

Revista de **Silvicultură** și **Cinegetica**

Anul XXX
Nr. 57 | 2025

Silvicultură
Silviculture

Genetică forestieră
Forest Genetics

Amenajarea pădurilor
Forest Management Planning

Protectia pădurilor
Forest Protection

Spații verzi urbane
Urban Green Areas

Biometrie
Biometry

Ecologie
Ecology

Arii protejate
Protected Areas

Flora și fauna sălbatică
Wildlife

Arbori monumentali
Monumental Trees

Curs de apă în etajul molidișurilor – Munții Retezat (foto Boglárka Opra)



SOCIETATEA PROGRESUL SILVIC
www.progresulsilvic.ro

PAG.	CUPRINS	AUTOR	ADRESE
5	<p>Conservarea și extinderea resurselor genetice forestiere de cvercinee din sudul Dobrogei în contextul schimbărilor climatice</p> <p>Conservation and expansion of oak forest genetic resources from southern Dobruja in the context of climate change</p>	 <p>Bogdan Ionuț Pleșca^{1,2} Flaviu Eugen Popescu³ Ecaterina Nicoleta Apostol¹ Răzvan Diaconescu⁴ Ioana Maria Pleșca¹ ✉ Dragoș Postolache⁵</p>	<p>¹ Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea" (INCDS), Voluntari, RO ² Școala Doctorală Interdisciplinară, Universitatea "Transilvania" din Brașov, Brașov, RO ³ Col. Simeria, SCDEP Timișoara, INCDS, RO ⁴ SCDEP Pitești, INCDS, RO ⁵ Secția de Cercetare Cluj, SCDEP Bistrița, INCDS, RO ✉ ioana.plesca@icas.ro</p>
16	<p>Variabilitatea fenotipică la specii native și introduse de <i>Quercus</i>: perspective dintr-o cultură comparativă din Arboretumul Hemeiuș</p> <p>Phenotypic variation in native and introduced <i>Quercus</i> species: insights from a common garden experiment at Hemeius Arboretum</p>	 <p>Ioana Maria Pleșca¹ Ecaterina Nicoleta Apostol¹ Bogdan Ionuț Pleșca^{1,2} ✉ Robert Cristian Ivan^{1,2} Cosmin Constantin Loghin^{1,2} Aliona Miron^{3,4} Ion Roșca⁴</p>	<p>¹ National Institute for Research and Development in Forestry "Marin Drăcea", Romania ² Transilvania University, Faculty of Silviculture and Forest Engineering, Brasov, Romania ³ Forestry Research and Management Institute, Chisinau, Republic of Moldova ⁴ "Alexandru Ciubotaru" National Botanical Garden (Institute), Moldova State University, Chisinau, Republic of Moldova ✉ bogdanplesca@yahoo.com</p>
24	<p>Explorarea metodelor nedistructive pentru estimarea sechestrării anuale a carbonului în arbori mature de conifere</p> <p>Exploring non-destructive methods for estimating annual carbon sequestration in an uneven-aged coniferous forest</p>	 <p>Alexandru Zaharia¹ Cosmin Ion Bragă¹ Gheorghe Raul Radu¹ ✉ Ștefan Petrea¹ Dan Pepelea¹ Alexandru Cucu¹ Șerban Tibor¹ Radu Ioan Nan¹ Gruță Ienășoiu^{1,2}</p>	<p>¹ Station of Brașov, National Institute for Research and Development in Forestry „Marin Drăcea”, Brașov, Romania ✉ raulgradu@gmail.com ² „Stefan cel Mare” University of Suceava, Suceava, Romania</p>
33	<p>Lepidopterele vătămătoare arborilor forestieri și ornamentali din Republica Moldova</p> <p>Lepidoptera harmful to forest and ornamental trees in the Republic of Moldova</p>	 <p>Andrian Țugulea¹ ✉ Cristina Țugulea¹</p>	<p>¹ Universitatea de Stat din Moldova (USM), Chișinău, Rep. Moldova ✉ tugulea.andrian@gmail.com</p>
44	<p>Actualizarea normelor de timp și de producție pentru GIS în amenajarea pădurilor</p> <p>Updating time and production norms for GIS in forest management planning</p>	 <p>Florin Achim¹ Constantin-Cosmin Loghin¹ ✉ Ionel Ban¹ Florin-Dorian Cojoacă^{2,3} Silviu Păunescu⁴ Răzvan Răducu¹ Robert Ștefan Ciobanu¹ Viorica Achim¹ Ioana Cristina Nițu¹ Mihai Furdui¹ Cristian Cătălin⁵ Gabriel Chițu⁴</p>	<p>¹ „Marin Drăcea” Romanian National Institute for Research and Development in Forestry (INCDS), Voluntari, Ilfov, RO ² University of Craiova, Craiova, Dolj, RO ³ SCDEP Craiova, INCDS, Craiova, Dolj, RO ⁴ SCDEP Pitești, INCDS, Pitești, Argeș, RO ⁵ SCDEP Brașov, INCDS, Brașov, RO ✉ cosmin.loghin@yahoo.com</p>

PAG.	CUPRINS	AUTOR	ADRESE
54	<p>Dinamica structurii și a biodiversității unei păduri virgine de amestec din Codrul Secular Slătioara</p> <p>Structure and biodiversity dynamics of a virgin mixed forest in Codrul Secular Slătioara</p>	 <p>Alexandra Ștefan¹ Gheorghe Ștefan^{1,2} ✉ Any Mary Petrițan³</p>	<p>¹ SCDEP Câmpulung Moldovenesc, INCDS "Marin Drăcea", RO ² Școala Doctorală Interdisciplinară, Universitatea Transilvania din Brașov, RO ³ SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea", RO ✉ stefan.gheorghe@icas.ro</p>
62	<p>Dinamica macroelementelor în ace, litieră și sol de molid într-un arboret montan din Carpați</p> <p>Dynamic of macroelements in needles, litter, and soil of Norway spruce in a Carpathian mountain stand</p>	 <p>Liviu Ciuvat¹ Elena Deleanu² Carmen Iacoban³ Stefan Leca² Cristian Anghelus² ✉ Cristiana Ciuvat² Ion Tâlmaci⁴ Gheorghe Florență⁴ Ion Roșca⁵ Aliona Miron⁵</p>	<p>¹ Col. Tulcea, INCDS, Tulcea, Romania ² National Institute for Research & Development in Forestry "Marin Drăcea", RO ³ Institutul de Cercetări și Amenajări Silvice, Chișinău, Rep. Moldova ⁴ Grădina Botanică Națională (Institut) „Alexandru Ciubotaru”, Universitatea de Stat din Moldova, Chișinău, Rep. Moldova ✉ cistian.anghelus@icas.ro</p>
67	<p>Combi-nații de arbuști, liane și arbori în spații verzi urbane</p> <p>Combinations of shrubs, lianas and trees in urban green spaces</p>	 <p>Valentin Bolea¹ Andy-Ștefan Popa² ✉</p>	<p>¹ Soc. Progresul Silvic, Brașov, RO ² SCDEP Brașov, INCDS, RO ✉ andy.popa@icas.ro</p>
77	<p>Recenzie: Șelaru V., 2025. Ursul și șansa conviețuirii sale pașnice cu omul.</p>	<p>Valentin Bolea¹ ✉</p>	<p>¹ Soc. Progresul Silvic, Brașov, RO ✉ revsilvcin@gmail.com</p>
78	<p>Arborii memoriali – conexiune între trecut, prezent și viitor</p> <p>Memorial trees - connection between the past, present and the future</p>	 <p>Diana Vasile¹ Virgil Scărlătescu² Andrei Apăfăian¹ ✉ Raluca Enescu³ Simona Coman¹ Emilia Mihalache¹</p>	<p>¹ Stațiunea Brașov – Institutul Național de Cercetare – Dezvoltare în Silvicultură „Marin Drăcea”, Brașov, RO ² Col. Mihăești, Stațiunea Pitești, INCDS "Marin Drăcea", Mihăești, RO ³ Facultatea de Silvicultură și Exploatarea Forestiere, Universitatea Transilvania, Brașov, RO</p>

PAG.	CUPRINS	AUTOR	ADRESE
85	O populație de <i>Secale strictum</i> (C. Presl) C. Presl identificată în Parcul Național Retezat A population of <i>Secale strictum</i> (C. Presl) C. Presl identified in Retezat National Park	 Gabriel Lazăr ¹ Gheorghe Vlad ¹ Avram Ciocșă ¹ Adrian Crăciun ¹ Ciprian Lazăr ¹ Alexandru Donescu ¹ Florin Corăiu ¹	¹ Stațiunea de Cercetare-Dezvoltare, Experimentare-Productie (SCDEP) Brașov, INCDS, Brașov, RO ✉ gabi_e_l@yahoo.com
90	Inițiativă europeană pentru sănătatea pădurilor: prima întâlnire a grupului de lucru privind noii dăunători și boli forestiere European initiative for forest health: the first meeting of the Focus Group on new and emerging forest pests and diseases	 Flavius Bălăcenoiu ¹ ✉	¹ „Marin Drăcea” Romanian National Institute for Research and Development in Forestry (INCDS), Voluntari, Ilfov, RO ✉ flavius.balacenoiu@icas.ro

Comitetul de redacție:

Valentin Bolea - Societatea „Progresul Silvic” (SPS) Brașov (SCDEP Brașov / INCDS), redactor șef, ROMANIA (RO)
Dănuț Chira - Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură „Marin Drăcea” (INCDS) / SCDEP Brașov, redactor șef - responsabil Cercetare, RO
Eugen N. Popescu - (SCDEP Brașov/ INCDS) redactor șef adjunct, RO
Neculae Șofletea - Academia de Științe Agricole și Silvicultură (ASAS), Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestieră (FSEF), Universitatea Transilvania din Brașov (UTBv), RO
Șerban Davidescu - INCDS „Marin Drăcea”, RO
Ladislav Paule - Technical University of Zvolen, SLOVACIA
Sorin Popescu - Texas A&M University, USA
Ion Micu - ProUrsus (FSEF, UTBv)
Ștefania Mang - Università degli Studi della Basilicata, ITALIA
Marius Budeanu - SCDEP Brașov / INCDS, RO
Diana Vasile - SCDEP Brașov / INCDS, RO

Secretariat de redacție:

Leonard Mihalache - secretar - SPS Brașov, RO

Comitetul științific și tehnic:

Gheorghe Gavrilescu - Președinte Societatea „Progresul Silvic” București, RO
Ioan Vasile Abrudan - UTBv, RO
Ilica Alexandrina - Societatea „Progresul Silvic”, Filiala Alba Iulia, RO
Ecaterina Nicoleta Apostol - INCDS „Marin Drăcea”, RO
Flavius Bălăcenoiu - INCDS „Marin Drăcea”, RO
Iovu - Adrian Biriș - USAMV București, RO
Valeriu Caisin - Institutul de Cercetări și Amenajări Silviculturale (ICAS), Moldova
Florentina Chira - SCDEP Brașov, RO
Petru Cuza - Universitatea de Stat din Rep. MOLDOVA
Ancuța Fedorca - INCDS / SCDEP Brașov, RO
Mihai Fedorca - SCDEP Brașov / INCDS, RO
József Pál Frink - Col. Cluj, SCDEP Bistrița, INCDS, RO
Sorin Geacu - Institutul de Geografie, Academia Română București, RO
Dan Traian Ionescu - FSEF, UTBv, RO
Ovidiu Ionescu - FSEF, UTBv, RO
Dana Malschi - Facultatea de Știința Mediului,

Univ. Babeș-Bolyai Cluj Napoca, ASAS, RO
Teodor Marușca - ICD Pajiști Brașov, ASAS, RO
Maria Munteanu - Societatea „Progresul Silvic”, Filiala Brașov - Covasna, RO
Constantin Nețoiu - SCDEP Craiova / INCDS, ASAS, RO
Neculai Patrichi - ICD Ecologie Acvatică, Pescuit și Acvacultură - ICDEAPA Galați, Univ. Dunărea de Jos, Galați, ASAS, RO
Flaviu Popescu - ASAS; Col. Simeria / INCDS, RO
Gheorghe Postolache - Grădina Botanică (Institut) a Academiei de Științe a Moldovei, R. MOLDOVA
Dragoș Postolache - Col. Cluj-Napoca / INCDS, RO
Costel Stan - „Progresul Silvic”, Fil. Argeș, RO
Tatiana Șesan - ASAS, Fac. Biologie, Univ. București, RO
Ioan Tăut - Facultatea de Silvicultură și Cadastru / USAMV Cluj-Napoca; Col. Cluj-Napoca / SCDEP Bistrița, ASAS, RO
Nicu Constantin Tudose - SCDEP Brașov / INCDS, RO
Marius Ureche - „Progresul Silvic”, Fil. Sibiu, RO
Radu Vlad - SCDEP Câmpulung Moldovenesc / INCDS, RO

Notă: „Revista de Silvicultură și Cinegetică” nu cenzurează opiniile autorilor care, însă, își asumă întreaga responsabilitate tehnică, științifică și juridică privind textele publicate.

Revista de Silvicultură și Cinegetică

ISSN 1583-2112

Varianta online: ISSN 2284-7936

www.progresulsilvic.ro /// www.incdsbv.ro/index.php/profilegrid_blogs/arhiva-revista/#

INDEXAREA ÎN BAZELE DE DATE: CABI, EBSCO, Index Copernicus (Journals Master List, ICV= 61,45)
Brașov, Str. Cloșca nr. 13, tel.: 0268-419936, fax.: 0268-415338, e-mail: revsilvcin@gmail.com

Editura Silvică

Editori: Societatea „Progresul Silvic”;

Institutul Național de Cercetare - Dezvoltare în Silvicultură „Marin Drăcea” (SCDEP Brașov)



Conservarea și extinderea resurselor genetice forestiere de cvercinee din sudul Dobrogei în contextul schimbărilor climatice

Bogdan Ionuț Pleșca^{1,2}, Flaviu Eugen Popescu³, Ecaterina Nicoleta Apostol¹, Răzvan Diaconescu⁴, Ioana Maria Pleșca¹✉, Dragoș Postolache⁵

¹. Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", Voluntari, România

². Școala Doctorală Interdisciplinară, Universitatea "Transilvania" din Brașov, Brașov, România

³. Col. Simeria, SCDEP Timișoara, INCDS, România

⁴. SCDEP Pitești, INCDS, România

⁵. Secția CDEP Cluj, SCDEP Bistrița, INCDS, România

✉ autor corespondent

1. Introducere

Resursele genetice forestiere (RGF) reprezintă un factor esențial în menținerea sustenabilității pădurilor și echilibrului ecosistemelor (Rajora & Mosseler 2001), fiind direct implicate în asigurarea continuității proveniențelor locale care s-au adaptat de-a lungul timpului la condițiile de mediu specifice. Prin diversitatea lor genetică, acestea permit pădurilor să răspundă și să se adapteze la factorii de stres, precum schimbările climatice, bolile sau atacurile de dăunători, contribuind astfel la stabilitatea și reziliența ecosistemelor forestiere (Alfaro et al. 2014). În acest context, conservarea resurselor genetice este o prioritate globală, având în vedere impactul negativ al pierderii diversității genetice asupra stabilității și sănătății ecosistemelor forestiere.

Conservarea RGF reprezintă o preocupare fundamentală de lungă durată în silvicultura românească. Chiar și în absența unui program specific dedicat conservării RGF, au existat încă de la început preocupări pentru păstrarea genotipurilor valoroase și utilizarea acestora în sectorul silvic. Aceste demersuri s-au materializat prin identificarea și selectarea unor arborete valoroase ca surse de semințe (Enescu 1969), transformarea acestor arborete în rezervații de semințe, identificarea arborilor cu caracteristici deosebite și înființarea plantajelor (Enescu 1975), toate contribuind la promovarea menținerii diversității genetice în ecosistemele forestiere

(Popescu et al. 2019).

Conservarea RGF este realizată fie prin metode *in situ* sau *ex situ* (Apostol et al. 2019, Budeanu et al. 2019, Popescu et al. 2019) și este implementată în cadrul unor nuclee cu rol esențial în păstrarea diversității genetice și în asigurarea menținerii capacității lor de adaptare, în special în fața amenințărilor climatice (Popescu et al. 2015). Identificarea și descrierea acestor nuclee a început în 1993, având la bază rezervațiile de semințe existente (Enescu 1969, Enescu 1975, Enescu et al. 1988) și au constituit un pas important în direcția conservării RGF-urilor. Activitățile de cartare a RGF-urilor în perioada 1993-1996, au dus la elaborarea primului catalog al resurselor genetice forestiere (Lalu 1996). În anul 2011, Catalogul Național al Resurselor Genetice Forestiere a fost actualizat (Pârnuță et al. 2011), și de asemenea a fost publicat Catalogul Național al Materialelor de Bază pentru producerea Materialelor Forestiere de Reproducere (Pârnuță et al. 2012).

În acest context, la nivel național, resursele genetice forestiere sunt împărțite în două categorii majore:

1. Resurse genetice pentru utilizare în practica silvică, care sunt incluse în *Catalogul Național al Materialelor de Bază pentru producerea Materialelor Forestiere de Reproducere*. Pentru acest tip, au fost stabilite un număr total de 2930 unități-sursă pentru un număr de 45 de specii, cu o suprafață totală de aproximativ 40.000 ha (Pârnuță et al. 2012).

2. Resurse genetice pentru conservarea genofondului, stabilite în nuclee și incluse în *Catalogul Național al Resurselor Genetice Forestiere*. Pentru acest tip au fost identificate și înregistrate 698 nuclee de conservare, cu o suprafață totală a unităților de 12922,8 ha (Pârnuță et al. 2011).

Cele mai numeroase RGF-uri au fost constituite pentru genul *Quercus* L. însumând 908 unități-sursă pentru

materialele de bază și 208 nuclee destinate pentru conservare (Budeanu et al. 2019). În plus, au fost inițiate demersuri pentru suplimentarea acestor RGF prin identificarea și selecția unor noi resurse, cu scopul de a extinde diversitatea genetică dincolo de grupul RGF orientat spre productivitate ridicată. Aceste inițiative urmăresc să abordeze variabilitatea ecologică și genetică, incluzând nuclee de conservare pentru diverse specii de cvercinee, situate în medii distincte, cum ar fi populații marginale, de mare altitudine sau de joasă altitudine, precum și specii valoroase prin calitățile tehnologice superioare ale lemnului (Budeanu et al. 2016).

În regiunile caracterizate prin lipsa pădurilor sau chiar absența acestora pe suprafețe extinse, asigurarea unui material genetic variat constituie o condiție indispensabilă pentru refacerea și menținerea rezilienței ecosistemelor forestiere. Una dintre aceste zone este Podișul Dobrogei Centrale și de Sud, unde distribuția neuniformă a pădurilor accentuează vulnerabilitatea ecosistemelor din această regiune (Popescu et al. 2023). Fragmentarea accentuată a pădurilor de cvercinee din sudul Dobrogei, unde persistă doar câteva nuclee, accentuează riscul de eroziune genetică și ecologică, afectând funcționalitatea ecosistemelor forestiere de cvercinee. Această situație argumentează necesitatea dezvoltării și implementării unor studii și programe integrate de conservare dinamică și monitorizarea activă a resurselor genetice forestiere de cvercinee (Postolache & Popescu 2023), menite să asigure menținerea diversității genetice, adaptabilității și rezilienței speciilor de cvercinee în fața schimbărilor de mediu accelerate.

Pe fondul intensificării schimbărilor climatice, ecosistemele forestiere din sudul Dobrogei se confruntă cu presiuni tot mai accentuate, care le afectează stabilitatea structurală și funcționalitatea ecologică. Datele climatice recente arată că, între anii 1958 și 2023, temperatura medie anuală în România a crescut cu aproximativ +2,11°C, depășind media globală (+1,81°C) și cea europeană (+1,99°C), cu +0,30°C, respectiv +0,12°C (Antonescu et al. 2024). Această tendință de încălzire este însoțită de o creștere semnificativă a frecvenței și duratei valurilor de căldură, fenomene care s-au prelungit în medie cu 10–15 zile la nivel național și chiar cu 25–30 de zile în sud-vestul și estul țării, inclusiv în zona Dobrogei (Antonescu et al. 2024).

Previziunile climatice pentru România sugerează o perpetuare a acestei tendințe de creștere a temperaturilor medii, însoțită de o amplificare a frecvenței și intensității fenomenelor meteorologice extreme, în mod special a valurilor de căldură și a perioadelor de secetă severă. Aceste modificări climatice se traduc printr-un stres termic accentuat și o creștere a deficitului hidric, cu efecte directe asupra dinamicii și vitalității pădurilor din regiune (Cheval et al. 2020).

În special, speciile de cvercinee, care constituie elementul dominant al pădurilor din sudul Dobrogei (Popescu et al. 2023), manifestă o sensibilitate ridicată la stresul climatic prelungit, ceea ce conduce la diminuarea capacității de

regenerare naturală și la intensificarea proceselor de uscare și degradare a arboretelor (Carluccio et al. 2025). În acest context, adaptarea la schimbările climatice trebuie să devină o componentă esențială a strategiilor de gestionare și conservare a resurselor genetice forestiere, pentru a menține funcționalitatea ecologică și reziliența pe termen lung a ecosistemelor de cvercinee din această regiune.

Scopul prezentului studiu este de a realiza o analiză aprofundată a stării actuale a resurselor genetice forestiere din sudul Dobrogei, având ca direcție centrală identificarea de noi nuclee de conservare pentru speciile de cvercinee și formularea unor măsuri eficiente, bazate pe argumente științifice, pentru conservarea, monitorizarea pe termen lung și gestionarea durabilă a acestor resurse, într-un context ecologic marcat de intensificarea presiunilor antropice și de efectele tot mai vizibile ale schimbărilor climatice. În vederea atingerii acestui scop, studiul a fost structurat în jurul a trei obiective majore: *i*) evaluarea stării actuale a arboretelor de cvercinee din zona de studiu, *ii*) analiza resurselor genetice existente înscrise în cataloagele existente, și *iii*) identificarea și propunerea de noi nuclee de conservare care să contribuie la consolidarea rețelei de resurse genetice forestiere din sudul Dobrogei.

2. Material și metodă

2.1. Localizarea zonei de studiu

Podișul Dobrogei Centrale și de Sud, situat în extremitatea sud-estică a României, prezintă o distribuție spațială heterogenă a formațiunilor forestiere, determinată de variațiile locale de relief, climă și sol. În sectorul nordic, pădurile sunt relativ bine reprezentate, reflectând condiții ecologice mai favorabile instalării vegetației forestiere. Zona centrală se remarcă printr-un deficit aproape total de suprafețe împădurite, rezultat al combinației dintre ariditate, presiuni antropice istorice și utilizarea intensă a terenurilor. În contrast, partea sudică, în special sud-vestul Podișului Oltinei, conservă cele mai extinse areale forestiere ale regiunii, constituind un nucleu important pentru menținerea continuității ecosistemelor de cvercinee caracteristice Dobrogei (fig. 1).

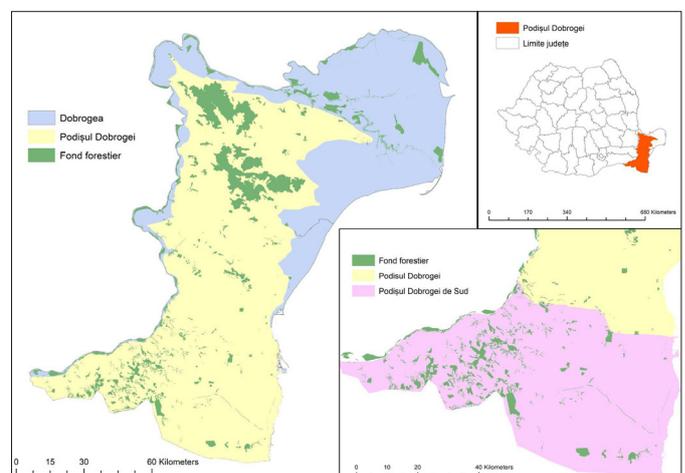


Fig. 1. Localizarea zonei de studiu

2.2. Evoluția și distribuția fondului forestier în sudul Dobrogei

Conform datelor din Harta Pădurilor elaborată de Serviciul Silvic al Statului, suprafața fondului forestier din sudul Dobrogei la nivelul anului 1900 era estimată la 35.375 ha, incluzând și zona Luncii Dunării. Din această suprafață, pădurile aflate în proprietatea statului însumau 28.903 ha, evidențiind ponderea majoritară și rolul determinant al proprietății publice în structura fondului forestier a perioadei analizate.

Deși la sfârșitul secolului al XIX-lea arealul forestier al Dobrogei era considerabil mai extins, suprafața pădurilor s-a redus treptat din motive economice, fapt consemnat ulterior, în perioada interbelică, de profesorul Marin Drăcea, care, în lucrarea "Dobrogea: Cincizeci de ani de viață românească (1878-1928)", a oferit primele informații detaliate privind compoziția și întinderea fondului forestier din această regiune (tab. 1). Speciile de cvercinee reprezentau aproximativ 13,3% din suprafața fondului forestier (tab. 2), iar arboretele erau predominant tinere, având vârste de până la 40 de ani (tab. 3).

Tab. 1. Distribuția fondului forestier în Dobrogea de Sud în anul 1927

Categorie teren	Suprafață [ha]*
Împădurit	14.590
Goluri	4.897
Totală	19.487

*Date conform Drăcea (1928)

Tab. 2. Distribuția speciilor sau grupelor de specii în compunerea pădurilor la nivelul anului 1922

Specia	Ponderea [%]*
Cvercinee	13,30
Carpen	16,10
Tei	2,10
Frasin	10,50
Ulm	3,15
Salcâm	10,15
Diverse	14,70
Plop și salcie	30,00

*Date conform Drăcea (1928)

Tab. 3. Distribuția arboretelor pe clase de vârstă la nivelul anului 1922

Clasa de vârstă [ani]	Ponderea [%]*
1-20	93
21-40	7
41-60	-
61-80	-
>80	-

*Date conform Drăcea (1928)

2.2. Analiza și selectarea RGF pentru speciile de cvercinee

Inițial, pentru analiza și selectarea RGF-urilor speciilor de cvercinee din sudul Dobrogei, s-au consultat amenajamentele silvice și s-a creat o bază de date unitară, organizată pe două niveluri: *i*) descrierea stațiunii și a caracteristicilor generale ale arboretelor, incluzând

informații ecologice și tipologice, și *ii*) descrierea elementelor de arboret, precum compoziția speciilor și structura acestora.

În etapa următoare, s-au realizat analiza și descrierea arboretelor de cvercinee incluse în *Catalogul Național al Materialelor de Bază pentru producerea Materialelor Forestiere de Reproducere* (Pârnuță et al. 2012) și în *Catalogul Național al Resurselor Genetice Forestiere* (Pârnuță et al. 2011), evaluând starea actuală a resurselor și propunând măsuri aplicabile pentru conservarea și managementul acestora.

Ulterior, pe baza datelor inițiale, au fost selectate și analizate arboretele ce includ specii de cvercinee în compoziție, având ca scop identificarea și propunerea unor noi resurse genetice. Astfel, în zonele deficitare în arborete sursă de semințe sau resurse genetice, selecția arboretelor s-a bazat pe următoarele criterii:

- Vârstă minimă de 50 de ani;
- Clasă de producție minimum III;
- Reprezentativitate pentru pădurile din care fac parte.

Arboretele selectate au fost evaluate pentru a se asigura că acestea corespund uneia dintre cele cinci grupe de RGF descrise în literatura de specialitate (Șofletea 2005, Budeanu et al. 2016):

1. RGF cu productivitate ridicată;
2. RGF cu caracter marginal;
3. RGF cu caracter ecogenetic particular;
4. RGF cu caractere morfologice și/sau anatomice deosebite, de interes economic sau științific;
5. RGF din culturi artificiale.

De asemenea, analiza a fost completată cu date obținute din lucrările de eșantionare realizate în teren, care au oferit informații suplimentare privind compoziția, structura și starea de vegetație a resurselor genetice evaluate.

Pentru vizualizarea distribuției fondului forestier, a răspândirii speciilor și a resurselor genetice de cvercinee s-au utilizat programele ArcGis și QGis, care au permis realizarea de hărți digitale, facilitând analiza spațială a acestor resurse pe baza datelor disponibile.

3. Rezultate și discuții

3.1. Evaluarea RGF actuale de cvercinee din sudul Dobrogei

Nucleul pădurilor din sudul Dobrogei, inclusiv din Podișul Dobrogean de Sud, prezintă un procent de împădurire de aproximativ 7%. Această valoare reflectă distribuția scăzută a vegetației forestiere într-o regiune recunoscută pentru condițiile climatice și pedologice marginale, ceea ce subliniază importanța conservării RGF din această zonă.

Analiza preliminară a datelor din amenajamentele silvice a evidențiat o suprafață totală a fondului forestier de 27.210,57 ha, dintre care 92,5% sunt constituite din păduri și terenuri destinate împăduririi. Un procent redus, de

0,2% (66,26 ha), este ocupat de pepiniere și plantaje, în timp ce restul suprafeței include alte categorii de folosință prevăzute în amenajamentele silvice. Suprafața relativ redusă a pepinierelor și plantajelor indică o capacitate limitată pentru regenerarea artificială a pădurilor din sudul Dobrogei. Această situație subliniază importanța strategică a pădurilor regenerate natural și a conservării RGF pentru menținerea diversității genetice, a rezilienței și a funcționalității ecosistemelor forestiere. Studiile anterioare (Jump et al. 2009, Thompson et al. 2009) subliniază că pădurile naturale sunt mai bine adaptate la condițiile climatice variabile și mai reziliente în fața stresurilor abiotice și biotice, datorită nivelului mai ridicat de biodiversitate (Brockerhoff et al. 2008).

Pădurile naturale reprezintă 36% (8.989,30 ha), dintre acestea doar 29% au caracter natural fundamental, restul fiind parțial sau total derivate (fig. 2).

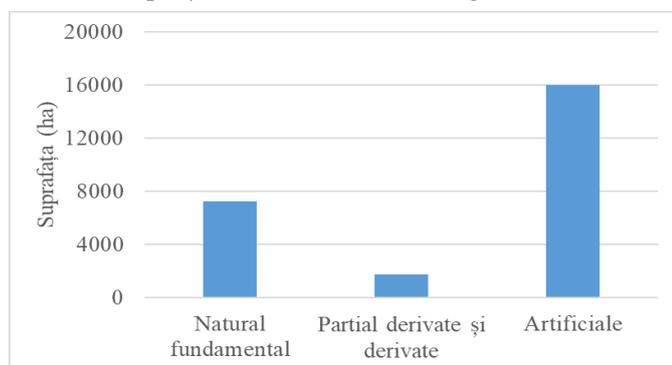
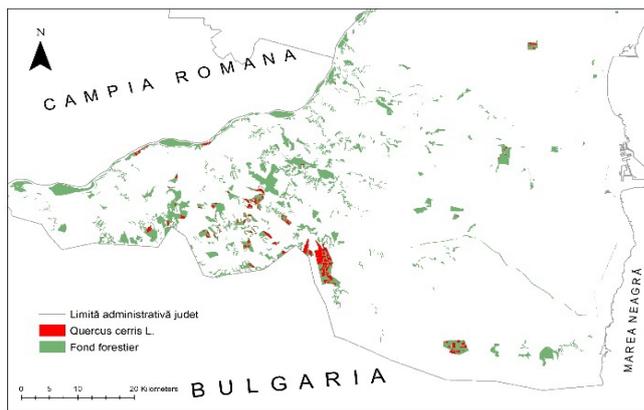


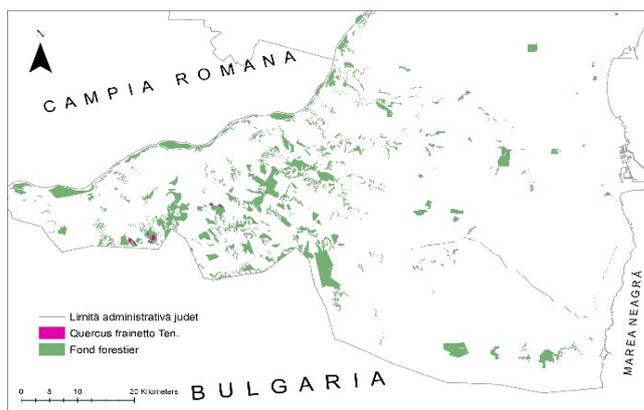
Fig. 2. Caracterul actual al tipului de pădure în zona de studiu

Suprafața pădurilor total derivate însumează 506,55 ha, o valoare relativ ridicată, cauzată în principal de condițiile staționale și de intervențiile silviculturale efectuate în trecut. Un aspect important de menționat este că, în această zonă, s-au realizat lucrări de împădurire pe suprafețe extinse, însumând aproximativ 2500 ha (**1972). O altă cauză a extinderii arboretelor artificiale a fost introducerea unor specii cu valoare economică ridicată, care, deși au avut un impact pozitiv pe termen scurt în ceea ce privește ameliorarea terenurilor și rentabilitatea economică, nu au avut aceeași eficiență pe termen lung. În acest context, se remarcă arboretele de salcâm și glădiță, ce ocupă peste 10.000 ha, reprezentând aproximativ 41% din suprafața totală împădurită. De asemenea, pădurile de pin însumează 636,6 ha, însă aceste suprafețe au fost reduse semnificativ în ultimii ani din cauza fenomenelor de uscare în masă.

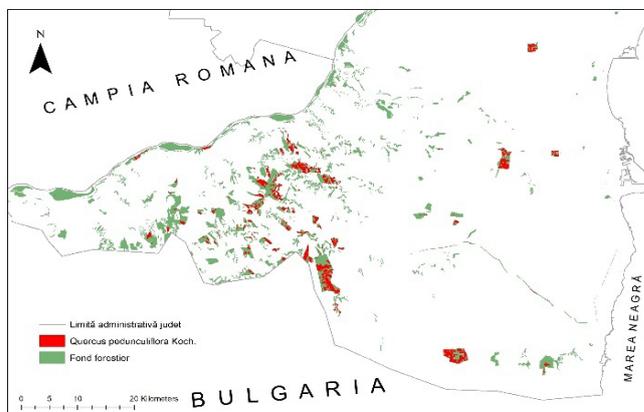
Dintre speciile de arbori, cvercineele ocupă un loc central, acoperind 4.780,36 ha (19,3% din fondul forestier total). În cadrul acestora, arboretele de proveniență naturală ocupă o pondere importantă, însumând 3.752,32 ha (78,5%). Speciile de cvercinee identificate includ cerul (*Quercus cerris*), stejarul brumăriu (*Quercus pedunculiflora*), stejarul pufos (*Quercus pubescens*), gârnița (*Quercus frainetto*), stejarul pedunculat (*Quercus robur*) și stejarul roșu (*Quercus rubra*) (**2015, **2016, **2018) (fig. 3). Aceste specii prezintă o adaptare ecologică variată, având o distribuție eterogenă influențată de condițiile edafice și climatice locale.



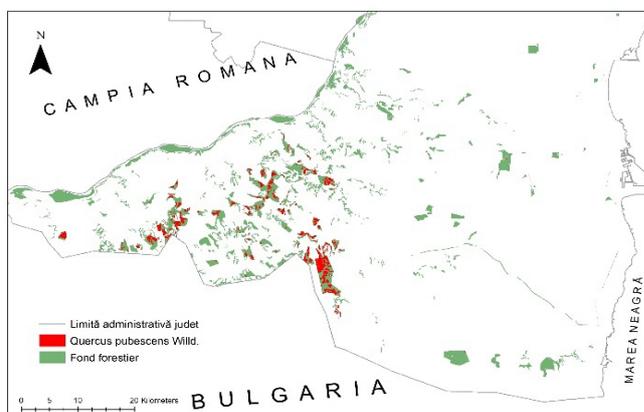
a



b



c



d

Fig. 3. Distribuția speciilor de cvercinee în zona de studiu (a - *Q. cerris*, b - *Q. frainetto*, c - *Q. pedunculiflora*, d - *Q. pubescens*)

Distribuția și structura speciilor de cvercinee oferă indicii relevante despre starea ecologică a pădurilor din sudul Dobrogei. Prezența speciilor precum cerul, stejarul brumăriu și stejarul pufos reflectă adaptabilitatea speciilor la condițiile climatice semiaride și solurile sărace din regiune, evidențiind, totodată, valoarea lor în contextul schimbărilor climatice (Apostol et al. 2016). În schimb, prezența stejarului roșu, o specie introdusă, este un indicator clar al intervențiilor antropice.

Un aspect important de menționat este că aproximativ jumătate din suprafața ocupată de stejarul brumăriu (735,12 ha) provine din plantații, ceea ce subliniază necesitatea intervențiilor artificiale pentru menținerea acestei specii, o practică frecvent aplicată în cazul cvercineelor, în absența regenerării naturale (Reho et al. 2022). Chiar dacă plantațiile contribuie la extinderea suprafețelor forestiere, ele prezintă adesea o diversitate genetică mai scăzută decât pădurile naturale (Degen et al. 2021), ceea ce le face mai vulnerabile la boli și schimbări climatice. Totuși, impactul plantațiilor asupra atenuării schimbărilor climatice poate fi cu atât mai benefic, cu cât reușim să introducem specii reziliente, utilizând materiale forestiere de reproducere cu diversitate genetică ridicată (Carnus et al. 2006, Kirschbaum et al. 2024).

3.2. Analiza RGF existente înscrise în cataloagele naționale

Privit cataloagelor disponibile, există 11 arborete clasificate drept materiale de bază (tab. 4, fig. 4) și doar trei unități desemnate ca resurse genetice forestiere

pentru cvercinee. De asemenea, a fost inclusă și RGF Tudor Vladimirescu, constituită ca nucleu de conservare pentru specia-țintă *Tilia tomentosa*, în cadrul căreia stejarul brumăriu și stejarul pufos se regăsesc ca specii asociate (tab. 5, fig. 4).

Cele 11 arborete încadrate ca materiale de bază pentru producerea materialelor forestiere de reproducere ocupă o suprafață totală de 52,50 ha, dintre care pe 36,90 ha sunt prezente specii de cvercinee.

Resursa Meșelic este cea mai extinsă resursă genetică pentru producerea materialelor forestiere de reproducere din zonă, fiind alcătuită din trei unități sursă care totalizează o suprafață de 29,6 ha. Specia majoritară este cerul, alături de care se regăsesc stejarul pufos și stejarul brumăriu. Scopul selecției acestei resurse a fost adaptabilitatea la condițiile pedoclimatice locale. Starea de vegetație este bună, nefiind semnalate fenomene de uscare. Consistența arboretului variază între 0,7 și 0,9, valorile mai apropiate de 0,9 determinând o dezvoltare mai redusă a coroanelor arborilor și, implicit, diminuarea capacității de fructificație. În cazul stejarilor, factori precum dimensiunea coroanei și distanța dintre exemplare influențează semnificativ atât abundența fructificației, cât și calitatea ghindelor (Dobrovolný et al. 2017, Rumiantsev et al. 2023). Identificarea exemplarelor cu fructificație abundentă, precum și aplicarea unor lucrări de îngrijire a coroanelor reprezintă intervenții silviculturale esențiale pentru creșterea producției de semințe (Martiník et al. 2014).

Tab. 4. Localizarea arboretelor încadrate ca surse de semințe din Catalogul Național al Materialelor de Bază pentru producerea Materialelor Forestiere de Reproducere

Nr. crt.	Denumire material de bază	Cod unic de identificare	Localizare OS/UP/ua	Supraf. tot./efec. (ha)	Compoziție
1	Meșelic	CE,STP-I270-1	Băneasa/I/19B	16,90/7,30	7CE3STP
2		STP,CE-I270-1	Băneasa/I/19B	16,90/1,70	7CE3STP
3		CE,STP-I270-2	Băneasa/I/22A	3,90/2,30	6CE2STP1STB1MJ
4		STP,CE-I270-2	Băneasa/I/22A	3,90/0,80	6CE2STP1STB1MJ
5		CE,STP-I270-3	Băneasa/I/24A,24H	8,80/7,00	9CE1DT / 7CE2STP1DT
6		STP,CE-I270-3	Băneasa/I/24A,24H	8,80/0,90	9CE1DT / 7CE2STP1DT
7	Sevendic	CE,STB,STP-I28Ae-1	Murfatlar/I/72A	12,10/2,40	2STP1MJ2CE3CR2STB
8		STB,STP,CE-I28Ae-1	Murfatlar/I/72A	12,10/2,40	2STP1MJ2CE3CR2STB
9		STP,CE,STB-I28Ae-1	Murfatlar/I/72A	12,10/2,40	2STP1MJ2CE3CR2STB
10	Mihai Eminescu	STB-I270-1	Băneasa/IV/37B	2,80/1,70	7STB2JU1CR
11	Chituchia	STB-I280-1	Murfatlar/IV/26A,26B	8,00/8,00	10STB
Total				52,50/36,90	

Notă: OS-ocol silvic; UP- unitate de producție; u.a.- unitate amenajistică; supraf.-suprafață; tot.-totală; efect.-efectivă

Tab. 5. Localizarea arboretelor încadrate ca RGF din Catalogul Național al Resurselor Genetice Forestiere

Nr. crt.	Denumire RGF	Cod unic de identificare	Localizare OS/UP/ua	Supraf. tot./efec. (ha)	Compoziție
1	Meșelic	RG-STP,CE/STB,MJ,VIT,CR-I270-1	Băneasa/I/22A	9,90/1,98	6CE2STP1STB1MJ
2		RG-CE,STP/STB,MJ,VIT,CR-I270-1	Băneasa/I/22A	9,90/5,94	6CE2STP1STB1MJ
3	Sevendic	RG-STB/STP,CE,PR,MJ,JU,CR-I28Ae-1	Murfatlar/I/74A	17,40/17,40	10STB
4	Tudor Vladimirescu	RG-TE/MJ,CR,CE,STB,STP,JU-I270-1	Băneasa/III/5A	10,80/6,48	6TE2MJ1CR1DT
Total				38,10/31,8	

Notă: OS-ocol silvic; UP- unitate de producție; ua-unitate amenajistică; supraf.-suprafață; tot.-totală; efect.-efectivă

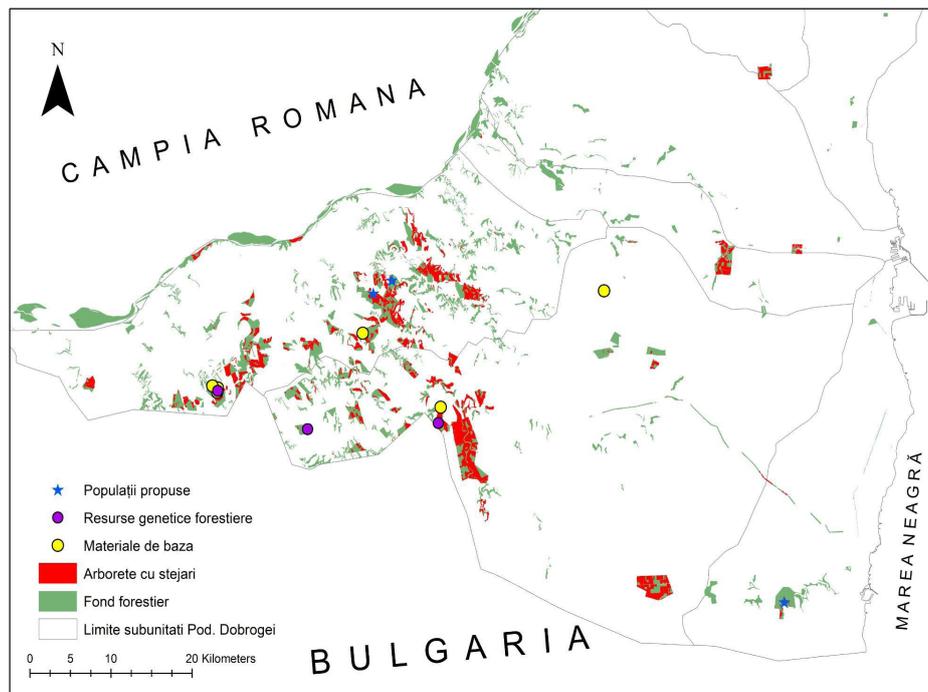


Fig. 4. Distribuția materialelor de bază pentru producerea materialelor forestiere de reproducere și a resurselor genetice forestiere de stejari existente în zona de studiu, precum și a noilor resurse propuse pentru includerea în cataloagele naționale

Resursa Sevindic se întinde pe o suprafață de 12,10 ha și a fost constituită pentru conservarea și recoltarea de material semincer pentru *Q. pubescens*, *Q. pedunculiflora* și *Q. cerris*. Evaluările din teren indică o stare de vegetație neuniformă, fiind relativ mai bună spre interiorul masivului, unde efectele presiunilor externe sunt mai atenuate. Principalele cauze identificate ale acestei stări sunt pășunatul excesiv în treimea inferioară a versantului, care a afectat regenerarea naturală și structura solului, precum și atacurile de dăunători asupra arborilor, manifestate prin coroane slab dezvoltate și semne vizibile de stres fiziologic. Această situație subliniază vulnerabilitatea resursei în raport cu factorii antropici și biotici și evidențiază necesitatea aplicării unor măsuri de protecție și refacere a vitalității arboretului, în vederea menținerii valorii sale genetice și ecologice. Pășunatul este recunoscut ca un factor limitativ pentru regenerarea naturală a speciilor, în special în cazul speciilor de cvercinee, care necesită protecție în stadiile incipiente ale dezvoltării (McCreary & George 2005). De asemenea, în pășunile împădurite cu stejari, pe lângă eșecul regenerării, pășunatul mai este asociat și cu îmbătrânirea structurii arboretelor și, implicit, reducerea densității arborilor (Bergmeier et al. 2010). Mai mult decât atât, în cadrul acestei resurse, coroanele arborilor sunt slab dezvoltate și prezintă atacuri din partea diversilor dăunători (Simionescu et al. 2001, 2012; Bălăcenoiu et al. 2024). Starea coroanei reprezintă un indicator important pentru evaluarea stării de sănătate și a vigurozității arborilor, oferind indicii clare asupra stresului la care sunt supuși (Zarnoch et al. 2004). Potrivit ghidului EUFORGEN (European Forest Genetic Resources Programme), pentru a asigura o conservare dinamică, unitățile de conservare genetică forestieră trebuie să aibă un nivel minim de viabilitate pe termen lung, capacitate de regenerare naturală

susținută prin fructificație regulată și producere de material genetic viabil, precum și expunerea la un nivel minim de perturbare antropogenă (Koskela et al. 2013, Aravanopoulos et al. 2015). Având în vedere condițiile ecologice și presiunile antropice identificate, se impune, adoptarea unor măsuri imediate de conservare, în special prevenirea pășunatului și implementarea unor acțiuni de protecție și de monitorizare periodică a stării puietilor, menite să favorizeze creșterea ratei de succes a regenerărilor naturale, asigurând astfel premisele continuității proceselor naturale de succesiune și stabilizarea acestora.

Resursele genetice adaptate la condițiile climatice și edafice locale se presupune că pot susține pe termen lung populații viabile și stabile, în special în contextul actual al schimbărilor climatice (McKay et al. 2005, Boshier et al. 2015).

Resursa Mihai Eminescu ocupă o suprafață redusă, de doar 2,80 ha, specia principală pentru care a fost constituită fiind stejarul brumăriu. Scopul selecției acestei resurse a fost producția și calitatea lemnului, exemplarele atingând diametre de până la 57 cm și înălțimi de aproximativ 19,6 m. Deși arboretul prezintă uscări izolate și rupturi, acestea nu influențează semnificativ vitalitatea generală, fapt ce evidențiază reziliența ecologică și potențialul adaptativ ridicat al acestei specii. Totuși, se recomandă aplicarea unor lucrări silvotehnice care să favorizeze dezvoltarea coroanelor în vederea stimulării fructificației (Budeanu et al. 2025).

Resursa Chituchia cu o suprafață de 8,00 ha, este localizată pe raza Ocolului Silvic Murfatlar (Budeanu et al. 2014) și este reprezentată de un arboret de stejar brumăriu, situat într-un trup de pădure izolat. Având în vedere dimensiunea relativ mică și izolarea față

de aria de răspândire continuă a speciei, aceasta este susceptibilă la pierderea diversității genetice, ca urmare a intensificării derivei genetice, creșterii consangvinizării și diminuării fluxului genic între populații (Jump & Peñuelas 2006, Vranckx 2014). În acest sens, este esențială monitorizarea constantă a diversității genetice și facilitarea fluxului genic între populații, pentru a asigura viabilitatea pe termen lung (Frankham 2010, Postolache & Popescu 2023). Comparativ cu celelalte trei resurse, aceasta resursă prezintă particularități speciale datorită adaptabilității în condiții de stepă, remarcându-se prin prezența unor arbori cu dimensiuni excepționale, care ating diametre de până la 110 cm și înălțimi de 26,7 m (fig. 5).

Populațiile periferice, în special cele situate la limitele sudice, mai calde, ale arealului natural al speciei, sunt considerate mai bine adaptate la condiții de stres și, prin urmare, este probabil să prezinte trăsături adaptative valoroase (Borovics & Mátyás 2013, Ciocîrlan et al. 2017, Gafenco et al. 2022). Arboretul prezintă, de asemenea, uscări izolate (fig. 5) sau cu caracter concentrat, care afectează coroanele în proporție de aproximativ 25%.



Fig. 5. Exemplare de stejar brumăriu din u.a. 26 B (foto Postolache D.) (stânga) și exemplar de stejar brumăriu afectat de uscare din u.a. 26 B (foto Plesca B.) (dreapta)

Datele existente indică originea necunoscută pentru una dintre cele două subunități, fapt care justifică necesitatea unor cercetări aprofundate privind structura genetică a populației. În acest context, investigarea diferențelor genetice dintre u.a. 26 A și 26 B este esențială pentru evaluarea caracterului autohton al populației și pentru identificarea posibilelor influențe antropice. Rezultatele acestor analize vor contribui la fundamentarea măsurilor de conservare *in situ*.

În cadrul resursei genetice Chituchia nu a fost observată regenerare naturală, deși în arboret se află un număr suficient de arbori maturi cu fructificație abundentă. Lipsa instalării și dezvoltării puietilor se datorează, în principal, pășunatului intens, care afectează procesul de regenerare prin distrugerea semințului și a lăstarilor tineri.

Având în vedere presiunile antropice identificate, se impune adoptarea unor măsuri imediate de conservare, vizând în special asigurarea respectării interdicției de

pășunat, precum și implementarea unor acțiuni de protecție și de monitorizare periodică a regenerării naturale.

În ceea ce privește RGF prezente în zona de studiu, acestea sunt distribuite oarecum neuniform pe suprafața împădurită (fig. 4), lipsind în anumite sectoare, în special în zonele forestiere din sud și sud-est sau în regiuni mai întinse din partea centrală a arealului analizat.

RGF Meșelic ocupă o suprafață de 9,9 ha și a fost constituită pentru speciile *Q. cerris* și *Q. pubescens*. În structura arboretului se remarcă, de asemenea, prezența stejarului brumăriu (*Q. pedunculiflora*), ale cărui exemplare au un caracter preponderent diseminat. De asemenea, au fost identificate exemplare de gârniță (*Quercus frainetto*), specie cu o prezență redusă în regiunea sudică a Dobrogei, fapt care conferă resursei o valoare genetică și ecologică ridicată. În acest context, se recomandă extinderea nucleului sau identificarea unui nou nucleu de conservare, care să includă arboretele mixte de cvercinee, contribuind la menținerea variabilității genetice, la susținerea proceselor naturale de adaptare și hibridizare interspecifică, precum și la creșterea rezilienței ecosistemelor forestiere în fața schimbărilor climatice.

Exemplare cu dimensiuni considerabile de stejar brumăriu s-au identificat în arboretele din lungul văii Meșelic, zonă în care se regăsesc și exemplare de carpen (*Carpinus betulus*) și jugastru (*Acer campestre*), elemente tipice pădurilor nord-dobrogene. Aceste specii de amestec joacă un rol ecologic important în structura și stabilitatea ecosistemelor forestiere locale, contribuind la creșterea rezilienței RGF în fața stresului climatic, bolilor și atacurilor de dăunători (Jactel et al. 2017).

RGF Sevendic are o suprafață de 17,40 ha și a fost constituită ca nucleu de conservare pentru specia stejar brumăriu. Starea de vegetație este variabilă, oscilând de la bună pe anumite porțiuni, până la slabă pe altele. Se observă fenomene de uscare accentuată în zona de vale, afectând în special exemplarele de stejar brumăriu. Diametrul mediu al exemplarelor de stejar brumăriu este de 30 cm, iar înălțimea medie atinge 14 m, cu un maxim eșantionat de 22 m. Pe suprafața RGF-ului se mai întâlnesc și alte specii de cvercinee, precum cerul, stejarul pufos și exemplare diseminate de gârniță. Având în vedere prezența mai multor specii de stejari în cadrul acestei resurse, se recomandă monitorizarea structurii genetice a populației în vederea evaluării dinamicii fluxului genic și a potențialului de hibridizare naturală. În acest context, se recomandă realizarea analizei riscului de introgresie interspecifică, fenomen frecvent raportat în cadrul genului *Quercus* (Curtu et al. 2007, Curtu et al. 2011), care, deși contribuie la diversificarea genetică și la creșterea capacității adaptative, poate conduce, la diluarea identității genetice specifice a anumitor taxoni și la modificarea structurilor populaționale pe termen lung. Stejarul brumăriu și stejarul pufos se regăsesc ca specii asociate și în compoziția **RGF Tudor Vladimirescu**, constituită însă ca nucleu de conservare pentru specia de bază *Tilia tomentosa*.

3.3. Identificarea și propunerea de noi RGF reprezentative pentru Dobrogea de Sud

Pentru extinderea rețelei de RGF și creșterea suprafețelor destinate conservării *in situ*, au fost identificate și propuse trei noi resurse genetice (tab. 6., fig. 4), localizate în două zone distincte, selectate pe baza stării de conservare a arboretelor. Această inițiativă urmărește consolidarea reprezentativității populațiilor de cvercinee din sudul Dobrogei.

Tab. 6. Lista noilor populații identificate și propuse ca materiale de bază/RGF reprezentative pentru Dobrogea de Sud

Nr crt	Localizare OS/UP/ua/denumire	Suprafață (ha)	Compoziție	Specii
1	Murfatlar/III/8B,9B,11A/Hagieni	38,64	6CR2STB2DT 5CR3STB2JU 8CR2DT	STB, STP
2	Dunărea de Jos/I/56A/Decebal1	38,57	4STB2STP2MJ2CR	STB, STP
3	Dunărea de Jos/I/76A/Decebal2	26,51	4STB2STP2MJ2CR	STP, STB
Total		103,72		

RGF Hagieni. Această resursă se suprapune cu limitele pădurii naturale din cadrul Rezervației Hagieni, ocupând o suprafață totală de 38,64 ha. RGF Hagieni corespunde tipului de habitat R4161 (91AA - păduri estice cu stejari albi) și este caracterizată de tipul de ecosistem forestier 8771 (Stejăret de pufos cu scumpie) și tipul de pădure 8223 (Stejar pufos pur din silvostepa dobrogeană pe sol superficial) (Doniță et al. 1990, Doniță et al. 2005). Deși în amenajamentul silvic actual este menționată doar prezența speciei *Q. pedunculiflora*, lucrările recente de eșantionare au evidențiat o predominanță semnificativ mai mare a stejarului pufos în comparație cu stejarul brumăriu. Această diferență subliniază importanța monitorizării continue și actualizării periodice a informațiilor referitoare la compoziția, structura și dinamica arboretelor, precum și a factorilor determinanți ai sănătății pădurilor, productivității, biodiversității și eforturilor de conservare (Postolache & Popescu 2023, Ferretti et al. 2024).

Stejarul pufos este reprezentat de ambele specii cunoscute în flora României (*Q. pubescens* și *Q. virgiliana*), identificate și confirmate prin materialul de herbar colectat anterior (Pleşca et al. 2021). Exemplare eșantionate de stejar brumăriu prezintă diametre cuprinse între 20 cm și 83 cm și înălțimi variind între 6,3 m și 26,7 m (fig. 6). Această resursă prezintă caracter ecogenetic particular datorită adaptabilității în condiții de stepă, arborii având o vârstă medie de 100 de ani. Arborii de stejar sunt distribuiți uniform în arboret, ocupând un etaj distinct față de speciile de amestec, precum cărpinița și mojdreanul, consistența fiind de 0,7-0,8. Coroanele sunt bine dezvoltate, nu se impun intervenției silvice suplimentare, mai ales având în vedere statutul de protecție strictă al pădurii.



Fig. 6. Exemplare de stejar brumăriu u.a. 8 B (stânga) și u.a. 9 B (dreapta) (foto Postolache D.)

O altă zonă în care au fost identificate RGF este Pădurea Decebal, cea mai extinsă suprafață împădurită din partea vestică a perimetrului studiat, cu o întindere de peste 1.200 ha. În urma analizei arboretelor ce cuprind specii de cvercinee și pe baza criteriilor de identificare a RGF au fost propuse două noi unități de resurse genetice forestiere. Ambele populații prezintă caracter marginal, fiind situate la limita inferioară a arealului natural de răspândire.

RGF Decebal1 ocupă o suprafață de 38,57 ha și se propune constituirea acesteia ca nucleu de conservare pentru specia stejar brumăriu (fig. 7). RGF Decebal corespunde tipului de habitat R4156 (9110 - Păduri de stepă eurosiberiene cu *Quercus* spp.) reprezentând păduri xerotherofile de stejari din zona de silvostepă ale Europei de Sud-Est. Este caracterizată de tipul de ecosistem forestier 7614 (Stejăret de brumăriu-cer-gârniță cu arțar tătarec) și de tipul de pădure 8441 (Amestec de stejar brumăriu și pufos, cu cer și gârniță) (Doniță et al. 1990, Doniță et al. 2005). În compoziția arboretului se regăsesc, de asemenea, stejarul pufos și diseminat cerul. Pentru stejarul brumăriu, exemplarele prezintă diametre medii de aproximativ 24 cm și înălțimi medii de 12 m, în timp ce stejarul pufos înregistrează diametre medii de 20 cm și înălțimi de circa 10 m. Arborii au o vârstă medie



Fig. 7. RGF Decebal1 - Aspect general (stânga) și regenerare naturală (dreapta) din u.a. 56 A (foto Diaconescu R.)

de 75 de ani, iar consistența arboretului este de 0,8. Se remarcă o regenerare naturală foarte bună a speciilor de cvercinee (fig. 8), ceea ce indică potențialului ridicat pentru conservarea RGF. Regenerarea naturală a speciilor de stejari depinde de mai mulți factori, inclusiv producția și viabilitatea semințelor, supraviețuirea și dispersarea acestora, precum și stabilirea, creșterea și supraviețuirea cu succes a puieților (Dey et al. 2019, Devetaković et al. 2023).

RGF Decebal2 acoperă o suprafață de 26,51 ha și se propune a fi constituit ca nucleu de conservare pentru speciile stejar brumăriu și stejar pufos (fig. 8). Stejarul brumăriu are un diametru mediu de aproximativ 30 cm și o înălțime de 15 m, în timp ce stejarul pufos prezintă diametre medii de 26 cm și o înălțime de aproximativ 12 m. Arborii au o vârstă medie de 85 de ani, iar consistența arboretului este de 0,8.



Fig. 8. RGF Decebal2 - Aspect general (stânga) și exemplar de stejar brumăriu (dreapta) din u.a. 76 A (foto Diaconescu R.)

4. Concluzii

Analiza efectuată asupra resurselor genetice forestiere de cvercinee din sudul Dobrogei evidențiază o situație complexă, marcată de fragmentarea accentuată a pădurilor și de vulnerabilitatea crescută a ecosistemelor. Diversitatea genetică a speciilor de cvercinee din această regiune este amenințată de izolarea populațiilor și de limitarea fluxului genic, aspecte care reduc capacitatea lor adaptativă. Aceste constatări subliniază necesitatea consolidării rețelei de resurse genetice forestiere prin identificarea și includerea de noi nuclee reprezentative.

Schimbările climatice reprezintă factorul major de presiune asupra ecosistemelor forestiere dobrogene, generând stres hidric accentuat, uscări localizate și scăderea capacității de regenerare naturală a speciilor de cvercinee. Adaptarea la aceste condiții climatice tot mai severe trebuie integrată ca prioritate în strategiile de management forestier și conservare genetică.

Evaluarea resurselor existente, precum Meșelic, Sevendic, Mihai Eminescu și Chituchia, a evidențiat diferențe semnificative de structură, stare de vegetație și origine, unele unități necesitând actualizări în catalogare și intervenții pentru refacerea vitalității. Cu

toate acestea, aceste resurse rămân elemente-cheie pentru conservarea *in situ* a fondului genetic autohton al cvercineelor.

Noile resurse propuse – Hagieni, Decebal și extinderea resursei Meșelic – contribuie la o reprezentare mai completă a diversității genetice și ecologice din sudul Dobrogei. Prezența concomitentă a speciilor *Quercus pubescens*, *Q. pedunculiflora*, *Q. frainetto* și *Q. virgiliana* conferă acestor unități o valoare științifică deosebită pentru studiul proceselor de adaptare și hibridizare naturală.

Având în vedere condițiile ecologice și presiunile antropice identificate, se impune adoptarea unor măsuri imediate de conservare, care să includă prevenirea pășunatului, precum și implementarea unor acțiuni de protecție și de monitorizare periodică a stării regenerării naturale și a puieților. Aceste măsuri sunt esențiale pentru favorizarea instalării și creșterii regenerărilor naturale, contribuind la consolidarea rezilienței populațiilor de cvercinee.

În ansamblu, rezultatele susțin necesitatea implementării unui program integrat de monitorizare genetică și ecologică, care să coreleze dinamica populațiilor cu parametrii climatici regionali. O astfel de abordare va permite identificarea celor mai reziliente populații de cvercinee și fundamentarea unor măsuri de conservare durabilă, capabile să asigure stabilitatea și funcționalitatea ecosistemelor forestiere dobrogene pe termen lung.

Finanțare și mulțumiri

Cercetările din cadrul acestui studiu au fost finanțate de Ministerul Educației și Cercetării, prin Programul Național Nucleu FORCLIMSOC (Contract 12N/2023), proiectul PN23090302. De asemenea, o parte dintre activitățile derulate au beneficiat de sprijin financiar prin proiectul OptFORESTS (Grant Agreement nr. 101081774), finanțat din programul de cercetare și inovare Horizon Europe al Uniunii Europene.

Bibliografie

- Alfaro R.I., Fady B., Vendramin G.G., Dawson I.K., Fleming R.A., Sáenz-Romero C., Linding-Cisneros R.A., Murdock T., Vicenti B., Navarro C.M., Skråpka T., Baldinelli G., El-Kassaby Y.A., Loo J. (2014). The role of forest genetic resources in responding to biotic and abiotic factors in the context of anthropogenic climate change. *Forest Ecology and Management*, 333, 76-87.
- Antonescu B., Dima M., Ioniță M., Cheval S., Mercea D., Presură C., Hoffmann M., Santos F.G., Cătuți M., Dudău R., Fălcescu V. (2024). *Starea Climei - România 2024*.
- Apostol E.N., Dinu C.G., Apostol B., Ciuvăț A.L., Lorent A., Pleșca I., Postolache D., Enescu C.M. (2016). Importance of pubescent oak (*Quercus pubescens* Willd.) for Romanian forests in the context of climate change. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 21, 39, 29-33.
- Apostol E.N., Șofletea N., Curtu A.L. (2019). *Ex Situ Conservation of Forest Genetic Resources in Romania. In Forests of Southeast Europe Under a Changing Climate: Conservation of Genetic Resources*, 283-289.
- Aravanopoulos F.A., Tollefsrud M.M., Graudal L., Koskela J., Kätzel R., Soto A., Nagy L., Pilipović A., Zhelev P., Božić G., Bozzano M. (2015). Development of genetic monitoring methods for genetic conservation units of forest trees in Europe. *European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN)*, Bioversity International, Rome, Italy. xvi+55 p.

- Bălăceanoiu F., Toma D., & Nețoiu C. (2024).** Exploring the relationship between characteristics of forest stands and the behaviour of *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Erebididae) from a temporal and spatial perspective. *European Journal of Entomology*, 121, 425-434.
- Bergmeier E., Petermann J., Schröder E. (2010).** Geobotanical survey of wood-pasture habitats in Europe: diversity, threats and conservation. *Biodiversity and Conservation*, 19, 2995-3014.
- Borovics A., Mátyás C. (2013)** Decline of genetic diversity of sessile oak at the retracting (xeric) limits. *Annals of Forest Science*, 70, 835-844.
- Boshier D., Broadhurst L., Cornelius J., Gallo L., Koskela J., Loo J., Petrokofsky G., St Clair B. (2015).** Is local best? Examining the evidence for local adaptation in trees and its scale. *Environmental Evidence*, 4, 1-10.
- Brockerhoff E.G., Jactel H., Parrotta J.A., Quine C.P., Sayer J. (2008).** Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, 17, 925-951.
- Budeanu M., Apostol E.A., Beșliu E. (2025).** Managementul arboretelor surse de semințe din România – model experimental-demonstrativ. *Revista Pădurilor*, 140(4), 3-16.
- Budeanu M., Popescu F., Șofletea N. (2019).** In situ conservation of forest genetic resources in Romania. In *Forests of Southeast Europe Under a Changing Climate: Conservation of Genetic Resources*, 195-205.
- Budeanu M., Stuparu E., Tanasie S. (2016).** Identificarea de noi resurse genetice forestiere de cvercinee cu adaptabilitate ridicată. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 38, 21-26.
- Budeanu, M., Șofletea N., Achim G., Daia M. L., Petcu, C. (2014).** Date preliminare privind instalarea unei livezi semincere de stejar brumăriu în Dobrogea. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 35, 34-38.
- Carluccio, G., Benigno, A., Panzavolta, T., Vergine, M., De Bellis, L., Luvisi, A., & Moricca, S. (2025).** Understanding Oak Decline in Europe: Ecological Factors, Symptoms, Causative Agents, and Management Strategies. *Plant Disease*, 109(9), 1805-1823.
- Carnus J.M., Parrotta J., Brockerhoff E., Arbez M., Jactel H., Kremer A., Lamb D., O'Hara K., Walters B. (2006).** Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry*, 104(2), 65-77.
- Cheval S., Dumitrescu A., Adamescu M., Cazacu C. (2020).** Identifying climate change hotspots relevant for ecosystems in Romania. *Climate Research*, 80(3), 165-173.
- Ciocirlan E., Șofletea N., Ducci F., Curtu A.L. (2017).** Patterns of genetic diversity in European beech (*Fagus sylvatica* L.) at the eastern margins of its distribution range. *iForests -Biogeosciences and Forestry*, 10, 916.
- Curtu A.L., Gailing O., Finkeldey R. (2007).** Evidence for hybridization and introgression within a species-rich oak (*Quercus* spp.) community. *BMC Evolutionary Biology*, 7, 1-15.
- Curtu A.L., Șofletea N., Toader A.V., Enescu M.C. (2011).** Leaf morphological and genetic differentiation between *Quercus robur* L. and its closest relative, the drought-tolerant *Quercus pedunculiflora* K. Koch. *Annals of Forest Science*, 68, 1163-1172.
- Degen B., Yanbaev Y., Blanc-Jolivet C., Ianbaev R., Bakhtina S., Mader M. (2021).** Genetic comparison of planted and natural *Quercus robur* stands in Russia. *Silvae Genetica*, 70(1), 1-8.
- Dey D.C., Knapp B.O., Battaglia M.A., Deal R.L., Hart J.L., O'Hara K.L., Schweitzer C.J., Schuler T.M. (2019).** Barriers to natural regeneration in temperate forests across the USA. *New Forests*, 50, 11-40.
- Devetaković J., Dilas M., Kerkez Janković I. (2023).** Stocktype impact on survival and growth of one-year old *Quercus pubescens* seedlings on the edge of Pannonian basin. *Šumarski list*, 147(11-12), 547-554.
- Dobrovolný L., Martiník A., Drvodelić D., Oršanić M. (2017).** Structure, yield and acorn production of oak (*Quercus robur* L.) dominated floodplain forests in the Czech Republic and Croatia. *South-east European forestry: SEEFOR*, 8(2), 127-136.
- Doniță N., Popescu A., Paucă-Comănescu, M., Mihăilescu S., Biriș I. A. (2005).** Habitatele din România. Ed. Tehnică-Silvică, București.
- Doniță N., Chiriță C., Stănescu V. (coord.) (1990).** Tipuri de ecosisteme forestiere din România. Centrul de Material Didactic și Propagandă Agricolă, București.
- Drăcea M. (1928).** Pădurile Dobrogei. În: Brătescu C.I.: Dobrogea 1878-1928. Cincizeci de ani de viață românească. Ed. Cultura Națională, București, 391-414.
- Enescu V. (1969).** Arborete-rezervații pentru producerea semințelor forestiere selecționate. Ed. Agrosilvică, București.
- Enescu V. (1975).** Ameliorarea principalelor specii forestiere. Ed. Ceres.
- Enescu V., Doniță N., Bîndiu C., Contescu L. (1988).** Zonele de Recoltare a Semintelor Forestiere in RS Romania (Provenance Zones for Harvesting Forest Seeds in Romania). Ed. Silvică.
- Ferretti M., Fischer C., Gessler A., Graham C., Meusburger K., Abegg M., Bebi P., Bergamini A., Brockerhoff E.G., Brunner I., Bühler C., Conedera M., Cothreau P., D'Odorico P., Duggelin C., Ginzler C., Gredelmeier A., Haeni M., Hagedorn F., Hægeli M., Hegetschweiler K.T., Holderegger R., Krumm F., Gugerli F., Queloz V., Rigling A., Risch A.C., Rohner B., Rosset C., Scherrer D., Schulz T., Thürig E., Traub B., von Arx G., Waldner P., Wohlgenuth T., Zimmermann N.E., Shackleton R.T. (2024).** Advancing forest inventorying and monitoring. *Annals of Forest Science*, 81(1), 6.
- Frankham R. (2010).** Challenges and opportunities of genetic approaches to biological conservation. *Biological conservation*, 143(9), 1919-1927.
- Gafenco (Pleşca) I.M., Pleşca B.I., Apostol E.N., Șofletea N. (2022).** Spring and autumn phenology in sessile oak (*Quercus petraea*) near the eastern limit of its distribution range. *Forests*, 13(7), 1125.
- Jactel H., Bauhus J., Boberg J., Bonal D., Castagneyrol B., Gardiner B., Gonzalez-Olabarria R.J., Koricheva J., Meurisse N., Brockerhoff E.G. (2017).** Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Current Forestry Reports*, 3, 223-243.
- Jump A.S., Marchant R., Peñuelas J. (2009).** Environmental change and the option value of genetic diversity. *Trends in plant science*, 14(1), 51-58.
- Kirschbaum M.U., Cowie A.L., Peñuelas J., Smith P., Conant R.T., Sage R.F., Brandão M., Cotrufo M.F., Luo Y., Way D.A., Robinson S.A. (2024).** Is tree planting an effective strategy for climate change mitigation? *Science of the Total Environment*, 909, 168479.
- Koskela J., Lefèvre F., Schueler S., Kraigher H., Olrik D.C., Hubert J., Oleik D.C., Hubert J., Longauer R., Bozzano M., Yrjänä L., Alizoti P., Rotach P., Vietto L., Bordács S., Myking T., Eysteinnsson T., Souvannavong O., Fady B., De Cuyper B., Heinze B., von Wühlisch G., Ducouso A., Ditlevsen B. (2013).** Translating conservation genetics into management: Pan-European minimum requirements for dynamic conservation units of forest tree genetic diversity. *Biological Conservation*, 157, 39-49.
- Lalu I. (1996).** Catalogul Național al Resurselor Genetice Forestiere. Partea I. ICAS (manuscris).
- Martiník A., Dobrovolný L., Palátová E. (2014).** Tree growing space and acorn production of *Quercus robur*. *Dendrobiology*, 71, 101-108.
- McCreary D.D., George M.R. (2005).** Managed grazing and seedling shelters enhance oak regeneration on rangelands. *California Agriculture*, 59(4), 217-222.
- McKay J.K., Christian C.E., Harrison S., Rice K.J. (2005).** "How local is local?"—a review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. *Restoration Ecology*, 13(3), 432-440.
- Pârnuță G., Stuparu E., Budeanu M., Scărlătescu V., Marica F.M., Lalu I., Tudoroiu M., Lorentz A., Filat M., Teodosiu M., Nica M.S., Chesnoiu E.N., Pârnuță P., Mirancea I., Marcu C., Pepelea D., Dinu C., Marin S., Daia M., Dima G., Șofletea N., Curtu A.L. (2011).** Catalogul național al resurselor genetice forestiere. Ed. Silvică.
- Pârnuță G., Budeanu M., Stuparu E., Scărlătescu V., Chesnoiu E.N., Tudoroiu M., Filat M., Nica M.S., Teodosiu M., Lorentz A., Daia M., Dinu C. (2012).** Catalogul Național al materialelor de bază pentru producerea materialelor forestiere de reproducere din România. Ed. Silvică.
- Pleşca B.I., Pleşca I.M., Apostol E.N. (2022).** Aspects regarding the taxonomic variability and the presence of the species *Quercus pubescens* Willd. and *Quercus virgiliana* Ten.: a herbarium study. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 27, 50, 92-96.

- Popescu F., Postolache D., Pitar D. (2015).** Aspecte privind conservarea și managementul resurselor genetice forestiere din România. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 37, 13-17.
- Popescu F., Postolache D., Curtu A.L. (2019).** The current state of forest genetic resources in Romania. In *Forests of Southeast Europe Under a Changing Climate: Conservation of Genetic Resources*, 61-72.
- Popescu F., Postolache D., Ban I., Furdul M., Pleșca B. (2023).** Evaluarea suprafețelor ocupate de stejarul brumăriu în România. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 28, 53, 53-57.
- Postolache D., Popescu F. (2023).** Implementarea monitorizării genetice pe termen lung a resurselor genetice forestiere din România. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 28, 53, 48-52.
- Rajora O.P., Mosseler A. (2001).** Challenges and opportunities for conservation of forest genetic resources. *Euphytica*, 118, 197-212.
- Reho M., Vilček J., Torma S., Koco Š., Lisnyak A., Klamár R. (2022).** Growing of the Containerized Seedlings of English Oak (*Quercus robur* L.) to Establish Sustainable Plantations in Forest-Steppe Ukraine. *Forests*, 13(9), 1359.
- Rumiantsev M., Kobets O., Vysotska N., Luk'yanets V., Obolonyk I., Tupchii O., Bondar O., Nazarenko V. (2023).** Acorn production of pedunculate oak in northeast of Ukraine. *Forestry Studies*, 78(1), 14-27.
- Simionescu, A., Mihalciuc, V., Lupu, D., Vlăduleasa, A., Badea, O., & Fulicea, T. (2001).** Starea de sănătate a pădurilor din România în intervalul 1986-2000. *Ed. Mușatinii, Suceava*.
- Simionescu, A., Chira, D., Mihalciuc, V., Ciornei, C., Tulbure C. (2012).** Starea de sănătate a pădurilor din România în perioada 2001-2010. *Ed. Mușatinii, Suceava*.
- Șofletea N. (2005).** Genetică și ameliorarea arborilor. *Ed. „Pentru viață”, Brașov*.
- Thompson I., Mackey B., McNulty S., Mosseler A. (2009).** Forest resilience, biodiversity, and climate change. In *Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series 43*, 1-67.
- Vranckx G. (2014).** Genetic diversity, gene flow and inbreeding in pedunculate oak (*Quercus robur* L.) in fragmented forest stands. PhD Thesis, Belgium.
- Zarnoch S.J., Bechtold W.A., Stolte K.W. (2004).** Using crown condition variables as indicators of forest health. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(5), 1057-1070.
- *** **INCDS (2015).** Amenajamentul OS Cernavodă.
- *** **INCDS (2016).** Amenajamentul OS Băneasa.
- *** **INCDS (2018).** Amenajamentul OS Murfatlar.
- *** **ICAS (1972).** Amenajamentul OS Basarabi.

Abstract

Conservation and expansion of oak forest genetic resources from southern Dobruja in the context of climate change

Forest genetic resources (FGRs) are essential for maintaining genetic diversity, ecosystem stability and the long-term resilience to climate change. This study aims to assess the current status of oak FGRs and to identify new conservation units that can support the conservation and sustainable management of forests in southern Dobrogea, a region characterized by a limited forested area and increased vulnerability to the effects of climate change, such as drought and high temperatures. The methodology involved the analysis of forest management plans and national catalogues, the assessment of existing genetic resources and the selection of new conservation units based on predefined criteria, complemented by field sampling data and digital cartographic representations. Following the assessment, six seed stands were identified and characterized as basic material to produce forest reproductive material (Meșelic with three seed sources, Sevendic, Mihai Eminescu and Chituchia), along with three existing forest genetic resources (Meșelic with two conservation core units, Sevendic and Tudor Vladimirescu). Conservation efforts primarily target the species *Quercus cerris*, *Q. pubescens*, and *Q. pedunculiflora*. In addition, three new genetic resources (Hagiieni, Decebal1 and Decebal2) covering a total of 103.72 ha, were identified and proposed for inclusion in the national FGR network. These sites are characterized by the presence of *Q. pubescens sensu lato* and *Q. pedunculiflora*, as well as by an overall condition favorable to *in situ* conservation. The integration of these newly identified resources in the national FGR network will contribute to its expansion and strengthen ongoing efforts for the genetic conservation of oak species in southern Dobrogea.

Keywords: *Quercus*, forest genetic resources, *in situ* conservation, seed-stands, Romania

Phenotypic variation in native and introduced *Quercus* species: insights from a common garden experiment at Hemeiuș Arboretum

Ioana Maria Pleșca¹, Ecaterina Nicoleta Apostol¹, Bogdan Ionuț Pleșca^{1,2}✉, Robert Cristian Ivan^{1,2}, Cosmin Constantin Loghin^{1,2}, Aliona Miron^{3,4}, Ion Roșca⁴

¹ National Institute for Research and Development in Forestry “Marin Drăcea”, Romania

² Transilvania University, Faculty of Silviculture and Forest Engineering, Brasov, Romania

³ Forestry Research and Management Institute, Chisinau, Republic of Moldova

⁴ “Alexandru Ciubotaru” National Botanical Garden (Institute), Moldova State University, Chisinau, Republic of Moldova

✉ corresponding author (bogdan.plesca@icas.ro)

1. Introduction

Oaks (*Quercus* spp.) display remarkable ecological and genetic plasticity, being among the most widespread tree genera in temperate forests (Kremer & Hipp 2020, Backs & Ashley 2021). This plasticity sustains oaks to persist across diverse environmental conditions and strengthens their ability to adapt successfully when introduced outside their native ranges (Franzén *et al.* 2024, Kormann *et al.* 2024).

Worldwide, the genus *Quercus* is estimated to include around 600 species (Kremer *et al.* 2007, Aykut *et al.* 2011, Stephan *et al.* 2018), although only 531 are currently recognized as valid (Govaerts & Frodin 1998). The majority of these species occur in the Americas (~220 species) and Asia (~140 species) (Martín-Sánchez *et al.* 2025), while Europe hosts around 30 species (Lyubenova *et al.* 2024), of which seven (or nine, if the *Q. petraea* subspecies *dalechampii* and *polycarpa* are treated as distinct species) are native to Romania (Georgescu & Morariu 1948, Beldie 1952, Stănescu *et al.* 1997, Clinovschi 2005, Șofletea & Curtu 2007, Ciocârlan 2009). In addition, at least 20 other oak species have been introduced in Romania, mostly in arboreta and botanical gardens (Radu 1992), with some also established in forest plantations and urban parks (Nicolescu *et al.* 2020).

The introduction of non-native oak species into arboreta and botanical gardens highlights their capacity to establish and grow outside their native ranges (Pettenkofer *et al.* 2020). These *ex situ* collections play a key role in preserving valuable forest genetic resources but also may help mitigate climate-driven risks by maintaining species in sites with suitable environmental conditions (Mounce *et al.* 2017, Madsen *et al.* 2021). Arboreta thus provide suitable environments for the establishment of common garden experiments, as they allow multiple species or provenances to be grown under common environmental conditions, thereby facilitating comparative analysis (Streit *et al.* 2024).

Common garden experiments in *Quercus* species are considered important tools in quantitative genetic research (Burczyk *et al.* 2018), allowing assessment of genetic variation, phenotypic plasticity and adaptive potential (Sáenz-Romero *et al.* 2017, 2019, George *et al.* 2020), while also providing essential insights for conservation of forest genetic resources, forest management and climate adaptation strategies (Cavender-Bares & Ramírez-Valiente 2017, Ducousso *et al.* 2022, Ramírez-Valiente *et al.* 2023).

In most cases, oak common garden experiments are established with a single species, usually focusing on different provenances of that species (Park & Rodgers 2023). In contrast, multi-species common garden experiments aim to understand interspecific differences being more challenging and much less common experimental designs in forest genetic research.

For example, Ramírez-Valiente *et al.* (2023) studied both *Q. faginea* and *Q. lusitanica* in the same common garden experiment and found substantial genetic variation in ecophysiological traits, providing clear evidence of climate-driven divergent selection among populations in leaf morphology, physiology and growth.

Moreover, relatively few studies have experimentally compared native and introduced oak species or provenances under common environmental conditions. Notably, common garden experiments involving both native and introduced populations of *Q. rubra* were established in France, allowing the assessment of phenotypic variation, genetic differentiation and adaptive responses (Daubrée & Kremer 1993, Merceron *et al.* 2017).

In Romania, common garden experiments were established for the main tree species. In oaks several provenances have been experimentally tested in dedicated common gardens for pedunculate oak (Pârnuță *et al.* 2009), sessile oak (Stuparu 2009, Gafenco *et al.* 2023) or Hungarian oak (Apostol *et al.* 2020). No such experiments have yet been established for downy oak (*Q. pubescens*), grayish oak (*Q. pedunculiflora*) or Turkey oak (*Q. cerris*). Some attempts have been made to test multiple related oak species together. For instance, pedunculate oak and grayish oak were jointly evaluated at the Bărăgan Experimental Station (Lăzărescu *et al.* 1965). Similar efforts were also conducted in Denmark, where pedunculate oak and sessile oak were compared under common garden conditions (Jensen 2000, Buriánek *et al.* 2011).

Efforts to test multiple oak species under the same environmental conditions have been limited, typically involving individual plantings or biogroups established across various botanical gardens and arboretums (Gardner 2003, Murphy & Potter 2017, Madsen *et al.* 2021). One such initiative took place at the Hemeiș Arboretum, where major forest species of interest in Romania, both native and non-native, were tested (Mihalache 1989).

Despite the ecological and economic importance of oaks, multispecies tests under identical environmental conditions remain scarce, particularly in Eastern Europe. To address this gap, the present study aims to determine interspecific differences among native and non-native oak species in a multispecies common garden experiment established at the Hemeiș Arboretum in Romania.

The results are intended to provide insights into species' phenotypic performance and adaptive potential under changing climatic conditions.

2. Materials and methods

2.1. The Hemeiș Arboretum

The Hemeiș Arboretum (46°37' N, 26°56' E) is located in the eastern part of Romania at an altitude of 180 m, on a predominantly flat terrain (Figure 1). It was established in 1880 and covers an area of 48.37 ha (Figure 1). The site has a mean annual temperature of 10.4 °C and an average annual precipitation of 652 mm.

The predominant soil type is mollic alluvial soil, characterized by a relatively high fertility. As of 2018, the arboretum hosted approximately 830 woody plant taxa (Pleşca 2023).

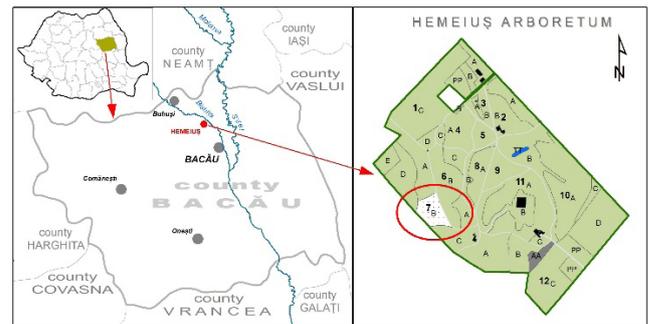


Figure 1. Geographic location of Hemeiș Arboretum in Romania and the position of the *Quercus* spp. common garden experiment within the arboretum

Among the woody taxa preserved within the Hemeiș Arboretum, the genus *Quercus* is particularly well represented, comprising 12 species and 5 varieties, each represented by one or more individuals.

Notably, the collection includes a multispecies common garden experiment established in 1982, designed to evaluate the performance of both native and introduced oak species (Mihalache 1989). Seven species were included in the trial: five native (*Q. cerris*, *Q. frainetto*, *Q. pedunculiflora*, *Q. petraea*, *Q. robur*) and two introduced (*Q. macrocarpa*, *Q. rubra*). Seed material for these species originated from local natural populations as well as botanical gardens and arboretums within Romania and abroad (Table 1).

Table 1. The provenance of the species tested in the Hemeiș common garden experiment

Species	Provenance
<i>Q. robur</i> L.	Hemeiș
<i>Q. petraea</i> L.	Fântânele
<i>Q. macrocarpa</i> Michx.	Dofteana
<i>Q. rubra</i> L.	Hemeiș
<i>Q. pedunculiflora</i> K. Koch.	București
<i>Q. frainetto</i> Ten.	Craiova
<i>Q. cerris</i> L.	Chișinău

The planting represents an unreplicated comparative common garden, with one block per species and an unequal number of individuals planted at a spacing of 2 × 2 m. The initial number of individuals per species was 50 in *Q. petraea*, 130 in *Q. cerris* and 70 in the remaining species, covering a total area of approximately 0.3 hectares. As the common garden was not established following a formal experimental design, results should be interpreted within the constraints associated with unreplicated studies.

2.2. Trait measurements

The field measurements were conducted in autumn 2025. The assessments included adaptive traits (survival - expressed as the percentage of living trees relative to the initial number), quantitative traits (diameter at breast height, total height, pruned height) and qualitative traits (stem straightness, trunk shape, branch insertion angle and branch diameter).

Qualitative traits were evaluated visually using scoring

scales adopted from previously phenotypic studies on oaks (Gafenco *et al.* 2023) (Table 2).

Table 2. Scoring for qualitative traits

Trait	Score	Description
Stem straightness (Ss)	1	straight stem
	2	stem with curvature in one plane
	3	curvature in two planes
	4	sinuous stem
Trunk shape (Ts)	1	not forked
	2	trunk with one fork
	3	trunk with two forks
Branch insertion angle (Bia)	1	angle < 60°
	2	angle between 60-90°
	3	angle > 90°
Branch diameter (Bd)	1	branches with a diameter < 5 cm
	2	branches with a diameter of 5-8 cm
	3	branches with diameters > 8 cm

2.3. Data analyses

Because tree size characteristics were measured only in a single year, their variability was assessed using descriptive graphical methods. The distribution and variation of the quantitative traits were graphically represented using mean plots (± standard deviation).

Normality of the data was assessed using the Shapiro-Wilk test and homogeneity of variances was evaluated with Levene’s test. As not all traits met these assumptions, differences among species were analyzed using the Kruskal-Wallis test, followed by Dunn’s post-hoc test with a Bonferroni adjustment for multiple comparisons. Differences between native and introduced species groups were evaluated using Welch’s two-sample t-test. The associations between the species’ mean values for all quantitative traits were assessed using Spearman’s rank correlation.

In addition, a Principal Component Analysis (PCA) was performed to explore relationships among the *Quercus* species. To further examine the similarity among species based on all measured traits, hierarchical cluster analysis was conducted using the unweighted pair group method with arithmetic mean (UPGMA), based on Euclidean distances.

All data analyses were conducted in R version 4.5.1 (R Core Team 2025).

3. Results and discussion

3.1. Phenotypic traits

Survival is widely regarded as a key indicator of the adaptability of provenances from different geographic origins when exposed to new environmental conditions (Raebild *et al.* 2004, Apostol *et al.* 2020).

After 43 years from planting, survival rates varied widely among species, with *Q. cerris* (67.3%) and *Q. rubra* (60.0%) showing the highest, and *Q. frainetto* (9.5%) the lowest (Figure 2).

The high survival rates recorded for *Q. cerris* and *Q. rubra* indicate strong adaptability to the environmental conditions of the Hemeiș Arboretum, confirming their

broad ecological tolerance reported in previous studies (Deligöz & Bayar 2017, Kupka & Vopálka-Melicharová 2020, Nicolescu *et al.* 2020, Kormann *et al.* 2024, Lados *et al.* 2024).

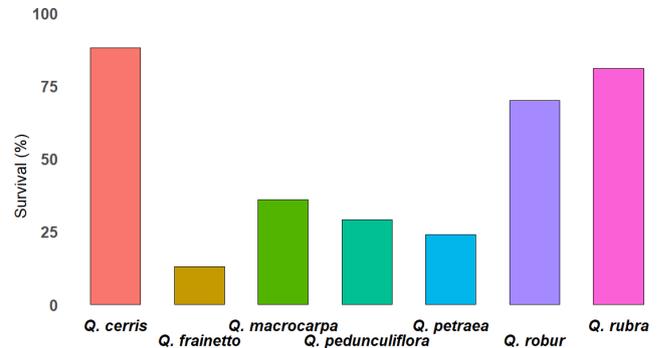


Figure 2. Variation in survival of oak species in the Hemeiș common garden experiment.

In terms of growth, native species exhibited larger mean diameters (25.4 cm) and heights (21.4 m) than introduced species (22.4 cm diameter, 18.7 m height), with the differences statistically significant according to Welch’s two-sample t-test ($p < 0.001$). Mean diameters and mean total heights differed significantly among the oak species (Dunn’s post-hoc test, $p < 0.05$) (Figures 3 and 4).

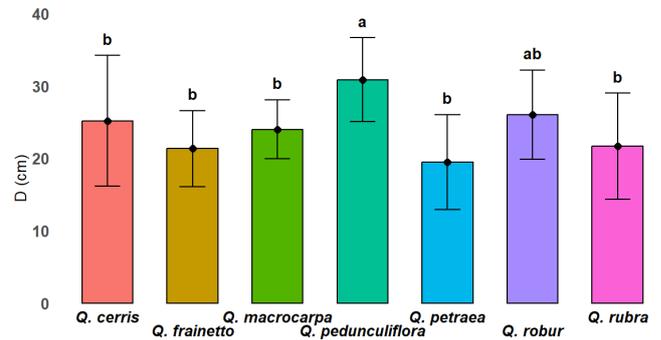


Figure 3. Variation in diameter at 1.3 m height (mean ± SD) for oak species in the Hemeiș common garden. Different letters indicate significant differences among species according to Dunn’s post-hoc test.

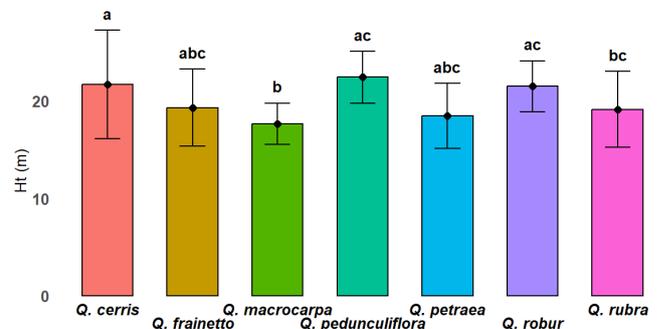


Figure 4. Variation in total height (mean ± SD) for oak species in the Hemeiș common garden. Different letters indicate significant differences among species according to Dunn’s post-hoc test.

The higher growth of native species compared with introduced species likely reflects a greater degree of adaptation to local environmental conditions (Hereford 2009). Although introduced species showed relatively high survival rates, their lower growth suggests a more limited capacity to exploit the resources available at the study site. These findings are consistent with long-term oak common garden studies where growth and survival were strongly influenced by the match between species' ecological preferences and site conditions (Buras 2020, Ufimov 2025, Thomas *et al.* 2024, SáenzRomero *et al.* 2017). Moreover, analyses based on historical records from the Hørsholm Arboretum in Denmark demonstrated that survival of introduced *Quercus* species is strongly influenced by temperature at their site of origin, whereas growth is more closely associated with precipitation matching between native and introduction climates (Madsen *et al.* 2021).

Furthermore, evidence from common garden experiments has indicated that introduced oak populations can undergo genetic divergence from their native populations in traits related to growth and phenology, highlighting the influence of local adaptation after introduction (Daubrée & Kremer 1993), which may explain the observed lower growth in these species.

Pruned height also varied among species (Figure 5), with the introduced species showing some of the lowest mean values, whereas *Q. cerris* attained the highest.

Traits such as pruned height are considered when selecting high-quality phenotypes, as they influence stem form and timber quality (Andrzejczyk *et al.* 2024).

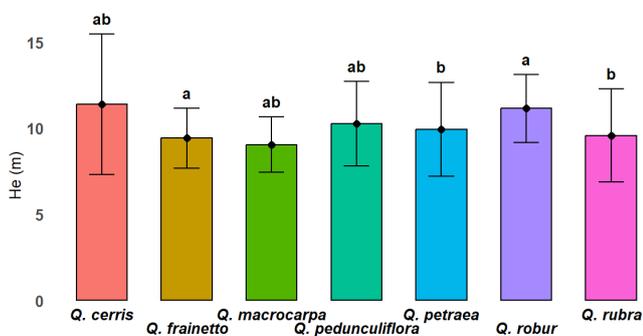


Figure 5. Variation in pruned height (mean \pm SD) for oak species in the Hemeiș common garden. Different letters indicate significant differences among species according to Dunn's post-hoc test.

Stem straightness varied among the *Quercus* species tested in the Hemeiș common garden experiment, but no significant differences were detected according to Dunn's post-hoc test (Figure 6).

The straightest stems were observed in *Q. macrocarpa*, whereas *Q. petraea* and *Q. frainetto* exhibited the most curvature, often curved in one or two planes. Stem straightness is known to be strongly influenced by genetic factors, as demonstrated in previous common garden studies on oaks (Jensen 2000, Sampaio *et al.* 2021).

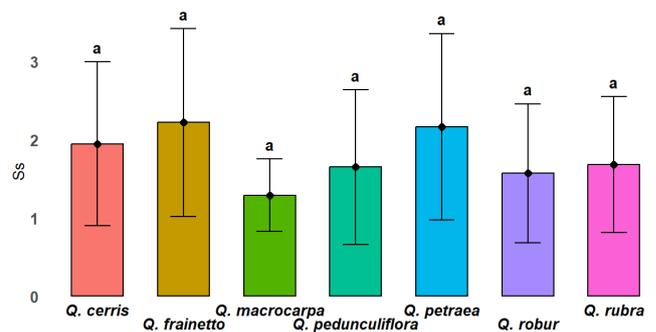


Figure 6. Variation in stem straightness (Ss) (mean \pm SD) for oak species in the Hemeiș common garden. Different letters indicate significant differences among species according to Dunn's post-hoc test.

The variation in trunk shape among species was relatively small (Figure 7), with most individuals exhibiting unforked trunks or only a single fork. Although oaks are known to have a relatively high probability of developing poor trunk conformation (Santos *et al.* 2011), in this study, we observed favourable trunk forms.

Together with stem straightness, trunk shape represents important traits in tree breeding programs because they may influence timber quality and structural stability (Woeste *et al.* 2021, Tran *et al.* 2023). During early tree development stages, Gottschalk (1997) reported that species had a stronger influence on stem quality than other factors, with *Quercus rubra* demonstrating significantly higher stem quality compared to white, black or scarlet oak.

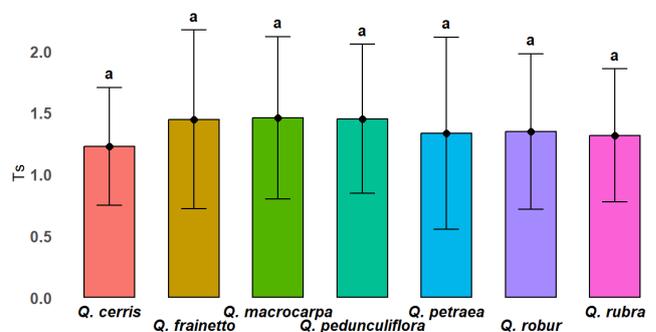


Figure 7. Variation in trunk shape (Ts) (mean \pm SD) for oak species in the Hemeiș common garden. Different letters indicate significant differences among species according to Dunn's post-hoc test.

Branch insertion angle represents another important phenotypic trait that is frequently evaluated when assessing variability among oak provenances (Hodžić & Ballian 2020).

In the oak species tested in the Hemeiș common garden experiment, branch insertion angles were generally below 60°, and no significant differences among species were detected based on Dunn's post-hoc test ($p > 0.05$) (Figure 8).

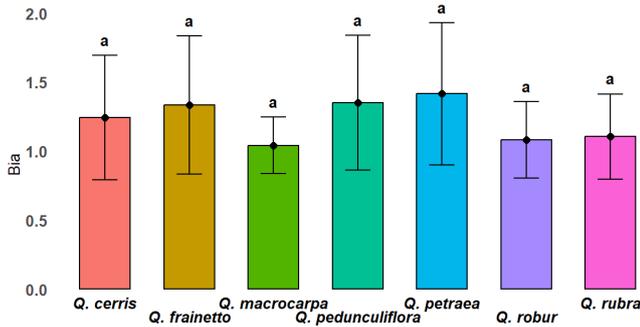


Figure 8. Variation in branch insertion angle (Bia) (mean ± SD) for oak species in the Hemeiuș common garden. Different letters indicate significant differences among species according to Dunn’s post-hoc test.

Although angles between 60° and 90° are typically associated with higher-quality individuals (Hodžić & Ballian 2020), this trait is also strongly influenced by stand density and site conditions (Guan *et al.* 2024). Therefore, given the planting design of the Hemeiuș common garden experiment, the observed values should be interpreted with caution, as they may reflect not only genetic differences but also environmental influences.

In addition to branch insertion angle, branch diameter is another trait that influences crown architecture and timber quality (Kint *et al.* 2010). The average branch diameter (Bd) varied among the seven *Quercus* species tested in the Hemeiuș common garden, as indicated by Dunn’s post hoc test ($p < 0.05$) (Figure 9).

Except for *Q. petraea*, the native oak species had higher average branch diameter scores compared to the introduced species, with *Q. pedunculiflora* and *Q. robur* exhibiting the largest average scores. Although there are some differences in branch thickness among species, the branches are relatively thin overall, which could be beneficial for wood quality, as thinner branches are assumed to self-prune more rapidly (Kint *et al.* 2010).

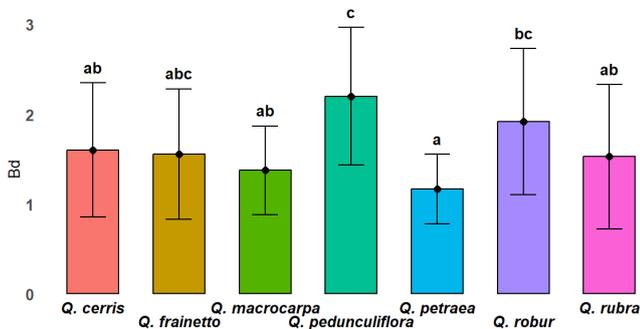


Figure 9. Variation in branch diameter (Bd) (mean ± SD) for oak species in the Hemeiuș common garden. Different letters indicate significant differences among species according to Dunn’s post-hoc test.

3.2. Phenotypic correlations between traits

The correlation matrix of all traits (Figure 10) revealed several significant relationships in the Hemeiuș common

garden experiment. A strong positive correlation was observed between diameter and total height. Diameter was also positively correlated with branch diameter, suggesting that more vigorous trees developed thicker branches. Additionally, total height showed a moderate positive correlation with both pruned height and branch diameter.

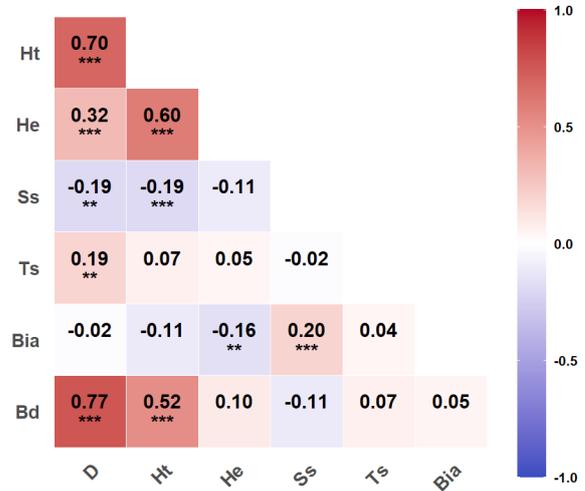


Figure 10. Spearman correlation heat map among the studied traits in the Hemeiuș common garden experiment. The asterisks indicate the significance according to the p-value (*** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$). D - Diameter at 1.3 m height, Ht - total height, He - Pruned height, Ss - Stem straightness, Ts - Trunk shape, Bia - Branch insertion angle, Bd - Branch diameter.

3.3. Principal Component Analysis of phenotypic traits

Principal component analysis showed that the first two principal components (PC1 and PC2) explained 55.5% of the total variation (Figure 11).

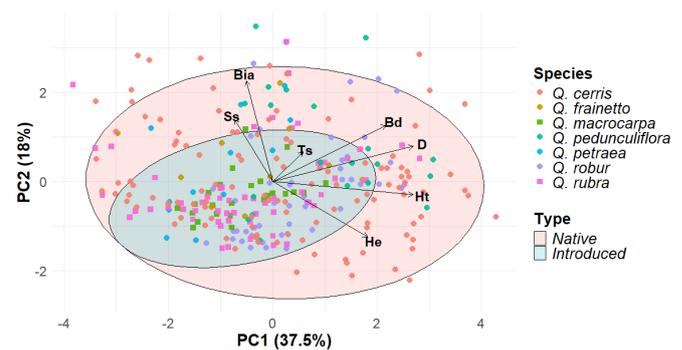


Figure 11. PCA of phenotypic traits evaluated in the Hemeiuș common garden experiment

The biplot showed that native and introduced species partially overlap, indicating shared variation in phenotypic traits. The first principal component explained 37.5% of the total and was positively correlated with diameter and branch diameter, suggesting these traits contribute significantly to the differentiation of native species along this axis. Species were scattered across the plot, with *Q. cerris* generally located on the right side, associated with diameter at 1.3 m height, total height and branch diameter, whereas the introduced

species *Q. macrocarpa* and *Q. rubra* were more centrally located, overlapping with native species. This pattern suggests that while certain phenotypic traits help differentiate native from introduced species, there is also certain intraspecific and interspecific variation.

3.4. Cluster analysis

Cluster analysis using Euclidean distances revealed two primary clusters, each further divided into two subclusters (Figure 12).

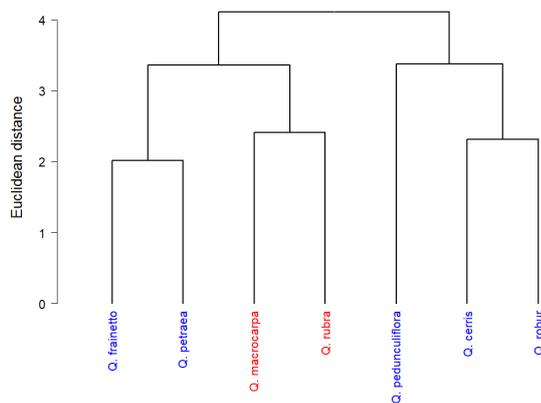


Figure 12. Cluster analysis of the evaluated *Quercus* species based on phenotypic traits using Euclidean distances (Native oak species – blue, Introduced oak species – red)

Based on the phenotypic traits, the native oak species did not separate from the introduced ones. Notably, the introduced species formed a distinct subcluster, indicating a certain level of phenotypic differentiation from the native species. The absence of complete separation between native and introduced species suggests overlapping functional traits, which may reflect similar adaptive strategies.

4. Conclusions

This study evaluated interspecific variation among native and introduced *Quercus* species growing under common environmental conditions in the Hemeiuș Arboretum, providing valuable insights into their phenotypic performance and adaptive potential.

After 43 years from planting, differences were observed among species in survival, growth and stem quality traits. Native species generally showed superior growth, suggesting a higher degree of local adaptation.

Multivariate and cluster analyses revealed partial overlap between native and introduced oak species, indicating shared functional traits and similar adaptive strategies. However, the grouping of introduced species suggests moderate phenotypic differentiation, likely influenced by both genetic factors and phenotypic plasticity.

Although the unreplicated design of the experiment requires cautious interpretation, this long-term multispecies experiment contributes to the understanding of *Quercus* species adaptability.

From a practical perspective, these findings provide a basis for identifying well-adapted and high-performing species suitable for reforestation, urban planting and

climate resilience strategies, contributing to sustainable management and conservation of forest genetic resources of both native and introduced oak species.

Funding and Acknowledgments

This work was supported by grants from the Ministry of Education and Research, CNCS – UEFISCDI, project numbers PN-IV-P8-8.3-ROMD-2023-0029 (Contract no. 22ROMD/2024) and PN-IV-PB-8.1-PRE-HE-ORG-2025-0273 (Contract no. 113PHE/2025), within PNCDI IV.

Bibliography

- Andrzejczyk T., Liziniewicz M., Bolibok L. (2024). Growth and quality of 16-year-old sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) planted in traditional and alternative row planting patterns. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 97(4), 564–579.
- Apostol E.N., Stuparu E., Scarlatescu V., Budeanu M. (2020). Testing Hungarian oak (*Quercus frainetto* Ten.) provenances in Romania. *iForest – Biogeosciences and Forestry*, 13(1), 9.
- Aykut Y., Uslu E., Babaç M.T. (2011). Cytogenetic studies on *Quercus* L. (Fagaceae) species belonging to Ilex and Cerris section in Turkey. *Caryologia*, 64(3), 297–301.
- Backs J.R., Ashley M.V. (2021). *Quercus* conservation genetics and genomics: Past, present, and future. *Forests*, 12(7), 882.
- Beldie A. (1952). Flora R.P. România, vol. I. Ed. Academiei R.P.R. București, 224-260.
- Buras A., Sass-Klaassen U., Verbeek I., Copini P. (2020). Provenance selection and site conditions determine growth performance of pedunculate oak. *Dendrochronologia*, 61, 125705.
- Burczyk J., Chybicki I.J., Trojankiewicz M. (2018). High genetic diversity promotes a common-garden trial of *Quercus robur* as a potential seed source. *Dendrobiology*, 79, 1–9.
- Buriánek V., Benedíková M., Kyseláková J. (2011). Evaluation of twenty-years-old pedunculate and sessile oak provenance trial. *Journal of Forest Science*, 57(4), 153–169.
- Cavender-Bares J., Ramírez-Valiente J.A. (2017). Physiological evidence from common garden experiments for local adaptation and adaptive plasticity to climate in American live oaks (*Quercus* section *Virentes*): implications for conservation under global change. In: *Oaks physiological ecology: Exploring the functional diversity of genus Quercus* L. Cham: Springer International Publishing, 107–135.
- Ciocârlan V. (2009). Flora ilustrată a României. Pteridophyta et Spermatophyta. Ed. Ceres, București.
- Clinovschi F. (2005). Dendrologie. Ed. Universității Suceava.
- Daubrée J.B., Kremer A. (1993). Genetic and phenological differentiation between introduced and natural populations of *Quercus rubra* L. *Annales des Sciences Forestières*, 50(Supplement), 271s–280s.
- Deligöz A., Bayar E. (2017). Variations in physiological and biochemical traits of drought-stressed *Quercus cerris* seedlings. *Turkish Journal of Forestry*, 18(4), 269–274.
- Ducousso A., Ehrenmann F., Girard Q., Lamy J.B., Louvet J.M., Reynet P., Kremer A. (2022). Long-term and large-scale *Quercus petraea* population survey conducted in provenance tests installed in France. *Annals of Forest Science*, 79(1), 26.
- Franzén M., Hall M., Sunde J., Forsman A. (2024). Regeneration patterns of native and introduced oak species in Sweden: Investigating the roles of latitude, age, and environmental gradients. *Forest Ecology and Management*, 561, 121871.
- Gafenco I.M., Pleșca B.I., Apostol E.N., Ivan R.C., Ungureanu A.M., Șofletea N. (2024). Phenotypic variability of sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) in a comparative trial from Eastern Romania. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 28(52), 28-38.
- Gardner J (2003). Oaks for the Adelaide Plains: successful species in the Waite Arboretum. In: *Treenet Proceedings of the 4th National Street Tree Symposium*, 4–5 September.

- George J.P., Theroux-Rancourt G., Rungwattana K., Scheffknecht S., Momirovic N., Neuhauser L., Hietz P. (2020).** Assessing adaptive and plastic responses in growth and functional traits in a 10-year-old common garden experiment with pedunculate oak (*Quercus robur* L.) suggests that directional selection can drive climatic adaptation. *Evolutionary Applications*, 13(9), 2422–2438.
- Georgescu C.C., Morariu I. (1948).** Monografia stejarilor din România. Tip. "Universul" SA.
- Gottschalk K.W. (1997).** Stem quality of oak in 15-year-old stands: influence of species within harvesting treatment and fencing. In: Spiecker H., Rogers R., Somogyi Z. (eds.), *Advances in research in intermediate oak stands*; Freiburg, Germany: Institute for Forest Growth, Albert-Ludwigs-University of Freiburg, 85–97.
- Govaerts R., Frodin D.G. (1998).** World checklist and bibliography of Fagales. Kew: Royal Botanic Gardens, Kew vii.
- Guan Z., Zhang Q., Xu T., Chen D., Lu Y., Han Q., He Q. (2024).** Modeling branch attributes and biomass for *Catalpa bungei* plantations under various fertilization regimes. *Frontiers in Forests and Global Change*, 7, 1261310.
- Hereford J. (2009).** A quantitative survey of local adaptation and fitness trade-offs. *The American Naturalist*, 173(5), 579–588.
- Jensen J.S. (2000).** Provenance variation in phenotypic traits in *Quercus robur* and *Quercus petraea* in Danish provenance trials. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 15(3), 297–308.
- Kint V., Hein S., Campioli M., Muys B. (2010).** Modelling self-pruning and branch attributes for young *Quercus robur* L. and *Fagus sylvatica* L. trees. *Forest Ecology and Management*, 260(11), 2023–2034.
- Kormann J.M., van der Maaten-Theunissen M., Unterholzner L., Liesebach M., Liepe K.J., van der Maaten E. (2024).** Variation in vessel traits of northern red oak (*Quercus rubra* L.) provenances revealed high phenotypic plasticity to prevailing environmental conditions. *Trees*, 38(5), 1283–1295.
- Kremer A., Casasoli M., Barreneche T., Bodénès C., Sisco P., Kubisiak T., Scalfi M., Leonardi S., Bakker E., Buiteveld J. (2007).** Fagaceae trees. *Forest Trees*, 161–187.
- Kremer A., Hipp A.L. (2020).** Oaks: an evolutionary success story. *New Phytologist*, 226(4), 987–1011.
- Kupka I., Vopálka-Melicharová L. (2020).** Northern red oak (*Quercus rubra* L.) as a species suitable for the upcoming seasons with frequent dry periods. *Central European Forestry Journal*, 66(2), 97–103.
- Lados B.B., Benke A., Borovics A., Köbölkuti Z.A., Molnár C.É., Nagy L., Cseke K. (2024).** What we know about Turkey oak (*Quercus cerris* L.)—from evolutionary history to species ecology. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 97(4), 497–511.
- Lăzărescu C., Papadopol C., Papadopol V., Nițulescu M. (1965).** Provenance trials of *Quercus robur* on the Baragan steppe (Culturi comparative cu proveniențe de stejar pedunculat în cimpia Bărăganului). *Revista Pădurilor*, 80(6), 304–307.
- Iyubenova A., Baranowska M., Menkis A., Davydenko K., Nowakowska J., Borowik P., Oszako T. (2024).** Prospects for oak cultivation in Europe under changing environmental conditions and increasing pressure from harmful organisms. *Forests*, 15(12), 2164.
- Madsen C.L., Kjær E.D., Ræbild A. (2021).** Climatic criteria for successful introduction of *Quercus* species identified by use of Arboretum data. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 94(4), 526–537.
- Martín-Sánchez R., Sancho-Knapik D., Peguero Pina J.J., Gil-Pelegrín E. (2025).** Revisiting the Axelrod's hypothesis: What is the origin of the evergreen sclerophyllous oaks in the Northern Hemisphere? *Biodiversity Online Journal*, 5(2).
- Merceron N.R., Leroy T., Chancerel E., Romero-Severson J., Borkowski D.S., Ducouso A., Kremer A. (2017).** Back to America: tracking the origin of European introduced populations of *Quercus rubra* L. *Genome*, 60(9), 778–790.
- Mihalache A. (1989).** Monografia Arboretumului Hemeiș. Centrul de propagandă agricolă, București.
- Mounce R., Smith P., Brockington S. (2017).** Ex situ conservation of plant diversity in the world's botanic gardens. *Nature Plants*, 3(10), 795–802.
- Murphy T.M., Potter D. (2017).** Genetic distinctions among oaks in the University of California, Davis Arboretum: contributions to oak phylogeny. *Journal of the International Oak Society*, 28, 59–72.
- Nicolescu V.N., Vor T., Mason W.L., Bastien J.C., Brus R., Henin J.M., Hernea C. (2020).** Ecology and management of northern red oak (*Quercus rubra* L. syn. *Q. borealis* F. Michx.) in Europe: a review. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 93(4), 481–494.
- Park A., Rodgers J.L. (2023).** Provenance trials in the service of forestry assisted migration: A review of North American field trials and experiments. *Forest Ecology and Management*, 537, 120854.
- Pârnuță G., Tudoroiu M., Mirancea I. (2009).** Variația genetică a principalelor specii de arbori forestieri: evaluări în culturi comparative. Stejarul pedunculat (*Quercus robur* L.). In: Mihai G. (ed.), *Surse de semințe testate pentru principalele specii de arbori forestieri din România*. Ed. Silvică, București, pp. 116–146.
- Pettenkofer T., Finkeldey R., Müller M., Krutovsky K.V., Vornam B., Leinemann L., Gailing O. (2020).** Genetic variation of introduced red oak (*Quercus rubra*) stands in Germany compared to North American populations. *European Journal of Forest Research*, 139(2), 321–331.
- Pleşca I.M. (2023).** Monografia Arboretumului Hemeiș. Ed. Silvică, 212 p.
- Radu S. (1992).** The genus *Quercus* in Romania. *International Oaks*, 1.
- Ræbild A., Graudal L., Jambulingam R. (2004).** Evaluation of an *Acacia* and *Prosopis* provenance trial at Mettupalayam, India. DANIDA Forest Seed Centre.
- Ramírez-Valiente J.A., Solé-Medina A., Robledo-Arnuncio J.J., Ortego J. (2023).** Genomic data and common garden experiments reveal climate-driven selection on ecophysiological traits in two Mediterranean oaks. *Molecular Ecology*, 32(5), 983–999.
- Sáenz-Romero C., Kremer A., Nagy L., Újvári-Jármay É., Ducouso A., Kóczán-Horváth A., Mátyás C. (2019).** Common garden comparisons confirm inherited differences in sensitivity to climate change between forest tree species. *PeerJ*, 7, e6213.
- Sáenz-Romero C., Lamy J.B., Ducouso A., Musch B., Ehrenmann F., Delzon S., Kremer A. (2017).** Adaptive and plastic responses of *Quercus petraea* populations to climate across Europe. *Global Change Biology*, 23(7): 2831–2847.
- Sampaio T., Gonçalves E., Faria C., Almeida M.H. (2021).** Genetic variation among and within *Quercus suber* L. populations in survival, growth, vigor and plant architecture traits. *Forest Ecology and Management*, 483, 118715.
- Santos J.A., Carvalho J.P., Santos J. (2012).** Oak wood. In: *Oak: Ecology, types and management*, 119–150.
- Șofletea N., Curtu A.L. (2007).** Dendrologie. Ed. Universității Transilvania din Brașov, 156–164.
- Stănescu V., Șofletea N., Popescu O.C. (1997).** Flora forestieră lemnoasă a României. Ed. Ceres, București.
- Stephan J.M., Teeny P.W., Vessella E., Schirone B. (2018).** Oak morphological traits: between taxa and environmental variability. *Flora*, 243, 32–44.
- Streit K., Brang P., Frei E.R. (2024).** The Swiss common garden network: testing assisted migration of tree species in Europe. *Frontiers in Forests and Global Change*, 7, 1396798.
- Stuparu E. (2009).** Variația genetică a principalelor specii de arbori forestieri: evaluări în culturi comparative. Gorunul (*Quercus petraea* L.). In Mihai G. (ed): *Surse de semințe testate pentru principalele specii de arbori forestieri din România*. Ed. Silvică, București.
- Thomas A.M., Coggeshall M.V., O'Connor P.A., Nelson C.D. (2024).** Climate adaptation in white oak (*Quercus alba* L.): A forty-year study of growth and phenology. *Forests*, 15(3), 520.
- Tran H., Woeste K., Li B., Verma A., Shao G. (2023).** Measuring tree stem diameters and straightness with depth-image computer vision. *Journal of Forestry Research*, 34(5), 1395–1405.

Ufimov R., Irauschek F., Weissenbacher L., Kormann J.M., Liepe K.J., Liesebach M., van Loo M. (2025). Identifying superior oak provenances: Performance analysis under five varied climatic conditions in Austria. *Forest Ecology and Management*, 596, 123062.

Woeste K.E., Pike C.C., Warren J.C., Coggeshall M.V. (2021). Characterization of stem volume and form tradeoffs in a northern red oak (*Quercus rubra*) breeding population in early stages of selection. *Annals of Forest Science*, 78(3), 72.

Abstract

Phenotypic variation in native and introduced *Quercus* species: insights from a common garden experiment at Hemeiș Arboretum

To evaluate interspecific genetic variability and adaptive potential among native and introduced *Quercus* species, a common garden experiment was established at the Hemeiș Arboretum, Romania. The study included seven species: native (*Q. cerris*, *Q. frainetto*, *Q. pedunculiflora*, *Q. petraea*, *Q. robur*) and introduced (*Q. macrocarpa*, *Q. rubra*). Adaptive (survival), quantitative (diameter, total height, pruned height) and qualitative (stem straightness, trunk shape, branch insertion angle, branch diameter) traits were assessed at 43 after planting. Native species generally exhibited higher growth (diameter 25.4 cm, height 21.4 m) compared with introduced species (diameter 22.4 cm, height 18.7 m), while survival was highest in *Q. cerris* (67.3%) and *Q. rubra* (60.0%) and lowest in *Q. frainetto* (9.5%). Multivariate analyses revealed partial overlap between native and introduced species, indicating shared functional traits alongside moderate phenotypic differentiation.

The findings emphasize the importance of multispecies common garden experiments in the conservation of forest genetic resources, forest management and informed species selection, particularly in the context of climate change, which demands resilient forest ecosystems.

Keywords: oak species, phenotypic variation, common garden, Hemeiș Arboretum

Rezumat

Variabilitatea fenotipică la specii native și introduse de *Quercus*: perspective dintr-o cultură comparativă din Arboretumul Hemeiș

Pentru a evalua variabilitatea genetică interspecifică și potențialul adaptativ între speciile native și introduse de *Quercus*, a fost instalată o cultură comparativă în Arboretumul Hemeiș, România. Studiul a inclus șapte specii: native (*Q. cerris*, *Q. frainetto*, *Q. petraea*, *Q. pedunculiflora*, *Q. robur*) și introduse (*Q. macrocarpa*, *Q. rubra*). Au fost evaluate trăsături adaptive (supraviețuire), cantitative (diametru, înălțime totală, înălțime elagată) și calitative (rectitudinea tulpinii, forma trunchiului, unghiul de inserție al ramurilor, diametrul ramurilor) la 43 de ani după plantare. Speciile native au prezentat în general o creștere mai mare (diametru 25,4 cm, înălțime 21,4 m) comparativ cu speciile introduse (diametru 22,4 cm, înălțime 18,7 m), în timp ce supraviețuirea a fost cea mai mare la *Q. cerris* (67,3%) și *Q. rubra* (60,0%) și cea mai scăzută la *Q. frainetto* (9,5%). Analizele multivariate au evidențiat o suprapunere parțială între speciile native și introduse, indicând trăsături funcționale comune alături de o diferențiere fenotipică moderată.

Cuvinte cheie: specii de stejar, variabilitate fenotipică, cultură comparativă, Arboretumul Hemeiș

Exploring non-destructive methods for estimating annual carbon sequestration in an uneven-aged coniferous forest

Alexandru Zaharia¹, Cosmin Ion Bragă¹, Gheorghe Raul Radu¹ ✉, Ștefan Petrea¹, Dan Pepelea¹, Alexandru Bogdan Cucu¹, Șerban Tibor¹, Radu Ioan Nan¹, Gruică Ienășoiu^{1,2}

¹ Station of Brașov, National Institute for Research and Development in Forestry “Marin Drăcea”, Brașov, Romania

² „Ștefan cel Mare” University of Suceava, Suceava, Romania

✉ Correspondent author (raulgradu@gmail.com)

1. Introduction

Forests play a fundamental role in sequestering carbon, and their complex structures support the accumulation of biomass, in both living and dead matter pools (Watson et al. 2000, Lorenz & Lal 2010). This capacity of forests to mitigate climate change is significant, because of the substantial carbon stored over time (Dixon et al. 1994, IPCC 2007). However, various factors including climate, soil conditions, species composition, forest type, and management practices can influence the rate and extent of carbon sequestration (Alvarez et al. 2014, Horváth et al. 2022, Braga et al. 2024).

While the dynamics of carbon stored in dead matter pools are complex, general and empirical models can provide reasonable approximations of total carbon stocks, by estimating carbon in living biomass. To effectively apply these models at a smaller spatial scale, particularly for forest stands, standardized, accurate, and cost-effective measures are essential (Fawzy et al. 2020). This is specifically relevant in the context of policy initiatives such as the European Green Deal, which promote the ecosystem services valuation and includes financial incentives schemes for smaller forest landowners based on their forests carbon sequestration (European Commission 2023). In this context, quick and practical techniques to assess carbon intake might prove useful considering the growing interest in using modern non-destructive and forest research methods that have expanded in recent years (Ondrejka et al. 2021, Dumitru-Dobre et al. 2024). To estimate carbon intake, it is essential to consider key indicators of carbon accumulation such as tree growth rates and wood density (Chave et al. 2005).

These can be assessed using both traditional and modern methods. Traditional techniques, such as the Pressler increment borer are well established but often labour-intensive and partially destructive (Tomczak et al. 2022). In contrast, non-destructive methods, including X-ray devices, the Pilodyn instrument or the resistance drill (RD) are techniques used in various fields that do not cause damage to the object or material being examined (Niemz & Mannes 2012, Fundova et al. 2018). Thus, the micro-drill resistance tools offer faster and less invasive than increment borers (Orozco-Aguilar et al. 2018) with ability to test large numbers of trees or wood material and based on easy calibration (Gendvilas et al. 2025)

The Resistograph R650 (RINNTECH, Germany) functions by inserting a fine 3 mm needle into the wood and measuring the amplitude of resistance encountered during penetration, under controlled conditions of forward speed (cm/min) and rotational frequency (rpm). Despite the minimal penetration involved, it is considered non-destructive because it does not compromise tree stability or function (Gao et al. 2017). With a high resolution (0.01 mm) and ease of use, the Resistograph is a cost-effective alternative to conventional sampling methods that typically require cutting and weighing of tree components (Parresol 1999). Additionally, the Resistograph allows the measurement of density in hard-to-reach or sensitive areas, making it a useful tool for both research and forest management. Consequently, validating non-destructive techniques comparative with traditional methods it is important to ensure their accuracy and generalizability (Nguyen et al. 2014, Weber et al. 2018, Petrea et al. 2024).

In recent years, especially as new technologies emerged (Li et al. 2024, Lorensani & Gonçalves 2025), models for predicting wood density have become increasingly important, allowing researchers to efficiently estimate wood density (Auty et al. 2014, Beets et al. 2018) without time-consuming, destructive, or expensive measures. However, the performance of these models can

vary depending on species, stand structure, and the characteristics of the measurement tools utilized. In this context, robust predictive modelling approaches are needed to provide scalable estimates of wood density in uneven-aged forest systems, improving their usage in ecological research.

Therefore, this study aims to evaluate the accuracy of estimating (1) the wood density and (2) the carbon stock and carbon stock change of living trees in a mature mixed coniferous stand, by analysing the correlation between volumetric wood density and Resistograph measurements of the same trees.

2. Material and method

2.1. Site description

The study area is in Doftana Valley, on the NE side of Baiului Mountains of Romania (45°31'36.09" N; 25°45'12.43" E). For this study we chose a particular mature, uneven-aged coniferous forest stand dominated by Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and silver fir (*Abies alba* Mill.), selected for its high productivity. The site conditions promoted distinct earlywood and latewood formation, ideal for analysing growth patterns with minimal error. To ensure complete annual growth data and reduce damage to the trees, increment core samples were collected at the end of the growing season (September 2022). We prioritized sample quality and ring clarity, avoiding false rings and maximizing accuracy in growth assessments while this dual-method approach (classic vs resistograph) ensured high-resolution data collection while preserving tree health.

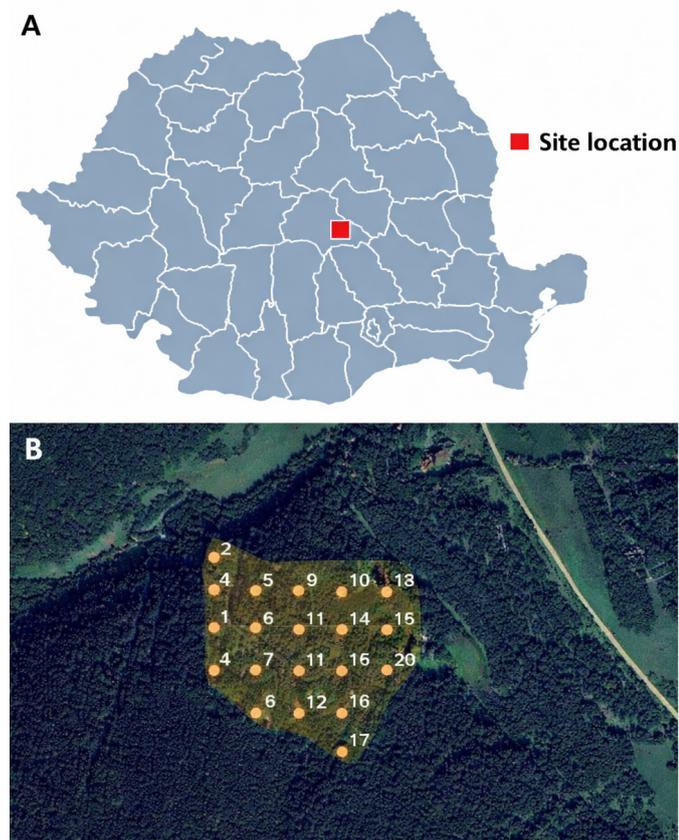


Figure 1. Site location (A) and sampling design (B)

The region is characterized by a humid temperate continental climate (Koppen classification, Dfb) with a mean annual rainfall of 729 mm and a mean annual temperature of 7.1°C (Harris et al. 2020). The altitude of the site varies between 880 and 990 m a.s.l., with an average slope of 20°, and NE aspect. The soil type is typically Eutric Cambisol (Florea et al. 2012) which provides favourable conditions for the development of coniferous forests. This was reflected by the forest stand increment, which achieved high productivity. The type of site was “Mountain mixes, superior quality, Eutric Cambisol, high edaphic, with *Asperula-Dentaria*” (3333) (Romanian classification – Dănescu et al. 2010).

2.2. Sampling design and field work description

The study employed a systematic approach using mathematical calculations and GIS tools (QGIS 2022) to establish 20 circular sample plots (SP), across an approximately 10 ha forest area.

To establish the distance between the centres of the SP (d), we used the ratio of the total studied surface (F) to the number of test surfaces (n): (Leahu 1994). In each SP, all trees were measured for diameter at breast height (DBH) and total height (H).

Growth and density assessments involved extracting increment core samples from trees. To establish the number of trees from which we collected increment cores, we firstly determined the distribution of the trees by species and diameter classes for each species within the sample plots. For each diameter class identified we selected a percentage of 10% of the number of trees to represent the *sample trees* from which we extracted the increment cores. There were a few exceptions where a whole increment core sample could not be collected from the trees within the SP, mostly because at higher diameter classes we found only a few trees and most of them had advanced decay, and therefore it was necessary to identify a healthy tree from the required class of diameter in the vicinity of the SP from which we collected growth samples. The *sampled trees* had a regular crown distribution and no visible wood defects. From each sample tree two increment core samples were extracted using a 5.15 mm Pressler drilled at breast height along the W-E direction and one Resistograph sample drilled in the same direction as the increment core sample. While a total number of 94 increment core samples was planned to be used in our study, only 47 of the core samples were eligible for growth determination and 46 for wood density determinations.

2.3. Classic density determination

The length of each fresh increment core sample was measured, and the samples were weighed on the same day using a Precisa LS 3200C SCS laboratory scale ($e = 0.001$ g) To determine the volume of each increment core sample, we used the methodology of Pérez-Harguindeguy et al. 2013. The volume of each sample was calculated using the following equation:

$$V = (0.5 \times D)^2 \times L \quad (1)$$

where V represents the volume of the increment sample (cm^3), D is the increment core diameter (5.15 mm) and L

is the increment core length (cm).

The collected samples were then oven-dried in the laboratory at 105° C for 24 h until constant weight was reached. The specific wood density of each increment core sample was calculated using Equation 2.

$$WSD = m/V \quad (2)$$

where WSD (g/cm³) represents the specific wood density, m represents the dry mass of the core sample (g) and V is the volume of the increment core (cm³).

2.4. Wood density prediction using Resistograph samples

In this study we focused on analysing the relationship between the dry mass of the oven-dried increment cores and amplitude from the Resistograph for each sample, and used the equation obtained to predict wood density with the Resistograph.

2.5. Annual growth analyses

(i) Growth determination using scanned cores

Standard procedures were performed to prepare the increment core samples. The cores were mounted on wooden supports and successively sanded with bands of various grits until the optimal surface for scanning was obtained (Speer 2011, Popa et al. 2022). The prepared core samples were scanned at a resolution of 1200 dpi, using Epson Expression 12000 XL, and the annual ring widths were measured using CooRecorder software.

The measurements involved the identification of tree rings on the scanned samples, starting from the bark and moving inward toward the pith. Because the automatic tree ring detection mode of the software did not yield satisfactory results, we manually measured each tree ring. To ensure accuracy we used inter-operator calibration.

(ii) Growth determination using Resistograph

The Resistograph R650 SC was subsequently utilized for each sample tree, close to the initial Pressler drilling point and in the same direction as the drill.

The result is a variation in resistance to the progress of the drill through the wood, and it is displayed as an amplitude profile. The resistance profiles were analysed using DECOM software from RINNTECH where tree rings were manually identified by detecting peaks and troughs in resistance values. Specifically, for this study, we considered an **annual tree ring** the distance between two consecutive peaks within the Resistograph charts (Rinn 1996, Xu et al. 2019). Figure 2 provides a visual comparison demonstrating the correspondence between the two measurement methods.

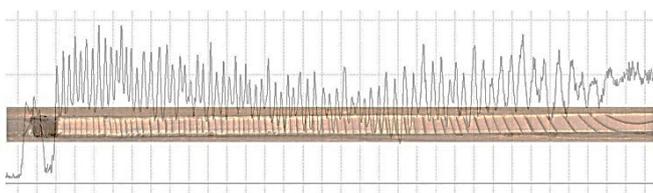


Figure 2. Visual representation of a drilling resistance profile overlapped with a scanned sample

For both the Resistograph and scanned samples, we defined age intervals from the bark to the pith, starting with 0 to 10 years of tree life, then extending to 0 to 20 years, and so on. A total number of 11 age intervals were defined, covering the entire life cycle of the trees.

2.6. Carbon stock and carbon stock change determinations

Carbon stock was estimated using tree volume, biomass equations, and a standardized carbon factor.

Tree volume was estimated using a national logarithmic regression relationship (Giurgiu & Drăghiciu 2004):

$$\log v = a_0 + a_1 \times \log d + a_2 \times \log^2 d + a_3 \times \log h + a_4 \times \log^2 h \quad (3)$$

where v represents the tree volume (m³), d is the diameter at breast height 1,30 m (cm), h is the total height of trees (m) and a₀, a₁, a₂, a₃, a₄ are the regression coefficients established for each species.

To estimate the biomass of living trees, we computed a specific equation (4) derived from the principles of allometric biomass estimation (Picard et al. 2012):

$$B = v \times (1+C\%) \times (1+RSR) \times WSD \quad (4)$$

where B (t) represents the total tree biomass, v(m³) is tree volume, C% represents the percentage of branches in the above-ground volume of the trees: 9% (Giurgiu & Drăghiciu 2004), RSR is the root-to-shoot ratio (below-ground volume was calculated by using a ratio of 0.16 for silver fir and 0.20 for spruce species to the above-ground volume) and WSD (g/cm³) represents mean wood specific density, determined by oven-drying the core samples.

To estimate carbon stock, the total biomass of trees was multiplied with the carbon fraction (0.48 for conifers) (Eggleston et al. 2006). The same process was conducted to determine carbon stock estimates with the help of Resistograph, but instead of using WSD, we used the **predicted density**.

In this study, we will be referring to **carbon stock change** as the annual net change capacity of carbon stored in forest stands (t ha⁻¹). Increments include biomass growth. In this sense, we calculated the carbon stock change based on the average last 10-year tree ring growth measured on classical scanned increment core samples, whereas increments detected on the diagrams were used to determine carbon stock change with the help of Resistograph.

2.7. Data analysis

Data analysis was performed in R (version 4.1.3) using the RStudio environment. Statistical analyses were conducted with widely used R functions for regression modelling and machine-learning applications. The relationship between classical and Resistograph-derived annual growth measurements was assessed using linear regression. To evaluate the relationship between observed and predicted wood density, multiple regression and random forest models were applied. Weibull distribution analysis was used to examine the diameter-class distribution of trees. Consistency and comparability of tree-ring width measurements were ensured through the application of the intercalibration principle.

3. Results

3.1. Sampling structural characteristics

Following the inventory, a total of 46 trees were sampled, with a range of DBH between 26.7 and 97 cm (Table 1).

Table 1. Growth metrics of inventoried and sampled trees

Species	No. of trees		Diameter [cm]		Height [m]		Age* [y]	
	Inventoried	Sampled	Inventoried	Sampled	Inventoried	Sampled	Increment core	Resistograph
Picea abies	120	20	49.4 [16.9-76.4]	49.9 [16.9-75.7]	40.7 [17.1-48.6]	39.9 [17.1-48.6]	88 [60-98]	83 (51-125)
Abies alba	202	27	52.2 [18.9-100.4]	54.8 [19.3-97.0]	38.2 [18.8-46.2]	38.5 [18.8-43.9]	95 [72-136]	91 (76-120)
Total	322	47	51.2 [16.9-100.4]	52.7 [16.9-97.0]	39.1 [17.1-48.6]	39.8 [17.1-48.6]	92 [60-136]	88 (51-125)

* The age was determined only for the sampled trees

3.2. Carbon stock results

We had a strong correlation between the sum of resistances from the Resistograph and the measured dry mass of the increment core samples $R^2=0.93$ for silver fir and for spruce $R^2=0.84$ (overall $R^2=0.90$) (Figure 3) which enabled us to use the expression obtained to estimate **new dry mass**. The **predicted dry mass** estimates along with the known volume of the increment cores, were used to estimate new density values to which we will further refer to as **predicted density**.

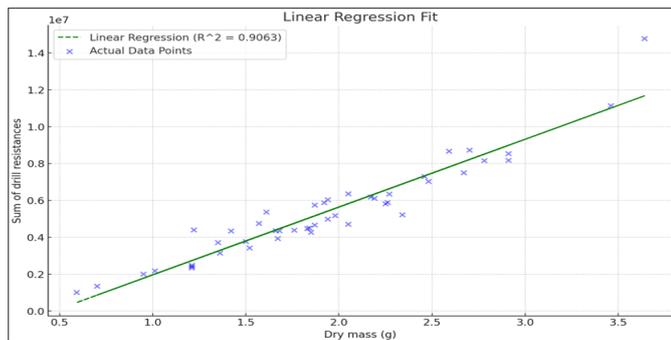


Figure 3. Relationship between the sum of drill resistances and dry mass

The multiple regression model and the random forest model we built had perfect predictions, showing a strong correlation between predicted density and the classic determined density (Figure 4).

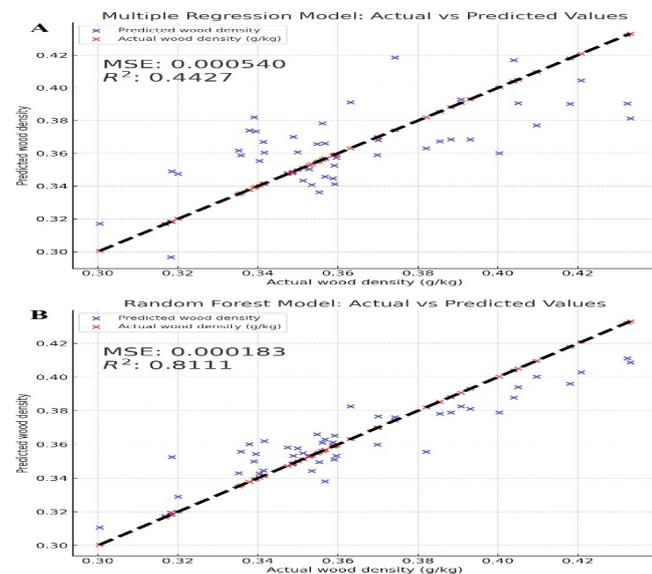


Figure 4. Regression models based on the actual and predicted density

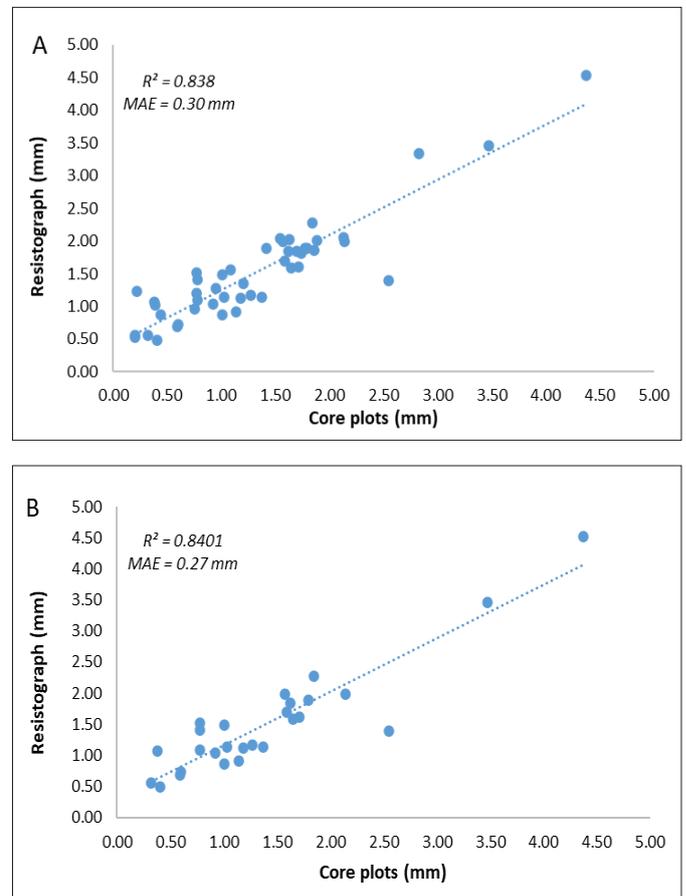
The mean carbon stock determined using classic density was 309 t/ha. Similarly, the mean carbon stock determined using the predicted density was 297 t/ha, representing a difference of only 3.8% (Table 2).

Table 2. Carbon stock estimates using classic and predicted density

Species	Wood density [kg/m ³ ± sd]		Carbon stock [tC ha ⁻¹ ± sd]	
	Classic	Predicted	Classic	Predicted
Abies alba	374 ± 32	361 ± 34	216 ± 7	209 ± 11
Picea abies	346 ± 20	330 ± 25	93 ± 12	88 ± 12
Total	362 ± 31	348 ± 34	309 ± 11	297 ± 11

3.3. Carbon stock change results

For each species, the first 10-year interval (2013–2022) showed a strong correlation between the average tree-ring width measured using the Resistograph and that obtained from classic scanned samples, with an R^2 of 0.84 for silver fir and 0.89 for spruce (overall $R^2 = 0.84$) (Figure 5).



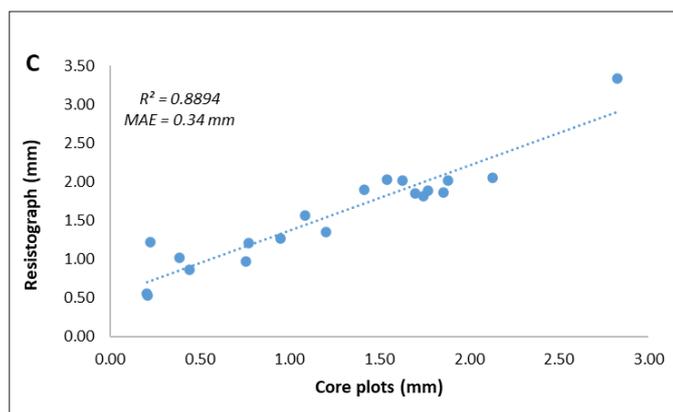


Figure 5. Correlation between average 10y-growth determined with classic and Resistograph for both silver fir and spruce (A), silver fir (B) and spruce (C)

The initial section of the Resistograph charts exhibited a more pronounced alignment with the ring boundaries compared to the subsequent portion of the chart and the tendency was to have less correlation between the two types of measurements as we progressed reading the Resistograph tree ring widths (Figure 6).

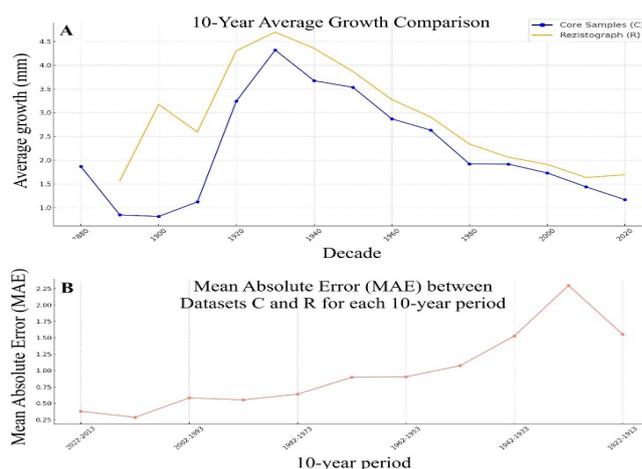


Figure 6. Growth (A) and error (B) analysis of classical and resistograph measurements across decades

The results on carbon stock change estimates indicate a difference of percentage of 15% between classic and resistograph measurements. Using classical measurements for determining growth we have obtained a mean growth of 4.43 m³/ha/yr and a mean carbon stock change of 0.99 t/ha/yr, whereas for the resistograph measurements for determining growth we obtained a mean growth of 5.10 m³/ha/yr and a mean carbon stock change of 1.14 t/ha/yr, which suggests an overestimation with the R650 SC (Table 3).

Table 3. Carbon stock change estimates based on both methods

Species	Average tree ring width (10y) (mm)		Average growth (m3 ha-1)		Average C stock change (t/ha/yr)	
	Increment core	Resistograph	Increment core	Resistograph	Increment core	Resistograph
Picea abies	1.38 [0.21 - 2.82]	1.49 [0.56 - 3.32]	4.29 [1.68 - 6.45]	4.93 [1.94 - 7.42]	0.93 [0.37 - 1.41]	1.08 [0.42 - 1.62]
Abies alba	1.28 [0.32 - 4.37]	1.60 [0.49 - 4.53]	4.51 [1.85 - 8.37]	5.19 [2.13 - 9.63]	1.02 [0.42 - 1.90]	1.18 [0.48 - 2.18]
Total	1.34 [0.21 - 4.37]	1.53 [0.49 - 4.53]	4.43 [1.68 - 8.37]	5.10 [1.94 - 9.63]	0.99 [0.37 - 1.90]	1.14 [0.42 - 2.18]

4. Discussion

In this study, we estimated carbon stock and carbon stock change in an uneven-aged forest using the Resistograph R650-SC as a non-destructive alternative for assessing annual carbon sequestration and wood density. Specifically, tree-ring widths were manually measured from the resistograms, with particular emphasis on the most recent 10 years of growth. This 10-year radial growth is an essential parameter we used to estimate carbon stock change.

We also defined 10-year “decades” to compare growth patterns obtained from both the classical increment-core method and the resistograph approach. Our comparison of the two methods revealed a strong correlation for the last 10-year growth interval ($R^2 = 0.84$ overall; $R^2 = 0.84$ for silver fir and $R^2 = 0.89$ for spruce). Corresponding correlation coefficients were $r = 0.92$ for silver fir, $r = 0.94$ for spruce, and $r = 0.91$ overall, indicating that the two methods produced closely aligned results and allowing direct comparison with previous studies that reported only correlation coefficients. These results align with previous findings, such as those reported in a 40-year-

old *Pinus brutia* stand where a correlation of $r = 0.97$ was observed between the two methods (Guller et al. 2012). Also, in the l’Oisans massif – a region subject to avalanche activity – *Larix decidua* trees displayed an average Pearson correlation of 0.85 between Resistograph readings and tree-ring measurements for the control variants (Christophe et al. 2010).

Although not all ring boundaries matched precisely across methods, the high correlation in average ring widths suggests that the Resistograph is a reliable tool for estimating annual growth in mature coniferous forests. However, a notable decline in correlation and a rising mean absolute error (MAE) were observed in deeper tree sections, especially as more decades were included in the comparison, particularly beyond the 5th decade. This significant trend is likely due to increased resistance from narrow latewood rings and frictional build-up along the drill shaft, which complicates accurate ring delineation (Nutto & Biechele 2015, Sharapov et al. 2017). When using the Resistograph, carbon stock results were overestimated for both species. We found that this effect was stronger in silver fir than in spruce, primarily

because silver fir exhibited smaller growth increments. Regarding the 15% overestimation of the carbon stock change observed in the Resistograph, the result is likely due to its tendency to slightly over-represent tree-ring widths, especially in older sections of the stem.

Unlike some previous studies that successfully used the Resistograph to estimate tree ages for most of the sampled tree species in young, homogenous stands (Guller et al. 2012) our sampled trees varied in age and structure, and we were unable to obtain matching age estimates using both methods especially for older trees. This discrepancy also reported by Lopez et al. 2010 is likely due to the difficulty in identifying very narrow rings at greater depths, where increased resistance and potential obstruction of wood shavings may obscure clear ring detection. In some cases resistance drilling fails to detect narrow rings (<1 mm) (Orozco-Aguilar et al. 2018, Oh et al. 2019), a situation that raises important questions about the reliability of using Resistograph alone for determining tree age, among other applications.

Another focus in this study was the possibility of using RM alone to determine the carbon stock rather than relying on traditional density measurements. To facilitate comparison, conventional density measurements were obtained from oven-dried increment cores. These values aligned well with those reported in previous studies, such as average density of 368 kg m⁻³ documented for spruce by Vlad et al. (2022) and average density of 348 kg m⁻³ documented by Șofletea et al. (2012). For silver fir, our results showed a close match with the known average density value reported for Romania (373 kg m⁻³) (Giurgiu & Drăghiciu 2004).

More importantly, after oven-drying the core samples we observed a strong relationship between the sum of Resistograph resistance values and the dry mass of the core samples ($R^2 = 0.90$ overall). While other authors focused on correlations between mean resistances and density (Isik & Li 2003, Downes et al. 2018) our results demonstrate that summing resistance values across the drill path offers a robust proxy for estimating wood mass. We used this relationship to build generalized linear and machine learning models (including random forest), which accurately predicted wood density ($R^2 = 0.81$). In terms of output, applying the predicted densities to carbon stock calculations yielded values within 3.8% of those produced using conventional density measurements. This close agreement suggests that the Resistograph can be a reliable and efficient tool for estimating forest carbon stocks in the same field conditions.

Although our study relied on unadjusted (raw) Resistograph drilling profiles, the overall trends and correlations remained consistent with classical measurements, indicating that the method remains valid and practical for rapid, large-scale carbon sequestration assessments. In future work, we recommend detrending raw drilling profiles prior to analysis to obtain adjusted profiles, as this step has been suggested to reduce bias in wood-density estimates and thereby improve the robustness of the results (Fundova et al. 2018).

5. Conclusion

The study highlights the possibility of using the Resistograph R650 SC as a non-destructive tool for estimating annual carbon sequestration and wood density in uneven-aged coniferous forests.

By comparing its performance to classical increment-core methods, we found strong correlations in both tree-ring width and wood-density estimates. However, the Resistograph slightly overestimated both carbon stock and carbon stock change, and certain limitations were evident particularly in identifying older and narrower growth rings. While the method proved reliable for analysing recent growth and estimating carbon stock change over the past decade, it was unable to precisely match corresponding tree rings or determine age across the full sample. Overall, our results support the conclusion that although the Resistograph is promising for estimating recent growth, caution is warranted when applying it to long-term growth reconstructions in older trees.

The use of summed resistance values as a proxy for dry mass provided a solid basis for predicting wood density, achieving a close match (within 3.8%) to classic measurements in terms of carbon stock. This level of accuracy, combined with the non-invasive nature of the method, offers significant potential for monitoring forest carbon dynamics without compromising tree health.

Given the growing importance of forest-based climate mitigation and the policy incentives associated with carbon sequestration (e.g., European Green Deal), scalable, accurate, and cost-effective field methods are essential. The results suggest that with proper calibration and site-specific validation, the Resistograph can effectively support carbon accounting and forest management practices — especially for smallholder forests or ecologically sensitive areas where destructive sampling is not feasible.

While further research is needed to validate the method across diverse species, stand structures, and site conditions, the study supports the integration of non-destructive technologies into forest carbon monitoring frameworks.

Author Contributions

Conceptualization, G.R.R., A.Z., C.I.B., S.P.; methodology, G.R.R., A.Z., C.I.B., S.P., A.B.C., T.S., D.P., R.I.N. and G.I.; software, G.R.R., A.Z., D.P; validation, G.R.R. and C.I.B.; formal analysis, A.Z. and G.R.R.; investigation, G.R.R. D.P. and A.Z.; resources, G.R.R., A.Z.; data curation, G.R.R., A.Z.; writing — original draft preparation, A.Z., C.I.B., and G.R.R.; writing — review and editing, A.Z., G.R.R., C.I.B.; visualization, G.R.R., A.Z. and C.I.B.; supervision, G.R.R., and C.I.B.; project administration, G.R.R., A.Z. and C.I.B.; funding acquisition, G.R.R. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding

The research was supported by “Marin Drăcea”, the National Institute for Research and Development in

Forestry, through the Contract 47/N/2019 and Contract 798/M/20.12.2024 with the Ministry of Water Environment and Forests.

Acknowledgments

The authors would like to thank the forest monitoring team of “Marin Drăcea”, the National Institute for Research and Development in Forestry; the Forest Management Department; and the involved staff from Experimental Base Săcele for the proper conduct and coordination of field operations. Moreover, we thank the members involved in the density analysis in the laboratory of the Brasov Station Research Institute. Conflicts of Interest: The authors declare no conflicts of interest.

References

- Alvarez, S., Ortiz, C., Díaz-Pinés, E., & Rubio, A. (2014). Influence of tree species composition, thinning intensity and climate change on carbon sequestration in Mediterranean mountain forests: A case study using the CO2Fix model. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. <https://doi.org/10.1007/s11027-014-9565-4>
- Auty, D., Achim, A., Macdonald, E., Cameron, A. D., & Gardiner, B. A. (2014). Models for predicting wood density variation in Scots pine. *Forestry*, 87(3), 449–458. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu005>
- Beets, P. N., Kimberley, M. O., Oliver, G. R., & Pearce, S. H. (2018). Predicting wood density of growth increments of Douglas-fir stands in New Zealand. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 48(1), 8. <https://doi.org/10.1186/s40490-018-0112-z>
- Braga, C. I., Petrea, S., Radu, G. R., Cucu, A. B., Serban, T., Zaharia, A., & Leca, S. (2024). Carbon Sequestration Dynamics in Peri-Urban Forests: Comparing Secondary Succession and Mature Stands under Varied Forest Management Practices. *Land*, 13(4), 492. <https://doi.org/10.3390/land13040492>
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.-P., Nelson, B. W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., & Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145(1), 87–99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>
- Christophe, C., Georges, R., Jérôme, L. S., Markus, S., & Pascal, P. (2010). Spatio-temporal reconstruction of snow avalanche activity using tree rings: Pierres Jeanne avalanche talus, Massif de l'Oisans, France. *CATENA*, 83(2–3), 107–118. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.08.004>
- Dănescu, F., Costăchescu, C., & Mihăilă, E. (2010). Sistematica stațiilor forestiere [Systematics of forest stations]. Ed. Silvică.
- European Commission (2023). Guidance on public and private payment schemes for forest ecosystem services. Publications Office of the European Union. https://agriculture.ec.europa.eu/system/files/2023-07/guidance-dev-public-private-payment-schemes-forest_en.pdf
- Dixon, R. K., Solomon, A. M., Brown, S., Houghton, R. A., Trexler, M. C., & Wisniewski, J. (1994). Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science*, 263(5144), 185–190. <https://doi.org/10.1126/science.263.5144.185>
- Downes, G. M., Lausberg, M., Potts, B. M., Pilbeam, D. L., Bird, M., & Bradshaw, B. (2018). Application of the IML Resistograph to the infield assessment of basic density in plantation eucalypts. *Australian Forestry*, 81(3), 177–185. <https://doi.org/10.1080/00049158.2018.1500676>
- Dumitru-Dobre, C., Coman, S., Scărlătescu, V., Breabăn, I.-G., & Enescu, R. (2024). Assessment of the monumental trees health condition from Brasov area using Arbotom Sonic Tomograph. *Present Environment and Sustainable Development*, 17(2), 77–84. <https://doi.org/10.47743/pesd2023172006>
- Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., & Tanabe, K. (2006). 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories.
- Fawzy, S., Osman, A. I., Doran, J., & Rooney, D. W. (2020). Strategies for mitigation of climate change: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 18(6), 2069–2094. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01059-w>
- Florea, N., Munteanu, I., and Rusu, C. (2012). Sistemul Român de Taxonomie a Solurilor–SRTS, Ediția 2012.
- Fundova, I., Funda, T., & Wu, H. X. (2018). Non-destructive wood density assessment of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) using Resistograph and Pilodyn. *PLOS ONE*, 13(9), e0204518. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204518>
- Gao, S., Wang, X., Wiemann, M. C., Brashaw, B. K., Ross, R. J., & Wang, L. (2017). A critical analysis of methods for rapid and nondestructive determination of wood density in standing trees. *Annals of Forest Science*, 74(2), 27. <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0623-4>
- Gendvilas, V., Lee, D. J., Downes, G. M., Lausberg, M., & Harrington, J. J. (2025). Predicting wood properties using resistance drilling: The effect of needle diameter and battery. *Wood Material Science & Engineering*, 1–11. <https://doi.org/10.1080/17480272.2025.2565371>
- Giurgiu V., & Drăghiciu D. (2004). Metode și tabele dendrometrice. Ed. Ceres, București.
- Giurgiu V., & Drăghiciu D. (2004). Modele matematico-auxologice și tabele de producție pentru arborete. Ed. Ceres, București.
- Guller, B., Guller, A., & Kazaz, G. (2012). Is Resistograph an appropriate tool for the annual ring measurement of *Pinus brutia*. *NDE for safety/Defektoskopie*, 2012, 89-94.
- Harris, I., Osborn, T. J., Jones, P., & Lister, D. (2020). Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. *Scientific Data*, 7(1), 109. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0453-3>
- Horváth, M., Hanáková Bečvářová, P., Šarapatka, B., & Zouhar, V. (2022). The impact of forest naturalness and tree species composition on soil organic carbon content in areas with unnatural occurrence of Norway spruce in the Czech Republic. *Soil and Water Research*, 17(3), 139–148. <https://doi.org/10.17221/19/2022-SWR>
- IPCC (2007). *Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change*. Working Group III contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change, Fourth Assessment Report. Cambridge, UK. (n.d.).
- Isik, F., & Li, B. (2003). Rapid assessment of wood density of live trees using the Resistograph for selection in tree improvement programs. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(12), 2426–2435. <https://doi.org/10.1139/x03-176>
- Jyske, T., Mäkinen, H., & Saranpää, P. (2008). Wood density within Norway spruce stems. *Silva Fennica*, 42(3). <https://doi.org/10.14214/sf.248>
- Leahu, I. (1994). Dendrometrie. Ed. Didactica și Pedagogică București, Romania, 230.
- Li, T., Shen, X., Zhou, K., & Cao, L. (2024). Estimation of Individual Tree Structure and Wood Density Parameters for Ginkgo biloba Using Terrestrial LiDAR and Resistance Drill Data. *Remote Sensing*, 17(1), 99. <https://doi.org/10.3390/rs17010099>
- Lopez Saez, J., Corona, C., Berger, F., & Stoffel, M. (2010). L'utilisation de la résistographie en dendrogéomorphologie. Retour d'expériences. *Collection EDYTEM. Cahiers de géographie*, 11(1), 181–188. <https://doi.org/10.3406/edyte.2010.1167>
- Lorensani, R. G. M., & Gonçalves, R. (2025). Machine Learning Algorithms and Nondestructive Methods for Estimating Wood Density in Planted Forest Trees. *Forests*, 16(2), 376. <https://doi.org/10.3390/f16020376>
- Lorenz, K., & Lal, R. (2010). Carbon sequestration in forest ecosystems. Springer.
- Nguyen, H., Firn, J., Lamb, D., & Herbohn, J. (2014). Wood density: A tool to find complementary species for the design of mixed species plantations. *Forest Ecology and Management*, 334, 106–113. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.022>
- Niemz, P., & Mannes, D. (2012). Non-destructive testing of wood and wood-based materials. *Journal of Cultural Heritage*, 13(3), S26–S34. <https://doi.org/10.1016/j.culher.2012.04.001>

- Nutto, L., & Biechele, T. (2015).** T. Drilling Resistance Measurement and the Effect of Shaft Friction—Using Feed Force Information for Improving Decay Identification on Hard Tropical Wood. In Proceedings of the 19th International Nondestructive Testing and Evaluation of Wood Symposium, Rio de Janeiro, Brazil, 22–25 September 2015.
- Oh, J.-A., Seo, J.-W., & Kfim, B.-R. (2019).** Determinate the Number of Growth Rings Using Resistograph with Tree-Ring Chronology to Investigate Ages of Big Old Trees. *Journal of the Korean Wood Science and Technology*, 47(6), 700–708. <https://doi.org/10.5658/wood.2019.47.6.700>
- Ondrejka, V., Gergeľ, T., Bucha, T., & Pástor, M. (2021).** Innovative methods of non-destructive evaluation of log quality. *Central European Forestry Journal*, 67(1), 3–13. <https://doi.org/10.2478/forj-2020-0021>
- Orozco-Aguilar, L., Nitschke, C. R., Livesley, S. J., Brack, C., & Johnstone, D. (2018).** Testing the accuracy of resistance drilling to assess tree growth rate and the relationship to past climatic conditions. *Urban Forestry & Urban Greening*, 36, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.09.010>
- Parresol, B. R. (1999).** Assessing Tree and Stand Biomass: A Review with Examples and Critical Comparisons. *For. Sci.* 45(4): 573–593.
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M. S., Cornwell, W. K., Craine, J. M., Gurvich, D. E., Urcelay, C., Veneklaas, E. J., Reich, P. B., Poorter, L., Wright, I. J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J. G., de Vos, A. C., ... Cornelissen, J. H. C. (2013).** New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 61(3), 167. <https://doi.org/10.1071/BT12225>
- Petrea, S., Radu, G. R., Braga, C. I., Cucu, A. B., Serban, T., Zaharia, A., Pepelea, D., Ienasiu, G., & Petritan, I. C. (2024).** The Role of Wood Density Variation and Biomass Allocation in Accurate Forest Carbon Stock Estimation of European Beech (*Fagus sylvatica* L.) Mountain Forests. *Forests*, 15(3), 404. <https://doi.org/10.3390/f15030404>
- Picard, N., Saint-André, L., & Henry, M. (2012).** Manual for building tree volume and biomass allometric equations: From field measurement to prediction. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) [u.a.].
- Popa, A., Popa, I., Roibu, C.-C., & Badea, O. N. (2022).** Do Different Tree-Ring Proxies Contain Different Temperature Signals? A Case Study of Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst) in the Eastern Carpathians. *Plants*, 11(18), 2428. <https://doi.org/10.3390/plants11182428>
- QGIS Development Team. (2022).** QGIS Geographic Information System (Version 3.26.3) [Computer software]. QGIS Project. <https://www.qgis.org>
- Repola, J. (2006).** Models for vertical wood density of Scots pine, Norway spruce and birch stems, and their application to determine average wood density. *Silva Fennica*, 40(4). <https://doi.org/10.14214/sf.322>
- Rinn F. (1996).** Resistographic visualization of tree-ring density variations. In: Dean JS, Meko DM, Swetnam TW (eds) Tree rings, environment, and humanity, radiocarbon. *Department of Geosciences, The University of Arizona, Tucson*. 871–878.
- Sharapov, E., Wang, X., and Smirnova, E. (2017).** Drill bit friction and its effect on resistance drilling measurements in logs. Proceedings of the 20th international nondestructive testing and evaluation of wood symposium. Madison, Wisconsin USA, 405–415.
- Speer, J. H. (2011).** Fundamentals of tree-ring research. University of Arizona Press.
- Șofletea, N., Budeanu, M., & Pârnuță, G. (2012).** Provenance Variation in Radial Increment and Wood Characteristics Revealed by 30 Years Old Norway Spruce Comparative Trials. *Silvae Genetica*, 61(1–6), 170–178. <https://doi.org/10.1515/sg-2012-0022>
- Tomczak, K., Tomczak, A., & Jelonek, T. (2022).** Measuring Radial Variation in Basic Density of Pendulate Oak: Comparing Increment Core Samples with the IML Power Drill. *Forests*, 13(4), 589. <https://doi.org/10.3390/f13040589>
- Vlad, R., Pei, G., Sidor, C. G., Cuciurean, C., Ispravnic, A., & Stefan, G. (2022).** Assessing Standing-Tree Wood Density by Microdrilling in Tending Forestry Work Carried Out on Norway Spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst) Stands. *Forests*, 13(9), 1450. <https://doi.org/10.3390/f13091450>
- Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J., Dokken, D.J. (eds) (2000).** Land Use, Land-Use Change, and Forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Special report. Cambridge University Press, UK. 375 pp. (n.d.).
- Weber, J. C., Sotelo Montes, C., Abasse, T., Sanquetta, C. R., Silva, D. A., Mayer, S., Muñiz, G. I. B., & Garcia, R. A. (2018).** Variation in growth, wood density and carbon concentration in five tree and shrub species in Niger. *New Forests*, 49(1), 35–51. <https://doi.org/10.1007/s11056-017-9603-7>
- Xu, Q., Xu, H. D., Li, Q. Z., & Cheng, Z. X. (2019).** A method of identifying ring width of standing tree by using resistograph detector. *Forest Engineering* 35(3), 32–40.

Abstract

Accurate evaluation of annual carbon sequestration in uneven-aged forests is essential for strengthening climate mitigation strategies and improving forest-based carbon accounting. This study investigates the performance of the Resistograph R650 SC as a non-destructive tool for estimating tree-ring width, wood density, carbon stock, and carbon stock change in a mature mixed coniferous stand in Romania. Increment cores and Resistograph measurements were collected from Norway spruce and silver fir to compare density and growth patterns across multiple decades. The summed drilling resistance showed a strong relationship with oven-dry core mass ($R^2 = 0.90$), enabling the development of equations and models to accurately predict wood density. Density values predicted from Resistograph measurements allowed carbon stock estimates within 3.8% of those obtained using conventional methods. Tree-ring analysis showed high agreement between traditional increment core readings and Resistograph-derived measurements, particularly over the most recent decade ($R^2 = 0.84$), although correspondence declined in deeper stem sections. The use of Resistograph measurements substantially reduced the time required for estimating carbon stocks and carbon stock changes; however, carbon stock change was slightly overestimated (1.14 vs. 0.99 t C ha⁻¹ yr⁻¹). Overall, the Resistograph proved effective for assessing recent growth and enabling rapid carbon estimation, offering a practical alternative where destructive sampling is limited, although caution is required when reconstructing long-term growth in older trees

Keywords: carbon sequestration, climate change, non-destructive sampling, resistograph, wood density estimation

Rezumat

Explorarea metodelor nedistructive pentru estimarea sechestrării anuale a carbonului în arborete mature de conifere

Evaluarea precisă a sechestrării anuale a carbonului în pădurile relativ pluriene este esențială pentru consolidarea strategiilor de atenuare a schimbărilor climatice și pentru îmbunătățirea estimării carbonului forestier. Acest studiu investighează performanța Rezistograph-ului R650 SC ca instrument nedistructiv pentru estimarea lățimii inelelor anuale, a densității lemnului, a stocului de carbon și a modificării stocului de carbon într-un arboret matur mixt de conifere din România. Au fost prelevate carote de creștere și măsurători cu rezistograful de la molid (*Picea abies*) și brad (*Abies alba*) pentru a compara densitatea și tiparele de creștere pe parcursul mai multor decenii. Am obținut o relație puternică dintre suma rezistențelor la penetrare obținute cu rezistograful și masa carotelor uscate în etuvă ($R^2 = 0,90$), permițând dezvoltarea de ecuații și modele pentru predicția precisă a densității lemnului. Valorile densității estimate pe baza măsurătorilor cu rezistograful au permis estimarea stocului de carbon cu o abatere de numai 3,8% față de metodele convenționale. Analiza inelelor anuale a arătat o concordanță ridicată între citirile clasice ale carotelor și măsurătorile derivate din rezistograf, în special pentru ultimul deceniu ($R^2 = 0,84$), deși corespondența a scăzut în secțiunile mai profunde ale tulpinii. Utilizarea măsurătorilor cu rezistograful a redus semnificativ timpul necesar estimării stocurilor de carbon și a modificărilor acestora; totuși, modificarea stocului de carbon a fost ușor supraestimată (1,14 față de 0,99 t C ha⁻¹ an⁻¹). În ansamblu, rezistograful s-a dovedit eficient pentru evaluarea creșterii recente și estimarea rapidă a carbonului, oferind o alternativă practică în contexte în care eșantionarea distructivă este limitată, însă utilizarea sa pentru reconstrucția creșterii pe termen lung la arbori bătrâni necesită prudență.

Cuvinte-cheie: sechestrarea carbonului, schimbări climatice, eșantionare nedistructivă, rezistograf, estimarea densității lemnului

Lepidopterele vătămătoare arborilor forestieri și ornamentali din Republica Moldova

Andrian Țugulea¹✉, Cristina Țugulea¹

¹ Universitatea de Stat din Moldova, Chișinău, Rep. Moldova

✉ autor corespondent

1. Introducere

Pădurile Republicii Moldova sunt o parte componentă a patrimoniului natural național și sunt printre puținele surse regenerabile care oferă posibilitatea de a influența și ameliora calitatea mediului înconjurător. Resursele forestiere din Republica Moldova sunt constituite din fondul forestier și vegetația forestieră din afara acestuia. Conform datelor Biroului Național de Statistică, în anul 2020 suprafața acoperită cu păduri alcătuia 3818 mii ha, sau 11,3 % din teritoriul țării, iar fondul forestier avea 4254 mii ha (11,4%). Republica Moldova mai dispune de 50,8 mii ha vegetație forestieră din afara fondului forestier, formată din 30,3 mii ha perdele forestiere de protecție (câmpuri agricole, drumuri, râuri și bazine acvatice etc.) și 20,5 mii ha – alte tipuri de vegetație forestieră (spații verzi, plantații de arbori și arbuști etc.). Pe parcursul perioadei 1990-2020 suprafața vegetației forestiere din afara fondului forestier a fost relativ constantă, înregistrându-se o creștere ușoară de 8,1% (MM/AM, 2025).

Etajul arborescent al pădurilor din Republica Moldova este format dintr-o varietate destul de mare a speciilor de arbori. Au fost identificate și descrise peste 65 de specii, printre care: stejarul pedunculat (*Quercus robur*), gorunul (*Quercus petraea*), stejarul pufos (*Quercus pubescens*), fagul (*Fagus sylvatica*), plopul alb (*Populus alba*), plopul negru (*Populus nigra*), salcia albă (*Salix alba*), salcâmul (*Robinia pseudoacacia*), frasinul comun (*Fraxinus excelsior*), mojdreanul (*Fraxinus ornus*), teiul cu frunza mare (*Tilia platyphyllos*), teiul argintiu (*Tilia tomentosa*), teiul pucios (*Tilia cordata*), carpenul (*Carpinus betulus*), paltinul de câmp (*Acer platanoides*), paltinul de munte (*Acer pseudoplatanus*), jugastrul (*Acer campestre*), nucul comun (*Juglans regia*), ulmul de câmp (*Ulmus minor*), pinul silvestru (*Pinus sylvestris*), pinul negru (*Pinus nigra*) etc. Etajul arbustiv este constituit din peste 20 de specii de arbuști (MM/AM, 2025).

Conform structurii orizontale, în compoziția pădurilor Republicii Moldova predomină specii de foioase (98,4%), cuprinzând cvercinee (28,7%), frăsinete (7,8%), cărpinete (5,3%), salcâmete (33,1%), teșuri (3,5%) etc., rășinoasele fiind reprezentate doar în proporție de 1,6% (MM/AM, 2025).

Protecția pădurilor este esențială datorită rolului vital pe care acestea îl au în susținerea vieții pe pământ. Pădurile oferă habitate pentru numeroase specii, reglează clima, protejează bazinele hidrografice și previn eroziunea solului. Gestionarea durabilă a pădurilor este crucială pentru a asigura beneficii prezente și viitoare pentru mediu și societate. Protecția pădurilor împotriva bolilor și dăunătorilor constituie una dintre activitățile de bază a deținătorilor de terenuri silvice. Ponderea suprafețelor afectate de dăunători a fost de 4% în 1954, în următoarele decenii crescând succesiv la 8,8%, 12,4%, 16,5%, iar în ultimul deceniu al secolului trecut s-a ajuns la 27,5% (Oltean, 2005). Rata atacurilor a crescut din cauza gradațiilor dezvoltate de către speciile defoliatoare - omida păroasă a stejarului, molia verde a stejarului și cotari. În general, aproximativ 47% din totalul infestărilor au fost cauzate de defoliatori. Din totalul suprafețelor forestiere afectate de diverși factori perturbatori, organismelor dăunătoare care afectează starea de sănătate a fondului forestier le revin 80-85% (dintre acestea insectelor revin 75-80%) (Oltean, 2005). Alte 15-20% dintre daune sunt produse de către factorii abiotici (vânturi puternice, zăpadă etc.).

Schimbările climatice, împreună cu fenomenul globalizării, cu impact substanțial asupra comerțului internațional, turismului și transportului transfrontalier, conduc la apariția de noi specii de animale, inclusiv insecte (Ammunét ș.a., 2012; Weed ș.a., 2013; Bebber, 2015; Pureswaran ș.a., 2018; Bacal ș.a., 2020).

Anual sunt înregistrate specii noi de lepidoptere în fauna Republicii Moldova, unele dintre acestea pot avea consecințe imprevizibile pentru ecosistemele forestiere sau agricole și nu numai. Multe specii găsesc condiții favorabile de dezvoltare, aclimatizându-se ușor în

noile habitate și în lipsa concurenților naturali, devin dăunători periculoși, provocând pagube economice enorme. Acestea constituie o amenințare majoră pentru mediu, întrucât reduc biodiversitatea indigenă (esențială în funcționarea ecosistemelor), pentru economie și, în special, pentru agricultură și silvicultură, afectând productivitatea și calitatea produselor (Bacal ș.a., 2020). Condițiile climatice specifice zonei fizico-geografice a Republicii Moldova, situată între fluviul Nistru și râul Prut, sunt favorabile dezvoltării multor dăunători defoliatori (ICAS, 2005).

Scopul prezentei lucrări este de a analiza informațiile privind speciile de insecte din ordinul Lepidoptera cu statut de dăunătoare arborilor forestieri și ornamentali din Republica Moldova, inclusiv speciile invazive apărute recent în fauna țării. Lista speciilor semnalate este însoțită de informații sintetizate în baza surselor bibliografice și a cercetărilor autorilor ce țin de răspândirea dăunătorilor, aspecte ale modului și gradului de dăunare, fenologia dezvoltării și specializarea trofică.

2. Materiale și Metode

Lucrarea a fost realizată în baza investigațiilor proprii efectuate în diverse localități din raioanele Orhei, Ungheni, Nisporeni, municipiul Chișinău, Anenii Noi, Cahul, Bălți, Rezina, Fălești, Călărași, Strășeni, Ialoveni, în anii 2020-2025. În cadrul cercetărilor, au fost utilizate metode clasice: depistarea speciilor de dăunători în diverse stadii de dezvoltare prin observații asupra plantelor gazdă, identificarea după simptomele (caracteristicile) de atac, colectarea cu ajutorul capcanelor cu lumină, fileului entomologic, fotografierea.

La identificarea taxonomică a lepidopterelor au fost utilizate chei de determinare (Rákosy 1996, 2013, Klyuchko 2006), unele site-uri (Lepidoptera Mundi 2020-2025 și Lepiforum 2020-2025, Forest Pests Europe), cât și colecția de insecte a Muzeului de Entomologie al Institutului de Zoologie. De asemenea, a fost analizată literatura de specialitate, inclusiv cea elaborată de cercetătorii autohtoni în domeniul vizat.

3. Rezultate și Discuții

Condițiile climatice anormale, aride, pe parcursul ultimilor ani au avut un efect negativ asupra stării silvopatologice și fitosanitare a pădurilor. Analiza condițiilor climaterice din ultimii ani denotă că perioadele secetoase sunt de amploare, având și un caracter intensiv. Secetele din ultimul deceniu au fost clasificate ca fiind cele mai puternice după intensitate, teritoriul afectat și daunele produse. Acestea au produs schimbări în regimul hidrologic al solului, au redus nivelul apelor freatice, înrăutățind astfel condițiile de creștere și dezvoltare a principalelor specii de arbori și arbuști. Ca rezultat, s-a observat o slăbire bruscă a ecosistemelor forestiere, urmată de reducerea rezistenței biologice a arborilor la acțiunea factorilor negativi, ceea ce a dus la degradarea arboretelor, intensificarea proceselor de uscure pe suprafețe mari și la crearea condițiilor pentru răspândirea în masă a dăunătorilor

fitofagi și xilofagi (MM/AM, 2025).

Din rezultatul propriilor cercetări, cât și a studiului literaturii de specialitate autohtone, au fost identificate în total 51 de specii de lepidoptere cu statut de dăunătoare ale arborilor forestieri și ornamentali din Republica Moldova ce sunt atribuite la 13 familii: Geometridae (9 specii), Erebidae (8), Tortricidae (5), Noctuidae (7), Lasiocampidae (4), Notodontidae (4), Pyralidae (1), Cossiidae (2), Yponomeutidae (1), Pieridae (1), Tischeriidae (1), Gracillariidae (7) și Sesiidae (1) (tabelul 1). Doar *Aporia crataegi* din familia Pieridae este o specie de fluturi diurni, celelalte familii enumerate includ specii care duc un mod de viață nocturn și crepuscular, unele dintre ele pot fi active și în timpul zilei.

Speciile *Dendrolimus pini*, din familia Lasiocampidae, colectată în rezervația naturală „Cobîleni” și *Drymonia ruficornis*, din familia Notodontidae, colectată în satul Ivancea (R-nul Orhei), sunt citate pentru prima dată pentru fauna Republicii Moldova.

Lepidopterele dăunează doar în stadiul de larvă. Larvele dăunătorilor sunt specializate pe diferite organe vegetative sau generative ale arboretului, astfel încât acțiunea distructivă a acestora este foarte variată, fapt care determină o cunoaștere cât mai exactă a morfologiei, bioecologiei și a posibilităților de combatere a fiecărei specii în parte. Larvele unor specii de lepidoptere acționează ca defoliatori, care prin procesul de hrănire cu frunze defoliază parțial sau total planta gazdă, cum ar fi larvele de *Lymantria dispar*, *Euproctis chrysorrhoea*, *Orgyia antiqua*, *Tortrix viridana* sau *Hyphantria cunea* și altele (Simionescu ș.a., 2001; Nețoiu, 2002; Ord. 454/2003; Boguleanu ș.a., 2005). Această categorie este cea mai numeroasă, însumând 37 de specii din 50, ceea ce reprezintă 74 % din totalitatea lepidopterelor ce dăunează arborilor forestieri și ornamentali (fig. 1). Dintre defoliatori, 34 de specii dăunează arborilor de foioase, alte două specii pot provoca daune atât arborilor de foioase cât și rășinoaselor, iar *Dendrolimus pini* (sau molia pinului) este defoliator al rășinoaselor, fiind considerată cel mai important dăunător al pinilor din Europa (Forest pests Europe).

Alte 14% le revine larvelor speciilor minatoare, precum *Tischeria complanella* sau *Cameraria ohridella*, care produc mine pe fața superioară a frunzelor, care se prezintă la început sub forma unor pete roșii, mici care se măresc pe măsură ce larva crește. Minele pot fuziona și ocupa întreaga suprafață a frunzei. Frunza infestată devine brună și cade prematur, în final producând defoliarea parțială sau în totalitate a arborilor (Donica & Răileanu 2019).

Larvele unor specii de lepidoptere afectează organele de fructificație ale arborilor. În această categorie sunt incluse două specii din familia Tortricidae: *Cydia amplana* – omida roșie a ghindei și *Cydia splendana* – omida albă a ghindei. Larvele pătrund în interiorul fructului (de exemplu, ghinda) și consumă conținutul acestuia (Nețoiu, 2005).

Larve speciilor *Cossus cossus* și *Zeuzera pyrina*, din familia Cossidae, atacă trunchiul arborilor. Atacul este

foarte periculos deoarece larvele rod galerii adânci în lemn. În aceste galerii, cu timpul, pătrund diferite microorganisme patogene, care provoacă putrezirea lemnului. Acestea conduc atât la slăbirea și uscarea arborelui, cât și la scăderea considerabilă a calității lemnului (Simionescu ș.a., 2000; Ord. 454/2003).

Un alt grup de larve, din care face parte *Agrotis segetum* sau buha fructificațiilor, rod la nivelul rădăcinilor sau al coletului. Deși au fost raportate daune asupra puieților, în special din pepiniere și plantații tinere, cel mai frecvent provoacă daune culturilor agricole (Țugulea, 2022).

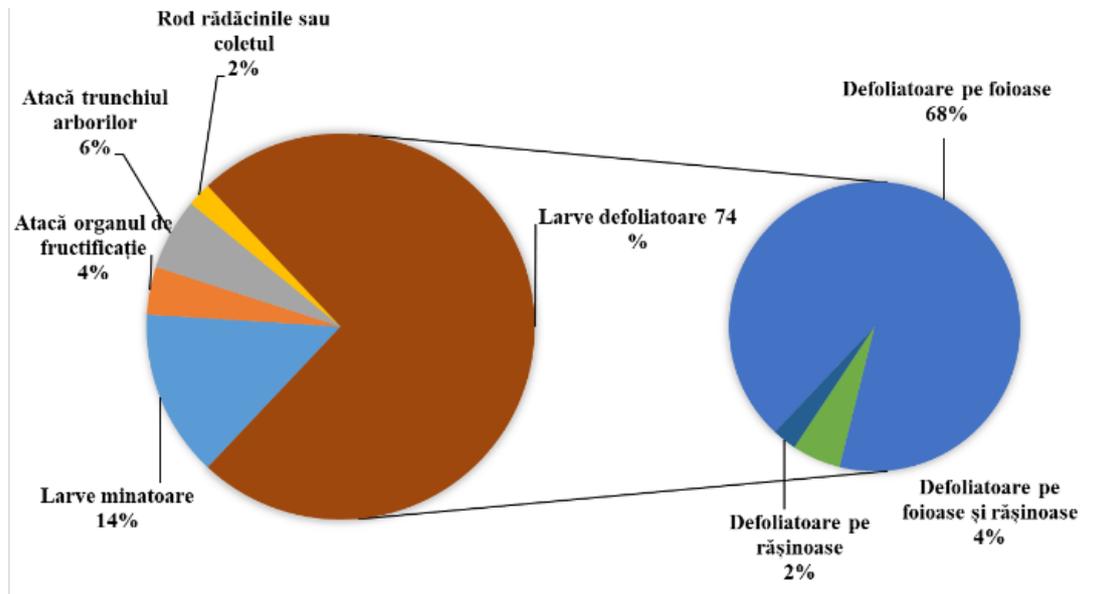


Fig. 1. Distribuția lepidopterelor dăunătoare ale arborilor forestieri și ornamentali din Republica Moldova după modul de dăunare

Lepidopterele dăunătoare pot fi:

- monofage, specializate doar pe o singură specie de arbori precum *Cameraria ohridella* (molia minieră a castanului), *Thaumetopoea processionea* (omida procesionară a stejarului) și *Phyllocnistis unipunctella* (molia minieră a frunzelor de plop).
- polifage, care se pot dezvolta pe o mulțime de arbori, arbuști și alte plante din diverse familii.

Majoritatea speciilor dăunătoare sunt polifage, putând afecta mai multe specii de arbori, având un potențial devastator. Spre exemplu, *Lymantria dispar* poate ataca peste 500 de specii de arbori și arbuști (precum și plante ierboase). În anii cu grad mare de infestare, poate defolia complet păduri întregi. Dăunătorii monofagi pot afecta sever o specie, dar are impact limitat dacă specia respectivă nu este dominantă.

Printre speciile cu statut de dăunătoare a arborilor forestieri și ornamentali recent apărute în fauna Republicii Moldova se numără:

- *Cameraria ohridella* Deschka, Dimić, 1986 – molia minieră a castanului, semnalată în anul 2003 (Timuș ș.a., 2007);
- *Phyllonorycter platani* (Staudinger, 1870) – molia minieră pestriță a platanului, semnalată în anul 2004 (Timuș ș.a., 2016);
- *Macrosaccus robiniella* (Clemens, 1859) – molia minieră a salcâmului semnalată în anul 2006 (Timuș ș.a., 2016);
- *Parectopa robiniella* Clemens, 1863 – molia minieră a salcâmului, specie semnalată pentru prima dată în Republica Moldova în anul 2009 (Timuș ș.a., 2015);
- *Phyllonorycter issikii* (Kumata, 1963) – molia minieră

pestriță a teiului, semnalată în anul 2010 (Timuș ș.a., 2016).

Conform datelor Agenției „Moldsilva”, suprafața medie a pădurilor afectate de dăunători fitofagi, în perioada 2010-2020, a fost de 69 mii ha, dintre care circa 30 mii ha (43,5%) au necesitat măsuri de combatere. În conformitate cu evaluările Stației de protecție a pădurii din cadrul Asociației pentru Silvicultură „Moldsilva” și a Serviciului Monitoring, tehnologii și proiectări silvice din cadrul Institutului de Cercetări și Amenajări Silvice, precum și a datelor de sinteză prezentate în tabelul de mai jos, s-a constatat că în pădurile din Republica Moldova cele mai răspândite, cu pondere și efecte distructive, sunt următoarele speciile de lepidoptere defoliatoare: omida păroasă a stejarului (*Lymantria dispar*), molia verde a stejarului (*Tortrix viridana*), cotarul brun (*Erannis defoliaria*), cotarul verde (*Operophtera brumata*), fluturele alb american (*Hyphantria cunea*), omida procesionară a stejarului (*Thaumetopoea processionea*), molia punctată a sălciilor (*Yponomeuta rorellus*) și altele.

Focarele de dăunători defoliatori, de regulă, nu au o structură omogenă, ci mai degrabă sunt caracterizate printr-o structură complexă, cu predominarea a unuia sau doi defoliatori. În urma analizei dinamicii răspândirii în masă a dăunătorilor defoliatori în ultimii 15 ani, se constată, că anual sunt afectate de focare între 15-30 % de pădurile din cadrul Fondului Forestier Național. De asemenea, se constată și o schimbare periodică a compoziției specifice a focarelor, precum și a speciilor dominante de defoliatori (ICAS 2005, Moldsilva 2011). În ultimele decenii, focarele acestor specii au avut o evoluție ciclică, fiind influențate de condițiile climatice în perioadele critice de dezvoltare (larve), iar suprafețele

raportate de capacitățile insuficiente de monitoring și de intervenție ale structurilor silvice centrale și teritoriale (HG 624/2023, Bouriaud ș.a., 2024).

Din datele disponibile din literatura de specialitate și a cercetărilor autorilor, a fost întocmită o listă a insectelor din ordinul Lepidoptera, care provoacă daune arborilor forestieri și ornamentalii (tab. 1), însoțită de date ce țin de

răspândirea dăunătorilor, aspecte ale modului și gradului de dăunare, fenologia dezvoltării și specializarea trofică. Rezultatele cercetărilor sunt relevante pentru elaborarea și ajustarea unor procedee eficiente de protecție aplicate în sistemul de management sustenabil al dăunătorilor ecosistemelor forestiere.

Tab. 1. Lepidopterele (Insecta: Lepidoptera) cu statut de dăunătoare a arborilor forestieri și ornamentalii din Republica Moldova

Familie/ specie/ nume	Mod de vătămare	Referințe
Geometridae		
<i>Agriopis aurantiaria</i> (Hübner, 1799) – cotarul portocaliu	Principalele plante gazdă ale defoliatorului sunt mestecenii (<i>Betula</i>), stejarii (<i>Quercus</i>) și ulmii (<i>Ulmus</i>). Larvele pot fi găsite și pe alte specii de arbori foioși, precum și în parcuri și grădini. Deși nu este considerată un dăunător major, larvele speciei pot provoca daune arborilor prin defolierea completă a acestora în cazul infestărilor severe. Pierderea frunzelor afectează aspectul și sănătatea arborilor, reducând densitatea coroanei. Daunele cauzate de hrănirea larvelor afectează vigurozitatea arborilor și perturbă ritmul de creștere. Reproductorile în masă ale acestei specii au fost mai rar observate până în prezent, însă recente condiții climatice favorizează o creștere a populației. În unele zone ale Europei specia este destul de abundentă.	Miller ș.a., 1932; Derjanschi ș.a., 2016; Țugulea ș.a., 2021; semnalată în parcul Național Orhei, 2024.
<i>Agriopis leucophaearia</i> (Denis et Schiffermüller, 1775)	<i>A. leucophaearia</i> este una dintre cele mai abundente geometride de stejar, dar atacă și mesteacănul. Larvele au două forme de culoare. Forma verde se aseamănă foarte mult cu omizile speciei <i>O. brumata</i> , doar că este mai subțire și are corpul mai alungit și forma închisă la culoare, galben-verzuie cu pete întunecate care este de obicei mai abundentă. Defoliază în special părțile superioare ale coroanei.	Miller & Zubowsky 1908; Derjanschi ș.a., 2016; Țugulea ș.a., 2021.
<i>Agriopis marginaria</i> (Fabricius, 1776)	Defoliator polifag, populează nu doar pădurile, dar poate fi întâlnită și în grădini și zone întufărite (Roșca ș.a., 2011). Lista plantelor gazdă este destul de extinsă, incluzând mulți arbori și arbuști cu frunze late – stejar, păducel, porumbar, mesteacăn, alun, salcie, ulm, arțar, măr și prun.	Miller & Zubowsky 1908; Derjanschi ș.a., 2016; Țugulea ș.a., 2021.
<i>Alsophila aescularia</i> (Denis et Schiffermüller, 1775)	Larvele defoliatorului se hrănesc cu frunzele mai multor specii de foioase, inclusiv și cu unele specii de arbori fructiferi. Larvele eclozează în martie-aprilie și pot provoca pagube stejărilor (<i>Quercus</i>), păducelului (genul <i>Crataegus</i>) și unor arbori fructiferi. O infestare severă poate duce la defolierea totală a arborelui, ceea ce îl poate slăbi și îl face mai vulnerabil la atacul altor dăunători secundari. De asemenea, afectează recolta în cazul infestării arborilor fructiferi.	Miller & Zubowsky 1908; Derjanschi ș.a., 2016; Țugulea ș.a., 2020; Țugulea ș.a., 2021.
<i>Colotois pennaria</i> (Linnaeus, 1761)	Printre plantele gazdă se numără mesteacănul, stejarul și salcia. Primăvara, larva se hrănește cu frunze, ducând la defolierea arborilor și provocând pagube.	Miller & Zubowsky 1908; Derjanschi ș.a., 2016; Țugulea ș.a., 2020; Țugulea ș.a., 2021.
<i>Erannis defoliaria</i> (Clerck, 1759) – cotarul brun	Defoliază peste 70 de specii de pomi fructiferi, arbori forestieri și ornamentalii. Inițial, larvele rod mugurii florarii și foliari, iar mai târziu frunzele, florile și fructele de abia formate (Oltean, 2005). Moliile sunt active toamna (octombrie și noiembrie). Specia poate provoca daune semnificative. Au fost semnalate daune la fag, stejar, carpen, măr și arțar.	Miller & Zubowsky 1908; Zubowsky & Ruschtsinsky 1937; Apostolov 1970; Derjanschi ș.a., 2016; Țugulea ș.a., 2020; Țugulea ș.a., 2021; Țugulea 2021; semnalată în parcul Național Orhei, 2024.
<i>Macaria alternata</i> (= <i>Semiothisa alternaria</i>) (Denis et Schiffermüller, 1775) – cotarul salcâmului	<i>M. alternata</i> a fost identificată ca un defoliator important pentru salcâm (Dissescu, 1987). Provoacă daune de la ușoare până la severe. Specia se poate dezvolta pe o varietate de arbori foioși, inclusiv arțari, stejari și ulmi, provocând defoliere, reducerea fotosintezei, creștere încetinită și afectarea sănătății plantelor (Pictureinsect.com, Palancean ș.a. 2016).	Miller & Zubowsky 1908; Barsov 1970, Derjanschi ș.a., 2016; Timuș ș.a., 2017.
<i>Operophtera brumata</i> (Linnaeus, 1758) – cotarul verde	Produce defolieri la peste 70 specii de pomi fructiferi, arbori forestieri și ornamentalii. <i>O. brumata</i> împreună cu <i>E. defoliaria</i> sunt printre cele mai comune insecte care se găsesc pe stejari. La început larvele rod mugurii florarii și foliari, iar mai târziu frunzele, florile și fructele abia formate (Roșca & Istrate, 2009). Deși preferă stejarul și gorunul, se poate dezvolta pe carpen, arțar, tei, fag, plop, salcie, mesteacăn, ulm și frasin. Este mai frecventă în zonele mai umede.	Miller & Zubowsky 1913; Țugulea 2021; semnalată în parcul Național Orhei, 2024.
<i>Phigalia pilosaria</i> (Denis et Schiffermüller, 1775)	Specia este distribuită în diverse habitate - păduri, livezi, parcuri etc. Principalele plante gazdă ale larvelor sunt ulmul, mesteacănul, cireșul, stejarul carpenul, teiul și salcia. Larva care seamănă cu o creangă uscată, se dezvoltă în perioada mai-iunie, uneori, împreună cu alte specii abundente de molii (în principal, specii de Geometride) poate provoca defolierea arborilor.	Miller & Zubowsky 1912; Zubowsky & Ruschtsinsky 1937; Derjanschi ș.a., 2016; Țugulea ș.a., 2021.
Erebidae		
<i>Calliteara pudibunda</i> (Linnaeus, 1758) – omida cu coadă roșie	<i>C. pudibunda</i> este un defoliator al pădurilor europene de fag, dar atacă și carpenul, stejarul, ulmul, teiul, alunul, plopul tremurător, castanul, mesteacănul, paltinul și alte foioase (Oltean, 2005). Femela depune ouă gri în grupuri de 50-100 într-un singur strat pe trunchiul arborelui, ceea ce le face dificil de găsit. Larvele eclozează în iunie-iulie. Pagubele pot fi observate de la sfârșitul lunii august până în septembrie. Specia atacă în special arboretele între 40-80 de ani și cu expoziție sudică. Larvele de prima vârstă rod partea inferioară a frunzei, cele din vârstă a doua produc roșături insulare iar de vârstă a treia produc scheleturi. Larvele din ultima vârstă produc defolieri grave.	Miller ș.a., 1929; Țugulea 2021; semnalată în parcul Național Orhei, 2024
<i>Euproctis chrysorrhoea</i> (Linnaeus, 1758) – fluturile cu abdomenul auriu	Defoliator polifag, întâlnit atât în arborete cât și în livezi, în zona de silvostepă și stepă. Atacă în special speciile de stejar, dar se întâlnește și pe carpen, paltin, tei, ulm, fag, plop și salcie. Femela depune 100-200 de ouă la sfârșitul verii. Larvele țin cuiburi de pânză din frunze în care ierneză. Primăvara, acestea continuă să se hrănească la început împreună, mai târziu se hrănesc individual. Pot provoca defolierea completă a arborilor infestați. Periculos este atacul produs primăvara, când larvele consumă inițial mugurii și apoi frunzele tinere. Defolierea este mai pronunțată la vârful coroanei (Oltean, 2005).	Miller & Zubowsky 1908; Țugulea 2021; semnalată în parcul Național Orhei, 2024.
<i>Euproctis similis</i> (Fuessly, 1775)	Larva defoliatorului este polifagă și se dezvoltă pe mai multe specii de arbori și arbuști, provocând ocazional daune pomilor forestieri, fructiferi și urbani, în special la stejar și salcie.	Miller & Zubowsky 1908.

Familie/ specie/ nume	Mod de vătămare	Referințe
<i>Hyphantria cunea</i> (Drury, 1773) – omida păroasă a dudului	Larvele defoliatorului sunt polifage, atacând peste 200 de specii de plante lemnoase și ierboase, aparținând la 56 de familii, dintre acestea 104 specii sunt cultivate (Oltean, 2005). Cei mai atacați sunt arborii izolați, cu coroana bine aerisită și luminată sau cei din lizieră. Preferă dudul, arțarul, salcia, salcâmul și multe altele. Produce pagube prin defolieri totale sau parțiale. Larva construiește corturi impresionante de mătase care uneori înconjoară ramuri întregi. Acest dăunător s-a răspândit în Europa din America de Nord (Canada, Mexic, SUA), relativ recent. Pe continentul european <i>Hyphantria cunea</i> pentru prima dată a fost evidențiată în Ungaria în 1940, după care, cu pași rapizi, s-a răspândit în țările vecine. În România a fost semnalată în anul 1949, iar în Republica Moldova în anul 1952 (Ciurav, 1962; Stareț, 1968– în Stîngaci, 2010). Specia s-a extins, treptat, în Asia (China, Japonia). În prezent, continuă să se extindă în zonele marginale ale Europei (Bogulean ș.a., 2005; Kean & Kumarasinghe, 2007, GBIF, 2025).	CABI: Invasive Species Compendium, 2021; Țugulea 2021; semnalată în parcul Național Orhei, 2024.
<i>Leucoma salicis</i> (Linnaeus, 1758) – fluturele alb al poplului	Defoliază diferite specii de arbori, dar preferă plopul și sălcile, în special cei plantați de-a lungul șoselelor, în parcuri și în arboretele de plop din silvostepă și stepă. Larvele acționează ca defoliatoare, adesea provocând defolieri totale, care fiind repetate duc la uscarea plantei-gazdă. Atacuri au mai fost semnalate pe mesteacăn, frasin, și foarte rar pe stejar (Oltean, 2005). Larvele speciei sunt destul de asemănătoare cu cele de <i>L. dispar</i> , însă au mai multe pete portocalii și mai ales albe pe partea dorsală. După iernare, larvele tinere încep să se hrănească devreme primăvara și provoacă defolierea arborilor deja la sfârșitul lunii aprilie și începutul lunii mai (spre deosebire de <i>L. dispar</i> , care dăunează arborilor mai târziu, la sfârșitul lunii mai).	Miller & Zubowsky 1908; Țugulea 2021; semnalată în parcul Național Orhei, 2024.
<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758) – omida păroasă a stejarului	Defoliator tipic al pădurilor de foioase, atacând până la 300 de specii de plante, aproape toate speciile de foioase, unele conifere, multe specii de arbuști (<i>Global Invasive Species Database</i>). În primul rând atacă cvercineele, sălcile, plopul, carpenul, fagul, teiul, acerineele și salcâmul (Oltean, 2005). Este în același timp și un dăunător periculos al livezilor situate în apropierea pădurilor. Larvele tinere în primele două vârste scheletuiesc frunzele iar apoi le rod în întregime. Produc defolieri puternice, uneori repetate câțiva ani la rând și datorită dezvoltării îndelungate distrug și a doua generație de frunze. Atinge periodic niveluri de infestare, provocând defolierea pe scară largă a pădurilor de foioase din mare parte a Europei Centrale și de Sud. Gradația durează, de obicei, 2-4 ani și se repetă la fiecare 5-10 ani (mai frecvent în părțile sudice ale Europei).	Miller & Zubowsky 1908; Țugulea 2021; Țugulea 2023.
<i>Lymantria monacha</i> (Linnaeus, 1758) – omida păroasă a molidului	Defoliator polifag, atacă în special rășinoasele, dar se întâlnește și pe foarte multe foioase (fag, mesteacăn, carpen și rareori atacă ulmul, popul, frasinul, arțarul, mesteacănul și salcia căprească) (Oltean, 2005). Preferă molidul, apoi pinul, bradul și lricele. Larvele eclozează primăvara și rămân în grupuri o vreme, după care urcă în coroană și consumă mai întâi ace proaspete și mai târziu și ace mai vechi de pe molizi (învers în cazul pinului). Este distribuită în toată Europa, însă pagube majore au fost produse în Polonia, Germania și Republica Cehă. Mai rar a avut gradații în Austria, România și Republica Moldova. Dintre insectele dăunătoare pădurilor de rășinoase care se pot înmulți în masă și pot provoca pagube importante, <i>L. monacha</i> este considerată specia cea mai periculoasă. Datorită polifagiei și a faptului că, spre deosebire de alți defoliatori, se hrănește atât cu acele din creșterea anuală cât și cu celelalte ace, poate provoca defolieri totale, care duc inevitabil la uscarea (CABI: Invasive Species Compendium, 2020).	Miller ș.a., 1929; semnalată în parcul Național Orhei, 2024.
<i>Orgyia antiqua</i> (Linnaeus, 1758) – omida cu smocuri de peri galbeni	Este un defoliator polifag, atacând atât foioasele cât și rășinoasele (stejar, mesteacăn, carpen, plop, tei, salcie, molid, pin). Atacul începe de la vârful arborilor spre bază și de la exteriorul coroanei spre interior. Specia populează o varietate de habitate, inclusiv păduri, livezi, parcuri și grădini, și este distribuită în Europa, Asia și America de Nord. Infestările pot provoca defolierea semnificativă a plantelor gazdă, ceea ce poate duce la reducerea creșterii și a sănătății generale.	Miller & Zubowsky 1912; Derjanschi ș.a., 2016; semnalată în parcul Național Orhei, 2024.
Tortricidae		
<i>Tortrix viridana</i> Linnaeus, 1758 – molia verde a stejarului	Este una dintre cele mai dăunătoare lepidoptere pentru pădurile de stejar din Europa, atacând toate speciile de <i>Quercus</i> , la care determină defolieri puternice. În focare se înmulțesc concomitent și alte specii dăunătoare, în special din familia Tortricidae și Geometridae. În perioada de maximă abundență atacă și alte foioase, precum carpenul, ulmul, mesteacănul și teiul (Perju, 2004). Primăvara atacă mugurii, apoi frunzele, începând din partea superioară a coroanei. Procentul de participare al acestei specii, raportat la totalul suprafețelor infestate de defoliatori este în medie de 40%, cu variații între 16 și 48,4%. Majoritatea atacurilor au loc în treimea superioară a coroanei arborilor, deseori infestările fiind asociate cu cele de cotari – cotarul verde (<i>D. brumata</i>), cotarul brun (<i>E. defoliaria</i>), alteleori cu omida păroasă a stejarului (<i>L. dispar</i>) sau cu alte specii (molia verde a stejarului ș.a.).	Țugulea 2021.
<i>Aleimma loeflingiana</i> – molia palidă a stejarului	Produce defolieri la speciile de cvercinee. Hrănirea larvelor este cea mai intensă la mijlocul lunii aprilie și începutul lunii mai. În condiții favorabile, poate defolia în întregime arborii. În perioada de toamnă-primăvară se poate înregistra o dezvoltare în masă, în special a tortricidelor <i>A. loeflingiana</i> și <i>T. viridana</i> . În unele întreprinderi dominantă este molia palidă a stejarului.	Mocreac ș.a., 2013.
<i>Archips xylosteana</i> (Linnaeus, 1758) – molia brună a stejarului	Este un defoliator în special la arborii din familiile Fagaceae (mai ales la stejari) și Rosaceae (diverși pomi fructiferi), larvele atacând mugurii, frunzele noi și fructele tinere, provocând defolieri și daune superficiale fructelor. Dăunătorul este răspândit pe scară largă în Europa, Asia și Africa de Nord, putând provoca focare, în special în locuri uscate și pe luncile inundabile. Larvele se hrănesc inițial cu mugurii și frunzele tinere ale arborilor. În condiții favorabile, poate provoca defolieri semnificative, în special la stejari, slăbind arboretele. În Republica Moldova este menționat mai des ca dăunător al pomilor fructiferi.	CABI: Invasive Species Compendium, 2022.
<i>Cydia amplana</i> (Hübner, 1796-1799) – omida roșie a ghindei	Este dăunător al organelor de fructificație. Larvele atacă ghindele de la toate speciile de stejar. În general, preferă arborii izolați. Într-o ghindă se dezvoltă, de obicei, o singură larvă, însă uneori împreună cu acestea se dezvoltă și larve ale trombarului ghindei (<i>Balaninus glandium</i>). Larvele consumă întreg conținutul ghindei. Daunele provocate sunt destul de mari (Oltean, 2005).	CABI: Invasive Species Compendium.
<i>Cydia splendana</i> (Hübner, 1796-1799) – molia sau omida albă a ghindei	Este dăunător al organelor de fructificație. În anii cu eventuale fructificații abundente sau cu stropeli, producția de ghinde este afectată de acțiunea dăunătorilor seminofagi în special de <i>C. amplana</i> și <i>C. splendana</i> (Dajos, 2000; Simionescu ș.a., 2000, 2001; Perju, 2002). Vătămarea produsă de larvele celor două molii constau în distrugerea în procesul lor de hrănire, a cotiledoanelor ghindei, evitând de regulă embrionul. După ecloziune, larvele pătrund în ghindă, rozând galerii de hrănire în endocarp. <i>Cydia splendana</i> este un dăunător serios al fructelor de castan (<i>Castanea sativa</i>), dar cauzează daune și altor arbori, în special diferitelor specii de stejar (<i>Quercus</i>) și nuc (<i>Juglans regia</i>).	CABI: Invasive Species Compendium, 2021.
Lasiocampidae		
<i>Eriogaster lanestris</i> (Linnaeus, 1758) – omida cu puncte roșii	Este o insectă defoliatoare care se găsește în pădurile de cvercinee, cel mai adesea în stare de latență, dar în condiții climatice favorabile poate dezvolta gradații. Atacă stejarul, salcia, popul, teiul, mesteacănul și altele (Oltean, 2005). Larvele formează cuiburi comune de mătase în ramurile sau trunchiurile arborilor și se hrănesc împreună. Larvele de <i>Eriogaster lanestris</i> pot provoca defolierea semnificativă a arborilor. În infestările severe, defolierea poate avea ca consecință afectarea sănătății generale a plantei gazdă.	Miller & Zubowsky 1908; Derjanschi ș.a., 2016.
<i>Malacosoma neustria</i> (Linnaeus, 1758) – inelarul pomilor	Este un defoliator polifag, care atacă aproape toate speciile de foioase, în special stejarul, popul, salcia, carpenul, ulmul și paltinul. Deși este foarte răspândit, formează gradații numai în arboretele cu consistență redusă, mai în vârstă, situate în regiunea de silvostepă. Larvele tinere, la început atacă mugurii foliari și floriferi, apoi scheletizează frunzele și produc defolieri.	Miller & Zubowsky 1908; Derjanschi ș.a., 2016; semnalată în parcul Național Orhei, 2024.

Familie/ specie/ nume	Mod de vătămare	Referințe
<i>Gastropacha quercifolia</i> (Linnaeus, 1758)	Larvele se hrănesc cu frunzele diversilor arbori și arbuști de foioase, în special cu stejar (<i>Quercus</i> spp.), mesteacăn (<i>Betula</i> spp.) și salcie (<i>Salix</i> spp.). Pot provoca ocazional defoliere semnificativă atunci când populațiile au un efectiv numeric ridicat. Specia este răspândită în Europa. Deși de obicei nu este un dăunător major, focarele locale pot afecta aspectul estetic și potențial vitalitatea arborilor gazdă. Au fost înregistrate daune pe ulm, mesteacăn, stejar, carpen, arțar, tei, prun, plop și salcie (Forest pests Europe).	Miller & Zubowsky 1908; semnalată în parcul Național Orhei, 2024.
<i>Dendrolimus pini</i> (Linnaeus, 1758) – molia pinului	<i>D. pini</i> este una dintre cele mai periculoase insecte defoliatoare ale pinului din Europa. Specia atacă arboretele de pin, de toate vârstele. Rar se poate dezvolta și pe alte rășinoase. Larvele tinere produc vătămări spre sfârșitul verii. Acest atac este mai slab și este suportat de planta gazdă. Primăvara, după iernare, larvele se hrănesc intens, rod mugurii, acele și chiar lujerii tineri. Atacul începe de la baza coroanei și urcă spre vârf, din interiorul coroanei spre exterior. Atacul de primăvară poate fi grav, ducând la uscarea arborilor (Oltean, 2005). Specie colectată la capcana luminoasă în rezervația naturală „Cobileni”, aceasta fiind prima semnalare pentru fauna Republicii Moldova.	Prima semnalare în R. Moldova.
Yponomeutidae		
<i>Yponomeuta orrella</i> (Hübner, 1796) – molia punctată a sălcilor	Defoliatorul realizează gradații în arboretele de sălcii din luncele inundabile ale râurilor. După prima năpălire larvele consumă frunzele, care sunt cuprinse într-o țesătură de fire de mătase. În cazul înmulțirilor în masă, cuiburile de mătase pot cuprinde întreaga coroană, arborii fiind defoliați complet. Este considerată una dintre cele mai răspândite specii de dăunători defoliatori din pădurile Republicii Moldova (ICAS, 2005).	ICAS, 2005.
Pieridae		
<i>Aporia crataegi</i> (Linnaeus, 1758) – nălbarul	Defoliatorul este considerat dăunător al plantațiilor pomicele, dar atacă frecvent și speciile forestiere, în special stejarul, alunul și măceșul. Larvele tinere rămân grupate și se hrănesc cu epiderma superioară și parenchimul frunzelor. Frunzele atacate se ofilesc, se brunifică și se răsucesc în jurul nervurii principale. Atacul important îl produc larvele hibernante, care primăvara atacă mai întâi mugurii și apoi frunzele tinere, producând uneori defolieri totale (Oltean, 2005). În Republica Moldova specie are o răspândire destul de localizată.	Țugulea 2021; Țugulea 2024; semnalată în parcul Național Orhei, 2025.
Tischeriidae		
<i>Tischeria ekebladella</i> = <i>T. complanella</i> (Bjerkander, 1795) – molia minieră a frunzelor de stejar	Molia atacă, de regulă, speciile de stejar, dar au fost înregistrate daune și pe castan. Cele mai afectate sunt arboretele tinere. Larvele consumă țesutul palisadic, mina fiind de tip stigmatonom superior. Atacul apare pe frunză sub formă de pete, inițial alb-verzui sau albe-gălbui apoi maro, rotunde sau neregulate. Prin transparența frunzei în mină se vede larva iar mai târziu se vede pupa.	Donică & Răileanu 2019.
Gracillariidae		
<i>Parectopa robinella</i> Clemens, 1863 – molia minieră a frunzelor de salcâm	Este o specie minieră monofagă, care se dezvoltă pe salcâm. Poate dezvolta până la 2-3 generații pe an. Urmele de hrănire (mine) apar în partea superioară la mijlocul frunzei; aceasta depășește nervura mijlocie și este neregulată, de formă amoeboidă. Este originară din America de Nord, dar a fost introdusă accidental în Europa (Italia), unde a fost găsită pentru prima dată în 1970. Ulterior a fost identificată în multe țări din Europa, inclusiv Italia, Germania, Slovenia, Croația, Austria, Slovacia, România, Ucraina, Ungaria etc. (Oltean ș.a., 2013; Timuș ș.a., 2015).	Timuș ș.a., 2015; Palancean ș.a., 2016.
<i>Macrosaccus robinella</i> (Clemens, 1859) (= <i>Phyllonorycter robinella</i>) – molia minieră a salcâmului	Specia minieră a fost semnalată pentru prima dată în fauna Republicii Moldova în anul 2006 în municipiul Chișinău și în orașul Strășeni (Oltean ș.a., 2013; Timuș ș.a., 2016). Este o specie oligofagă, dezvoltându-se pe diverse specii de salcâm (<i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>R. viscosa</i> și <i>R. hispida</i>). Poate dezvolta până la 3 generații pe an. Specia este originară din America de Nord și a fost introdusă accidental în Europa (Elveția, 1984). Formează mine pe partea inferioară a frunzelor. Minele nu traversează nervura centrală. Ulterior, aceste pete se măresc, iar până la sfârșitul lunii septembrie, întreaga față inferioară a frunzei este, de obicei, grav deteriorată. Din cauza defolierii, căderea prematură a frunzelor este observată în luna august. Atacul afectează starea de sănătate a arborelui.	Timuș ș.a., 2016; Țugulea 2021.
<i>Cameraria ohridella</i> Deschka, Dimić, 1986 – molia minieră a castanului	Molia minieră a castanului porcesc este cunoscută de relativ puțin timp în fauna europeană și mondială, fiind descrisă ca specie nouă pentru știință în 1986, în Macedonia, orașul Ohrid, de unde provine și denumirea sa științifică. S-a răspândit foarte repede în marea majoritate a țărilor din Europa: în Serbia (1987), Austria (1989), Germania (1994), Cehia (1997), Polonia (1998), România (1998), Franța (2000), Marea Britanie (2002), Republica Belarus (2003), Ucraina (2003), Rusia (2003), Lituania (2004) etc. Nu se cunoaște adevărata origine a speciei, dar fiind unicul reprezentat al genului <i>Cameraria</i> în Europa, se presupune că a fost adusă accidental din Asia, unde se mai întâlnesc reprezentanți ai genului. În Republica Moldova insecta a fost semnalată în anii 2003-2004. Molia minieră a devenit un dăunător periculos și creează probleme majore de protecție a castanului ornamental (<i>Aesculus</i> spp.) pentru aproape toate țările europene. În Republica Moldova, în ultimii ani, dăunătorul s-a răspândit cu mare rapiditate și ridică probleme de protecție a castanului ornamental comun (<i>Aesculus hippocastanum</i>) – element decorativ în parcuri, aliniamente și în spațiile verzi din zonele urbane. Larvele produc mine pe fața superioară a frunzelor de castan, care sunt la început sub forma unor pete roșii, mici, care se măresc pe măsură ce larva crește, ajungând până la 5 cm lungime. Minele pot fuziona și ocupa întreaga suprafață a frunzei. Frunza infestată devine brună și cade prematur, în lunile iunie-iulie, în funcție de condițiile climatice ale anului.	Țugulea 2021.
<i>Phyllonorycter issikii</i> (Kumata, 1963) – molia minieră pestriță a teiului	Specia minieră a fost semnalată pentru prima dată în fauna Republica Moldova în anul 2010 în municipiul Chișinău (Oltean ș.a., 2013; Timuș ș.a., 2016). Este o specie oligofagă, care se dezvoltă pe diverse specii de tei (<i>Tilia platyphyllos</i> și <i>T. tomentosa</i>). Poate dezvolta până la 2-4 generații pe an. Specia este originară din Extremul Orient – Japonia, Coreea și Rusia (Bacal ș.a., 2020).	Oltean ș.a., 2013; Timuș ș.a., 2016; Bacal ș.a., 2020.
<i>Phyllonorycter populifoliella</i> (Treitschke, 1833) – molia minieră a frunzelor de plop	Este un dăunător al plopilor, care produce minarea frunzelor, deformându-le și cauzând un aspect neplăcut și slăbirea plantelor, mai ales în cazul infestărilor masive. Această molie mică, din familia Gracillariidae, este considerată un dăunător important, care se poate înmulți în populații mari în spațiile verzi. Acestea sunt cele care cauzează daunele, minând (scobind) tuneluri în interiorul frunzelor de plop. Larvele se deplasează prin frunză, creând mici galerii care pot fi văzute pe partea inferioară a frunzei. Această activitate de hrănire duce la deformarea frunzei și la apariția unor pete, afectând fotosinteza și aspectul estetic al arborelui. Infestările masive pot slăbi plopul, făcându-l mai sensibil la alte boli și dăunători. Frunzele minate și deformate afectează aspectul estetic al arborilor, mai ales în parcuri și pe străzi.	Lepidoptera Mundi, Global taxonomic database of Gracillariidae (Lepidoptera).
<i>Phyllocnistis unipunctella</i> (Stephens, 1834) – molia minieră a frunzelor de plop	Specia este monofagă, hrănindu-se exclusiv cu <i>Populus balsamifera</i> . Pe <i>Populus alba</i> este întâlnită specia înrudită <i>Ph. xenia</i> . Larvele de <i>Ph. unipunctella</i> creează mine epidermice, extinse pe suprafața superioară a frunzei, producând daune vizibile – mine lungi și șerpuitoare. Aceste mine pot reduce valoarea estetică, vitalitatea și fotosinteza arborilor. Marginile frunzelor se pot deforma pe măsură ce se usucă.	Global taxonomic database of Gracillariidae (Lepidoptera).
<i>Phyllonorycter platanii</i> (Staudinger, 1870) – molia minieră pestriță a platanului	Este o specie monofagă, care se dezvoltă pe arborii de platan. Minele produse de către larve pot reduce valoarea estetică, fotosinteza și vitalitatea arborilor, marginile frunzelor se pot ondula pe măsură ce se usucă. Semnalată pentru prima dată în Republica Moldova în anul 2004 în municipiul Chișinău (Timuș ș.a., 2016).	Global taxonomic database of Gracillariidae (Lepidoptera).

Familie/ specie/ nume	Mod de vătămare	Referințe
Cossidae		
<i>Cossus cossus</i> (Linnaeus, 1758) – sfredelitorul tulpinilor	Specie xilofagă polifagă, afectează numeroase specii pomicele, horticole și silvice – plop, salcie, stejar, ulm, frasin, tei, arțar, fag ș.a. (<i>Forest pests Europe</i>). A fost semnalată și la unele specii de rășinoase (Oltu, 2005). Atacul are loc la nivelul tulpinii și a ramurilor mai groase. Atacul este foarte periculos deoarece larvele rod galerii adânci în lemn. În aceste galerii cu timpul pătrund diferite microorganisme patogene, care provoacă putrezirea lemnului. Femela depune ouă în grupuri de 12-70 în crăpăturile scoarței, de obicei în părțile inferioare ale trunchiului arborilor mai bătrâni și mai groși. Larvele eclozează în aproximativ 14 zile și se hrănesc în floem, sub scoarță, unde și ierneză. Primăvara, încep să se hrănească prin galerii mari și lungi. Pereții galeriilor sunt de culoare brună la neagră. Au o lățime de 15 mm și o lungime de până la 100 cm. Larvele împing aşchii de lemn amestecate cu excremente printr-o deschidere inferioară. Arborii infestați pot fi ușor identificați după sucul de fermentare de la baza trunchiului. Lemnul infestat are un miros foarte caracteristic, puternic, de oțet. Arborii atacați au frunzele îngălbenite și cu timpul se usucă. Calitatea lemnului este depreciată.	Miller & Zubowsky 1908; Țugulea 2021.
<i>Zeuzera pyrina</i> (Linnaeus, 1761) – Sfredelitorul ramurilor sau sfredelitorul frasinului	Atacă trunchiul arborelui. Femela depune ouă pe muguri, frunze sau ramuri. La început, larvele găuresc tulpina frunzei, mai târziu pătrund în miezul crenguțelor subtiri iar mai apoi și în ramuri mai groase. Larvele trăiesc în interiorul galeriilor lungi de 20 cm. În lemnul moale galeriile sunt lungi, între 50-60 cm și largi. Larvele se dezvoltă în doi ani. Se transformă în pupe în galerie sau în orificiile de ieșire. Atacă frecvent frasinul, paltinul, teiul, castanul și o serie de pomi fructiferi, în special mărul și părul. Specia este răspândită în Europa, nordul Africii, Asia mică și America de Nord.	Miller & Zubowsky 1908; Țugulea 2021.
Noctuidae		
<i>Orthosia cruda</i> (Denis et Schiffermüller, 1775)	Larvele se hrănesc cu frunzele arborilor de foioase, din mai până în iunie. Acestea preferă stejarul (<i>Quercus</i> sp.) și carpenul (<i>Carpinus</i> sp.). Specia este răspândită pe scară largă în zonele în care există plantele gazdă. În unii ani, în atacuri care au loc concomitent cu larve din alte specii pot provoca daune arborilor gazdă (defoliere parțială sau totală). Cei mai afectați arbori sunt stejarii și sălcile.	Miller ș.a., 1929; Zubowsky & Ruscinski 1937; Tkaci 1977; Țugulea 2022.
<i>Orthosia cerasi</i> (=stabilis) (Fabricius, 1775)	Este o specie defoliatoare polifagă, întâlnită în păduri, sectoare cu arbuști, livezi și grădini, fiind răspândită pe scară largă. Printre specii de arbori forestieri atacați se numără: stejari, tei, fag, sălcii.	Miller ș.a., 1929; Apostolov 1970; Plugaru 1963; Tkaci 1977; Țugulea 2022.
<i>Orthosia gothica</i> (Linnaeus, 1758)	Larvele polifage se hrănesc o mare varietate de plante. Au fost semnalate daune (defolieri) la diferite specii de arbori forestieri și pomi fructiferi: stejar, măr, sorb, alun, plop, salcie. În Europa cele mai frecvente vătămări au fost raportate în pădurile de plop. În ceea ce privește habitatul, <i>O. gothica</i> se găsește în medii semi-deschise, cum ar fi păduri, garduri vii și margini de păraie, din toată Europa. În 1975 <i>O. cerasi</i> și <i>O. gothica</i> , au produs pagube considerabile livezilor de meri din apropierea orașului Chișinău (Tkaci, 1977).	Miller ș.a., 1929; Tkaci 1977; Țugulea 2022.
<i>Orthosia miniosa</i> (Denis et Schiffermüller, 1775)	În timpul primelor stadii, larvele sunt gregare și se hrănesc în interiorul unei pânze mătăsoase, iar în ultimele stadii devin solitare și se hrănesc singure pe diverse specii de stejar. Larvele consumă în special frunzele tinere. Apare în păduri de foioase și garduri vii dominate de <i>Quercus</i> spp., planta gazdă a larvei (<i>Forest pests Europe</i>).	Miller & Zubowsky 1912; Țugulea 2022
<i>Orthosia incerta</i> (Hufnagel, 1766)	Specie polifagă, infestând livezile de măr, păr, prun, dar atacă și stejarul, teiul, mesteacănul, salcia, arțar, plop și altele. Larvele rod frunzele și fructele tinere (Perju, 2002). Larvele sunt active din mai până în iunie. Este o specie răspândită pe scară largă în Europa și Asia, populând diverse medii, inclusiv pajiști, păduri de foioase, parcuri și grădini. În timp ce se hrănesc, pot provoca defolieri, ceea ce provoacă scăderea vitalității arborilor atacați, făcându-i mai vulnerabili la dăunători și patogeni secundari. Frunzele infestate prezintă semne de hrănire, inclusiv găuri și crestături de-a lungul marginilor, rezultate din consumul larvar. În cazurile de infestare masivă, poate apărea defoliere parțială. Cu toate acestea, se estimează că atacurile produse de larve nu sunt de obicei suficiente de grave pentru a provoca daune semnificative sănătății sau aspectului estetic al arborilor.	Miller ș.a., 1929; Tkaci 1977; Țugulea 2022.
<i>Cosmia trapezina</i> (Linnaeus, 1758)	Specie polifagă, populează pădurile de foioase, livezile, grădinile. Este mai abundentă în pădurile de stejar, dar poate produce defolieri și altor specii de arbori și arbuști (ulm, mesteacăn, fag, carpen, frasin, arțar, alun și salcie) (<i>Forest pests Europe</i>).	Miller ș.a., 1929; Apostolov 1970; Plugaru 1963; Tkaci 1977; Țugulea 2022.
<i>Agrotis segetum</i> (Denis et Schiffermüller, 1775) – buha semănăturilor	Specie polifagă, atacă puietii din pepiniere și din plantațiile tinere, dar cel mai frecvent dăunează culturilor de cereale, porumb și culturilor tehnice. Puietii roși în zona coletului se usucă. Uneori larvele rod și tulpina puietilor de foioase și rășinoase la nivelul suprafeței solului (Oltean, 2005).	Miller & Zubowsky 1908; Țugulea 2022.
Pyralidae		
<i>Loxostege sticticalis</i> (Linnaeus, 1761) – omida de stepă	Larva este polifagă, atacând preponderent plante spontane din pajiști și fânețe și culturi agricole, dar poate provoca daune și unor arbori precum salcâmul, arțarul și salcia. Larvele din primele stadii rod una din epiderme și parenchimul frunzelor, iar în stadii mai avansate distrug frunzele complet, lăsând doar nervurile principale și pețiolul. Foarte frecvent larvele migrează în ecosistemele forestiere aflate în apropierea plantelor gazdă primare.	Miller & Zubowsky 1908; Bușmachieu ș.a. 2024.
Notodontidae		
<i>Cerura vinula</i> (Linnaeus, 1758) – omida cu coadă înfurcită	Defoliator pe arborii de foioase. Specie polifagă, atacă plopii și sălcile, determinând defolierea arborilor. Larvele se hrănesc cu frunze, provocând scheletizarea lor.	Miller & Zubowsky 1912; semnalată în parcul Național Orhei, 2024.
<i>Phalera bucephala</i> (Linnaeus, 1758) – omida cu dungi galbene și negre	Specie polifagă, preferă stejarii și plopii, dar se poate dezvolta și pe tei, salcie, mesteacăn, ulm, arțar. Frunzele afectate de larvele din stadiul incipient devin maronii. Larvele mai în vârstă pot defolia lăstarii și ramurile subtiri, ceea ce poate duce la uscarea acestora și slăbirea exemplarelor tinere. Sunt preferați arborii și arbuștii tineri (stejari de până la 20 ani). Se dezvoltă în păduri de foioase, plantații, pepiniere, arbori ornamentali, parcuri și grădini. Larvele formează cuiburi de mătase (Oltean, 2005).	Miller & Zubowsky 1908; Țugulea 2021; semnalată în parcul Național Orhei, 2024.
<i>Thaumetopoea processionea</i> (Linnaeus, 1758) – omida procesionară a stejarului	Defoliator monofag, este un dăunător periculos al stejarului. Larvele rod mugurii și apoi frunzele, lăsând intacte doar nervurile principale. În urma atacurilor repetate vârful arborilor și unele ramuri laterale se usucă. Larvele trăiesc împreună în cuiburi de pânză pe trunchiurile arborilor. Ies din cuib pentru hrană, megând una după alta într-un rând, uneori chiar de câțiva metri lungime. Dacă întră în contact cu pielea omului perșorii larvei provoacă reacții alergice severe.	Miller & Zubowsky 1908; Țugulea 2021; semnalată în parcul Național Orhei, 2024.
<i>Drymonia ruficornis</i> (Hufnagel, 1766) –	Larva se hrănește cu <i>Quercus</i> spp. Deși nu este o specie invazivă, poate fi dăunătoare stejarelor, amploarea daunelor variind de la ușoară la severă, putând afecta creșterea și fotosinteza arborilor. Deși a fost semnalată în satul Ivancea din r-nul Orhei, nu există date concludente privind gradul de dăunare în Republica Moldova.	Aceasta este prima semnalare în R. Moldova.
Sesiidae		
<i>Sesia apiformis</i> (Clerck, 1759) – molia sau fluturile viespe	Atacă trunchiul arborelui. Provoacă vătămări plopiilor. Larva se hrănește în principal chiar sub suprafața scoarței, aproape de nivelul solului sau mai jos. Găurile de ieșire pot fi adesea observate la baza plopiilor. Arborii deteriorați prezintă tuneluri larvare lungi în interior. Provoacă uscarea arborilor atacați. Preferă arborii în habitate deschise cu puțină vegetație în jurul trunchiului. Se transformă în pupe într-un cocon făcut din lemn ros și mătase. Adulții stau pe trunchiurile arborilor.	Miller & Zubowsky 1908.

Pe teritoriul Republicii Moldova au fost semnalate și alte specii de lepidoptere care pot provoca daune minore, ne semnificative, periodice ecosistemelor silvice, care nu au fost incluse în lista generală. Aceste specii sunt *Acronicta psi* (Linnaeus, 1758), *Stauropus fagi* (Linnaeus, 1758), *Saturnia pyri* (Denis et Schiffermüller, 1775), *Nymphalisc-album* (Linnaeus, 1758), *Nymphalis polychloros* (Linnaeus, 1758), *Lithophane ornitopus* (Hufnagel, 1766), *Laothoe populi* (Linnaeus, 1758) și altele.

Larvele noctuidei *Acronicta psi* se hrănesc cu o gamă largă de arbori și arbuști de foioase. Printre plantele gazdă preferate se numără mestecenii (*Betula* spp.), stejarii (*Quercus* spp.), sălcii (*Salix* spp.), păducelul (*Crataegus* spp.) și pomii fructiferi, precum merii (*Malus* spp.) și cireșii (*Prunus* spp.). *A. psi* populează diverse habitate, inclusiv păduri, garduri vii, grădini și parcuri. Posedă o valență ecologică remarcabilă de adaptare la condițiile de mediu, atât urbane, cât și rurale, unde sunt prezente plante gazdă. Nu este considerat un dăunător important, nefiind raportate daune semnificative arborilor forestieri.

Stauropus fagi este răspândită în Europa până în Japonia, populând în principal pădurile de foioase, păduri riverane, precum și lizierele. Molia duce un mod de viață nocturn, este atrasă de lumină și se camuflează pe trunchiurile arborilor în timpul zilei. Larva prezintă un mecanism unic de apărare prin mișcarea picioarelor din față și pulverizarea acidului formic atunci când este amenințată. Aspectul său este distinct, asemănându-se cu o furnică sau o călugăriță. Poate produce unele defolieri la specii diverse - mesteacăn, fag, cireș, stejar, castan, arțar, alun, tei, nuc, salcie. Nu este considerat un dăunător important, nefiind raportate daune semnificative arborilor forestieri.

Saturnia pyri este cel mai mare lepidopter din Europa, cu o anvergură a aripilor de până la 16 cm. Larvele sunt depuse în grupuri mici pe ramurile arborilor gazdă. Omizile se hrănesc cu frunzele diversilor arbori de foioase, în special pomi fructiferi (*Prunus*, *Malus*, *Pyrus*) sau specii forestiere precum *Acer*, *Salix* și *Populus*. *S. pyri* nu este considerată un dăunător semnificativ. Deși larvele pot defolia arborii, prezența lor rareori atinge niveluri care ar afecta grav sănătatea acestora. Specia are o singură generație pe an, iar omizile sunt de obicei prezente în număr mic. Preferă habitate naturale precum zonele de silvostepă, marginile pădurilor și livezile vechi și, prin urmare, este practic absentă din plantațiile intensive sau livezile comerciale. Ocazional, pot apărea defolieri minore, în special dacă apar întâmplător mai mulți indivizi, dar aceasta este de obicei o situație izolată, cu un impact doar estetic asupra arborelui (mai frecvent pe arțar sau plop). Din punct de vedere ecologic, este o specie valoroasă și este protejată în multe țări, fiind inclusă în Cartea Roșie a Republicii Moldova (2015).

Nymphalis c-album este o specie de fluturi diurni care aparține familiei Nymphalidae. Fluturile se găsește în cea mai mare parte a Europei și Asiei, precum și în părți din Africa de Nord. Larvele se hrănesc cu specii ierboase

și chiar arborescente (*Ulmus* spp., *Salix* spp., *Betula* spp.). Ocazional, pot apărea defolieri minore, în special dacă apar întâmplător mai mulți indivizi.

Nymphalis polychloros se găsește, de obicei, în zone împădurite, dar poate fi întâlnită și în parcuri, grădini și alte zone cu o mulțime de plante cu flori. Omizile fluturului se hrănesc cu frunzele unei varietăți de arbori, inclusiv ulm, salcie și mesteacăn. Fluturii sunt migratori și pot călători pe distanțe lungi pentru a găsi habitate potrivite și surse de hrană. În alte țări este considerată un dăunător local grav al arborilor plantați în grădini și parcuri. În cazul apariției în masă, poate defolia arbori întregi de ulm, plop, salcie. Totuși în unele țări, precum și în Republica Moldova, specia *N. polychloros* este protejată prin lege, iar eforturi de conservare sunt în curs de desfășurare pentru a ajuta la refacerea populației sale. Populația fluturului a scăzut semnificativ în ultimii ani, din cauze necunoscute. În Republica Moldova nu au fost raportate daune ale speciei.

Lithophane ornithopus este un lepidopter din familia Noctuidae. Zboară într-o singură generație din septembrie până în mai. Larva se hrănește din mai până în iunie. Este cunoscut ca defoliator al arborilor de stejar și salcie. În Republica Moldova nu au fost raportate daune ale speciei.

Laothoe populi, molia-șoim a plopului, este un fluture nocturn din familia Sphingidae, răspândit pe scară largă în Europa. Larvele se hrănesc în principal cu plop și ocazional cu sălcii, mesteacăn și frasin. Înainte de împupare, omizile se deplasează la baza arborelui gazdă și sapă în sol. Această specie rareori provoacă daune grave, dar hrănirea cu frunze de către larve poate reduce temporar valoarea ornamentală a arborilor tineri. Frunzele atacate au găuri neregulate sau margini roase.

Stigmella atricapitella, molia frunzelor de stejar, din familia Nepticulidae, este considerat un dăunător forestier în România (Roșca & Istrate 2009). Larvele sale minează frunzele diferitelor specii de stejar. Deși poate fi comună, impactul său este în general localizat, de aceea, rareori este considerată o amenințare semnificativă pentru sănătatea pădurilor, deși contribuie la povara generală a insectelor care minează frunzele asupra stejarilor. Larvele creează mine vizibile, care sunt galerii sau coridoare în țesutul foliar. Excrementele (deșeurile) caracteristice lăsate de larvă sunt adesea văzute ca o linie groasă sau îngustă în galerie, în funcție de generație. Nu există date concludente privind prezența speciei pe teritoriul Republicii Moldova. Specia are o răspândire largă în Europa, incluzând inclusiv regiuni din apropiere, ceea ce face probabilă prezența sa și în Republica Moldova.

Tkaci (1977) menționează și alte speciile cu statut de dăunătoare ale arborilor: *Cosmia trapezina* (Linnaeus, 1758), *Diloba caeruleocephala* (Linnaeus, 1758), *Amphipyra pyramidea* (Linnaeus, 1758) și *Eupsilia transversa* (Hufnagel, 1766), ale căror populații se dezvoltă în păduri și parcuri, unde au loc tratamente chimice frecvente care duc la scăderea constantă a efectivului populațiilor.

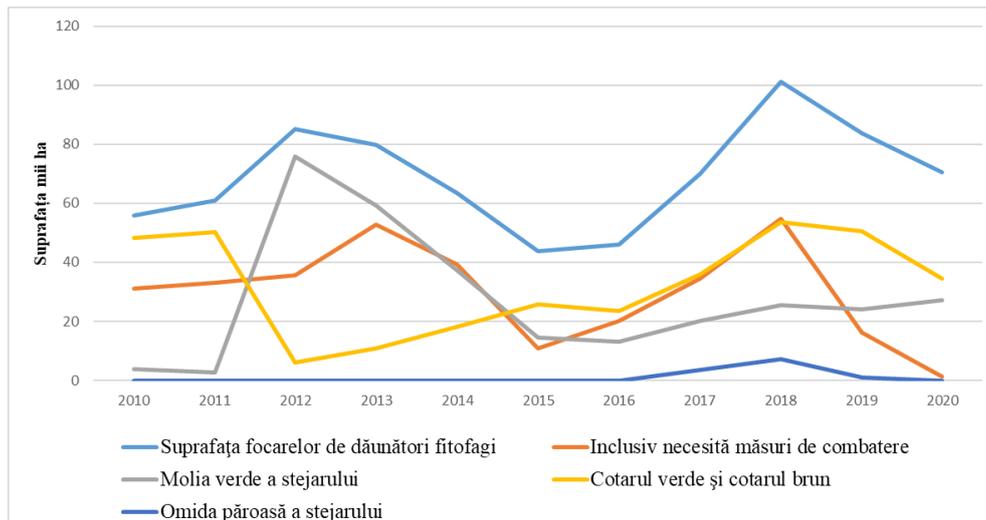


Fig. 2. Dinamica focarelor de dăunători defoliatori în arboretele gestionate de Agenția „Moldsilva” (prelucrare după MM/AM, 2025)

În sudul țării, din cauza solurilor carbonatate de profunzimi reduse, puțin favorabile creșterii sistemului radicular al salcâmului, pădurile au risc mare de degradare (chiar mai accentuat în viitor). Deși este necesară refacerea arboretelor degradate (salcâmete în curs de uscare) cu specii indigene care sunt adaptate la condițiile locale, în contextul schimbărilor climatice arealul speciilor se poate modifica rapid, iar utilizarea speciilor indigene nu garantează reușita refacerii (Bouriaud ș.a., 2024). Utilizarea unor modele la nivel de peisaj pentru a vedea evoluția speciilor propuse pentru reconstrucție pe o perioadă mai mare de timp poate reprezenta un ajutor pentru administratorii de pădure și proprietarii terenuri (Bouriaud ș.a., 2024). Fenomenele meteo-climatice extreme, vor deveni tot mai frecvente și mai intense, afectând negativ ecosistemele terestre. Aproximativ 90% din calamități sunt legate de secetă, vânt și precipitații (Bouriaud ș.a., 2024). Republica Moldova este expusă frecvent fenomenelor meteo extreme (grindină, înghețuri târzii, valuri de frig, valuri de căldură, secete, chiciură, ploi torențiale) (Bouriaud ș.a., 2024).

Asigurarea stării de sănătate a pădurilor se efectuează de către organele silvice de stat și deținătorii de terenuri silvice prin realizarea măsurilor de prevenire a răspândirii, de combatere a focarelor de dăunători și a bolilor vegetației forestiere. Autoritatea silvică centrală desfășoară anual lucrări privind evidența statistică și prognoza răspândirii dăunătorilor vegetației forestiere, inclusiv ia măsuri de prevenire a răspândirii și de combatere a acestora (Moldsilva, 2011).

Pentru a contracara acțiunea devastatoare a focarelor de dăunători defoliatori, în practica silvică se utilizează pe larg măsurile de combatere aeriană. În R. Moldova, pentru aplicarea acestor măsuri sunt utilizate elicopterele de tip KA-26 și MI-2. Începând cu anul 2000, o largă răspândire a căpătat „stropirea cu volum ultraredus” (ULV) prin folosirea utilajului firmei MICRONEIR AU-5000. Anual măsurile de combatere aeriană sunt efectuate pe 1,2 - 38,7 mii ha de pădure, ceea ce constituie 1,3 - 56,2 % din suprafața totală afectată de focare (ICAS, 2005).

Starea actuală fitosanitară a arboretelor din cadrul

fondului forestier al Republicii Moldova este determinată în mare măsură de structura și compoziția arboretelor, de proveniența acestora și de evoluția factorilor biotici vătămători (silvopatologici). Dintre aceștia, pentru pădurile Republicii Moldova cea mai importantă este răspândirea spațială și intensitatea focarelor de defoliatori. Evoluția acestora este influențată de condițiile climatice.

Se recomandă susținerea proiectelor și organizațiilor care lucrează pentru protejarea și refacerea pădurilor. De asemenea, este necesară creșterea conștientizării publice: informarea publicului cu privire la importanța pădurilor și a protejării lor.

4. Concluzii

Au fost identificate 51 de specii de lepidoptere cu statut de dăunătoare arborilor forestieri și ornamentali din Republica Moldova, ce sunt atribuite la 13 familii: Geometridae (9 specii), Erebidae (8), Trotricidae (5), Noctuidae (7), Lasiocampidae (4), Notodontidae (4), Pyralidae (1), Cossiidae (2), Yponomeutidae (1), Pieridae (1), Tischeriidae (1), Gracillariidae (7) și Sesiidae (1).

Printre speciile dăunătoare recent apărute în fauna Republicii Moldova se numără:

- *Cameraria ohridella* Deschka, Dimić, 1986, molia minieră a castanului, semnalată în 2003;
- *Phyllonorycter platani* (Staudinger, 1870), molia minieră pestriță a platanului, consemnată în 2004;
- *Macrosaccus robiniella* (Clemens, 1859), molia minieră a salcâmului, înregistrată în 2006;
- *Parectopa robiniella* Clemens, 1863, molia minieră a salcâmului, semnalată în 2009;
- *Phyllonorycter issikii* (Kumata, 1963), molia minieră pestriță a teiului, depistată în 2010.

Speciile *Dendrolimus pini* (Linnaeus, 1758), molia pinului, din familia Lasiocampidae, colectată în rezervația naturală „Cobîleni” și *Drymonia ruficornis* (Hufnagel, 1766), din familia Notodontidae, colectată în satul Ivancea (Raionul Orhei) sunt citate pentru prima dată pentru fauna Republicii Moldova.

Mulțumiri

Lucrările au fost susținute din cadrul proiectului bilateral Ro-RM MONFORGENDIV – „Specializare în monitoring forestier, diversitatea genetică și sistematica plantelor lemnoase și reziliența stejarilor xerofiti la schimbările climatice” PN-IV-P8-8.3-ROMD-2023-0029 (Contract nr. 22ROMD/2024) și subprogramul 010701 „Evaluarea structurii și funcționării lumii animale și ecosistemelor acvatice sub influența factorilor biotici și abiotici în contextul asigurării securității ecologice și bunăstării populației” (Universitatea de Stat din Moldova).

Bibliografie

- Ammunét, T. E. A., Kaukoranta, T., Saikkonen, K., Repo, T., & Klemola, T. (2012).** Invading and resident defoliators in a changing climate: cold tolerance and predictions concerning extreme winter cold as a range-limiting factor. *Ecological Entomology*, 37(3), 212-220.
- Apostolov, L. G. [Апостолов, Л. Г.] (1970).** Дендрофильная энтомофауна Гырбовецкого леса. *Гырбовецкий лес*. Кишинев: Картя Молдовеняскэ, 213-223.
- Bacal S, Bușmachi G, Calestru I, Mihailov I. (2020).** Insecte invazive înregistrate în ultimii 20 de ani pe teritoriul Republicii Moldova. *Revista de Știință, Inovare, Cultură și Artă „Akademos”*, 57(2), 39-46.
- Barsov, V. A. [Барсов, В. А.] (1970).** К фауне чешуекрылых Гырбовецкого леса. *Гырбовецкий лес*. Кишинев: Картя Молдовеняскэ, 224-231.
- Bebber, D. P. (2015).** Range-expanding pests and pathogens in a warming world. *Annual Review of Phytopathology*, 53(1), 335-356.
- Boguleanu, G., Nica, F., Petrescu, E., Beratlief, C. (2005).** Influența factorului trofic asupra dezvoltării omidei păroase a dudului (*Hyphantria cunea* Drury). *Analele ICDPP*, 11, 167-175.
- Bouriaud, L., Bouriaud, O., Enescu, M., Coșofreț, C., Palaghianu, C., Savin, A., Gulca, V., Novac, G. (2024).** Adaptarea sectorului forestier din Republica Moldova la schimbările climatice: Manual pentru personalul silvic. Unitatea Consolidată pentru Implementarea Programelor IFAD (UCIP IFAD). Tipogr. „Arva Color”, Chișinău, 320 p. Disponibil pe: <https://www.ucipifad.md/wp-content/uploads/2024/08/Manual-pentru-personalul-silvic.pdf>
- Bușmachi, G., Bacal, S., Țugulea, C., Paladi, V. (2024).** Fauna. În: Bacal, P., Țugulea, A. (coord). *Studiul diagnostic al potențialului natural și uman din Regiunea de Sud în contextul modificărilor actuale de mediu*. Chișinău, pp. 106-112.
- CABI (2020-2022).** Invasive Species Compendium. Datasheet. Disponibil pe: <https://www.cabi.org>.
- CR-MD (2015).** Cartea Roșie a Republicii Moldova = The Red Book of the Republic of Moldova. Chișinău, Edit. Știința. 492 pp.
- Dajos, R. (2000).** Insects and forest. Intercept Ltd., Paris.
- Derjanschi, V., Baban, E., Calestru, L., Stahi, N., Țugulea, C. (2016).** Catalogue of the N. Zubowski entomological collection. Chișinău: ”Bons Offices”, 296 p.
- Dissescu, G. (1987).** *Semiothisa alternaria* Hb. (*Macaria alternaria* Hb.) (fam. Geometridae), un dăunător important al salcîmului. *Revista Pădurilor*, 102, 29-30.
- Donică A., Răileanu N. (2019).** Evaluări silvopatologice în arboretele de cvercinee (studiu de caz). În: *Starea actuală a componentelor de mediu*. Institutul de Ecologie și Geografie, Chișinău, pp. 227-235.
- Forest Pests Europe.** <https://www.forestpests.eu/>
- GISD (2019).** Global Invasive Species Database. Species profile: *Lymantria dispar*. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=96> (online: 19.08.2025)
- GTD (2025).** Global taxonomic database of Gracillariidae (Lepidoptera). Disponibil pe: <https://www.gracillariidae.net/>
- ICAS (2005).** Protecția pădurilor. <https://icas.com.md/activitati-2/cercetare/protectia-padurilor/> (accesat: 11.09.2025).
- Roșca, I., Istrate, R. (2009).** Tratat de entomologie (Agricultura, Horticultură, Silvicultură). Ed. Alpha MDM, Buzău, 680 p.
- Roșca, I., Oltean, I., Mitrea, I., Tălmăciu, M., Petanec, D. I., Bunescu, H. Ș., Istrate, R., Tălmăciu, N., Stan, C., Mîcu, L. C. (2011).** Tratat de entomologie generală și specială. Ed. Alpha Buzău, 1055 p.
- Kean, J.M., Kumarasinghe, L.B. (2007).** Predicting the seasonal physiology of fall webworm (*Hyphantria cunea*) in New Zealand. *New Zealand Plant Protection*, 60, 279-285.
- Kliuchko, Z. F. (2006).** Noctuid Moths of Ukraine. Kijev, 248 p. (in Ukrainian).
- Lepidoptera Mundi (2020-2025)** (formerly European Butterflies and Moths). Disponibil pe: <https://lepidoptera.eu>. (accesat: 2020-2025).
- Lepiforum (2020-2025).** Bestimmung von Schmetterlingen (Lepidoptera) und ihren Präimaginalstadien. Disponibil pe: <http://www.lepiforum.de>. (accesat: 2020-2025).
- Miller, E., Zubowski, N. [Миллер, Е., Зубовский, Н.] (1908).** Материалы по энтомологической фауне Бессарабии. Чешуекрылые (Macrolepidoptera). В: *Труды Бессарабского общества естествоиспытателей и любителей естествознания*. Типо-Литография Ф. П. Кашевского. Кишиневъ, т. i, Часть 3-я, с. 410-425.
- Miller, E., Zubowski, N. [Миллер, Е., Зубовский, Н.] (1912).** Материалы по энтомологической фауне Бессарабии. Чешуекрылые (Macrolepidoptera). Дополнение I. В: *Труды Бессарабского общества естествоиспытателей и любителей естествознания*. Кишиневъ: Типография Бессарабского Губернского Правления. Т. II, Вып. 2, с. 93-96.
- Miller, E., Zubowski, N. [Миллер, Е., Зубовский, Н.] (1913).** Материалы по энтомологической фауне Бессарабии. Чешуекрылые (Macrolepidoptera). Дополнение II. В: *Труды Бессарабского общества естествоиспытателей и любителей естествознания*. Кишиневъ: Типография Бессарабского Губернского Правления. Т. IV, с. 261-262.
- Miller E., Zubowski N., Ruscinschi A. (1929).** Materiale pentru fauna entomologică din Basarabia. Macrolepidoptera. Suplimentul III. În: *Buletinul Muzeului Național de Istorie Naturală*, Fascicola 2 și 3, Tipografia Eparhială „Cartea Românească”, Chișinău. 97-130.
- Miller, E., Zubowski, N., Ruschtschinsky, A. (1932).** Materilien zur kenntnis der entomologischen fauna Bessarabiens: Macrolepidoptera: Nachtrag IV. În: *Buletinul Muzeului Național de Istorie Naturală*, Fascicola 4. Chișinău, p. 25-38.
- MM/AM (2025).** Păduri și alte terenuri împădurite. Ministerul Mediului, Agenția de Mediu. Disponibil pe: <https://am.gov.md/ro/content/d3-p%C4%83duri-%C8%99i-alte-terenuri-%C3%AEmp%C4%83durite> (accesat: august 2025).
- Mocreaș, S. N., Erșova, E., Vasiliuc, S., Bulgaru, V., & Zastânceanu, V. (2013).** Cercetările prealabile ai dăunătorilor defoliatori ai cvercineelor din Republica Moldova. În: *Horticultură, Viticultură și vinificație, Silvicultură și grădini publice, Protecția plantelor*, 36(2), 9-13.
- Moldsilva (2011).** Protecția pădurilor. <https://moldsilva.gov.md/pageview.php?l=ro&idc=186&id=183&t=deatelinociti/lecozasita/Protectia-padurilor/>
- Nețoiu, C. (2002).** Dinamica nutriției omizilor de *Tortrix viridana* în relație cu fenologia arborilor de cvercinee. *Revista de Silvicultură și Cinegetica*, 15-16, 65-69.
- Nețoiu, C. (2005).** Principalii dăunători seminofagi ai cvercineelor și măsuri de control a acestora. Muz. Olteniei Craiova, *Studii și comunicări, Stiințele Naturii*, XXI, 133-140.
- Oltean, I. (2005).** Entomologie specială: dăunătorii pădurilor. AcademicPres, Cluj-Napoca, 266 p.
- Oltean, I., Perju, T., Timuș, A. (2013).** Gracilariidele (Lepidoptera, Gracilariidae) invazive din România și Republica Moldova în coroborare cu Fauna Europeană. Lucrările științifice ale Simpozionului Internațional „Modern Agriculture – Achievements and Prospects”, 80th Anniversary of State Agrarian University of Moldova. UASM, Chișinău, 36(2): 242-245.
- Ordin 454 (2003)** privind aprobarea Normelor tehnice pentru protecția pădurilor și a Îndrumărilor privind aplicarea Normelor tehnice pentru protecția pădurilor. MAPAM, *Monitorul Oficial* nr. 564 din 6 august 2003.

- Palancean, A., Gumeniuc, I., Ilescu, V., Macari, A. (2016).** Ghid tehnic: culturi energetice, lemnoase cu ciclu scurt de producție. 66 p. Disponibil pe: https://moldsilva.gov.md/public/files/publicatii/Ghid_tehnic.pdf.
- Perju, T. (2002).** Dăunătorii organelor de fructificare și măsurile de combatere integrată. II. Plante lemnoase. Cluj-Napoca, 313 p.
- Perju T. (2004).** Dăunătorii din principalele agroecosisteme și combaterea lor integrată. Ed. Academic Pres, 496 p.
- Pictureinsect.com.** Harmful Effects of Sharp-Angled Peacock, *Macaria alternata*. Disponibil pe: <https://pictureinsect.com/harmful/Macaria-alternata.html>.
- Plugaru, S. T. [Плугару, С. Г.] (1963).** Вредная энтомофауна Молдавии и меры борьбы с ней. Кишинев: Штиинца Издательство: „Картия Молдовеняскэ”, с. 7-38.
- Pureswaran, D.S., Roques, A., Battisti, A. (2018).** Forest Insects and Climate Change. *Current Forestry Reports*, 4, 35–50.
- Rákossy, L. (1996).** Die Noctuiden Rumäniens. Land Oberösterreich, OÖ Landesmuseum.
- Rákossy, L. (2013).** Fluturii diurni din România. Cunoaștere, protecție, conservare. Ed. Mega, Cluj-Napoca, 352 p.
- Simionescu, A., Mihalache G. (ed.) (2000).** Protecția pădurilor. Ed. Mușatinii, Suceava.
- Simionescu, A., Mihalcu, V., Lupu, D., Vlăduleasa, A., Badea, O., Fulicea, T. (ed.) (2001).** Starea de sănătate a pădurilor din România în intervalul 1986-2000. Ed. Mușatinii, Suceava.
- Stîngaci, A. (2010).** Ravagiile cauzate de omida păroasă a dudului (*Hyphantria cunea*) în Moldova și combaterea cu preparatul ecologic pur virin-ABB-3. *Studia Universitatis Moldaviae, Seria Științe Reale și ale Naturii*, 36(6), 87-93.
- Timuș, A., Croitoru, N., Mihailov, I. (2017).** Cadre didactice din domeniul entomologiei agricole: istorie și contemporanietate. Chișinău: S.n. Tipogr. „Print-Caro”, p. 247-275.
- Timuș, A., Manic, G., Mihailov, I., Derjanschi, V., Perju, T. (2007).** Speciile de paraziți care se dezvoltă pe molia minieră a castanului *Cameraria Ohridella* Desch. and Schif. în R. Moldova. În: „Realizări și perspective în horticultură, viticultură, vinificație și silvicultură”, Chișinău: Universitatea Agrară de Stat din Moldova, vol. 15 (3), 265-268.
- Timuș, A., Stahi, N., Mihailov, I. (2015).** The invasive entomofauna of *Robinia pseudoacacia* L. in the Republic of Moldova. *Revista Muzeului Regiunii Porților de Fier „Drobeta”, seria Științele Naturii*, XXV, 64-76.
- Timuș, A., Toderăș, I., Croitoru, N. (2016).** Entomofauna alogenă invazivă din Republica Moldova (fișe fitosanitare entomologice). Chișinău: Tipografia „Print-Caro”, 210 p.
- Ткачи М.Т. [ТКАЧ, М.Т.] (1977).** Совки и меры борьбы с ними. Кишинев, Издательство: „Картия Молдовеняскэ”. 108 с.
- Țugulea, C., Țugulea, A., Mocreac, N., Derjanschi, V. (2020).** The Geometer Moths (Lepidoptera, Geometridae) from the „R. Stepanov” entomological collection. *Buletin Științific, Revistă de Etnografie, Științele Naturii și Muzeologie (Serie Nouă)*, 32(45), 40-48.
- Țugulea, C. (2021a).** Lepidopterele (Insecta: Lepidoptera) din Rezervația „Plaiul Fagului”. În: Bușmachi G. *Fauna rezervației „Plaiul fagului”: Nevertebrate: Collembola, Odonata, Hemiptera, Coleoptera, Lepidoptera, Hymenoptera și Diptera*. Institutul de Zoologie, USM, Chișinău, Căpățînă-Print, p. 154-200.
- Țugulea, C. (2021b).** Înflorirea castanului ornamental comun (*Aesculum hippocastanum* L.) la sfârșitul perioadei de vegetație – fenomen provocat de invazia speciei *Cameraria ohridella* Deschka & Dimić, 1986. *Buletin Științific, Revistă de Etnografie, Științele Naturii și Muzeologie (Serie Nouă)*, 34(47), 54-58.
- Țugulea, C. (2022).** Noctuidele (Lepidoptera: Noctuidae) din Republica Moldova. Institutul de Zoologie. Chișinău: S. n., Căpățînă-Print, 254 p.
- Țugulea, C. (2023).** Lepidopterele (Insecta: Lepidoptera) din Rezervația Biosferei „Prutul de Jos”. În: Bușmachi G. *Fauna rezervației Biosferei „Prutul de Jos”: Nevertebrate: Collembola, Odonata, Hemiptera, Coleoptera, și Lepidoptera*. Institutul de Zoologie, USM, Chișinău, Căpățînă Print, 204 p.
- Țugulea, C., Mocreac, N., Țugulea, A. (2021).** The fauna of geometrid moths of the Natural Forest Reserve “Cobîleni” of the Republic of Moldova - preliminary data. *Travaux du Muséum National d’Histoire Naturelle “Grigore Antipa”*, 64 (1), 101-114.
- Weed, A.S., Ayres, M.P., Hicke, J.A. (2013).** Consequences of climate change for biotic disturbances in North American forests. *Ecological Monographs*, 83(4), 441- 470.
- Zubowski, N.; Ruscinski A. (1937).** Materialien zur Kenntnis der entomologischen Fauna Bessarabiens: Macrolepidoptera. Nachtrag V. *Buletinul Muzeului Regional al Basarabiei*, 8, 23-35.

Abstract

Lepidoptera harmful to forest and ornamental trees in the Republic of Moldova

The present work is focus on the insects of order Lepidoptera (butterflies, moths) with the status of pests of forest and ornamental trees in the Republic of Moldova. 51 species of butterflies and moths belonging to 13 families were identified: Geometridae (9 species), Erebidae (8), Trotricidae (5), Noctuidae (7), Lasiocampidae (4), Notodontidae (4), Pyralidae (1), Cossiidae (1), Pierutidae (1), Gracillariidae (7) and Sesiidae (1). The specific list reported is accompanied by information synthesized based on bibliographical sources and the authors' research related to the spread of pests, aspects of the mode and degree of damage, development phenology and trophic specialization. The species *Dendrolimus pini* (Linnaeus, 1758) from the Lasiocampidae family, collected in the “Cobîleni” nature reserve, and *Drymonia ruficornis* (Hufnagel, 1766) from the Notodontidae family collected in the village of Ivancea (Orhei District) are cited for the first time for the fauna of the Republic of Moldova.

The results are important for the development and adjustment of effective protection procedures applied in the sustainable management system of forest ecosystem pests.

Keywords: insects, pests, trees, butterflies, moths, forest protection, impact, management.

Updating time and production norms for GIS in forest management planning

Florin Achim¹, Constantin-Cosmin Loghin¹✉, Ionel Ban¹, Florin-Dorian Cojoacă^{2,3}, Silviu Păunescu⁴, Răzvan Răducu¹, Robert Ștefan Ciobanu¹, Viorica Achim¹, Ioana Cristina Nițu¹, Mihai Furdui¹, Cristian Cătălin⁵, Gabriel Chițu⁴

¹ „Marin Drăcea” Romanian National Institute for Research and Development in Forestry (INCDS), Voluntari, Ilfov, Romania

² University of Craiova, Craiova, Dolj, RO

³ SCDEP Craiova, INCDS, Craiova, Dolj, RO

⁴ SCDEP Pitești, INCDS, Pitești, Argeș, RO

⁵ SCDEP Brașov, INCDS, Brașov, RO

✉ Corresponding author (cosmin.loghin@yahoo.com)

Introduction

The utilization of GIS techniques in forest planning represents a distinct category of activities not currently encompassed by existing labour norms. The development of management plans through the application of GIS techniques has experienced significant growth in recent years (Attri & Pathiana 2024) (Shogdarov et al. 2024), reaching the point where all forestry plans are currently formulated using this approach.

For this type of work, at the Institute level, there have been previous research initiatives (Gancz et al., 2001, Nițu et al. 2004), and the present study explores the timeframe, more precisely the time and production norms, affected for unified and large-scale implementation, following the observation in practice of variations induced by specific conditions (technology, administration, implementation, etc.) of GIS technology.

The modification and improvement of technologies employed in field data collection (forest management planning unit description) (Næsset 1997) (Uhde et al. 2015), as well as the equipment used (Sonti 2015), are a consequence of the implementation of modern techniques in the field of forest management planning (Baskent & Keles 2005). This adaptation is also driven by the current state of the forest resource subject to planning (significant fragmentation, because of property laws, etc.) (Okoduwa & Amaechi 2024). These developments highlight a series of imperfections/ shortcomings in the existing labor and production norms. Simultaneously, they underscore the need for the development of new sets of norms that align with the requirements of

emerging technologies.

The qualitative leaps in GIS technology are directly proportional to the time required for performing specific operations within a forest management planning project utilizing GIS. These advancements are reflected in the time and production norms for GIS-related tasks. For each operation within the GIS activities for forest management planning, labour norms (time and production) (Pașa & Pașa 2002) have been calculated based on current technologies used in forest management planning and the equipment and tools available within forest management planning teams.

A series of data and products obtained through the use of GIS techniques were also previously generated within the traditional system of forest management planning development (determining areas, creating map matrices, drawing and colouring thematic the maps, etc.) during the drafting and finalization phases. Consequently, while in the traditional system, the determination of areas was carried out using a planimeter (either traditional or digital), the use of GIS techniques (Yolaşıgımaç & Keleş 2009) (Sharma et al. 2024) allows for an analytical determination, a method ensuring significantly higher precision but also different work times and, accordingly, production norms.

Furthermore, by establishing a GIS database, more valuable information can be acquired for the administrator of the forest land, particularly in the management and monitoring of silvicultural activities (creating a digital terrain model) (Tereșneu et al. 2016).

The creation of matrices (either by panto-graphing or from photographic support) within the drafting process, as well as the drawing and colouring of UP (yield management unit) and OS (forest district) maps in the finalization phase, has been replaced with current, modern procedures obtained using GIS techniques.

In the traditional system, the photocopying used for duplicating forest management maps has been replaced by the plotting operation, and the manual mounting of

thematic maps has been substituted with lamination performed by a device specifically designed for this operation.

A forest management planning project using GIS is associated with a digital database. Upon returning to the same area for the forest management planning activities, the existing database is retrieved, with a focus on its geospatial component (Sivrikaya et al. 2010), and is utilized in the development of the new forest management plan. This aspect has led to the differentiation of two scenarios: (1) the creation of a GIS project for the first time, and (2) the update of an existing GIS project. Therefore, a novel characteristic of the time and production norms has considered this practical reality and distinctly reflects the two forest management planning scenarios. The resulting time and production norms will incorporate this aspect by providing differentiated guidelines for the two identified situations.

Materials and methods

Considering the scope of the study, it was deemed necessary to organize the work in such a way as to centralize and process the data obtained from observations made in the three existing GIS teams (at the Institute HQs, Braşov Station and Piteşti Station). This involved the participation of specialists from all existing forest management planning teams at the territorial units of the institute (based in the following locations - Braşov, Bistriţa, Craiova, Roman, Timişoara, Piteşti, and Oradea).

In order to capture aspects related to the structure of projects and the stage of GIS technique implementation in forest management planning, observations were conducted in two distinct categories: projects where GIS techniques were implemented for the first time (initial GIS project) and projects undergoing the revision of the forest management plan with the use of GIS (GIS project update).

Seven distinct operations were identified for which separate observations were conducted in this study: (1) work preparation; (2) raster processing (scanned images); (3) vector processing – contour lines; (4) vector processing (forest management planning data, hydrography, transportation routes, etc.); (5) thematic map creation; (6) finalization of the database; (7) guidance, control, and approval of GIS project – project leader and CTAP expert. Summary data regarding the projects included in the study and the operations that were the subject of observations are presented in Table 1.

The centralization of data allowed, in the initial stage, the determination of the operational time associated with each operation. Subsequently, additional times were obtained: the preparation and conclusion time, the job service time, regulated break times, rest and necessity time, and technology and work organization-dependent interruption times.

Based on the observed data, labor norms were subsequently calculated, including time norms and production norms.

For projected operational time over 8 hours work shift – Topp for 8 hours was obtained using (1).

$$T_{opp\ 8\ ore} = \frac{480}{1 + \frac{T_p + T_{ii} + T_a + T_o}{100}} \quad (1)$$

where the following notations were used: Tpi – the preparation and conclusion time; Tdl – the job service time; Ton – rest and necessity time; Tto – technology and work organization-dependent interruption time.

Table 1. Synthetic data regarding conducted observations.

No.	Operation	First GIS proj. [UP, SG]	Update GIS proj. [UP, SG]
1	Work preparation	15	35
2	Raster processing (scanned images)	12	-
3	Vector processing – contour lines	19	4
4	Vector processing (forest management planning data, hydrography, transportation routes, etc.)	19	45
5	Thematic map creation	19	45
6	Finalization of the database	19	45
7	Guidance, control, and approval of GIS project	15	38

The production norm was calculated based on relationship (2.), while the time norm utilized relationship (3.).

$$N_p = \frac{T_{opp\ pe\ 8\ ore}}{T_{op/U.M.}} \quad (2)$$

$$NT = \frac{8}{N_p} \quad (3)$$

where the following notations were used: Np – production norm; Top – operational time; NT – time norm.

Results and Discussions

Work preparation

Following the processing of centralized data, the values corresponding to the time and production norms for the data preparation operation were obtained. It is noted that this operation has not been separately standardized until now and was identified as a distinct operation in the current study. Therefore, a comparative analysis of the labour norm cannot be conducted.

Within the three units of the institute where observations were conducted, for the work preparation operation, the two identified cases were considered separately:

- projects being for the first time in the planning process by using GIS techniques (first GIS project): for 15 yield management units (UP);
- projects undergoing the second planning by using GIS techniques (GIS project update): for 35 yield management units (UP).

The centralized data for the work preparation operation were treated differently based on the unit of measurement analysed: 1) topographical plan, for labour elements grouped at the topographical plan level; and 2) Yield Management Unit (UP), for labour elements grouped at the UP level. Through the individualization and separate standardization of this operation in the current study, labour norms were derived by aligning the time required for the finished product with the performed operation. This was done considering the current working technology for this phase of GIS activities and the identified labour elements needed in the execution of the work, considering the current conditions and technologies (Table 2).

Table 2. The time and production norms for the work preparation operation (cases of the first GIS project and GIS project update) – labor elements grouped at the topographical plan and UP levels.

Type of GIS Project	Topp/ 8 h	NP		NT	
		top. plan/ 8 h	UP/ 8 h	h-man/ top.plan	h-man/ yield m.u.
First GIS Project	423.617	20.172	-	0.397	-
	385.542	-	0.575	-	13.923
GIS Project Update	414.758	20.738	-	0.386	-
	372.931	-	0.726	-	11.027

h: hours; top: topographical; h-man / topographical plan; m.u.: management unit

Raster processing

This operation is predominantly characteristic, in the normal workflow, only of situations where the GIS project is created for the first time.

The Production Norm (NP), Time Norm (NT), and (Topp/UM) are presented in Table 3.

For cases involving GIS project update, time and production norms were not determined since, as usual, existing topographical plans from the previous revision of the forest management plan are typically used. These plans are available in digital format and are georeferenced.

Thus, for the first GIS project, two labour elements were considered: i) scanning the topographical plans containing specific data for forest management planning; and ii) georeferencing the scanned topographical plans to the “Stereo70” coordinate system. The obtained time norm value was compared with the one currently used, revealing a decrease of 36.75% (from 1.75 to 1.107 labour hours per topographical plan).

Possible causes for the decrease in the time norm were identified as follows: i) higher performance of the scanning and processing equipment currently in use, compared to the equipment used in the past; ii) improved performance and capabilities of the software currently used; iii) operator experience.

Table 3. The time and production norms for the raster processing (scanned images) operation – labor elements grouped at the topographical plan level.

Operation	Topp/ 8 hours	NP topographical plan/ 8 hours	NT hours-man / topographical plan
Raster processing (scanned images)	383.172	7.230	1.107

Vector processing - contour lines

The centralized data for the vector processing - contour lines operation has been differentiated into two categories, depending on the unit of measurement used for the analysis (as in Table 4):

1. Topographical plan, for labor elements grouped at the topographical plan level.
2. Yield management unit (UP), for labor elements grouped at the UP level.

The only case in which GIS information was updated occurred at a forest district where a yield management unit was reassigned from a neighbouring forest district. Within this operation, it was necessary to identify and cut the contour lines and corresponding elevation points of the topographical plans taken into consideration according with the new map, connect the contour lines to the existing ones, and create the corrected new digital elevation models. Similar situations are common in GIS projects in forest management planning due to frequent reassignment of yield management units or parts of UP.

The data resulting from the processing regarding the operational time per unit of measurement (Top/UM), as well as the Production Norm (NP) and Time Norm (NT), are presented in Table. 4.

The time norms obtained from the standardization works for the vector processing-contour lines operation were compared against the existing data, the resulted values being shown in Table 5.

Analysing the values from the previous table, significant differences are observed between the values currently used and those calculated in the current study, as follows:

- i. the calculated time norm for labour elements reported at the topographical plan level is lower than the currently used value, standing at 59.52% for the first GIS project.
- ii. for the GIS project update, the labour norm, resulting from a single operation, is not representative of that specific operation. Consequently, we propose supplementing the set of observations in the following period to achieve a minimum set of 4 values.
- iii. the calculated time norm for labour elements reported at the yield management unit (UP, or SG) level is lower than the existing one, standing at 13.74% for the first GIS project and 23.89% for the GIS project update.

The justification for the decrease in the calculated time norms for the vector processing-contour lines operation

can be attributed to the increased data processing speed and capacity of the infrastructure (PC units, etc.); the use of more efficient specialized software; and the greater accumulated experience of the personnel involved in GIS activities for forest management planning.

Table 4. Elements regarding operational time, additional time, and the Time and Production Norm for the vector processing - contour lines operation (cases of the first GIS project and GIS project update).

GIS project type	UM	Topp/8 hours	NP		NT	
			top.plan/8 h	UP(SG)/8 h	h-man/top.plan	h-man/UP(SG)
The first GIS project	top.plan	395.876	1.222	-	6.548	-
	UP	357.169	-	3.882	-	2.061
GIS project update	top.plan	384.000	34.909	-	0.229	-
	UP	379.417	-	2.232	-	3.584

h: hours; top: topographical; h-man / topographical plan

Table 5. Comparative situation of time norms (current values vs. norms resulting from the study) for the vector processing - contour lines operation.

Current values in use	The norm resulted from this study					
	The first GIS project		GIS project update			
	NT					
h-man / top.plan	h-man / UP(SG)	h-man / top.plan	h-man / UP(SG)	h-man / top.plan	h-man / UP(SG)	h-man / UP(SG)
11.00	15.00	6.548	2.061	0.229	3.584	3.584
100%	100%	59.52%	13.74%	2.08%	23.89%	23.89%

h: hours; top: topographical; h-man / topographical plan

Table 6. The time and production norms for the vector processing operation (forest management planning data, hydrography, communication routes, and other elements of interest stored as vector data) for the first GIS project and GIS project update - work elements grouped at the level of thousands of forest management planning units (tFMPU), topographical plan, and Yield management unit (UP/SG).

T	UM (m.u.)	Topp / 8h	NP			NT		
			tFMPU / 8h	top.plan / 8h	UP(SG) / 8h	man-h/ 1tFMPU	man-h/ trapez	man-h/ UP(SG)
1	tFMPU	395.485	0.553	-	-	14.464	-	-
	top.plan	395.192	-	1.008	-	-	7.936	-
	UP or SG	393.733	-	-	0.507	-	-	15.767
2	tFMPU	388.979	0.539	-	-	14.848	-	-
	top.plan	393.668	-	1.562	-	-	5.121	-
	UP or SG	389.294	-	-	0.512	-	-	15.637

T: GIS project type; 1: First GIS project; 2: GIS project update;
h: hours; top: topographical; h-man / topographical plan; m.u.: management unit

II. Centralized data for the operation vector processing (forest management planning data, hydrography, communication routes, and other elements of interest stored as vector data) - work elements grouped at the level of thousands of points, were differentiated into two categories based on the nature of the activity performed: 1) Creating the vector database and 2) Integrating cadastral measurements or other topographic measurements within the boundaries of the forest land. The values of Topp, NP, and NT are presented in Table 7.

In the current practice, the operation vector processing (forest management planning data, hydrography, communication routes, and other elements of interest

Regarding the comparative analysis of the calculated time norm for the first GIS project (2.061 -hours-man/UP or SG) with that of the GIS project update (3.584 hours-man/UP or SG), the explanation lies in the fact that for the GIS project update, it was necessary to identify and clip the contour lines and elevation points corresponding to the topographical plans taken from the new cartogram and the integration of the new set/sets into the existing one. This contrasts with the first GIS project where contour lines do not require an integration step since the entire cartogram of the forest district is fully vectorized.

Vector processing (forest management planning data, hydrography, communication routes, and other elements of interest stored as vector data)

I. Centralized data for the operation vector processing (forest management planning data, hydrography, communication routes, and other elements of interest stored as vector data) - work elements grouped at the level of thousands of forest management planning units (tFMPU), topographical plan, and respectively, UP/SG, have been differentiated into three categories in accordance with the unit of measurement used for the analysis:

- A. The topographical plan, for work elements grouped at topographical plan level.
- B. Yield management unit - UP / General Study (UP/SG), for work elements grouped at UP/SG level.
- C. thousands of forest management planning units (tFMPU), for work elements grouped at tFMPU level.

The values for Topp, NP, and NT are presented in Table 6.

stored as vector data) includes four subcategories as follows:

- a. vectorizing the forest management planning's specific boundaries (boundaries of yield management units, plots, boundaries of production units /UP, boundaries of forest districts) and forest marked points, with a value of NT = 8 hours-man/ topographical plan;
- b. vectorizing other cartographic elements (roads, hydrography, outlines of localities, etc.) with NT = 4 hours-man/topographical plan;
- c. connecting and correcting the vectorized elements with NT = 1.5 hours-man/ topographical plan; and

d. entering the code of forest management units corresponding to the polygons resulting from vectorization, with NT = 1.0 hours-man/ topographical plan.

All four subcategories have the same unit of measurement – the topographical plan, and the cumulative time norm is 14.50 hours-man/ topographical plan.

Table 7. The time and production norms for the vector processing operation (forest management planning data, hydrography, communication routes, and other elements of interest stored as vector data) for the first GIS project and GIS project update - work elements grouped at the level of thousands of points (th. pts).

GIS project type	Topp/ 8 h	NP	NT
		1000 points/8 h	man h/1000 points
The first GIS project	403.599	0.359	22.259
GIS project update	415.333	0.373	21.459

However, in the time norms calculated in this study, we attempted to capture as faithfully as possible the work elements associated with each operation, benefiting from the practical experience accumulated by personnel working with GIS technology for forest management planning.

The four categories could still be differentiated, but with calculation elements related to: the topographical plan, yield management unit/general forest management plan study, 1000 forest management units, and 1000 points transposed to the map.

Comparative data obtained through the current study (the first GIS project and GIS project update) versus those currently used are presented in Table 8.

Table 8. Comparative situation of time norms (current values vs. norms resulting from the study) for the vector processing - forest management planning data, hydrography, communication routes, and other elements of interest stored as vector data operation.

UM (m.u.)	Current values in use	The norm resulted from this study		
		1 (h-man/ m.u.)	2 (h-man/ m.u.)	1/2 (h-man/ m.u.)
top.plan	14.500	7.936	5.121	64.520
UP/SG	-	15.767	15.637	99.170
1000 FMPu	-	14.464	14.848	102.650
1000 points	-	22.259	21.459	96.400

1: First GIS project; 2: GIS project update; FMPu: forest management plan units; h: hours; top: topographical; h-man / topographical plan; m.u.: management unit

A decrease in current time norms compared to the existing practical values is observed, at 54.73% for the first GIS project and 35.31% for the project GIS update – regarding the work elements related to the topographical plan (Table 8). On the other hand, the resulting time norms for work elements related to the topographical plan are supplemented with times for work elements related to UP(SG), 1000 points, and 1000 forestry management planning units. Therefore, an accurate analysis of labor productivity increase in this case is inconclusive.

The time norm for the updating the GIS project, compared

to the first GIS project, shows reductions in values: i) by 64.52% for work elements related to the topographical plan, ii) by 99.17% for work elements related to Yield management unit - UP(SG); iii) by 96.40% for work elements related to 1000 points; and iv) a non-significant increase, by 102.65% for work elements related to 1000 forestry management planning unit.

The significant difference in time norms between the first GIS project and the GIS project update for work elements related to the topographical plan is explained by the fact that in updating the GIS project, interventions are not made on all forest management planning units but only on those whose boundaries have changed due to silvicultural work since the last management plan revision. Additionally, interventions are limited in scope for elements related to the hydrography, communication routes, and toponymy features for the same field areas.

For time norms with work elements reported to Yield management units - UP/SG, 1000 forestry management planning units, and 1000 points, it is observed that the differences are not significant, as they involve the same operations and practically consume the same amount of time, regardless of whether it is the first GIS project or the GIS project update.

Creating the thematic maps

The centralized data for the thematic maps creation operation were differentiated into five categories based on the unit of measurement used for analysis, as follows:

1. Yield Management Unit (UP), for work elements grouped at the UP level.
2. General Study (SG), for work elements grouped at the SG level.
3. Thousands forestry management planning units (ua), for work elements grouped at the thousands of ua level.
4. Number of data view elements regarding cartography (map medallions), for work elements grouped at the map medallions number level.
5. Thousands A4 Sheets, for work elements grouped at the thousands A4 sheets level.

The time and production norms for creating thematic maps are presented in Table 9 for the generic case of the first GIS project, and in Table 10 for the GIS project update.

Table 9. The time and production standard for the thematic map creation operation (case of the first GIS project) - work elements grouped at the level of UP; SG; thousands of ua; number of map medallions; thousands of A4 formats.

UM (m.u.)	Topp/ 8 h	NP	NT
		UM/8 h	man-h/UM
UP	394.412	0.053	150.943
SG	397.417	0.113	70.859
1000 ua	395.844	0.177	45.121
No. medallions	390.848	8.143	0.982
thousands A4 sheets	389.105	0.196	40.754

Table 10. The time and production standard for the thematic map creation operation (case of updating the GIS project) - work elements grouped at the level of UP; SG; thousands of ua; number of map medallions; thousands of A4 formats.

UM (m.u.)	Topp/ 8h	NP	NT
		UM/ 8 h	man-h/ UM
UP	391.071	0.050	159.681
SG	385.356	0.111	72.007
1000 ua	390.689	0.187	42.827
No. medallions	380.680	8.652	0.925
thousands A4 sheets	388.161	0.200	40.080

Currently, the values used for the thematic map creation operation include three categories of work: (a) creating thematic maps with NT= 120 hours-man/UP; (b) entering corresponding toponymy (hydrography, road network, localities, etc.) and the graphic arrangement of all labels corresponding to cartographic elements, with NT=70 hours-man/UP; (c) plotting all thematic maps needed in the forestry management plan, with NT= 21 hours-man/UP (1 hour/man-map multiplied by 21 maps/UP). All three categories have the same unit of measurement (UP), with a cumulative time norm of 211 hours-man/UP.

Comparative data obtained from the current study (the first GIS project and the GIS project update) and those existing in practice are presented in Table 11.

Table 11. Comparative overview of time norms (currently applied values) versus study-derived norms for thematic map creation operation.

UM (m.u.)	Current values in use man-h/UP	The norm resulted from this study		
		1 (h-man / m.u.)	2 (h-man / m.u.)	1/2 (h-man / m.u.)
UP	211.000	150.943	159.681	105.780
SG	-	70.859	72.007	101.620
1000 ua	-	45.121	42.827	94.910
No. of medallions	-	0.982	0.925	94.190
1000 A4 map sheets	-	40.754	40.080	98.340

1: First GIS project; 2: GIS project update; h: hours; top: topographical; h-man / topographical plan; m.u.: management unit

From the analysis of the data presented in Table 11, several aspects are revealed:

- a decrease in current time standards compared to those existing in practice, by 71.53% in the case of the first GIS project and 75.67% for the project GIS update for work elements reported at UP level.

We note that, for the time standards resulting from work elements reported at UP level, additional times are added for work elements reported to SG, 1000 ua, number of medallions, and 1000 A4 map formats. Therefore, an exact analysis of the level of labour productivity growth cannot be made in this case either.

There is a decrease in the time norms for the updating the GIS project compared to by 94.91% for work elements reported to 1000 ua, by 94.19% for work elements reported to the number of medallions, and by 98.34% for work elements reported to 1000 A4 map sheet formats. Additionally, there is an increase of 105.78% for work

elements reported to UP and 101.62% for work elements reported to SG.

The significant difference in time norms between the first GIS project and the GIS project update for work elements reported to topographical plan is explained by the fact that when updating the GIS project, interventions are made only on those management units whose boundaries have been modified due to the forestry operations carried out since the last forest management plan was drafted.

Additionally, there is only a low proportion of interventions on elements such as hydrography, communication routes, and toponymy.

A detailed grouping of work elements based on the same type of measurement unit and a more precise work standardization are observed by determining a greater number of time standards for each identified measurement unit in the analysis.

The time norms values for the thematic map creation operation, differentiated into the five categories based on the measurement unit analysed, are close as range values. This is because both in the first GIS project and in the GIS project update, the same stages and work elements are covered.

In conclusion, through this study, considering the technology, equipment, and skills of the observed operators, the values for work standards (time norms and production norms) have been updated, considering multiple measurement units. The result is a decrease in the time norm for the thematic map creation operation compared to the existing standards.

Finalizing the database

Data centralized for the operation finalizing the database were structured into two distinct categories according to the nature of the performed activity:

1. GIS database preparation and storage.
2. GIS technical assistance.

The technical assistance within the database finalization operation was not carried out, as it was not requested by any forest district. In principle, technical assistance is provided only upon the request of the forest districts/forest directorates.

In recent years, due to the experience gained in the 20 years of implementing the GIS solution for forest management planning provided by the National Research and Development Institute for Silviculture "Marin Drăcea" (INCDS), at the beneficiary level - the National Forest Administration Romsilva, this operation is no longer requested.

In the future, if such assistance is requested, there is a formal framework through which the beneficiary will cover, at the negotiated and contracted rate, the time spent providing technical assistance, similar to other types of non-normed work performed so far.

The time and production norms for this operation are presented in Table 12.

Table 12. The time and production norm for finalizing the database operation (in the cases of the first GIS project and GIS project update) – work elements grouped at the UP/SG level.

GIS project type	Topp /8 hours	NP	NT
		UP (SG) /8 hours	man-hours /UP (SG)
The first GIS project	385.264	0.799	10.009
GIS project update	385.604	0.798	10.020

Current values used for finalizing the database operation include two categories of work:

1. storing all data in the final form on a CD with NT = 50 man-hours/forest district, and
2. technical assistance at the beneficiary’s headquarters, with NT = 50 man-hours/forest district.

The two categories have the same unit of measure (OS), and the cumulative time norm is 100 hours/OS (forest district). Comparative data obtained from the current study (the first GIS project and GIS project update) with those existing in practice are presented in Table 13.

Table 13. Comparative situation of time norms (currently applied norms) versus study-derived time norms for the finalization of the database operation.

UM (Unit of measurement)	Current values in use man-h/ OS	The calculated time norm through the present study		
		1 man-h /UP(SG)	2 man-h/UP(SG)	1/2 man-h/UP(SG)
OS	100.00	10.009	10.020	100.100
UP	-	10.009	10.020	100.100

The current time norms decrease compared to the values currently used, by 10.00% for the first GIS project and by 10.02% for the GIS project update for the work elements reported to forest district OS (Table 13).

At the same time, for the time norms resulting from the work elements reported to OS (SG), additional times are added for the work elements reported to UP, so a conclusive analysis of the level of labour productivity increase cannot be made in this case.

The maintenance of the time norm level for updating the GIS project compared to the first GIS project is noted at 100% because the preparation of the GIS database and its storage are carried out in the same way in both cases, involving the same time consumption.

In conclusion, through this study, considering the technology, advanced equipment, the evolution of specialized software, and the skill of the observed operators, the values to be used as labour/ work norms for the operation of finalizing the database have been updated, considering the measurement units: UP and SG. Guidance and control of GIS work for forest management planning (project managers and technical control for forest management planning experts - CTAP experts)

Guidance and control of the works are approached in a phased manner, just like their implementation, firstly by the project managers from the forest management planning, and later by the CTAP experts.

The centralized data from the recording sheets related

to this operation include the same elements of work for both the first GIS project and the GIS project update.

A.) The activities carried out by the project managers from forest management planning included 4 observed elements of work:

1. raster processing (scanned images).
2. vector processing-contour lines.
3. vector processing (forest management planning data, hydrography, communication routes, and other elements of interest stored as vector data).

The time allocated to a project manager for guidance and control are 20.715 hours/UP(SG) for the first GIS project and 14.205 hours/UP(SG) for the GIS project update (Table 14).

These values do not reflect the heterogeneity of production units/general studies in terms of their size and complexity. The guidance and control activity, exercised by project managers, is multifactorial differentiated at the level of UP/SG. The generating factors of weights at the UP/SG level are: the surface area of OS/OS; the geomorphological zone; the average surface area of ua/OS; the number of forest stands; the number of topographic plans with or without forest per UP/SG; etc.

Table 14. Time and production norms for the supervision and control operation of GIS projects for forest management planning (activities carried out by project managers) - cases of the first GIS project and GIS project revision

GIS project type	Topp /8hours	NP UP (SG) /8hours	NT man-hours /UP (SG)
The first GIS project	414.436	0.386	20.715
GIS project update	398.770	0.563	14.205

For the correct understanding of the previously mentioned situation, and thus, to correlate the calculated time norm with the inherent complexity of each production unit, respectively, forest district, we propose a weighting system as we will detail further on.

In the case of production units/SG for which data have been collected to determine the time norm, the total number of hours allocated to the staff guided by the project manager shall be calculated based on the time norms resulting from the current study, for the following activities: work preparation, raster processing (scanned images), vector processing - levelling, vector processing (forest management data, hydrography, communication routes, etc.), thematic map creation, and database finalization.

Thus, by relating the hours resulting from the application of the calculated time norm for the guidance and control activity of project managers to the hours allocated to GIS staff for carrying out GIS works in forest management, for the forest districts for which data have been collected in the photographing sheets, the time norm allocated to project managers as a percentage of the total hours allocated for the operations they guide at the respective forest districts will be obtained. In this way, the time norm assigned to project managers reflects the size and complexity of the guided works.

Currently, in forest management planning, the activity of project managers is also expressed as a percentage of the total hours allocated for the works carried out by the forestry management planning engineers.

For the preparation of the work, raster processing (scanned images), vector processing - contour lines, vector processing (forest management data, hydrography, communication routes, etc.), thematic map creation, and database finalization, a total of 13.350 hours (for the first GIS project) and 16.348 hours (for GIS update) are allocated, according to the calculation performed.

By relating the amount of time obtained for guidance (311 hours and 540 hours, respectively) to the total required values, two percentage values are obtained (2.32% for the first GIS project and 3.30% for GIS project update), which serve as norms and are applied to the entire quantity related to the project.

The values currently used do not include quantities for guidance activities. To address this deficiency, it was agreed to allocate a percentage of 7% (a value borrowed from the guidance practice in forest management planning).

By adopting these normative values, this procedural deficiency is addressed. Regarding the adopted percentage value, in both situations, it is below the cumulative value of 7% allocated to project managers and CTAP experts.

B.) The activities carried out by CTAP experts are identical by statement to those described in point A.), for the project managers in forest management, with the clarification that they take place subsequently. The resulting values are presented in Table 15.

Following the same presentation and calculation method described in point A.) for the time allocated to project managers in forest management planning and allocated to guidance and control operations, calculations were made for the time allocated to CTAP experts for guidance and control. The values from Table 15 were converted into percentages using the total time allocated to all activities detailed in the study. Thus, the resulting percentage values of 2.17% for the first GIS project and 1.87% for the GIS project update have normative character. By applying these percentages to the cumulative values of the time allocated to the project, the quantities related to the control and guidance for CTAP experts will be obtained in correlation with the degree of complexity of the project.

Table 15. Time and production norm for the operation of guidance and control for GIS works for forest management (activities carried out by CTAP experts) (cases of the first GIS project and GIS project update).

GIS project type	Topp/8hours	NP UP (SG) /8hours	NT man-hours /UP (SG)
The first GIS project	414.150	0.412	19.432
GIS project update	402.212	0.991	8.075

In practice, currently, there are no allocated hours for guidance and control for GIS works in forest management planning (for the activity of CTAP experts). This deficiency was later corrected by applying a percentage

of 7% for guidance and control performed by project managers and CTAP experts (in a cumulative manner), similar to the percentage provided in the time norms for forest management planning works.

Through the current study, the number of hours allocated to CTAP experts for guidance and control activities (2.17% and 1.87%, respectively) is below that allocated cumulatively to project managers and CTAP experts (7%). Additionally, it is evident that the cumulative percentages for project managers and CTAP experts calculated through the current study (4.49% for the first GIS project and 5.17% for the GIS project update) are lower than those currently practiced (7%).

Conclusions

For the activities carried out within the specific GIS projects for forest management planning, using existing modern technologies and equipment in the field of forestry, the data collected in previous phases of the project have been centralized and processed.

By applying the methodology to a representative dataset at the national level, time and production norms have been developed for GIS works in the forest management planning field.

For each operation within the GIS projects in forest management planning, labour norms (time and production) have been calculated based on the current technologies used in forestry management planning and the equipment and devices available within the working groups involved in the study.

The labour norms obtained for the operations related to GIS projects in forest management planning contribute to updating work methodologies, reanalysing issues related to labour organization, and consequently, increasing labour productivity, leading to better overall management practices, as in (Ducheyne et al. 2006).

For atypical situations (Tasoulas et al. 2013, Callau et al. 2025), justified by factors not captured by the assumptions of this study, the time and production norms resulting from the scenario described in the case of the first GIS project can be applied.

Compared to the existing labour norms currently in use, the norms calculated in this study highlight several changes in the values of time and production norms. These changes are attributed to modifications in the technologies used for field data collection (Matei et al. 2025), the equipment and devices utilized (Khafizova et al. 2024), as a consequence of implementing modern techniques in forest management planning (Baskent 2024). Additionally, they reflect the current situation of the forest land subject to management planning (e.g., significant fragmentation of areas with forest land that are the subject of forest management planning projects) (Attri & Pathiana 2024).

The time norm for each operation within the GIS data collection in forest management planning was comparatively analysed against the values currently used. Through objective reasoning, the observed differences between the two sets of values were identified.

The observations conducted within all working teams existing in the INCDS “Marin Drăcea” units give a nationwide character to the time and production norms for GIS projects in the forest management planning. The observations were carried out on a total of 12 yield management units from 5 forest districts for the first GIS project and on a total of 45 yield management units / forest district’s general planning project from 12 forest districts for the GIS project update.

It is recommended to continue observations on this subject by testing the elaborated labour norms under production conditions and evaluating their quality.

Acknowledgements

This study was conducted within the framework of the project PN 19070105-“Research on increasing productivity in forestry management through the organization of production and labour in relation to current applied technologies” – contract 12 N/2019 – Additional no. 8/2021, phase IX “Analysis of data resulting from observations for GIS activities in forest management; processing of data and calculation of time and production norms for GIS activities in forest management”.

We express our gratitude to the colleagues within the Department of Technological Development at the “Marin Drăcea” National Research and Development Institute for Forestry for their active and sustained involvement in conducting observations and the consistent support provided all throughout the completion of this study.

References

- Attri V., & Pathiana M. (2024).** Revolutionizing Forestry: Remote Sensing and GIS for Sustainable Forest Management. *AMA, Agricultural Mechanization in Asia, Africa and Latin America*, 55(9).
- Àvila Callau A., Erdozain M., Fariás-Torbidoni E.I., & de-Miguel S. (2025).** Linking Forest Planning and Recreational Trail Design: A GIS Approach for Enhancing the Social Use of Forests. *Environmental Management*, 1-19.
- Baskent E.Z., & Keles S. (2005).** Spatial forest planning: A review. *Ecological Modelling*, 188(2-4), 145-173.
- Baskent E.Z. (2024).** A thorough assessment of various forest management planning initiatives and development of improvement strategies towards an ecosystem-based planning. *Environmental Development*, 50, 101006.
- Ducheyne E.I., De Wulf R.R., & De Baets B. (2006).** A spatial approach to forest-management optimization: linking GIS and multiple objective genetic algorithms. *International Journal of Geographical Information Science*, 20(8), 917-928.
- HG 318 (2015)** privind înființarea, organizarea și funcționarea Institutului Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură „Marin Drăcea”, ca institut național de cercetare-dezvoltare. *Monitorul Oficial* nr. 351 din 21 mai 2015.
- ICAS (2013a).** Normă locală pentru operația „Separări de arborete și măsurători topografice cu tehnologie GPS”. Studiu de normare. Institutul de Cercetări și Amenajări Silvice.
- ICAS (2013b).** Normă locală pentru operația „Descărcarea datelor de teren și realizarea poligoanelor măsurate cu tehnologie GPS”. Studiu de normare, ICAS.
- Gancz V. et al. (2001).** Norme tehnice pentru realizarea bazelor de date în silvicultură. ICAS.
- INCDS (2018).** Adaptarea și actualizarea normelor de timp și de producție în activitatea de amenajarea pădurilor în raport cu tehnologiile actuale aplicate. PN 19070105. Rapoarte de fază. INCDS “Marin Drăcea”.
- INCDS (2019, 2020).** Cercetări privind creșterea productivității în activitatea de amenajare a pădurilor prin organizarea producției și a muncii în raport cu tehnologiile actuale aplicate, Rapoarte de fază. INCDS “Marin Drăcea”.
- Khafizova Z., Mukhtarov U., & Nodira K. (2024).** Study of using GIS technologies in forestry cadastre and monitoring for environmental sustainability. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 1420 (1), 012006.
- Legea 53 (2003).** Codul muncii. Republicat, actualizat la zi și consolidat. *Monitorul Oficial* nr. 345 din 18 mai 2011; actualizată prin OUG 36/2021, OUG 117/2021, Legea 283/2022, Legea 52/2023.
- Legea 46 (2008).** Codul silvic, cu modificările și completările ulterioare.
- Matei F., Pop I., Sălăgean T., Deak J., Vlasin H.D., Andronie L., ... & Buia I. (2025).** Modernizing Romanian Forest Management by Integrating Geographic Information System (GIS) for Smarter, Data-Informed Decision-Making. *Forests*, 16(8), 1326.
- MMPS (1993).** Tehnici și metode de organizare și normare a muncii. Ministerul Muncii și Protecției Sociale.
- Norma 5 (2000).** Norme tehnice pentru amenajarea pădurilor. OM 1672/2000, Ministerul Apelor, Pădurilor și Protecției Mediului.
- Norma 5 (2022).** Norme tehnice privind amenajarea pădurilor. *Monitorul Oficial* nr. 999 din 14 octombrie 2022. ORD 2.536/2022, *Monitorul Oficial*, I, nr. 999 din 14 octombrie 2022.
- Ordinul 64(2003)** pentru aprobarea modelului-cadru al contractului individual de muncă. MMSS. *Monitorul Oficial* nr. 139 din 4 martie 2003.
- Næsset E. (1997).** Geographical information systems in long-term forest management and planning with special reference to preservation of biological diversity: a review. *Forest ecology and management*, 93(1-2), 121-136.
- Nițu M. et al. (2004).** Studiu privind standardizarea de baze de date pentru platforma ArcGIS 8.X și 9. Referat științific, Institutul de Cercetări și Amenajări Silvice (ICAS).
- Nițu I., Achim V. (2009).** Utilizarea fotogrammetriei digitale în silvicultură: obținerea ortofotoplanurilor, a planurilor topografice scara 1:5000 și a modelului digital al terenului. Referat științific, ICAS.
- Okoduwa A., & Amaechi C.F. (2024).** Exploring Google Earth Engine, machine learning, and GIS for land use land cover change detection in the Federal Capital Territory, Abuja, between 2014 and 2023. *Applied Environmental Research*, 46(2).
- Pașa F., Pașa L.M. (2002).** Normarea muncii. Ed. Tribuna Economică.
- Sharma S., Beslity J.O., Rustad L., Shelby L.J., Manos P.T., Khanal P., ... & Khanal C. (2024).** Remote Sensing and GIS in Natural Resource Management: Comparing tools and emphasizing the importance of in-situ data. *Remote Sensing*, 16(22), 4161.
- Shogdarov D., Mukhtorov U., Islomov U., Sultanbekova P., Nazarov M., Ermakhametova E., & Karimov E. (2024).** Study of assessment and monitoring of pastures land areas in hills based on GIS technologies (case study Southern Uzbekistan). *E3S Web of Conferences*, 590, 01006.
- Sivrikaya F., Başkent E.Z., Şevik U., Akgül C., Kadoğulları A. İ., & Değermenci A.S. (2010).** A GIS-based decision support system for forest management plans in Turkey. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 9(7).
- Sonti S.H. (2015).** Application of geographic information system (GIS) in forest management. *Journal of Geography & Natural Disasters*, 5(3), 1000145.
- Tereșneu C.C., Clinciu I., Vasilescu M. M., & Biali G. (2016).** Using the GIS tools for a Sustainable Forest Management. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 15(2).
- Tasoulas E., Varras G., Tsirogiannis I., & Myriounis C. (2013).** Development of a GIS application for urban forestry management planning. *Procedia Technology*, 8, 70-80.
- UCECOM (2000).** Îndrumar privind activitatea de normare a muncii. Uniunea Națională a Cooperăției Meșteșugărești.

Uhde B., Hahn A.W., Griess V. C., & Knoke T. (2015). Hybrid MCDA methods to integrate multiple ecosystem services in forest management planning: a critical review. *Environmental Management*, 56(2), 373-388.

Yolasıgımaz H.A., & Keleş S. (2009). Data base design with GIS in ecosystem based multiple use forest management in Artvin, Turkey: a case study in Balci forest management planning unit. *Sensors*, 9(3), 1644-1661.

*** (1976). Norme tehnice de timp și de producție unificate pentru lucrări de silvicultură.

*** (1982). Norme și normative tehnice de timp și de producție unificate pentru lucrări din silvicultură.

*** (1981-1982). Norme și normative de muncă unificate în silvicultură.

*** (2008). Metodologie privind normarea muncii în activitățile Regiei Naționale a Pădurilor- Romsilva.

*** (2014). Norme de timp și producție unificate pentru lucrări din silvicultură. Ed. Petru Maior, Reghin.

<https://conspecte.com/Management/calculul-normelor-de-munca.html>.

Abstract

Updating time and production norms for GIS in forest management planning

Within the Romanian forest management planning field there is a consistent GIS component providing management insights to the forestry databases. As technology improved over the last two decades, it gave the opportunity to develop new time and production norms based on the current implemented technologies.

Using a planned, national wide, network of forest districts within which the GIS projects were the subject of observations, data were collected. Sampling amongst forest districts was done with regard to their complexity and variability. There were identified seven operations and upon which observations were performed, and they are as it follows: work preparations, raster processing, vector processing – elevation elements, vector processing – all mapped elements with relevance for forest management, production theme maps, database final validation, guidance towards standard compliance and final approval of the project.

Centralized observations data were processed, and time and production norms were calculated for seven operations. Discussions upon each outcome were made. A strong analytical approach was kept throughout the study. Discrimination for the first GIS project for an area and the revised edition of the same project was done, giving a perspective of geographical database maintenance. Values were compared with the outdated norms. When needed, a discussion was made about the unit of assessment, and its overall consistency was verified.

The study provides up to date production norms for GIS activity in forest management planning. The overall values show a significant improvement of time and production norms.

Keywords: GIS for forestry, working time norms, production time norms, GIS database establishing process, GIS database maintenance

Rezumat

Actualizarea normelor de timp și de producție pentru GIS în amenajarea pădurilor

În domeniul Amenajării pădurilor din România există o componentă consistentă de GIS care oferă managementului sprijin, cu privire la conținutul bazelor de date silvice, în procesul decizional. În ultimele două decenii, pe măsură ce avansul tehnologic a produs efecte, a apărut oportunitatea stabilirii unor noi norme de timp și de producție, bazate pe tehnologiile actuale care sunt implementate.

Utilizând o rețea planificată de ocoale silvice, uniform distribuite la nivel național, s-au cules datele asociate procesului de întocmire a proiectelor de GIS pentru Amenajarea pădurilor. Eșantionarea ocoalelor silvice s-a făcut ținând cont de complexitatea și variabilitatea acestora. Au fost identificate șapte operații asupra cărora s-au efectuat observații: pregătirea lucrării; prelucrări raster (imagini scanate); prelucrări vectoriale-nivelment; prelucrări vectoriale (date amenajistice, hidrografie, căi de comunicație, etc); realizarea hărților tematice; definitivarea bazei de date; îndrumare, control și avizarea lucrărilor GIS.

Din setul de date cules, prin centralizare și prelucrare, s-au obținut norme de timp și de producție pentru cele șapte operații, făcând discuție pentru fiecare caz în parte, adoptând totodată o perspectivă analitică asupra întregului proces surprins de studiu. Pentru a surprinde aspecte specifice cu privire la structura proiectelor și stadiul de implementare a GIS în amenajarea pădurilor, observațiile s-au efectuat în două categorii: proiecte pentru care s-a implementat tehnica GIS pentru prima dată (primul proiect GIS) și proiecte care se află la revizuirea amenajamentului cu folosirea GIS (actualizare proiect GIS). Valorile obținute au fost comparate cu cele ale normelor de timp și de producție aflate în uz. S-a făcut discuția rezultatelor și integrarea acestora în contextul general al procesului de producție supus analizei.

Studiul oferă norme actualizate pentru producție aplicabile activității de GIS în amenajarea pădurilor. În ansamblu, valorile obținute arată o îmbunătățire semnificativă a normelor de timp și de producție.

Cuvinte cheie: GIS pentru Amenajarea pădurilor, norme de timp și de producție, crearea de baze de date GIS, actualizarea bazelor de date GIS

Dinamica structurii și a biodiversității unei păduri virgine de amestec din Codrul Secular Slătioara

Alexandra Ștefan¹, Gheorghe Ștefan^{1,2}✉, Any Mary Petrițan³

¹. SCDEP Câmpulung Moldovenesc, INCDS “Marin Drăcea”

². Școala Doctorală Interdisciplinară, Universitatea Transilvania din Brașov

³. SCDEP Brașov, INCDS “Marin Drăcea”

✉ autor corespondent (stefan.gheorghe@icas.ro)

1. Introducere

Pădurile au o importanță crucială pentru climă, biodiversitate și bunăstarea societății (Ammer et al., 2018). Schimbările climatice, împreună cu presiunile antropice, afectează structura, funcțiile și diversitatea pădurilor, într-un mod care nu este cunoscut pe deplin. Pădurile sunt habitate critice pentru biodiversitate și esențiale pentru furnizarea unei game largi de servicii ecosistemice, importante pentru bunăstarea umană (Matović et al., 2018).

Pentru a răspunde diferitelor perturbări și a continua să asigure funcțiile și serviciile ecosistemice, pădurile trebuie să se adapteze noilor condiții de mediu (Puettmann, 2014). Variabilitatea și diversitatea pădurilor sunt componente cheie ale acestei capacități adaptative. Complexul adaptativ depinde nu numai de componentele eterogene ale sistemului, ci și de interacțiunea dintre acestea (Messier et al., 2019).

O mai bună cunoaștere a modului în care pădurea este afectată de diferiți factori perturbatori este esențială pentru protejarea biodiversității și gospodărirea adecvată a pădurilor, astfel încât acestea să continue să ofere multitudinea de servicii ecosistemice. Necesitatea de a consolida abordările de evaluare monetară și socio-culturală a biodiversității, cu o înțelegere științifică a funcționării ecosistemului, a condus la dezvoltarea diferiților indici de biodiversitate (Laurila-Pant et al., 2015; Kitikidou et al., 2024). Presupunerea generală este că, cu cât o pădure este mai naturală, cu atât mai mare trebuie să fie bogăția sa de specii și, prin urmare, cu atât este mai importantă pentru biodiversitatea mediului înconjurător (Duelli et al., 2005).

Pădurile virgine sau pădurile primare sunt ecosisteme stabile din punct de vedere ecologic, cu relații echilibrate dinamic între climă, sol și organisme (Korpel, 1995). În mod semnificativ, pădurile virgine sunt caracterizate prin niveluri excepțional de ridicate ale diversității biologice, manifestată simultan la multiple scale ierarhice: diversitate specifică (număr mare de specii și abundență echilibrată), diversitate structurală (eterogenitate spațială a straturilor de arbori și a claselor de vârstă) și diversitate genetică (variabilitate genotipică intra- și interpopulațională). Totodată, aceste ecosisteme se particularizează prin procese ecosistemice distinctive, care diferă substanțial de cele observate în pădurile gestionate antropic (Frelich & Reich 2003; Teodosiu, 2014).

World Wildlife Fund (WWF) a recunoscut Munții Carpați, situați pe teritoriul a șapte țări europene, ca fiind una dintre cele mai importante 200 de regiuni din lume în ceea ce privește ecologia și conservarea lor (Olson & Dinerstein, 2002). Prin urmare, protecția pădurilor virgine și cvasivirgine ale acestui ecosistem este o problemă de importanță internațională.

Pentru conservarea biodiversității, a ecosistemelor naturale unice și a peisajelor din Carpați au fost create peste 2000 de rezervații, inclusiv 38 de parcuri naționale (Stoyko, 2013). Selectarea și conservarea acestora se bazează pe studii detaliate ale stării actuale a structurii lor floristice și geobotanice (Ustyomenko et al., 2022).

Studiul și conservarea ecosistemelor forestiere virgine din Carpați au început în secolului XX, un exemplu semnificativ fiind înființarea de către autoritățile maghiare a primelor rezervații forestiere în bazinul râului Uzh (azi, Uzhanskyi National Nature Park din Ucraina) între 1908–1913, destinate protejării pădurilor de fag și molid (Dymytra et al., 2013; Földváry, 2025). Aceste zone timpurii de conservare au acoperit suprafețe semnificative pentru acea vreme, punând bazele protecției actuale a pădurilor virgine din regiune. Există numeroase studii privind diferite aspecte ale pădurilor din Carpați, acestea se concentrează de obicei

pe anumite regiuni sau țări (Kholiavchuk et al., 2023). Scopul cercetării constă în evaluarea diversității specifice, structurale și funcționale în păduri naturale de amestec (molid, brad și fag) pentru protejarea biodiversității.

2. Material și metodă

2.1. Material de cercetare

Zona de studiu este localizată în cadrul Ocolului Silvic Stulpicani, Direcția Silvică Suceava. Codrul Secular Slătioara este inclus în categoria IUCN IV (arie de management a habitatelor/speciilor: arie protejată gospodărită în special pentru conservare), unde sunt interzise intervențiile antropice. După anul 2006, inclusiv zona tampon a fost inclusă în regim de protecție integrală.

Arboretul studiat este încadrat în tipul de stațiune: Montan de amestecuri, Bs, rendzinic edafic mare, cu *Asperula-Dentaria* (3230), tipul natural fundamental de pădure este Amestec de rășinoase și fag, cu flora de mull, din nordul țării (*Ps*) (1312), tipul de sol întâlnit este rendzină calcarică (1401), altitudinea medie este 1010 m, iar consistența arboretului este de 0,7.

2.2. Metoda de cercetare

Cercetările s-au desfășurat într-o suprafață de probă pătrată, de 1 ha, instalată în anul 2003 și reinventariată în 2023. Colțurile suprafeței experimentale s-au materializat prin rescrierea bornelor. Pentru referințele spațiale ale fiecărei suprafețe, interiorul acestora s-a delimitat cu jaloane, rezultând suprafețe de 100 m² (10 m x 10 m). În interiorul acestor suprafețe elementare s-au renumerotat arborii, iar locul de măsurare a diametrului de bază (diametrul la înălțimea de 1,30 m) a fost marcat printr-o linie orizontală cu vopsea.

Inventarierea suprafețelor s-a făcut începând cu arborii cu diametrul > 2 cm, și s-au înregistrat următoarele caracteristici: numărul arborelui, specia, diametrul de bază ca medie a două diametre perpendiculare (măsurate cu clupa forestieră, în cm), înălțimea totală și cea elagată (măsurate cu dispozitivul Vertex IV, Haglof, Suedia, în metri), două diametre perpendiculare ale coroanelor (în metri), poziția arborilor în plan în coordonate carteziane (x, y).

Au fost inventariați toți arborii cu un diametru > 2 cm, deoarece rezultatele cercetărilor din anul 2003 au fost utilizate în ameliorarea tehnicilor de gospodărire a arboretelor cultivate tratate în codru grădinarit (Duduman et al., 2014).

Pentru caracterizarea structurală a pădurii virgine de amestec s-a folosit densitatea (numărul de arbori ha⁻¹) proporția de participare a speciilor (în funcție de numărul de arbori conform metodei uzuale de calcul (Florescu, 1983), distribuțiile arborilor pe categorii de diametre și modelarea acesteia folosind funcția Weibull, principalii parametri statistici pentru diametre și înălțimi (medie aritmetică, abatere standard, coeficient de variație etc).

Pentru cuantificarea biodiversității s-au calculat o serie de indici: indicele Shannon-Weaver, indicele Simpson (1-D), omogenitatea (E), indicele Gini și curba Lorenz

asociată. Indicele Shannon Weaver este utilizat pentru a caracteriza diversitatea speciilor în cadrul unor populații/comunități (Shannon, 1948). Valoarea acestuia reprezintă abundența și gradul de organizare sau dezorganizare al unei specii. În mod normal, valorile ce se obțin pentru acest indice se situează între 1,5 și 3,5. Un număr mai mare de specii cu o distribuție uniformă cresc valoarea indicelui (Magurran, 1981; Palaghianu & Avăcăriței, 2006). Acest indice este exprimat după cum urmează:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i, p_i = n_i/N$$

unde:

- p_i - proporția de reprezentare a unei categorii de caracteristici observate;
- n_i - numărul de observații pentru o categorie;
- S - numărul de categorii analizate;
- N - numărul total de observații în perimetrul analizat

De asemenea și indicele Simpson este un indice ce calculează diversitatea, dar acesta ține cont de numărul speciilor prezente și de proporția acestora. Valorile acestuia variază între 0 (fără diversitate) și 1 (diversitate infinită) (Jost, 2006; Braga et al., 2023; Merce et al., 2025). Se calculează folosind formula:

$$D = \sum p_i^2, p_i = n_i/N$$

unde:

- p_i - proporția de reprezentare a unei categorii de observații;
- n_i - numărul de observații pentru o categorie;
- N - numărul total de observații în perimetrul analizat

Standardizarea indicelui Shannon este reprezentată de omogenitate. Indicele arată relațiile dintre abundențele categoriilor (Palaghianu, 2016). Atunci când valoarea acestuia este unitară abundențele sunt asemănătoare, iar când valoarea este 0 observațiile aparțin unei singure categorii.

Indicele Gini măsoară gradul de omogenitate structurală și este definit ca raportul dintre suprafața cuprinsă între curba Lorenz și diagonala omogenității perfecte, iar întreaga suprafață se află sub această diagonală (De Camino Velozo et al., 2016). În cazul în care o populație este omogenă, valoarea indicelui este mai apropiată de 0. Curba Lorenz arată o clasare a indivizilor de la cel mai mic la cel mai mare. Este reprezentată grafic mulțimea populației față de variabila cumulată a cărei omogenitate urmează a fi evaluată. Dacă toți indivizii sunt egali în raport cu variabila specificată, rezultatul este o linie diagonală de la origine în colțul din dreapta sus. Orice inegalitate are ca rezultat o curbă sub diagonală. Se calculează utilizând formula:

$$G = \sum_{i=1}^K [(ba_{i-1} + ba_i)(n_i - n_{i-1})]$$

unde:

- ba_i - frecvența relativă a suprafeței de bază (%)
- n_i/n_{i-1} - frecvența relativă a numărului de arbori (%) din toate categoriile de diametre
- k - numărul categoriilor de diametre

3. Rezultate și discuții

3.1. Caracteristici structurale

Cuantificarea structurii arborilor și a arboretelor este importantă pentru monitorizarea și înțelegerea modului în care pădurea funcționează și se schimbă ca răspuns la schimbările climatice (Verbeeck *et al.*, 2019; Terry *et al.*, 2022). Codrul Secular Slătioara este caracterizat de o compoziție diversificată compusă din fag, brad și molid, unde acestea se dezvoltă armonios, satisfăcându-se exigențele tuturor speciilor componente, cu cerințe complementare care se tolerează reciproc.

Variabilele absolute, pe specii și pe hectar, pentru arboretul de amestec de molid, brad și fag analizat în Codrul secular Slătioara au variat astfel: numărul de arbori la hectar a scăzut considerabil, de la 1531 în 2003 la 997 în 2023, suprafața de bază descrescând ușor de la 50,8 la 50,3 m²·ha⁻¹, dar volumul a înregistrat o creștere de la 576,7 la 660,3 m³·ha⁻¹ (tab.1). Aceste valori sunt asemănătoare cu cele înregistrate în pădurea naturală Janj din Bosnia și Herțegovina unde suprafața de bază a fost de 67 m²·ha⁻¹ (Keren *et al.* 2014). Fenomenul este des întâlnit în pădurile naturale datorită competiției acerbe între arbori pentru lumină, apă și nutrienții din sol. Arborii cu diametre mici, aflați în etajul inferior, sunt umbriți de arbori cu diametre mai mari, iar în final mor, deoarece nu mai pot susține procesele fiziologice sub stresul competiției. Odată cu eliminarea lor, resursele pe care arborii mici le consumau devin disponibile pentru arborii dominanți, care au o capacitate mult mai mare de a acumula biomasă rapid (Hurst *et al.*, 2011; Pioniot *et al.*, 2022, Chin *et al.*, 2023; Nixon *et al.*, 2025).

Tab. 1. Variabilele absolute pe specii și pe hectar (numărul de arbori·ha⁻¹, suprafața de bază·ha⁻¹, volumul·ha⁻¹)

Indice / Specie	Suprafața experimentală 37A	
	2003	2023
Număr de arbori·ha ⁻¹		
MO	1531	997
BR	162	73
FA	690	435
FA	679	489
Suprafața de bază·ha ⁻¹ (m ²)		
MO	50,8	50,3
BR	6,6	5,0
BR	31,6	30,7
FA	12,6	14,6
Volumul·ha ⁻¹ (m ³)		
MO	576,7	660,3
MO	78,3	64,6
BR	359,2	417,8
FA	139,2	177,9

Notă: MO-molid, BR-brad, FA-fag

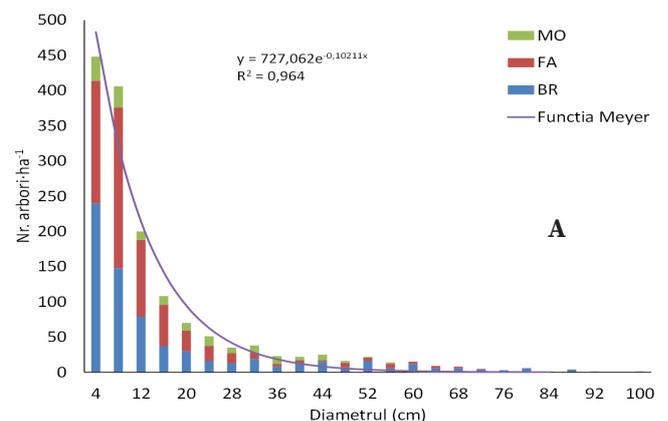
În arboretul analizat, din punct de vedere al numărului de arbori, bradul și fagul sunt speciile preponderente, dar dacă raportarea se face la suprafața de bază sau volum, bradul este specia majoritară (tab. 2).

Tab. 2. Proporția speciilor (%)

Indice / Specie	Suprafața experimentală 37A	
	2003	2023
Numărul de arbori·ha ⁻¹ (%)		
MO	11	7
BR	45	44
FA	44	49
Suprafața de bază·ha ⁻¹ (%)		
MO	13	10
BR	62	61
FA	25	29
Volum·ha ⁻¹ (%)		
MO	14	10
BR	62	63
FA	24	27

Distribuția arborilor pe categorii de diametre are aceeași formă, atât în 2003 cât și în 2023, fiind de tip exponențial negativ. În anul 2023 se remarcă însă o reducere pronunțată a numărului de arbori cu diametre mici (fig. 1). Distribuția a fost modelată folosind funcția Weibull (supranumită distribuția J-inversat). Acest tip de distribuție exponențial negativă este specifică pădurilor virgine care au un număr mare de arbori tineri cu diametre mici și un număr de arbori bătrâni cu diametre mari (Westphal *et al.*, 2006; Paluch, 2007; Chivulescu *et al.*, 2020; Kucbel *et al.*, 2025). Folosirea funcției Weibull pentru modelarea distribuției diametrelor a mai fost utilizată și în cercetări anterioare precum pădurea virgină Penteleu-Viforâta (Chivulescu *et al.*, 2020) sau pentru studiul distribuției diametrelor și modelarea acestora în Munților Retezat (Ciceu *et al.*, 2021).

Dacă se face referire la arboretul total pentru anii considerați, valorile coeficientului de variație al diametrelor se situează peste 30 %, atât în 2003 (118 %), cât și în 2023 (99,9 %), ceea ce arată că populațiile de arbori (molid, brad și fag) și-au păstrat caracterul de eterogenitate (tab.3). Ecartul de variație a coeficientului de variație este unul specific structurilor de tip plurien și este asemănător celui găsit de Duduman *et al.* (2014) pentru arborete naturale virgine amestec. Cel mai mare diametru înregistrat a fost de 102,9 cm la specia brad și a format amestecuri intime cu fagul care l-a urmat îndeaproape înregistrând un diametru maxim de 70,8 cm.



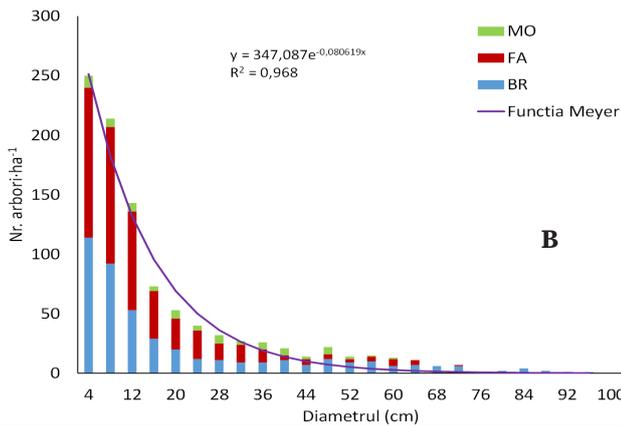


Fig. 1. Distribuția numărului de arbori pe categorii de diametru pentru cele două inventarieri (A-2003, B-2023)

Pentru arboretul de amestec de molid, brad și fag, diametrul mediu este între 13,3 cm (2003) și 17,9 cm (2023).

Diametrul mediu al arborilor din suprafața de probă

Tab. 3. Parametrii statistici generali pentru diametru și înălțime în blocul experimental cercetat

Bloc experimental / specie	Parametrii statistici													
	Diametrul (cm)					Înălțime (m)								
	\bar{x}	s	cv (%)	asimetria	exces	min	max	\bar{x}	s	cv (%)	asimetria	exces	min	max
Slătioara - 2003	13,3	15,7	118,2	2,2	4,9	1,0	97,0	10,3	8,4	81,7	1,2	0,6	1,4	38,5
BR	15,0	18,9	126,0	1,9	3,0	1,0	97,0	9,7	9,4	96,9	1,2	0,1	1,4	35,5
FA	10,5	11,2	106,4	2,7	8,0	1,0	68,5	9,9	6,1	60,9	1,3	1,6	1,4	34,0
MO	17,4	14,8	84,9	1,0	1,2	1,1	82,5	13,9	10,9	78,6	0,6	-0,9	1,5	38,5
Slătioara - 2023	17,9	17,9	99,9	1,8	3,0	1,2	102,9	14,3	9,3	64,9	1,0	0,1	2,1	44,6
BR	20,7	21,7	105,2	1,5	1,6	1,2	102,9	15,0	11,0	73,2	0,8	-0,5	2,1	44,6
FA	14,5	13,1	90,7	1,9	3,8	1,3	70,8	12,8	6,6	51,7	1,0	0,4	3,5	33,2
MO	25,0	15,8	63,3	0,3	-1,0	3,5	61,3	20,5	10,6	51,7	-0,2	-1,3	2,3	38,9

Notă: \bar{x} - media aritmetică; s - abaterea standard; cv(%) - coeficientul de variație; min. - minimul; max. - maximumul.

Tab.4. Principali indicatori ai diversității

Indice	u.a. 37A	
	2003	2023
<i>Indicele Shannon (H)</i>		
Numărul de arbori · ha ⁻¹	0,96	0,90
Suprafața de bază · ha ⁻¹	0,83	0,89
Volum · ha ⁻¹	0,91	0,87
<i>Indicele Simpson (1-D)</i>		
Numărul de arbori · ha ⁻¹	0,59	0,56
Suprafața de bază · ha ⁻¹	0,56	0,53
Volum · ha ⁻¹	0,53	0,52
<i>Omogenitatea (E)</i>		
Numărul de arbori · ha ⁻¹	0,87	0,82
Suprafața de bază · ha ⁻¹	0,76	0,81
Volum · ha ⁻¹	0,83	0,80

Cei trei indici bazați pe diversitatea compozițională prezintă o variație temporală redusă, indicele Shannon calculat pe baza desimii arborilor scăzând ușor de la 0,96 (2003) la 0,90 (2023), indicele Simpson descrescând de la 0,59 (2003) la 0,56 (2023), iar omogenitatea de la 0,87 (2003) la 0,82 (2023) (tab. 3). Valori apropiate ale indicilor de biodiversitate s-au mai obținut și pentru alte suprafețe amplasate în Codrul Secular Slătioara și Codrul Secular Giumalău (Cenușă et al., 2002), care atestă gradul de biodiversitate ridicat al acestor păduri virgine.

Arboretul analizat se caracterizează printr-o eterogenitate

analizată a crescut de la 13,3 cm la prima inventariere la 17,9 cm la cea de-a doua. Această creștere a valorii diametrului mediu în anul 2023 a fost observată pentru fiecare din cele trei specii principale ale arboretului, fiind mai pronunțată în cazul molidului, de 6,6 cm, urmat de brad, cu 5,7 cm și de fag cu 4 cm.

Și înălțimea medie a crescut între cele două inventarieri, de la 10,3 m (2003) la 14,3 m (2023). Ca și în cazul diametrului, cea mai pronunțată creștere a fost observată pentru arborii de molid (de la 13,9 la 20,5 m (2023) și cea mai redusă pentru fag (de la 9,9 la 12,9 m).

3.2. Biodiversitatea

În general, bogăția speciilor și diversitatea speciilor variază între ecosisteme și biomi. Un factor determinant major pentru această variație este reprezentat de variația condițiilor de mediu (Pretzsch, 2005; Bravo-Oviedo et al., 2014; Del Río et al., 2016).

dimensională ridicată, respectiv prin valori ale indicelui Gini de 0,78 în anul 2003 și de 0,75 în anul 2023 (fig.2). Datorită pragului de inventariere redus (2 cm) valorile indicelui Gini sunt mari.

Coeficientul Gini a fost utilizat în numeroase studii ca o măsură obiectivă de a compara diversitatea diametrelor și implicat a structurii la nivel de arboret sau peisaj (Kadavý & Uherková 2025). Bilek et al. (2011) în Boemia Centrală, două păduri virgine au obținut valoarea lui Gini între 0,67 și 0,75, astfel s-a apropiat de valoarea indicelui obținută în Codrul Secular Slătioara. De asemenea indicele Gini a mai înregistrat valori de peste 0,7 și în cazul studiului a două păduri de amestec virgine din Chile (Ponce et al. 2017). Gini este un indice în cazul căruia sensibilitatea la dimensiunea eșantionului este considerată a fi scăzută (Lexer Ledd & Eid, 2006). Astfel de valori obținute pot fi utilizate ca referință pentru studii mai complexe axate pe pădurile virgine de brad, molid și fag din Europa. Aceste informații folosite împreună cu modelele de creștere a speciilor, ar putea ajuta la dezvoltarea unui model de gestionare a pădurilor cultivate pe baza rezultatelor obținute în pădurile virgine (Pach & Podlaski, 2015; Chivulescu et al., 2016), sporind astfel funcționalitatea și stabilitatea pe termen lung a arboretelor (Giurgiu, 2012).

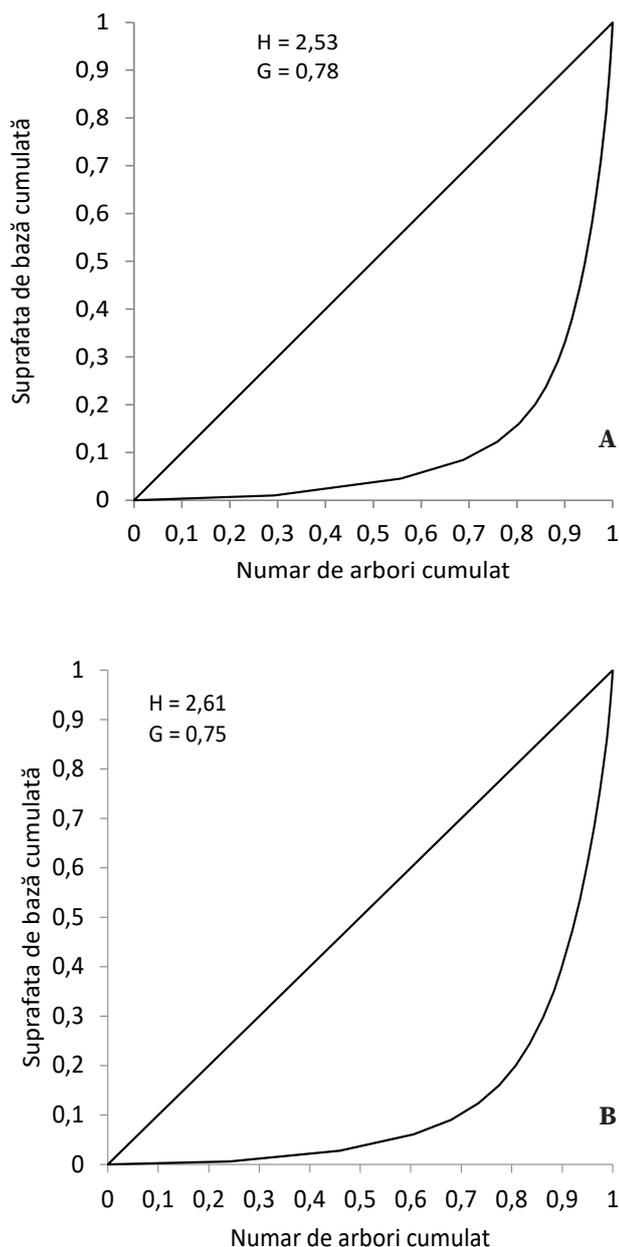


Fig. 2. Curba Lorentz și gradul de omogenitate structurală (A – 2003; B – 2023)

3.3. Relația creștere-mărime

Relația creștere-mărime, exprimă legătura dintre volumul și dimensiunile acestora și reprezintă un alt indicator pentru exprimarea creșterii și dezvoltării arboretelor de amestec. Creșterea plantelor, în general, depinde nu numai de asimilarea și conversia resurselor în noua biomasă. Deoarece arborii și resursele lor sunt relativ fixe în spațiu, modul în care aceștia își extind baza lor de resurse este fundamentală pentru interacțiunile competitive dintre ele (Magalhães et al., 2021).

Reprezentarea grafică a relației creștere-mărime scoate în evidență competiția și diferențele de creștere dintre indivizii componenți ai arboretului (Wichmann, 2001). Coeficientul Gini (GC) și curba Lorenz pot fi utilizate pentru cuantificarea mărimii sau ierarhizarea creșterii între arborii din pădure (Pretzsch, Schütze, 2014). Relația

creștere-mărime a fost evidențiată prin cuantificarea distribuției relative a volumului arborilor (GCv), între arborii din amestecurile de molid, brad și fag. Din punct de vedere al volumului- ha^{-1} se constată sporirea inegalității, a eterogenității, în arboretul de amestec de molid, brad și fag cercetat. Valorile corespunzătoare GCv variază între 0,84 (2003) și 0,82 (2023) (fig. 3).

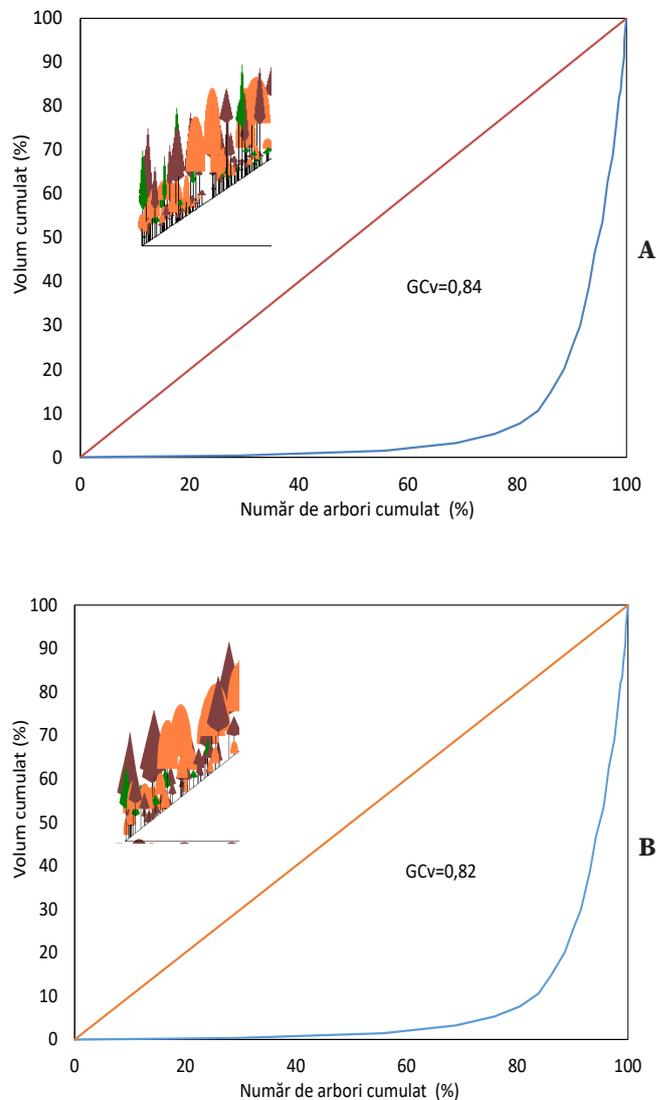


Fig. 3. Reprezentarea schematică a partiționării volumului în amestecuri de molid, brad și fag; curba Lorenz aplicată pentru cuantificarea gradului de egalitate, respectiv inegalitate a mărimii și distribuției volumului (A – 2003; B – 2023)

Corespunzător anului 2003, în suprafața experimentală 37A distribuția volumului pe categorii de diametre indică faptul că un volum- ha^{-1} maxim, mai mare de $50 m^3 \cdot ha^{-1}$ se găsește la categoriile de diametre 44 cm ($51,6 m^3 \cdot ha^{-1}$), respectiv 56 cm ($51,9 m^3 \cdot ha^{-1}$). Repartizarea pe categorii de diametre indică faptul că bradul deține ponderea cea mai mare dar cu o participare semnificativă și a speciilor molid și fag (fig. 4). Cu cât este mai mare valoarea GCv, inegalitatea creșterii între arborii este mai puternică.

Curbele distribuțiilor cumulative din figura 3, împreună cu arboretele schițate, reflectă inegalitatea creșterilor arborilor, respectiv inegalitatea volumului.

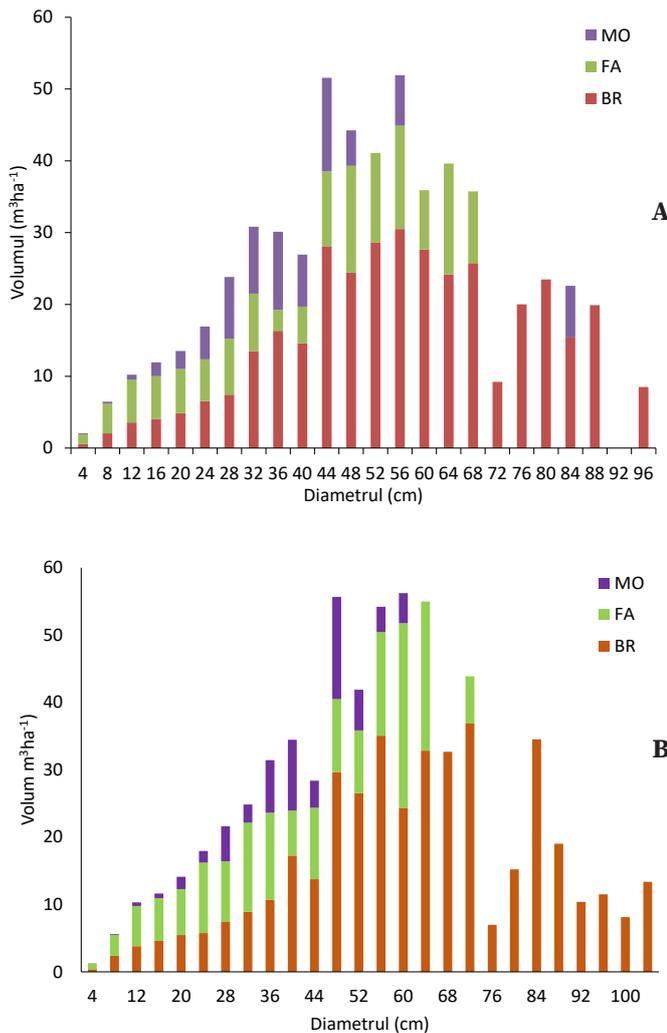


Fig. 4. Distribuția volumului pe categorii de diametre, la nivel de arboret, în amestecuri de molid, brad și fag (A – 2003; B - 2023)

În ceea ce privește anul 2023, distribuția volumului pe categorii de diametre indică faptul că un volum·ha⁻¹ maxim, mai mare de 50 m³ha⁻¹ se găsește la categoriile de diametre 48 cm (55,7 m³ha⁻¹), 56 cm (54,2 m³ha⁻¹), 60 cm (56,2 m³ha⁻¹), respectiv 64 cm (54,9 m³ha⁻¹). Repartizarea pe categorii de diametre indică și în anul 2023 faptul că bradul deține ponderea cea mai mare și dictează diferențele aspect întâlnit și în cazul pădurii naturale de amestec cu brad, fag și molid Dobročský din Slovacia (Saniga, 1999).

4. Concluzii

Dacă analizăm distribuția arborilor pe categorii de diametre, se observă că aceasta urmează o structură plurienă specifică pădurilor multietajate, a arboretelor naturale și a pădurilor virgine, în care conviețuiesc arbori de toate vârstele.

Rezultatele cercetărilor demonstrează încă o dată faptul că pădurile virgine sunt ecosisteme complexe ce necesită studii aprofundate. Din punct de vedere compozițional, bradul și fagul contribuie pozitiv la organizarea structurii sub raportul diametrului arborilor. Variația indicilor diversității structurale și ai biodiversității se datorează

ecartului mare de variație al arborilor din fiecare specie (brad, fag, molid) specific pădurilor naturale, unde gradul de biodiversitate și complexitate a structurii este ridicat. Aplicarea acestor indici la arboretele amestecate și, în special, la cele naturale, pot pune în evidență modul în care proporționarea amestecurilor modifică ierarhia dintre arbori într-o populație în care nu se efectuează lucrări silvotehnice. Cu toate acestea, este esențial să subliniem că aplicarea acestor indici nu pot și nu trebuie să se fundamenteze exclusiv pe criteriul de naturalitate sau pe gradul de antropizare redusă a pădurilor.

Specificitatea și spontaneitatea pădurile virgine de amestec necesită o cercetare suplimentară și mai complexă și o monitorizare continuă a inventarului, prin crearea unei baze de date pentru definirea normativelor și directivelor de management în pădurile gestionate.

Finanțare - Mulțumiri

Cercetările au fost finanțate din proiectul PN23090301 (Evaluarea diversității specifice, structurale și funcționale în păduri naturale și cvasinaturale pentru protejarea biodiversității în contextul schimbărilor climatice) din cadrul Programului Nucleu FORCLIMSOC 2023-2026, al INCDS „Marin Drăcea”, finanțat de Autoritatea Națională pentru Cercetare din subordinea Ministerului Educației și Cercetării.

Bibliografie

- Amaral, M. D., Pellico Netto, S., Lingnau, C., & Figueiredo Filho, A. (2015). Evaluation of the Morisita index for determination of the spatial distribution of species in a fragment of Araucaria forest. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13(2), 361-372.
- Ammer, C., Fichtner, A., Fischer, A., Gossner, M.M., Meyer, P., Seidl, R., Thomas, F.M., Annighöfer, P., Kreyling, J., Ohse, B., Berger, U., (2018). Key ecological research questions for Central European forests. *Basic and Applied Ecology*, 32, 3-25.
- Bilek, L., Remes, J., & Zahradnik, D. (2011). Managed versus unmanaged. Structure of beech forest stands "Fagus sylvatica L." after 50 years of development, Central Bohemian. *Forest Systems*, 20(1), 122-138.
- Braga, C.I., Crisan, V.E., Petritan, I.C., Scarlatescu, V., Vasile, D., Lazar, G., & Petritan, A. M. (2023). Short-term effects of anthropogenic disturbances on stand structure, soil properties, and vegetation diversity in a former virgin mixed forest. *Forests*, 14(4), 742.
- Bravo-Oviedo, A., Pretzsch, H., Ammer, C., Andenmatten, E., Barbati, A., Barreiro, S., ... & Zlatanov, T. (2014). European mixed forests: definition and research perspectives. *Forest Systems* [S.l.], 23(3), 518-533.
- Cenușă, R., Popa, C., & Teodosiu, M. (2002). Cercetări privind relația structură-funcție și evoluția ecosistemelor forestiere naturale din nordul țării. *Anale ICAS*, 45, 9-19.
- Chin, A. R., Lambers, J. H. R., & Franklin, J. F. (2023). Context matters: Natural tree mortality can lead to neighbor growth release or suppression. *Forest Ecology and Management*, 529, 120735.
- Chivulescu, S., Badea, O., Tomescu, R., Silaghi, D., Leca, S., & Turcu, D. (2014). Structural features of virgin beech forests in Semenic mountains. The dynamic structure of virgin beech forest P20 Semenic between 2005–2013. *Proceedings of Romanian Academy-Series B: Chemistry, Life Science and Geoscience*, 16(2), 115-124.
- Chivulescu, S., Leca, S., Silaghi, D., & Badea, O. (2016). Growth of virgin forests in the southern Carpathians. *Poljoprivreda i Sumarstvo*, 62(3), 39.
- Chivulescu, Ș., Leca, Ș., Silaghi, D., & Cristea, V. (2018). Structural biodiversity and dead wood in virgin forests from Eastern Carpathians.

- Chivulescu, S., Ciceu, A., Leca, S., Apostol, B., Popescu, O., & Badea, O. (2020). Development phases and structural characteristics of the Penteleu-Viforâta virgin forest in the Curvature Carpathians. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 13(5), 389.
- Ciceu, A., Pitar, D., & Badea, O. (2021). Modeling the Diameter Distribution of Mixed Uneven-Aged Stands in the South Western Carpathians in Romania. *Forests* 2021, 12, 958.
- De Camino Velozo, R., Villalobos, R. and Morales Aymerich, J. (2016). Costa Rica Case Study. Prepared for FAO as part of the State of the World's Forests 2016 (SOFO).
- Del Río, M., Pretzsch, H., Alberdi, I., Bielak, K., Bravo, F., Brunner, A., ... & Bravo-Oviedo, A. (2016). Characterization of the structure, dynamics, and productivity of mixed-species stands: review and perspectives. *European Journal of Forest Research*, 135(1), 23–49.
- Doniță, N., Popescu, A., Paucă-Comănescu, M., Mihăilescu, S., & Biriș, I. A. (2005). Habitatele din România. Ed. *Tehnică-Silvică*, București.
- Duduman, G. Tomescu, C., Drăgoi, M., & Palaghianu, C. (2014). Variabilitatea dimensională a arborilor și diversitatea florei vasculare în amestecuri de rășinoase cu fag din rezervația Codrul secular Slătioara, *Bucovina forestieră*, 14(2), pp. 135–147.
- Duduman, G., (2009). Fundamentarea ecologică a calculului posibilității în pădurile tratate în codru grădinarit. Ed. *Universității din Suceava*.
- Duelli, P., Chumak, V., Obrist, M. K., & Wirz, P. (2005). The biodiversity values of European virgin forests. *For. Snow Landsc. Res.* 79(1), 2.
- Dymytrava, L., Nadyeina, O., Naumovych, A., Keller, C., & Scheidegger, C. (2013). Primeval beech forests of Ukrainian Carpathians are sanctuaries for rare and endangered epiphytic lichens. *Herzogia*, 26(1), 73-89.
- Földváry, M. I. (2025). Hazánk legrégebbi liturgikus könyve, a Sacramentarium Ungrorum. *Magyar Könyvszemle*, 141(1), 1-34.
- Giurgiu, V. (2012). Perdele forestiere de protecție în contextul asigurării securității ecologice și alimentare. Constrângeri și perspective. *Revista pădurilor*, 6, 7-18.
- González, H.A.B. (2020). La curva de Lorenz y el coeficiente de Gini como medidas de la desigualdad de los ingresos, *REICE: Revista Electrónica de Investigación en Ciencias Económicas*, 8(15), 104–125.
- Horne, J. K., & Schneider, D. C. (1996). Spatial variance in ecology. *Oceanographic Literature Review*, 6(43), 579.
- Hui, G., Zhang, G., Zhao, Z., & Yang, A. (2019). Methods of forest structure research: A review. *Current Forestry Reports*, 5(3), 142-154.
- Hurst, J. M., Allen, R. B., Coomes, D. A., & Duncan, R. P. (2011). Size-specific tree mortality varies with neighbourhood crowding and disturbance in a montane *Nothofagus* forest. *PLoS one*, 6(10), e26670.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity, *Oikos*, 113(2), 363–375.
- Kadávy, J., Kneifl, M., & Uherková, B. (2025). Comparison of selected structural elements of managed and unmanaged forest to guide integrated forest management. *Forest Ecology and Management*, 576, 122405.
- Keren, S., Motta, R., Govedar, Z., Lucic, R., Medarevic, M., & Diaci, J. (2014). Comparative structural dynamics of the Janj mixed old-growth mountain forest in Bosnia and Herzegovina: are conifers in a long-term decline?. *Forests*, 5(6), 1243-1266.
- Kitikidou, K., Milios, E., Stampoulidis, A., Pipinis, E., & Radoglou, K. (2024). Using biodiversity indices effectively: considerations for forest management. *Ecologies*, 5(1), 42-51.
- Kholiavchuk, D., Gurgiser, W., & Mayr, S. (2023). Carpathian forests: Past and recent developments. *Forests*, 15(1), 65.
- Korpel, S. (1995). Die Urwälder der Westkarpaten.
- Kuchel, S., Vencurik, J., Šumichrast, L., Sedmáková, D., Petrová, A., & Jaloviari, P. (2025). Temporal dynamics in old-growth spruce dominated forests in the Western Carpathians, Slovakia. *Central European Forestry Journal*, 71(3), 181-195.
- Laurila-Pant, M., Lehikoinen, A., Uusitalo, L., & Venesjärvi, R. (2015). How to value biodiversity in environmental management? *Ecological indicators*, 55, 1-11.
- LeMay, V., & Staudhammer, C. (2005). Indices of stand structural diversity: adding spatial diversity to a stand structural index. Extended abstract. In *Proceedings of the IUFRO Sustainable forestry in theory and practice: recent advances in inventory and monitoring conference*, Edinburgh, Scotland.
- Lexerød, N.L., Eid, T. (2006). An evaluation of different diameter diversity indices based on criteria related to forest management planning. *Forest Ecology Management* 222:17–28
- Magalhães, J. G. D. S., Amoroso, M. M., & Larson, B. C. (2021). What evidence exists on the effects of competition on trees' responses to climate change? A systematic map protocol. *Environmental Evidence*, 10(1), 34.
- Magurran, A.E. (1981). Biological diversity and woodland management. Unpublished Doctor of Philosophy Thesis, New University of Ulster.
- Matović, B., Koprivica, M., Kisin, B., Stojanović, D., Kneginjić, I., & Stjepanović, S. (2018). Comparison of stand structure in managed and virgin European beech forests in Serbia. *Šumarski list*, 142(1-2), 47-57.
- Merce, O., Cantar, I., Turcu, D., Ciontu, C., Vasile, C., & Cadar, N. (2025). Comparative analysis of dead wood in managed and virgin forests in the beech stands. *JOURNAL of Horticulture, Forestry and Biotechnology*, 29(2), 42-49.
- Morisita, M. (1959). Measuring of interspecific association and similarity between assemblages. *Mem Fac Sci Kyushu Univ Ser E Biol*, 3, 65-80.
- Olson, D. M., & Dinerstein, E. (2002). The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 199-224.
- Palaghianu, C. (2015). Analiza regenerării pădurii: Perspective statistice și informatice. Suceava Editura Universității Suceava „Ștefan cel Mare”, 415
- Palaghianu, C. and Avăcăriței, D. (2006). Software application for Computing the Main Biodiversity Indexes. In: *EcoForum International Conference "CleanProd 2007" Proceedings*, GEC Bucovina Suceava, pp. 131–133.
- Pach, M., & Podlaski, R. (2015). Tree diameter structural diversity in Central European forests with *Abies alba* and *Fagus sylvatica*: managed versus unmanaged forest stands. *Ecological Research*, 30(2), 367-384.
- Paluch, J. G. (2007). The spatial pattern of a natural European beech (*Fagus sylvatica* L.)–silver fir (*Abies alba* Mill.) forest: A patch-mosaic perspective. *Forest Ecology and Management*, 253(1-3), 161-170.
- Piponiot, C., Anderson-Teixeira, K. J., Davies, S. J., Allen, D., Bourg, N. A., Burslem, D. F., ... & Muller-Landau, H. C. (2022). Distribution of biomass dynamics in relation to tree size in forests across the world. *New Phytologist*, 234(5), 1664-1677.
- Pommerening, A. (2012). CRANCOD. A program for the analysis and reconstruction of spatial forest structure. *Version*, 1.
- Pommerening, A., & Uria-Diez, J. (2017). Do large forest trees tend towards high species mingling? *Ecological Informatics*, 42, 139-147.
- Ponce, D. B., Donoso, P. J., & Salas-Eljatib, C. (2017). Differentiating structural and compositional attributes across successional stages in Chilean temperate rainforests. *Forests*, 8(9), 329.
- Pretzsch, H. (2005). Diversity and productivity in forests: evidence from long-term experimental plots. *Ecological Studies*, 176, 41–64.
- Saniga, M. (1999). Štruktúra, produkčné a regeneračné procesy Dobrošského pralesa. *Vedecké štúdie*, 2/A; Technická univerzita.
- Shannon, C.E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27(3), 379–423.
- Stoyko, S. (2013). Beech primeval forests of the Carpathians as the object of World Heritage list. *Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine*, 11, 17–24 [in Ukrainian].
- Terryn, L., Calders, K., Bartholomeus, H., Bartolo, R. E., Brede, B., D'hont, B., ... & Verbeeck, H. (2021). Quantifying tropical forest stand structure through terrestrial and UAV laser scanning fusion. In: *2021 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium IGARSS* (pp. 8281-8284). IEEE.

- Teodosiu, M. (2014).** Naturalitatea pădurii: concepte, caracteristici și implicații asupra conservării. *Bucovina Forestieră*, 14(1), 68-76.
- Ustymenko, P. M., Dubyna, D. V., & Davydov, D. A. (2022).** The virgin forests of the Synevyr National Nature Park, Ukraine: its current condition and biodiversity. *Environmental & Socio-Economic Studies*, 10(4), 12-21.
- Valbuena, R., Eerikäinen, K., Packalen, P., & Maltamo, M. (2016).** Gini coefficient predictions from airborne lidar remote sensing display the effect of management intensity on forest structure. *Ecological Indicators*, 60, 574-585.
- Verbeeck, H., Bauters, M., Jackson, T., Shenkin, A., Disney, M., & Calders, K. (2019).** Time for a plant structural economics spectrum. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2, 43.
- von Gadow, K., González, J. G. Á., Zhang, C., Pukkala, T., & Zhao, X. (2021).** *Sustaining forest ecosystems*. Vol. 37. Springer Nature.
- Westphal, C., Tremer, N., von Oheimb, G., Hansen, J., von Gadow, K., & Härdtle, W. (2006).** Is the reverse J-shaped diameter distribution universally applicable in European virgin beech forests? *Forest Ecology and Management*, 223(1-3), 75-83.
- Wichmann, L. (2001).** Annual variations in competition symmetry in even-aged Sitka spruce. *Annals of botany*, 88(1), 145-151.

Abstract

Structure and biodiversity dynamics of a virgin mixed forest in Codrul Secular Slătioara

By extending the concept of forest sustainability beyond sustainable timber production to other criteria such as improving biodiversity, conservation and the functions of forest ecosystems, practical, quantitative, clear reading is needed to measure these functions. Climate change together with anthropogenic pressures affects the structure, functions and diversity of forests in a way that is not yet fully known. In order to respond to various disruptions and to continue to provide ecosystem functions and services, forests must have the capacity to adapt. The main subject of this research paper was to assess the dynamics and the biodiversity indicators in a natural forest area. The study area is in Codrul Secular Slătioara a IV IUCN management area. Research aspects related to: (i) structural characteristics; (ii) biodiversity indicators (iii) distribution size indices were addressed. The variation of the structural indicators, diversity and biodiversity is due to the large variation gap of trees of each species (European beech, Norway spruce, silver fir) specific to natural forests where the degree of biodiversity and complexity of the structure is high. The application of these indices to mixed stands and especially to natural ones can highlight how the proportion of mixtures alters the hierarchy between trees in a population where no forestry work is carried out. And the main species of the mixture can favour the distribution of growth to small trees compared to pure stands.

Keywords: mixed forests, virgin forests, structure, biodiversity, heterogeneity

Dynamic of macroelements in needles, litter, and soil of Norway spruce in a Carpathian mountain stand

Alexandru Liviu Ciuvăț¹, Elena Deleanu¹, Carmen Iacoban¹, Stefan Leca¹, Cristian Angheluş¹✉, Cristiana Ciuvăț¹, Ion Tălmaci², Gheorghe Florență², Ion Roșca³, Aliona Miron³

¹ National Institute for Research & Development in Forestry “Marin Dracea”, Voluntari, Ilfov, Romania

² Forest Research and Management Institute - ICAS, Chișinău, Rep. Moldova

³ Grădina Botanică Națională (Institut) “Alexandru Ciubotaru”, Chișinău, Rep. Moldova

✉ corresponding author (cristian.anghelus@icas.ro)

1. Introduction

Nutrient cycling in forest ecosystems is a fundamental process that regulates productivity, resilience, and long-term carbon balance. In montane coniferous forests, such as those dominated by Norway spruce (*Picea abies*), the interactions among foliage, litter, and soil compartments determine nutrient availability and ecosystem stability. Across Europe, long-term monitoring under the UNECE International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests) has revealed significant changes in foliar nutrition and soil chemistry in response to declining nitrogen and sulfur deposition (Badea et al. 2012). While deposition-driven acidification has decreased, concerns have emerged regarding potential phosphorus (P) limitation and nutrient imbalances in conifer stands (Kang et al. 2011, Jonard et al. 2015).

Romania's Carpathian spruce forests, situated at the southeastern edge of Europe's temperate zone, offer a valuable context for studying these processes due to their relatively undisturbed status and sensitivity to climatic and deposition gradients (Enescu et al. 2022). Previous studies have focused primarily on foliar nutrient status (Badea et al. 2012), yet fewer have integrated cross-compartment relationships between canopy, litter, and soil chemistry. This study aims to quantify nutrient dynamics and intercompartment linkages in a Romanian Norway spruce forest using ICP Forests standardized protocols for foliage and litterfall, and to assess whether nutrient pools remain synchronized under changing environmental conditions.

2. Methods

The data used for the analysis of needles, litter and soil were collected from the ICP FORESTS - Predeal Spruce Extended Intensive Surveillance Area (SESI) (Figure 1). The plot is located within the Brașov Forest District, production unit 10 - Predeal, management unit 61C, in a mixed coniferous-beech stand, the main dominant species being Norway spruce, silver fir and European beech. It is located on an upper strongly rolling slope (20°), at an altitude of 1100 m; with eastern exposure. The soil is typical, deep, loamy-sandy Eutric Cambosol. The regeneration method is from seeds, the average age of the stand is 95 years, production class II, and stand density is 0,7.

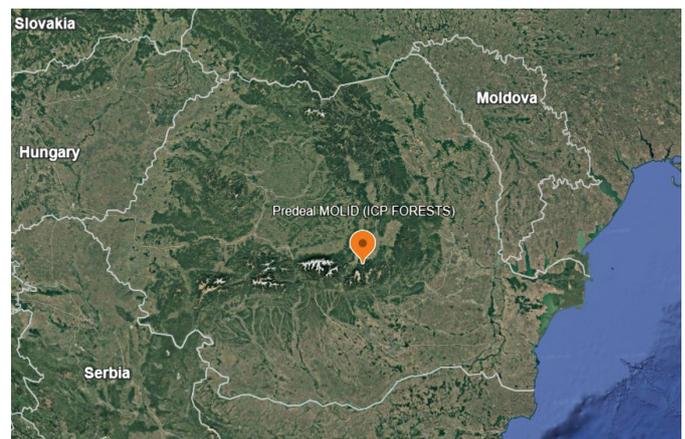


Figure 1. Location of Norway spruce plot (ICP FORESTS - Predeal MOLID)

Sampling and analyses followed ICP Forests protocols for Level II intensive monitoring plots (Rautio et al. 2020, Ukonmaanaho et al. 2020). Needle samples (2013–2023) were collected from dominant Norway spruce trees following the annual foliage manual, with composite samples analysed for total C, N, P, K, Ca, Mg, and S, using standard laboratory procedures (dry combustion and ICP-OES). Litterfall was collected using litter traps

(2009–2022 period), composited, dried, and analysed for macronutrients according to the ICP Forests litterfall manual. Soil samples (2 cm organic layer to 80 cm depth) were taken in 2023, divided by depth, and analysed for pH (in CaCl₂), total C and N (elemental analysis), and extractable nutrients by acid digestion.

Pearson correlation coefficients (r) were calculated to assess the strength and direction of linear associations between nutrient concentrations. The formula is:

$$r = \frac{\sum(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum(x_i - \bar{x})^2 \sum(y_i - \bar{y})^2}}$$

The implementation used the function `DataFrame.corr` (method='pearson'), producing a full correlation matrix for each compartment.

The coefficient r ranges from -1 to +1, where:

- r > 0.7 indicates a strong positive correlation,
- r < -0.7 indicates a strong negative correlation,
- r ≈ 0 suggests no linear relationship.

The ecological meaning of these relationships was interpreted according to known nutrient uptake, retranslocation, and decomposition processes in coniferous forest ecosystems. Temporal trends and inter-element relationships were visualized using `matplotlib` through graphs for correlation matrices.

3. Results

3.1. Macroelements in needles

Needle concentrations of major macronutrients showed relatively small interannual variability between 2013 and 2023 (Table 1, Fig. 2). Mean needle concentrations were: N = 12.06 ± 0.72 mg·g⁻¹ (mean ± SD; range 10.89–12.67 mg·g⁻¹), P = 0.95 ± 0.19 mg·g⁻¹ (0.70–1.20 mg·g⁻¹), K = 4.79 ± 0.75 mg·g⁻¹ (3.89–6.03 mg·g⁻¹), Ca = 5.72 ± 0.70 mg·g⁻¹ (4.65–6.46 mg·g⁻¹) and Mg = 0.77 ± 0.19 mg·g⁻¹ (0.54–1.02 mg·g⁻¹) (Table 1).

Nitrogen peaked in 2017–2019 (~12.6 mg·g⁻¹) and showed a modest decline by 2023 (10.89 mg·g⁻¹).

Potassium was highest in 2015 (6.03 mg·g⁻¹) and generally lower afterwards.

Phosphorus and magnesium varied within a narrow band and showed no consistent long-term trend.

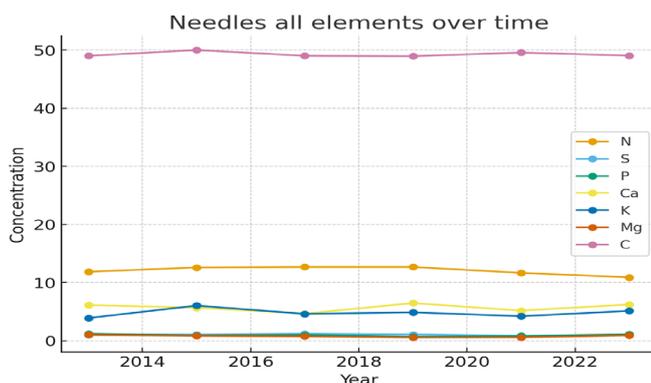


Figure 2. Temporal trends of needle macroelements (absolute values, mg·g⁻¹).

Table 1. Descriptive statistics for needle macroelements (mean, SD, min, max).

Var.	n_points	Mean	Std	Min	Max	Slope_per_year	Total_change	R ²
N	6	12.065	0.721	10.89	12.67	-0.108	-1.084	0.317
S	5	1.032	0.139	0.82	1.20	-0.017	-0.136	0.150
P	6	0.948	0.186	0.70	1.20	-0.016	-0.164	0.110
Ca	6	5.717	0.695	4.65	6.46	0.011	0.109	0.003
K	6	4.787	0.754	3.89	6.03	0.013	0.131	0.004
Mg	6	0.773	0.191	0.54	1.02	-0.021	-0.214	0.177
C	6	49.257	0.430	48.94	50.00	-0.017	-0.169	0.022

UM: mg·g⁻¹ (N,S,P,Ca,Mg,K); g·100 g⁻¹ (C)

Table 2. Pearson correlation matrix for needle macroelements.

Var.	N	P	K	Ca	Mg
N	1	-0.456	0.234	-0.271	-0.382
P	-0.456	1	-0.259	0.029	0.948*
K	0.234	-0.259	1	0.118	0.001
Ca	-0.271	0.029	0.118	1	0.189
Mg	-0.382	0.948*	0.001	0.189	1

[n = 6 years, df = n - 2 = 4, * p < 0.05]

A Pearson correlation matrix for needle elements indicates a positive correlation between P and Mg (r = 0.948*) and insignificant negative correlations of N with P (r = -0.456) and with Mg (r = -0.382) (Table 2). These relationships suggest potential co-limitation or linked physiological control of P and Mg concentrations in needles.

3.2. Macroelements in litter

Litter chemistry (2009–2022) showed higher absolute Ca concentrations and lower P compared with needles (Table 3, Fig. 2). Mean litter concentrations were: N = 9.43 ± 0.94 mg·g⁻¹ (8.10–10.66 mg·g⁻¹), P = 0.71 ± 0.07 mg·g⁻¹ (0.60–0.80 mg·g⁻¹), K = 2.18 ± 0.72 mg·g⁻¹ (1.00–2.96 mg·g⁻¹), Ca = 15.06 ± 0.86 mg·g⁻¹ (14.00–16.32 mg·g⁻¹) and Mg = 1.35 ± 1.04 mg·g⁻¹ (0.85–3.20 mg·g⁻¹). Carbon content remained stable around ~51 g·100 g⁻¹.

Temporal patterns in litter differed from needles: litter N increased from ~8.1 mg·g⁻¹ in 2011 to a maximum of 10.66 mg·g⁻¹ in 2021 before falling to 9.8 mg·g⁻¹ in 2022. A notable anomaly is Mg in 2022 (3.20 mg·g⁻¹), considerably larger than earlier values (~0.85–0.93 mg·g⁻¹).

Correlation analysis for litter showed insignificant positive correlations among most elements; however, K and Mg were negatively correlated (r = -0.899*), suggesting that years with higher K in litter coincided with lower Mg (Table 4).

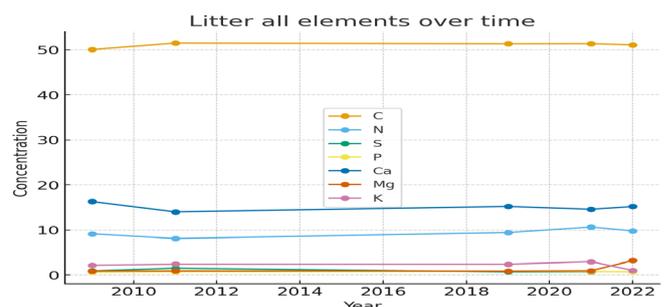


Figure 3. Temporal trends of litter macroelements (absolute values, mg·g⁻¹ (N,S,P,Ca,Mg,K); g·100 g⁻¹ (C)).

Table 3. Descriptive statistics for litter macroelements.

Var.	n_points	Mean	Std	Min	Max	Slope_per_year	Total_change	R ²
C	5	51.072	0.589	50.05	51.50	0.052	0.679	0.281
N	5	9.428	0.935	8.10	10.66	0.119	1.542	0.576
S	4	0.922	0.399	0.65	1.50	-0.045	-0.545	0.448
P	5	0.708	0.073	0.60	0.80	0.008	0.107	0.460
Ca	5	15.064	0.864	14.00	16.32	-0.032	-0.418	0.050
Mg	5	1.346	1.037	0.85	3.20	0.093	1.204	0.285
K	5	2.180	0.724	1.00	2.96	-0.024	-0.312	0.039

UM: mg·g⁻¹ (N,S,P,Ca,Mg,K); g·100 g⁻¹ (C)

Table 4. Pearson correlation matrix for litter macroelements.

Var.	N	P	K	Ca	Mg
N	1	0.283	0.088	0.160	0.234
P	0.283	1	0.261	-0.513	-0.055
K	0.088	0.261	1	-0.311	-0.899*
Ca	0.160	-0.513	-0.311	1	0.064
Mg	0.234	-0.055	-0.899*	0.064	1

(n = 6, df = 4, * p < 0.05)

3.3. Macroelements in soil profile

Soil chemical properties exhibited pronounced vertical stratification (Table 5, Fig. 4). Soil pH increased with depth from pH 4.76 (2 cm) to pH 6.30 (40–80 cm). Mean values by element across depths were: N = 4.71 ± 5.15 mg·g⁻¹, Ca = 16.40 ± 2.90 mg·g⁻¹, K = 0.29 ± 0.17 mg·g⁻¹, Mg = 7.89 ± 2.27 mg·g⁻¹, and P = 0.69 ± 0.29 mg·g⁻¹; highest P in 0–10 cm = 0.891 mg·g⁻¹).

Nitrogen concentrations declined sharply with depth: highest near the surface at 2 cm (13.74 mg·g⁻¹) and decreasing to 1.12 mg·g⁻¹ at 40–80 cm.

In contrast, Mg and Ca showed moderate increases or relative stability with depth (Mg: 4.04 → 9.66 mg·g⁻¹; Ca: 21.56 → 14.68 mg·g⁻¹, with some variability).

Potassium was low throughout the profile (0.50 → 0.11 mg·g⁻¹).

Available phosphorus was highest in the topsoil (0–10 cm) and decreased with depth.

These vertical patterns indicate strong nutrient stratification typical of coniferous forest soils, with organic matter and bioavailable N and P concentrated near the surface while base cations (Mg, Ca) remain distributed through the mineral layers.

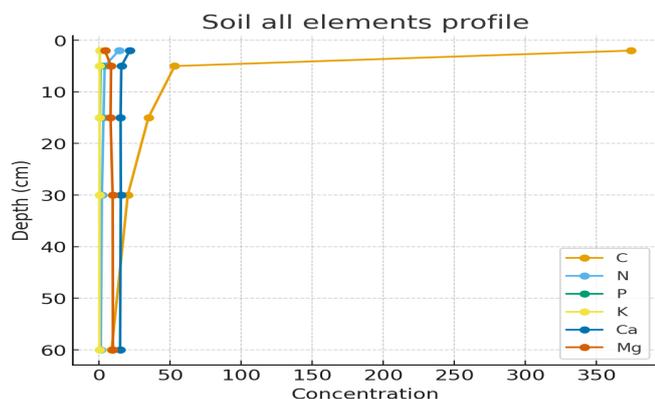


Figure 4. Soil macroelement concentrations by depth.

Table 5. Descriptive parameters for soil profile (Predeal – Molid intensive monitoring plot).

Depth (cm)	pH	C (mg/g)	N (mg/g)	Ca (mg/g)	K (mg/g)	Mg (mg/g)	P (mg/g)	Depth_mid (cm)
2	4.76	374.3	13.74	21.56	0.50	4.04	NA	2.0
0-10	5.12	53.1	3.83	15.56	0.38	8.36	0.898	5.0
10-20	5.33	34.6	2.99	15.03	0.35	7.96	0.479	15.0
20-40	5.85	20.1	1.87	15.18	0.12	9.45	NA	30.0
40-80	6.30	8.7	1.12	14.68	0.11	9.66	0.090	60.0

NA: not available

Descriptive statistics indicated low interannual variability in foliar macronutrients and stable litter chemistry. Mean, standard deviation, minimum, and maximum values (Tables 1–5) were computed in Python, ensuring full consistency across datasets. For needles, the small standard deviation (±0.7 mg·g⁻¹ for N) reflects nutritional stability through time.

3.4. Cross-compartment patterns and correlations

Comparison across compartments highlights expected stoichiometric gradients: needles show the highest N concentrations, followed by litter and then soil (surface layers), whereas Ca is concentrated in litter and soil relative to needles. The data suggest efficient internal nutrient cycling with strong topsoil nutrient availability supporting foliar nutrition.

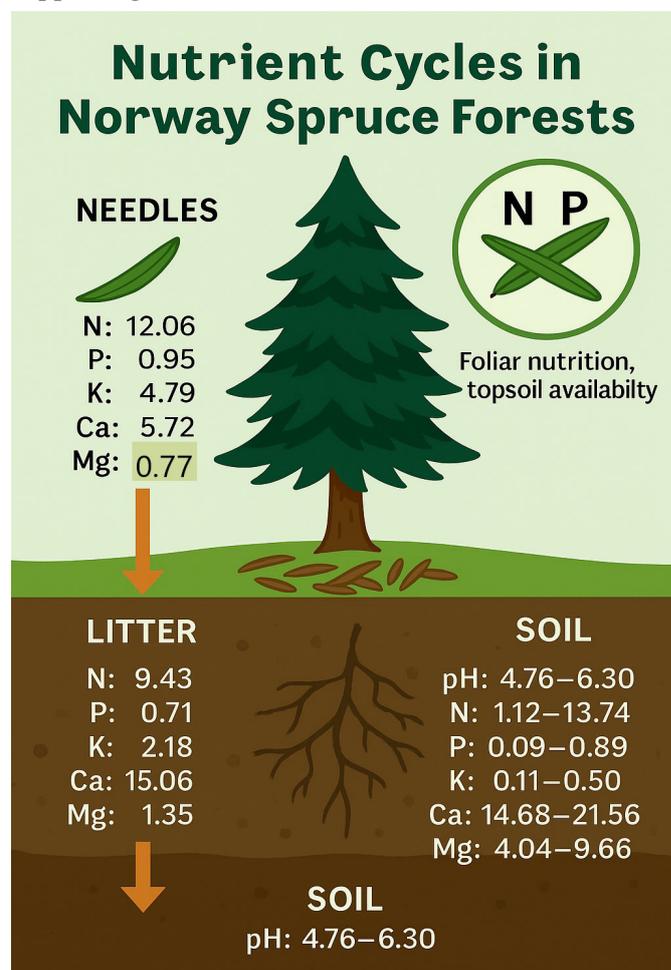


Figure 5. Nutrient cycles in Norway spruce forest

Within-compartment correlations (Tables 2 and 4) reveal the coupling of P and Mg in needles and negative K–Mg association in litter, reflecting physiological partitioning and selective retranslocation during senescence.

Cross-compartment correlations between mean element concentrations in needles, litter, and surface soil were uniformly highly significant ($p < 0.01$; Table 6), indicating tight nutrient coupling among the three pools and efficient recycling.

Table 6. Cross-compartment correlation matrix

VARIABLE	Needles	Litter	Soil
Needles	1	0.973**	0.979**
Litter	0.973**	1	0.975**
Soil	0.979**	0.975**	1

(n = 5, df = 3, ** p < 0.01)

4. Discussion

This study demonstrates that Norway spruce forests in Romania exhibit stable and tightly coupled nutrient dynamics across canopy, litter, and soil compartments. Foliar macronutrients showed limited interannual variation, with nitrogen declining slightly after 2019, consistent with regional decreases in N deposition (Kang et al. 2011, Michel A. et al. 2024). The P–Mg correlation in needles indicates linked physiological control and potential co-limitation under low P conditions (Radek 2023). Litter chemistry remained stable but showed Ca enrichment and K–Mg inverse relationship, reflecting contrasting element mobility during senescence and decomposition (Kopáček et al. 2010). Soils displayed strong vertical stratification, with organic carbon and nitrogen concentrated near the surface and pH increasing with depth, consistent with podzolic soil development under conifers (Carnol & Bazgir 2013).

Relative similar data have been recorded in Norway spruce stand of Poiana Braşov (with pedo-climatic characteristics similarly to Predeal), which was previously in the European monitoring (level II) network, too (Bolea et al. 1996).

Data analysis demonstrates that nutrient uptake, retranslocation, and recycling processes in needles, litter, and soil are strongly correlated and synchronized. The high Pearson coefficients between compartment means confirm an efficient internal nutrient cycle with minimal external losses.

The positive P–Mg relationship suggests co-limitation or coupled physiological regulation, linked to chlorophyll stabilization and enzymatic activity — a pattern also reported in European spruce forests (Cape et al. 1990). Conversely, the strong negative K–Mg correlation in litter reflects contrasting element mobility during decomposition, where K is rapidly leached while Mg remains bound in more recalcitrant plant tissues (Ghasemi-Aghbash et al. 2016). Thus, descriptive statistics and Pearson correlations substantiate the ecological mechanisms driving efficient nutrient cycling in Carpathian spruce ecosystems.

Overall, the results highlight the resilience of nutrient cycles under current deposition and climate regimes, though declining N inputs may increase the risk of P limitation in the future.

5. Conclusions

Although climate change is affecting forest ecosystems, Norway spruce forests in Romania still exhibit a stable and efficient nutrient cycling across canopy, litter, and soil compartments. Needle nutrient concentrations show modest interannual variation, with slight declines in N suggesting reduced atmospheric deposition influence.

Litter chemistry remains stable, with Mg–K interactions reflecting decomposition dynamics and cation mobility.

Soil profiles demonstrate strong surface enrichment in C and N, confirming tight coupling between litter inputs and organic matter retention.

Cross-compartment correlations indicate highly synchronized nutrient pools. Continued monitoring is needed to assess potential emerging P limitation under future deposition and climate change scenarios.

6. Acknowledgements

This study was conducted under the projects PN23090101 and PN23090202 within FORCLIMSOC Nucleus Program (Contract No. 12N/2023), and PN-IV-P8-8.3-ROMD-2023-0029 (MONFORGENDIV), within PNCDI IV, financed by the Romanian Authority for Research and Innovation.

7. References

- Badea, O., Bytnerowicz, A., Silaghi, D., Neagu, S., Barbu, I., Iacoban, C., ... & Taut, I. (2012). Status of the Southern Carpathian forests in the long-term ecological research network. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(12), 7491-7515.
- Bolea, V., Popescu E.N., Surdu, A., Mandai, M. (1996). Semnificații ecologice ale biodiversității nutriționale la molid (1). Compoziția chimică a acelor în raport cu solul, tipul de ramificație, caracterul scoarței și starea fitosanitară. *Revista de Silvicultură* I, 3, 9-17.
- Braun, S., Schindler, C., & Rihm, B. (2017). Growth trends of beech and Norway spruce in Switzerland: The role of nitrogen deposition, ozone, mineral nutrition and climate. *Science of the Total Environment*, 599, 637-646.
- Cape, J. N., Freer-Smith, P. H., Paterson, I. S., Parkinson, J. A., & Wolfenden, J. (1990). The nutritional status of *Picea abies* (L.) Karst. across Europe, and implications for 'forest decline'. *Trees*, 4(4), 211-224.
- Carnol, M., & Bazgir M. (2013). Nutrient return to the forest floor through litter and throughfall under 7 forest species after conversion from Norway spruce. *Forest Ecology and Management*, 309, 66-75.
- Enescu, R. E., Ciuvăț, A. L., Dincă, L., Iacoban, C., & Deleanu, E. (2022). Nutrition cycles in sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.), Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands from Central Romania. *Open J Environ Biol*, 7(1), 026-032.
- Ghasemi-Aghbash, F., Hosseini, V., & Poureza, M. (2016). Nutrient dynamics and early decomposition rates of *Picea abies* needles in combination with *Fagus orientalis* leaf litter in an exogenous ecosystem. *Annals of Forest Research*, 59(1), 21-32.
- Ganthaler, A., Guggenberger, A., Stöggel, W., Kranner, I., & Mayr, S. (2023). Elevated nutrient supply can exert worse effects on Norway spruce than drought, viewed through chemical defence against needle rust. *Tree Physiology*, 43(10), 1745-1757.
- Göttlein, A., & Olleck, M. (2025). Reduced Sulfur Availability has an Impact on N-Nutrition of Norway Spruce (*Picea abies*) and European Beech (*Fagus sylvatica*). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 188(6), 913-916.

- Granhus A., Metslaid M., Lüpke N. (2016). Effects of nutrient supply on understory *Picea abies* seedling growth in partially cut stands in south-east Norway. *Forestry*, 89(2), 182-190.
- Ivanov, Y. V., Zlobin, I. E., Kartashov, A. V., Ivanova, A. I., Ivanov, V. P., Marchenko, S. I., ... & Kuznetsov, V. V. (2022). Mineral nutrition of naturally growing Scots pine and Norway spruce under limited water supply. *Plants*, 11(19), 2652.
- Jonard, M., Fürst, A., Verstraeten, A., Thimonier, A., Timmermann, V., Potočić, N., & Rautio, P. (2015). Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe. *Global Change Biology*, 21(1), 418-430.
- Kang, H., Zhuang, H., Wu, L., Liu, Q., Shen, G., Berg, B., & Liu, C. (2011). Variation in leaf nitrogen and phosphorus stoichiometry in *Picea abies* across Europe: an analysis based on local observations. *Forest Ecology and Management*, 261(2), 195-202.
- Kopáček, J., Cudlín, P., Svoboda, M., Chmelikova, E., Kaňa, J., & Pícek, T. (2010). Composition of Norway spruce litter and foliage in atmospherically acidified and nitrogen-saturated Bohemian Forest stands, Czech Republic. *Boreal environment research*, 15(4).
- Lehto, T., Aphalo, P. J., Saranpää, P., Laakso, T., & Smolander, A. (2010). Decomposition and element concentrations of Norway spruce needle litter with differing B, N, or P status. *Plant and soil*, 330(1), 225-238.
- Leyerer, L., & Katzensteiner, K. (2025). Effects of substrate on ecophysiology of young silver fir and Norway spruce growing on shallow calcareous soils. *Forest Ecology and Management*, 578, 122477.
- Mellert, K. H., & Ewald, J. (2014). Nutrient limitation and site-related growth potential of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) in the Bavarian Alps. *European journal of forest research*, 133(3), 433-451.
- Michel, A., Hagenmüller, K., Kirchner, T., Prescher, A. K., Schwärzel, K., Wohlgemuth, L. (eds) (2024). Forest Condition in Europe: The 2024 Assessment. ICP Forests Technical Report under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Air Convention). Eberswalde: Thünen Institute. <https://doi.org/10.3220/ICPTR1732702585000>
- Rautio, P., Fürst, A., Stefan, K., Raitio, H., Bartels, U. (2020). Part XII: Sampling and Analysis of Needles and Leaves. Version 2020-3. In: UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.): *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany. https://www.icp-forests.net/fileadmin/icp_forests/Dateien/Manual_Versions/2020-22/ICP_Manual_part12_2020_Foliage_version_2020-3.pdf
- Radek Novotný (2023). Nutrition of silver fir (*Abies alba* Mill.) and its comparison with Norway spruce (*Picea abies* L. H. Karst) from the same forest sites in the Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 69, (2): 60-66
- Renou-Wilson, F., & Farrell, E. P. (2007). The use of foliage and soil information for managing the nutrition of Sitka and Norway spruce on cutaway peatlands. *Silva Fennica*, 41(3), 409.
- Vesterdal, L., Schmidt, I. K., Callesen, I., Nilsson, L. O., & Gundersen, P. (2008). Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecology and Management*, 255(1), 35-48.
- Špulák, O., Kacalek, D., & Balcar, V. (2019). Seven spruce species on a mountain site-performance, foliar nutrients, and forest floor properties in stands 20 years old. *IForest-Biogeosciences and Forestry*, 12(1), 106.
- Svensson, C., Bader, M. K. F., Fransson, A. M., Alriksson, C. G., Goude, M., & Bergh, J. (2024). Norway spruce productivity in southern Sweden is equally limited by nitrogen and phosphorous. *Forest Ecology and Management*, 572, 122192.
- Ukonmaanaho, L., Pitman, R., Bastrup-Birk, A., Breda, N., Rautio, P. (2020). Part XIII: Sampling and Analysis of Litterfall. Version 2020-1. In: UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.): *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany. https://www.icp-forests.org/pdf/manual/2020/ICP_Manual_part13_2020_Litterfall_version_2020-1.pdf
- Zhu, J., Thimonier, A., Etzold, S., Meusburger, K., Waldner, P., Schmitt, M., ... & Lehmann, M. M., 2022. Variation in leaf morphological traits of European beech and Norway spruce over two decades in Switzerland. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 778351.

Abstract

This study investigates nutrient cycles in needles, litter, and soils of a Norway spruce (*Picea abies*) forest in Romania using multi-year data (2009–2023) collected under standardized ICP Forests protocols. Concentrations of major macrolelements (C, N, P, K, Ca, Mg, S) were measured in foliage, litterfall, and soil horizons to assess temporal trends, vertical gradients, and cross-compartment linkages. Needle nutrient levels showed modest interannual variability. Litter contained higher Ca and lower P, while soil profiles displayed strong stratification—high C and N near the surface and increasing pH and base cations with depth. Correlation analyses revealed tight coupling between P and Mg in needles and a strong inverse relationship between K and Mg in litter. These results highlight the resilience and stability of nutrient cycling in Romanian spruce forests despite declining atmospheric N and S deposition. Continued harmonized monitoring is recommended to detect potential phosphorus limitation and to quantify nutrient fluxes under future climatic change.

Keywords: *Picea abies*, monitoring, nutrients, foliage, soil, Romania

Rezumat

Dinamica macroelementelor în ace, litieră și sol de molid într-un arboret montan din Carpați

Acest studiu investighează ciclurile nutrienților în ace, litieră și sol dintr-o pădure de molid (*Picea abies*) din România, utilizând date multianuale (2009–2023) colectate în cadrul programului de monitoring al stării de sănătate a pădurilor. Concentrațiile macroelementelor majore (C, N, P, K, Ca, Mg, S) au fost măsurate în ace, litieră și sol pentru a evalua tendințele temporale, gradientii verticali și legăturile dintre acestea. Nivelurile de nutrienți din ace au prezentat o variabilitate interanuală modestă. Litiera conținea mai mult Ca și mai puțin P, în timp ce profilurile de sol au prezentat o stratificare puternică - niveluri ridicate de C și N în apropierea suprafeței și creșterea pH-ului și a cationilor bazici odată cu adâncimea. Aceste rezultate evidențiază rezistența și stabilitatea ciclului nutrienților în pădurile de molid din România, în ciuda scăderii depunerilor atmosferice de N și S. Se recomandă o monitorizare armonizată continuă pentru a detecta potențialele limitări ale fosforului și pentru a cuantifica fluxurile de nutrienți în contextul viitoarelor schimbări climatice.

Cuvinte cheie: *Picea abies*, monitorizare, nutriție, aparat foliar, sol, România

Combinatii de arbuști, liane și arbori în spații verzi urbane

Valentin Bolea¹, Andy-Ștefan Popa²✉

¹ Filiala Brașov, Societatea Progresul Silvic, Brașov, România

² SCDEP Brașov, INCDS Marin Drăcea, Brașov, România

✉ autor corespondent

1. Introducere

Arbuștii sunt plante lemnoase de dimensiuni reduse, care au un rol ecologic important în ecosistemele forestiere: ocupă habitate neprielnice pentru arbori (zone nisipoase, aride; zone arctice sau alpine; stâncării; sărături; terenuri poluate ș.m.a.) (Doniță et al., 2005). Lianele sunt plante lemnoase cățărătoare, adaptate pentru a ocupa nișe specifice din ecosisteme (Șofletea & Curtu, 2007).

În zonele locuite (urbane și rurale), puternic antropizate, arbuștii au rol important pentru susținerea biodiversității, oferind habitate diverse, ce asigură adăpost (pentru fauna urbană), hrană (nectar și polen pentru polenizatori, frunze, flori, fructe și materii lemnoase ce susțin o gamă largă de insecte, care sunt baza trofică pentru păsări, lilieci ș.m.a.), precum și locuri de cuibărit (Arbaeva et al., 2025; Pinto et al., 2025).

Lianele cresc biodiversitatea urbană, transformând mediul gri, construit (clădiri, ziduri, garduri, stâlpi/piloni ș.a.) în habitate verticale verzi. Prin introducerea lor în parcuri și grădini, sporesc oferta trofică și creează noi posibilități de adăpost sau cuibărit pentru fauna citadină. Dintre speciile de liane, pe lângă nativele *Hedera helix* și *Clematis vitalba*, cu largă răspândire în păduri, respectiv culturile de *Vitis vinifera* și *Humulus lupulus* destinate producției de fructe și băuturi alcoolice, în localități sunt utilizate diverse specii ornamentale - *Wisteria sinensis*, *Parthenocissus quinquefolia*, *Vitis coignetiae*, *Lonicera* spp., *Rosa* spp., *Campsis radicans* ș.a. (Schnitzer & Bongers, 2002).

Ambele categorii de plante lemnoase produc oxigen, fixează bioxid de carbon, reduc zgomotul și poluarea aerului, răcoresc microclimatul urban (Bolea et al., 2006a,b; Alonso et al., 2025; Jia et al., 2025).

Prin naturalizare, mediul urban devine mai curat și plăcut, îmbunătățind, în general, confortul fizic (mai oxigenat, mai puțin poluat, cu substanțe volatile plăcute și benefice, cadru plăcut pentru relaxare și sport) și psihic (peisajul cu plante și animale are efect relaxant, cu excepția persoanelor

anxioase în fața desigurilor sau față de țânțari, căpușe, gândaci, șoareci, ciori, cucuvele ș.m.a.). Conexiunea cu natura are rol educațional, pentru înțelegerea rolului și funcționalității ecosistemelor forestiere, a ceea ce înseamnă hrană naturală și tratamente naturiste, în situații limită chiar pentru diversificarea hranei naturale și reducerea sărăciei (Palit et al., 2024; Salvo-Tierra et al., 2025).

2. Metodă

Din literatura științifică au fost prezentate, sumar, o serie de beneficii ale arbuștilor și lianelor din spațiile verzi urbane.

Au fost prezentate diferite modalități de utilizare (garduri vii, tufe, buchete, covoare, exemplare ș.a.) a arbuștilor și lianelor în combinație cu arbori de foioase și rășinoase, din spațiile verzi din Brașov.

3. Rezultate

3.1. Beneficii ale utilizării arbuștilor

• Reducerea poluării

Diminuarea poluării aerului, apei și solului

Subarboretul contribuie la menținerea unei atmosfere curate, pentru sănătatea omului, prin purificarea aerului viciat de fum, praf și gaze toxice (Li et al., 2023).



Fig. 1. Rășinoase și foioase completate, ocrotite și înfrumusețate de gardurile vii, bine întreținute, din Parcul Titulescu, Brașov

Arbuștii filtrează impuritățile atmosferice și protejează solul de depunerea lor directă. Speciile cu frunze lipicioase,

rășinoase, ceroase, păroase, vălurate au capacitate mai mare de fixare a noxelor (Baraldi et al., 2019). Arbuștii diminuează efectele gazelor toxice dizolvate de apa care pătrunde în sol (Curran-Cournane et al., 2015).

Arborii izolați, lipsiți de plafonul secundar al subarboretului, au o rezistență mai redusă la secetă și poluare comparativ cu arboretele încheiate, cu structura complexă (Spârchez, 1960). Similar, în parcuri, arbuștii sprijină arborii fața de factorii de stres (temperaturi extreme, lumină, furtuni ș.a.) (Sheffer et al., 2014).



Fig. 2. *Crataegus monogyna* - arbust rezistent la poluare (Bolea & Chira 2008)

Dintre arbuști și liane, o rezistență mai mare la emisiile gazoase o are *Frangula alnus* (= *Rhamnus frangula*) (crușin, pațachină), iar la emanațiile de fluor (uneori în combinație cu alte categorii de emisii) o toleranță relativ mai bună o au speciile: *Cornus mas* (corn), *Cotoneaster integerrimus* (bârcoace), *Crataegus monogyna* (fig. 2) și *Crataegus oxyacantha* (păducel), *Euonymus europaeus* (salbă), *Ligustrum vulgare* (lemn câinesc), *Rhamnus cathartica* (verigariu), *Ribes uva-crispa* (agriș), *Rosa canina* (măceș), *Sambucus racemosa* (soc roșu), *Lonicera tatarica* (caprifoi), *Eleagnus angustifolia* (sălcioară), *Philadelphus coronaria* (iasomie) (Percival 2001; Weinstein & Davison, 2003; Prysedskyj, 2017).

Speciile tolerante la sarea folosită împotriva formării gheții pe drumuri sunt: rezistentă - *Tamarix ramosissima* (fig. 3), tolerante: *Rhus typhina*, *Hippophae rhamnoides*, *Euonymus fortunei*, *Hedera helix*, *Laburnum anagyroides*, *Rosa rugosa*, *Daphne mezereum*, *Cotoneaster* spp., *Lonicera tatarica*, *Forsythia x intermedia* ș.a. (Grigore, 2008).



Fig. 3. *Tamarix ramosissima* (cătina roșie)

Diminuarea zgomotului

Prezența arbuștilor conduce la obținerea unei desimi a frunzișului, pe verticală (fig. 2), care oferă o protecție suplimentară, dintre cele mai eficiente contra zgomotelor (Uebel et al., 2025).

• Rolul mediogen

Sechestrarea carbonului

Chiar dacă într-o măsură mai mică, arbuștii și lianele se alătură vegetației arborescente și ierboase la stocarea carbonului din ecosistemele antropizate urbane. Cu cât vegetația este mai deasă (garduri vii, covoare de arbuști târători, trunchiuri acoperite de iederă, ziduri verzi cu liane) cu atât producția de biomasă și implicit cantitatea de carbon produsă și înmagazinată este mai mare (Saebo et al., 2012; Cui et al., 2025).

Diminuarea exceselor climatice

Cu cât vegetația acoperă suprafețe mai mari (ziduri verzi, acoperite de liane, acoperișuri verzi, spații verzi extinse), iar structura acestora este mai diversificată, multietajată (stratul ierbos, apoi cel arbustiv târător, cel intermediar de garduri vii și tufe, cel superior al arborilor, la care se adaugă nivelul intermediar al lianelor), cu atât efectul de umbră, reducerea temperaturilor extreme și diminuarea vitezei vântului sunt mai mari (Baraldi et al., 2019; Zhang, 2020). Arbuștii ocrotesc trunchiurile față de arsurile solare și ger (Götmark et al., 2016).

Dintre speciile arbustive, printre cele mai rezistente la secetă s-au dovedit: *Rhus typhina*, *Cotinus coggygria*, și *Cornus mas* (Sjöman et al., 2023).

Arbuștii au un rol ecologic special pentru punerea în valoare a terenurilor inapte culturilor arborescente sau pentru ameliorarea compozițiilor perdelelor forestiere (Bolea & Chira, 2012; Ordin 2533/2022; Achim et al., 2025):

- pentru terenurile degradate umede se folosesc cătina albă, cătina roșie, scumpia, ienupărul ș.a.;
- pe terenurile cu exces de sare se folosesc cătina de râu și *Halimodendron halodendron*;
- în stațiunile cu exces de apă se recomandă speciile de răchită;
- arbuștii sunt folosiți la marginea perdelelor forestiere pentru protecția drumurilor.

• Susținerea biodiversității

Alunul (fig. 4), măceșul, porumbarul, cornul, moșmonul, zmeurul, afinii, coacăzul, agrișul, produc fructe comestibile, care asigură hrana păsărilor (și a altor viețuitoare) și bucuria copiilor. Multe alte specii arbustive (specii de ienupăr, păducel, salbă ș.a.) au semințele consumate de păsări (Rousseau et al., 2015; Xu et al., 2022).

Structura diversificată a vegetației urbane conferă un sprijin substanțial pentru insectele polenizatoare (Zeng et al., 2023).

O diversitate sporită de specii de arbuști oferă condiții de dezvoltare pentru o gamă variată de insecte (care se hrănesc cu frunze, flori, scoarță, lemn), ce constituie

hrană pentru lilieci și păsările insectivore (Huang et al., 2015; Blinkova & Shupova, 2017).

• Beneficii diverse

Lianele și arbuștii constituie surse naturale de materii prime pentru o gamă variată de utilizări (din coajă, liber, lujeri, muguri, frunze, flori și fructe / semințe), în industrie, alimentație, medicină ș.a., cum ar fi: coloranți industriali sau alimentari, materiale de argăsit și tăbăcit piele, în alimentație sau ca produse farmaceutice, textile sau materiale de împletit ș.a.

Alimentație naturală

Fructele produse de alun (fig. 4) sunt foarte apreciate în alimentație (prăjite sau într-o gamă variată de dulciuri). Din fructele de zmeură, păducel, alun, aronia, migdal, corn, afin, cătină albă ș.a. se fac preparate culinare (gem, dulceață, pastă, cremă) sau sunt folosite direct (crude, congelate) în alimentație (Khalilnezhad et al., 2024). Unele fructe (de ienupăr, mur, afin) sunt folosite pentru băuturi tonice sau alcoolice.



Fig. 4. Fructele de alun sunt mult căutate (Bolea & Chira, 2008)

Utilizări diverse

O gamă variată de arbuști sunt folosiți pentru remedii medicale tradiționale (infuzii, decocturi, tincturi, băi ș.a.) (Pozdnyakova et al., 2025). Fructele de măceș, cătină albă, afine asigură vitamine căutate în industria farmaceutică. Scoarța (de răchită, cătină roșie, crușin), frunzele (de scumpie, afin, liliac), fructele (cătină albă, măceș, afin, ienupăr), florile (de soc, păducel), mugurii și rădăcinile se utilizează în medicina tradițională sau modernă (vitamine și diverse preparate).

Din răchită (*Salix* spp.) se confecționează obiecte împletite de uz casnic și de ornament.

• Deservicii

Literatura științifică prezintă o serie de deservicii ale vegetației arbustive, printre care:

- o bună parte din arbuștii și lianele utilizate în zonele urbane sunt plante exotice, care pot avea un caracter invaziv, dăunător ecosistemelor locale; respectiv pot vectoriza o serie de patogeni și dăunători ai vegetației locale (Crișan et al., 2015; Hui et al., 2017; Chira et al., 2020; Tkaczyk & Sikora, 2025);
- unele plante ornamentale sunt toxice (conțin

substanțe toxice, bioacumulează poluați sau emană compuși organici volatili ș.a.), halucinogene sau alergene, putând provoca probleme accidentale sau sistematice populației sau animalelor de companie (Bolea & Chira, 2008; Zhao et al., 2025);

- vegetația deasă (plante cățărătoare, tufărișuri) adăpostește o serie de nevertebrate considerate de o parte a cetățenilor drept periculoase sau nedorite (țânțari, căpușe ș.a.) care pot răspândi boli foarte periculoase (Lyytimäki & Sipilä, 2009, Jennings et al., 2019);
- tufărișurile, desișurile sunt privite cu anxietate de unele persoane, care cred că acestea pot adăposti persoane sau animale periculoase (Von Döhren & Haase, 2015; Palliwoda & Priess, 2021).

Aceste deservicii pot fi diminuate printr-un management adecvat al spațiilor verzi (utilizarea cu precauție a speciilor de plante potențial periculoase, creșterea biodiversității zonelor verzi, întreținerea optimă a spațiilor verzi), respectiv printr-o comunicare mai bună din partea administrației și organizațiilor de mediu, privind modalitățile de protecție a populației (Kisvarga et al., 2025).

3.2. Armonizarea vegetației arborescente și arbustive

Parcurile din Brașov oferă o gamă variată de soluții de amenajare a spațiilor verzi, utilizând arbuștii pentru sporirea efectului ornamental și peisagistic. Oferim mai jos exemple de amestecuri de arbori și arbuști.

a. Teiul cu rochia de prințesă

Teii (*Tilia cordata* și *T. platyphyllos*) sunt arbori ornamentali foarte apreciați în parcuri (fig. 5). Florile, cât și bracteele lor conțin mucilagii, gumă și colină. În plus, florile conțin ulei eteric, care le dă mirosul plăcut. Ceaiul de flori de tei este foarte apreciat, atât pentru gust cât și pentru ameliorarea bolilor respiratorii și pentru efectul calmant (Zhou et al., 2025).



Fig. 5. Exemplar de tei în combinație cu boschete de forșițe împodobesc Parcul Titulescu Brașov



Fig. 6. Flori albe de *Datura* sp. în formă de trompetă

Surpriza o găsim pe bulevardul Griviței, vizavi de Universitatea Transilvania Brașov, sub forma unui exemplar tânăr de *Tilia cordata*, având numai 2,5 înălțime și o coroană ovoidă cu diametrul de 1,2 m, suprapusă unui arbust, cu frunze verzi-deschise, cu o coroană largă de 1,5 m, rezemată de sol și încărcată de numeroase flori albe mari, strălucitoare, în formă de trâmbițe uriașe (fig. 6).

Specia este din genul *Datura*, ce conține specii originare din America (Centrală și de Sud), relativ puțin cunoscute la noi, pentru că au ajuns în țară relativ recent. *Datura* conține specii ierboase, anuale la scurt perene (cu aspect arbustiv), cu flori erecte, iar *Brugmansia* include specii arborescente, cu flori pendente. Flori albe au *D. innoxia* Mill., *D. wrightii* Regel (ambele larg comercializate și răspândite în România), *D. metel* L. (frecventă în multe continente, inclusiv în țările învecinate, încă neidentificată în România) și *B. arborea* (L.) Sweet (rară în America, în Europa este cvasinecunoscută). *D. wrightii* este considerată invazivă în România - consemnată prima dată în 2011 în estul țării, în prezent s-a răspândit în toate regiunile (Niculescu, 2022). Sunt plante foarte toxice, halucinogene, dar recent *D. innoxia* și *D. stramonium* sunt în atenția cercetărilor medicale pentru proporția mare de hioscină (scopolamină), cu proprietăți antiemetice, sedative, spasmolitice, antimuscarinice (Borza, 1960; Mardare et al., 2022).

La vederea teiului, cu rochița de prințesă, împodobită cu flori albe strălucitoare, în formă de trâmbițe, îndreptate spre cer (fig. 6), trecătorii se opresc, fermecați de combinația coroanelor ovoide și semisferice, și mai ales de frumusețea, mărimea până la 20 cm și numărul mare al florilor deschise (10-25 bucăți). Prin septembrie, aceste flori încep să fie înlocuite cu fructe mari (3-4 cm diametru), globuloase. Raritatea, frumusețea și ineditul combinației cu teiul sunt caracteristici care le fac deosebit de atractive.

b) Molidul cu platoșă de iederă

Între blocurile din bulevardul Griviței, Brașov, atrag atenția doi molizi majestuoși, dintre care unul cu platoșă

verde, de iederă cu mărgelile măslinii (fig. 7). Platoșa este formată din două exemplare de iederă (*Hedera helix*), cu tulpini de 1,5 cm diametru, având un ritidom solzos cenușiu, care s-au încolăcit în jurul trunchiului elagat de molid.

Frunzele iederii sunt verzi, lucitoare, dese, persistente și pieltoase, cu 3-5 lobi triunghiulari, de un verde închis, cu nervuri albicioase pe față și de un verde palid pe dos. În septembrie-octombrie apar florile alb-verzui în umbrele, cu corole formate din 5 petale cărnoase și ovare globuloase, păroase, prevăzute cu glande nectarifere deasupra. Fructele sunt bace, globuloase de 6-8 mm, negre și se maturizează în anul următor, prin aprilie-mai (fig. 7). Rădăcinile extrag hrana din soluri (de preferință reavene, până la reavăn-jilave, cu troficitate mijlocie și pH slab bazic la neutru) (Dumitriu-Tătăranu, 1960).

Rădăcinile adventive se fixează de scoarța molidului, fără a-l vătăma, ceea ce se observă prin compararea celor doi molizi învecinați (la 5 m distanță): molidul cu iederă este la fel de înalt și cu coroana la fel de largă (poate ceva mai largă) în comparație cu cel elagat și fără iederă.



Fig. 7. Molidul cu platoșă verde și mărgelile măslinii de iederă

Hedera helix vegetează de la câmpie până la munte, în zăvoaie, păduri de cvercinee, fag, rășinoase, pe stâncării, ori cultivată ca liană ornamentală. Este toxică, dar are multe utilizări terapeutice: uz intern (antispastic, bronșic, antitusiv, analgezic, emenagog) și extern (analgezic, antireumatic, antiulceros, antibacterian

pentru râie, celulită, mătreacă ș.a.) (Shokry et al., 2022). Iedera este considerată relativ rezistentă la poluare. Dar, la poluarea cu SO₂ apar decolorări internervare (fig. 8a), iar la poluarea cu clor, prin folosirea sării la dezapezirea drumurilor, apar decolorări apicale și marginale (fig. 8b). Frunzele cu simptome ale poluării, nu pot fi folosite în medicina umană.



a



b

Fig. 8. Frunze cu iederă cu decolorări cauzate de poluarea cu SO₂ (a - internervare; b - apicale și marginale) (Bolea & Chira, 2008)

Molidul cu platoșă are la bază un gard viu de hurmuz (*Symphoricarpos albus*), un arbust de 1 m înălțime cu frunze eliptice, cu flori în spice terminale, roze și fructe albe, globuloase, cu diametru de circa 1 cm. Florile împodobesc gardul viu în timpul verii (iunie - septembrie), iar fructele albe, toamna (septembrie - noiembrie).

Hurmuzul rezistă foarte bine la ozon, bine la ger și înghețuri, tolerează solurile compacte, deficitare în apă, suportă un anumit grad de sărăturare a solului. Se dezvoltă bine pe locurile însorite sau semiombrite și rezistă la poluarea cu gaze industriale și praf (Haralamb, 1969; Davis, & Coppolino, 1976).

c) Cireș măreț cu gard viu de lemn câinesc

Prunus avium (cireș) este un arbore cu tulpina dreaptă și coroana ovoidală (fig. 9), apreciat pentru buchetele florale albe, bogate, care anunță venirea primăverii, fructele roșii (închise) și scoarța netedă, lucioasă, care se exfoliază în fâșii circulare.

Frumusețea acestor arbori este mărită prin asocierea cu garduri vii de *Ligustrum vulgare* (lemn câinesc). Acesta este un arbust cu frunze lanceolat-eliptice, verzi metalice, cu flori mici, alb-gălbui, în panicule, dese și ordonate (apar în iunie-iulie) și fructe mici, negre,

sferice și lucioase. Are toate însușirile necesare pentru un gard viu: răspunde foarte bine la tundere, crește activ, lăstărește bine, rezistă la ger și secetă, nu este exigent față de sol și lumină, rezistă la poluarea citadină (Iliescu, 2008; Enescu et al., 2015; Caković Milosavljević et al., 2025).



Fig. 9. Cireș de 22,3 m înălțime și coroana bogată, mărginit de gard viu de lemn câinesc

d) Ienuperii pitici, târători

Speciile de ienupăr (*Juniperus* spp.) sunt larg răspândite în spațiile verzi pentru că au frunzișul veșnic verde, se pretează la spații mai reduse, sunt mai rustice și rezistă mai bine la factorii de mediu (climă, regim pedo-hidric) față de celelalte specii de rășinoase. Ienupărul atrage admirație prin ramificarea deasă și vârfurile orientate în sus; frunzele aciculare, canaliculate, veșnic verzi, cu dungii fine, albe, care imprimă o culoare glaucescentă-cenușie generală (fig. 10); fructe decorative, pseudobace, mici, sferice, verzi la început și apoi albastre negricioase brumate (Haralamb, 1969; Șofletea & Curtu, 2007). Au caracteristici morfologice diferite (unele specii sunt columnare, altele sunt ovoide, iar câteva se dezvoltă sub formă de covor), ceea ce oferă soluții foarte variate peisagiștilor (fig. 10).





Fig. 10. Covoare de *Juniperus communis* la baza arborilor din parcurile Brașovului sau Făgărașului (Bolea & Chira, 2008)

e) Trandafirii înfrumusețează arborii din zonele verzi

Între blocurile bulevardului Griviței (Brașov), apar alei străjuite de vegetație arborescentă de *Betula pendula*, *Thuja occidentalis*, *Pseudotsuga menziesii* și *Abies concolor* "Violacea", împodobite de garduri vii din specii arbustive, printre care și de trandafiri (fig. 11).



Fig. 11. Garduri vii ce mărginesc aleile și spațiile verzi cu arbori și arbuști de rășinoase diverse

Rosa canina (măceș) este un arbust de 2-3 m înălțime, cu tulpini și ramuri ghimpoase, frunze cu 5-7 foliole, eliptice, serate, flori roz (fig. 12) de 4-5 cm și fructele roșii-carmin. Au fost create foarte multe varietăți de trandafir, care sunt printre favoritele populației din mediul rural și urban, în special pentru florile cu culori vii, aprinse (roșii, roz, portocalii, galbene, albe și alte culori), dar și pentru rusticitate (sunt foarte rezistente la factorii de mediu) și întreținerea ușoară. Majoritatea sunt cultivate sub formă de tufă, dar există specii cu trunchi sau "urcători", care pot fi folosite pentru acoperirea zidurilor, pentru realizarea de bolte ș.a. Trandafirii oferă largi posibilități pentru decorarea spațiilor verzi, având port ușor de modelat, o perioadă lungă de înflorire și o bogată paletă cromatică, drept pentru care, în multe orașe din țară s-au înființat zone special dedicate acestor

flori (printre cele mai noi este și *Parcul trandafirilor* din cartierul Răcădău, Brașov), iar grădinile botanice au colecții de soiuri de trandafiri (rozarii).



Fig. 12. Trandafiri (foto D. Chira)

f) Două perle ale peisajului urban: *Wisteria* și *Forsythia*

Wisteria sinensis (glicină chinezească) este o plantă volubilă, în funcție de maniera de conducere putând avea aspect de arbust, dar mai ales de liană. Inflorescențele sunt foarte bogate, sub formă de ciorchine (raceme de 15-30 cm lungime) albastre-liliachii, spectaculoase (fig. 13). Crește bine în lumină și semiumbră. Preferă un sol bogat și reavăn. Rezistă destul de bine la ger, dar este mai sensibilă față de suratele japoneză (*W. floribunda*) și americană (*W. frutescens*). Este folosită frecvent pentru înfrumusețarea zidurilor și teraselor, realizarea de bolte ș.a. (Schnitzer & Bongers, 2002; Melinescu, 2024). Glicina este toxică, ingestia accidentală de frunze, flori, semințe ducând la probleme gastrointestinale (Kim et al., 2017). Compușii săi sunt de interes medical, pentru proprietățile antitumorale, antioxidante, imunologice, antiinflamatorii, antidiabetice ș.a. (Tai et al., 2011, Kim et al., 2017).



Fig. 13. Gard naturalizat cu o perdea de *Wisteria sinensis*

Forsythia x intermedia este un arbust în formă de tufă, cu multe tulpini, subțiri și ramuri lungi arcuite. Atinge înălțimi de 2-3 m, cu lujeri verzui (cu numeroase lenticile proeminente), în patru muchii decurente. Este extrem de apreciată pentru înflorirea devreme (înainte de înfrunzire), prin martie. Florile sunt galbene, cu nuanțe aurii, sunt numeroase, apar pe toată lungimea ramurilor și durează circa o lună (fig. 14). Fructul este

îngust ovoid, cu numeroase semințe îngust-aripate. Frunzele sunt ovate, glabre, parțial serate. Suportă bine gerurile. Rezistă la fum, gaze și o ușoară umbră. Este nepretențioasă față de sol (Șofletea & Curtu 2007). În medicina tradițională asiatică, speciile locale de *Forsythia* (*F. suspensa*, *F. viridissima*, *F. koreana*) sunt considerate printre plantele cele mai eficiente pentru tratarea bolilor inflamatorii. Plantele au însușiri antiinflamatorii și antioxidante, ce le conferă proprietăți utile în tratamentul cancerului (de piele, mamar, hepatic, esofagian, de prostată), a diferitelor viroze (inclusiv gripă și Covid-19) și bacterioze (Bailly, 2022).



Fig. 14. Tufele de *Forsythia* sp. strălucesc printre arborii din Parcul Titulescu, Brașov

g) Combinații de foioase și rășinoase cu tufe / garduri vii de *Buxus* și covoare de *Juniperus*

Arborii de foioase cu coroane largi și luminoase, alături de rășinoase piramidale, sobre, monumentale, având la bază tufe rotunjite de *Buxus* sp. sau covoare de *Juniperus sabina*, creează un peisaj fermecător.

Betula pendula are coroane rare, iar frunzele sale îmbogățesc solul și diminuează acidificarea solului. Prin portul său frumos și pitoresc, cu tulpinile albe, elegante, prezintă un interes decorativ, mai ales în contrast cu verdele întunecat al rășinoaselor (Sonea & Palade, 1969) și îndeosebi cu formele columnare de *Thuja pyramidalis* sau *Picea pungens* var. *columnaris* (fig. 15).



Fig. 15. Mesteceni luminoși în compania molidului argintiu columnar și a gardurilor vii de *Buxus* sp. din Parcul Titulescu, Brașov

Gardul viu și tufele de cimișir (*Buxus sempervirens*), spre deosebire de speciile de rășinoase, sunt conduse (tăiate periodic) spre formele dorite (paralelipiped dreptunghic pentru garduri vii, respectiv forme sferice-ovoidale sau cubice pentru tufe).

i) Combinații de rășinoase și garduri vii

În spațiile verzi din Brașov au fost realizate diferite combinații de arbori și arbuști de rășinoase, realizându-se în timp jocuri de volume și culori care îmbogățesc peisajul citadin.

Combinația dintre molid, chiparos și arbuști (fig. 16):

- Arbori de molid (*Picea abies*), cu port drept, cu vârf conic, ascuțit, cu ace de culoare verde-închisă, conuri pendente, relativ mari, lunguiețe.
- Chiparos de California (*Chamaecyparis lawsoniana*), cu o coroană elegantă, îngust-piramidală deasă, cu lujeri ramificați într-un singur plan, bogat înfrunziți, cu frunze solzoase, verzi închise, slab glaucescente, conurile mici, sferice, verzi deschise, apoi albăstrui vineții și brune la maturitate (Șofletea & Curtu, 2007). Această coroană, la exemplarele adulte este largă, cu ramuri cvasi-plângătoare, având un aspect măreț și caracteristic, puțin obișnuit la conifere.



Fig. 16. Un grup de *Picea abies* și *Chamaecyparis lawsoniana*, înfrumusețat de garduri vii de *Buxus* și covoare de *Juniperus communis*, în Parcul Titulescu, Brașov

- Covoarele de ienupăr pitic (*Juniperus communis* ssp. *nana* sau *Juniperus sabina*) se aștern la o mică distanță de arbori, acoperind solul, realizând un joc al volumelor și contrast al texturii (tufele sunt dese, impenetrabile, în comparație cu coroana mai rărită a arborilor), culorii (verde-deschis), aromelor (miros diferit al acelor și scoarței molidului, chiparosului și ienupărului) etc.
- Gardul viu este format din *Hibiscus syriacus* (zămoșită de Siria), cu lujeri moi și lungi și scoarța cenușie, flori albe pătate cu roșu violet, solitare, axilare, mari de 6-10 cm, ce apar din iulie până în septembrie. Arbustul poate ajunge la maxim 3-4 m înălțime. Planta suportă

bine uscăciunea de vară a aerului și solului, dar poate suferi de ger. Preferă solurile bogate și permeabile, dar poate vegeta și pe solurile variate ca substanțe minerale și textură (Ljubojević & Pušić, 2022). Datorită înfloririi de lungă durată, a florilor mari, frumoase și a frunzișului bogat, gardurile vii de *Hibiscus syriacus* sunt dintre cele mai reușite și de mare efect. Culorile mai vii ale zămoșitei, înviorează verdele rășinoaselor (foarte apreciat iarna, dar prea uniform în timpul verii).

Îmbinarea speciilor de Cupressaceae cu arbuști:

- *Thuja plicata* "Fastigiata" (tuia gigantică) se remarcă prin portul său frumos, cu coroană îngust piramidală și dimensiunile mari (fig. 17).



Fig. 17. Tuia asociată cu chiparosul de California, garduri vii sau ghivece, în Parcul Titulescu Brașov

- *Chamaecyparis lawsoniana* are coroană conică și vârful caracteristic nutant (fig. 17). Este un arbore relativ rezistent la poluare.



Fig. 18. Gardurile vii străjuiesc tuile columnare și arborii de foioase, îmbunătățind structura vizuală și atractivitatea amenajărilor din parc

Combinății de molid argintiu, pini și arbuști:

- *Picea pungens* var. *glauca*, are acele verzi-albăstrui, viguroase, rigide, înțepătoare, curbate, dispuse radiar, mai îngrămădite pe fața superioară a lujerilor (fig. 19). Este un arbore ornamental rezistent la poluarea cu fum și praf.



Fig. 19. *Pinus nigra* și *Picea pungens* var. *columnaris*, cu covoare de *Juniperus sabina* și garduri vii de *Buxus sempervirens* la bază, în Parcul Titulescu

Juniperus sabina (ienupărul târâtor) este un arbust foarte apreciat pentru frunzișul verde, lujerii flexibili și portul specific, adaptat să suporte stratul gros de zăpadă din zonele alpine. Prezența sa în spațiile verzi are și un rol educativ, dacă prin panouri de avertizare sunt expuse populației proprietățile sale antimicrobiale și insecticide (apreciate în spațiile publice), precum și cele antioxidante, antiinflamatorii, anticancerigene, hepatoprotective și nefroprotectoare. În medicina tradițională mondială, a fost folosită pentru răceli, febră, inflamații (reumatism), dizenterie, eczeme, cancer, diabet, amețeli, ca diuretic, emetic, hipnotic, stimulent general, pentru boli de stomac / digestive, tratamentul viermilor intestinali, dezvoltarea musculaturii, provocarea de avort ș.a. (Pan et al., 2024).

4. Concluzii

Climatul și solurile generoase din orașele și satele României, bunul simț și tradițiile poporului nostru, cunoștințele de silvicultură, arboricultură, horticultură și arhitectură, împreună cu marea diversitate a speciilor lemnoase și a modurilor lor de coabitare, precum și bogata literatură de specialitate, permit o continuă înfrumusețare a peisajelor și creșterea valorii sanitare a arborilor și arbuștilor.

Modelele existente pe străzile, bulevardele, piațetele și parcurile din România și din străinătate pot fi utilizate și diversificate, pentru a spori valoarea estetică și culturală a mediului urban și a îmbunătăți calitatea vieții.

Bibliografie

- Achim, F., Dinca, L., Chira, D., Raducu, R., Chirca, A., & Murariu, G. (2025). Sustainable management of willow forest landscapes: A review of ecosystem functions and conservation strategies. *Land*, 14(8), 1593.
- Alonzo, M., Ibsen, P. C., & Locke, D. H. (2025). Urban trees and cooling: a review of recent literature (2018 to 2024). *Arboriculture & Urban Forestry*, 51.

- Arbaeva, A., Arbaev, K., Baytikova, T., Omurzakova, K., & Namatova, E. (2025).** Ecological role of tree and shrub plantations in urban landscapes. *Scientific Journal Ukrainian Journal of Forest & Wood Science*, 16(1).
- Bailey, C. (2022).** Forsythosides as essential components of Forsythia-based traditional Chinese medicines used to treat inflammatory diseases and COVID-19. *World Journal of Traditional Chinese Medicine*, 8(1), 1-20.
- Baraldi, R., Chieco, C., Neri, L., Facini, O., Rapparini, F., Morrone, L., ... & Carriero, G. (2019).** An integrated study on air mitigation potential of urban vegetation: From a multi-trait approach to modeling. *Urban Forestry & Urban Greening*, 41, 127-138.
- Blinkova, O., & Shupova, T. (2017).** Bird communities and vegetation composition in the urban forest ecosystem: correlations and comparisons of diversity indices. *Ekologia*, 36(4), 366-387.
- Bolea, V., Chira, D. (2008).** *Flora indicatoare a poluării*. Ed. Silvică, 386 p.
- Bolea, V., & Chira, D. (2012).** Perdele forestiere de protecție antifonică și antipoluantă pe perimetrul companiei Kronospan România. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 30, 78-87.
- Bolea, V., Chira, D., & Vasile, D. (2006a).** Domenii de aplicarea a metodei arborilor bioindicatori și bioacumulatori. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, XI, 22, 25-31.
- Bolea, V., Chira, D., Popa, M., Mantale, C., Pepelea, D., Gancz, V., ... & Iacoban, C. (2006b).** Trees-synthetic bioindicators and bioaccumulators in forest ecosystems. *Analele ICAS*, 49, 67-77.
- Borza, A., (1960).** *Florile din grădina mea*. Ed. Științifică.
- Caković Milosavljević, M., Beloica, J., & Čavlović, D. (2025).** Ecological restoration in the Pannonian Basin: evaluation of native species performance and implications for adaptive landscape planning. *Frontiers in Environmental Science*, 13, 1734164.
- Chira, F., Mantale, C., Ciocîrlan, M., Blaga, T., & Chira, D. (2020).** Răspândirea ciupercii *Erysiphe platani* în România. *Rev. Silv. și Cinegetică*, 47, 56-60.
- Crișan, A. I., Chira, D., Isaia, G., & Marcu, V. (2015).** Boli foliare ale pinului din zona Brașovului. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 36, 34-37.
- Cui, K., Cui, Y., Deng, X., Zhang, C., Jia, Y., Zhao, T., ... & Qin, H. (2025).** Refined big data on carbon sequestration for urban trees: 3D information and spatial carbon stock. *Sustainable Cities and Society*, 106901.
- Curran-Cournane, F., Lear, G., Schwendenmann, L., & Khin, J. (2015).** Heavy metal soil pollution is influenced by the location of green spaces within urban settings. *Soil Research*, 53(3), 306-315.
- Davis, D. D., & Coppolino, J. B. (1976).** Ozone susceptibility of selected woody shrubs and vines. *Plant Disease Reporter*, 60(10), 876-878.
- Doniță, N., Popescu, A., Paucă-Comănescu, M., Mihăilescu, S., & Biriș, I. A. (2005).** *Habitatele din România*. Ed. Tehnică-Silvică, București.
- Dumitriu-Tătăranu, I. (1960).** Arbori și arbuști forestieri ornamentali cultivați în RPR. Ed. Agrosilvică, București.
- Enescu, C. M., Loghin, C. C., & Ștefan, V. (2015).** Wild privet (*Ligustrum vulgare* L.): a multipurpose species with an important role in forest land reclamation. *JOURNAL of Horticulture, Forestry and Biotechnology*, 19(1), 70-73.
- Götmark, F., Götmark, E. & Jensen, A.M. (2016).** Why be a shrub? A basic model and hypotheses for the adaptive values of a common growth form *Front Plant Sci.*, 7, 1095.
- Grigore, M. N. (2008).** *Halofitotaxonomia. Lista plantelor de sărătură din România*. PIM Iași.
- Haralamb, A. M. (1969).** *Cultura arbuștilor forestieri*. Ed. Agro-Silvică de Stat.
- Huang, Y., Zhao, Y., Li, S., & von Gadow, K. (2015).** The effects of habitat area, vegetation structure and insect richness on breeding bird populations in Beijing urban parks. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 1027-1039.
- Hui, C., Richardson, D. M., & Visser, V. (2017).** Ranking of invasive spread through urban green areas in the world's 100 most populous cities. *Biological Invasions*, 19(12), 3527-3539.
- Iliescu, A. F. (2008).** *Cultura arborilor și arbuștilor ornamentali*. Ed. Ceres.
- Jennings, V., Browning, M. H., & Rigolon, A. (2019).** Friend or foe? An overview of the services and disservices from urban green spaces. *Urban Green Spaces: Public Health and Sustainability in the United States*, 7-30.
- Jia, X., Ploumi, T., & White, E. (2025).** Beyond canopy expansion: Shrubs offer greater potential for enhancing green view equity in urban streetscapes. *Sustainable Cities and Society*, 106812.
- Khalilnezhad, M. R., Taheri, M. R., Russo, A., Nasseh, N., & Taheri, A. (2024).** Designing healthy edible cities: investigating the environmental and spatial factors affecting urban fruit safety. *Cities & Health*, 1-8.
- Kim, D., Park, J., Kim, Y. M., & Tchah, H. (2017).** Acute intoxication due to *Wisteria floribunda* seed in seven young children. *Pediatrics International*, 59(5), 600-603.
- Kisvarga, S., Horotán, K., Istvánfi, Z., Jana, T., Mosonyi, D. I., & Orlóci, L. (2025).** The role of sterile plant lines in the management of invasive and allergenic plants in urban environments. *Urban Forestry & Urban Greening*, 129083.
- Li, H., Zhu, X., Kong, W., Zheng, M., Guo, X., & Wang, T. (2023).** Physiological response of urban greening shrubs to atmospheric particulate matter pollution: An integral view of ecosystem service and plant function. *Environmental and Experimental Botany*, 213, 105439.
- Ljubojević, M., Pušić, M. (2022).** Chapter IV Review on ornamental rose of sharon (*Hibiscus syriacus* L.): Assessment of decorativeness, invasiveness and ecosystem services in public green areas. In: Ostojić, J., Čiğ A. *Sustainable Practices in Horticulture and Landscape Architecture*, 71-122.
- Lyytimäki, J., & Sipilä, M. (2009).** Hopping on one leg—The challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(4), 309-315.
- Mardare, G., Lazar, L., & Malutan, T. (2022).** Spectroscopic investigation and chemical fingerprint of *Datura innoxia* dry biomass. *Comptes Rendus. Chimie*, 25(S3), 227-235.
- Melinescu, A. (2024).** Urban landscape design - A community-oriented proposal for Craiova old town. *Annals of the University of Craiova, Biology, Horticulture, Food products processing technology, Environmental engineering*, 29(65).
- Ordin 2.533 (2022).** pentru aprobarea Normelor tehnice privind compoziții, scheme și tehnologii de regenerare a pădurilor și de împădurire a terenurilor degradate și a Ghidului de bune practici privind compoziții, scheme și tehnologii de regenerare a pădurilor și de împădurire a terenurilor degradate. *Monitorul Oficial al României, Partea I*, nr. 1000 din 14 octombrie 2022.
- Palit, R., Downey, P. O., & Duncan, R. P. (2024).** Factors influencing naturalisation success in horticultural species: a case study using planting records from the inception of a planned city. *Biological Invasions*, 26(6), 1801-1814.
- Palliwoda, J., & Priess, J. A. (2021).** What do people value in urban green? Linking characteristics of urban green spaces to users' perceptions of nature benefits, disturbances, and disservices. *Ecology and Society*, 26(1), 28.
- Pan, L., Zhou, T., Chen, C., Xu, H., & Wang, W. (2024).** Phytochemistry, Pharmacology, and Traditional Medicine Applications of *Juniperus sabina* L.: A Comprehensive Overview. *Molecules*, 29(24), 5876.
- Pârnu, C. (2004).** *Enciclopedia plantelor*. Ed. Enciclopedică, București.
- Percival, G. (2001).** Super shrubs. *The Horticulturist*, 10(1), 5-8.
- Pinto, M. Q., Varandas, S., Cohen-Shacham, E., & Cabecinha, E. (2025).** Birds, Bees, and Botany: Measuring Urban Biodiversity After Nature-Based Solutions Implementation. *Diversity*, 17(7), 486.
- Pozdnyakova, Y., Murzatayeva, A., & Omarova, G. (2025).** Assessing Biodiversity, Health Benefits, and Knowledge of Wild Edible Plants in Rural and Urban Areas. *Journal of Human, Earth, and Future Учёбумену: Ital Publication*, 6(1), 131-149.

- Roșca, I., Onica, E., Cutcovschii-Muștuc, A., & Onica, N. (2024).** Colecția genului *Cornus* L. din cadrul Grădinii Botanice Naționale (institut), Alexandru Ciubotaru” a Republicii Moldova. *Studia Universitatis Moldaviae (Seria Științe Reale și ale Naturii)*, 176(6), 96-101.
- Rousseau, J. S., Savard, J. P. L., & Titman, R. (2015).** Shrub-nesting birds in urban habitats: their abundance and association with vegetation. *Urban Ecosystems*, 18(3), 871-884.
- Saebo, A., Hanslin, H. M., Baraldi, R., Rapparini, F., Gawronska, H., & Gawronski, S. W. (2012).** Characterization of urban trees and shrubs for particulate deposition, carbon sequestration and BVOC emissions. In *II International Symposium on Woody Ornamentals of the Temperate Zone 990*, 509-517.
- Saha, S., Kumar, Y., Gupta, J. K., Kumar, S., Singh, K., Singh, T., ... & Garg, K. (2025).** An Overview of the Pharmacological and Phytochemical Characteristics of *Betula utilis*. *Anti-Infective Agents*, 23(2), e22113525298942.
- Salvo-Tierra, Á. E., & Ruiz-Valero, Á. (2025).** Why urban greening requires more than just species biodiversity. *Academia Environmental Sciences and Sustainability*, 2(4).
- Schnitzer, S. A., & Bongers, F. (2002).** The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(5), 223-230.
- heffer, M., Vergnon, R., Cornelissen, H.C., Hantson, S., Holmgren, M., van Nes, E.H. & Xu, C. (2014).** Why trees and shrubs but rarely trubs? *Trends Ecol Evol*. 29, 433-434.
- Shokry, A., El-Shiekh, R., Kamel, G., & Ramadan, A. (2022).** Phytochemical contents, biological activities and therapeutic applications of hederia helix (ivy leaf) extracts: a review. *The Natural Products Journal*, 12(4), 22-32.
- Sjöman, H., Ignell, S., & Hiron, A. (2023).** Selection of shrubs for urban environments—An evaluation of drought tolerance of 120 species and cultivars. *HortScience*, 58(5), 573-579.
- Șofletea, N., & Curtu, L. (2007).** *Dendrologie*. Ed. Universitatii Transilvania din Brasov.
- Sonea, V., Palade, L. (1969).** *Arboricultura Ornamentală și Arhitectura Peisageră*. Ed. Didactică și Pedagogică.
- Spârchez, Z. (1960).** Semnalări de anomalii la sălcioară, ulm de câmp, păducel, stejar pedunculat, salcîm și molid. *Revista pădurilor*, 11, 652-654.
- Tai, B. H., Trung, T. N., Nhiem, N. X., Ha, D. T., Phuong, T. T., Thu, N. B., ... & Kim, Y. H. (2011).** Chemical components from the fruit peels of *Wisteria floribunda* and their effects on rat aortic vascular smooth muscle cells. *Bulletin of the Korean Chemical Society*, 32(6), 2079-2082.
- Tanachi, T., Roșca, I., Onica, E., & Cutcovschii-Muștuc, A. (2022).** Colecția genului *Berberis* L. din cadrul Grădinii Botanice Naționale (Institut) „Alexandru Ciubotaru”. *Revista Botanică*, 24(1), 52-58.
- Tkaczyk, M., & Sikora, K. (2025).** Urban Pathways of Oomycete Dissemination: A Case Study from Warsaw Parks. *Forests*, 16(11), 1736.
- Uebel, K., Bonn, A., Marselle, M., Dean, A. J., & Rhodes, J. R. (2025).** Understory vegetation can promote bird sounds and reduce traffic noise in urban park soundscapes. *Urban Ecosystems*, 28(2), 71.
- Vladimirov, M. S., Nikolić, V. D., Stanojević, L. P., Nikolić, L. B., & Tačić, A. D. (2019).** Common birch (*Betula pendula* Roth.): Chemical composition and biological activity of isolates. *Adv. Technol*, 8, 65-77.
- Von Döhren, P., & Haase, D. (2015).** Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. *Ecological indicators*, 52, 490-497.
- Weinstein, L. H., & Davison, A. W. (2003).** Native plant species suitable as bioindicators and biomonitors for airborne fluoride. *Environmental Pollution*, 125(1), 3-11.
- Xu, W., Yu, J., Huang, P., Zheng, D., Lin, Y., Huang, Z., ... & Fu, W. (2022).** Relationship between vegetation habitats and bird communities in urban mountain parks. *Animals*, 12(18), 2470.
- Zeng, H., Wang, J., Guan, M., Lu, Y., Liu, H., & Zhao, D. (2023).** Effects of vegetation structure and environmental characteristics on pollinator diversity in urban green spaces. *Urban Forestry & Urban Greening*, 84, 127928.
- Zhang, R. (2020).** Cooling effect and control factors of common shrubs on the urban heat island effect in a southern city in China. *Scientific Reports*, 10(1), 17317.
- Zhao, T., Heinrich, J., Brauer, M., Fulman, N., Idrose, N. S., Baumbach, C., ... & Fuertes, E. (2025).** Urban greenspace under a changing climate: Benefit or harm for allergies and respiratory health? *Environmental Epidemiology*, 9(2), e372.
- Zhou, Y. J., Ren, Q., & Shen, Y. B. (2025).** Comprehensive review of *Tilia* L.: phytochemical profiles, edible value, therapeutic potentials, and ecological significance. *Food Med. Homol*, 2, 9420035.

Abstract

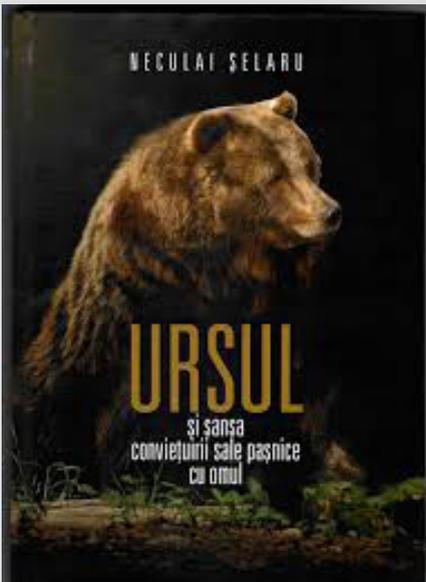
Shrubs and lianas in urban green spaces

Shrubs and lianas accompany urban green spaces, increasing their mediogenic contribution (mitigating climate extremes, reducing pollution, storing carbon), supporting biodiversity, improving the living environment (physical and psychological comfort) as well as educational (regarding traditional medicinal and culinary uses). Concrete cases of shrubs and vines that enhance the ornamental effect of deciduous and coniferous trees in green spaces in Brasov city (Romania) are presented.

Keywords: urban green areas, bushes, creepers, vines, resinous and deciduous trees.

Recenzie

Șelaru N., 2025. **Ursul și șansa conviețuirii sale pașnice cu omul.** Ed. Blitz Poligraf, 272 pag.



Problema conviețuirii pașnice a ursului cu omul este analizată de dr. ing. Neculai Șelaru, cu profesionalism și competență, concretizată prin analize minuțioase și propuneri de soluții, importante atât pentru conservarea speciei, asigurarea echilibrului ecosiste-

mic al habitatului său și al interesului societății românești.

Autorul consideră că habitatul național apt pentru viețuirea și înmulțirea ursului (format din cca. 7000000 ha de teren forestier și agricol renaturalizat) ar putea susține, fără a crea probleme, un efectiv de cca. 5600-7000 de urși, într-o structură de 1:1 pe sexe, normal distribuite pe categorii de vârstă, într-o densitate medie suportabilă de 0,8-1,0 urs/1000 ha, efectiv care ar putea fi reglat (menținut, conservat) printr-o cotă sustenabilă de recoltă, de 240-300 urși pe an, corespunzătoare sportului mediu multianual de 4,3%. Această cotă de menținere optimă a populației se mărește pe măsura creșterii efectivelor reale peste cele stabilite țel, asigurându-se, în permanență, structura normală pe sexe și clase de vârstă.

Autorul recomandă:

– Optimizarea și conservarea habitatului ocupat în prezent de urs și a conectivității nucleelor populaționale de către administratorul fondului cinegetic național și de gestionare a fondurilor cinegetice.

- Îmbunătățirea pazei, ocrotirii și îngrijirii populației actuale de urs.
- Evitarea acțiunilor de management ce s-au dovedit ineficiente în trecut:
- relocarea urșilor problemă, fără șanse de revenire la comportamentul normal de sălbăticiune,
- împușcarea prioritară a urșilor masculi dominanți, la pândă,
- întârzierea împușcării cu caracter reactiv a urșilor problemă,
- ezitarea împușcării urșilor de talie mai redusă și cu comportament atipic.

Cartea domnului dr. ing. Neculai Șelaru, redactată într-o manieră profesionistă, dar larg accesibilă (fig. 1), este recomandată pentru vânătorii, silvicultorii și specialiștii în cinegetică de la nivelul administrațiilor locale, regionale și naționale, din țară. Fiind o lucrare de referință pentru domeniul abordat, consider că merită să fie premiată de către Societatea Progresul Silvic.

Dr. ing. **Valentin Bolea**

Arborii memoriali – conexiune între trecut, prezent și viitor

Diana Vasile¹, Virgil Scărlătescu², Andrei Apăfăian¹✉, Raluca Enescu³, Simona Coman¹, Emilia Mihalache¹

¹ Stațiunea Brașov – Institutul Național de Cercetare – Dezvoltare în Silvicultură „Marin Drăcea”, Brașov, RO

² Col. Mihăești, Stațiunea Pitești, INCDS ”Marin Drăcea”, Mihăești, RO

³ Facultatea de Silvicultură și Exploatarea Forestiere, Universitatea Transilvania, Brașov, RO

✉ Autor corespondent (apafaian.andrei@gmail.com)

1. Introducere

Arborii memoriali sunt acei arbori monumentali, care prezintă importanță nu doar datorită caracteristicilor dendrologice (dimensiuni, vârstă), ci și semnificației lor istorice, culturale, sociale sau mistice. Aceștia pot fi identificați cu anumite evenimente din istorie sau legate de personalități importante pentru cultura națională sau internațională.

În Polonia, sunt cunoscuți ”Stejarul Bażyński” din Kadyny, ”Pinul reginei Bona” din Kampinos, „stejarii Regelui” din Białowieża, „Teiul Prințesei Ana” din Kliniska, ”Stejarul Napoleon” (a ars în 2010) din zona districtului silvic Przytok (Pietrzak-Zawadka 2016), fostul ”Stejar Chrobry = cel viteaz” sub coroana căruia s-ar fi întâlnit împăratul Otto al III-lea și primul rege al Poloniei Boleslav I cel Viteaz (Browarny 2023).

În Republica Cehă există molidul monumental de lângă Javornik, care a supraviețuit celor două războaie mondiale și care apare ca obiectiv turistic în diverse ghiduri (Browarny 2023).

Obiectiv turistic este partea rămasă din trunchiul ”Stejarului Baublis”, din Lituania, a cărui tinerețe a coincis cu formarea statului lituanian medieval timpuriu, și care în anul 1812, la vârsta de 700 ani, a fost tăiat datorită stării avansate de degradare (Związek 2024).

Un arbore care a suferit vătămări (tăieturi, arsuri, mutilări), reprezintă o verigă de legătură între un anumit eveniment (o traumă) din trecut și urma acestuia în memoria actuală. Astfel este considerat „fagul politic” (”Politische Buche”) din Dresda (Schramm 2019), care are pe trunchiul său încrustate anumite simboluri politice din secolul al XX-lea, cum ar fi cele trei săgeți ale Frontului de Fier, parțial acoperite de o svastică,

abrevierile partidului comunist (KPD), ale partidului socialist (SED) și ale partidului democrat (FDP), acesta din urmă fiind adăugat după reunificarea Germaniei (Browarny 2023).

În Turcia, se crede că arborii fac legătura dintre om și natură, simbolizează unicitatea lui Dumnezeu, ocupând un loc important în credințele mitologice, cum este cazul ”stejarului Dede Korkut”, care posibil să fi fost tânăr când Mehmet Cuceritorul a traversat zona Golfului Edremit (Efe et al. 2011).

Anumiți arbori au fost considerați sacri în funcție de zona unde s-au dezvoltat, în funcție de flora care îi înconjoară: în Siberia erau considerați sacri fagul, mesteacănul și pinul, în Asia Centrală carpenul și plopul, iar în Anatolia stejarul și platanul (Efe et al. 2011, Ozheredov et al. 2014, Qi 2022).

Scopul prezentului articol este de a evidenția arborii monumentali din România ce sunt purtători ai memoriei colective, despre care există relatări legate de trecutul istoric, de personalități care și-au legat numele de aceștia, de evenimente care s-au petrecut în vecinătatea lor sau ca reprezentanți ai unor simboluri religioase. Aceștia au fost localizați, măsurați și au fost evaluați din punct de vedere a stării lor de sănătate.

2. Locul și metoda de cercetare

Cercetările s-au desfășurat în perioada 2019–2022, la nivel național, vizând toate cele 41 de județe ale României, în localități și peisaje rurale/urbane, inclusiv: parcuri, aliniamente și spații verzi, curți de biserici și cimitire, curți ale unor instituții, domenii istorice/conace, terenuri agricole și pășuni, respectiv în fond forestier.

Au fost înregistrați arborii cu circumferința ≥ 200 cm fiind încadrați astfel:

- istorici – asociați cu evenimente/personalități istorice, cu relatări locale și/sau documentare;
- folclorici – asociați cu narațiuni/obiceiuri, referințe culturale (ex. autori, poeți) sau rol social comunitar;
- mistici – asociați cu locuri și practici percepute ca sacre (biserici, cimitire, izvoare), cu rol ritualic (ex. „arbore al dorințelor”).

Pentru fiecare arbore s-a măsurat circumferința la 1,30 m de la nivelul solului, înălțimea, diametrul coroanei pe două direcții perpendiculare, raportat ca medie; s-a stabilit și amplasarea (s-au stabilit coordonatele cu ajutorul aplicației Avenza Maps format WGS84), și a fost fotografiat fiecare exemplar.

Vârsta arborilor a fost estimată prin: i) consultarea documentelor disponibile la nivel local (primării, consilii județene, materiale istorice/administrative); ii) informații din surse locale și relații ale comunității (discuții).

Starea de sănătate a fost evaluată vizual și încadrată în trei clase:

- **bună:** fără atacuri de insecte, fără putregai, doar câteva ramuri uscate în coroană;
- **relativ bună:** ramuri subțiri și groase uscate în coroană, cicatrici ale scoarței;
- **slabă:** vârful coroanei uscat, putregai pe trunchi sau în ramurile groase din coroană, atacuri de insecte pe trunchi sau pe frunze.

3. Rezultate

Au fost identificați 74 de arbori memoriali, aparținând la 18 genuri (22 specii), localizați în 27 de județe și 48 de localități (fig. 1).

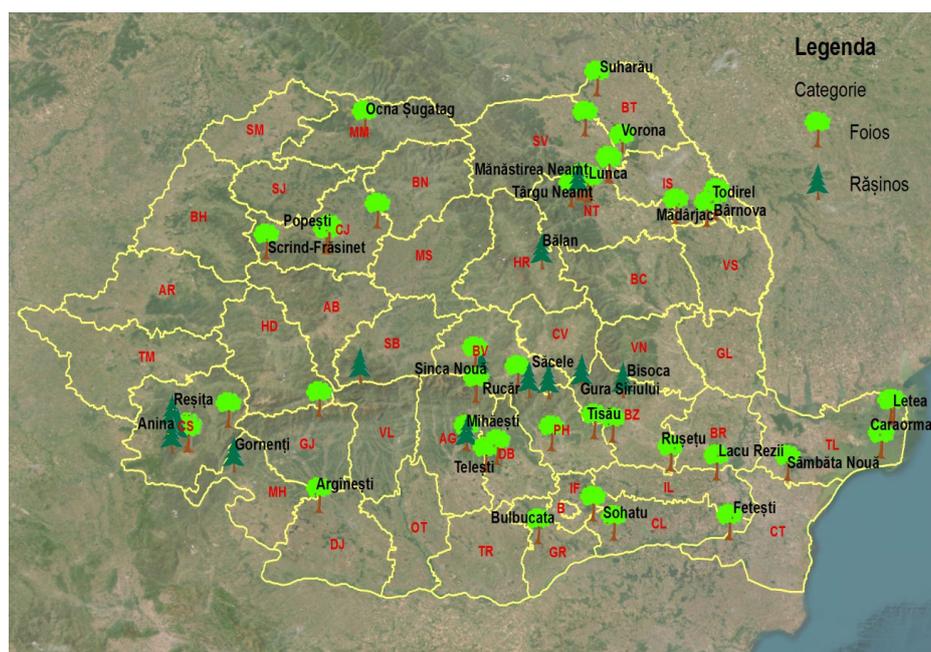


Fig. 1. Locul arborilor memoriali / Location of memorial trees

Cei mai mulți arbori memoriali aparțin genului *Quercus* (53%) și *Tilia* (14%), celelalte genuri apar în procent de 1-4% (fig. 2). Arborii cu valoare istorică sunt cei mai răspândiți (64), iar dintre cei folclorici și mistici au fost înregistrați doar 7, respectiv 3 indivizi. Cei mai mulți

arbori memoriali (6) au fost înregistrați în județele Iași și Covasna, în timp ce în 10 județe (Bihor, Brăila, Brașov, Călărași, Gorj, Ilfov, Ialomița, Teleorman, Vrancea și Vaslui), a fost înregistrat doar câte un singur exemplar (fig. 3).

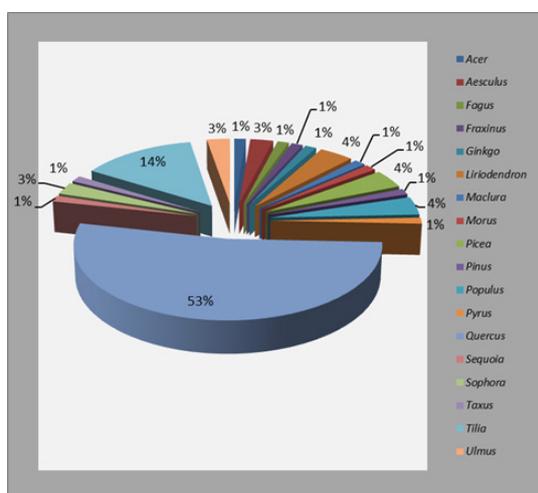


Fig. 2. Distribuția arborilor memoriali pe genuri /Distribution of memorial trees by genera

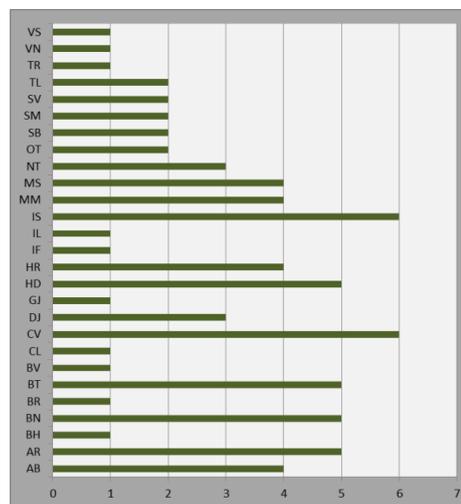


Fig. 3. Distribuția arborilor memoriali pe județe /Distribution of memorial trees by counties

3.1. Arbori istorici

Arborii istorici sunt arbori care ocupă un loc aparte în istoria locală, cu o viață suficient de lungă pentru a fi considerați martori la anumite evenimente istorice petrecute în jurul lor, fiind o punte între trecutul și viitorul oamenilor care locuiesc în zonă. În anumite situații aceștia depășesc granițele locale fiind cunoscuți internațional.

Arborii cu valoare istorică înregistrați au înălțimile cuprinse între 7 și 40 m (fig. 4), cei mai mulți se încadrează la categoria de înălțime de 20-30 m, iar doi indivizi depășesc 40 m înălțime.

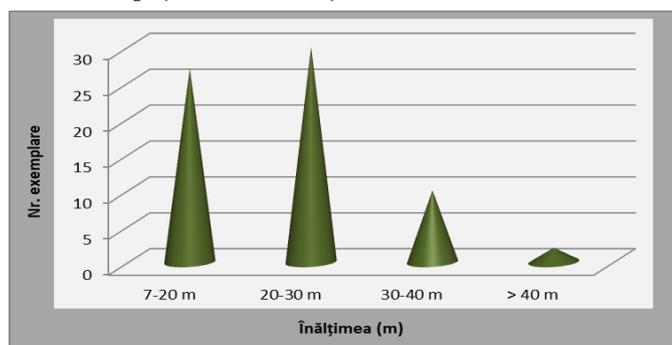


Fig. 4. Categoriile de înălțime ale arborilor istorici / Height categories of historic monumental trees

Exemplele care depășesc 40 m înălțime sunt:

- Arborele leala (*Liriodendron tulipifera* L.) din Avrig (Jud. Sibiu) (foto 1) cu o înălțime de 42,50 m și o circumferință de 5,15 m, care se află în parcul Brukenthal, și a fost plantat de baronul Samuel von Brukenthal, guvernator al Transilvaniei, colecționar de artă și fondator al muzeului din Sibiu care îi poartă numele (Göllner 1977).
- Stejarul (*Quercus robur* L.) de la Țebea (jud. Hunedoara) (foto 2), cu înălțimea de 43,9 m și circumferința de 5,56 m. Acesta se află în curtea bisericii ortodoxe din localitate și este supranumit „gorunul lui Avram Iancu” (în limbajul popular din zonă nu se face distincție între stejar și gorun), deoarece se află în apropierea mormântului liderului românilor din Transilvania din timpul revoluției din 1848-1849, supranumit ”Crăișorul munților” (Lazăr & Morar 2008).



Foto 1. Arborele leala din Avrig (SB) / Tulip tree from Avrig (foto: Scărlătescu V.)



Foto 2. Gorunul lui Avram Iancu de la Țebea (HD) / Avram Iancu's oak tree from Țebea (foto: Mihalache E.)

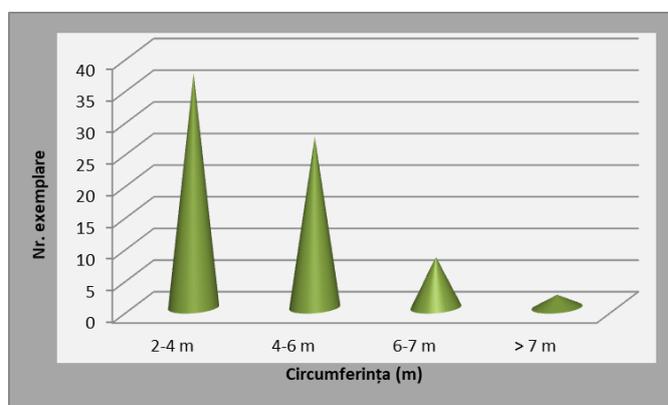


Fig. 5. Circumferința arborilor monumentali istorici

Circumferința arborilor istorici este cuprinsă între 2 și 7 m (fig. 5), cei mai mulți situându-se în intervalul 2-4 m.

Cu circumferința mai mare de 7 m sunt doi stejari (*Q. robur*), dintre care primul exemplar se află la Țebea (jud. Hunedoara) (foto 3), fiind cunoscut sub numele de „Gorunul lui Horea”, cu circumferința de 9,70 m. Sub acest stejar, în 1784, Horea a chemat moșii la luptă, îndemnându-i la răscoală. În apropierea stejarului, la circa 15 m mai la nord, este îngropat Avram Iancu, decedat la 10 septembrie 1872. Începând din 1892 a început declinul stejarului, astfel încât în 1947 a fost nevoie să fie restaurat, trunchiul fiind îmbrăcat în ciment, pe care s-a realizat modelul cojii de către sculptorul Radu Moga-Mânzat. În 1977, pentru susținerea unei ramuri laterale, a fost construit un stâlp de beton. Această ultimă ramură a fost ruptă de furtuna puternică din 19 iulie 2005, astfel că actualmente nu mai există decât o mică parte din trunchi și sarcofag de beton (Cristea 2010).

Al doilea stejar este cel din localitatea Tălpaș (jud. Dolj) (foto 4), „Stejarul lui Tudor Vladimirescu”, care avea o circumferință de 7,55 m. Din informațiile obținute de la localnici, se pare că Tudor Vladimirescu a făcut un popas sub stejar, împreună cu oastea de panduri. Tudor

Vladimirescu a fost o personalitate importantă pentru istoria Țării Românești, de la începutul secolului al XIX-lea, conducând revoluția de la 1821 (Micu 1980).



Foto 3. "Gorunul lui Horea" de la Țebea (HD) anul 2020 / "Horea's oak tree" from Țebea (HD) in 2020 (Foto: Mihalache E.)



Foto 4. "Stejarul lui Tudor Vladimirescu" (DJ) / "Tudor Vladimirescu's oak tree" (foto: Scărlătescu V.)

Vârsta estimată a arborilor istorici analizați este cuprinsă între 83 și 600 ani, cei mai mulți fiind în categoriile de vârste 83-180 ani, respectiv 200-300 ani (fig. 6).

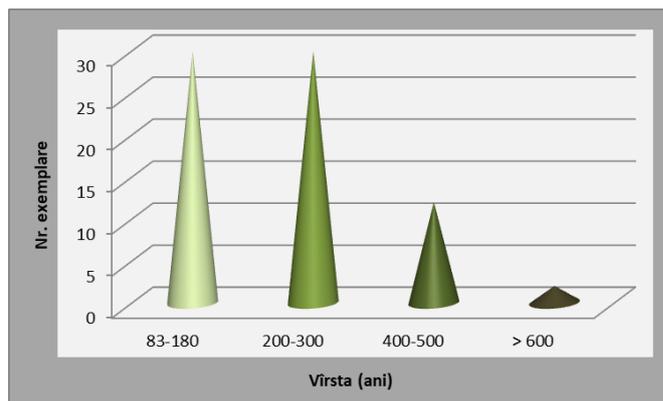


Fig. 6. Categoriile de vârstă ale arborilor istorici / Age categories of historic trees

Două exemplare au vârsta de 600 respectiv 800 ani: "stejarul lui Avram Iancu" de la Blaj, care se află în parcul „Avram Iancu” (foto 5) și "gorunul lui Horea" de la Țebea, din care a rămas doar trunchiul îmbrăcat în sarcofagul de beton (foto 3).



Foto 5. "Stejarul lui Avram Iancu" de la Blaj (AB) / "Avram Iancu's oak tree" from Blaj (foto Scărlătescu V.)

3.2. Arbori folclorici

Valorile folclorice ale arborilor monumentali provin din anumite povestiri, care sunt spuse despre un anumit arbore și care se referă la anumite evenimente socioculturale, personaje istorice, politice, culturale (poeți, scriitori) legate direct sau indirect de anumiți arbori.

Din categoria arborilor folclorici s-au înregistrat trei exemplare de stejar (două de *Q. robur* L. și unul de *Q. pedunculiflora* Koch.), un exemplar de maclura (*Maclura aurantiaca* Nutt.), un plop alb (*Populus alba* L.), un sequoia (*Sequoiadendron giganteum* (Lindl.) J.Buchh.) și un tei argintiu (*Tilia tomentosa* Moench).

Înălțimea arborilor este cuprinsă între 13 și 33 m, circumferința între 3 și 5 m, iar vârsta estimată 100 și 450 ani. Dintre aceștia se disting două exemplare de 400 și 450

de ani, respectiv „Teiul lui Eminescu” (foto 6) din parcul Copou din Iași (jud. Iași) și stejarul din localitatea Vintere (jud. Bihor) (Foto 7), din curtea bisericii greco-catolice.

„Teiul lui Eminescu” reprezintă unul dintre cei mai cunoscuți arbori memoriali din România, fiind considerat un simbol pentru orașul Iași. Se spune că la umbra acestui tei, era văzut deseori Mihai Eminescu, fie alături de Veronica Micle, fie alături de bunul său prieten, Ion Creangă. Atașamentul poetului față de tei, pare să fie legat de amintirile din perioada studiilor facute la Viena și Berlin. Teiul a suferit mai multe tratamente pentru a fi ajutat să supraviețuiască, primul în 1953, când a fost rupt în urma unei furtuni, astfel a trebuit să fie curățat și sprijinit pe console metalice, apoi în 1990 și 2014 au urmat alte două tratamente (Ciubotaru 2015).



Foto 6. „Teiul lui Eminescu” – Parcul Copou (IS) / „Eminescu’s Lime Tree” – Copou Park (foto: Scărlătescu V.)



Foto 7. Stejarul din Vintere (BH) / Oak from Vintere (BH) (foto: Enescu R.)

Stejarul din Vintere este ocrotit datorită unei hotărâri a Consiliului local, și este considerat de toți localnicii un arbore simbol. Conform plăcuței de identificare din fața gardului cu care este împrejmuit, sub coroana lui, în curtea bisericii greco-catolice, sătenii se adunau pentru a discuta toate problemele comunității.

3.3. Arbori mistici

Arborii care se află în anumite locuri considerate sacre, în special cei aflați în cimitire, în curtea unor biserici, cei pe care localnicii îi consideră ca fiind binecuvântați, care sunt vizitați pentru îndeplinirea dorințelor, sunt încadrați drept arbori mistici.



Foto 8. „Stejarul dorințelor” (TL) (foto: Scărlătescu V.) / „Oak of desires”



Foto 9. Teiul de la Mărtiniș (HR) (foto: Mihalache E.) / Lime tree from Mărtiniș



Foto 10. „Stejarul bisericii Sfântul Arhanghel Mihail” (AR) (foto: Enescu R.) / The oak of the church of Saint Archangel Michael

Cei trei arbori mistici înregistrați sunt: „Stejarul dorințelor” (*Q. pedunculiflora*) din Războieni jud. Tulcea (Foto 8), teiul (*Tilia cordata* Mill.) din Mărtiniș jud. Harghita (Foto 9) și „Stejarul bisericii Sfântul Arhanghel Mihail” (*Q. robur*) din Gurasada, jud. Arad (foto 10).

„Stejarul dorințelor” este un stejar brumăriu, cu înălțimea de 15,30 m și circumferința de 2,60 m, care crește în locul de unde izvorăște un pârâu care este considerat un fel de „Izvor al Tămăduirii”, iar localnicii sunt încredințați că dacă leagă un obiect personal în acest stejar, vor fi feriți de boli (Ciocâltan 2011).

Teiul din Mărtiniș este un tei pucios, care are o înălțime de 16,7 m și o circumferință de 3,70 m, și se află în curtea bisericii reformate (1888) care este declarată monument istoric.

În curtea bisericii «Sfântul Arhanghel Mihail», construcție din secolul al XIII-lea, una dintre cele mai vechi și mai valoroase ctitorii ortodoxe românești (Dobrei 2011), se află un stejar cu înălțimea de 24,5 m și cu circumferința de 5,48 m, care are o valoare specială pentru locuitorii din Guradasa, fiind considerat un paznic al bisericii și al cimitirului aferent bisericii.

În ceea ce privește locația celor 74 arbori monumentali, s-a observat că cei mai mulți au fost identificați în curțile bisericilor, a unor conace boierești sau a unor instituții (36) și în parcuri (17). Pe pășuni și terenuri agricole sunt 11 arbori iar cei mai puțini au fost observați pe marginea drumurilor sau pe malul apelor (7) și în fond forestier (3).

Din punct de vedere al stării generale, 60 dintre arborii analizați prezintă o stare de sănătate aparent (analiză vizuală) relativ bună, 13 au starea de sănătate slabă, având fie coroana parțial uscată, fie scorburi cu putregai pe trunchi sau în ramurile groase din coroană sau sunt atacați de insecte pe trunchi sau pe frunze. Un singur exemplar este mort („Gorului lui Horea” de la Țebea), porțiunea de trunchi rămasă fiind îmbrăcată parțial într-o structură de beton.

4. Discuții

Arbori memoriali (istorici, folclorici și mistici) au fost înregistrați în multe țări din Europa și din întreaga lume. Estimarea valorii arborilor monumentali este o preocupare constantă, pentru a asigura o mai bună cunoaștere, apreciere și conservare a valorilor naturale și culturale din toate continentele (Sofia et al. 2024, Kabassi et al. 2025, Mnasri et al. 2025, Pan et al. 2025, Vargas-Gaete et al. 2025).

În România, genul *Quercus* este de departe cel mai comun printre arborii memoriali, în schimb genul *Pinus* are doar un singur exemplar istoric, în Cernat (jud. Covasna), care a fost plantat în anul 1896 la împlinirea a 1000 de ani de la sosirea maghiarilor în zonă.

În Polonia, s-a înregistrat „Pinul lui Kościuszko”, la câțiva kilometri de satul Maciejowice, fiind pinul sub care eroul revoltei din 1794 împotriva rușilor – generalul Tadeusz Kościuszko – s-a odihnit înainte de bătălia de la Maciejowice. Astăzi, „Pinul lui Kościuszko” este umplut cu beton în interior, datorită degradării sale progresive (Związek 2024), metodă prin care a fost încercată prelungirea vieții „Gorului” de la Țebea.

La categoria arbori mistici, tot în Polonia, există „Tisa Henryk” (*Taxus baccata* L.), ai cărui puieti au fost sfințiți de Papa Benedict XVI (Browarny 2023).

În Turcia, un exemplar de larice (*Larix decidua* Mill.), este asociat cu Osman Bey, fondatorul Imperiului Otoman, este situat în satul Domur, din districtul Domaniç, din Kütahya, și poartă numele de „copacul Mızık”. Acesta are o vârstă estimată de aproximativ 870 ani (Ari et al. 2015).

Platanul (*Platanus orientalis* L.) în Turcia, a fost considerat de către sultanii otomani, simbol al statului. Arborii aflați lângă mormintele unor sfinți sau oameni faimoși pentru serviciile lor religioase cum sunt: un trunchi mort de *Cupressus sempervirens* în Moscheea Koca Mustafa Paşa, un platan (*P. orientalis*) în Moscheea Eyüpsultan din Istanbul și un măslin (*Olea europaea* L.) în curțile Moscheii Sarı Selim din Hatay-Payas, au fost considerați arbori mistici, fiind vizitați și admirați de numeroși turiști (Asan 2017).

Un chiparos (*Taxodium mucronatum* Ten.) din Zimapán, Hidalgo - Mexic, a primit denumirea de „El Sabino” și are importanță istorică, deoarece lângă el avea loc executarea criminalilor în timpul Revoluției Mexicane, iar frasinul (*Fraxinus udhei* (Wenz.)) de la Universitatea Autonomă din Chapingo, este important deoarece la umbra acestuia, generalul Manuel González, care era președintele Mexicului, a încheiat diferite acorduri, iar mai târziu, a devenit locul de întâlnire al comunității studențești de la Școala Națională de Agricultură (Mejorado Velazco et al. 2020).

Fiecare arbore memorial are propria sa unicitate, astfel o tisă (*Taxus baccata* L.) care este cel mai bătrân arbore din Viena (Austria), de aproximativ 1000 de ani, este un arbore istoric, fiind singurul exemplar rămas din pădurile de tisă din epoca romană (Sima & Büchl-Krammerstätter 2009).

Din categoria arborilor folclorici este platanul (*Platanus orientalis*) de 240 ani, care crește pe strada Rennweg 14 (Viena) din vremea în care Wolfgang Amadeus Mozart a locuit în apropiere (Píšová et al. 2023).

Așa cum stejarul de la Gurasada și teiul de la Mărtiniș sunt considerați mistici deoarece au fost asociați cu bisericile în curtea cărora au crescut, și în Grecia în satul Aristi, există un arbore mistic (un stejar pufos (*Quercus pubescens* Willd.) care a fost plantat în curtea bisericii în perioada în care s-a început construcția acesteia. De asemenea și în curtea bisericii din satul Laista, un exemplar de *Ostrya carpinifolia* Scop., a fost plantat în perioada când Sfântul Cosma Etolianul a călătorit în regiune (1714–1779) (Stara et al. 2015, Stara & Tsiakiris 2019).

5. Concluzii

În Europa protejarea și conservarea arborilor monumentali și memoriali reprezintă o manifestare a respectului pentru patrimoniul național. Începând cu anul 2023 și în România există o lege a „arborilor remarcabili”, astfel că și în țara noastră arborii monumentali și cei memoriali, legați de anumite evenimente istorice, culturale, mistice, sau de persoane de seamă vor fi protejați și monitorizați.

În studiul de față s-au identificat arbori memoriali în 27 de județe, cei mai mulți fiind în județele Iași și Covasna. Diversitatea acestora este mare (18 genuri, 22 specii) dar reprezentată în principal de două genuri: *Quercus* și *Tilia*. Majoritatea arborilor memoriali sunt solitari, starea lor de sănătate fiind relativ bună.

Arborii au fost considerați timp de secole ca fiind legați de puteri supranaturale, astfel că foarte multe evenimente istorice, culturale și mistice au fost legate de aceștia. Fie că sunt solitari, fie că sunt în pâlcuri, domină peisajul și reprezintă repere de care se leagă memoria anumitor comunități, reprezentând o verigă de legătură între trecut, prezent și viitor.

Finanțare

Această lucrare a fost implementată de Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură „Marin Dracea”, prin proiectul PN 1907 0505 „Starea de sănătate și conservarea arborilor monumentali din România în contextul schimbărilor climatice”, în cadrul programului BIOSERV, finanțat de Ministerul Cercetării, Inovării și Digitalizării.

Bibliografie

- Ari S., Temel M., Kargioğlu M. (2015).** Important Monumental Trees of Afyonkarahisar and Their Features. *Global Journal for Research Analysis*, 4(9), 298-300.
- Asan Ü. (2017).** Mystical and holistic aspect of the monumental trees, and their importance for ecotourism. International symposium on new horizons in forestry. *Int. Symposium on New Horizons in Forestry*, 18-20.
- Browarny W. (2023).** The Scars of Memory: The Biographies of Monument Trees in Central Europe. *Porównania* 34(2), 182-198.
- Ciocâltan V. (2011).** Argumente în favoarea identității Vicina – Măcin. *Revista istorică*, XXII, 5–6, 407–610.
- Ciubotaru M. (2015).** Grădinile publice din Iași în secolul al XIX-lea. Grădina Publică din Copou. Monumentul XVI, 368-409.
- Cristea N. (2010).** Țeaba și Baia de Criș. Locuri, fapte, monumente. Ed. Emia, Deva.
- Dobrei F. (2011).** Bisericile ortodoxe hunedorene. Ed. Eftimie Murgu, pp. 457.
- Efe R., Soykan A., Curebal I., Sonmez S. (2011).** Dede Korkut monument oak (*Quercus infectoria* Olivier) (Kadiköy -Edremit – Balıkesir, Turkey). *Procedia Social and Behavioral Sciences* 19, 627–636.
- Göllner C. (1977).** Samuel von Brukenthal. Sein Leben und Werk in Wort und Bild (Samuel von Brukenthal. Viața și opera în text și imagini). Ed. Kriterion, București.

- Kabassi K., Asiklaris K., Martinis A., Minotou C., & Botonis A. (2025).** Designing a Cross-Platform Application That Employs Multi-Criteria Decision Making for Estimating the Value of Monumental Trees. *Applied Sciences*, 15(6), 3353.
- Lazăr I., Morar N. M. (2008).** Avram Iancu în memoria posterității, Ed. Emia, Deva.
- Mejorado Velazco N. A., Romo Lozano, J. L., Villanueva Morales, A., & Borja De la Rosa, A. M. (2020).** Assessment of monumentality of urban trees in Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(60), 4-25.
- Mincu I. (1980).** Teme și subiecte filatelice din istoria României. Ed. Albatros, București, pp. 31–32.
- Mnasri S. R., Montemurro C., Miazzi M. M., & Debbabi O. S. (2025).** Unveiling the Genetic Diversity of Tunisian Monumental Olive Trees to Enhance the Olive Sector. *Horticulturae*, 11(2), 147.
- Ozheredov Y. I., Ozheredova A. Y., & Kulizhskiy S. (2014).** Trees in sacral and utilitarian practice: the value of nature and ecology in the life of the Selkups. *International Journal of Environmental Studies*, 71(5), 761-767.
- Qi W. (2022).** The Symbolism of the Birch Tree in Russian Culture. *Southern Semiotic Review*, 16, 80-90.
- Pan Y., Wang S., Xie C., & Jim C. Y. (2025).** Species diversity and spatial pattern of heritage trees in Taiyuan. *Scientific Reports*, 15(1), 17584.
- Pietrzak-Zawadka, J. (2016).** Protection of trees-monument of nature in selected European countries. *Zarządzanie Ochroną Przyrody w Lasach* 10.
- Pišová S., Tokarieva O., Sendonin S. (2023).** The experience of preserving ancient trees in Vienna, Austria. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*, 14(2), 83-95.
- Schramm S. (2019).** Ein geschichtliches Zeugnis stirbt—die Politische Buche in Niederwartha. *Dresden Neueste Nachrichten*, 18 Feb. 2019.
- Sima U., Büchl-Krammerstätter K. (2009).** Naturdenkmal. *Stadt Wien*. <https://www.wien.gv.at/umweltschutz/pdf/naturdm-folder.pdf>.
- Sofia S., Motisi A., La Mela Veca A, D., Marco P., Alessio S., & Sala G. (2024).** Urban Forest Values: Integrating I-TreeModel and LiDAR Technology for comprehensive assessment of tree values in historic gardens. In *Embracing the future for and with urban forests and trees. International Urban Tree Diversity Conference UTD5*. Arbocity.
- Stara K. (2015).** The trees of the Sacred Natural Sites of Zagori, NW Greece. *Landscape Research*, 40, 7, 884–904.
- Stara K., Tsiakiris R. (2019).** Oriental planes *Platanus orientalis* L. and other monumental trees in central squares and churchyards in NW Greece: sacred, emblematic and threatened. *Acta Horticulturae et Regioteurariae* 22 (1), 14-18.
- Vargas-Gaete R., Salas-Eljatib C., Fernández-Urrutia C., Fuentes-Ramírez A., & Almonacid L. (2025).** Heritage trees: getting to know the oldest inhabitants of a city in southern Chile. *Urban Forestry & Urban Greening*, 128916.
- Związek T. (2024).** Monumental Trees, or the Phenomenological Guardians of the Landscape. *Environment and History* 30 (3), 359–364.

Abstract

Memorial trees - connection between the past, present and the future

Memorial trees are a subset of monumental trees whose heritage value derives not only from size and age but also from historically, folklorically, or religiously grounded meanings, documented or validated through local tradition. Between 2019 and 2022, a national inventory was conducted across Romania (41 counties), covering urban and rural settings including parks, churchyards, cemeteries, historic estates, grasslands and farmland, and limited forest sites. We recorded 74 memorial trees belonging to 18 genera (22 species) in 27 counties (48 localities). For each specimen, girth at 1.30 m, height, crown diameter, and geographic coordinates were collected, and health status was visually assessed using a three-class system. Most trees belonged to *Quercus* (53%) and *Tilia* (14%). Historically valued trees predominated (n = 64), followed by folkloric (n = 7) and mystical specimens (n = 3). Health status was mostly good (n = 60), while 13 specimens were in poor condition and one specimen was dead. The findings support targeted conservation and adaptive management of memorial trees under increasing anthropogenic pressure and climate change, aligned with Romania's legal framework for remarkable trees.

Keywords: conservation strategy, monumental tree, natural heritage, historic tree, folkloric tree, mystical tree.

O populație de *Secale strictum* (C. Presl) C. Presl identificată în Parcul Național Retezat

Gabriel Lazăr¹✉, Gheorghe Vlad¹, Avram Cișca¹, Adrian Crăciun¹, Ciprian Lazăr¹, Alexandru Donescu¹, Florin Corâiu¹

¹ SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea", Brașov, România
✉ autor corespondent

1. Introducere

Primii pași pentru ocrotirea naturii din Munții Retezat s-au făcut încă de la sfârșitul secolului al XIX-lea și începutul secolului XX, când o parte din aceștia a fost gestionată de diverși nobili maghiari, ca o rezervație pentru practicarea vânătorii, în special de capre negre (Stelian 2006). Ulterior, în anul 1922 rezervația de vânătoare a fost preluată de Casa Regală a României (Stelian 2006).

Alexandru Borza a fost cel care a început primele demersuri în favoarea constituirii unui parc național în Munții Retezat încă din anul 1916 (Stelian 2006). O primă realizare a fost în anul 1927, când o suprafață de circa 570-1030 ha a fost predată Grădinii Botanice din Cluj, pentru a fi pusă sub ocrotire (Stelian 2006). Străduințele asidue ale lui Al. Borza sunt încununuate de succes în anul 1935, când se înființează Parcul Național Retezat, primul din România, pe o suprafață de aproximativ 10.000 ha, în partea centrală a masivului omonim (Ordin M.M.A.P. nr. 2095 / 2024). În anul 1979 suprafața parcului se mărește la 20.000 ha, iar în anul 2000 la 38.047 ha (Ordin M.M.A.P. nr. 2095 / 2024). La data actuală suprafața parcului este de 38.316 ha și include pe lângă cea mai mare parte a Munților Retezat (inclusiv Retezatul Mic), atât o parte importantă din Munții Godeanu cât și o parte mai mică din Munții Țarcu (Ordin M.M.A.P. nr. 2095 / 2024).

Botanistul sibian J. Lerchenfeld (1752-1812) este primul care cercetează speciile de plante superioare din Munții Retezat (Stelian R. 2006). Ulterior o pleiadă întregă de botaniști publică observații din zonă, dintre care merită amintiți: J.C.G. Baumgartner (1816), A. Rochel (1828), J. Heuffel (1858), P.J.H. Schur (1866), J. Csató (1868), L. Simonkai (1886), S. Jávorka (1911), Al. Borza (1934), B. Pawlowski (1939), Șt. Csürös (1956-1964), E.I. Nyárády (1958), Coldea G. et al. (1972) (Coldea & Cristea 2022) și Benedek A.M. et al. (2006).

În Munții Țarcu și Godeanu cercetări importante realizează: A. Rochel (1815 și 1835), J. Heuffel (1829-1867),

T. Kotschy (1834, 1850), V. Borbás (1873), L. Simonkai (1874), G. Lengyel (1905), F.A. Pax (1911), E. Pop et al. (1924), E.I. Nyárády (1925, 1930), Al. Borza et al. (1933, 1942, 1943) și N. Boșcaiu (1942-1971) (Boșcaiu 1971).

În momentul actual este documentată prezența a 1152 specii de plante superioare în Parcul Național Retezat, dintre care 60 sunt considerate deosebit de importante din punct de vedere al rarității și vulnerabilității (Coldea & Cristea 2022).

Denumirea genului *Secale* vine de la latinescul *secare*, care înseamnă a tăia, acesta fiind numele dat secarei cultivate de Pliniu cel Bătrân (Anghel & Beldie 1972).

Genul *Secale* este reprezentativ pentru flora zonei mediteraneene și a sud-vestului Asiei, centrele principale de distribuție fiind Turcia, Libanul, Siria, Iranul, Irakul și Afganistanul (Maraci et al. 2017).

Centru geografic exact în care își are originea secara cultivată (*S. cereale*) nu este cunoscut, dar se consideră, cel mai probabil, că acesta este sud-vestul Asiei (Maraci et al. 2017). Specia este folosită pe scară largă în panificație, la fabricarea alcoolului (inclusiv whisky și vodcă) și ca furaj (Akhalkatsi & Gigliani 2016, Hawliczek et al. 2023). Secara cultivată, comparativ cu alte cereale, se distinge prin excepționala sa toleranță la frig și productivitate mai mare pe soluri cu fertilitate redusă, pe soluri cu aciditate ridicată și în condiții de secetă (Skuzza et al. 2019, Hawliczek et al., 2023, Li et al. 2024). Pentru a valorifica aceste calități, s-au realizat hibridi dintre grâu (care este mai productiv) și secară, primii fiind obținuți încă în anul 1888 (Crespo-Herrera et al. 2017), pentru rezistență / toleranță la boli și dăunători (Crespo-Herrera et al. 2017), conținut ridicat de proteine și trăsături morfologice și biochimice valoroase (Skuzza et al. 2019).

Speciile de secară sălbatice sunt considerate un excelent material pentru extinderea variabilității genetice a varietăților cultivate (Chikmawati et al. 2013, Broda et al. 2016, Skuzza et al. 2019, Li et al. 2024) și au fost realizați și hibridi între *S. cereale* și *S. strictum* cu o mare valoare furajeră (Füle et al. 2004).

Taxonomia genului *Secale* nu este încă complet clarificată. În anii 1960-1970 genul *Secale* era divizat în 16 specii, dar cercetările din ultimii ani converg spre recunoașterea a doar 3 specii și a mai multor subspecii și varietăți (Skuza et al. 2019). Astfel, se consideră că specia perenă *Secale strictum* este forma ancestrală din care s-a desprins prima oară *S. sylvestre* și ulterior *S. cereale* (Maraci et al. 2017).

În Europa și în România se întâlnesc toate cele 3 specii enumerate anterior (Heathcote 2005, Sârbu et al. 2013). Caracterele distinctive principale ale speciei *Secale strictum* (C. Presl) C. Presl (sinonim *S. montanum* Guss.) sunt: glumele nu sunt lung aristate și rahisul este fragil, la maturitate dezarticulându-se dedesubtul spiculețelor.



Fig. 1. Spic de *Secale strictum* (foto G. Lazăr)

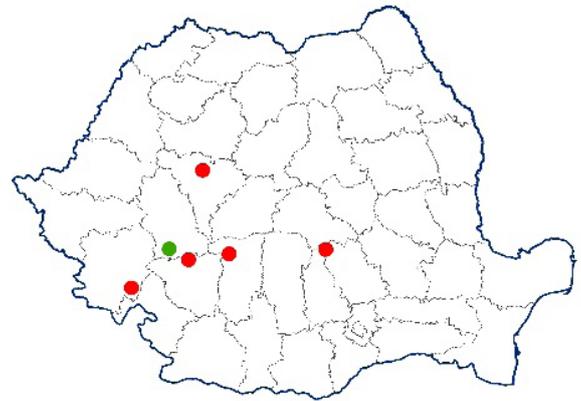
S. strictum (fig. 1) este o plantă ierboasă perenă, cu tulpini numeroase, înalte de până la 80-100 cm. Frunzele sunt plane, late de 3-5 mm, glabre sau ± păroase. Spicul este lung până la 15 cm, slab nutant, cu rahisul fragil. Spiculețele sunt biflore și lungi de aproximativ 15 mm. Glumele au un vârf aristiform de până la 2 mm lungime. Palea inferioară este pectinat ciliată pe carenă și are o aristă lungă de până la 1,5-2 cm. Înflorirea are loc de obicei în lunile iunie-iulie. În România crește pe stâncării și grohotișuri, de obicei calcaroase, în zona montană (Anghel & Beldie 1972). În Munții Caucaz ajunge până în zona subalpină, la 2300 m altitudine (Akhalkatsi & Gigliani 2016). Este o specie diploidă, cu $2n = 14$ cromozomi (Li et al. 2024). Este un element mediteraneean – balcanic, răspândit în Asia centrală, Asia Mică, nordul Africii și sudul Europei (Buruz et al. 2013), aflat în România la limita nordică a arealului (Heathcote 2005).

În Turcia *S. strictum* este considerată o plantă importantă pentru prevenirea eroziunii solului, în zone abrupte, aride și cu profunzime redusă a solului, datorită rădăcinilor sale lungi și dese (Akgün & Tosun 2004). În Iran a fost recunoscută ca o specie bine adaptată pentru reabilitarea pășunilor substepice (Peymani-Fard 1993). Valoarea furajeră ridicată a speciei a fost testată cu succes și în Statele Unite, Australia și Noua Zeelandă

(Oram 1996, Füle et al. 2004).

În România specia a fost descoperită în anul 1943 de Alexandru Beldie, în Munții Bucegi, deasupra Cheilor Zănoagei, la altitudinea de 1450 m (Beldie 1943).

Ulterior specia a mai fost identificată în (Buruz et al. 2013, Anghel & Beldie 1972, Oprea 2005): Munții Trascău, Munții Almăj, Muntele Domogled, Munții Vâlcan și Munții Căpățâanii (fig. 2)*¹.



- Loc nou
- Loc cunoscut anterior

Fig. 2. Răspândirea speciei *Secale strictum* în România

Datorită rarității, specia este enumerată în „Lista Roșie a plantelor superioare din România” (Oltean et al. 1994). În data de 22.06.2024, cu ocazia lucrărilor de amenajarea pădurilor realizate pentru O.S. Retezat, a fost identificată o populație de *S. strictum*, în U.P. V Retezat, în subparcela silvică 796 D.

2. Metoda de lucru

Pentru determinarea speciilor au fost utilizate următoarele lucrări: Flora Europaea vol. 5, Flora R.S.R. XII și Plante vasculare din România.

Pe teren au fost efectuate următoarele activități:

- s-au evaluat suprafața ocupată și numărul de exemplarele de *Secale strictum*;
- s-au realizat observații asupra condițiilor staționale;
- s-a amplasat un relevu fitocenotic prin care au fost determinate toate speciile de plante superioare de pe o suprafață de 10-15 mp, stabilindu-se totodată și indicele de abundență – dominanță² pentru fiecare dintre acestea;
- au fost stabilite coordonatele locului, cu un receptor GPS terestru;
- au fost făcute fotografii relevante cu specia și habitatul acesteia;
- a fost analizată starea de conservare a populației.

3. Rezultate

În urma evaluării realizate pe teren, din data de 21.07.2025, într-o zonă de pajiște abruptă și stâncosă,

1 În ierbarul Universității Babeș – Bolyai din Cluj există o coală (CL 653304) cu o plantă colectată din Munții Retezat (de la Gura Zlata), dar specia este greșit determinată, este de fapt *Hordelimum europaeus*, nu *Secale strictum*.

2 Drept scară de apreciere a abundenței – dominanței a fost folosită cea caracteristică sistemului Braun – Blanquet, completată de Tuxen et Ellenberg (1937): 5 = 75-100%, 4 = 50-75%, 3 = 25-50%, 2 = 10-25%, 1 = 1-10%, + = 0.1-1% și r = 0.01-0.1%.

s-a constatat prezența unui număr de cel puțin 1000 tulpini florifere de *S. strictum*, răspândite pe o suprafață de aproximativ 1,5 ha, remarcabil fiind faptul că unele tulpini au și peste 1,5 m înălțime (fig. 3).

Populația respectivă vegetează la altitudinea de 1270-1340 m, în partea mijlocie a unui versant cu înclinarea de 50-70° (doar în partea superioară a zonei, pe buza stâncilor, înclinarea se reduce la 20-25°) și cu expoziție nord-vestică, pe polițele înierbate dintre stânci și pe buza superioară a unei zone de abrupt. Substratul litologic este format majoritar din granodiorite, dar în partea superioară există și o mică clipă calcaroasă. Solul este de tip litosol. Coordonatele geografice ale locului în care a fost amplasat releveul floristic sunt: N 45°19'01" și E 22°47'04". În zona releveului acoperirea cu ierburi este de aproximativ 95%, iar ponderea rocii de la suprafața terenului este de circa 20 %.

Tab. 1. Releveu floristic amplasat

Nr.	Specia	Ind. Ab-Do
1	<i>Secale strictum</i> (C. Presl) C. Presl	5
2	<i>Origanum vulgare</i> L.	1
3	<i>Poa nemoralis</i> L.	1
4	<i>Thalictrum minus</i> L.	1
5	<i>Verbascum glabratum</i> Friv.	1
6	<i>Veronica bachofenii</i> Heuff.	1
7	<i>Achillea distans</i> Waldst. et Kit. ex Willd.	+
8	<i>Erysimum witmannii</i> Zaw.	+
9	<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	+
10	<i>Sedum telephium</i> L. ssp. <i>maximum</i> (L.) Krock.	+
11	<i>Seseli libanotis</i> (L.) W.D.J. Koch ssp. <i>intermedium</i> (Rupr.) P.W. Ball	+
12	<i>Sisymbrium strictissimum</i> L.	+
13	<i>Spiraea chamaedryfolia</i> L.	+
14	<i>Thymus pulegioides</i> L.	+
15	<i>Vincetoxicum hirsutiflorum</i> Medik.	+
16	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	r
17	<i>Allium flavum</i> L.	r
18	<i>Campanula glomerata</i> L.	r
19	<i>Campanula patula</i> L.	r
20	<i>Centaurea mollis</i> Waldst. et Kit.	r
21	<i>Clinopodium vulgare</i> L.	r
22	<i>Dianthus tenuifolius</i> Schur	r
23	<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) Á. Löve	r
24	<i>Festuca stricta</i> Host ssp. <i>sulcata</i> (Hack.) Pils	r
25	<i>Fragaria vesca</i> L.	r
26	<i>Galium schultesii</i> Vest	r
27	<i>Hypericum perforatum</i> L.	r
28	<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult. ssp. <i>rosea</i> (Baumg.) Soó	r
29	<i>Lamium maculatum</i> (L.) L.	r
30	<i>Potentilla thuringiaca</i> Bernh. Ex Link	r
31	<i>Primula veris</i> L.	r
32	<i>Rosa glauca</i> Pourr.	r
33	<i>Sedum hispanicum</i> L.	r
34	<i>Silene nutans</i> L.	r
35	<i>Silene viridiflora</i> L.	r
36	<i>Tanacetum vulgare</i> L.	r
37	<i>Trifolium alpestre</i> L.	r
38	<i>Viola arvensis</i> Murray	r



Fig. 3. Imagine din zona cu *Secale strictum*

Comunitatea de plante cu *S. strictum*, din Munții Retezat, este destul de apropiată de cea descrisă din Munții Bucegi și poate fi încadrată tot în asociația *Seslerio haynaldianae* – *Festucetum saxatilis* Beldie 1967 corr. Hoc loco (Beldie 1967) și este reprezentată de un mix de specii deosebit de bogat, în care zonele mai puțin înclinate sunt ocupate de buruienișuri de coastă heliofile, în locurile stâncoase se întâlnesc specii tipic saxicole, iar către liziera pădurii învecinate apar, într-un procent ridicat, și specii forestiere.

Se consideră că nu există activități cu impact negativ asupra populației, pentru că nu au fost identificate nici presiune actuală, nici amenințări viitoare. Starea de conservare a populației, inclusiv a speciei la nivel local, este favorabilă, pentru că:

- suprafața ocupată de populație este stabilă;
- dimensiunea populației este semnificativă și nu există indicii pentru scădere în viitor;
- structura și funcțiile specifice habitatului din care face parte, necesare pentru menținerea pe termen lung, există în prezent și foarte probabil se vor menține și în viitor.

4. Discuții și recomandări

Considerăm că populația de *S. strictum* poate fi chiar mai mare decât cea estimată de noi, existând în apropiere și alte locuri favorabile pentru această specie, dar greu sau foarte greu accesibile.

Identificarea acestei noi populații de *S. strictum* contribuie la definirea mai precisă a limitei nordice a arealului de răspândire a speciei și îmbogățește lista speciilor de

plante rare din Parcul Național Retezat. În plus, având în vedere și mărimea semnificativă a populației, poate constitui și o eventuală sursă de material genetic ce poate fi folosit la ameliorarea soiurilor de secară cultivată sau a hibridizilor dintre secară și grâu.

Deși locul în care crește populația de *S. strictum* face parte din zona de protecție integrală a parcului, deci lipsită de orice influență antropică, apreciem că ar fi interesantă o monitorizare anuală a stării de conservare și a dinamicii evoluției populației, preferabil în perioada iulie-august, mai ales că în acest fel s-ar putea desprinde anumite concluzii referitoare la influența concretă a schimbărilor climatice asupra dinamicii unei specii aflată la limita nordică a arealului natural de răspândire.

Deși Munții Retezat au fost intens studiați din punct de vedere botanic, credem că nu ar fi lipsit de interes să fie studiate mai în detaliu zonele de stâncărie, mai ales în zona de pădure și de jnepenișuri, și cele mai îndepărtate de căile de acces (de drumurile forestiere și de potecile turistice și pastorale). În asemenea locuri este posibil să mai poată fi identificate specii noi pentru parc sau locații noi pentru specii din categoria celor rare.

Merită menționat și faptul că nu departe de zona cu *S. strictum*, puțin mai sus, în pădure (în subparcele silvică 796 F, tot în U.P. V Retezat), în zona cu calcare, a fost identificată și o populație nouă, pentru Parcul Național Retezat, de *Hepatica transsilavica* Fuss, specie endemică pentru Munții Carpați și care este inclusă printre cele 60 de specii reprezentative ale parcului (Coldea & Cristea 2022). Specia fusese identificată anterior doar în 6 locuri: în două puncte pe lângă poteca turistică dintre Gura Apei și vârful Zlata, în trei puncte din bazinetul hidrografic al Pârâului Zlata (pe lângă pâraiele Dobrunu, Radeșului și Turcului) și într-un punct pe lângă Pârâul Vălăreasca (afluent al Pârâului Râușor) (Coldea & Cristea 2022).

În plus specia *Laserpitium krapfii* Crantz, care se regăsește și ea în selecția de specii menționată anterior (Coldea & Cristea 2022), a fost întâlnită în mod frecvent în zona parcelelor silvice 825-830, începând din apropierea văii Lăpușnicului Mare, până în etajul subalpin, mai ales în rariști de pădure, la liziere și în jnepenișuri. Considerăm că specia este mult mai răspândită la nivelul întregului parc, decât se credea anterior.

Bibliografie

Akgün I., Tosun M. (2004). Agricultura land Cytological Characteristics of *M₁* Perennial Rye (*Secale montanum* Guss.) as Effected by the Application of Different Doses of Gamma Rays. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 7 (5), 827-833.

Akhalkatsi M., Gigvliani T. (2016). Landraces and Wild Species of the Secale Genus in the Georgia (Caucasus Ecoregion). *Agricultural Research & Technology*, 1(4), 1-7.

Anghel G., Beldie A. (1972). Genul *Secale* L., în Nyárády E.I. et al. (red.). Flora R.S.R., vol. XII. Ed. Academiei R.S.R., 595-600.

Beldie A. (1943). *Secale montanum* Guss. În România (en Roumanie). *Buletinul Grădinii Botanice și al Muzeului Botanic de la Universitatea din Cluj la Timișoara*, XXIII, 222.

Beldie A. (1967). Flora și vegetația Munților Bucegi. Ed. Academiei R.S.R.

Benedek A.M., Drăgulescu C. (2006). The cormoflora from the south-eastern area of Retezat National Park (Romania). *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research* 3, 11-34.

Boșcaiu N. (1971). Flora și vegetația munților Țarcu, Godeanu și Cernei. Ed. Academiei R.S.R.

Broda Z., Tomkowiak, A., Mikolajczyk, S., Weigt, D., Górski, F., & Kurasiak-Popowska, D. (2016). The genetic polymorphism between the wild species and cultivars of rye *Secale cereale* L. *Acta Agrobotanica*, 69(3), 1652.

Buruz V., Dihoru G., Răduțoiu D. (2013). Areal limit in the Romanian territory: 6. *Secale strictum*. *Analele Universității din Craiova, seria Agricultură – Montanologie – Cadastru*, XLIII, 78-82.

Ciocârlan V. (2000). Flora ilustrată a României. Ed. Ceres.

Chifu T. (2006). Dicționar etimologic de botanică sistematică. Ed. Știința.

Chikmawati T., Miftahudin M., Gustafson J.P. (2013). Rye (*Secale cereale* L.) and Wheat (*Triticum aestivum* L.) Simple Sequence Repeat Variation within *Secale* spp. (Poaceae). *Hayati Journal of Biosciences*, 20(4), 163-170.

Coldea G., Cristea V. (2022). The Vascular Plant Communities of the Retezat National Park (Southern Carpathians). Springer.

Crespo-Herrera L.A., Garkava-Gustavsson L., Åhman I. (2017). A systematic review of rye (*Secale cereale* L.) as a source of resistance to pathogens and pests in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Hereditas*, 154(14), 1-9.

Füle L., Galli Z., Kotvics G., Heszky L. (2004). Forage quality of 'Perenne', a new perennial rye variety (*Secale cereale* x *Secale montanum*). In *Genetic Variation for Plant Breeding, Proceedings of the 17th EUCARPIA General Congress*, 435-438.

Groza A., Cengher C., Nicoară A. (2017). Ghid pentru elaborarea planurilor de management pentru ariile naturale protejate. Ministerul Mediului.

Hawliczek A., Borzęcka, E., Tofil, K., Alachiotis, N., Bolibok, L., Gawroński, P., ... & Bolibok-Bragoszewska, H. (2023). Selective sweeps identification in distinct groups of cultivated rye (*Secale cereale* L.) germplasm provides potential candidate genes for crop improvement. *BMC Plant Biology* 23, 323, 1-17.

Heathcote S.A. (2005). *Secale* L. in Tutin T.G. et al. (red.). *Flora Europaea*, vol. 5. Cambridge University Press, 203-205.

Li Z., Sun Z., Ren T. (2024). Frequent variations and phylogenetic relationships within the genus *Secale* identified by ND-FISH according to the genome-wide universal oligonucleotides chromosome probes. *Frontiers in Plant Science*, 15: 1-13.

Maraci Ö., Özkan H., Bilgin R. (2017). Phylogeny and genetic structure in the genus *Secale*. *Plos One*, 13(7): 1-21.

Mihăilescu S., Anastasiu, P., & Popescu, A. (2015). Ghidul de monitorizare a speciilor de plante de interes comunitar din România. M.M.A.P.

Nyárády E.I. (1958). Flora și vegetația Munților Retezat. Ed. Academiei R.P.R.

Oltean M., Negrean G.; Popescu A., Roman N., Dihoru G., Sanda V., Mihăilescu S. (1994). Lista Roșie a plantelor superioare din România. Studii sinteze, documente de ecologie, Academia Română – Institutul de Biologie.

Oprea A. (2005). Lista critică a plantelor vasculare din România. Ed. Universității „Alexandru Ioan Cuza”.

Oram R.N. (1996). *Secale montanum* – a wider role in Australasia? *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 39(4), 629-633.

Ordin M.M.A.P. nr. 3352 (2023). Ghid privind protocoalele de monitorizare și metodologii unitare de monitorizare a stării de conservare a habitatelor de interes comunitar. *Monitorul Oficial al României*, 192 (XXXVI), 32 bis.

Ordin M.M.A.P. nr. 2095 (2024). Planul de management al Parcului Național Retezat, incluzând rezervațiile 2.494 Gemenele, 2.496 Peștera Zeicului, împreună cu siturile Natura 2000 suprapuse parțial – ROSCI0217 Retezat și ROSPA0084 Munții Retezat. *Monitorul Oficial al României*, 192 (XXXVI) 1018 bis.

Peymani-Fard B. (1993). A study on the promising ecotypes of *Secale montanum* Guss. *Proceedings of the XVII International Grassland Congress*, 199-200.

Stelian R. (2006). Retezatul – ieri și azi Monografia Parcului Național Retezat. Raport în cadrul proiectului GEF – Managementul conservării biodiversității, 1999-2006. Administrația Parcului Național Retezat.

Sârbu I., Ștefan N., Oprea A. (2013). Plante vasculare din România. Ed. Victor B Victor.

Skuza L., Szučko I., Filip E., Adamczyk A. (2019). DNA Barcoding in Selected Species and Subspecies of Rye (*Secale*) Using Three Chloroplast Loci (*matK*, *rbcL*, *trnH-psbA*). *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 47(1): 54-62.

Abstract

A population of *Secale strictum* (C. Presl) C. Presl identified in Retezat National Park

Secale strictum is a rare species, which in Romania reaches the northern limit of its distribution area and which has not been previously reported from Retezat National Park. The article presents, in addition to some introductory data related to the food importance of the *Secale* genus and the history of the establishment of Retezat National Park and botanical research in the area, the main site conditions, the floristic community in which the newly identified population grows and the evaluation of the conservation status of the species at the local level. In addition, new locations are reported for the species *Hepatica transsilavica* and *Laserpitium krapfii*.

Keywords: *Secale strictum*, rare plant, Retezat National Park, forest management, habitat, population, conservation status, *Hepatica transsilavica*, *Laserpitium krapfii*.

Inițiativă europeană pentru sănătatea pădurilor: prima întâlnire a grupului de lucru privind noii dăunători și boli forestiere

Flavius Bălăcenoiu¹

¹ Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură „Marin Drăcea”, Voluntari, RO

În ultimii ani, sănătatea pădurilor europene este tot mai puternic influențată de factori precum schimbările climatice, apariția unor dăunători invazivi și răspândirea unor agenți patogeni noi (Paap et al., 2022; Nahrung et al., 2023; Raum et al., 2023; Hartmann et al., 2025a). În acest context, schimbul de experiență între cercetători, administratori de păduri și factorii de decizie devine esențial pentru identificarea unor soluții eficiente.

Având în vedere aceste considerente, în anul 2025 a fost constituit grupul de lucru (*Focus Group*) „*Forestry and forest health – new and emerging pests and diseases*”, care are ca obiectiv principal analizarea noilor riscuri generate de dăunători și boli forestiere în Europa și identificarea unor soluții practice pentru creșterea rezilienței pădurilor (Fig. 1). Această inițiativă este coordonată de Comisia Europeană, prin rețeaua EU CAP Network și mecanismul EIP-AGRI.



Fig. 1. Membri din cadrul grupului de lucru „*Forestry and forest health – new and emerging pests and diseases*” (Foto: Comisia Europeană; EU-CAP-Network, 2025)

Grupul este format din 20 de experți din diferite state europene, selectați pe baza experienței profesionale și a activității în domeniul sănătății pădurilor. Din partea României participă autorul acestui articol,

Flavius Bălăcenoiu, cercetător la Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură „Marin Drăcea”.

Activitatea grupului se concentrează pe câteva teme principale:

- identificarea celor mai importante boli și dăunători emergenți din pădurile europene;
- evaluarea strategiilor de management forestier adaptativ;
- analiza metodelor de monitorizare și detecție timpurie;
- identificarea unor tehnologii și practici inovatoare pentru prevenire și control.

Prima întâlnire a grupului de experți

Prima întâlnire a grupului de lucru a avut loc în perioada 19–20 noiembrie 2025, la Leuven, în Belgia.

Obiectivul principal al întâlnirii a fost stabilirea cadrului de lucru al grupului și identificarea principalelor teme care vor fi analizate în perioada următoare.

În prima parte a întâlnirii a fost prezentat documentul de bază („Starting Paper”), care a oferit o imagine de ansamblu asupra stării pădurilor europene și asupra impactului produs de dăunători și boli. Discuțiile au evidențiat faptul că frecvența și intensitatea acestor perturbări au crescut în ultimii ani, iar gestionarea lor devine tot mai complexă (Guo et al., 2023; Hartmann et al., 2025b; Modlinger & Zlatković, 2025).

Unul dintre subiectele intens dezbătute a fost rolul diversificării speciilor forestiere și al utilizării unor specii alternative în contextul schimbărilor climatice. În mai multe regiuni europene, declinul unor specii importante – precum molidul – determină căutarea unor soluții de adaptare, inclusiv introducerea unor specii provenite din alte regiuni sau utilizarea conceptului de migrație asistată (Bower et al., 2024; Marquardt et al., 2025).

În același timp, experții au subliniat că introducerea unor specii neindigene trebuie analizată cu atenție,

deoarece acestea pot deveni la rândul lor vulnerabile la noi boli sau pot genera riscuri ecologice (Simberloff, 2012; Kenis et al., 2019).

Principalele provocări identificate

Discuțiile din grupurile de lucru au evidențiat mai multe provocări comune pentru pădurile europene (Fig. 2).



Fig. 2. Sesiune de lucru în cadrul grupului de lucru „Forestry and forest health – new and emerging pests and diseases” (Foto: Comisia Europeană; EU-CAP-Network, 2025)

Una dintre cele mai importante este adaptarea managementului forestier la schimbările climatice (Shattuck, 2021; Smith, 2025). Deși există numeroase studii și strategii, implementarea practică este adesea lentă și dificilă (Garcia-Caro, 2025).

O altă problemă semnalată de experți este lipsa unei abordări comune la nivel european în ceea ce privește monitorizarea și gestionarea dăunătorilor. Metodele de colectare a datelor, sistemele de monitorizare și procedurile de intervenție diferă semnificativ între țări, ceea ce face dificilă obținerea unei imagini complete asupra situației la nivel european (Simionescu et al., 2012; Hlásny et al., 2025).

De asemenea, au fost menționate (Shattuck, 2021; Begemann et al., 2025; Kallio & Rannestad, 2025; Kumar et al., 2025; Smith, 2025):

- resursele financiare limitate pentru combaterea bolilor și insectelor vătămătoare forestiere;
- lipsa unor produse de protecție a plantelor aprobate pentru utilizarea în păduri;
- deficitul de transfer de cunoștințe către proprietarii și administratorii de păduri;
- lipsa interoperabilității între bazele de date existente.

Un aspect important este și viteza redusă de reacție atunci când apare un focar de dăunători sau o boală nouă, în special în pădurile private.

Oportunități și soluții discutate

Pe lângă provocări, experții au identificat și o serie de oportunități care ar putea contribui la îmbunătățirea stării de sănătate a pădurilor. Printre acestea se numără dezvoltarea unor sisteme de detecție timpurie, bazate pe tehnologii moderne precum (Preti et al., 2021; Aziz et al., 2025; Itmeç & Zorlu, 2025; McLaughlin et al., 2025; Sarkar et al., 2025):

- senzori și capcane inteligente,

- analiză ADN ambiental (eDNA),
- imagini satelitare sau drone,
- aplicații digitale pentru colectarea datelor din teren.

Un alt domeniu cu potențial este utilizarea inteligenței artificiale pentru identificarea timpurie a arborilor afectați sau pentru analiza datelor de monitorizare (Kapetas et al., 2025; Vidya Madhuri et al., 2025).

Experții au subliniat și importanța unor instrumente precum (Lupp et al., 2020; Hlásny et al., 2025):

- rețele de monitorizare la nivel european;
- platforme de schimb de date;
- proiecte de tip „living labs”, în care cercetarea și practica se desfășoară împreună în teren.

De asemenea, a fost evidențiat rolul științei participative (citizen science), prin care cetățenii pot contribui la detectarea timpurie a unor dăunători sau boli (Pe'Er et al., 2025).

De ce sunt importante aceste discuții pentru silvicultură

Problemele legate de sănătatea pădurilor nu mai sunt doar o preocupare a cercetării. Ele au devenit o realitate pentru administratorii de păduri din întreaga Europă (Panzavolta et al., 2021; Bebbier et al., 2025; Hartmann et al., 2025a).

Creșterea frecvenței atacurilor de dăunători, apariția unor agenți patogeni noi și efectele schimbărilor climatice impun adaptarea managementului forestier și utilizarea unor instrumente moderne de monitorizare și intervenție (Gullino et al., 2022; Hartmann et al., 2025b).

Inițiative precum grupurile de lucru din cadrul EU CAP Network contribuie la conectarea cercetării cu practica și la schimbul de experiență între țări. Pentru silvicultori, rezultatele acestor grupuri pot oferi acces la exemple de bune practici, tehnologii noi și recomandări utile pentru gestionarea riscurilor fitosanitare.

Într-un context în care pădurile europene se confruntă cu presiuni tot mai mari, cooperarea și schimbul de cunoștințe devin esențiale pentru menținerea sănătății și rezilienței ecosistemelor forestiere.

Bibliografie

- Aziz, D., Rafiq, S., Saini, P., Ahad, I., Gonal, B., Rehman, S. A., ... & Nabila Iliya, M. (2025). Remote sensing and artificial intelligence: revolutionizing pest management in agriculture. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 9, 1551460.
- Bebber, D. P., Maclean, I. M., Mosedale, J. R., & Youngman, B. D. (2025). Potential impacts of plant pests and diseases on trees and forests in the United Kingdom. *Plants, People, Planet*, 7(5), 1538-1550.
- Begemann, A., Dolriis, C., Onatunji, A., Chimisso, C., & Winkel, G. (2025). The Politics of Sustainable Finance for Forests: Interests, beliefs and advocacy coalitions shaping forest sustainability criteria in the making of the EU Taxonomy. *Global Environmental Change*, 92, 103001.
- Bower, A. D., Frerker, K. L., Pike, C. C., Labonte, N. R., Palik, B. J., Royo, A. A., ... & Brandt, L. A. (2024). A practical framework for applied forestry assisted migration. *Frontiers in Forests and Global Change*, 7, 1454329.
- EU CAP NETWORK FOCUS GROUP (2025). Forestry and forest health: new and emerging pests and diseases. <https://eu-cap-network.ec.europa.eu/focus-groups-innovation-knowledge-exchange-and->

- eip-agri/focus-group-forestry-and-forest-health-new-and-emerging-pests-and-diseases_en
- Garcia-Caro, D. (2025).** Locked-In to Pesticide Dependence: An Analysis of Law-Making Processes Behind European Union Pest Management Transitions. *Erasmus L. Rev.*, 18, 1.
- Gullino, M. L., Albajes, R., Al-Jboory, I., Angelotti, F., Chakraborty, S., Garrett, K. A., ... & Stephenson, T. (2022).** Climate change and pathways used by pests as challenges to plant health in agriculture and forestry. *Sustainability*, 14(19), 12421.
- Guo, Q., Potter, K. M., Ren, H., & Zhang, P. (2023).** Impacts of exotic pests on forest ecosystems: an update. *Forests*, 14(3), 605.
- Hartmann, H., Battisti, A., Brockerhoff, E. G., Beřka, M., Hurling, R., Jactel, H., ... & Fischer, R. (2025a).** European forests are under increasing pressure from global change-driven invasions and accelerating epidemics by insects and diseases. *Journal für Kulturpflanzen*, 77(02), 6-24.
- Hartmann, H., Fischer, R., Maraun, M., Marra, D. M., Preidl, S., Sprink, T., ... & Bräsicke, N. (2025b).** Forest protection under climate change—preventing the downward spiraling of forests into climate change-driven damage and decline. *Journal of Cultivated Plants*, 77(2), 1-5.
- Hlásny, T., Perunová, M., Modlinger, R., Blake, M., Brazaitis, G., Csóka, G., ... & Ylioja, T. (2025).** Perspectives: State of national forest damage survey programmes in Europe and ways toward improved harmonization and data sharing. *Forest Ecology and Management*, 597, 123111.
- İtmeç, M., & Zorlu, B. (2025).** Pest Monitoring with AI-Enabled Camera-Based Pheromone Traps in Orchards with Different Climatic and Topographic Characteristics. *International Journal of Agriculture Environment and Food Sciences*, 9(Special), 162-171.
- Kallio, A. M. I., & Rannestad, M. M. (2025).** Potential impacts of the EU's biodiversity strategy on the EU and global forest sector and biodiversity. *Manuscript submitted for publication*.
- Kenis, M., Hurley, B., Colombari, F., Lawson, S., Sun, J., Wilcken, C., ... & Sathyapala, S. (2019).** *Guide to the classical biological control of insect pests in planted and natural forests*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Kapetas, D., Christakakis, P., Goglia, V., & Pechlivani, E. M. (2025).** AI-based robotic trap for real-time insect detection, monitoring and population prediction. In *2025 IEEE 6th International Conference on Image Processing, Applications and Systems (IPAS)* (pp. 1-7). IEEE.
- Kumar, H., Pareek, N., & John, A. (2025).** Forest Preventives, Mitigation Measures, Strategies, and Challenges. In *Remote Sensing and GIS Application in Forest Conservation Planning* (pp. 347-368). Singapore: Springer Nature Singapore.
- Lupp, G., Zingraff-Hamed, A., Huang, J. J., Oen, A., & Pauleit, S. (2020).** Living labs—a concept for co-designing nature-based solutions. *Sustainability*, 13(1), 188.
- Marquardt, P. E., Palik, B. J., Nolet, P., & Munson, A. D. (2025).** Forest assisted migration. *Frontiers in Forests and Global Change*, 8, 1543763.
- McLaughlin, K. E., Belaouni, H. A., McClure, A., McCullough, K., Craig, D., McKeown, J., ... & Warnock, N. (2025).** Using Environmental DNA as a Plant Health Surveillance Tool in Forests. *Forests*, 16(4), 632.
- Modlinger, R., & Zlatković, M. (2025).** Biotic pest disturbance-risk, evaluation, and management in forest ecosystems. *Frontiers in Forests and Global Change*, 8, 1665993.
- Nahrung, H. F., Liebhold, A. M., Brockerhoff, E. G., & Rassati, D. (2023).** Forest insect biosecurity: processes, patterns, predictions, pitfalls. *Annual Review of Entomology*, 68(1), 211-229.
- Paap, T., Wingfield, M. J., Burgess, T. I., Wilson, J. R., Richardson, D. M., & Santini, A. (2022).** Invasion frameworks: a forest pathogen perspective. *Current Forestry Reports*, 8(1), 74-89.
- Panzavolta, T., Bracalini, M., Benigno, A., & Moricca, S. (2021).** Alien invasive pathogens and pests harming trees, forests, and plantations: Pathways, global consequences and management. *Forests*, 12(10), 1364.
- Pe'Er, G., Kachler, J., Herzon, I., Hering, D., Arponen, A., Bosco, L., ... & Bonn, A. (2025).** Role of science and scientists in public environmental policy debates: The case of EU agrochemical and Nature Restoration Regulations. *People and Nature*, 7(8), 1772-1788.
- Preti, M., Verheggen, F., & Angeli, S. (2021).** Insect pest monitoring with camera-equipped traps: strengths and limitations. *Journal of pest science*, 94(2), 203-217.
- Raum, S., Collins, C. M., Urquhart, J., Potter, C., Pauleit, S., & Egerer, M. (2023).** Tree insect pests and pathogens: a global systematic review of their impacts in urban areas. *Urban Ecosystems*, 26(2), 587-604.
- Sarkar, S., Mogilicherla, K., Chakraborty, A., He, P., Smagghe, G., & Roy, A. (2025).** RNAi biopesticides for precision control of invasive pests and pathogens in 3D forests: Quantum leap towards eco-friendly alternatives. *Environmental Technology & Innovation*, 104404.
- Shattuck, A. (2021).** Generic, growing, green?: The changing political economy of the global pesticide complex. *The Journal of Peasant Studies*, 48(2), 231-253.
- Simberloff, D. (2012).** Risks of biological control for conservation purposes. *BioControl*, 57(2), 263-276.
- Simionescu, A. et al. (2012).** *Starea de sănătate a pădurilor din România în perioada 2001-2010*. Ed. Mușatinii.
- Smith, O. J. M. (2025).** Reducing Forest Vulnerability to Pests and Diseases in a Changing Climate: Integrating Early Warning Systems, Adaptive Silvicultural Strategies, and Multilevel Governance Approaches. *National Journal of Forest Sustainability and Climate Change*, 43-50.
- Stein, F., Fischer, R., & Bräsicke, N. (2025).** Replication defines reliability—A meta-analysis of aerial insecticide effects on forest arthropods. *Forest Ecology and Management*, 597, 123169.
- Vidya Madhuri, E., Rupali, J. S., Sharan, S. P., Sai Pooja, N., Sujatha, G. S., Singh, D. P., ... & Prabha, R. (2025).** Transforming pest management with artificial intelligence technologies: The future of crop protection. *Journal of Crop Health*, 77(2), 48.

Abstract

European initiative for forest health: the first meeting of the Focus Group on new and emerging forest pests and diseases

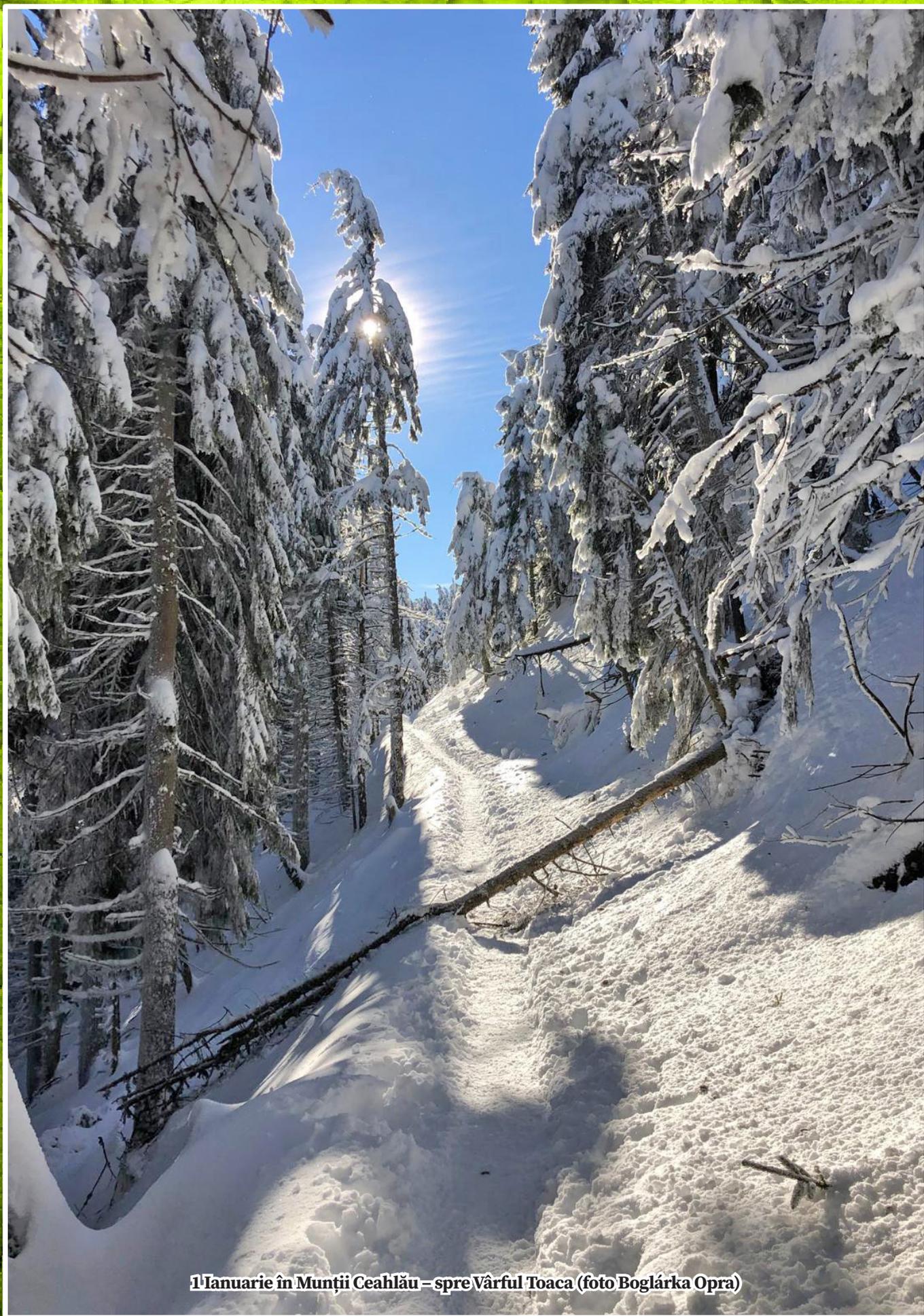
The article presents the first meeting of the Focus Group “Forestry and forest health – new and emerging pests and diseases”, organised within the EU CAP Network. The group brings together experts from several European countries with the aim of analysing the increasing risks posed by emerging pests and pathogens in European forests and identifying practical solutions to improve forest resilience. The meeting, held in Leuven, Belgium, in November 2025, focused on discussing the current situation of forest disturbances, innovative monitoring approaches, adaptive forest management strategies, and the main challenges faced by forest managers. The experts also identified opportunities related to new technologies, improved monitoring systems and stronger cooperation between researchers, forest managers and other stakeholders.

Keywords: forest health; EU CAP Network, emerging forest pests; forest resilience, adaptive forest management



Exemplar de *Quercus robur*, cu o vârstă de peste 600 de ani, situat în curtea Castelului Teleki din Posmuș
(foto Boglárka Opra)





1 Ianuarie în Munții Ceahlău – spre Vârful Toaca (foto Boglárka Opra)