

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

Anul XXVIII
Nr. 53 | 2023

Ecologie forestieră
Forest Ecology

Biometrie
Biometry

Genetică
Forest Genetics

Protecția pădurilor
Forest Protection

Teledetectie
Remote Sensing

Fauna sălbatică
Wildlife Fauna

Habitat forestiere
Forest Habitats

Arbori monumentali
Monumental Trees

Arii protejate
Protected Areas

Terenuri degradate
Degraded Land

Arboret montan de rășinoase (foto Milne Ciocîrlan)



SOCIETATEA PROGRESUL SILVIC
www.progresulsilvic.ro

PAG.	CUPRINS	AUTOR	ADRESE
5	<p>Reziliența principalelor specii forestiere din Carpații Orientali la seceta din anul 2003</p> <p>Resilience to the 2003 drought of the main forest species in Eastern Carpathians</p>	 <p>Ionel Popa^{1,2} Andrei Popa^{1,3}✉ Mihai Balabașciuc¹</p>	<p>1. SCDEP Câmpulung Moldovenesc, INCDS "Marin Drăcea" 2. Centrul de Economie Montană INCE - CE-MONT, Vatra Dornei, România 3. Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere, SDI, UniTBv ✉ popa.andrei.dorna@gmail.com</p>
12	<p>Estimarea volumului la arbori individuali pe baza norilor de puncte obținuți prin scanare cu laser terestru (TLS) – studiu de caz pentru arborete de molid din vestul Carpaților Meridionali</p> <p>Estimating volume for individual trees based on point clouds obtained through terrestrial laser scanning (TLS) – a case study for spruce stands in the western part of Southern Carpathians</p>	 <p>Florin Capalb^{1,2}✉ Marius Petrila¹ Adrian Lorent^{1,2} Bogdan Apostol¹ Cristiana Marcu¹ Ovidiu Badea^{1,2}</p>	<p>1. Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea" (INCDS), Voluntari, România 2. Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere (FSEF), Școala Doctorală Interdisciplinară (SDI), Universitatea Transilvania din Brașov (UniTBv), România ✉ florin.capalb@yahoo.com</p>
19	<p>Analiza economică a conflictelor dintre urs și om</p> <p>Economic analysis of human and brown bear conflicts</p>	 <p>Ana-Gabriela Anuțoiu¹✉ Ovidiu Ionescu^{1,2}</p>	<p>1. Faculty of Silviculture and Forest Engineering, SDI, Transilvania University of Brașov, Romania 2. Station of Brașov, National Institute for Research and Development in Forestry "Marin Drăcea", Romania ✉ ana.anutoiu@unitbv.ro</p>
28	<p>Corelația dintre schimbările climatice și pagubele produse de urs</p> <p>The correlation of climate change with the damage produced by brown bears</p>	 <p>Ana-Gabriela Anuțoiu¹✉ Ovidiu Ionescu^{1,2}</p>	<p>1. Faculty of Silviculture and Forest Engineering, SDI, Transilvania University of Brașov, Romania 2. Station of Brașov, National Institute for Research and Development in Forestry "Marin Drăcea", Romania ✉ ana.anutoiu@unitbv.ro</p>
36	<p>Indici privind gradul de conservare al habitatelor forestiere ripariene</p> <p>Index for the degree of restored riparian forest habitat</p>	 <p>Georgi Hinkov¹ Alexandru Liviu Ciuvat²✉</p>	<p>1. Forest Research Institute, Bulgarian Academy of Sciences, Bulgaria 2. National Institute for Research and Development in Forestry "Marin Drăcea", Romania ✉ alexandru.ciuvat@gmail.com</p>
41	<p>Starea de sănătate și comportarea arboretelor de pin de pe terenurile degradate din zona Subcarpaților Vrancei</p> <p>Health state and behaviour of pine stands on degraded lands in the Vrancea Subcarpathians</p>	 <p>Ciprian Tudor^{1,3} Cristinel Constandache³✉ Laurențiu Popovici³ Virgil Ivan⁴ Nicolae Ovidiu Badea^{1,2}</p>	<p>1. Interdisciplinary Doctoral School (SDI), FSEF, Transilvania University of Brașov 2. National Institute for Research and Development in Forestry (INCDS) "Marin Drăcea", Voluntari 3. SCDEP Focșani, INCDS "Marin Drăcea" 4. Experimental Base Vidra, SCDEP Focșani, INCDS "Marin Drăcea" ✉ cicon66@yahoo.com</p>

PAG.	CUPRINS	AUTOR	ADRESE
48	<p>Implementarea monitorizării genetice pe termen lung a resurselor genetice forestiere din România</p> <p>Implementing genetic monitoring of forest genetic resources in Romania</p>	 <p>Dragoș Postolache¹ ✉ Flaviu-Eugen Popescu²</p>	<p>1. Col. Cluj-Napoca, SCDEP Bistrița, INCDS "Marin Drăcea" 2. Col. Simeria, SCDEP Timișoara, INCDS "Marin Drăcea" ✉ dragospostolache@yahoo.com</p>
53	<p>Evaluarea suprafețelor ocupate de stejarul brumăriu în România</p> <p>Assessment of the distribution of grayish oak (<i>Quercus pedunculiflora</i> K. Koch) forests in Romania</p>	 <p>Flaviu-Eugen Popescu¹ Dragoș Postolache² Ionel Ban³ ✉ Mihai Furdui³ Bogdan Pleșca³</p>	<p>1. Col. Simeria, SCDEP Timișoara, INCDS "Marin Drăcea" 2. Col. Cluj-Napoca, SCDEP Bistrița, INCDS "Marin Drăcea" 3. INCDS "Marin Drăcea" Voluntari ✉ banionell@yahoo.com</p>
58	<p>Dinamica viabilității semințelor de paltin de munte în contextul schimbărilor climatice</p> <p>The dynamics of the seed viability of sycamore maple in the context of climate change</p>	 <p>Marius Budeanu¹ Gabriela Grosu¹ Dan Pepelea¹ Emanuel Beșliu¹ ✉</p>	<p>1. SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea" ✉ emmanuel.besliu@icas.ro</p>
64	<p>Dezvoltarea de soluții bazate pe natură pentru agricultură și silvicultură, progres al ameliorării genetice</p> <p>Development of nature-based solutions for agriculture and forestry, progress of genetic breeding</p>	 <p>Floriana Maria Ștefan¹ Marius Budeanu² ✉</p>	<p>1. Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare pentru Cartof și Sfeclă de Zahăr (INCDCSZ) Brașov, România 2. SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea" ✉ mariusbudeanu80@gmail.com</p>
70	<p>Arboretumul Mihăești – o bogată colecție de arbori monumentali</p> <p>Mihăești Arboretum - a rich collection of monumental trees</p>	 <p>Virgil Scărlătescu¹ Diana Vasile² ✉ Bogdan-Ionuț Pleșca³</p>	<p>1. Col. Mihăești, SCDEP Pitești, INCDS "Marin Drăcea" 2. SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea" 3. INCDS "Marin Drăcea" Voluntari ✉ diana_vasile@ymail.com</p>
80	<p>Dr. Lucian Constantin Dincă la vârsta pensionării</p> <p>Dr. Lucian Constantin Dincă at the retirement moment</p>	<p>Vlad Crișan¹ Ștefan Herghelegiu¹ Dănuț Chira¹</p>	<p>1. SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea"</p>

PAG.	CUPRINS	AUTOR	ADRESE
82	In Memoriam - ing. Otilia Popescu	Dan Andei Popescu ¹	1. Universitatea Babeş-Bolyai, Cluj-Napoca, România
84	Indexarea Revistei de Silvicultură și Cinegetică în baza de date Index Copernicus International Indexing Review of Silviculture and Cinegetics in Index Copernicus International	Valentin Bolea ¹ Dănuț Chira ² Marius Budeanu ² ✉	1. Soc. Progresul Silvic Brașov, România 2. SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea" ✉ mariusbudeanu80@gmail.com

Comitetul de redacție:

Valentin Bolea - Societatea „Progresul Silvic” (SPS) Brașov (SCDEP Brașov / INCDS), redactor șef, ROMANIA

Dănuț Chira - Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură „Marin Drăcea” (INCDS) / SCDEP Brașov, redactor șef - responsabil Cercetare, ROMANIA

Eugen N. Popescu – (SCDEP Brașov/ INCDS) redactor șef adjunct

Neculae Șofletea – Academia de Științe Agricole și Silvicultură (ASAS), Facultatea de Silvicultură și Exploatarea Forestieră (FSEF), Universitatea Transilvania din Brașov (UTBv)
Șerban Davidescu - INCDS „Marin Drăcea”
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, ITALY

Marius Budeanu - SCDEP Brașov / INCDS

Diana Vasile - SCDEP Brașov / INCDS

Mihai Fedorca - SCDEP Brașov / INCDS

Secretariat de redacție:

Leonard Mihalache – secretar – SPS Brașov

Comitetul științific și tehnic:

Gheorghe Gavrilesco - Președinte Societatea „Progresul Silvic” București

Ioan Vasile Abrudan - UTBv

Ilica Alexandrina - Societatea „Progresul Silvic”, Filiala Alba Iulia

Ecaterina Nicoleta Apostol - INCDS „Marin Drăcea”

Flavius Bălăcenoiu - INCDS „Marin Drăcea”

Iovu - Adrian Biriș – USAMV București

Valeriu Caisîn - Institutul de Cercetări și Amenajări Silviculturale (ICAS), Moldova, R. MOLDOVA

Florentina Chira - SCDEP Brașov

Petru Cuza - Universitatea de Stat din Rep. MOLDOVA

Ancuța Fedorca - INCDS / SCDEP Brașov

József Pál Frink – Col. Cluj-Napoca, SCDEP Bistrița, INCDS

Sorin Geacu - Institutul de Geografie, Academia Română București

Dan Traian Ionescu - FSEF, UTBv

Ovidiu Ionescu - FSEF, UTBv

Dana Malschi - Fac. Știința Mediului Univ. Babeş-Bolyai Cluj Napoca, ASAS

Teodor Marușca - ICD Pajiști Brașov, ASAS

Maria Munteanu - Societatea „Progresul Silvic” Filiala Brașov - Covasna

Constantin Nețoiu - SCDEP Craiova / INCDS, ASAS

Neculai Patrichi - ICD Ecologie Acvatică, Pescuit și Acvacultură - ICDEAPA Galați, Univ. Dunărea de Jos, Galați, ASAS

Flaviu Popescu - INCDS / Col. Simeria, ASAS

Gheorghe Postolache - Grădina Botanică (Institut) a Academiei de Științe a Moldovei, R. MOLDOVA

Dragoș Postolache - Col. Cluj-Napoca / INCDS

Costel Stan - „Progresul Silvic”, Fil. Argeș

Tatiana Șesan - ASAS, Fac. Biologie, Univ. București

Ioan Tăut - Fac. Silvicultură și Cadastru / USAMV Cluj-Napoca, SCDEP Bistrița, ASAS

Marius Ureche - „Progresul Silvic”, Fil. Sibiu

Nicu Constantin Tudose - INCDS / SCDEP Brașov

Radu Vlad - INCDS / SCDEP Câmpulung Moldovenesc, ASAS

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)



Reziliența principalelor specii forestiere din Carpații Orientali la seceta din anul 2003

Ionel Popa^{1,2}, Andrei Popa^{1,3}✉, Mihai Balabașciuc¹

¹ SCDEP Câmpulung Moldovenesc, Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", România

² Centrul de Economie Montană INCE - CE-MONT, Vatra Dornei, România

³ Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere, SDI, Universitatea Transilvania din Brașov, România

✉ autor corespondent (popa.andrei.dorna@gmail.com)

1. Introducere

Ecosistemele forestiere montane reprezintă un pilon de stabilitate ecologică pentru spațiul Carpatin oferind multiple servicii ecosistemice (Malek et al. 2018). Stabilitatea structurală și funcțională a pădurilor montane este adeseori perturbată de acțiunea factorilor biotici și abiotici. Frecvența și intensitatea acestor factori de risc înregistrează o creștere semnificativă în ultimele decenii (Albrich et al. 2020). Schimbările climatice, manifestate prin creșterea temperaturii, a frecvenței fenomenelor de secetă și a incidenței vânturilor puternice, reprezintă principalul factor de risc pentru ecosistemele forestiere din Carpați (Hlásny et al. 2016). Pe fondul destabilizării funcționale induse de acțiunea factorilor climatici extremi (ex. secetă, doborâturi produse de vânt) se constată o creștere a incidenței factorilor biotici vătămători (ex. atacuri de insecte) (Hlásny et al. 2021).

Creșterea temperaturilor în zona montană induce o extindere a sezonului de vegetație cu efecte pozitive asupra proceselor de fotosinteză, și implicit de creștere radială, determinând în același timp o intensificare a transpirației, care nu întotdeauna este compensată de un regim hidric favorabil (Albrich et al. 2020). Modificarea distribuției sezoniere a precipitațiilor (ex. reducerea precipitațiilor din toamnă și iarnă) coroborată cu o variabilitate ridicată de la un an la altul au efecte negative asupra rezervei de apă din sol, mai ales la debutul proceselor de creștere.

Capacitatea de rezistență și adaptare la schimbările climatice diferă de la specie la specie, și variază în raport

cu condițiile staționale (Serra-Maluquer et al. 2021). Molidul (*Picea abies*) se dovedește a fi o specie relativ sensibilă la deficitul de precipitații mai ales la altitudini joase (Boden et al. 2014, Bouriaud & Popa 2009, van der Maaten-Theunissen et al. 2013). Bradul (*Abies alba*) poate fi afectat negativ de creșterea aridității, mai ales la limita sudică și sud-vestică a distribuției în Europa, dar răspunde pozitiv la creșterea temperaturii mai ales în zonele montane înalte (Bosela et al. 2016, Gazol et al. 2015). Fagul (*Fagus sylvatica*) este considerată o specie care depinde de umiditatea din sol în timpul sezonului de vegetație și de temperaturile din perioada de iarnă (Leuschner 2020, Durrant et al. 2016), iar reducerea nivelului de precipitații din timpul sezonului de vegetație conduce la creșterea stresului indus de secetă (Chakraborty et al. 2021, Roibu et al. 2022). Acesta a dezvoltat mecanisme complexe la nivel fiziologic și morfologic pentru a se adapta la deficitul de apă (Leuschner 2020).

În ultimul secol, la nivel european, cei mai secetoși ani au fost 1921-1922, 1947, 1976, 2003, 2015 și 2018-2019, cu variații spațiale în ceea ce privește intensitatea și durata secetei (Ionita & Nagavciuc 2021). Indiferent de scenariul climatic deficitul de umiditate din sol este prognozat a se accentua, mai ales în Europa Centrală și de Est și regiunile Mediteraneene (Grillakis 2019). Seceta din primăvara și vara anului 2003 a determinat o reducere severă a vitalității și productivității ecosistemelor forestiere din Europa de Vest și Centrală, cu efecte majore pe termen lung asupra stabilității pădurilor, mai ales de la altitudini joase (Ciais et al. 2005, Rouault et al. 2006). La nivel european impactul economic direct generat de efectele negative ale valurilor de căldură și secetă din 2003 se ridică la peste 17 miliarde euro (CRED & UNISDR 2018, Ionita & Nagavciuc 2021).

Prin prezentul studiu se urmărește analiza comparativă a capacității de reziliență la seceta din anul 2003, pentru principalele specii de arbori (molid, brad și fag) în Carpații Orientali, evaluată pe baza informațiilor oferite de inele anuale de creștere radială.

2. Material și metodă

Zona de studiu este localizată în nordul Carpaților Orientali (24°55' – 26°01'E, 46°36' – 47°53'N). Ecosistemele forestiere reprezintă o componentă majoră a peisajului din zona de studiu, fiind reprezentate de arborete pure de molid și amestecuri de rășinoase și fag. Rețeaua de cercetare este constituită din 158 serii dendrocronologice de molid (3032 arbori), 41 serii de brad (694 arbori) și 40 serii de fag (786 arbori), distribuite pe un gradient altitudinal cuprins între 470 m și 1670 m (Fig. 1).

Cercetările s-au desfășurat în arborete echine supuse managementului forestier activ cu vârste medii cuprinse între 30 și 160 ani. În fiecare arboret din cadrul rețelei de cercetare s-au ales un număr de 20-22 de arbori dominanți și codomanți, fără defecte vizibile, de la care s-a prelevat câte o probă de creștere radială de la înălțimea de 1,30 m. Recoltarea probelor de creștere s-a realizat cu ajutorul burghiului Pressler, paralel cu curba de nivel pentru evitarea lemnului de reacție.

În vederea calculării creșterii în suprafață de bază (BAI) s-a măsurat pentru fiecare arbore diametrul trunchiului la înălțimea de prelevare a carotei de creștere radială.

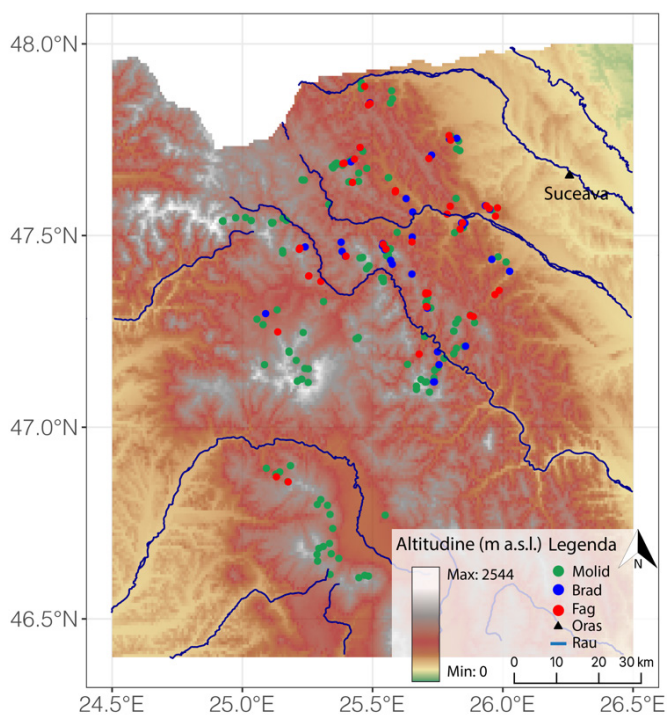


Fig. 1. Rețeaua de serii dendrocronologice pentru molid, brad și fag

Probele de creștere radială au fost montate pe suporturi de lemn speciali și șlefuite cu benzi abrazive de granulații diferite pentru evidențierea limitelor dintre inelele anuale. Măsurarea lățimii inelelor anuale, cu precizie de 0,01 mm, s-a realizat pe imagini cu rezoluție de 2400 dpi cu ajutorul programului Coorecorder (Maxwell & Larsson 2021). Seriile de creștere individuale au fost verificate pentru identificarea eventualelor erori de măsurare și interdateate prin analiza corelației cu seria medie la nivel de suprafață de cercetare, pe perioade mobile de 50 de ani cu suprapunere de 25 de ani (Grissino-Mayer 2001). Creșterea radială a fost transformată în creștere în

suprafață de bază în raport cu diametrul trunchiului fără coajă, asimilând o formă circulară a secțiunii transversale (Bosela et al. 2021). Diametrul trunchiului fără coajă s-a obținut pornind de la diametrul de bază măsurat și grosimea dublă a cojii estimată pe baza modelelor regresive, la nivel de specie, propuse de Giurgiu et al. (2004).

Cuantificarea rezilienței la secetă a speciilor analizate s-a realizat prin intermediul *indicilor de reziliență*, calculați pentru seriile medii de creștere, în suprafață de bază, la nivel de arboret (Lloret et al. 2011, van der Maaten-Theunissen et al. 2015).

Indicele de rezistență reprezintă raportul dintre BAI din anul cu secetă (2003) și media BAI din trei ani anteriori (2000-2002).

Reziliența s-a calculat drept raport între BAI mediu după secetă (2004-2006) și BAI mediu înainte de secetă (2000-2002).

Indicele de recuperare este determinat ca raport dintre BAI mediu din trei ani post-eveniment (2004-2006) și BAI din anul evenimentului (2003).

Perioada de recuperare este definită drept timpul necesar pentru a atinge nivel mediu al creșterii în suprafață de bază anterior manifestării fenomenului de secetă (Thurm et al. 2016).

Analiza statistică a datelor s-a realizat prin programarea de rutine informatice specifice în mediul de programare R (R Core Team 2022) și a pachetului pointRes (van der Maaten-Theunissen et al. 2021).

Datele climatice (temperatura medie și precipitații) utilizate pentru analiza climatică specifică sezonului de creștere 2003 s-au extras din baza de date E-OBS (0,1°x0,1°) pentru perioada 1950-2018 (Cornes et al. 2018).

Valorile lunare ale *indicelui standardizat al precipitațiilor și evapotranspirației* (SPEI), respectiv cumulat la nivel de 12 luni, s-au obținut din baza de date SPEI (0,5°x0,5°) pentru perioada 1950-2018 (Beguería et al. 2014).

3. Rezultate și discuții

3.1. Regimul climatic în anul 2003

Analiza parametrilor climatici s-a realizat pentru perioada cuprinsă între luna septembrie din anul anterior (2002), până în luna august din anul formării inelului anual (2003), considerat drept an fiziologic, având o influență potențială directă asupra proceselor de creștere.

Temperatura medie din anul 2003 pentru zona de studiu, în accepțiunea prezentată mai sus, a fost de 4,8°C, cu 1°C mai mică decât media perioadei 1951-2018.

Nivelul mediu anual al precipitațiilor a fost de 498 mm, cu 178 mm (26%) mai mic decât media perioadei analizate. SPEI cumulat la nivelul anului fiziologic 2003 a avut valoarea de -1,81, fiind încadrată la o secetă severă.

Anul 2003, la nivel european, a fost caracterizat ca fiind unul dintre cei mai extremi ani din ultimul secol, din punct de vedere al deficitului de precipitații combinat cu valori de căldură extremă, pe fondul unei durate de

strălucire a soarelui semnificativ mai mare comparativ cu valorile multianuale (Rebetez et al. 2006, Stott et al. 2004).

Distribuția lunară a precipitațiilor, exprimate în abateri standard față de media perioadei 1951-2018, evidențiază un deficit în creștere începând cu luna octombrie din anul precedent, cu un maxim în perioada de creștere radială activă, respectiv lunile mai și iunie (precipitații mai reduse cu 70% față de media multianuală) (Fig. 2).

Din punct de vedere al temperaturii, anul fiziologic 2003 a fost caracterizat de un sezon de repaus vegetativ relativ rece, urmat de o creștere semnificativă a temperaturilor în perioada mai-iunie comparativ cu valorile medii multianuale (valori mai mari cu 4,4°C (41%), respectiv 1,5°C (11%)).

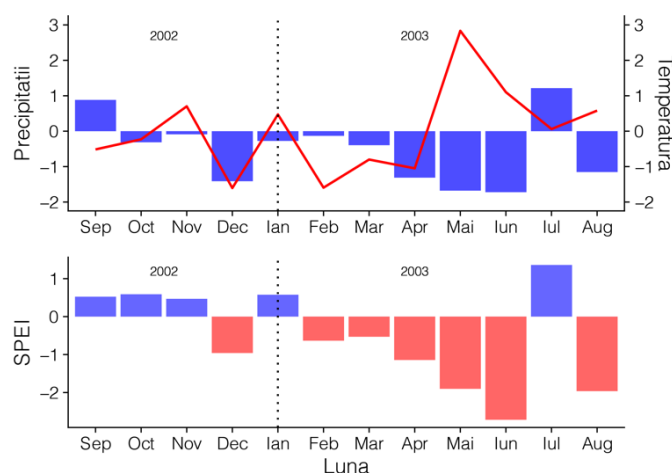


Fig. 2. Variația lunară a temperaturii medii (linie roșie), precipitațiilor (bare albastre) și SPEI la nivelul anului 2003 exprimate în abateri standard față de media perioadei 1951-2018

Anul fiziologic 2003, din punct de vedere al SPEI, a fost caracterizat de o toamnă normală și un sezon de vegetație dominat de secetă cu o creștere a intensității de la moderat în luna aprilie, la secetă severă în lunile mai și august, respectiv secetă extremă în luna iunie. Temperaturile ridicate, pe fondul unui deficit de precipitații semnificativ, determină o reducere importantă a rezervei de apă din sol (concomitent cu amplificarea evapotranspirației), cu efecte negative asupra proceselor fiziologice (Granier et al. 2007).

3.2. Variabilitatea rezilienței în raport cu altitudinea

Seceta, prin frecvență, intensitate și durată, afectează semnificativ procesele de creștere ale arborilor (Adams et al. 2017, Anderegg et al. 2020). Reziliența speciilor forestiere la factorii climatici extremi variază în raport cu altitudinea (van der Maaten-Theunissen et al. 2013). Indicele de rezistență exprimă capacitatea arborilor de a rezista acțiunii unui factor perturbator, în cazul de față seceta extremă din anul 2003 (Lloret et al. 2011). Aceasta exprimă pierderea de creștere înregistrată în anul producerii evenimentului climatic extrem comparativ cu media perioadei anterioare (2000-2001), urmare a diminuării intensității proceselor fiziologice (van der Maaten-Theunissen et al. 2015).

Din punct de vedere al *indicii de rezistență*, bradul s-a dovedit a fi cea mai sensibilă specie, cu o pierdere medie de creștere în suprafață de bază de 28%, urmată de molid cu o scădere medie a BAI de 23%. În schimb fagul, analizat la nivelul întregii zone de studiu, nu a fost afectat de seceta din anul 2003, pentru această specie a fost observată o reducere medie a BAI de 1%. Rezultatele obținute evidențiază o creștere a rezistenței odată cu creșterea altitudinii, panta liniei de regresie fiind semnificativă în cazul molidului și fagului (Fig. 3).

La molid, pierderea de BAI a fost de 26% la altitudini mai mici de 800 m, scăzând la 17% la altitudini mai mari de 1400 m. Molidul în Europa Centrală s-a dovedit a fi o specie sensibilă la secetă mai ales la altitudini joase (Vitali et al. 2017).

În cazul fagului, pierderi de creștere în suprafață de bază s-au observat numai la altitudini mai mici de 800 m (22%).

Indicele de rezistență al bradului la seceta din anul 2003 a fost relativ constatat indiferent de altitudine, cu variații de la un arboret la altul. Bradul s-a dovedit mai tolerant comparativ cu molidul și fagul la secetele extreme din 1976 și 2003 din Alpi la altitudini cuprinse între 500 și 1000 m (Vitali et al. 2017, Vitasse et al. 2019).

O componentă importantă a toleranței arborilor la secetă este reprezentată de abilitatea acestora de a-și reface vitalitatea și rata de acumulare de biomasă lemnoasă după secetă (Leuschner 2020). Capacitatea de recuperare a pierderilor de creștere după un eveniment perturbator este reflectată de *indicele de recuperare*, care exprimă plusul de creștere mediu pentru trei ani post-eveniment, raportat la BAI din anul evenimentului. Comparativ cu indicii de rezistență, recuperarea BAI scade în raport cu altitudinea pentru toate cele trei specii analizate, panta liniei de regresie liniară fiind semnificativă numai în cazul molidului. Plusul de BAI mediu a fost maxim în cazul bradului (27%) și molidului (24%) fiind mai redusă la fag (18%). La fag, valorile mai reduse ale indicelui de recuperare trebuie analizate în contextul unei reduceri nesemnificative a BAI în anul 2003. Numeroase studii au evidențiat o capacitate ridicată a fagului de recuperare după perioade cu deficit de precipitații (Dittmar et al. 2003, Pretzsch et al. 2020).

Indicele de reziliență reflectă capacitatea arborilor de a reveni la același nivel al creșterii față de perioada anterioară producerii evenimentului perturbator. Considerând o perioadă de trei ani, înainte și după seceta din anul 2003, la nivelul zonei de studiu, numai în cazul fagului se înregistrează valori supraunitare. În cazul molidului, după trei ani BAI atinge valori de numai 93% din BAI mediu anterior, iar la brad de 90%. Odată cu creșterea altitudinii, reziliența prezintă o creștere în cazul fagului, o scădere la molid și rămâne relativ constantă la brad. Majoritatea arboretelor studiate recuperează pierderile de creștere în suprafață de bază ca urmare a secetei din anul 2003, într-o perioadă de maxim 5 ani, cu valori medii de 2,8 ani la molid și brad, respectiv 1,7 ani la fag. Perioada de recuperare are valori

mai mari odată cu creșterea altitudinii la molid și brad și valori mai mici la fag. Din totalul arboretelor analizate 14% în cazul molidului și 7% la brad, până în anul 2022,

nu ating rata de creștere în suprafață de bază existentă anterior anului 2003.

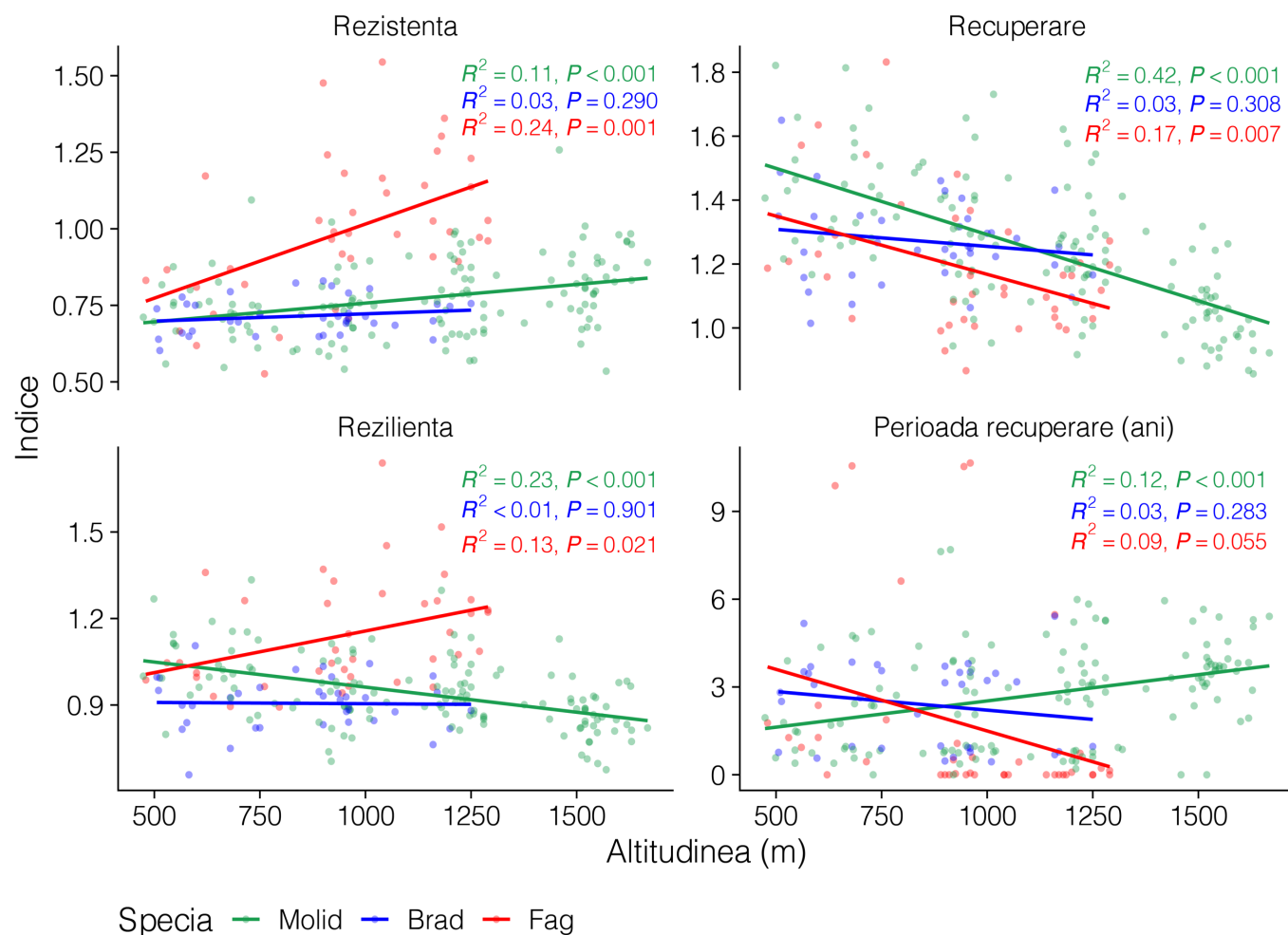


Fig. 3. Variabilitatea indicilor de reziliență în raport cu altitudinea

3.3. Variabilitatea indicilor de reziliență în raport cu vârsta

Corelația indicilor de reziliență cu vârsta cambială din anul 2003 a fost redusă și nesemnificativă statistic (Fig. 4). Totuși se remarcă o ușoară scădere a rezistenței la molid și fag odată cu creșterea vârstei, fiind relativ constantă la brad. La molid pierderea de creștere a fost de 17% la arboretelor tinere și de 26% la cele bătrâne. În cazul fagului numai în cazul arboretelor bătrâne se remarcă o ușoară scădere a BAI în anul 2003 (6%).

În cazul indicelui de recuperare se observă o creștere a capacității de refacere a potențialului auxologic odată cu creșterea vârstei la fag, fiind constantă la molid și cu ușoară scădere la brad. Perioada medie de recuperare este de 4,9 ani la arboretelor bătrâne de brad și de 2,1-2,3 ani la cele tinere și mature.

Deficitul de precipitații din timpul sezonului de vegetație determină o reducere semnificativă a proceselor de fotosinteză, a conductanței stomatale cu impact asupra transferului de carbohidrați, inducând implicit o reducere a creșterii (Tremblay et al. 2022). Temperaturile ridicate din timpul secetei, cum este cazul anului 2003, determină o creștere exponențială a presiunii deficitului vaporilor

de apă, în timp ce umiditatea solului se reduce prin evapotranspirație (Grossiord et al. 2020). De asemenea, o creștere majoră a tensiunii apei din xilem, pe fondul unui deficit accentuat de apă din sol și a unei transpirații accelerate, poate conduce la apariția proceselor de embolism și pierderea conductanței hidraulice (Kurjak et al. 2012, Pšidová et al. 2015, Rennenberg et al. 2006).

La altitudini joase, unde nivelul precipitațiilor este moderat, chiar și o ușoară modificare a regimului hidro-climatic poate conduce la o creștere a riscului de diminuare a creșterii și intensificarea proceselor de mortalitate (Boden et al. 2014). Estimările obținute prin aplicarea unor modele de simulare la scară continentală au estimat o reducere cu 30% a productivității primare brute la nivel european, ca urmare a secetei din anul 2003 (Ciais et al. 2005).

Creșterea diversității structurale, mai ales din punct de vedere al compoziției, prin promovarea amestecurilor de rășinoase cu fag, asociate cu măsuri silviculturale orientate spre creșterea rezistenței la nivel de arbore, cum sunt răriturile (Laurent et al. 2003), pot contribui semnificativ la creșterea capacității de adaptare și reziliență la secetă (Boden et al. 2014).

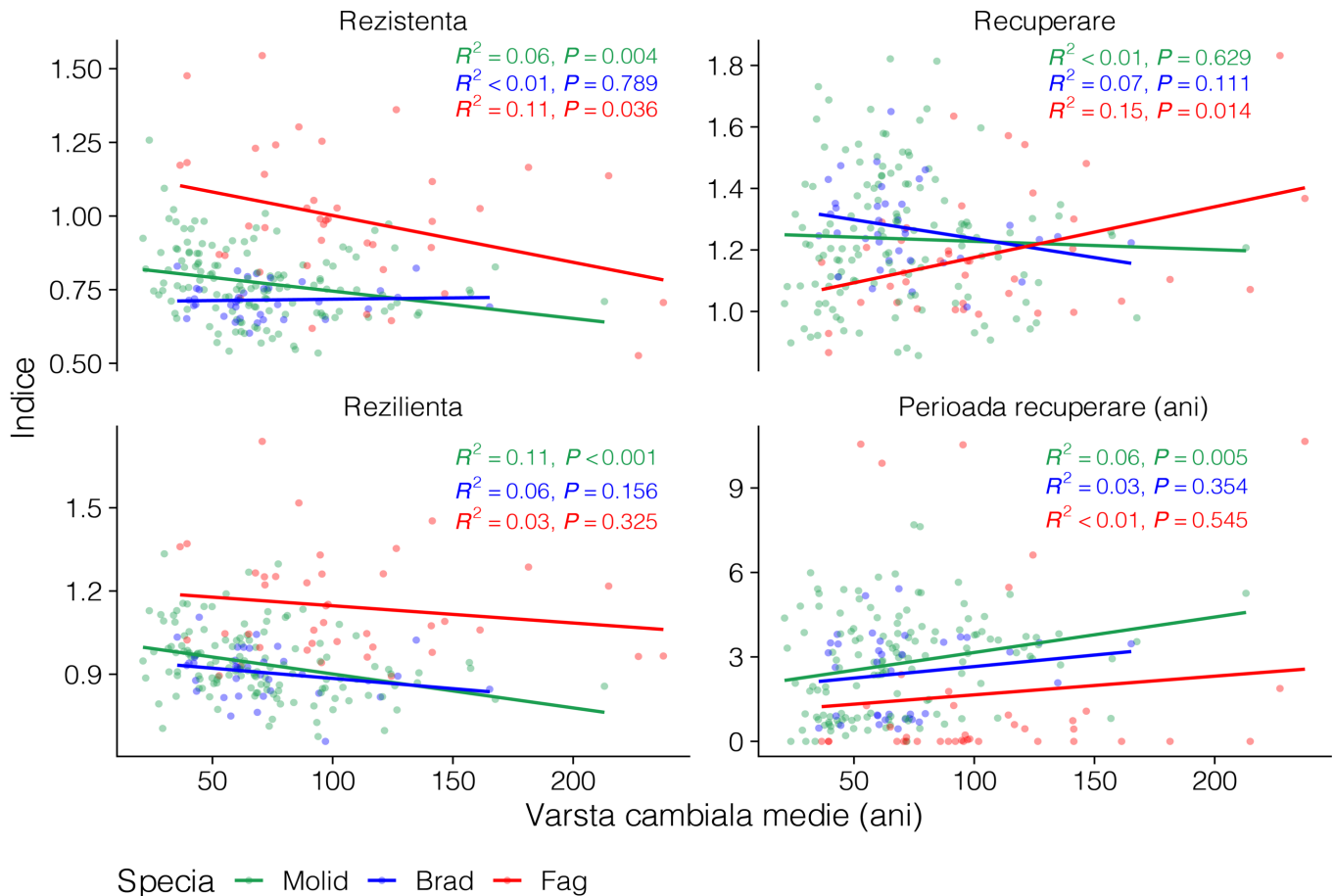


Fig. 4. Variabilitatea indicilor de reziliență în raport cu vârsta cambială

4. Concluzii

Rezultatele obținute sugerează o reziliență la seceta din anul 2003 mai mare a fagului comparativ cu molidul și bradul, din ecosistemele forestiere din Carpații Orientali. Reducerea medie a creșterii în suprafața de bază în anul 2003 a fost de 28% la molid și de 23% la brad, fiind nesemnificativă la fag.

Rezistența la secetă prezintă valori mai ridicate de-a lungul gradientului altitudinal, în timp ce capacitatea de recuperare scade, mai ales în cazul fagului și molidului. La brad nu s-a observat o variație semnificativă a indicelui de reziliență în raport cu gradientul altitudinal.

Perioada medie de revenire la valoarea medie a creșterii anterioare secetei din anul 2003 a fost de 2,8 ani la molid și brad, respectiv 1,7 ani la fag. Odată cu creșterea altitudinii, perioada de recuperare crește la molid și brad și scade la fag. În raport cu vârsta cambială medie din anul manifestării evenimentului climatic extrem (2003), indicii de reziliență nu diferă semnificativ din punct de vedere statistic.

În concluzie, chiar dacă deficitul mare de precipitații din timpul sezonului de vegetație 2003, pe fondul unui val de căldură semnificativ, a determinat o reducere a creșterii radiale, principalele specii forestiere din Carpații Orientali au avut o reziliență ridicată la secetă, și în majoritatea cazurilor, în anii următori s-au înregistrat valori ale creșterilor în suprafața de bază similare cu cele

înregistrate anterior evenimentului climatic extrem.

Creșterea intensității secetelor din ultimele decenii, coroborat cu o accentuare a deficitului de precipitații, prognozat de diferitele scenarii climatice, pe fondul creșterii frecvenței și intensității valurilor de căldură extremă, reprezintă factori de risc majori pentru ecosistemele forestiere din zona montană. Dezvoltarea cercetărilor, în direcția înțelegerii capacității de reziliență la secetă a principalelor specii forestiere din Carpați, constituie o condiție esențială pentru oferirea unui suport științific relevant, necesar adaptării măsurilor de management forestier, în vederea asigurării unei gospodării sustenabile a acestor ecosisteme.

Finanțare

Cercetările au fost finanțate de Ministerul Cercetării, Inovării și Digitalizării, prin proiectele „Adaptare și reziliență la schimbări climatice în pădurile din Carpați. Abordare interspecifică și la diferite nivele temporale” – PN-III-P4-PCE-2021-1002 și “Creșterea capacității și performanței instituționale a INCDS „Marin Drăcea” în activitatea de CDI – CresPerfInst” (Contract nr. 34PFE/30.12.2021).

Mulțumiri

Mulțumim colegilor din cadrul Regiei Naționale a Pădurilor (RNP – Romsilva) care au permis desfășurarea cercetărilor în fondului forestier administrat.

Bibliografie

- Adams HD, Zeppel MJB, Anderegg WRL, Hartmann H, Landhäusser SM, Tissue DT, et al. (2017). A multi-species synthesis of physiological mechanisms in drought-induced tree mortality. *Nat. Ecol. Evol.* 1, 1285–1291. doi: 10.1038/s41559-017-0248-x.
- Albrich K., Rammer W., and Seidl R. (2020). Climate change causes critical transitions and irreversible alterations of mountain forests. *Glob. Change Biol.* 26, 4013–4027. doi: 10.1111/gcb.15118.
- Anderegg WRL Trugman AT, Badgley G, Konings AG, and Shaw J (2020). Divergent forest sensitivity to repeated extreme droughts. *Nat. Clim. Change* 10, 1091–1095. doi: 10.1038/s41558-020-00919-1.
- Beguieria S, Vicente-Serrano SM, Reig F, and Latorre B (2014). Standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) revisited: parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring. *Int. J. Climatol.* 34, 3001–3023. doi: 10.1002/joc.3887.
- Boden S, Kahle H-P, Wilpert K von, and Spiecker H (2014). Resilience of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) growth to changing climatic conditions in Southwest Germany. *For. Ecol. Manag.* 315, 12–21. doi: 10.1016/j.foreco.2013.12.015.
- Bosela M, Popa I, Gömöry D, Longauer R, Tobin B, Kyncl J, et al. (2016). Effects of post-glacial phylogeny and genetic diversity on the growth variability and climate sensitivity of European silver fir. *J. Ecol.* 104, 716–724. doi: 10.1111/1365-2745.12561.
- Bosela M, Tumajer J, Cienciala E, Dobor L, Kulla L, Marčíš P, et al. (2021). Climate warming induced synchronous growth decline in Norway spruce populations across biogeographical gradients since 2000. *Sci. Total Environ.* 752, 141794. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141794.
- Bouriaud O, and Popa I (2009). Comparative dendroclimatic study of Scots pine, Norway spruce, and silver fir in the Vrancea Range, Eastern Carpathian Mountains. *Trees* 23, 95–106. doi: 10.1007/s00468-008-0258-z.
- Chakraborty T, Reif A, Matzarakis A, and Saha S (2021). How Does Radial Growth of Water-Stressed Populations of European Beech (*Fagus sylvatica* L.) Trees Vary under Multiple Drought Events? *Forests* 12, 129. doi: 10.3390/f12020129.
- Ciais P, Reichstein M, Viovy N, Granier A, Ogée J, Allard V, et al. (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437, 529–533. doi: 10.1038/nature03972.
- Cornes RC, van der Schrier G, van den Besselaar EJM, and Jones PD (2018). An ensemble version of the E-OBS temperature and precipitation data sets. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 123, 9391–9409. doi: 10.1029/2017JD028200.
- CRED & UNISDR (2018). Review of disaster events. Brussels. <https://www.cred.be/sites/default/files/PressReleaseReview2018.pdf>
- Dittmar C, Zech W, and Elling W (2003). Growth variations of Common beech (*Fagus sylvatica* L.) under different climatic and environmental conditions in Europe - a dendroecological study. *For. Ecol. Manag.* 173, 1–3, 63-78.
- Gazol A, Camarero JJ, Gutiérrez E, Popa I, Andreu-Hayles L, Motta R, et al. (2015). Distinct effects of climate warming on populations of silver fir (*Abies alba*) across Europe. *J. Biogeogr.* 42, 1150–1162. doi: 10.1111/jbi.12512.
- Giurgiu V, Decei I, & Drăghiciu D (2004). Metode și tabele dendrometrice. *Ed. Ceres*, 51-54.
- Granier A, Reichstein M, Bréda N, Janssens IA, Falge E, Ciais P, et al. (2007). Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year: 2003. *Agric. For. Meteorol.* 143, 123–145. doi: 10.1016/j.agrformet.2006.12.004.
- Grillakis MG (2019). Increase in severe and extreme soil moisture droughts for Europe under climate change. *Sci. Total Environ.* 660, 1245–1255. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.001.
- Grissino-Mayer HD (2001). Evaluating crossdating accuracy: a manual and tutorial for the computer program COFECHA.
- Grossiord C, Buckley TN, Cernusak LA, Novick KA, Poulter B, Siegwolf RTW, et al. (2020). Plant responses to rising vapor pressure deficit. *New Phytol.* 226, 1550–1566. doi: 10.1111/nph.16485.
- Hlásny T, König L, Krokene P, Lindner M, Montagné-Huck C, Müller J, et al. (2021). Bark beetle outbreaks in Europe: State of knowledge and ways forward for management. *Curr. For. Rep.* 7, 138–165. doi: 10.1007/s40725-021-00142-x.
- Hlásny T, Trombik J, Dobor L, Barcza Z, and Barka I (2016). Future climate of the Carpathians: climate change hot-spots and implications for ecosystems. *Reg. Environ. Change* 16, 1495–1506. doi: 10.1007/s10113-015-0890-2.
- Houston Durrant T, de Rigo D, Caudullo G (2016). *Fagus sylvatica* and other beeches in Europe: distribution, habitat, usage and threats. *European Atlas of Forest Tree Species. Publ. Off. EU, Luxembourg*
- Ionita M, and Nagavciuc V (2021). Changes in drought features at the European level over the last 120 years. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 21, 1685–1701. doi: 10.5194/nhess-21-1685-2021.
- Kurjak D, Štrélcová K, Ditmarová L, Priwitz T, Kmet' J, Homolák M, et al. (2012). Physiological response of irrigated and non-irrigated Norway spruce trees as a consequence of drought in field conditions. *Eur. J. For. Res.* 131, 1737–1746. doi: 10.1007/s10342-012-0611-z.
- Laurent M, Antoine N, and Joël G (2003). Effects of different thinning intensities on drought response in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *For. Ecol. Manag.* 183, 47–60. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00098-7.
- Leuschner C (2020). Drought response of European beech (*Fagus sylvatica* L.) - A review. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 47, 125576. doi: 10.1016/j.ppees.2020.125576.
- Lloret F, Keeling EG, and Sala A (2011). Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos* 120, 1909–1920. doi: 10.1111/j.1600-0706.2011.19372.x.
- Malek Ž, Zumpano V, and Hussin H (2018). Forest management and future changes to ecosystem services in the Romanian Carpathians. *Environ. Dev. Sustain.* 20, 1275–1291. doi: 10.1007/s10668-017-9938-4.
- Maxwell RS, and Larsson L-A (2021). Measuring tree-ring widths using the CooRecorder software application. *Dendrochronologia* 67, 125841. doi: 10.1016/j.dendro.2021.125841.
- Pretzsch H, Grams T, Häberle KH, Pritsch K, Bauerle T, and Rötzer T (2020). Growth and mortality of Norway spruce and European beech in monospecific and mixed-species stands under natural episodic and experimentally extended drought. Results of the KROOF throughfall exclusion experiment. *Trees* 34, 957–970. doi: 10.1007/s00468-020-01973-0.
- Pšidová E, Ditmarová L, Jamnická G, Kurjak D, Majerová J, Czajkowski T, et al. (2015). Photosynthetic response of beech seedlings of different origin to water deficit. *Photosynthetica* 53, 187–194. doi: 10.1007/s11099-015-0101-x.
- R Core Team (2022). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Available at: <https://www.R-project.org/>.
- Rebetez M, Mayer H, Dupont O, Schindler D, Gartner K, Kropp JP, et al. (2006). Heat and drought 2003 in Europe: a climate synthesis. *Ann. For. Sci.* 63, 569–577. doi: 10.1051/forest:2006043.
- Rennenberg H, Loreto F, Polle A, Brilli F, Fares S, Beniwal RS, et al. (2006). Physiological Responses of Forest Trees to Heat and Drought. *Plant Biol.* 8, 556–571. doi: 10.1055/s-2006-924084.
- Roibu C-C, Palaghianu C, Nagavciuc V, Ionita M, Sfecla V, Mursa A, et al. (2022). The response of beech (*Fagus sylvatica* L.) populations to climate in the easternmost sites of its European distribution. *Plants* 11, 3310. doi: 10.3390/plants11233310.
- Rouault G, Candau J-N, Lieutier F, Nageleisen L-M, Martin J-C, and Warzée N (2006). Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Ann. For. Sci.* 63, 613–624. doi: 10.1051/forest:2006044.
- Serra-Maluquer X, Granda E, Camarero JJ, Vilà-Cabrera A, Jump AS, Sánchez-Salguero R, et al. (2021). Impacts of recurrent dry and wet years alter long-term tree growth trajectories. *J. Ecol.* 109, 1561–1574. doi: 10.1111/1365-2745.13579.

- Stott PA, Stone DA, and Allen MR (2004).** Human contribution to the European heatwave of 2003. *Nature* 432, 610–614. doi: 10.1038/nature03089.
- Thurm EA, Uhl E, and Pretzsch H (2016).** Mixture reduces climate sensitivity of Douglas-fir stem growth. *For. Ecol. Manag.* 376, 205–220. doi: 10.1016/j.foreco.2016.06.020.
- Trembl V, Mašek J, Tumajer J, Rydval M, Čada V, Ledvinka O, et al. (2022).** Trends in climatically driven extreme growth reductions of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* in Central Europe. *Glob. Change Biol.* 28, 557–570. doi: 10.1111/gcb.15922.
- van der Maaten-Theunissen M, Kahle H-P, and van der Maaten E (2013).** Drought sensitivity of Norway spruce is higher than that of silver fir along an altitudinal gradient in southwestern Germany. *Ann. For. Sci.* 70, 185–193. doi: 10.1007/s13595-012-0241-0.
- van der Maaten-Theunissen M, van der Maaten E, and Bouriaud O (2015).** pointRes: An R package to analyze pointer years and components of resilience. *Dendrochronologia* 35, 34–38. doi: 10.1016/j.dendro.2015.05.006.
- Vitali V, Büntgen U, and Bauhus J (2017).** Silver fir and Douglas fir are more tolerant to extreme droughts than Norway spruce in southwestern Germany. *Glob. Change Biol.* 23, 5108–5119. doi: 10.1111/gcb.13774.
- Vitasse Y, Bottero A, Cailleret M, Bigler C, Fonti P, Gessler A, et al. (2019).** Contrasting resistance and resilience to extreme drought and late spring frost in five major European tree species. *Glob. Change Biol.* 25, 3781–3792. doi: 10.1111/gcb.14803.

Abstract

Resilience to the 2003 drought of the main forest species in Eastern Carpathians

The increase in the frequency, intensity, and duration of drought periods in recent decades, with a significant impact on the state and functionality of the forest, requires an improvement in understanding the resilience and adaptability of forest species to environmental changes. Based on an extensive network of dendrochronological series from the Eastern Carpathians (150 spruce series, 41 fir series, and 40 beech series) with ages ranging from 30 to 160 years, distributed along an altitudinal gradient (470–1670 m), the resilience to the severe drought of 2003 was assessed. The results obtained, through resilience indices (resistance, recovery, resilience, and recovery period) applied to the mean growth series in basal area increment, suggest a higher resilience to the 2003 drought in beech compared to spruce and fir. Drought resistance increases with altitude, while recovery capacity decreases, especially for beech and spruce. In the case of fir, no significant variation in the resilience index was observed with the altitudinal gradient. Regarding the average cambial age in the year of the extreme climatic event, no statistically significant relationship was found.

The research highlighted a high resilience to the 2003 drought among the main forest species in the Eastern Carpathians. In most cases, these species have the capacity to recover to their previous radial growth rates, even though the reduction in auxological processes was relatively large.

Keywords: resistance, recovery, recovery period, drought, tree ring, *Picea abies*, *Abies alba*, *Fagus sylvatica*

Estimarea volumului la arbori individuali pe baza norilor de puncte obținuți prin scanare cu laser terestru (TLS) – studiu de caz pentru arborete de molid din vestul Carpaților Meridionali

Florin Capalb^{1,2}✉, Marius Petrila¹, Adrian Lorent^{1,2}, Bogdan Apostol¹, Cristiana Marcu¹, Ovidiu Badea^{1,2}

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

² Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere, SDI, Universitatea "Transilvania" din Brașov, România

✉ autor corespondent (florin.capalb@yahoo.com)

1. Introducere

Scanarea cu laser terestru (TLS) este o tehnologie capabilă de a capta nori de puncte tridimensionali georeferențiați (3D) în mod precis și detaliat, putând furniza informații detaliate despre structura pădurii (Pascu et al. 2019, Wang et al. 2021).

Datele obținute prin TLS sunt utilizate pentru a obține informații detaliate despre structura pădurilor (Åkerblom & Kaitaniemi 2021, Burt et al. 2013), pentru obținerea de informații cu privire la caracteristicile dendrometrice ale arborilor și arboretelor (Cabo et al. 2018, Zhong et al. 2017) contribuind astfel, la gestionarea eficientă a resurselor forestiere (Moskal & Zheng 2012, Oruç & Öztürk 2021, Wilson et al. 2021, Rehush et al. 2018).

Utilizarea tehnicilor de scanare laser terestră, cu sisteme statice sau mobile, permite evaluarea structurilor și elementelor care nu pot fi detectate cu ajutorul scanărilor laser aeropurtat (ALS), în special sub coronamentul pădurii (Solares-Canal et al. 2023). În ultimii ani, tehnologiile de scanare cu laser mobil (MLS) au înregistrat progrese remarcabile, oferind date similare sub formă de nori de puncte 3D, unul dintre avantajele semnificative ale acestei tehnologii fiind dat de eficiența crescută în colectarea datelor, permițând acoperirea rapidă a unor zone extinse (Wang et al. 2019). Cu toate acestea, densitatea ridicată și zgomotul redus ale norilor de puncte, ce permit o modelare mai precisă a trunchiurilor arborilor, reprezintă avantajul distinct al TLS cu sisteme statice, care, deși este mai consumatoare de timp, oferă adesea

o precizie mai mare în achiziția de date în comparație cu sistemele mobile, întrucât datele sunt înregistrate într-un mediu stabil și controlat. Tehnica de scanare cu sisteme mobile se confruntă încă cu provocări în ceea ce privește stabilitatea și erorile induse de mișcare, ceea ce duce la o acuratețe a datelor mai scăzută comparativ cu dispozitivele statice (Bienert et al. 2018).

Sistemele de scanare cu laser au devenit tot mai populare în industria forestieră datorită avantajelor pe care le oferă, cum ar fi precizia milimetrică (Kankare et al. 2013), rapiditatea în obținerea datelor și perspectiva detaliată de la sol asupra pădurii (Fu et al. 2022, Liang et al. 2014). Datele rezultate din procesul de segmentare a norilor de puncte și clasificarea acestora în puncte corespunzătoare vegetației forestiere sau terenului sunt, în general, utilizate pentru identificarea poziției arborilor (Michałowska et al. 2023), reprezentarea trunchiurilor (Chen et al. 2018, Zhang et al. 2019), determinarea diametrului de bază (DBH) al arborilor și a înălțimii totale, cât și pentru estimarea dimensiunilor coroanei (Novotny et al. 2021, Srinivasan et al. 2015, Zheng et al. 2019). Prin urmare, estimările biometrice bazate pe norii de puncte pot completa și chiar înlocui cu succes metodele convenționale de inventariere a arborilor.

Pentru extragerea parametrilor structurali ai arborilor, cum ar fi înălțimea totală și diametrul de bază (DBH), din nori de puncte obținuți cu scanarea laser terestră au fost dezvoltate diverse metode și algoritmi cum ar fi:

- segmentare și clasificare: norii de puncte sunt segmentați în arbori individuali, iar fiecare punct este clasificat ca aparținând vegetației sau solului (Zhong et al. 2017);
- potrivirea cilindrică sau circulară: trunchiurile arborilor sunt approximate prin potrivirea cilindrică sau circulară a celor mai mici pătrate la datele norului

de puncte pentru estimarea diametrului de bază (Raumonen et al. 2013, Henning & Radtke 2006);

- analiza topologiei: analizarea aranjamentului spațial al punctelor pentru identificarea vârfului și bazei arborilor, permițând calculul înălțimii totale (Hackenberg et al. 2015);
- scheletizare și teoria grafurilor: reprezentarea structurilor arborilor ca schelete și utilizarea teoriei grafurilor pentru extragerea parametrilor (Li et al. 2017, Calders et al. 2020);
- tehnici de învățare automată: utilizarea algoritmilor de învățare automată pentru extragerea caracteristicilor și estimarea parametrilor arborilor (Kim et al. 2023).

Cercetătorii adesea combină mai multe tehnici pentru a îmbunătăți acuratețea și fiabilitatea în estimarea caracteristicilor arborilor.

Obiectivul acestui studiu a constat în testarea unei metodologii de estimare a volumului arborilor de molid în arborete echiene și relativ echiene pe baza norilor de puncte obținuți prin scanare cu laser terestru static. În acest sens a fost realizată segmentarea și clasificarea norilor de puncte și s-a aplicat transformarea circulară Hough pentru extragerea parametrilor inițiali (poziția arborilor și DBH). Înălțimea arborelui a fost determinată ca fiind punctul maxim al norului de puncte aparținând fiecărui arbore segmentat.

2. Material și metodă

2.1. Date utilizate

Zona de studiu este situată în partea de vest a Carpaților Meridionali, mai precis în Munții Țarcu, situați în partea nord-vestică a grupeii montane Retezat-Godeanu, cu altitudini de peste 2100 m.

Zona selectată pentru desfășurarea cercetărilor este situată în raza Bazei Experimentale (B.E.) Caransebeș, Unitatea de Producție VI Cuntu. Geografic, zona este situată în masivul Muntele Mic, în bazinul superior al râului Sebeș, pe principalele văi Cuntu și Valea Craiului (Fig. 1).

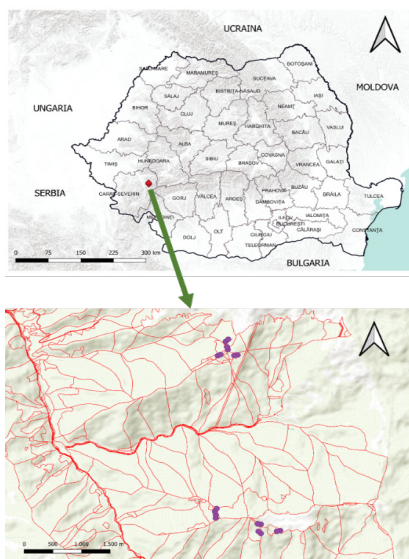


Fig. 1. Zona de desfășurare a cercetărilor (limite amenajistice ale UP VI Cuntu – culoare roșie, suprafețele experimentale – culoare mov)

Pentru a evalua resursele forestiere prin intermediul datelor de teledetecție terestră, s-a amplasat o rețea de inventariere statistică formată din zece sondaje, situate în arborete de molid echiene și relativ echiene. Fiecare sondaj are o suprafață de 1000 m² și este compus din două cercuri (suprafețe experimentale – SE), fiecare cu o suprafață de 500 m². Aceste cercuri sunt poziționate la o distanță de 30 m față de centrul sondajului, orientate pe direcția E-V, pe teren plan, respectiv pe curba de nivel, pe teren înclinat (Badea 2013) (Fig. 2).

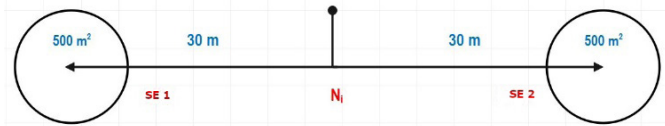


Fig. 2. Schema de amplasare a unui sondaj cu două SE

În cadrul fiecărei SE au fost efectuate măsurători specifice cu ajutorul unui scanner laser terestru static, model FARO 3D X130 HDR, acesta fiind un dispozitiv de mare precizie, cu o eroare de estimare a distanțelor de ± 2 mm la 25 m și o lungime de undă a laserului de 1550 nm (FARO Technologies Inc, 2019).

2.2. Metodologie

Datele de referință au fost preluate prin măsurători de precizie pe teren, prin inventarierea arborilor fir cu fir în SE, georeferențiate prin măsurători GNSS diferențiale. Pozițiile și proiecțiile coroanelor arborilor au fost înregistrate cu echipamentul FieldMap (Petrila et al. 2012). Diametrele de bază au fost înregistrate cu clupa forestieră, iar înălțimile cu instrumentul Vertex 4, acestea fiind introduse pe teren în baza de date FieldMap, pentru verificare.

În cadrul suprafețelor experimentale, fiecare în suprafață de 500 m², au fost efectuate măsurători TLS prin stabilirea a patru stații. În consecință, prima stație a fost amplasată în centrul SE, a doua spre nord, a treia la 120 de grade față de direcția nord, iar a patra la 240 de grade. Stațiile TLS, cu excepția primei, au fost poziționate la 15 metri distanță de centrul SE.

În plus, pentru a asigura co-registrarea precisă a norilor de puncte rezultați în urma scanării, pe suprafața SE, au fost amplasate uniform șapte repere sferice (Fig. 3).

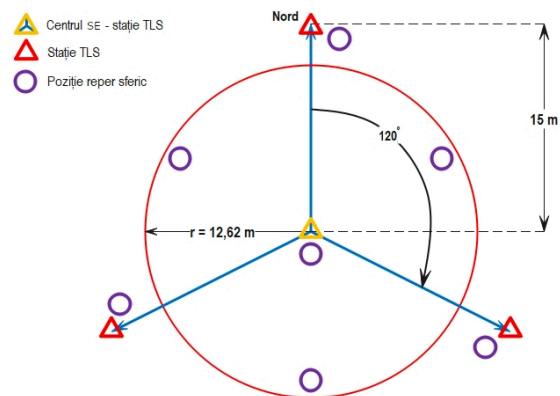


Fig. 3. Amplasarea stațiilor TLS în raport cu suprafața experimentală componentă a unui sondaj

Metoda de scanare adoptată a constat în utilizarea scanării multiple cu repere sferice. Principalul avantaj al utilizării acestei metode, comparativ cu cea care utilizează o scanare singulară este reprezentat de numărul ridicat de arbori identificați, acest aspect având implicații directe în estimarea cu precizie ridicată a parametrilor dendrometrici ai arborilor (Apostol et al. 2018). În cazul utilizării scanărilor multiple, arborii sunt scanați din mai multe direcții (stații), efectul de ocluzie este redus în mare măsură, și astfel poate fi surprinsă o proporție cât mai ridicată din suprafața trunchiului (Pascu et al. 2020, Solares-Canal et al. 2023). Totuși, metoda de scanare multiplă, în raport cu o singură scanare din centrul suprafeței, necesită un efort mai mare atât în achiziția

datelor cât și în prelucrarea ulterioară a acestora. O scanare completă a unei suprafețe de cercetare durează, în medie, 30 minute, timp necesar pentru a amplasa reperele sferice, configurarea scannerului și, respectiv, pentru scanarea propriu-zisă. Coregistrarea norilor de puncte din scanările multiple pentru o suprafață de cercetare se realizează în aproximativ 45 minute.

Pentru a estima volumul total al arborilor, s-a adoptat un flux de lucru organizat în trei etape (Fig. 4). În prima etapă s-a efectuat segmentarea norului de puncte pentru a individualiza arborii și pentru a genera hărți cu poziția și numărul de arbori, precum și tabele cu caracteristicile dendrometrice ale acestora.

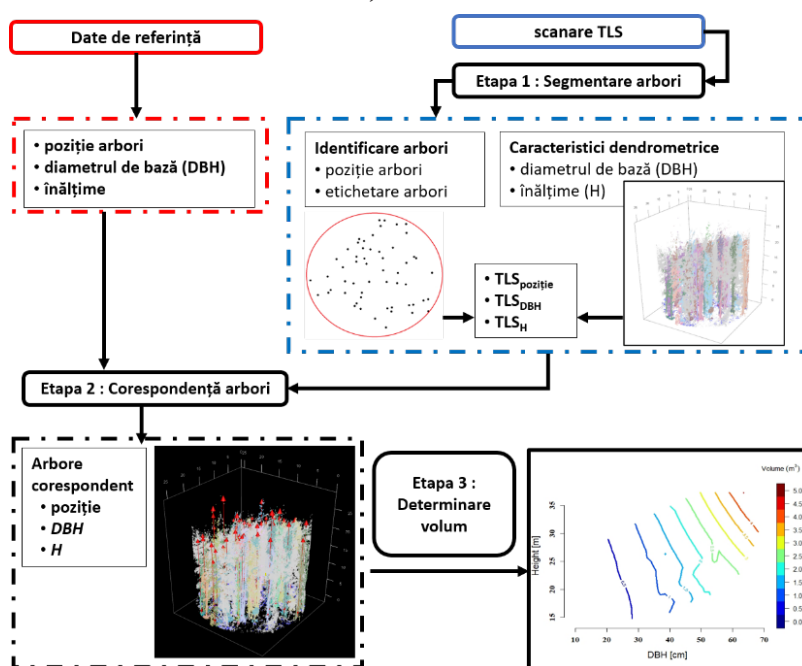


Fig.4. Etapele fluxului metodologic pentru estimarea volumului arborilor pe baza norilor de puncte TLS

În etapa următoare s-a realizat corespondența datelor obținute din segmentare cu cele obținute în urma efectuării inventarierilor în teren. Aceasta s-a realizat prin aplicarea unui algoritm specific care utilizează distanța minimă dintre arborii componenți ai celor două seturi de date. Volumul fiecărui arbore a fost determinat prin aplicarea ecuației de regresie dublu logaritmică și a parametrilor specifici speciei molid (Giurgiu et al. 2004). Având în vedere dificultățile întâmpinate în segmentarea arborilor din seturile de date TLS obținute în zone cu o densitate ridicată de arbori, precum și prezența subarboretului, care poate influența negativ precizia estimărilor, s-a optat pentru aplicarea unei transformări Hough de tip randomizat (RTH). Aceasta are rolul de a ajusta cercurile la secțiunile transversale existente. Prin aplicarea acestei metode a fost posibilă estimarea DBH, chiar și atunci când erau disponibile doar fragmente ale trunchiului, DBH putând fi estimat, prin aproximare din curbura secțiunii scanate.

Pentru a estima DBH a fost utilizat pachetul TreeLS (de Conto et al., 2017). După filtrarea și normalizarea norilor de puncte, aceștia au fost clasificați în puncte care aparțin trunchiului arborelui, folosind funcția „stemPoints”. Ulterior, trunchiurile obținute au fost segmentate prin

intermediul funcției „stemSegmentation”, având la bază algoritmul RANSAC (Fischler & Bolles 1981).

Pentru determinarea precisă a diametrului de bază al arborilor, s-a aplicat algoritmul RANSAC pentru a aproxima un cerc într-un subset de puncte situate de-a lungul tulpinii la o înălțime de aprox. 1,3 m, corespunzătoare înălțimii DBH. Procedura a implicat identificarea unui cerc optim care să se potrivească cel mai bine cu distribuția de puncte din jurul tulpinii arborilor. Parametri utilizați în algoritmul de segmentare condiționează ca pe o rază de 40 cm în jurul trunchiului identificat să nu mai existe un alt trunchi segmentat.

Extragerea înălțimii arborilor a fost realizată pe baza poziției acestora, prin secționarea norilor de puncte la intervale de 0,5 m și grosimi de 0,10 m. S-a aplicat aceeași metodă RTH pentru obținerea diametrului trunchiurilor la diferite înălțimi, iar centrele cercurilor astfel obținute au fost utilizate pentru a ajusta o linie dreaptă în spațiu, care determină direcția de creștere a arborelui segmentat. Norii de puncte rezultați în urma acestei etape sunt considerați ca aparținând aceluiași arbore, iar înălțimea acestuia este determinată de înălțimea maximă a punctelor atribuite unui arbore.

Prelucrarea și analiza seturilor de date obținute prin inventarierea de teren și pe baza datelor TLS s-a realizat prin utilizarea pachetelor FORTLS, lidR (Roussel et al. 2020), rTLS (Guzman Q et al. 2021), ale programului R (R Core Team, 2021).

3. Rezultate și discuții

În urma procesării norilor de puncte TLS conform metodologiei prezentate, au fost identificați un număr de 551 de arbori dintr-un total de 768 arbori inventariați în teren prin măsurători specifice, ceea ce reprezintă 71,7% din numărul total de arbori (Fig. 5).

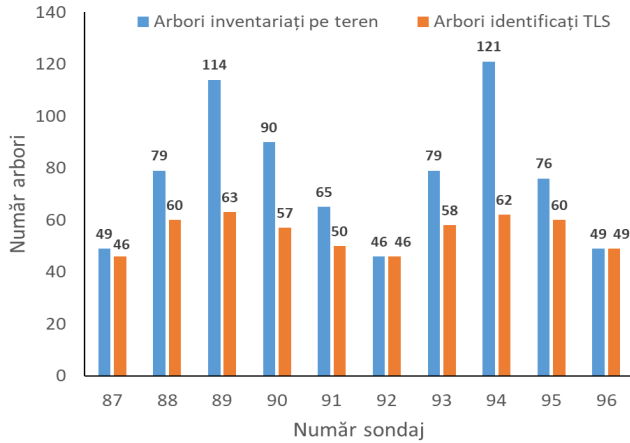


Fig. 5. Numărul arborilor identificați în urma procesării norilor de puncte TLS și cei inventariați în teren prin măsurători specifice

Analiza comparativă a mediilor la nivel de sondaj a DBH măsurate pe teren și estimările DBH corespunzătoare obținute din datele extrase din norul de puncte TLS, evidențiază o corelație puternic semnificativă între cele două seturi de valori ($r=0,988^{**}$), precum și o eroare medie pătratică (RMSE) de 1,52 cm (Fig. 6a).

De asemenea, analiza comparativă a mediilor la nivel de sondaj pentru înălțimile arborilor măsurați pe teren și, respectiv, a celor identificați din norul de puncte TLS, evidențiază o corelație puternic semnificativă între cele două seturi de valori ($r=0,901^{**}$), precum și o eroare RMSE de 1,42 m (Fig. 6b).

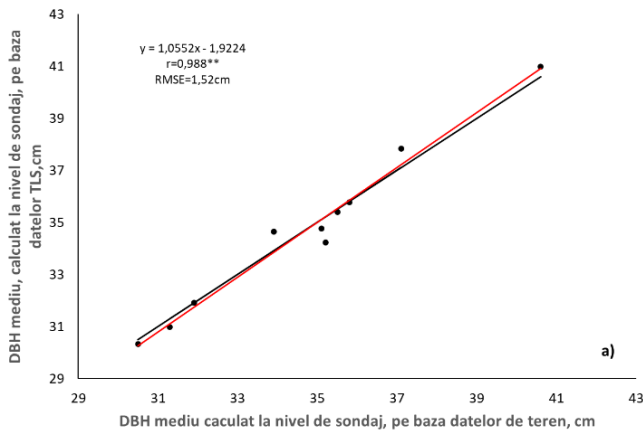


Fig. 6. a) DBH mediu la nivel de sondaj al arborilor identificați pe baza datelor TLS în raport cu cel determinat pe baza măsurătorilor efectuate în teren;

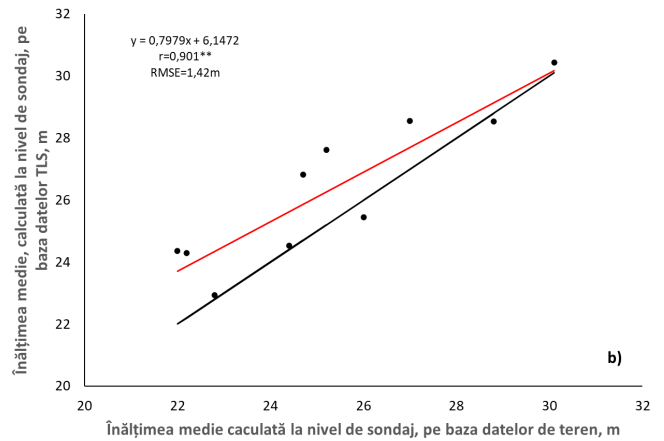


Fig. 6. b) Înălțime medie la nivel de sondaj a arborilor identificați pe baza datelor TLS în raport cu cea determinată pe baza măsurătorilor efectuate în teren

În ceea ce privește volumul arborilor, testarea semnificației diferenței dintre volumul mediu al acestora, calculat pe baza datelor de inventariere, și respectiv cel al arborilor corespondenți, obținut în urma procesării norilor de puncte TLS, rezultatele testului Wilcoxon indică faptul că nu există diferențe semnificative din punct de vedere statistic între cele două seturi de date ($Z_{\text{experimental}} = 0,53$, $p = 0,596$) (Fig. 7).

Analiza comparativă a volumelor totale calculate la nivel de sondaj, pe baza măsurătorilor efectuate în teren, și respectiv, pe baza diametrelor și înălțimilor estimate prin procesarea datelor TLS, pentru aceași colectivitate de arbori corespondenți, evidențiază o corelație puternic semnificativă între cele două seturi de valori ($r=0,989^{**}$), precum și o eroare medie pătratică (RMSE) a volumului total la nivel de sondaj de 1,98 m³ (Fig. 8). Totodată, analizând comparativ, volumul arborilor identificați prin segmentarea norilor de puncte TLS și volumul total al arborilor inventariați s-a constatat faptul că pe baza procesării specifice norilor de puncte TLS poate fi estimat 92,3% din volumul total calculat prin mijloace specifice pe baza datelor de teren (Tab. 1).

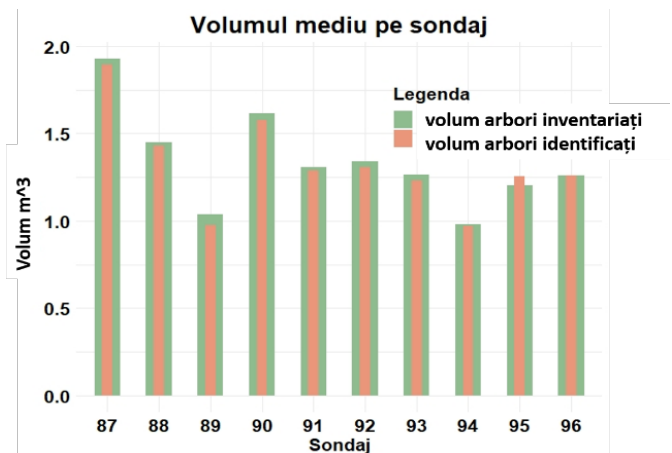


Fig. 7. Volumul mediu al arborilor identificați în urma procesării norilor de puncte TLS și cei inventariați în teren prin măsurători specifice

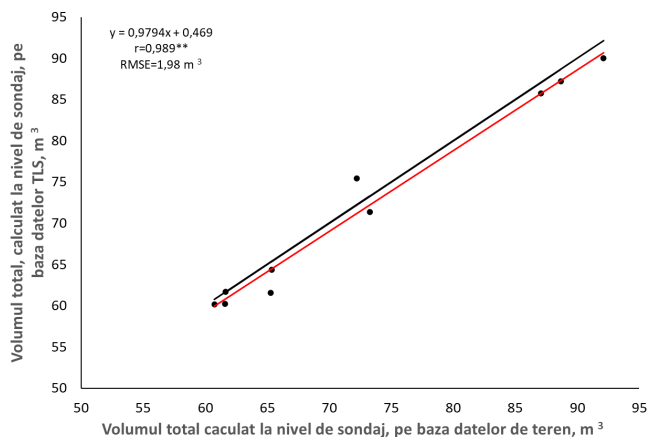


Fig. 8. Volumul arborilor la nivel de sondaj calculat pe baza procesării norilor de puncte TLS în raport cu cel determinat pe baza măsurătorilor efectuate în teren

Tab.1. Procentul volumului arborilor identificați în urma procesării norilor de puncte TLS în raport cu volumul total al arborilor inventariați

ID sondaj	Volum total* (m³)	Volum estimat TLS** (m³)	Volum arbori*** (%)
87	89,39	87,19	97,53
88	92,75	85,73	92,43
89	79,62	61,55	77,30
90	98,45	90,03	91,44
91	67,04	64,37	96,01
92	61,60	60,25	97,80
93	76,33	71,36	93,48
94	69,74	60,13	86,22
95	81,12	75,43	92,98
96	61,66	61,66	100,0
Total	777,7	717,7	92,3

Notă: * Volum total arbori inventariați pe teren, ** Volum estimat pentru arborii identificați în urma procesării norilor de puncte TLS, ***Procentul volumului arborilor identificați în urma procesării norilor de puncte în raport cu volumul total al arborilor inventariați

Analizând rezultatele obținute, se observă faptul că volumul calculat la nivel de sondaj, prin însumarea volumelor arborilor identificați pe baza datelor TLS este în general mai mic decât volumul total calculat pe baza datelor de teren. În cazul sondajului 95 apare o supraestimare a volumului arborilor identificați prin procesarea norilor de puncte TLS comparativ cu volumul de referință, măsurat pe teren. Acest aspect se datorează faptului că diametrele arborilor au fost supraestimate de către algoritmul de segmentare, care nu a identificat exact cilindrul trunchiului arborelui, deoarece pe teren existau în proximitatea arborelui scanat, la o distanță mai mică de 0,4 m, arbori de dimensiuni reduse. Astfel, algoritmul de înscriere în cerc a trunchiului a estimat un diametru de bază pentru arborele respectiv mai mare decât cel real.

Rezultatele cercetărilor efectuate de Heinzl & Huber (2017) în cadrul unor arborete de amestec și de rășinoase, au evidențiat faptul că prin aplicarea transformării Hough urmată de excluderea valorilor considerate ca erori, s-au

obținut estimări ale DBH pe baza norilor de puncte TLS, eroarea medie pătratică (RMSE) fiind de 2,9 cm.

Alte cercetări efectuate de Liu et al. (2018) au evidențiat faptul că extragerea cu acuratețe a înălțimii arborilor și respectiv, a DBH din date TLS este influențată de topografia terenului, de densitatea trunchiurilor cât și de prezența subarboretului. Astfel, prin aplicarea unei metodologii bazată pe segmentarea norului de puncte TLS și a transformării RTH în cadrul unor arborete amestecate de rășinoase dintr-o regiune a provinciei Yunnan din China, autorii au obținut un RMSE de 1,96 cm pentru determinarea DBH și respectiv, un RMSE de 1,40 m pentru determinarea înălțimii arborilor, aceste valori fiind apropiate de cele obținute în urma desfășurării cercetărilor din cadrul prezentului studiu.

În ceea ce privește coeficientul de corelație calculat între valorile DBH măsurate în teren și respectiv, cele estimate în urma procesării datelor TLS, un studiu realizat de Pascu et al., 2020, evidențiază o corelație puternic semnificativă ($r=0,99^{**}$) între cele două seturi de valori, această corelație fiind similară cu cea obținută în cadrul prezentului studiu.

Cercetări recente efectuate de Bogdanovich et al., 2021, în cadrul unor arborete de *Quercus ilex* L. din regiunea de vest a Spaniei, au evidențiat faptul că prin procesarea norilor de puncte TLS și aplicarea algoritmului RANSAC, autorii au obținut un RMSE de 2,8 cm pentru determinarea DBH.

4. Concluzii

Datele obținute din norii de puncte înregistrați prin scanarea cu laser terestru (TLS) pot fi utilizate cu succes pentru a determina diametrul de bază și înălțimile arborilor în arborete echine și relativ echine de molid, permițând astfel estimarea volumului total al arborilor. Astfel, pe baza rezultatelor obținute, la nivel de suprafață de cercetare, se poate concluziona faptul că este posibilă estimarea cu precizie ridicată a DBH și înălțimilor arborilor. Totuși, metoda prezintă unele limitări în ceea ce privește arborii de dimensiuni reduse, care nu pot fi identificați în totalitate automat din cauza apropierii acestora de arborii cu diametre de bază mai mari sau din cauza efectului de ocluzie.

Prin aplicarea unei segmentări semantice a norilor de puncte obținuți prin tehnologia de scanare cu laser terestru (TLS), metoda prezentată poate fi îmbunătățită semnificativ, prin realizarea unei clasificări automate a vegetației forestiere și a subarboretului. Totodată, segmentarea semantică a norilor de puncte TLS va permite identificarea și clasificarea automată a diferitelor elemente precum trunchiurile arborilor și coroanele acestora. Astfel, se va putea realiza o estimare cât mai precisă a volumului individual al arborilor și se vor putea elabora modele de creștere a arborilor și arboretelor.

Finanțare și mulțumiri

Cercetările din cadrul acestui studiu au fost finanțate de Ministerul Cercetării, Inovării și Digitalizării, prin Programul Nucleu FORCLIMSOC (Contract 12N/2023),

prin proiectul PN 23090204 și proiectul „Creșterea capacității și performanței instituționale a INCDS „Marin Drăcea” în activitatea de CDI-CresPerfInst” (Contract 34PFE/30.12.2021).

Bibliografie

- Åkerblom M, & Kaitaniemi P (2021).** Terrestrial laser scanning: A new standard of forest measuring and modelling? *Annals of Botany*, 128(6), 653-662. <https://doi.org/10.1093/aob/mcab111>
- Apostol B, Chivulescu S, Ciceu A, Petrila M, Pascu IS, Apostol EN, Leca Ș, Lorent A, Tănase M, & Badea O (2018).** Data collection methods for forest inventory: A comparison between an integrated conventional equipment and terrestrial laser scanning. *Annals of Forest Research*, 61(2), 189-202. <https://doi.org/10.15287/afr.2018.1189>
- Badea O (2013).** Cercetări ecologice pe termen scurt în ecosisteme forestiere reprezentative din Parcul Natural Bucegi. Seria II. Lucrări de cercetare. Ed. Silvică.
- Bienert A, Georgi L, Kunz M, Maas HG, & von Oheimb G (2018).** Comparison and combination of mobile and terrestrial laser scanning for natural forest inventories. *Forests*, 9(7), 395. <https://doi.org/10.3390/f9070395>
- Bogdanovich E, Perez-Priego O, El-Madany TS, Guderle M, Pacheco-Labrador J, Levick SR, Moreno G, Carrara A, Pilar Martín M, & Migliavacca M (2021).** Using terrestrial laser scanning for characterizing tree structural parameters and their changes under different management in a Mediterranean open woodland. *Forest Ecology and Management*, 486, 118945. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118945>
- Burt A, Disney MI, Raunonen P, Armston J, Calders K, & Lewis P (2013).** Rapid characterisation of forest structure from TLS and 3D modelling. *International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*, 3387-3390. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2013.6723555>
- Cabo C, Ordóñez C, López-Sánchez CA, & Armesto J (2018).** Automatic dendrometry: Tree detection, tree height and diameter estimation using terrestrial laser scanning. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 69, 164-174. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.01.011>
- Calders K, Adams J, Armston J, Bartholomeus H, Bauwens S, Bentley LP, Chave J, Danson FM, Demol M, Disney M, Gaulton R, Krishna Moorthy SM, Levic SR, Saarinen N, Schaaf C, Stovall A, Terryn L, Wilkes P, & Verbeek H (2020).** Terrestrial laser scanning in forest ecology: Expanding the horizon. *Remote Sensing of Environment* 251, 112102. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112102>
- Chen M, Wan Y, Wang M, & Xu J (2018).** Automatic stem detection in terrestrial laser scanning data with distance-adaptive search radius. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 56(5), 1-12. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2017.2787782>
- de Conto T, Olofsson K, Görgens EB, Rodriguez LCE, & Almeida G (2017).** Performance of stem denoising and stem modelling algorithms on single tree point clouds from terrestrial laser scanning. *Computers and Electronics in Agriculture*, 143, 165-176. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.10.019>
- FARO Technologies Inc. (2019).** FARO Laser Scanner Focus3D X130. *User Manuals and Quick Start Guides for the Focus Laser Scanner*.
- Fischler MA, & Bolles RC (1981).** Random sample consensus: a paradigm for model fitting with applications to image analysis and automated cartography. *Communications of the ACM*, 24(6), 381-395
- Fu H, Li H, Dong Y, Xu F, & Chen F (2022).** Segmenting individual tree from TLS point clouds using improved DBSCAN. *Forests*, 13(4), 566. <https://doi.org/10.3390/f13040566>
- Giurgiu V, Decei I, & Draghiciu D (2004).** Metode și tabele dendrometrice. Ed. Ceres.
- Guzman QJA, Hernandez R, & Sanchez-Azofeifa A (2021).** rTLS: Tools to process point clouds derived from terrestrial laser scanning. R package version 0.2.5 (p. 38). <https://cran.r-project.org/package=rTLS>
- Hackenberg J, Spiecker H, Calders K, Disney M, & Raunonen P (2015).** SimpleTree - An efficient open source tool to build tree models from TLS clouds. *Forests*, 6(11), 4245-4294. <https://doi.org/10.3390/f6114245>
- Heinzel J, & Huber MO (2017).** Tree stem diameter estimation from volumetric TLS image data. *Remote Sensing*, 9(6), 614. <https://doi.org/10.3390/rs9060614>
- Henning JG, & Radtke PJ (2006).** Detailed stem measurements of standing trees from ground-based scanning lidar. *Forest Science*, 52(1) 67-80.
- Kankare V, Holopainen M, Vastaranta M, Puttonen E, Yu X, Hyyppä J, Vaaja M, Hyyppä H, & Alho P (2013).** Individual tree biomass estimation using terrestrial laser scanning. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 75, 64-75. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.10.003>
- Kim DH, Ko CU, Kim DG, Kang JT, Park JM, & Cho HJ (2023).** Automated segmentation of individual tree structures using deep learning over LiDAR point cloud data. *Forests*, 14(6), 1159. <https://doi.org/10.3390/f14061159>
- Liang X, Kankare V, Yu X, Hyyppä J, & Holopainen M (2014).** Automated stem curve measurement using terrestrial laser scanning. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 52(3), 1739-1748. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2013.2253783>
- Li R, Bu G, & Wang P (2017).** An automatic tree skeleton extracting method based on point cloud of terrestrial laser scanner. *International Journal of Optics*, 2017, Article ID 5408503. <https://doi.org/10.1155/2017/5408503>
- Liu G, Wang J, Dong P, Chen Y, & Liu Z (2018).** Estimating individual tree height and diameter at breast height (DBH) from terrestrial laser scanning (TLS) data at plot level. *Forests*, 9(7), 398. <https://doi.org/10.3390/f9070398>
- Michałowska M, Rapiński J, & Janicka J (2023).** Tree position estimation from TLS data using Hough transform and robust least-squares circle fitting. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 29, 100863. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100863>
- Moskal LM, & Zheng G (2012).** Retrieving forest inventory variables with terrestrial laser scanning (TLS) in urban heterogeneous forest. *Remote Sensing*, 4(1), 1-20. <https://doi.org/10.3390/rs4010001>
- Novotny J, Navratilova B, Albert J, Cienciala E, Fajmon L, & Brovkina O (2021).** Comparison of spruce and beech tree attributes from field data, airborne and terrestrial laser scanning using manual and automatic methods. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 23, 100574. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100574>
- Oruç ME, & Öztürk İL (2021).** Usability of terrestrial laser technique in forest management planning. *Turkey Lidar Journal*. <https://doi.org/10.51946/melid.922948>
- Pascu IS, Dobre AC, Badea O, & Tanase MA (2020).** Retrieval of forest structural parameters from terrestrial laser scanning: A Romanian case study. *Forests*, 11(4), 392. <https://doi.org/10.3390/F11040392>
- Pascu IS, Dobre AC, Badea O, & Tănase MA (2019).** Estimating forest stand structure attributes from terrestrial laser scans. *Science of the Total Environment*, 691, 205-215. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.536>
- Petrila M, Apostol B, Lorent A, Gancz V, & Silaghi D (2012).** Forest biomass estimation by the use of airborne laser scanning data and in situ FieldMap measurements in a spruce forest stand. *Folia Forestalia Polonica, Series A*, 54(2).
- R Core Team T (2021).** R: A language and environment for statistical computing v. 3.6. 1 (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2019). *Scientific Reports* 11.
- Raunonen P, Kaasalainen M, Markku A, Kaasalainen S, Kaartinen H, Vastaranta M, Holopainen M, Disney M, & Lewis P (2013).** Fast automatic precision tree models from terrestrial laser scanner data. *Remote Sensing*, 5(2), 491-520. <https://doi.org/10.3390/rs5020491>
- Rehush N, Abegg M, Waser LT, & Brändli UB (2018).** Identifying tree-related microhabitats in TLS point clouds using machine learning. *Remote Sensing*, 10(11), 1735. <https://doi.org/10.3390/rs10111735>
- Roussel JR, Auty D, Coops NC, Tompalski P, Goodbody TRH, Meador AS, Bourdon JF, de Boissieu F, & Achim A (2020).** lidR: An R package for analysis of Airborne Laser Scanning (ALS) data. *Remote Sensing*

- of *Environment* 251, 112061. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112061>
- Solares-Canal A, Alonso L, Picos J, & Armesto J (2023).** Automatic tree detection and attribute characterization using portable terrestrial lidar. *Trees - Structure and Function*, 37(3), 963-979. <https://doi.org/10.1007/s00468-023-02399-0>
- Srinivasan S, Popescu SC, Eriksson M, Sheridan RD, & Ku NW (2015).** Terrestrial laser scanning as an effective tool to retrieve tree level height, crown width, and stem diameter. *Remote Sensing*, 7(2), 1877-1896. <https://doi.org/10.3390/rs70201877>
- Wang D, Liang X, Mofack GI, & Martin-Ducup O (2021).** Individual tree extraction from terrestrial laser scanning data via graph pathing. *Forest Ecosystems*, 8(1), 67. <https://doi.org/10.1186/s40663-021-00340-w>
- Wang Y, Chen Q, Zhu Q, Liu L, Li C, & Zheng D (2019).** A survey of mobile laser scanning applications and key techniques over urban areas. *Remote Sensing* 11, 13. <https://doi.org/10.3390/rs11131540>
- Wilson N, Bradstock R, & Bedward M (2021).** Detecting the effects of logging and wildfire on forest fuel structure using terrestrial laser scanning (TLS). *Forest Ecology and Management*, 488, 119037. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119037>
- Zhang W, Wan P, Wang T, Cai S, Chen Y, Jin X, & Yan G (2019).** A novel approach for the detection of standing tree stems from plot-level terrestrial laser scanning data. *Remote Sensing*, 11(2), 211. <https://doi.org/10.3390/rs11020211>
- Zheng Y, Jia W, Wang Q, & Huang X (2019).** Deriving individual-tree biomass from effective crown data generated by terrestrial laser scanning. *Remote Sensing*, 11(23), 2793. <https://doi.org/10.3390/rs11232793>
- Zhong L, Cheng L, Xu H, Wu Y, Chen Y, & Li M (2017).** Segmentation of Individual Trees from TLS and MLS Data. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 10(2) 1-14. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2016.2565519>

Abstract

Estimating volume for individual trees based on point clouds obtained through terrestrial laser scanning (TLS) – a case study for spruce stands in the western part of Southern Carpathians

This paper explores the use of Terrestrial Laser Scanning (TLS) data to estimate tree dendrometric characteristics, namely diameter at breast height (DBH), height and total volume in a monitoring network for spruce. The study area is located in Romania, in the western part of the Southern Carpathians, in the Țarcu Mountains. Reference data (tree positions, DBH, heights) were taken with high precision by field measurements. Tree segmentation from TLS data acquired in survey areas with a large number of trees and the presence of shrubs brings modeling problems, resulting a low estimation accuracy, therefore Hough transform was applied in DBH estimation to fit circles to existing cross sections. Thus, even when only a fragment of the trunk is available, DBH can be estimated from the curvature of the section. The processing and analysis of the TLS data sets obtained through field inventories and those based on TLS data was carried out using the FORTLS, lidR, rTLS, TreeLS, packages of the R software. Parameters used in the segmentation algorithm set the condition that in a radius of 40 cm around the identified trunk does not exist another segmented trunk. The results obtained show that there is a strong significant correlation ($r=0.988^{**}$) between the plot average of DBH values measured in the field and the plot average of the estimated ones, with a root mean square error (RMSE) value of 1.52 cm, for the same trees, based on point clouds. Moreover, between the plot average of tree heights measured in the field and the plot average of the heights estimated for the same trees there was obtained a strong significant correlation ($r=0.901^{**}$) and an RMSE value of 1.42 m. The results of this study indicate that using this methodology it was possible to estimate 92.3% of the total volume measured in the field.

Keywords: TLS, point clouds, individual tree detection, DBH, tree height, tree volume, dendrometry

Economic analysis of human and brown bear conflicts

Ana-Gabriela Anuțoiu¹✉, Ovidiu Ionescu^{1,2}

¹ Faculty of Silviculture and Forest Engineering, SDI, Transilvania University of Brașov, Romania

² Station of Brașov, National Institute for Research and Development in Forestry "Marin Drăcea", Romania

✉ corresponding author (ana.anutoiu@unitbv.ro)

1. Introduction

Hunting of brown bears is prohibited at both the European and national levels. They are strictly protected species, according to the provisions of the Convention on the Conservation of Wildlife and Habitats (Berne Convention 1979) and the European Council Directive No. 92/43 EEC on the conservation of natural habitats, wild flora, and fauna (Habitats Directive 1992), to which other countries and Romania have adhered.

The legislative documents previously issued by the Romanian State authorities indicate that in order to maintain both an ecological and social balance, the *Ursus arctos* species could be hunted under certain exceptions provided by the legislative acts adopted by the Council of the European Union. This hunting activity involved both Romanian and foreign hunters and was compensated by the tariffs set by the relevant ministry or proposed by the hunting associations.

After being evaluated by a special commission, the fur and skull of harvested bears were made available to hunters as trophies. The evaluation process awarded points based on the methodology proposed by the International Council of Hunting and Game Protection (C.I.C.), and the value of the hunting tariffs varied according to the score achieved. Any trophy exceeding 600/65 C.I.C. points (Order 371/2000), subsequently revised to 580/65 (Order 203/2001), was kept in the national patrimony of Romania. It's important to note that a bear skull harvested in 2015 in Harghita County, which was evaluated by one of the authors, scored 70.01 and was subsequently declared a world record.

Ensuring the quality of a trophy can only be achieved through good management of hunting areas. This involves maintaining a bear population at a level that allows for adequate conditions of food, wintering, tranquillity, water, and shelter in their natural habitat. By providing

these conditions, we can contribute to the maintenance of good intra and interspecific relationships, as well as peaceful coexistence between bears and people.

In Romania, the official reports suggest that the bear population exceeds the optimal level for their natural habitat. This information is based on the data obtained from a project titled "Study on the estimation of populations of large carnivores and wild cats in Romania (*Ursus arctos*, *Canis lupus*, *Lynx lynx*, and *Felis silvestris*) in order to maintain a favourable conservation state and to establish the number of individuals of strictly protected species that can be harvested during the 2016-2017 hunting season". This study shows that in 2016 bear population size in Romania was estimated at 6,050 and 6,640 individuals (Order 625/2018). Additionally, the report submitted by Romania to the European Commission for the period of 2013 to 2018 showed that the population of brown bears during that time was between 6,450 and 7,200 individuals.

An excessive bear population can lead to negative consequences for both bears and humans, which are often manifested in conflicts between the two. These conflicts can result in physical damage, injuries, or deaths, as well as bears being caught in snares, poisoned, or killed. The cost of compensation for these incidents can amount to millions of euros.

The brown bear, which was once endangered, is no longer on the red list of endangered species and has a favourable conservation status. However, the strict protection measures in place for bears result in an annual deficit in the state budget. In the past, this species could be harvested under normal conditions, which generated more revenue for the state budget. The Member States of the European Union also face this deficit, despite being signatories of the same convention/directive that Romania has also adhered to. However, Romania approaches the management of brown bears differently from other countries.

The aim of this study is to enhance our understanding of the impact of preserving brown bears in Romania's Central Region. This region has the highest density of bears and the greatest number of conflicts. The

results of this research can be used to support more comprehensive studies or to justify certain decisions made by Romanian government officials with regard to brown bear conservation.

In order to achieve the intended goal, the following objectives have been set:

- Assessment of damage caused by bears
- Analysis of expenditure generated by the conservation of bears
- Identification of dead bears number (bear mortality)

2. Material and method

2.1. Studied area

At the national level, the area under research is the Central Development Region of Romania, which includes six counties. In this region, in the last seven years, most of the human-bear incidents occurred.

At the international level, the research covered issues related to Slovenia, Sweden, and Croatia.

2.2. Method

The *Ursus arctos* species management data was obtained from official reports and European projects. A study was conducted to determine the economic benefits of conserving bears. The study simulated the income generated from bear hunting using data obtained from past legislative documents on hunting tariffs and financial reports presented by hunting area managers.

The Central Region incidents were identified based on reports from administrative-territorial units and forest guards, after requesting information of public interest.

To determine the harvest quotas and level of intervention for bears, we consulted information from the Ministry of Environment, Waters and Forests website and legislative documents issued by state authorities. We used the Ilegis and Indaco software for accessing the legislative documents.

The compensation amount for the affected people in the investigated area was determined by collecting the relevant information from various sources such as the forest guards, courts, and the Ministry of Environment, Waters and Forests.

As the research only covers the Central Region in Romania, the analysis of killed bears, damages, and expenditures is limited to this area.

The information about bear conflicts and the compensation amount for the damages they cause in Europe was gathered from public institutions' websites and various studies conducted as part of projects in Sweden, Slovenia, and Croatia. These projects include the "Life Dinalp Bear", and "Large Carnivores in the Dinarides: Management, Monitoring, Threats and Conflicts".

Information on the number of bears killed in Europe was taken from the national database (Rovbase) for Sweden, from reports on the website of the Slovenian Ministry of Natural Resources and Territory Planning, and from the

"Action Plan for the Management of the Brown Bear in the Republic of Croatia".

This study examined the information about the habitat area for bears, as well as the number of brown bears in the four countries under investigation. This data was obtained from the reports submitted to the European Commission, which are accessible through the Eionet Platform.

After collecting the numerical data, it was processed and presented in tabular and graphic form using Excel.

3. Results and discussions

3.1. The situation of damages, harvest quotas, and compensations in Romania

Until recently, the brown bear was hunted annually by foreign or Romanian hunters based on normative acts that approved its hunting, despite being subject to international conventions. It became apparent that the implementation of the aforementioned conventions had an impact, as the Romanian government stopped issuing harvest quotas for bears, despite their favourable conservation status (Mihăilescu et al. 2015). The last normative act by which he approved harvest quotas was Order 1439/2015, for the period 25.09.2015 – 14.09.2016. In this ministerial order, both the harvesting periods and methods were provided, as well as the managers who were approved to harvest the bears (Order 1439/2015). According to data from Figure 1, the authorities no longer approved harvest quotas for the 2016-2017 hunting season.

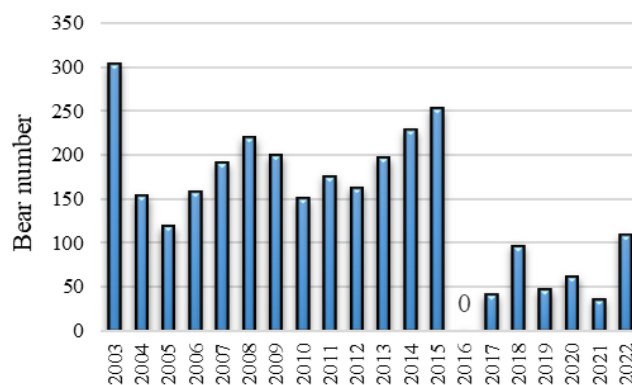


Fig. 1. Bear number approved for harvesting in 2003-2022 in the study region

After this period, the normative acts approving bear extractions no longer provided extraction periods or distribution of extracted bears. Harvesting bears was only allowed with prior approval from the central public authority for environmental protection. This was only permitted as a last resort when there were no other options available, and if the bear in question had caused significant damage or was deemed a threat to public safety.

Over the past seven years, the annual average of bears approved for harvest was 55 per year, compared to the rest of the period assessed (MM 2023). According to data from the National Agency for Environmental Protection

of Romania, only 259 brown bears were harvested out of the total number of approved extractions from 2017 to 2022. Same source, The National Agency for Environmental Protection of Romania (NAEP) reports that, according to the Government Emergency Ordinance 81/2021 (GEO 81/2021), 14 bears were killed by extraction, and 250 bears were killed for other reasons.

The actions of hunting bears for trophies could be carried out by both Romanian and foreign hunters, by paying a shooting rate. This tariff started from the minimum price set by the authority with responsibilities in the field of hunting, and the managers of hunting areas set the final price.

In the 2000-2001 hunting season, the fee for foreign citizens to hunt *Ursus arctos* species ranged from 3,750 to 8,250 Euro per individual. The tariff's ultimate value was determined by evaluating the trophy using the C.I.C. score - an evaluation formula established by the International Council of Hunting and Conservation. The tariff also included the takeover of trophies by the hunter. The trophies consist of unpreserved fur and a prepared skull. The person who collected the bear with trophies considered as a national good could benefit from them only on the condition of paying a percentage of 50% or 70% of the trophy rate (Order 371/2000). The value of the previously mentioned tariffs underwent changes in 2001 when Order 117 established them as between 5,000-7,000 Euro per individual (Order 117/2001).

The Romanian hunters paid between 1,200-7,700 RON/individual for bear hunting, which also included the fur (Order 569/2000). The value of these tariffs was changed in 2001 when by (Order 164/2001) these were established between 1,200-20,250 RON/individual. All the tariffs mentioned earlier were maintained until 2010. In that year a new ministerial order entered into force and stipulated that the amounts charged for hunting species of hunting interest are determined by the managers of the hunting areas (Order 1342/2010).

Table 1. Bear hunting income calculation simulation

Year	TFH	Hv	Total	TRoH	Hv	Total
	Euro/ bear	no. bears	Euro	Ron/ bear	no. bears	Ron
2017	6,000	10	60,000	5,300	10	53,000
2018	6,000	48	288,000	5,300	48	254,400
2019	6,000	23	138,000	5,300	23	121,900
2020	6,000	30	180,000	5,300	30	159,000
2021	6,000	18	108,000	5,300	17	90,100
2022	6,000	54	324,000	5,300	54	286,200
TotRon						964,600
TotEuro			1,098,000			195,000

Tariff FH: Average tariff foreign hunters (Euro/bear); Hv: Harvest; Average tariff Romanian hunters: Tariff RoH; Tot: total

We ran a simulation comparing the tariffs set by the authorities with the potential revenue that could have been collected by the hunting area managers in the Central Region between 2017 and 2022. The results

are presented in Table 1. For this, the number of bears approved for extraction was divided into two equal parts, considering that one part of them would have been harvested by foreign hunters, and the other by Romanian hunters. For each of the situations, the average value of the tariff predetermined by the Romanian authorities was applied.

Based on the simulation, we can conclude that if the harvest quotas for the brown bear species were approved annually, the managers would have earned a minimum of 215,500 Euro per year. From these revenues, a portion would have been transferred to the state budget as taxes and duties, while another part would have been used to manage hunting areas.

We conducted an analysis of the reported financial incomes of hunting area managers and have presented it in Figure 2. The analysis focused on one manager from each of the 6 counties included in the study area, who were authorized to extract bears.

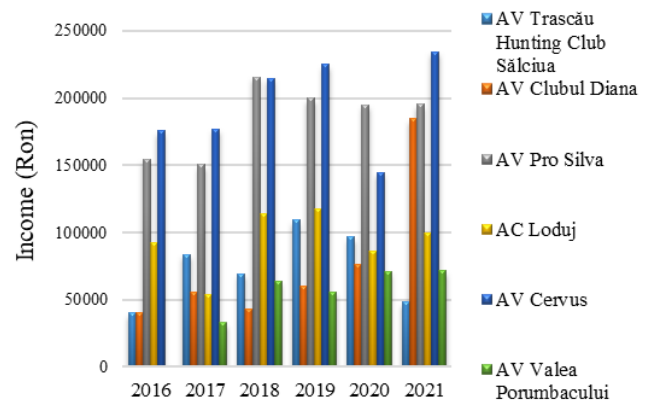


Fig. 2. Analysis of the hunting associations incomes during the period 2016-2021

The managers were chosen randomly and the intended focus of the association was hunting, not fishing. However, the analysis reveals that the actual revenues earned are much lower than what was simulated in Table 1, and they fall below the threshold of 250,000 RON (VMF 2023). This may be due to the lack of harvest quotas, the small number of approved extractions for each manager, or the failure to achieve the approved level of intervention. In addition to income, there is also spending, which can sometimes exceed income, as managers have an obligation to provide complementary food for the species being hunted. Managers responsible for hunting have an obligation to provide supplementary food for the species of hunting interest. This incurs additional expenses in addition to generating income. Despite the cost, bears benefit from this food and are one of the protected species.

The failure to approve the annual harvest quotas and the decision to only harvest bears that caused significant damage to humans or their property resulted in the bear population surpassing the optimal level of approximately 4,000 individuals established by the National Institute for Research and Development in Forestry. From the

records of the Eionet Platform, it appears that in the period 2013-2018, the size of the bears' population was between 6,450-7,200 individuals. The same source also informs us that the area with optimal habitat for brown bears has 52,140 km² (Eionet Platform 2018).

Due to the decisions taken by the leaders of the institutions that coordinate the conservation of the bear population in Romania, reflected in the twisted and ambiguous procedures, that the hunting areas managers have to follow, the bears continued to cause major material damage, but also moral damage. Before the bear population was significantly reduced, conflicts between humans and bears were infrequent. For example, there were only three attacks in 1997 and eight in 2004 (MM 2006). However, during the period when only certain bears were extracted and the population increased above the optimal level (such as 2017-2022), conflicts between humans and bears reached unprecedented levels, resulting in 8,252 incidents of material damage, which is the highest number ever reported in history. According to reports from competent institutions, 523 bears were extracted or found dead in the Central Region between 2017 and 2022. We compared the number of damages caused by bears from 2017 to 2022 with the number of bears killed in the study region in Figure 3. This was done to determine whether there is a correlation between the number of conflicts and the number of harvested bears, given that the approved number of bears for harvesting has not been met.

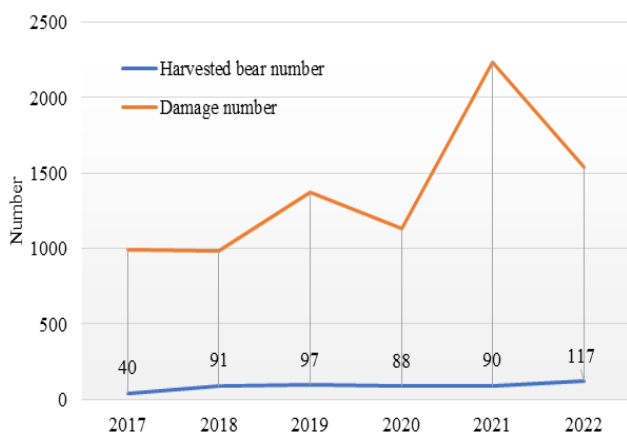


Fig. 3. Damage number and harvest number of bears in the Central Region during the period 2017-2022

Based on our analysis of data, we found a strong correlation between the number of bears extracted and the number of damages caused. We observed that in years when fewer bears were harvested, there were more damages reported, while in years with higher harvested individuals, the damage was lower. Additionally, we also noted that even after raising the number of draws, the number of damages remained high. We believe that the reason for such situations may be due to the small number of bears approved for extraction, relative to the size of the bear population.

Human-bear conflicts in the Central Region have become more frequent every year. According to (GD 1679/2008),

the eligible people who suffered damage were entitled to compensation from the budget of the relevant ministry, until 2022. If the claim for damage was rejected, the affected persons had the right to challenge the decision in court, which happened more and more often.

The approved amount of compensation for the period between 2017-2022 was approximately 3,600,000 Euro (Damage Platform 2023). The compensation amount increased in a similar manner to the damage number. The decrease in damage in 2020 can be attributed to the pandemic period, which made it difficult to report events. Starting from January 2023, the Romanian State continued compensating for damages caused by bears based on GD 3/2023. The compensation was granted only if it had been confirmed that the conditions specified in the new normative act issued had been met.

Law 13/2020 for the amendment and completion of the Law 407/2006 on hunting and the protection of the hunting areas regulates compensation for individuals who are attacked or killed by a bear (Law 13/2020). However, the compensation could only be obtained through the courts. As a result, many injured individuals had already filed claims to recover damages.

From the randomized analysis of the existing files before the Court of Appeal of Târgu Mureș and Brașov, it follows that through the actions filed some injured persons won moral and/or material damages. The amount of this damage was 15,000 Euro (Civil File 5225/258/2018), 60,000 Euro (Civil File 827/289/2020), 135,000 RON (Civil File 609/289/2018) or 18,232.29 RON (Civil File 1146/119/2021). In addition to these amounts were also added the court costs and penalties.

Other individuals have also sued the Ministry of Environment, Waters and Forests due to moral damages caused by bears, as evidenced by the Mureș Law Court website. The court has admitted to the amounts of 240,000 Euro (Civil case 2291/102/2021) and 45,000 Euro (Civil case 2658/102/2021). These sentences will need to be implemented and payments will come from Romania's budget.

In order to prevent and combat incidents that have been occurring more frequently in recent years between people and bears, the authorities have issued Government Emergency Ordinance 81/2021. This ordinance allows game managers to take necessary action, such as driving away, relocating, or shooting bears that pose a risk to public safety. To enable actions against bears, administrative-territorial units can enter into service contracts with hunting areas managers and free-practice veterinarians. The service contract includes settling all expenses incurred by the managers and/or veterinarian for combating bears, which are carried out by the town halls (GEO 81/2021). The administrative-territorial units reimburse the equivalent value of payments made to the service providers from the budget of the central public authority for environmental protection. Figure 4 shows the value of expenses approved for settlement in 2022, based on reports from the forest guards.

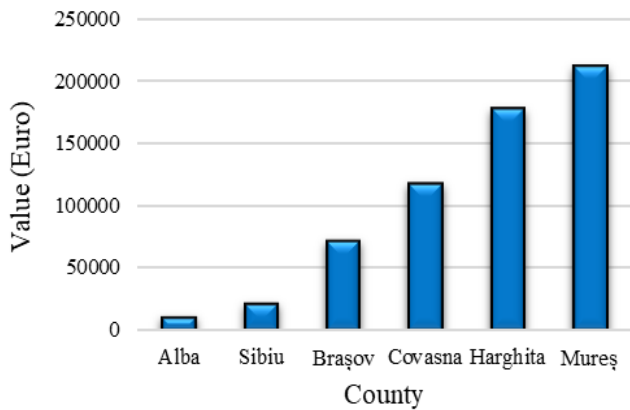


Fig. 4. The amount of expenses approved for settlement according to GEO 81/2021

The amount of expenses generated by the application of the provisions of the normative act indicated above, approved from its entry into force until the end of 2022, was ~ 600,000 Euro (Braşov Forest Guard 2022).

According to (Order No. 1415/2021), the minimum value for this type of service contract is 1,000 RON/month. This contract involves two entities, namely the manager of the hunting area and the veterinarian. It's important to note that the Central Development Region comprises 400 towns and communes, and legislative changes may not always be implemented immediately after entry into force. Therefore, we anticipate that these expenses could potentially double in the future.

We compared the potential revenues earned by hunting areas managers, which we analysed in Table 1, to the expenses incurred by the Romanian State for preserving brown bears. This comparison is presented in Figure 5, taking into account all the amounts discussed above.

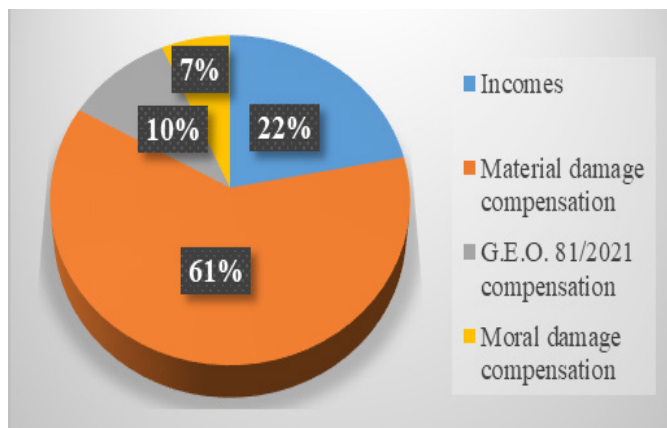


Fig. 5. Hunting areas managers' income and expenses from the state budget in 2017-2022

Based on the results obtained from the calculations, we can see that revenues account for 22% of the total values analysed, whereas expenses make up 78% of it. This indicates that if only a certain number of bears are extracted instead of an optimal number, the incidents are likely to increase. Moreover, expenses have a greater impact on the balance of income and expenses compared to revenues.

3.2. Damage, harvest quotas, and compensation in Europe

3.2.1. Damage, harvest quotas, and compensation situation in Sweden

The European Union Member States have ratified the international conventions mentioned in the article's introduction. Hence, they follow the same European legislation as our country. However, in countries like Sweden, bear hunting is an annual licensed activity conducted between 21st August and 15th October or 21st August and 30th September, in Norrbotten County (Hunting Act 259/1987). This type of hunting aims to maintain the balance of bear population density and size. The purpose of protection hunting (the second type of bear hunting) is to prevent damage and reduce conflicts between predators and humans (Hunting Regulation 905/1987). The Swedish Environmental Protection Agency determines the annual bear harvest based on proposals from The County Administrative Council (Ordinance 2009:1263). Also in Sweden, the same public institution can approve the hunting of bears using baits. The type of bait must be communicated by the holder of the hunting right (Basic Regulation NFS 2022:4).

To preserve the favourable conservation status of brown bears, Sweden needs to maintain a minimum of 1,400 individuals, according to data from the Swedish Environmental Protection Agency (DSEPA 2020). The Eionet Platform reported that the suitable habitat for brown bears in Sweden during 2007-2012 was 150,000 km². During this period, Swedish authorities reported a population of 3,997 bears. However, in the period 2013-2018, without any change in the optimal habitat, the number of bears in Sweden declined to 2,980 individuals. Between 2016 and 2021, Swedish state authorities reported 762 incidents of bears causing damage to livestock, watchdogs, or crops. Compensation was granted for the damages caused by the bears, and the total amount of compensation was approximately 148,000 Euro (SUAS 2017-2021). During this period, it was declared that 2,095 brown bears had died (Rovbase 2017-2021).

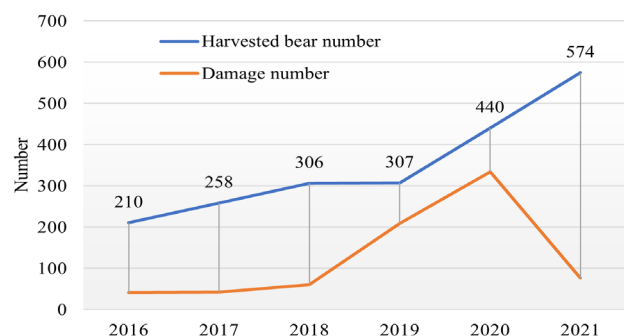


Fig. 6. Damage number and harvested bears in Sweden during the period 2017-2021

Figure 6 shows a correlation between the reported data on damages caused and the data on the number of dead bears. It is worth noting that although the number of harvested bears increased over time, the number of

damages remained steady until 2020-2021 when the number of harvests was much higher than in previous years. This confirms that the number of harvests is an indicator of low damage.

It is worth noting that in Sweden, the number of damages caused by bears was very low, and the number of dead bears was higher than the number of damages. In Romania, the situation was the opposite of Sweden, with the number of damages caused by bears being higher than the number of dead bears.

3.2.2. Damage, harvest quotas, and compensation situation in Slovenia

In other Member States, such as Slovenia, bears have been considered a protected species since 2004. However, bear management is based on active principles, and their conservation is ensured by allowing a limited number of bears to be harvested annually with the approval of the Ministry of Natural Resources and Territory Planning. This number is carefully set to maintain the optimal level of the bear population while minimizing the damage they may cause.

Based on the data available on the Eionet Platform, it is inferred that the optimal habitat for bears in Slovenia spans over an area of 12,096 km². In the period between 2013 and 2018, the number of bears inhabiting this region was 655. As per the data collected under the "Large Carnivores in the Dinarides: Management, Monitoring, Threats and Conflicts" -LCD project, which was overseen by the Federal Agency for Conservation of Nature and the German Environment Agency, the Slovenian bear population was estimated at 900 in 2021 (Marsden et al. 2022). Moreover, between 2012 and 2017, a total of 619 dead brown bears were reported.

Every year, bears have caused damage to livestock and crops, and although attacks on people are less common, they occurred. In Slovenia, compensation for such damage was paid by the Slovenian Environment Agency, as per the information available on the Slovenian Government's website. Preventive measures can be taken using equipment that may be financed by national funds or projects like Life or EAFRD (GOVSI). In the period from 2012 to 2017, there were 2,985 incidents of damage caused by brown bears in Slovenia. The total amount paid from the Slovenian State budget for these damages was 1,100,000 Euro (GOVSI2).

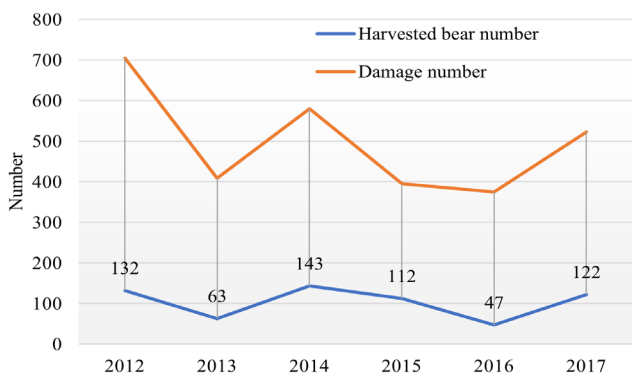


Fig. 7. Damage number and harvested bears in Slovenia during the period 2012-2017

Figure 7 shows the number of damages and dead bears in Slovenia over a period of 6 years, similar to the comparison made for Romania and Sweden.

The data being analysed shows a high number of damages, which exceed the number of bears declared dead, similar to the situation in Romania. It is important to note the correlation between the number of harvested bears and the number of damages, as the damages decrease when the number of bears is accurately established. The results of harvesting the optimal number of bears can be observed in the current year or at the latest, the following year.

3.2.3. Damage, harvest quotas, and compensation situation in Croatia

Brown bears in Croatia are considered a species of hunting interest and are therefore subject to annual harvest quotas approved by the state authorities to keep their population within tolerable limits for humans and ensure their conservation. The species is strictly protected in accordance with the provisions of the Habitats Directive. The hunting season in Croatia is split into two periods: from March 2nd to April 30th and from October 1st to December 15th. The ideal number of bears in this EU Member State is 1,100, but the maximum number of bears that humans can tolerate is 900 individuals (Huber et al. 2008).

The management plan, revised in 2019, states that bears in Croatia inhabit an area of 14,090 km². The "2019 Annual population status report for brown bears in Northern Dinaric Mountains and South-Eastern Alps" (Skrbinsek et al. 2019) estimated the bear population to be 937. However, recent data from the 2022 (Marsden et al. 2022) indicates that the number of bears in the Republic of Croatia was 1,072 in 2021. From 2014 to 2018, 669 dead bears were recorded.

Brown bears in Croatia have caused material damage and compensation for such damages was carried out by holders of hunting rights. Equipment used as prevention measures can be financed through programs such as the European Agricultural Fund for Rural Development -EAFRD. From 2014 to 2018, there were 113 cases of damages caused by bears in Croatia. In accordance with the data extracted from the annual reports issued by the members of the Life Dinalp Bear project from 2015 to 2019, the total compensation paid for the damages to livestock and crops was worth 41,500 Euro.

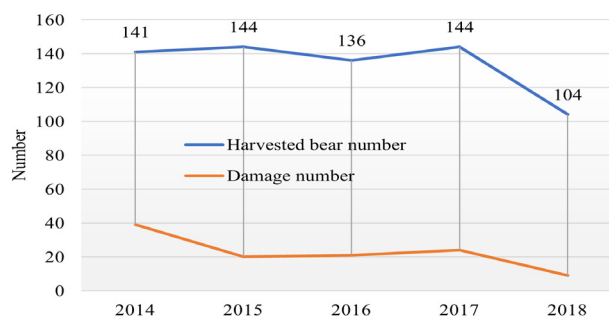


Fig. 8. Damage number and harvested bears in Croatia during the period 2014-2018

Figure 8 presents data on damages and the number of dead bears in Croatia. It should be noted that due to the lack of information, the analysis was done only for a period of five years. The bear harvests are shown as a value above the damage values, highlighting the similarity of information with the data from Sweden in terms of their position on the graph.

Based on the information provided by the Croatian authorities, it seems that the number of damages caused by brown bears was relatively low in comparison to the other countries analysed earlier. Unlike the other situations, there were no significant variations in the number of damages in Croatia, which remained constant. However, it is worth mentioning that the number of dead bears was also consistent, which may be one of the reasons for the lower level of damage compared to Slovenia, where the number of brown bears was almost similar to that of Croatia.

This chapter concludes with a comparative analysis of the amounts approved by each of the four countries to compensate for people who were damaged by the brown bear. For an easier expression of the obtained results, the amounts under analysis were transformed from the national currency to the euro (Fig. 9).

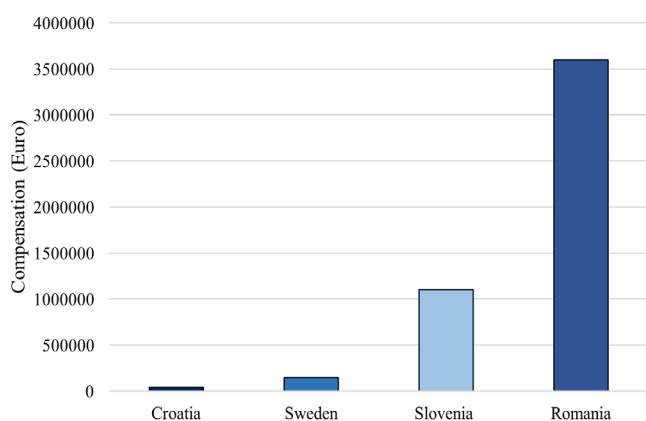


Fig. 9. The amount of material damage compensation approved by the countries under study

In all the countries subject to research, damage caused by bears was recorded, and following these findings, compensation was approved for injured persons. The analysed values show a very high amount of compensation approved in Romania compared to the rest of the countries, and this is due to the much higher number of incidents recorded in Romania. It should be noted that these expenses are in addition to the rest of the expenses discussed in this study.

4. Conclusions

Brown bear is a protected species in all countries under research. However, bear shooting continues to be carried out as a conflict prevention and intervention measure in Romania, but also to maintain a tolerable level in Sweden, Slovenia, and Croatia.

The established values show that in Croatia, they were mostly constant throughout the analysed period, whereas

in Romania, Slovenia, and Sweden, they recorded large fluctuations. In the three foreign countries, the number of bears approved for harvesting was achieved, but in our country, it was not always possible to achieve the proposed level. Especially when harvesting was done on the basis of prior approval or when the provisions of the normative acts were contradictory.

From the data reported and analysed in this research, it can be seen that the Romanian authorities, compared to the Swedish authorities and not only, approached a different strategy for the conservation of the bear, which brought more economic disadvantages than advantages to the country.

The amount of material compensation paid from Romania's budget was much higher than that paid by the other three countries studied due to the large number of damages.

In addition to the above, Romania had also paid moral damages to people whose physical integrity was affected or who died as a result of bear attacks, as well as immediate intervention services to prevent and combat brown bear attacks.

By conserving brown bears for a long period of time, managers of hunting areas cannot bring considerable income to the state budget, as long as they manage a species that cannot be exploited and directly or indirectly invest in their well-being.

References

- Basic Regulation NFS (2022:4)** of the Swedish Environmental Protection Agency on the management of large carnivores.
- Bern Convention (1979)**. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. European Council.
- Braşov Forest Guard (2022)**. Annual activity report.
- Civil case 2291/102(2021)**. Decision 895(2022). Mureş Court. Available at: https://portal.just.ro/102/SitePages/Dosar.aspx?id_dosar=10200000000082499&id_inst=102
- Civil case 2658/102(2021)**. Decision 560(2022). Mureş Court. Available at: https://portal.just.ro/102/SitePages/Dosar.aspx?id_dosar=10200000000083109&id_inst=102
- Civil File 5225/258(2018)**. Decision 129(2021). Tg. Mureş Court of Appeal. Available at: https://portal.just.ro/43/SitePages/Dosar.aspx?id_dosar=25800000000074413&id_inst=43
- Civil File 827/289(2020)**. Decision 496(2021). Tg. Mureş Court of Appeal. Available at: https://portal.just.ro/43/SitePages/Dosar.aspx?id_dosar=28900000000058739&id_inst=43
- Civil File 609/289(2018)**. Decision 40(2022). Tg. Mureş Court of Appeal. Available at: https://portal.just.ro/43/SitePages/Dosar.aspx?id_dosar=28900000000047576&id_inst=43
- Civil File 1146/119(2021)**. Decision 2028(2022). Braşov Court of Appeal. Available at: https://portal.just.ro/64/SitePages/Dosar.aspx?id_dosar=11900000000039933&id_inst=64
- Damage Platform (2023)**. Ministry of Environment, Waters and Forests. Available at: <https://despagubiri.mmap.ro>
- DSEPA (2020)**. Decision of the Swedish Environmental Protection Agency on the determination of minimum bear levels for predatory management areas and counties from 09.04.2020. Available at: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/jakt-och-vilt/jakt-pa-rovdjur/jakt-pa-bjorn/>
- Eionet Platform (2018)**. Current selection: 2013-2018, Mammals, *Ursus arctos*, All bioregions. Annexes IV. Available at: <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/species/summary/?period=5&group=Ma>

- mimals&subject=Ursus+arctos®ion
- GD 1679 (2008).** Government Decision 1679 of December 10, 2008, regarding the method of awarding the compensation provided by the Law on hunting and the protection of the hunting areas No. 407/2006, as well as the obligations of managers of hunting areas and owners of crops, forestry, and domestic animals to prevent damage. *Monitorul Oficial*, I, 890 / December 29, 2008.
- GD 3 (2023).** Government Decision 3 of January 4, 2023, regarding the method of awarding compensations for damage and/or damage caused by the fauna species of hunting interest included in annexes no. 1 and 2 of the Law on hunting and the protection of the hunting areas No. 407/2006 and some measures for its implementation. *Monitorul Oficial*, I, 18 / January 6, 2023.
- GEO 81 (2021).** Government Emergency Ordinance No. 81 of July 16, 2021, on the approval of immediate intervention methods for preventing and combating attacks by brown bears on their persons and property, as well as for the modification and completion of some normative acts. *Monitorul Oficial*, I, 732 / July 26, 2021.
- GOVSI.** Large carnivores in Slovenia are the brown bear, wolf and lynx. All three species are protected under Slovenian and European Union regulations. Coexistence with people is essential for their long-term conservation. Biodiversity Division, Nature Directorate, Ministry of Natural Resources and Spatial Planning. Available at: <https://www.gov.si/en/topics/large-carnivores/>
- GOVS12.** Ministry of Natural Resources and Spatial Planning. Available at: https://www.gov.si/drzavni-organi/ministrstva/ministrstvo-za-naravne-vire-in-prostor/o-ministrstvu/direktorat-za-okolje/sektor-za-ohranjanje-narave/strokovna-in-druga-gradiva-o-velikih-zvereh/?l=sl_SI#e15224.
- Habitats Directive (1992).** European Council Directive 92/43 EEC on the conservation of natural habitats, wild flora, and fauna.
- Huber Đ, Jakšić Z, Frković A, Štahan Ž, Kusak J, Majnarić D, Grubešić M, Kulić B, Sindičić M, Majić Skrbinšek A, Lay V, Ljuština M, Zec D, Laginja R, Francetić I (2008).** Brown Bear Management plan for the Republic of Croatia. Available at: https://poljoprivreda.gov.hr/UserDocsImages/dokumenti/sume/smedji_medvjed/Plan_gospodarenja_smedim_medvjedom_engleski.pdf
- Hunting Act 259 (1987).** Hunting Law in Sweden (1987:259). Consolidated version as last amended by Act No. 259 of 1 July 2021.
- HuntingRegulation905(1987).** HuntingOrdinanceinSweden/Jaktförordning (1987:905). Landsbygds-och infrastrukturdepartementet RSL.
- Law 13 (2020)** for the amendment and completion of the Law on hunting and the protection of the hunting areas No. 407/2006. *Monitorul Oficial al României*, I, 14 / January 10, 2020.
- Marsden K, Solić A, Huber D, Röttger C, Froese I, Schmidt J (2022).** Large carnivores in the Dinarides: Management, monitoring, threats and conflicts. Background report. *Bundesamt für Naturschutz* (BfN), Federal Agency for Nature Conservation. Bonn, Germany. DOI 10.19217/skr617. Available at: <https://www.bfn.de/sites/default/files/2022-02/Skript617.pdf>
- Mihăilescu S, Strat D, Cristea I, Honciuc V (2015).** Synthetic report on the conservation status of species and habitats of community interest in Romania. MMAP; POS Environment. Available at: <http://www.anpm.ro/documents/12220/3411685/StareConservareSpeciiHabitat1.pdf/6369aac5-5864-4773-95e0-fb1b219449d0>
- MM (2006).** Management and Action Plan for the bear population in Romania. http://www.mmediu.ro/app/webroot/uploads/files/17%20Management_Action_Plan.pdf
- MM (2023).** Ministry of Environment-Biodiversity – Ministry of Environment, Waters and Forests. Derogations. Available at: <http://www.mmediu.ro/categorie/biodiversitate/114>
- NAEP.** National Agency for Environmental Protection of Romania. Available at: <http://www.anpm.ro/informatii-biodiversitate>
- Order 371 (2000)** on establishing the level of tariffs and minimum prices charged to hunters, foreign citizens, for hunting actions in Romania, in the hunting season 2000-2001. MAPP. *Monitorul Oficial* 255 / June, 8th, 2000.
- Order 569 (2000)** establishes the level of minimum tariffs that will be charged to Romanian hunters for hunting actions in Romania in the hunting season 2000-2001. MAPP. *Monitorul Oficial*, I, 364 / August 4, 2000.
- Order 117 (2001)** for the approval of the List containing the minimum tariffs that are charged from foreign hunters for hunting actions in Romania. MMAP, *Monitorul Oficial*, I, 473 / August 17, 2001.
- Order 164 (2001)** for the approval of the level of minimum tariffs that are charged from Romanian hunters for hunting actions in Romania. MMAP, *Monitorul Oficial*, I, 473 / August 17, 2001.
- Order 203 (2001)** for the approval of the Regulation on the manner of establishing the rates that are practiced for hunting actions carried out in Romania with foreign hunters. MMAP, *Monitorul Oficial*, I, 564 / September 11, 2001.
- Order 1342 (2010)** on the manner of establishing the tariffs for hunting. MMP, *Monitorul Oficial*, I, 619 / September 2, 2010.
- Order 1439 (2015)** for the approval of derogations in the case of bear, wolf and wild cat species. MMAP, *Monitorul Oficial*, I, 723 / September 25, 2015.
- Order 625 (2018)** on the approval of the National Action Plan for the conservation of the brown bear population in Romania. MM, *Monitorul Oficial*, I, 549 / July 2, 2018.
- Order 1415 (2021)** for the approval of the standard tariffs regarding the immediate intervention on the bear individuals that act in the urban area, as well as the amount and method of granting maintenance costs to relocated bear cubs. MMAP, *Monitorul Oficial*, I, 783 / August 13, 2021.
- Ordinance (2009:1263)** on the management of bears, wolves, wolves, and golden eagles.
- Rovbase (2017-2021).** Available at: <https://rovbase.se/filter?Carnivore=2&CarnivoreDamage=&Country=2&Evaluation=1&FromDate=2017-01-01&Observation=1&Offspring=false&ToDate=2021-12-31>
- Skrbinsek T, Bragalanti N, Calderolla S, Groff C, Huber D, Kaczensky P, Skrbinek AM, Molinari-Jobin A, Molinari P, Rauer G, Reljic S, Stergar M (2019).** Annual population status report for brown bears in Northern Dinaric Mountains and South-Eastern Alps. Action C.5: Population surveillance. Life13 NAT/SI/000550.
- SUAS (2017-2021).** Swedish University of Agricultural Sciences. Available at: <https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/vsc/vsc-dokument/vsc-publikationer/rapporter/viltskadestatistikrapporter/viltskadestatistik-2021.pdf>
- VMF (2023).** <https://www.totalfirme.ro/>

Abstract

Economic analysis of human and brown bear conflicts

The conservation of the *Ursus arctos* species is a guideline that applies to all member states of the European Union, including Romania. However, the impact of this action varies in each member state. This study compares the economic benefits and drawbacks that Romania experiences due to brown bear protection and the management of human-bear incidents in the Central Development Region. To make the comparison, we selected Sweden, Slovenia, and Croatia based on declared bear numbers, natural habitat surface area, and conservation management approaches for brown bears.

According to the results obtained, the Central Region of Romania has the highest number of bears, as well as the most damage (8,252) and expenses, in contrast to Croatia, which has the lowest (113 damage). Sweden had significantly smaller bear population (~2,980 individuals) and lesser damages caused by bear (762 incidents) comparing to Romania, even the habitat area is larger in Scandinavian country.

In this study, the discrepancy between the situations is attributed to the varying methods of implementing the measures outlined in each country's management plan, as well as the level of involvement of the institutions responsible for awarding compensations.

Keywords: *Ursus arctos*, compensation, damage, tariff, trophy

Rezumat

Analiza economică a conflictelor dintre urs și om

Conservarea speciei *Ursus arctos* este o linie directoare care se aplică tuturor statelor membre ale Uniunii Europene, inclusiv României. Totuși, impactul acestei acțiuni variază în fiecare stat membru. Acest studiu compară beneficiile și dezavantajele economice pe care România le întâmpină din cauza protecției urșilor bruni și a gestionării incidentelor om-urs în Regiunea de Dezvoltare Centru. Pentru a face comparația, am selectat țările Suedia, Slovenia și Croația, pe baza numărului de urși declarat, a suprafeței habitatului natural și a abordărilor de gestionare a conservării urșilor bruni.

Conform rezultatelor obținute, Regiunea Centru are cel mai mare număr de urși, precum și cele mai multe pagube (8252) și cheltuieli, spre deosebire de Croația, care are cel mai mic număr (113 pagube). În timp ce suprafața habitatului Suediei este mai mare decât cea a României, aceasta are o populație de urși semnificativ mai mică (~2980 urși) și daune mai mici (762 cazuri) cauzate de aceștia.

În acest studiu, discrepanța dintre situații este atribuită modalităților variate de implementare a măsurilor conturate în planul de management al fiecărei țări, precum și nivelului de implicare a instituțiilor responsabile cu acordarea compensațiilor.

Cuvinte cheie: *Ursus arctos*, compensații, pagube, tarif, trofeu

The correlation of climate change with the damage produced by brown bears

Ana-Gabriela Anuțoiu¹✉, Ovidiu Ionescu^{1,2}

¹ Faculty of Silviculture and Forest Engineering, SDI, Transilvania University of Brașov, Romania

² Station of Brașov, National Institute for Research and Development in Forestry “Marin Drăcea”, Romania

✉ corresponding author (ana.anutoiu@unitbv.ro)

1. Introduction

According to a study conducted by the National Meteorological Administration, Romania has a climate that is "transitional temperate-continental, with oceanic influences from the west, with Mediterranean influences from the southwest and strong continental effects from the northeast" (ANM Code 2014). Low temperatures, low rainfall, sleet, and snow precipitation characterize November through April. These conditions reduce the activity of brown bears due to frost and the lack of natural food.

Over the last 120 years, Romania's climate has changed significantly, with the average annual temperature increasing by over 1°C. The warmest year recorded between 1901 and 2021 was 2019. Romania's frosty days are decreasing, and the precipitation regime is moderately dry (R8UNFCCC 2022).

Bears can be found in both the alpine and continental bioregions of Romania. The spread of the species is influenced by biotic and anthropogenic factors, as stated in (Order 393/2002).

Bears' natural habitat includes large forest areas that provide optimal food, water, tranquility, shelter, and wintering conditions. These areas must also have a balanced number of species that are of hunting interest. These conditions are essential for the species' survival, and there, the bear can live all four seasons without having to travel distances to satisfy one of the needs. When these conditions are not met, bears are forced to search for other areas they may inhabit for shorter periods.

The ecological characteristics of areas that support bear habitats are susceptible to changes due to the ever-changing environment. These changes can have positive and negative effects on *Ursus arctos*, and the level of sensitivity to the organism of the species is unique to each individual.

Climatic variations positively impact the availability of food sources for a longer period of the year. This, in turn, leads to more cubs being born, lower mortality rates, and, consequently, a higher bear population density. However, when bears have easy access to food due to lack of snow cover and high temperatures, they may delay entering winter sleep (hibernation) until their needs are no longer met.

Climate change has a negative impact on bears, especially when their access to natural food is hindered by thick layers of snow or when high temperatures and lack of precipitation lead to the drying up of water sources and plants that provide food. When food is scarce, bears may move from their usual altitudinal floor and enter human habitats in search of food. Unfortunately, such actions lead to interspecific competition and increase conflicts between humans and bears.

Bears find it difficult to adapt to winter conditions compared to other species. To increase their chances of survival, they hibernate. Hibernation is a state of easy and prolonged drowsiness in which the metabolism slows down (Comșia 1961). They create dens lined with leaves and dry grass in rock cavities, at the roots of trees, near fallen trees, and sometimes even near human habitations. Bear hibernation usually lasts 3-6 months but can be shorter or non-existent (e.g., bears in sanctuaries) when food is available.

In a report prepared in 2017, specialists from the Ministry of the Environment highlighted that climate change poses a significant threat to biodiversity. The main threat is „modification of the species behaviour, as a result of the stress-induced on their adaptation capacity, a shorter hibernation period or lack thereof, affecting bears and bats in particular, the modification of the behavioural physiology of the animals as a result of the hydric, thermal stress or the stress determined by the solar radiations” (R7UNFCCC 2017).

The lack of hibernation due to climate changes, as well as the increase in the number of incidents between humans and bears, is also stated by the authors of studies carried out in Iran (Ashrafzadeh et al. 2022) and Spain (Penteriani et al. 2019).

This research aims to investigate the correlation between climate change and hibernation of the *Ursus arctos* species, as well as its potential impact on the recent rise in conflicts.

To achieve our proposed goal, we have verified the following characteristics:

- The average temperature recorded in Romania and at various meteorological stations in the Central Development Region of Romania from November to April.
- The thickness of the snow layer deposited during November to April and the severity of winter in the Central Region.
- The number of damages incurred during the hibernation period of brown bears in the study region.

2. Material and method

2.1. The average monthly temperature, amount of precipitation, and thickness of the snow cover

The average temperatures, precipitation, and snow thickness at Bâlea-Lac, Reșița, Predeal, and Fundata weather stations in Romania were analysed six months from November to April. The winter roughness indicator for the Central Development Region was evaluated for the monthly interval of December to February. The study period was from 1961 to 2022, depending on the data availability for each climate parameter analysed. The climatological data were obtained from reports by the National Meteorological Administration and the National Institute of Statistics.

2.2. Damage caused by bears to crops and domestic animals

The number of damages caused by brown bears in the studied region was analysed using data from administrative-territorial units. The analysis covered the period from 2014 to 2022, from November to April. The results were interpreted by comparing the values of climatic indices with the number of damages caused by the bears in the region under study.

3. Results and discussions

3.1. Temperatures evolution during the hibernation period of bears

3.1.1. The average monthly temperature recorded at the weather station in Târgu Mureș

The National Institute of Statistics collected statistical data at the meteorological station in Târgu Mureș, which shows that the average temperature in November and February remained constant from 2014 to 2022. However, there was a significant increase in the temperature recorded in December from 2020 to 2022 compared to the rest of the climatological period under analysis (Fig. 1). In these years, the average temperature recorded in December was 2.2°C, while from 2014 to 2017, the average monthly temperature was around 0°C. Also, the average temperature in January was -3°C from 2017 to 2019 and -1°C from 2020 to 2022 (SYR 2006-2022).

On the other hand, there was a visible temperature drop

in March and April from 2020 to 2022 compared to the rest of the analysed period, as the average temperature in March was 4.1°C, and in April, it was 8.5°C.

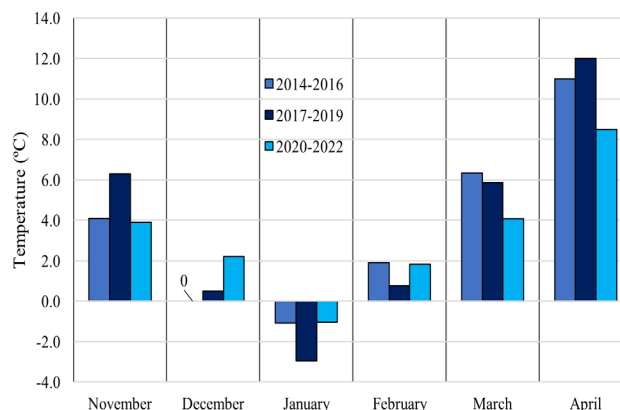


Fig. 1. The average temperature of November-April 2014-2022 in Târgu Mureș

3.1.2. The average monthly temperature recorded at the meteorological station from Sibiu

According to the Statistical Yearbooks of Romania, the weather station in Sibiu recorded a constant average temperature during November. However, there was a slight increase in December and January. In December 2014-2016, the temperature was 0°C, while in 2020-2022, it rose to 2.8°C. Similarly, in January 2017-2019, the temperature was -3.6°C, but it increased to -0.9°C in 2020-2022.

On the other hand, the average temperature during February, March, and April was decreasing. The lowest values were recorded in 2020-2022 (Fig. 2).

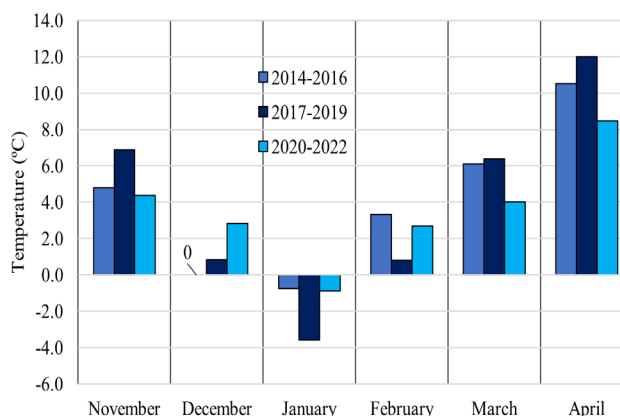


Fig. 2. The average temperature of November-April 2014-2022 in Sibiu

3.1.3. The average monthly temperature recorded in Romania

The data on the average temperature in Romania were only available for the time intervals shown in Figure 3. A longer period was considered for this climate indicator to demonstrate the evolution of air temperature in Romania.

According to the data from the (ANM 2011), the average temperature in November-March increased in the intervals of 1991-2020 and 2020-2022, compared to the 1961-1990 interval. Notably, there was a rise in

temperature in December-February in the 2020-2022 period, with a recorded temperature of 1-2°C higher than the rest of the evaluated periods.

In Romania, the average heat index recorded in April from 1991-2020 was 9.8°C, slightly higher than in the other time intervals. In 2020-2022, the average temperature reached 8.6°C, indicating a minor decrease compared to the previous periods.

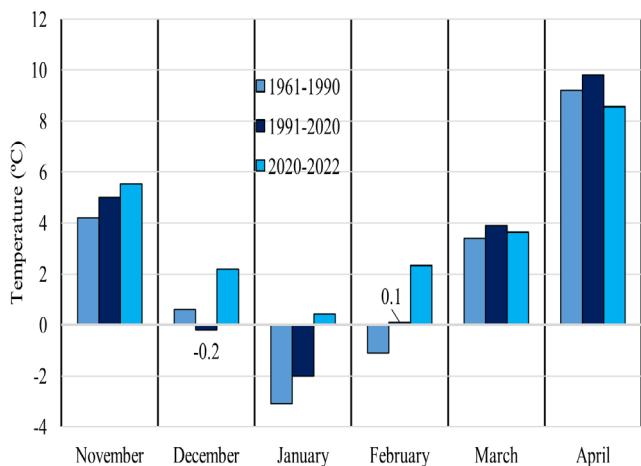


Fig. 3. Average temperature per country recorded in November-April 1961-2022

Meteorologists have characterized 2019, 2020, and 2022 as the warmest years between 1990 and 2022, according to (ANM Communicate 2023a). Additionally, they have noted that December has been the warmest month between 1961 and 2022 for the past four years. During this month, the air temperature deviated from the mean of the reference interval by between 1.4 and 3.2°C.

3.2. Precipitation evolution in Romania during the bear hibernation period

As part of the study, the researchers studied the amount of precipitation in Romania from November to April to determine whether the rainfall negatively impacted the winter sleep of bears or whether it aided in the development of the plants that provide the bears' natural food.

The rainfall pattern showed a decrease in the amount of precipitation in November, January, February, and April and an increase in December and March. However, upon analysing the average rainfall data (Fig. 4), it can be observed that the difference in the amount of rainfall in each interval was insignificant, except for December 2020-2022. In this month, the average rainfall was 61.3 l/m², compared to the average of 43.2 l/m² in the other two-time intervals with which it was compared.

In terms of rainfall, December 2021 was among the rainiest months, with a deviation of 91% compared to the median of the reference years 1991-2020 (ANM 2022). January and March of 2021 were also included in this top. On the other hand, the driest months of the respective years were January, March, November of 2020, and February and March of 2022.

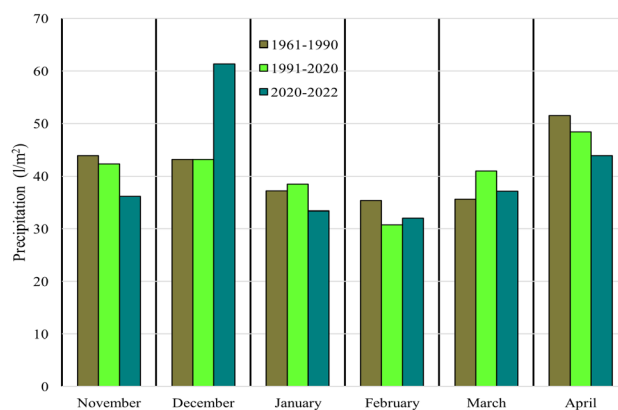


Fig. 4. The average amount of precipitation per country from November to April 1961-2022

After analysing the rainfall patterns concerning the required amount for the specific period, it has been observed that precipitation decreased during the autumn-spring seasons of 2020, 2021, and 2022. However, it was not so insufficient that it could be classified as deficient rainfall, given that the maximum amount of precipitation remained above 25 l/m². This implies that the plants had enough water to grow, and the lack of rain in certain months of 2020 and 2022 was closely related to the high temperatures of those years.

3.3. Snow cover evolution in the Central Region during the bear hibernation period

The snow data was first analysed from the Rețiș meteorological station (Fig. 5), which was collected by specialists in the field and later presented in the snow report of the winter seasons. Since the Călimani mountains extend over the territory of Mureș County, it was necessary to analyse the level of snow deposited in this area as well.

This weather station is located at an altitude of 2,021 meters. The snow cover measured here was considerably lower in 2019-2020 compared to the climatological norm with which the comparison was made. Among the months studied, only in March was the snow thickness equal to or greater than that of March 1981-2010. The most significant decrease in the deposited snow cover was observed in January 2019-2020.

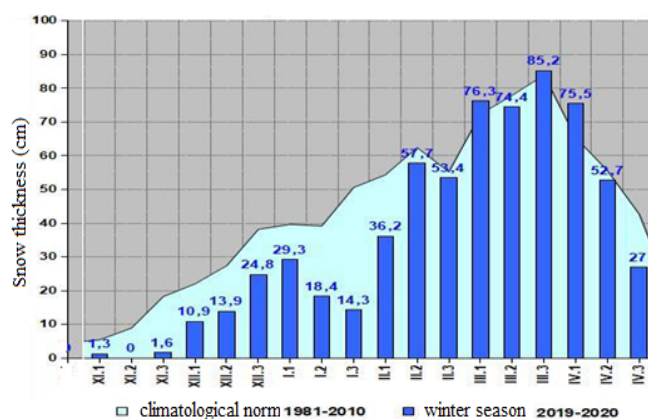


Fig. 5. The average decadal thickness of the snow cover measured in the Călimani Mountains (Source: ANM 2023b, Nivological Balance Report of 2019-2020)

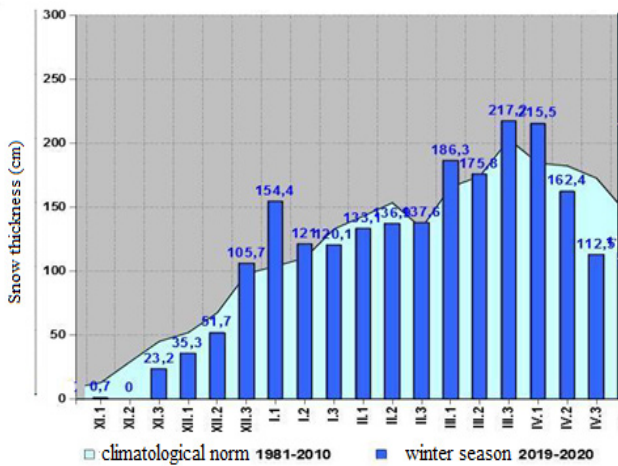


Fig. 6. The average decadal thickness of the snow cover measured at Bălea-Lac (Source: ANM 2023b, Nivological Balance Report of 2019-2020)

The snow thickness data analysis was conducted on the records obtained at Bălea-Lac, located within the Făgăraș Mountains of Sibiu County (Fig. 6). The investigation revealed that the snowfall in November, December, and April of the 2019-2020 season was less than the reference interval. However, in the remaining months, the difference between the values of the two investigated periods was slight. During January and March of 2019-2020, the values of the climatological norm were significantly exceeded.

According to data from the National Meteorological Administration, information about the thickness of snow layers in various localities in Brașov County was obtained. In recent years, brown bear sightings have been frequently reported in the inner city of the municipality, even during months when they should hibernate. Notably, the meteorological platforms that collect this data are located at altitudes where bear incidents commonly occur.

During the analysed period, the thickness of the snow layer measured at the meteorological station in Predeal decreased from November to February. For instance, in November 2015, the snow layer measured 16.5 cm in thickness. However, between 2018 and 2021, the snow layer ranged between 0 cm and 1 cm thick (Fig. 7). Additionally, during January, the snow layer decreased from 51.6 cm in 2016 to thicknesses between 12 cm and 21 cm from 2019-2021. Interestingly, contrary to expectations, the thickness of the snow cover increased in the months of March and April throughout the analysed period (ANM 2023c, Nivometeorological Bulletin).

The situation at the Fundata station (Fig. 8) was almost similar, except for the snow cover values. The research found an increase in the amount of snow in March and April, while there was a decrease in snowfall from November through February.

The values measured in November were particularly noteworthy, as they decreased from 19.2 cm in 2015 to 0 cm in 2018-2021. Similarly, while the snow level had been 10-15 cm in December 2016-2019, it measured only between 0-5 cm in 2020-2021. On the other hand, the

values measured in March increased from 4.2 cm in 2016 to 41.4 cm in 2021.

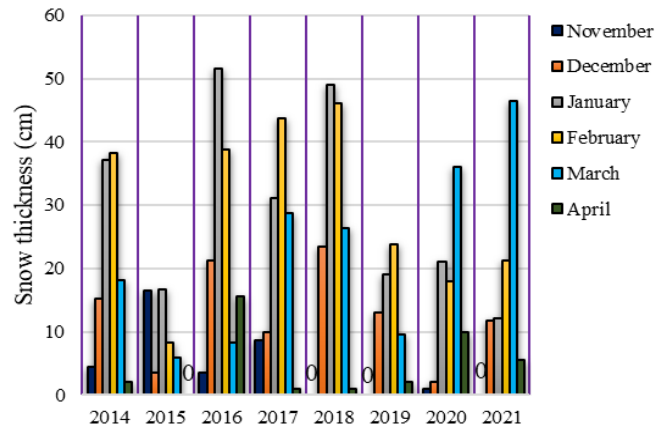


Fig. 7. Snow cover level in the months of November-April 2014-2021 in Predeal

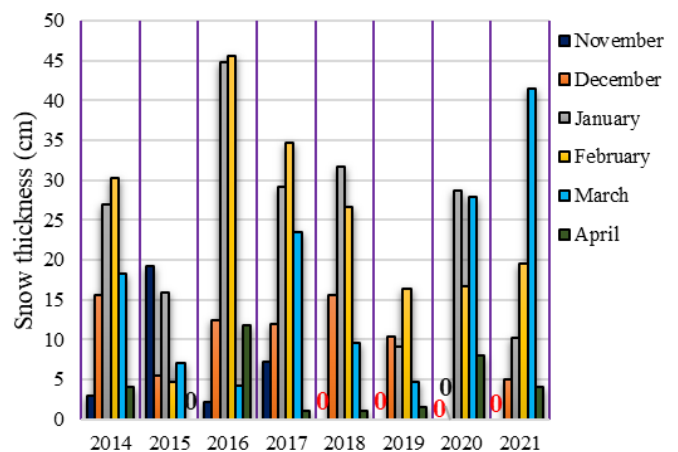


Fig. 8. Snow cover level in the months of November-April 2014-2021 in Fundata

3.4. The roughness of winter in the Central Development Region

This thermal index represents the sum of the minimum negative air temperatures ($\Sigma T_{min} \leq -10^{\circ}C$) recorded between December 1st and February 28th and helps to evaluate the wintering conditions of crops (ANM Report, 2016). The values of this indicator are expressed in "frost" units, and depending on them, winter is characterized according to the data in Table 1.

Table 1. Characterization of winter according to recorded "frost" units

Winter description (December 1 – February 28)	"Frost" units
Mild winter	0-10
Moderate winter	11-30
Rough winter	31-50
Very rough winter	51-93

The frost intensity in the winter season (December-February) is represented in Table 2. The temperatures measured in the interval 1971-2013 show an average and very high power of frost in the gap between February, followed by a tall and very high intensity in 2014-2015.

Table 2. Winter roughness in December-February from the period 1971-2023

Period	Winter roughness
1971-2013	moderate-very rough
2014-2015	rough-very rough
2016-2017	rough-very rough
2018-2019	rough-very rough
2020-2021	moderate-very rough
2022-2023	mild-very rough

This last classification was also maintained in the range of 2016-2019; over the previous two years, the roughness of the winter has been moderate to very rough. Between December and February 2022-2023, the “frost” units were for the first time in the analysed period between 0-10, indicating a mild winter.

A typical winter is characterized by moderate frost intensity, while a very high intensity of frost indicates a freezing winter. During a mild or cold winter, plants remain in a vegetative rest state. When the ground is covered with snow, it protects plants and helps their normal growth. However, if the snow layer thickness exceeds 20 cm, it becomes unfavourable for bears as it restricts their access to natural food.

Meteorology specialists have shown in their studies that January 2017 was one of the coldest months in the analysed period. The temperature in that month had a deviation of -3.8°C compared to the average of temperatures recorded in the same month from different years, as reported by the (ANM 2022).

3.5. Damage caused by bears to livestock or crops during hibernation

We conducted an analysis to determine whether there is a correlation between air temperature and brown bear activity during the autumn, winter, and spring seasons, while also examining the damage caused by these bears during the months when low temperatures, mixed rains, and snow cover on the ground cause the species *Ursus arctos* to hibernate.

We found that damages occurred in varying numbers yearly across all analysed months (Fig. 9). Even during the coldest months of the year (December-February), bear attacks on people's property were observed in January and February, albeit in smaller numbers. This suggests that fewer attacks are likely due to the lower temperatures in these months, which reduce the daily activity of brown bears, particularly pregnant females. However, our hypothesis needed to be revised by the individual analysis of temperature and damage in each climatological interval proposed for the research.

Although the average temperature from 1991 to 2020 was negative and positive from 2020 to 2022, the number of damages produced in January and February was higher in the first interval than in the second. Hence, the correlation of bear activity with temperature was not possible even in November and April. For instance, during November, the number of damages from 2014-2019 was higher than the number from 2020-2022, even

though the temperature was lower in the former interval. Similarly, in April, the heat index was lower from 2020 through 2022 compared to 1991-2020, but the conflicts produced were more numerous in 2020-2022.

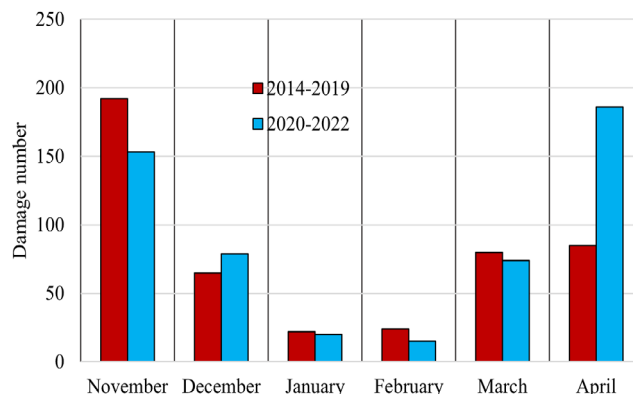


Fig. 9. Bear damage number in November-April in the Central Region

3.5.1. Bear damage situation in Mureș County during the hibernation period

Throughout the evaluated period, the brown bear caused property damage in Mureș County, regardless of the temperature. The highest value of damages occurred from November 2017 to 2019 (Fig. 10), which is in agreement with the higher temperature during this period compared to the other two periods. However, in the remaining months, the amount of damage is almost the opposite of the temperature values. For instance, the injuries from January 2017-2019 were more (10 cases) compared to February (8 issues), even though the temperature of the climatic interval was higher by 3.8°C. Similarly, the number of bear damages was higher in March and April 2020-2022 despite the recorded temperature being lower than that of previous intervals.

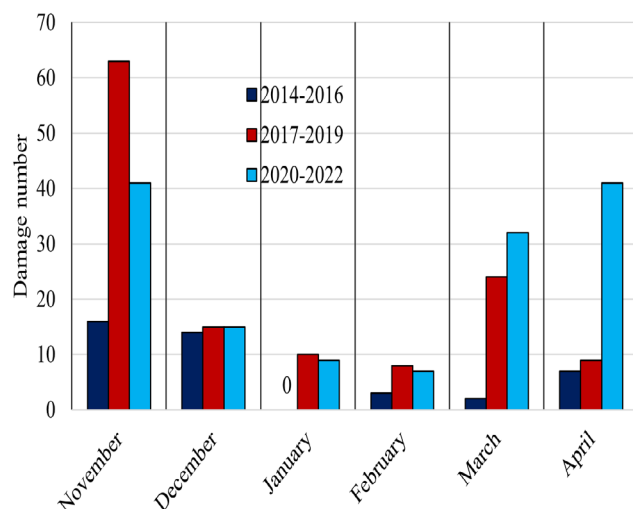


Fig. 10. Bear damage number in November-April in Mureș County

The analysed data show that the snow deposited at the Rețiș station was much lower in November-January 2019-2020. Calculating the average of the decades of these three months, it turned out that the thickest layer of snow was deposited in January, with a measured

size of 20.6 cm. Considering the high temperatures, we believe that if the layer level only reached this value at an altitude of over 2000 meters, then the snow was non-existent or even below the previously specified level at lower altitudes.

In this scenario, the lack of snow was an advantage for the brown bears, who did not have to hibernate. However, even though March 2019-2020 saw higher snowpack thicknesses, the damages were higher than in months with less snow.

3.5.2. Bear damage situation in Sibiu County during the hibernation period

Regarding damage within the Sibiu County area (Fig. 11), no correlation can be established between them and air temperature during any of the six months of the year. This is because damage was more frequent when the temperatures were lower and vice versa. This trend was especially evident in April of both the 2020-2022 and 2014-2016 intervals, where the temperature was 2°C lower in the former, and the number of damages was higher by 20 cases.

Snow is one of the factors that limit the daily activity of bears, and at the Sibiu County station, a very thick layer of snow was not recorded in November 2019-2020. The decadal average of this month was 7.9 cm, and analysing the evolution of the snow layer deposited at lower altitudes, we can say that in the areas where damage was recorded, there was no snow in the first month of the interval taken in the research.

Despite the increasing trend of damage caused by bears, it can be said that there was a close relationship between the damage and the lack of snow. However, this theory is not entirely plausible as there have been instances where more severe damage occurred during months with more snow.

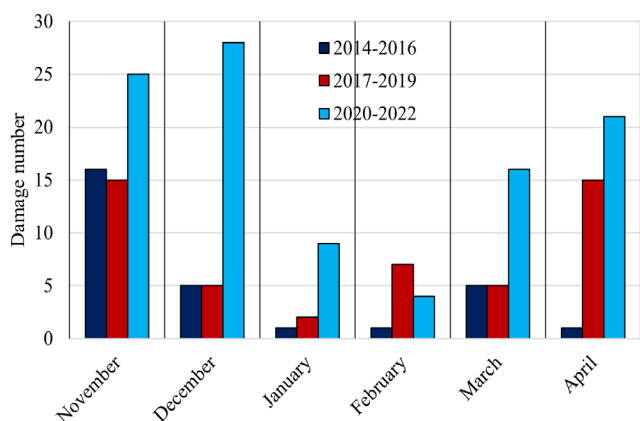


Fig. 11. Bear damage number in November-April in Sibiu County

3.6. Crops and domestic animal species destroyed or attacked by bears

Since the data analysed above showed that the brown bear had more intense activity in the last three years, especially in the winter season, the analysis of the species attacked by the bear was also made below. Through this analysis (Table 3), we tried to highlight the status of bears in the autumn-winter-spring seasons and the type of food used in these seasons. The obtained result was supposed to

confirm or deny that brown bears hibernate in this interval of the year and guide us to the factors that influence the feeding behaviour of the species under study.

Our analysis revealed that the bears' preferred food sources were cattle, sheep, and bees. These species were constantly attacked during the six months. During winter, these species could be found in people's households, while in other months, they could be found in the mountains, pastures, or fields. Abiotic or anthropogenic factors did not restrict the bears' access to food during this period.

Apart from animal food, bears also consume grains. They were found in sunflower crops in December and corn crops in February. The availability of these food sources satisfied the bears' appetite, especially when the weather conditions were favourable.

Table 3. Animal species/crop type damaged by brown bear

Damaged species	Months					
	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr
Bees	x	x	x	x	x	x
Cattle	x	x	x	x	x	x
Sheep	x	x	x	x	x	x
Hen	x	x	-	-	x	x
Goat	x	x	-	-	x	x
Pig	x	x	-	-	-	x
Buffalo	x	x	-	-	-	x
Horse	x	-	-	-	-	-
Asin	-	-	-	-	-	x
Turkey	-	-	-	-	-	x
Hare	-	-	-	-	-	x
Duck	-	-	-	-	-	x
Maize	x	x	-	x	-	x
Soybean	x	-	-	-	-	-
Sugar beet	x	-	-	-	-	-
Lucerne	x	-	-	-	-	-
Sunflower	-	x	-	-	-	-
Fruit trees	-	-	-	-	-	x

4. Conclusions

Between November 2020 and April 2022, temperatures in the country increased in November, December, and January and decreased in March and April. This led to lower snow cover during the warmer months and higher snow cover during the colder months. The intensity of the frost was also less pronounced, resulting in milder winters. These changes have resulted in a thinner snowpack of less than 20 cm or even no snow in the continental bioregion, facilitating the bears' access to natural food for extended periods.

While the amount of precipitation has remained relatively stable, the precipitation type has changed, with sleet and snow precipitation becoming less common during winter. This lack of mixed precipitation, along with the higher temperatures and milder winters, positively affects the growth and development of bear cubs and extends the duration in which the bears are active.

The number of damages caused by bears was higher in November, March, and April compared to December, January, and February. Still, we cannot fail to highlight the fact that their number was double or even higher in

the second intervals (2017-2019) and third (2020-2022), compared to the first interval (2014-2016).

Considering the data evaluated in this paper, the more intense activity of the bears has been observed in the last six years. This may be due to higher temperatures and lack of snow, two factors that have contributed to the reduced hibernation period. But despite this, no correlation could be established between climate changes and the amount of material damage because in the entire range studied, whether autumn, winter, or spring, warm or cold, rain or snow, brown bears caused damage to crops and domestic animals.

It is the passive management of recent years that contribute to the increase in the number of damages because a high density of bears also implies higher conditions of food and territories, and bears are a species that use large natural areas and move long distances in search of food, regardless of the time of year, especially when the weather conditions allow the movement.

References

- ANM (2011).** ADER 1.1.1. – System of geo-referential indicators at different spatial and temporal scales for assessing vulnerability and adaptation measures of agro-ecosystems to global changes. National Meteorological Administration. Accessed at: <https://www.madr.ro/attachments/article/139/ANM-ADER-111.pdf>.
- ANM Code (2014).** Code of good agricultural practices in the context of current and foreseeable climate changes. National Meteorological Administration. Accessed at: https://www.icpa.ro/documente/CodBPA_SchClimatice_ADER111.pdf.
- ANM Report (2016).** Meteorological characterization of 2016 in Romania. National Meteorological Administration. Accessed at: <https://www.meteoromania.ro/wp-content/uploads/raport/Raport-2016.pdf>.
- ANM (2022).** Multiannual climatological characterization 1961-2022. National Meteorological Administration. Accessed at: https://www.meteoromania.ro/clim/caracterizare-multianuala/cc_1961_2022_01.html.
- ANM Comunicat (2023a).** 2022 – the 3rd most worm year in the history in Romania. National Meteorological Administration. Accessed at: <https://www.meteoromania.ro/wp-content/uploads/comunicate/comunicat-an-calduros.pdf>
- Ashrafzadeh MR, Khosravi R, Mohammadi A, Naghipour AA, Khoshnamvand H, Haidarian M, Penteriani V (2022).** Modeling climate change impacts on the distribution of an endangered brown bear population in its critical habitat in Iran. *Science of The Total Environment*, 837, 155753. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155753>
- Comșia AM (1961).** Biology and principles of game culture. Publishing House of the Academy of the Romanian PR, Bucharest, p. 177-179.
- ANM (2023b).** Nivological Balance Report of 2019-2020 winter season. Accessed at: <https://www.meteoromania.ro/despre-noi/meteorologie-operationala/activitati-de-baza/nivometeorologie/bilantul-nivologic/>
- ANM (2023c).** Nivometeorological Bulletin. Accessed at: https://www.carpati.org/buletin_nivometeorologic/2023-06-07/1975/
- Order 393(2002)** on the approval of the certification keys and optimal densities for the species red deer, fallow deer, roe deer, black goat, wild boar, bear, rabbit, pheasant, partridge, grouse, lynx, wolf, wild cat, and for determining the optimal herds, on areas of hunting, for these species of wild fauna of hunting interest.
- Penteriani V, Zarzo-Arias A, Novo-Fernández A, Bombieri G, López-Sánchez CA (2019).** Responses of an endangered brown bear population to climate change based on predictable food resource and shelter alterations. *Global Change Biology*, 25(3), 1133-1151. <https://doi.org/10.1111/gcb.14564>
- R7UNFCCC (2017).** Romania's 7th National Communication on Climate Change under the United Nations Framework Convention on Climate Change, December 2017: Accessed at: <https://unfccc.int/documents/198286>
- R8UNFCCC (2022).** Romania's 8th National Communication on Climate Change under the United Nations Framework Convention on Climate Change, December 2022: Accessed at: https://unfccc.int/sites/default/files/resource/Romania%20NC8_EN.pdf
- SYR (2006-2022).** Statistical Yearbooks of Romania. National Institute of Statistics. Accessed at: <https://insse.ro/cms/en/content/statistical-yearbooks-romania>

Abstract

The correlation of climate change with the damage produced by brown bears

The distribution of brown bears is significantly impacted by various factors such as abiotic, biotic, hunting culture, and negative anthropogenic factors. Abiotic factors, especially during winter, can affect bear behaviour. Recently, climate change has become a pressing issue in Romania, but studies show that the average annual temperature in the country has only increased by slightly over 1 °C.

In Mureș and Sibiu counties, the air temperature has increased by 2 °C from December and January from 2020 to 2022. Snowfall has decreased during November, December, and January but increased in March and April compared to previous years.

An evaluation of damaged species revealed that bears have caused more harm to domestic animals than crops during winter and spring, especially in the continental region. This behaviour may be due to the species' opportunism and easy access to anthropogenic food in this bioregion. However, it could also indicate insufficient natural food in the forest during this period, related to the high density of the *Ursus arctos* species, obtained as an effect of favourable climatic conditions and a certain type of management.

Keywords: climate change, brown bear, hibernation, damage, drought.

Rezumat

Corelarea schimbărilor climatice cu pagubelor produse de urșii bruni

Distribuția urșilor bruni este influențată semnificativ de diverși factori, cum ar fi abiotici, biotici, cultură cinegetică și factori antropici negativi. Factorii abiotici, în special în timpul iernii, pot afecta comportamentul ursului. Recent, schimbările climatice au devenit o problemă stringentă în România, dar studiile arată că temperatura medie anuală în țară a crescut doar cu puțin peste 1°C.

În județele Mureș și Sibiu, în perioada 2020-2022, temperatura aerului a crescut cu 2°C în lunile decembrie și ianuarie. Ninsorile au scăzut în lunile noiembrie, decembrie și ianuarie, dar au crescut în martie și aprilie față de anii precedenți.

O evaluare asupra speciilor afectate a arătat că urșii au provocat mai multe daune animalelor domestice decât culturilor, în timpul iernii și primăverii, în special în regiunea continentală. Acest comportament se poate datora naturii oportuniste a speciei și accesului ușor la hrana antropică în această bioregiune. Totuși, ar putea indica și hrana insuficientă din pădure în această perioadă, raportată la densitatea mare a speciei *Ursus arctos*, obținută ca efect al condițiilor climatice favorabile și a unui anumit tip de management.

Cuvinte cheie: schimbări climatice, urs brun, hibernare, pagube, zăpadă, secetă.

Index of restored riparian forest habitats *91E0 and 91F0

Georgi Hinkov¹, Alexandru Liviu Ciuvat²✉

¹ Forest Research Institute at Bulgarian Academy of Sciences, Bulgaria

² National Institute for Research and Development in Forestry "Marin Dracea", Romania

✉ correspondent author (alexandru.ciuvat@gmail.com)

1. Introduction

During the last 30 years and after launching Natura 2000, restoration activities in destroyed or severely degraded forest habitats have begun both in the European Union and Bulgaria. Among the most affected are the riparian forest habitats, which are some of the most biologically diverse terrestrial ecosystems (Pollok et al. 2005, Assal et al. 2021, Petrova et al 2012, Hinkov 2023). The first restoration activities of riparian forests in Bulgaria began in the 1960s (Denev 1966, 1976, Tsanov 1992, Kalmukov Yakimov 2011, Choranova 2014, Hinkov 2023). These activities have continued on a larger scale for the last 10–15 years. The necessary management of handbooks and manuals have also been developed (Regimes for sustainable forests in Natura 2000/ 2011, Dimova 2014, Naydenov 2014, Dunchev et al. 2017, Dimitrov et al. 2018, Hinkov et al. 2020, WWF Bulgaria 2023). Numerous different methodologies can be found in the world scientific literature for the assessment of riparian natural forest habitats (Munné et al 2003, Fernández et al. 2011, González del Tánago and García de Jalón 2011, Riedler et al 2015, Pace et al 2022). However, insufficient studies and publications have been identified to evaluate restored forest habitats.

To determine the extent to which restoration activities resemble the processes in the natural forest habitats, a methodology was developed to assess the degree of restoration in riparian forest habitats in Bulgaria. The methodology is a pilot one and was applied only to riparian forests, but it might apply to other more drought-resistant forest types.

An assessment was made of restored riparian forest habitats 91E0*Alluvial forests with *Alnus glutinosa* and *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae) and 91F0 Riparian mixed forests of *Quercus robur*, *Ulmus laevis* and *Fraxinus excelsior* or *Fraxinus angustigolia*

along large rivers (*Ulmion minoris*) (Donita et al. 2006 Gafta & Mountford 2008, Kavrakova et al. 2009, Zingstra et al. 2009).

These activities were financed within various national or European projects such as Operational Program "Environment", LIFE and others (Dountchev et al. 2017, Hinkov 2023).

The proposed methodology for calculating the index of habitat restoration aims to assess the degree of imitation of natural processes. In this regard, the results achieved after new afforestation, in naturally seed-regenerating forests or after activities for limitation of alien invasive tree and shrub species, were evaluated.

2. Material and methods

2.1. Location of research sites

In the period 2018–2023, restored riparian forests were selected, which are habitats *91E0 and 91F0. The sites are located along the Danube River and the Kamchia River in Northern Bulgaria (Fig. 1). Forests of *Salix alba*, *Populus nigra*, *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Fraxinus angustifolia* or mixed forests of these tree species were studied.

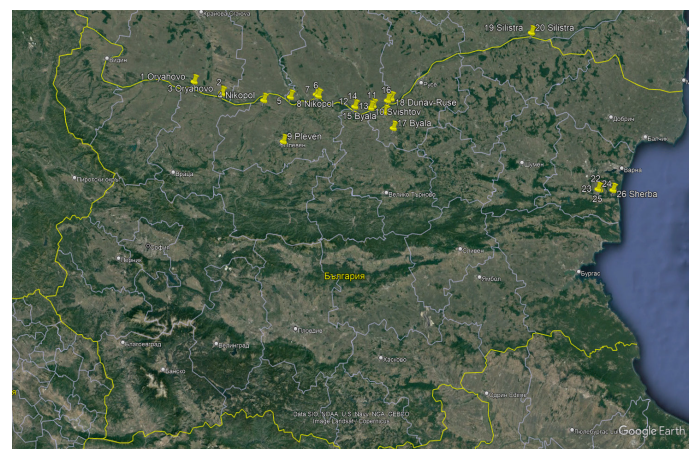


Fig. 1. Permanent sample plots (PSP) location

Afforestation was studied in 24 Permanent Sample Plots (PSP), 1 PSP of naturally seeded regenerated forests and one plot where measures were taken to limit alien invasive plant species (Tab. 1).

Table 1. General characteristics of the studied sites

Nr	State Forest (Hunting) Unit	Dept./Sub-dept	Latitude	Longitude	Area (ha)	Age	Habitat in the past	Tree species before restoration	Activity	Current status (habitat)	Tree species
1	Oryahovo	7 d	43.7969	23.7442	1.2	16	91E0/91F0	hybrid poplar	planting	91F0	<i>Quercus robur</i>
2	Oryahovo	55 g	43.7215	24.0169	1.1	70	91F0	<i>Quercus robur, Ulmus minor</i>	sowing acorns	91F0	<i>Q. robur, Gleditsia triacanthos</i>
3	Oryahovo	55 k	43.7163	24.0201	0.8	8	91F0	field	planting	91F0	<i>Q. robur</i>
4	Nikopol	1 i	43.6717	24.4304	0.4	220	91F0	<i>Q. robur, U. laevis, U. minor, Acer campestre</i>	sowing acorns	91F0	<i>Q. robur, U. laevis, U. minor, Acer campestre</i>
5	Nikopol	24 v	43.6945	24.6906	4.5	22	91E0	hybrid poplar	planting	91E0	<i>Salix alba</i>
6	Nikopol	123 sh	43.7030	24.9635	0.3	21	91F0	field	planting	91F0	<i>Q. robur, F. americana</i>
7	Nikopol	126 b	43.7126	24.9428	2.9	10	91E0/91F0	hybrid poplar	planting	91F0	<i>Q. robur</i>
8	Nikopol	126 v	43.7132	24.9450	4.6	10	91E0/91F0	hybrid poplar	planting	91F0	<i>U. laevis</i>
9	Pleven	Park Kaylaka	43.3865	24.6241	5.0	100	91F0	<i>Q. robur, U. minor, A. campestre</i>	sowing acorns	91F0	<i>Q. robur, U. minor, A. campestre</i>
10	Svishtov	38 t	43.6183	25.4727	3.2	28	91F0	hybrid poplar	planting/sowing	91F0	<i>Q. robur</i>
11	Svishtov	46 e	43.6336	25.4970	1.6	69	91F0	<i>Populus alba, P. nigra, U. laevis</i>	sowing acorns	91F0	<i>Q. robur, U. laevis</i>
12	Svishtov	58 z	43.6295	25.3168	1.2	58	swamp	there was no	sowing acorns	91F0	<i>Q. robur, A. negundo</i>
13	Svishtov	58 n1	43.6283	25.3184	3.3	16	swamp	there was no	planting	91F0	<i>Q. robur, Amorpha fruticosa</i>
14	Svishtov	58 m1	43.6290	25.3182	2.4	16	swamp	there was no	planting	Plantation	hybrid poplar, <i>A. fruticosa</i>
15	Byala	8 s	43.5890	25.6145	1.3	63	91F0	<i>U. minor, Fraxinus ornus</i>	Sowing acorns	91F0	<i>Q. robur, Morus sp.</i>
16	Byala	151 k	43.6693	25.6371	1.3	28	91E0	hybrid poplar	planting	91E0/91F0	<i>Q. robur</i>
17	Byala	19 a	43.4777	25.6914	3.6	12	91E0	hybrid poplar	planting	91E0/91F0	<i>P. nigra</i>
18	Dunav-Ruse	1156 d	43.6823	25.6732	0.3	18	91E0	hybrid poplar	planting	91E0/91F0	<i>U. laevis</i>
19	Silistra	14 g	44.1299	27.0709	4.5	50	91E0/91F0	<i>A. negundo, F. americana, Morus sp., P. nigra, U. laevis</i>	ringing	91E0/91F0	<i>A. negundo, F. americana, Morus sp., P. nigra, U. laevis</i>
20	Silistra	14 l	44.1299	27.0656	16.5	10	91E0/91F0	hybrid poplar	planting	91E0/91F0	<i>P. alba, S. alba, U. laevis, F., angustifolia, F. americana</i>
21	Sherba	29 z	43.0329	27.6768	1.8	26	91F0	hybrid poplar	planting	91F0	<i>Q. robur (France)</i>
22	Sherba	29 m	43.0303	27.6763	4.0	46	91F0	hybrid poplar	planting	91F0	<i>F. angustifolia, Tilia argentea</i>
23	Sherba	29 r	43.0286	27.6739	1.5	17	91F0	hybrid poplar	sow seeds	91F0	<i>F. angustifolia</i>
24	Sherba	29 i	43.0325	27.6765	2.5	45	91F0	<i>F. angustifolia, Q. robur</i>	planting	plantation	<i>Juglans nigra</i>
25	Sherba	34 z	43.0261	27.6925	1.4	71	91F0	<i>F. angustifolia, Q. robur</i>	sowing acorns	91F0	<i>Q. robur, F. angustifolia, U. minor</i>
26	Sherba	82 b	43.0189	27.8210	0.3	67	91F0	nursery	self-seeding	91F0	<i>Q. robur, Carpinus betulus</i>

Dept/Subdept: Department/Subdepartment

2.2. Methodology

In each forest, a Google Earth Pro survey was made in advance to study its tree floor structure. A proven Bulgarian methodology for assessing old-growth forests was followed (Zlatanov et al. 2013, 2016). Homogeneous sections were selected and 3 measurement plots with a radius of 5.6 m (area 100 m²) were installed. The centres of the plots are at a distance of 30 m from each other. The technological schemes of afforestation were previously studied – soil treatment, afforestation methods, the origin of the reproductive materials and the performed forestry activities (cultivation, plantation cuttings and others). Forest inventory indicators of the tree floors were measured on-site – coverage, species composition, age, average diameters and heights, health status, and regeneration of tree and shrub species. The geographic coordinates of the centres were measured with GPS (Tab. 1). A selection of restored forests was made among restored forests of different ages, tree composition and

those with different technological plans for afforestation applied (Fig. 2, 3).



Fig. 2. Young afforested forest PSP3, rated 3 out of 10.



Fig. 3. Old afforested forest PSP2, rated 6 out of 10.

Two PSPs composed of hybrid Euro-American poplar and black walnut plantations, were used as controls. These were known in advance to have restored habitat scores close to 0 (Table 2).

Table 2. Assessments of restored riparian forest habitats

Nr	ForUnit	Dept/ Subdept	Nat	Pres	Sstr	Imp	OF	Ass
1	Oryahovo	7 d	1	2	0	0	1	4
2	Oryahovo	55 g	1	1	2	1	1	6
3	Oryahovo	55 k	1	1	0	0	1	3
4	Nikopol	1 i	2	2	2	1	2	9(0)
5	Nikopol	24 v	2	1	1	1	1	6
6	Nikopol	123 sh	1	1	0	0	1	3
7	Nikopol	126 b	1	1	2	1	2	7
8	Nikopol	126 v	1	2	1	1	1	6
9	Pleven	Park Kaylaka	2	1	1	1	2	7
10	Svishtov	38 t	1	1	1	1	1	5
11	Svishtov	46 e	2	1	2	1	2	8
12	Svishtov	58 z	1	1	2	1	1	6
13	Svishtov	58 n1	1	1	1	0	1	4
14	Svishtov	58 m1	0	0	0	0	0	0
15	Byala	8 s	1	1	2	1	1	6
16	Byala	151 k	1	1	0	0	1	3
17	Byala	19 a	1	2	0	0	0	3
18	Dunav-Ruse	1156 d	1	1	0	0	2	4
19	Silistra	14 g	1	0	1	1	1	4
20	Silistra	141	1	0	1	0	1	3
21	Sherba	29 z	1	2	0	0	0	3
22	Sherba	29 m	1	2	0	1	2	6
23	Sherba	29 r	1	2	0	0	2	5
24	Sherba	29 i	0	0	0	0	0	0
25	Sherba	34 z	2	2	2	1	1	8
26	Sherba	82 b	2	2	2	1	2	9

ForUnit: State Forest (Hunting) Unit; Dept/Subdept: Department/Subdepartment; Nat: Degree of naturalness; Pres: Presence of invasive plant species; SStr: Stand structure; Imp: Anthropogenic impact; OF: other factors; Ass: Overall assessment

A 10-point scale from 1 to 10 was used. The following 5 main parameters were evaluated in the PSPs:

1. Degree of naturalness
2. Presence of invasive plant species
3. Stand structure
4. Anthropogenic impact
5. Other factors

3. Results

Based on research carried out in 26 PSPs, the following methodology was developed:

1. Degree of naturalness (compliance of species composition with habitat conditions)

2 – complete imitation of the natural succession over 90% of the area,

1 – partial imitation of the natural succession in 50–90% of the area,

0 – weak imitation of natural succession below 50% of the area.

2. Presence of invasive plant species (degree of invasiveness)

2 – lack of invasive species,

1 – presence of slightly invasive species up to 50% of the area,

0 – presence of slightly invasive species over 50% of the area or presence of highly invasive species over 10% of the area.

3. Stand structure (horizontal and vertical heterogeneity)

2 – more than 50% of the area has an inhomogeneous horizontal structure (small regenerated gaps present) and an inhomogeneous vertical structure (forests of different ages over 20 years, and/or individuals of different heights, and/or the presence of more than two tree-shrub floors),

1 – from 10 to 50% with inhomogeneous horizontal and vertical structure (different ages over 10–20 years, and/or individuals of different heights, and/or presence of more than one tree-shrub floor),

0 – less than 10% with inhomogeneous structure (single-age monocultures).

4. Anthropogenic impact (degree of anthropogenicity)

2 – naturally self-forested without anthropogenic intervention,

1 – support (partial/extensive soil preparation, afforestation, cultivation and regeneration felling carried out) on less than 50% of the area,

0 – forest plantations (intensive soil preparation, schematic afforestation, intensive mechanized or chemical cultivation, plantation cuttings), intensive cuttings with timber extraction (thinning, selective cuttings) on more than 50% of the area.

5. Other factors (origin, urbanized areas, parks)

2 – over 90% of the individuals are of local seed origin,

1 – between 50 to 90% of individuals are of local and/or similar origin (the reproductive materials are outside the region of local origin) or are of mixed shoots-seed origin,

0 – more than 50% of individuals are of artificial or natural non-native origin (self-forested alien species) and/or are of genetically modified origin.

Maximum number of points: 10

Full imitation of natural succession on more than 90% of the area, absence of invasive species, more than 50% of

the area has an inhomogeneous horizontal and vertical structure, naturally self-forested without anthropogenic intervention, more than 90% of the individuals are of local seed origin.

4. Conclusions

The index presented in this paper is a useful tool in monitoring the state of riparian habitats especially when used alongside other parameters like nutrient flow, ecological factors, and physical or biological responses.

The methodology can be used in the evaluation of different forest ecological surveys, for evaluation and comparison of good practices regarding forest restoration (e.g., *living labs*), and in pre-project studies for new rehabilitation activities.

Acknowledgements

The present research was supported by projects under contracts with the Bulgarian National Science Fund DKOST 01/9 and KP-06-KOST/7.

References

- Assal J, Steen A, Caltrider T, Cundy T, Stewart C, Manning N, Anderson J (2021). Monitoring long-term riparian vegetation trends to inform local habitat management in a mountainous environment. *Ecological Indicators*, 127, 107807. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107807>.
- Choranova D (2014). Status, growth and productivity of Vardim oak (*Quercus longipes* Stev.) forest cultures in Central Northern Bulgaria. PhD thesis with supervisor Prof. M. Milev, University of Forestry (manuscript, in Bulgarian)
- Denev D (1966). Natural oak stands on Vardim Island should be preserved. *Forest management (Gorsko stopanstvo)*, 7, 36–39.
- Denev D (1976). Prospectivity of Vardim oak crops. *management (Gorsko stopanstvo)*, 7, 7–12.
- Dimitrov M, Iliev N, Lisev N, Dermendzhiev P, Kamburov I, Bardarov D, Penchev F (2018). Guide for restoration and management of riparian forest areas in Bulgaria. WWF, 45 p. (in Bulgarian)
- Dimova D (2014). Guide for determining priority forest habitats from the national ecological network Natura 2000. Geosoft (in Bulgarian).
- Doniță N, Popescu A, Paucă-Comănescu M, Mihăilescu S, Biriș AI (2006). Habitats of Romania (Amendments of Habitats Directive proposed by Romania and Bulgaria). Ed. Tehnică Silvică, Bucharest (in Romanian).
- Dountchev A, Dimova D, Dimitrov M (2017). Riparian forests: benefits, status, conservation. LIFE13 project NAT/BG/000801. WWF Bulgaria (in Bulgarian).
- Fernández D, Barquín J, & Raven P (2011). A review of river habitat characterisation methods: indices vs. characterisation protocols. *Limnetica*, 30(2), 0217-234.
- Gafta D., Mountford O. (2008). Manual de interpretare a habitatelor Natura 2000 din România [Romanian Manual for Interpretation of EU Habitats]. Cluj-Napoca: Risoprint.
- González del Tánago M, García de Jalón D (2011). Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30(2), 0235-254.
- Hinkov G (2023). Good practices in the restoration of riparian forests in Bulgaria. WWF Bulgaria, Sofia, Geosoft EOOD.
- Hinkov G, Glogov P, Kachova V, Georgieva ML, Anghelus C, Ciuvat AL (2020). A methodological approach for monitoring of riparian forests in protected areas on Danube islands. *Silva Balcanica* 21(2), 53–69.
- Kavrakova V, Dimova D, Dimitrov M, Tsonev R, Belev T (ed.) (2009). Guide for the designation of habitats of European importance in Bulgaria. Second revised and enlarged edition. Sofia, World Wildlife Fund, Danube-Carpathian Program and Federation "Green Balkans", GEOSOFT (in Bulgarian).
- Kalmukov K, Yakimov M (2011). Results of a crop survey of wet oak *Quercus pedunculata* var. *longipetiolata* (*Quercus longipes* Stev.). 50 years Experimental station on the oak forests - Burgas. Scientific conference, September 29–30, 2011, Primorsko: 39–50.
- Munné A, Prat N, Solà C, Bonada N, & Rieradevall M (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147-163.
- Naydenov Y (2014). Best practices handbook for riparian forest management and restoration. DZZD "Geosoft EEOD and ID Print OOD".
- Pace G, Gutiérrez-Cánovas C, Henriques R, Carvalho-Santos C, Cássio F, & Pascoal C (2022). Remote sensing indicators to assess riparian vegetation and river ecosystem health. *Ecological Indicators*, 144, 109519.
- Petrova A, Vladimirov V, Georgiev V (2012). Invasive alien plant species in Bulgaria. Sofia, IBER-BAN (in Bulgarian).
- Pollock MM, Beechie TJ, Chan SS, & Bigley R. (2005). Monitoring restoration of riparian forests. *Monitoring Stream and Watershed Restoration*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 67-96.
- Regimes for sustainable forest management in Natura 2000 (2011). Joint team of FU, FRI-BAS and EAF experts, 199 p.
- Riedler B, Pernkopf L, Strasser T, Lang S, & Smith G (2015). A composite indicator for assessing habitat quality of riparian forests derived from Earth observation data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 37, 114-123.
- WWF Bulgaria (2023). Forests in Bulgaria. <https://gis.wwf.bg/mobilz/>
- Tsanov T 1992. Floodplain forests along the Danube River in Bulgaria. Sofia, BAS, 155 p.
- Zingstra H, Kovachev A, Kitnaes K, Tsonev R, Dimova D, Tsvetkov P (eds.) (2009). Guide to the assessment of favorable conservation status for natural habitat types and Natura 2000 species in Bulgaria. Ed. Bulgarian Biodiversity Foundation. Sofia (in Bulgarian).
- Zlatanov T, Gogushev G, Panayotov M, Dountchev A, Hinkov G (2013). Index for the identification and complex assessment of old growth forest in Bulgaria. *Forest Science*, 1/2, 17–28 (in Bulgarian).
- Zlatanov T, Hinkov G, Gogushev G, Panayotov M, Dountchev A (2016). Old-growth forests – how to recognize and reserve them. *Forest*, 5, 10–12 (in Bulgarian).

Abstract

Index of restored riparian forest habitats *91E0 and 91F0

An assessment of restored riparian forest habitats *91E0 and 91F0 was carried out. The sites are located along the Danube River and the Kamchia River in Northern Bulgaria. Afforestation with *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Fraxinus angustifolia* or mixed forests of these tree species were studied. The afforestation was financed within various national or European projects (Operational Environment Program, LIFE and others). Five main parameters were evaluated in preliminarily selected sample plots: 1. Degree of naturalness; 2. Presence of invasive plant species; 3. Forest structure; 4. Anthropogenic impact; 5. Other factors (Origin). A 10-point scale was used for the assessment of the riparian habitats. An established and proven methodology for assessing old-growth forests was followed. The proposed methodology for the index of restored habitats aims at assessing the imitation of natural processes. Results from new afforestation, natural seed forest regeneration or measures to limit alien invasive plant species have been assessed. Methodology can serve in preparing ecological expertise (survey), for evaluation and comparison of good forest restoration practices, in pre-project studies for new restoration activities.

Keywords: methodology, assessment, index, restored habitat, riparian forests

Rezumat

Indice privind habitatele forestiere ripariene restaurate *91E0 și 91F0

A fost efectuată o evaluare a habitatelor forestiere ripariene restaurate *91E0 și 91F0. Siturile sunt situate de-a lungul fluviului Dunărea și râul Kamchia în nordul Bulgariei. Au fost studiate plantații ce au în compoziție *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Fraxinus angustifolia*. Împădurirea a fost finanțată în cadrul a diferite proiecte naționale din Bulgaria sau europene (Programul Operațional de Mediu, LIFE și altele). Cinci parametri principali au fost evaluați în suprafețe de probă instalate preliminar: 1. Gradul de naturalitate; 2. Prezența speciilor de plante invazive; 3. Structura pădurii; 4. Impactul antropic; 5. Alți factori (Origine). Pentru evaluarea habitatelor ripariene a fost utilizată o scară de 10 puncte. A fost urmată o metodologie stabilită și dovedită pentru evaluarea pădurilor bătrâne. Metodologia propusă pentru indicele habitatelor restaurate urmărește evaluarea similitudinii cu procesele naturale. Au fost evaluate rezultatele noii împăduriri, regenerarea pădurilor cu semințe naturale sau măsurile de limitare a speciilor de plante alohtone invazive. Metodologia poate servi la pregătirea expertizei ecologice (inventarieri), pentru evaluarea și compararea bunelor practici de reconstrucție ecologică a habitatelor forestiere degradate, în studiile de prefezabilitate pentru noi activități de restaurare.

Cuvinte cheie: metodologie, evaluare, index, habitat restaurat, păduri ripariene

Health state and behaviour of pine stands on degraded lands in the Vrancea Subcarpathians

Ciprian Tudor^{1,3}, Cristinel Constandache³✉, Laurențiu Popovici³, Virgil Ivan⁴, Nicolae Ovidiu Badea^{1,2}

¹ Interdisciplinary Doctoral School (SDI), Faculty of Silviculture and Forest Engineering (FSEF), Transilvania University of Braşov, Romania

² National Institute for Research and Development in Forestry (INCDS) “Marin Drăcea” Voluntari, Romania

³ SCDEP Focşani, National Institute for Research and Development in Forestry (INCDS) “Marin Drăcea”, Romania

⁴ Experimental Base Vidra, SCDEP Focşani, INCDS “Marin Drăcea”, Romania

✉ corresponding author (cicon66@yahoo.com)

1. Introduction

Fulfilling the ecoprotective functions of pine stands (Vacek et al. 2023) installed on degraded lands is a problem that dates back to the past, being influenced aside from the structure and health state of these stands.

The health state of forest ecosystems depends on the capacity of the forest site to meet the ecological and functional requirements of the installed woody species (Giurgiu 1979, Leahu 1994). The pine forest cultures installed outside their natural area are exposed to the action of some harmful abiotic factors (drought, wind, snow), being rather vulnerable and sometimes suffering from important assaults, so their ecological reconstruction is a necessity (Constandache et al. 2017). The degree of damage caused and the risk that this phenomenon poses in disordering the ecologic equilibrium requires the adoption and appliance of complex silvotechnical measures and works (Constandache & Dincă 2019; Suárez-Muñoz et al. (2023).

Nowadays, the intensity of natural disturbances is higher, creating unbalanced structures of the forests by losing the top of stems or even the entire stems by falling (Vişjur et al. 2022). Against the backdrop of climate change, pine crops installed outside the area undergo major structural and qualitative changes caused by the combined action of harmful abiotic factors (drought, wind, snow), leading to a reduction in the thickness of

the crops and to the alteration of their state of vitality (Martín-Benito et al. 2013, Lebourgeois et al. 2012, Zang et al. 2012, Vlad & Constandache 2014, Tudoran et al. 2023).

The climate warming that has occurred in recent years may be the indirect cause of the mortality observed in these pine forests (Giuggiola et al. 2010, Rebetez & Dobbertin 2004). Numerous studies have shown that the mortality of the Scots pine propagates especially in the bioclimatic floors with arid climates, in poor environmental conditions, while in the case of the black pine, it is found that a better phytosanitary condition is maintained (Vlad et al. 2019). The consequences of harmful abiotic factors lead to the decline of pine crops, especially by reducing their growth capacity (Dinulică et al. 2015, Merlin et al. 2015, Silvestru-Grigore et al. 2018).

2. Materials and methods

From a phytogeographical point of view, the research was carried out in the pine forests installed on degraded lands in the central-eastern area of the Vrancea Subcarpathians, areas with a wide spread of degradation processes (rain erosion, sliding, gullyng), caused by the interactions between pedogenetic factors (relief, rock, climate, vegetation) and the anthropic factor. In the Subcarpathians of Vrancea, in the phytoclimatic storey of the sessile oak and beech stands (FD₃), the research was carried out in 3 improvement perimeters (PA) located in the Putnei basin (Fig. 1), as follows: a. Roşoiu-Andreiaşu Perimeter (RA) (45°44'56,24"N, 26°49'55,96"E); b. Caciubârseşti Perimeter (CB) (45°55'19,69" N, 26°44'44,74" E); c. Pârâul Sărat-Valea Sării Perimeter (PS) (45°52'35,57" N, 26°47'51,97" E). To characterize the processes and forms of degradation specific to the fragmented relief in the area of the Subcarpathians of Vrancea and to ensure the representativeness of the inventoried data corresponding to degraded land conditions, in 2019, 11 experimental research plots (SE) were selected for study from which: a) 6 SE in PA Caciubârseşti, Vidra Experimental Base, Unit Production (U.P) III Valea Sării,

landscaping unit (u.a) 134B/153; b) 2 SE in PA Pârâul Sărat-Valea Sării, Vidra Experimental Base Vidra, Unit Production (U.P) III Valea Sării, u.a 101A/102A; c) 3 SE in Roșoiu-Andreiașu Perimeter, Focșani Forest District, U.P IV Stoichița, u.a. 86A/87B.

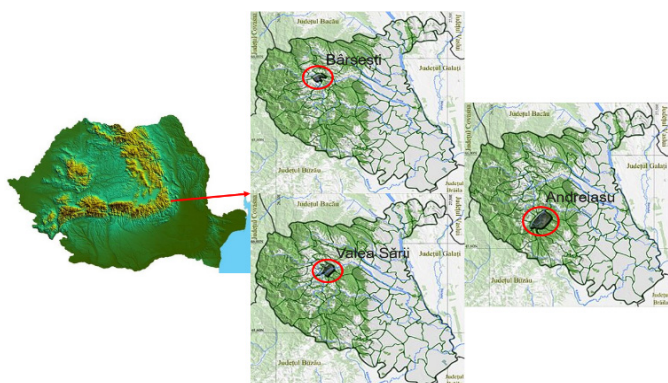


Fig. 1. The location of the improvement perimeters (PA)

The criteria for the identification and description of the experimental plots (Table 1) were selected concerning the form of degradation considered as the basis for classification and the environmental conditions specific to the degraded lands (Ciortuz 2004). The pine stands are included in the III age class (41-60 years), respectively in the IV age class (61-80 years), being analysed independently in ratio with this particularity.

The experimental plots capture the evolution of the state of land degradation but also the dynamics of the structure and vitality of the pine stands. Planting schemes are characterized by large inter-row and smaller inter-row distances so that the established crop allows good soil stabilization capacity and reduction of soil erosion on higher slopes (>40%). Most of the pine stands are classified in the III age class (41-60 years), but we also encounter situations where the stands have exceeded the age of 60 (IV age class).

Table 1. The criteria for the identification and description of the experimental plots

PA	SE	¹ Degradation form	² Site type	Installation year	³ Actual age (years)
Caciubârsești	5	E ₃	E Go 9	1977	49
	8	E ₃	E Go 14	1977	49
	9	E ₃	E Go 13	1978	48
	11	E ₃	E Go 13	1978	48
	3	R	R Go 9	1977	49
	4	R	R Go 9	1977	49
Pârâul Sărat-Valea Sării	1	E ₃	E Go 9	1960	66
	9	E ₁	E Go 1	1958	69
Roșoiu-Andreiașu	4	E ₁	E Fa 4	1964	62
	9	E ₃	E Fa 14	1964	62
	10	E ₃	E Fa 14	1965	61

¹Symbols: E₁- moderate erosion; E₂-severe erosion; E₃-very severe erosion; R-ravine; Al***- highly fragmented landslide (after Ciortuz 2004); ²Site type characteristic of degraded lands (after Ciortuz 2004); ³The actual age to which the age of the seedling is added (3 years).

The state of health of the pine stands on the degraded lands was evaluated according to the degree of defoliation of the tree crowns, but also based on the evaluation of the injuries produced on the stem. In this sense, the degree

of defoliation (%) of the crowns of pine trees during the vernal period (July-August) was visually estimated. Later, the trees were classified into 5 classes of defoliation, in relation to the degree of defoliation established (Badea et al. 2004, Badea 2008, Silvestru-Grigore 2016). The number of injured trees and the nature of trunk injuries caused by harmful abiotic factors were also quantified. The trees were classified using the following scale designed through fundamental research in the field of biometrics and forest monitoring as follows (Table 2):

Table 2. The intensity of tree damage according to the percentage of defoliation

Defoliation class	Tree vigor
0	healthy tree, without defoliation or with foliage loss below 10%
1	tree with poor defoliation, with foliage loss between 11-25%
2	tree with moderate defoliation, with foliage loss between 26-60%
3	heavily defoliated tree with more than 61% foliage loss
4	dry (dead) tree 100%

The assessment of the state of health of the stands was carried out in 2 stages:

1. by determining the death rate of the stands (G_u) using the following calculation formula (according to Annex no. 2 to the Order of the Minister of Environment, Water and Forests no. 2.536/2022 for the approval of the *Technical Norms on forest management and the Good Practice Guide on forest management*):

$$(G_u) = (R_0 \cdot N_s + R_1 \cdot N_{sb} + R_2 \cdot N_m + R_3 \cdot N_p + R_4 \cdot N_u) / N_t (1), \text{ where,}$$

R_i -class rank, N_s - number of healthy trees, N_{sb} - number of slightly defoliated trees, N_m - number of moderately defoliated trees, N_p - number of heavily defoliated trees, N_u - number of dead trees, N_t - number of total trees sampled from the first 3 Kraft classes. Therefore, the death rate (G_u) can be established based on the rank of the defoliation class (R_i), where $i=[0, 4]$ and the vigour of the trees, which can then be classified into class intervals (Table 3).

Table 3. Death rate on interval classes

Rank R_i	Class interval	Death rate
0	<0.1	Without defoliation
1	0.1-1.4	Lowly affected (U_1)
2	1.5-2.4	Moderately affected (U_2)
3	2.5-3.4	Highly affected (U_3)
4	>3.5	Very highly affected (U_4)

The cenotic positions occupied by trees in the stand were quantified visually using the Kraft classification system (I, II, III, IV, V). Also, through the prism of this concept, the frequency (%) of the number of trees included in the 5 Kraft positional classes was established.

2. by determining the degree of stand damage (G_s) for pine stands with damage caused by wind and snow or ice (Table 4):

Table 4. Determining the degree of damage to pine stands

Damage degree of the stand	Frequency of the trees felled/bent/broken (%)
Low damage [V1/Z1]	isolated falls/breaks between 1-10
Moderate damage [V2/Z2]	quite frequent falls/breaks between 11-25
High damage [V3/Z3]	frequent falls/breaks between 26-50
Very high damage [V4/Z4]	very frequent falls/breaks over 50

In this regard, there were recorded trees felled or destroyed and those with frequent breaks in the trunk or top, as a result of the pressure exerted by the combined action of the 2 harmful abiotic factors (wind and snow). All statistics were performed using Statistica v.8.0 and Excel software.

3. Results

3.1. Health state of the stands

3.1.1. In the young stands (III AGE CLASS)

For the pine stands with the age of 47-48 years, in the PA Caciū-Bârsești (Table 5), the death rate for the total stands is 1.99 (moderately affected by defoliation). The degree of damage recorded at the level of all analysed stands (G_v) is 15.61% (moderate damage with fairly frequent falls/breaks).

Table 5. The death rate (G_u) and the degree of injury (G_v) of pine stands of the III age class

SE	Rank R_i	Class interval	N_t	$N_t \times R_i$	G_u	G_v [%]
3	0-4	1.5-2.4	51	114	2.24	14.06
4	0-4	1.5-2.4	88	166	1.89	20.95
5	0-4	1.5-2.4	114	166	1.46	13.53
8	0-4	1.5-2.4	127	258	2.03	18.71
9	0-3	1.5-2.4	121	208	1.72	7.59
10	0-4	2.5-3.4	160	410	2.56	17.87

At the level of the experimental plots, the death rate (G_u) is located in the range of 1.46-2.56. According to this, 5 stands moderately affected and 1 stand highly affected by defoliation were identified (Fig. 2), these being lowly to moderately affected by damage (falls, breaks, bended). The most common injuries were trunk or crown breaks, mainly caused by the action of wind and snow (Fig. 3).

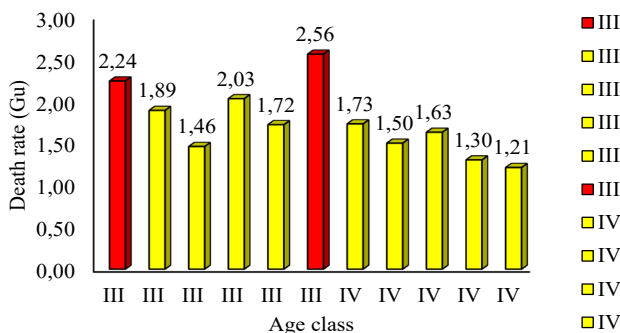


Fig. 2. The variation of the death rate in relation to the age of the stands

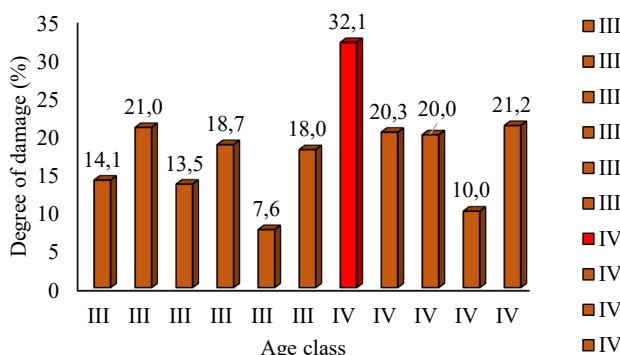


Fig. 3. The variation of the degree of damage in relation to the age of the stands

3.1.2. In the old stands (IV AGE CLASS)

For the pine stands with the age between 60-67 years, in PA Pârâul Sărat-Valea Sării and PA Roșoiu-Andriașu, the death rate (G_u) is in the range of 1.21-1.73, being from lowly to moderately affected (Table 6). In PA Pârâul Sărat-Valea Sării, the death rate in total is 1.33, being lowly affected by defoliation. The degree of damage (G_v) on the total stands is 20.34% (moderate damage with quite frequent falls/breaks). The damage is more pronounced in the pine stand from SE1 (PS), as a result of the high frequency of the number of damaged trees (32.08%). In PA Roșoiu-Andriașu, the death rate on total is 1.23, the stands being lowly affected by defoliation. The degree of damage (G_v) on the total stands is 16.67% (moderate damage with quite frequent falls/breaks). The rank class is in the range 0-3, therefore no dead trees were identified.

Table 6. Death rate (G_u) and the degree of damage (G_v) of pine stands of the IV age class

SE	Rank R_i	Class interval	N_t	$N_t \times R_i$	G_u	G_v [%]
SE1 (PS)	0-3	1.5-2.4	44	76	1.73	32,08
SE9 (PS)	0-3	1.5-2.4	101	151	1.50	20,34
SE4 (PS)	0-3	1.5-2.4	32	52	1,63	20,00
SE9 (RO)	0-3	0,1-1,4	43	56	1,30	10,00
SE10 (RO)	0-3	0,1-1,4	29	35	1,21	21,21

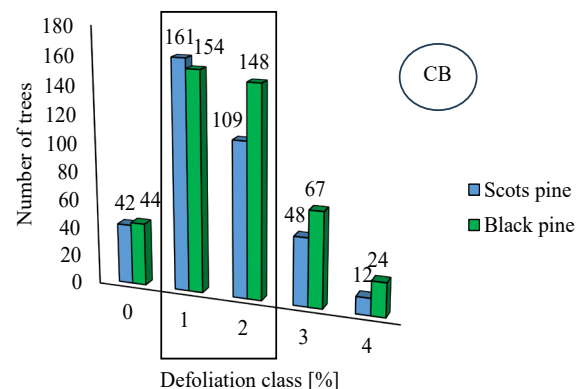
Applying the t-student statistical test, significant (*) differences were obtained only between the means of death rates at the transgression probability of 95% (Table 7).

Table 7. Testing for significance between means

Age Class	G_u	Mean	t Stat	t Critical	p-value
III	Group 1	1,99	2,74*	1,86	<0,05
IV	Group 2	1,47			
Age Class	G_v	Mean	t Stat	t Critical	p-value
III	Group 1	15,48	-1,31	1,94	>0,05
IV	Group 2	20,73			

3.1.3. The structure of pine stands in relation to tree defoliation

In the graphs below (Fig. 4 A, B, C) it is noted the presence of a high number of trees in defoliation classes 1 and 2, the trees being lowly to moderately affected by defoliation.



A

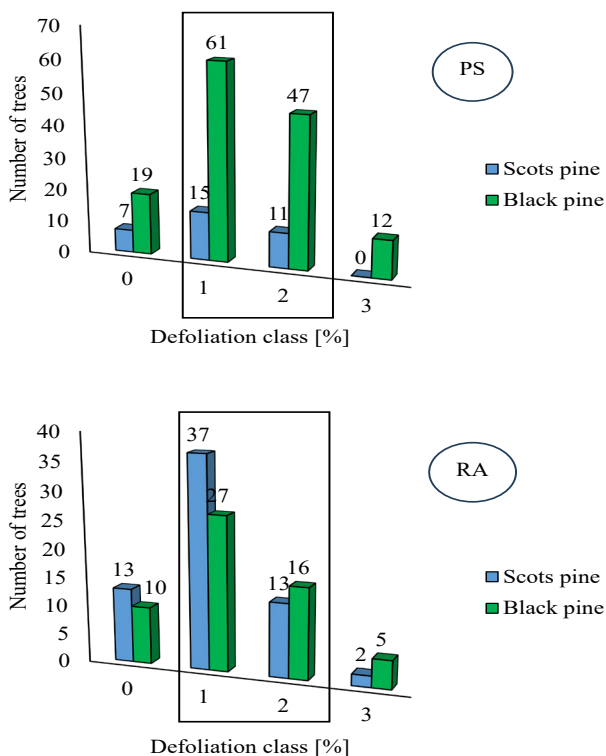


Fig. 4. The repartition of trees number on percentage of defoliation

3.1.4. Distribution of tree defoliation percentage by Kraft classes

In the stands from those 3 improvement perimeters (Fig. 5 A, B), defoliation is pronounced in the lower Kraft classes (i.e. PA CB- Kraft Class I- 21.33%; Kraft Class II- 25.50%; Kraft Class III-39.67%; Kraft Class IV-58.00%).

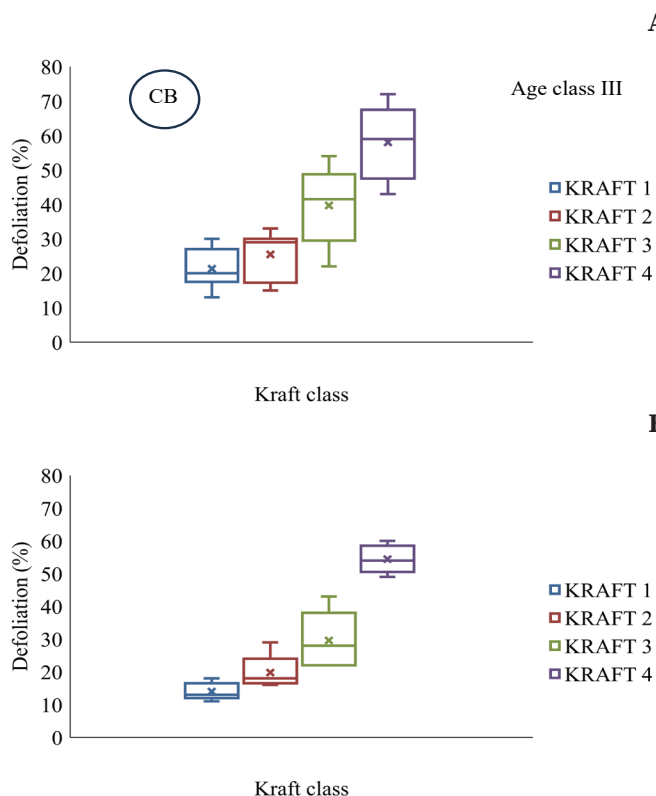


Fig. 5. The distribution of defoliation on KRAFT classes

B In young stands, the distribution of the number of trees shows positive, leftward asymmetry, the trees being concentrated in the upper Kraft classes. In the old stands, the frequency of the number of trees is more pronounced in the lower Kraft classes (Fig. 6).

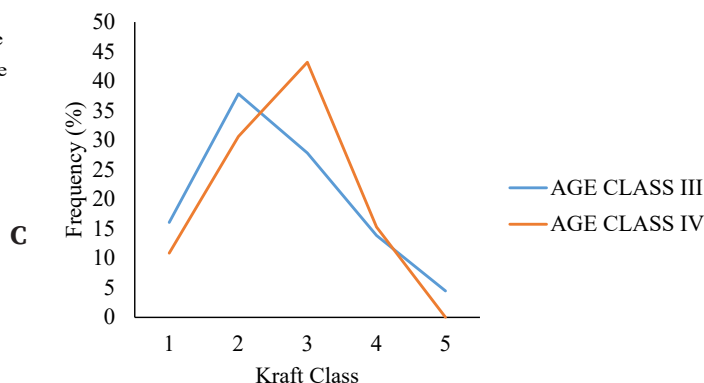


Fig. 6. The frequency of trees number on KRAFT classes

From the analysis of 1103 pine trees, 10,35% represent bended trees, respectively 12.87% trees with a broken top (Table 8).

Table 8. The nature of damages from the analysed experimental plots

SE-PA	Mixture type	Total number of trees	Damage nature			
			B	BT	DT	F
SE3-CB	PI+PI.N	64	2	9		1
SE4-CB	PI+ PI.N	105	11	15		3
SE5-CB	PI+ PI.N	133	11	16	3	1
SE8-CB	PI+ PI.N	155	23	18		1
SE9-CB	PI+ PI.N	145	10	6	2	
SE11-CB	PI+ PI.N	207	20	26	3	3
SE1-PS	PI+ PI.N	53	5	17		
SE9-PS	PI+ PI.N	118	21	23		
SE4-RA	PI+ PI.N	40	5	1	1	3
SE9-RA	PI.N	50	6	4	1	8
SE10-RA	PI	33		7	1	
TOTAL		1103	114	142	11	20

Symbols: PI-Scots pine; PI.N-Black pine; B-bented; BT-broken top; DT-dead top; F-forked.

4. Discussions

In this work, the indicators of the state of health of the pine stands located in the phytoclimatic storey of hilly sessile oak and beech (FD₃) were analysed. Most of the land in this area is degraded by erosion, Romania being one of the countries where the average erosion rate is significantly higher than the average value for the UE on land prone to total erosion: Italy, Slovenia, Austria, Malta, Greece, Spain, Cyprus (Eurostat, 2020).

A limitation in this study is considered to be the determination of the competition index between the trees and the influence of climatic factors on the structure and functioning of the stands (Aldea et al. 2021).

The loss of a relatively large number of trees is due to destabilizing factors (dieback, wind) to which is added the phenomenon of "freezing rain" (Klopčič et al. 2020, Šenħofa et al. 2020). Biotic factors are less studied in the recent period in the Curvature Subcarpathians, but their role in

pine mortality / decline in found in national (Simionescu et al. 2012) or Eurasian synthesis (Pimentel et al. 2023).

In Latvia, compared to our results, a high proportion of trees with broken trunks due to this mass crown overload phenomenon was recorded (Bādērs et al. 2023). The vitality of the stands depends on the progressive and accentuated mortality during the summer, the stress caused to the forests being observed in the central part of Europe (BeloIU et al. 2023). Many of the studies attest to the fact that the pine presents a higher adaptability than other species to climate changes (Brichta et al. 2023, Brichta et al. 2024).

In this work, the important damages were recorded at the level of the crowns of the pine trees, being mostly affected their top. In Scots pine, it has been shown that drought induced crown death can immediately reverse once the water stress is relieved (Brodde et al. 2023).

In the studied area, the growth and development of the pine is favoured by the temperature during almost the entire period of a year, giving it better cenotic positions in the stand and vitality regarding the growth of the leaf apparatus, something observed in the field activity (Diers et al. 2023, Thom et al. 2023, Vacek 2023, Diers et al. 2024). Even tree species that are considered to be relatively drought-resistant, such as Scots pine (*Pinus sylvestris*), experienced massive mortality since 2018 in Germany, in addition to the hot and dry summers, the fungus *Spaeropsis sapinea* (or *Diplodia pinea*) causes pine dieback (Knutzen et al. 2023). Some invasive fungi and nematodes produce intense pine dieback, being subject of quarantine (Fernández-Fernández et al. 2019, Mitrea-Calin et al. 2020).

In the conditions of unmanaged pine stands such as those presented, the sap flow is appreciable if the stands are mixed, recognizing the stress caused by drought being a sensitive subject (Dukat et al. 2023).

In many of our studies, it was observed that black pine acclimatized much better to climatic and edaphic conditions than Scots pine, which is similar to the result obtained by Klisz (2023), which explains the expansion of the range of black pine, at the detriment of Scots pine (Vacek et al. 2023, Pretzsch et al. 2023). From the study of Móricač et al. (2018), the drought response analysis showed that both the radial growth and vegetation activity of Black pine is sensitive to the drought during the summer, beside a low altitude and with poor site quality conditions, which can confirm our situation, being further over his competitor (*P. sylvestris*).

We found that the drought index was more pronounced to the older stands, as in the case of the results obtained by Sangüesa-Barreda et al. (2023), where the declining trees were older than non-declining trees which could suggest a declining process related to ontogenic processes impairing hydraulic functioning during drought. Also, Socha et al. (2023) found that the oldest and most dense stands growing on the most productive sites showed the highest susceptibility to enhanced mortality during drought. In the case of other species, it was found

that drought frequency can be associated with higher resistance and resilience for species such as Norway spruce and European beech, highlighting that there might be a potential for acclimation (Schmied et al. 2023).

5. Conclusions

a) *Death rate* (G_d):

Young pine stands are much more prone to defoliation (moderately affected by defoliation) than old ones (lowly affected by defoliation), the differences between the means being significant for the analysed cases.

The density index of the stands significantly influences defoliation, due to the small spacing between trees and the increased competitiveness at the level of the crowns.

The variability of this index is low. Defoliation is much more pronounced in the lower Kraft classes, regardless of age. Most of the trees are included in 1&2 defoliation classes.

In young stands, the migration of trees in Kraft classes 1&2 is much more pronounced, due to the dependence on light and growth in height.

b) *Damage degree* (G_v):

The degrees of damage are moderate, with breaks and falls quite frequent to frequent, in both age classes (III & IV). The variability of this index is high (coefficient of variation bigger than 30%).

Funding and Acknowledgments

This work was supported by the Romanian Ministry of Research, Innovation and Digitization, within the Nucleu FORCLIMSOC Programme (Contract 12N/2023)/Project PN23090203. The dissemination was supported by CDI-CresPerfInst” (Contract 34PFE/30.12.2021).

Bibliography

- Aldea J, Ruiz-Peinado R, del Río M, Pretzsch H, Heym M, Brazaitis G, ... & Löf M (2021).** Species stratification and weather conditions drive tree growth in Scots pine and Norway spruce mixed stands along Europe. *Forest Ecology and Management*, 481, 118697.
- Badea O, Tanase M, Jianu G, Lazar A, Peiov A, Uhlirova H, Pajtik J, Wawrzoniak J, & Shparyk Y (2004).** Forest health status in the Carpathian Mountains over the period 1997–2001. *Environmental Pollution*, 130 (1), 93-98.
- Badea O (2008).** Manual privind metodologia de supraveghere pe termen lung a stării ecosistemelor forestiere aflate sub acțiunea poluării atmosferice și modificărilor climatice. Ed. Silvică.
- Bādērs E, Adamovičs A, Puriņš M, & Džeriņa B (2016).** Tree damages by icing in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands and factors affecting them. *Research for Rural Development*, 2.
- BeloIU Schwenke M, SchönlaU V, & Beierkuhnlein C (2023).** Tree sapling vitality and recovery following the unprecedented 2018 drought in central Europe. *Forest Ecosystems*, 10, 100140.
- Brichta J, Vacek S, Vacek Z, Cukor J, Mikeska M, Bílek L, Šimůnek V, Gallo J, Brabec P (2023).** Importance and potential of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in 21 century. *Central European Forestry Journal*, 69(1), 3-20.
- Brichta J, Šimůnek V, Bílek L, Vacek Z, Gallo J, Drozdowski S, ... & Fuchs Z (2024).** Effects of climate change on Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) growth across Europe: Decrease of tree-ring fluctuation and amplification of climate stress. *Forests*, 15(1), 91.
- Brodde L, Åslund MS, Elfstrand M, Oliva J, Wågström K, & Stenlid J**

- (2023). *Diplodia sapinea* as a contributing factor in the crown dieback of Scots pine (*Pinus sylvestris*) after a severe drought. *Forest Ecology and Management*, 549, 121436.
- Constandache C, Dincă L, & Tudose NC (2017).** The vulnerability to climate changes of pine forest cultures from outside their natural range. In VIII International Scientific Agriculture Symposium "Agrosym 2017", Jahorina, Bosnia and Herzegovina, October 2017, Faculty of Agriculture, University of East Sarajevo, *Book of Proceedings*. pp. 2605-2610.
- Constandache C, Dincă L (2019).** The management of pine stands situated outside their habitat. *Scientific Papers Series Management, Economic Engineering in Agriculture and Rural Development*, 19(4): 59-65.
- Ciortuz I, Păcurar VD (2004).** Ameliorații silvice. *Ed. Lux Libris*, Brașov.
- Diers M, Weigel R, & Leuschner C (2023).** Both climate sensitivity and growth trend of European beech decrease in the North German Lowlands, while Scots pine still thrives, despite growing sensitivity. *Trees*, 37(2), 523-543.
- Diers M, Leuschner C, Dulamsuren C, Schulz TC, & Weigel R (2024).** Increasing winter temperatures stimulate Scots pine growth in the North German Lowlands despite stationary Sensitivity to summer drought. *Ecosystems*, 1-15.
- Dinulică F, Silvestru-Grigore CV, Spârchez G (2015).** 80 de ani de reconstrucție ecologică în Subcarpații Buzăului. *Revista pădurilor* 3-4, 19-36.
- Dukat P, Ziemlińska K, Räsänen M, Vesala T, Olejnik J, & Urbaniak M (2023).** Scots pine responses to drought investigated with eddy covariance and sap flow methods. *European Journal of Forest Research*, 142(3), 671-690.
- Giugliola A, Kuster TM, & Saha S (2010).** Drought-induced mortality of Scots pines at the southern limits of its distribution in Europe: causes and consequences. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 3(4), 95.
- Giurgiu V (1979).** Dendrometrie și auxologie forestieră. Ed. Ceres, Craiova.
- Eurostat (2020).** Agri-environmental indicator - soil erosion. Eurostat. Statistics explained. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agri-environmental_indicator_soil_erosion#Analysis_at_EU_and_country_level
- Fernández-Fernández M, Naves P, Witzell J, Musolin DL, Selikhovkin AV, Paraschiv M, ... & Diez JJ (2019).** Pine pitch canker and insects: Relationships and implications for disease spread in Europe. *Forests*, 10(8), 627.
- Klisz M, Puchałka R, Jakubowski M, Koprowski M, Netsvetov M, Prokopuk Y, & Jevšenak J (2023).** Local site conditions reduce interspecific differences in climate sensitivity between native and non-native pines. *Agricultural and Forest Meteorology*, 341, 109694.
- Klopčič M, Poljanec A, Dolinar M, Kastelec D, & Bončina A (2020).** Ice-storm damage to trees in mixed Central European forests: damage patterns, predictors and susceptibility of tree species. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 93(3), 430-443.
- Knutzen F, Averbeck P, Barrasso C, Bouwer LM, Gardiner B, Grünzweig JM, ... & Gliksman D (2023).** Impacts and damages of the European multi-year drought and heat event 2018–2022 on forests, a review. *EGU Sphere*, 1-56.
- Leahu I (1994).** Dendrometrie. Ed. Didactică și Pedagogică, București.
- Lebourgeois F, Mérian P, Courdier F, Ladier J, & Dreyfus P (2012).** Instability of climate signal in tree-ring width in Mediterranean mountains: a multi-species analysis. *Trees*, 26, 715-729.
- Martin-Benito D, Beeckman H, & Canellas I (2013).** Influence of drought on tree rings and tracheid features of *Pinus nigra* and *Pinus sylvestris* in a mesic Mediterranean forest. *European Journal of Forest Research*, 132, 33-45.
- Merlin M, Perot T, Perret S, Korboulewsky N, & Vallet P (2015).** Effects of stand composition and tree size on resistance and resilience to drought in sessile oak and Scots pine. *Forest Ecology and Management*, 339, 22-33.
- Mitrea-Calin M, Inácio ML, Cean M, Costache C, Rusinque L, Paraschiv M, ... & Nóbrega F (2020).** First detection of *Bursaphelenchus mucronatus* (Nematoda: Aphelenchoididae) on *Monochamus sutor* (Coleoptera: Cerambycidae) in Romania. *Forest Pathology*, 50(2), e12578.
- Móricz N, Garamszegi B, Rasztoivts E, Bidló A., Horváth A, Jagicza A, ... & Gálos B (2018).** Recent drought-induced vitality decline of black pine (*Pinus nigra* Arn.) in South-West Hungary — is this drought-resistant species under threat by climate change?. *Forests*, 9(7), 414.
- OMMAP 2536(2022).** Ordinul Ministrului Mediului, Apelor și Pădurilor nr. 2.536/2022 pentru aprobarea *Normelor tehnice privind amenajarea pădurilor și a Ghidului de bune practici privind amenajarea pădurilor*. *Monitorul Oficial*, I, 999 / 14 octombrie 2022.
- Pimentel CS, & Calvão T (2023).** Diagnosing causes of pine forest decline: The cases of a production forest and a protected area. *Plant Health Cases*, phcs20230007.
- Pretzsch H, Del Río M, Arcangeli C, Bielak K, Dudzinska M, Forrester DI, ... & Biber P (2023).** Forest growth in Europe shows diverging large regional trends. *Scientific Reports*, 13(1), 15373.
- Rebetz M, & Dobbertin M (2004).** Climate change may already threaten Scots pine stands in the Swiss Alps. *Theoretical and Applied Climatology*, 79, 1-9.
- Sangüesa-Barreda G, Gazol A., & Camarero JJ (2023).** Drops in needle production are early-warning signals of drought-triggered dieback in Scots pine. *Trees*, 1-15.
- Schmied G, Hilmers T, Mellert KH, Uhl E, Buness V, Ambs D, ... & Pretzsch H (2023).** Nutrient regime modulates drought response patterns of three temperate tree species. *Science of the Total Environment*, 868, 161601.
- Šenhofa S, Katrevičs J, Adamovičs A., Bičkovskis K, Bāders E, Donis J, & Jansons Ā (2020).** Tree damage by ice accumulation in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands regarding stand characteristics. *Forests*, 11(6), 679.
- Silvestru-Grigore CV, Spârchez G, Dinulică F (2016).** The health condition of pine stands installed on degraded lands in Buzau Subcarpathians. *Forest Magazine*, 131(3/4): 7-18.
- Silvestru-Grigore CV, Dinulică F, Spârchez G, Hălălișan AF, Dincă LC, Enescu RE, & Crișan VE (2018).** Radial growth behavior of pines on Romanian degraded lands. *Forests*, 9(4), 213.
- Simionescu et al. (2012).** Starea de sănătate a pădurilor din România în perioada 2001-2010. Ed. Mușatinii.
- Socha J, Hawryło P, Tyimińska-Czabańska L, Reineking B, Lindner M, Netzel P, ... & Reyser CP (2023).** Higher site productivity and stand age enhance forest susceptibility to drought-induced mortality. *Agricultural and Forest Meteorology*, 341, 109680.
- Suárez-Muñoz M, Bonet-García FJ, Navarro-Cerrillo R, Herrero J, & Mina M (2023).** Forest management scenarios drive future dynamics of Mediterranean planted pine forests under climate change. *Landscape Ecology*, 1-16.
- Thom D, Buras A, Heym M, Klemmt HJ, & Wauer A (2023).** Varying growth response of Central European tree species to the extraordinary drought period of 2018–2020. *Agricultural and Forest Meteorology*, 338, 109506.
- Tudoran GM, Ciçaș A, Dobre AC, Ciçaș M, Pascu IS, & Leca Ș (2023).** Health and growth of black pine outside its natural distribution range in the Romanian Carpathians. *Forests*, 14(5), 884.
- Vacek Z, Cukor J, Vacek S, Gallo J, Bažant V, & Zeidler A (2023).** Role of black pine (*Pinus nigra* JF Arnold) in European forests modified by climate change. *European Journal of Forest Research*, 142(6), 1239-1258.
- Vacek Z, Vacek S, & Cukor J (2023).** European forests under global climate change: Review of tree growth processes, crises and management strategies. *Journal of Environmental Management*, 332, 117353.
- Viljur ML, Abella SR, Adámek M, Alencar JBR, Barber NA, Beudert B, ... & Thorn S (2022).** The effect of natural disturbances on forest biodiversity: an ecological synthesis. *Biological Reviews*, 97(5), 1930-1947.
- Vlad R, Constandache C (2014).** Research of the stability parameters dynamics in the Scots pine stands installed to degraded land. *Forests Magazine*, 129(5/6), 44-49.

Vlad R, Constandache C, Dincă L, Tudose NC, Sidor CG, Popovici L, Ispravnic A (2019). Influence of climatic, site and stand characteristics on some structural parameters of scots pine (*Pinus sylvestris*) forests situated on degraded lands from east Romania.

Range Mgmt. & Agroforestry 40(1), 40-48.

Zang C, Pretzsch H., & Rothe A (2012). Size-dependent responses to summer drought in Scots pine, Norway spruce and common oak. *Trees*, 26, 557-569.

Abstract

Health state and behaviour of pine stands on degraded lands in the Vrancea Subcarpathians site

The reference forestry cultures were made in successive stages on lands with difficult conditions (lack of fertile soil horizon, steep slopes) through specific land preparation and afforestation technologies, with appropriate compositions and schemes. The cultures perform special protective functions to reduce soil erosion, consolidate eroded slopes and protect some objectives of social interest.

The paper presents the results of research regarding the health state of pine stands on degraded land in relation to species, age, intensity of degradation and the nature of abiotic factors. The research was carried out in three representative improvement perimeters (Caciu-Bârsești, Pârâul Sărat-Valea Sării, and Roșoiu-Andreiașu) in the Vrancea Subcarpathian site. From the analysis of the obtained results, the structure of the stands is non-conforming and atypical to the stands with an even-aged structure, against the background of damages caused by different abiotic factors (wind and snow), the failure to apply adequate silvotechnical works on time and insufficient self-regulation. It was found that young pine stands have a greater vulnerability to defoliation, the death rate (G_u) being more pronounced than in old stands (G_u -total=1.99). From the point of view of damage, the pine stands recorded quite frequent falls and breaks, with the degree of damage (G_v) having a moderate intensity (15.61-16.67%). Alteration of the health state of stands over time leads to a decrease in the stability of the ecosystem, with negative ecological and economic consequences. The incapacity of the resilience of these stands produces dysfunction in the way of organization and modelling of the structure, but also the triggering of the stages of the succession.

The obtained results are useful for the scientific substantiation of silvotechnical management and regeneration of forestry ecosystems on degraded lands, to ensure the special functions and assigned management goals.

Keywords: death rate, defoliation, degree of damage, Scots pine, degraded lands.

Rezumat

Starea de sănătate și comportarea arboretelor de pin de pe terenurile degradate din zona Subcarpaților Vrancei

Culturile forestiere de referință au fost realizate în etape succesive pe terenuri cu condiții dificile (lipsa orizontului fertil de sol, pante accentuate) prin tehnologii specifice de pregătire a terenului și de împădurire, cu compoziții și scheme adecvate. Culturile îndeplinesc funcții speciale de protecție și au ca scop reducerea eroziunii solului, consolidarea versanților erodați și protejarea unor obiective de interes social. În lucrare sunt prezentate rezultatele cercetărilor privind starea de sănătate a arboretelor de pin pe terenuri degradate în raport cu specia, vârsta, intensitatea degradării și natura factorilor abiotici. Cercetările au fost efectuate în trei perimetre de ameliorare reprezentative (Caciu-Bârsești, Pârâul-Sărat-Valea Sării și Roșoiu-Andreiașu) din zona subcarpatică a ținutului Vrancei. Din analiza rezultatelor obținute, structura arboretelor este non-conformă și atipică arboretelor cu structură echienă, pe fondul vătămărilor cauzate de diferiți factori abiotici (vânt și zăpadă), a neaplicării la timp a lucrărilor silvotecnice adecvate și a autoreglării deficitare. S-a constatat că arboretele tinere de pin prezintă o vulnerabilitate mai accentuată la defoliere, gradul mediu de uscare (G_u) fiind mai pronunțat decât în arboretele vârstnice (G_u total=1,99). Din punct de vedere al vătămării, arboretele au înregistrat doborâturi și rupturi destul de frecvente, gradul de vătămare (G_v) având o intensitate moderată (15,61-16,67%). Alterarea stării de sănătate a arboretelor în timp, conduce la diminuarea stabilității ecosistemului, cu consecințe ecologice și economice negative. Incapacitatea de reziliență a acestor arborete produce disfuncționalitate în modul de organizare și de modelare a structurii, dar și în declanșarea etapelor succesiunii.

Rezultatele obținute sunt utile pentru fundamentarea științifică a lucrărilor silvotecnice de conducere și regenerare a ecosistemelor forestiere de pe terenurile degradate, în scopul asigurării funcțiilor speciale și a țărilor de gospodărire atribuite.

Cuvinte cheie: gradul mediu de uscare, defoliere, gradul de vătămare, pin silvestru, terenuri degradate.

Implementarea monitorizării genetice pe termen lung a resurselor genetice forestiere din România

Dragoș Postolache¹✉, Flaviu Popescu²

¹ Col. Cluj-Napoca, SCDEP Bistrița, Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", România

² Col. Simeria, SCDEP Timișoara, Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", România

✉ autor corespondent (dragospistolache@yahoo.com)

1. Introducere

Diversitatea genetică constituie sursa esențială a diversității biologice, iar resursele genetice, reprezintă conform Convenției privind Diversitatea Biologică, ca fiind "materialul genetic cu valoare actuală sau potențială".

Resursele genetice forestiere (RGF) sunt definite ca totalitatea materialului genetic găsit în semințe, arbori sau arborete cu diversitate genetică valoroasă și unică, cu o importanță ecologică, economică și socială majoră pentru prezent, cât și pentru viitor. Resursele genetice forestiere (RGF) sunt considerate elemente esențiale pentru utilizarea durabilă a pădurilor și pentru sporirea capacității lor de adaptare, în special în fața amenințărilor climatice.

Conservarea dinamică *in situ* a RGF este vitală pentru menținerea proceselor evolutive în ecosistemele forestiere și pentru conservarea potențialului genetic adaptativ pe termen lung. Rețeaua actuală de RGF, rezultat al cercetărilor din ultimii 60 de ani, include 698 de RGF pentru 45 de specii forestiere, acoperind o suprafață de 11242.5 ha, înregistrate în Catalogul Național al Resurselor Genetice din România (Pârnuță et al. 2011, Popescu et al. 2019). Selecția acestor resurse, în trecut, s-a bazat pe zone biogeografice pentru a conserva variabilitatea ecologică și o parte din variația genetică adaptativă, creând o zonare genecologică (Popescu et al. 2015).

Primele studii naționale de evaluare a diversității genetice cu markeri moleculari, au fost realizate în cadrul RGF de cvercinee și au folosit metoda PCR-RFLP pentru analiza polimorfismul ADN-ului cloroplastic (Popescu & Postolache 2009, Moldovan et al. 2010). Aceste studii au

avut implicații importante în identificarea și conservarea genofondului valoros și în gestionarea materialului forestier de reproducere.

Dezvoltările recente în tehnologiile de secvențiere de nouă generație (NGS) au facilitat crearea de resurse genomice și transcriptomice pentru specii forestiere (Plomion et al. 2016). Noile resurse transcriptomice au permis dezvoltarea și testarea rapidă a unor noi multiplexuri de markeri moleculari microsatelici (SSR) la specii forestiere (Postolache et al. 2014), îmbunătățind semnificativ capacitatea de evaluare și caracterizare a diversității și structurii genetice inter-populaționale și intra-populaționale a resurselor genetice forestiere din România (Postolache et al. 2016). Acești markeri moleculari (SSR) sunt intens folosiți și în activitățile de monitorizare genetică la nivel european (Aravanopoulos și colab. 2015).

Monitorizarea genetică facilitează identificarea schimbărilor în structura genetică, cu implicații asupra potențialului de adaptare al speciilor (Fussi et al. 2018). Interesul internațional pentru implementarea activităților de monitorizare genetică pe termen lung este în creștere, cu scopul de a susține convențiile europene și internaționale legate de RGF, cum ar fi Strategia Europeană privind resursele genetice forestiere (2021), Forest Europe și Convenția privind Diversitatea Biologică (CBD) (Hoban et al. 2020).

Monitorizarea genetică a RGF reprezintă un instrument cheie în identificarea timpurie a modificărilor dăunătoare asupra stabilității și adaptabilității speciilor forestiere la condiții climatice extreme, înainte de a fi observabile fenotipic sau populațional. Evaluarea diversității genetice cu markeri moleculari permite monitorizarea pe termen lung a tendințelor și proceselor care mențin variația genetică. Monitorizarea genetică este o abordare genecologică, care integrează parametri demografici și genetici relevanți și date de mediu, oferind cercetătorilor mijloacele necesare pentru a evalua impactul factorilor biotici și abiotici, climatici, și pentru a analiza tendințele dinamice care influențează structurile genetice în timp.

În abordarea genecologică, accentul este pus pe înțelegerea modului în care variația genetică în cadrul unei specii este distribuită în diferite condiții ecologice și cum această variație genetică corelează cu variabilele de mediu. Această abordare este deosebit de relevantă în studiul adaptării organismelor la condițiile locale de mediu și este crucială în contextul actual al schimbărilor climatice.

Elementele cheie ale abordării genecologice includ: selecția naturală, deriva genetică, fluxul de gene și influența factorilor specifici de mediu (cum ar fi temperatura, precipitațiile, tipul de sol) în distribuția variației genetice (Aravanopoulos et al. 2019). Această abordare genecologică este vitală pentru eforturile de conservare *dinamică in situ*, deoarece ajută la identificarea populațiilor care sunt adaptate genetic la anumite condiții de mediu specifice, contribuind la gestionarea durabilă a resurselor genetice și anticipând cum ar putea populațiile să răspundă la schimbările de mediu viitoare.

În prezent, la nivel național și internațional, există un interes crescând privind Instalarea suprafețelor de monitorizare genetică forestieră (MGF) conform recomandărilor dezvoltate în cadrul proiectului european LIFE GENMON finanțat prin intermediul programului Life ENV/SI/000148 (2014 -2020) (Bajc et al. 2020).

2. Metodologia de instalare și monitorizare genetică a resurselor genetice forestiere

Suprafața de monitorizare genetică forestieră reprezintă unitatea de bază în care sunt desfășurate toate activitățile de monitorizare genetică. Selecția și instalarea unei suprafețe de monitorizare genetică forestieră trebuie să faciliteze activitățile viitoare pe termen lung, astfel dacă este posibil vor fi amplasate suprafețe de monitorizare în rețeaua națională

a resurselor genetice forestiere și să fie evitate zonele foarte greu accesibile. Fiecare suprafață de monitorizare, va trebui să includă un număr suficient de mare de arbori adulți (ex. 50 arbori adulți), din etajul arborilor dominanți sau codomanți și la o distanță de minim 30 metri față de arborii învecinați pentru a evita eșantionarea exemplarelor înrudite și pentru a acoperi o arie cât mai extinsă din resursa genetică forestieră (Bajc et al. 2020).

Pentru instalarea suprafeței de monitorizare genetică se propune următoarea metodologie:

- i) Identificarea și selectarea în teren a arborilor, pentru a cuprinde o suprafață cât mai mare din resursa genetică forestieră.
- ii) Etichetarea arborilor selectați (ex. cu plăcuțe sau punctați cu vopsea).
- iii) Măsurarea diametrului și înălțimii fiecărui arbore selectat.
- iv) Realizarea descrierii suprafeței de monitorizare genetică conform unui formular.

Verificarea periodică a marcajelor arborilor în cadrul fiecărei suprafețe de monitorizare (la fiecare doi ani), cu reînnoirea acestora în caz de necesitate.

Formularul standardizat de monitorizare include două categorii de indici de monitorizare: verificatori de teren (en. *field verifiers*) și informații generale (en. *background information*), iar datele necesită să fie colectate periodic pentru arborii selectați din fiecare suprafață.

Categoria de indici numiți *verificatori de teren* (en. *field verifiers*), includ indicatori de monitorizare privind rata de mortalitate; înflorire; fructificație și regenerarea naturală. Acești indicatori sunt folosiți pentru a monitoriza adaptarea arboretului la schimbările climatice și/sau la diverse acțiuni de management.

Tab. 1. Lista cu categoriile de indicii de monitorizare folosiți în activitățile de monitorizare genetică (Bajc et al. 2020).

	Indici de monitorizare	Nivel elementar	Nivel standard	Nivel avansat
Verificatori	Mortalitate / supraviețuire	Arbori adulți: numărarea arborilor marcați rămași la fiecare 10 ani și după fiecare eveniment meteorologic extrem sau perturbator.	La fel ca la nivelul elementar.	La fel ca la nivelul elementar.
		Regenerare naturală	Numărarea puietilor rămași în sub-parcelele de regenerare naturală, de două ori pe deceniu.	La fel ca la nivelul standard.
	Înflorire	Evaluare la nivelul suprafeței MGF, anual.	Observații la nivel individual al arborilor monitorizați.	La fel ca la nivelul standard.
	Fructificație	Evaluare la nivelul suprafeței MGF, anual.	Observații la nivel individual al arborilor monitorizați.	Numărarea fructelor și colectarea semințelor pentru analize de laborator.
	Abundența regenerării naturale	Evaluarea la nivelul suprafeței MGF, anual.	Numărarea puietilor rămași în suprafețele de probă pentru monitorizarea regenerării naturale, în primul și al șaselea an, după o fructificație abundentă înregistrată.	Numărarea puietilor rămași în suprafețele de probă pentru monitorizarea regenerării naturale, în primul, al șaselea, al unsprezecelea și al șaisprezecelea an după o fructificație abundentă înregistrată.
Informații generale	Distribuția claselor de diametre la bază (DBH)	-	Măsurarea la fiecare 10 ani.	La fel ca la nivelul standard.
	Distribuția claselor de înălțimi	-	Măsurarea la fiecare 10 ani.	La fel ca la nivelul standard.
	Fenologia înmuguririi	-	Observații la nivel individual al arborilor monitorizați, la fiecare 5 ani.	Observații la nivel individual al arborilor monitorizați, în fiecare an.
	Gradul de vătămare-defoliere al arborilor	-	Observații la nivel individual al arborilor monitorizați, la fiecare 5 ani.	Observații la nivel individual al arborilor monitorizați, în fiecare an.
	Gradul de defoliere/ decolorare a frunzișului arborilor.	-	Observații la nivel individual al arborilor monitorizați, la fiecare 5 ani.	Observații la nivel individual al arborilor monitorizați, în fiecare an.

Categoria de indici, cunoscută sub denumirea de *informații generale* includ indicatori privind distribuția claselor de diametre la bază ale arborilor selectați; distribuția claselor de înălțimi și gradul de vătămare-defoliere ale arborilor. Acești indicatori sunt colectați pentru a facilita interpretarea indicilor verificatori de teren (tab. 1).

Nivelele superioare ale monitorizării indicilor *verificatori de teren* (nivel standard și nivel avansat) trebuie să includă și înregistrarea indicilor verificatori de la nivelele precedente (nivel elementar și nivel standard).

Nivelele superioare ale indicilor din categoria de *informații generale* (nivel standard și nivel avansat) nu necesită înregistrarea informațiilor de la nivelul elementar (tab. 1).

Ideal ar fi ca la fiecare eveniment major de înflorire și de fructificare să fie evaluați indicii *verificatori de teren* (rata de mortalitate; înflorire, fructificare; regenerare naturală) (Bajc et al. 2020).

3. Metodologia de monitorizare genetică cu markeri moleculari neutri microsateliți cloroplastici și nucleari (cpSSRs și nSSRs)

Pentru a evalua indicii de diversitate genetică prin folosirea markerilor cloroplastici (cpSSRs), în cadrul resurselor genetice forestiere de cvercinee, se va utiliza un multiplex de 8 markeri: *ccmp2*, *ccmp6* și *ccmp10* (dezvoltați de Weising și Gardner, 1999), *μdt1*, *μdt3*, *μcd4*, *μkk3* și *μkk4* (dezvoltați de Deguilloux și colab., 2003). Acești markeri cloroplastici cpSSRs au fost selectați în funcție de mărimea produșilor de amplificare și a tipului de marcaj fluorescent. Multiplexul de 8

markeri cloroplastici (cpSSRs), a fost folosit în studii filogeografice contribuind la identificarea originii populațiilor de cvercinee din zonele de refugii glaciare și la evidențierea influențelor antropice (ex. translocarea materialelor forestiere de reproducere) prin analiza distribuției haplotipurilor în populațiile de cvercinee analizate din Germania (Neophytou & Michiels 2013) și Franța (Deguilloux et al. 2004).

Markerii moleculari nucleari (nSSR) sunt foarte utili pentru activitățile de monitorizare genetică, datorită abundenței lor în genomul nuclear, gradului ridicat de polimorfism, transmiterii biparentale și ușurinței de detectare prin diverse tehnici de genetică moleculară.

Analizele comparative realizate la specii de cvercinee (*Q. robur* și *Q. petraea*) cu markeri genetici moleculari nucleari nSSR și de tipul izoenzimelor au evidențiat un polimorfism mai mare la markerii nSSR (număr de 12-29 alele observate per locus și o heterozigozitate observată (H_o) variind între 0,70 și 0,87 per locus per specie, comparativ cu izoenzimele, care au prezentat un polimorfism moderat (număr de 3-5 alele per locus și o heterozigozitate observată (H_o) de la 0,14 la 0,37 per locus per specie (Streiff et al. 1998).

Pentru a evalua indicii de diversitate genetică prin folosirea markerilor nucleari (nSSRs), în cadrul resurselor genetice forestiere de cvercinee, se va utiliza un multiplex de 8 markeri genomici nucleari neutri (nSSR), care sunt localizați în regiuni non-informaționale ale ADN-ului sau introni și includ markeri dezvoltați de mai mulți autori: *QrZAG7*, *QrZAG112*, *QrZAG20*, *QrZAG96*, *QrZAG11* (Kampfer și colab., 1998), *MsQ13* (Dow et al. 1995), *QpZAG15* și *QpZAG110* (Steinkellner et al. 1997) (Fig. 1).

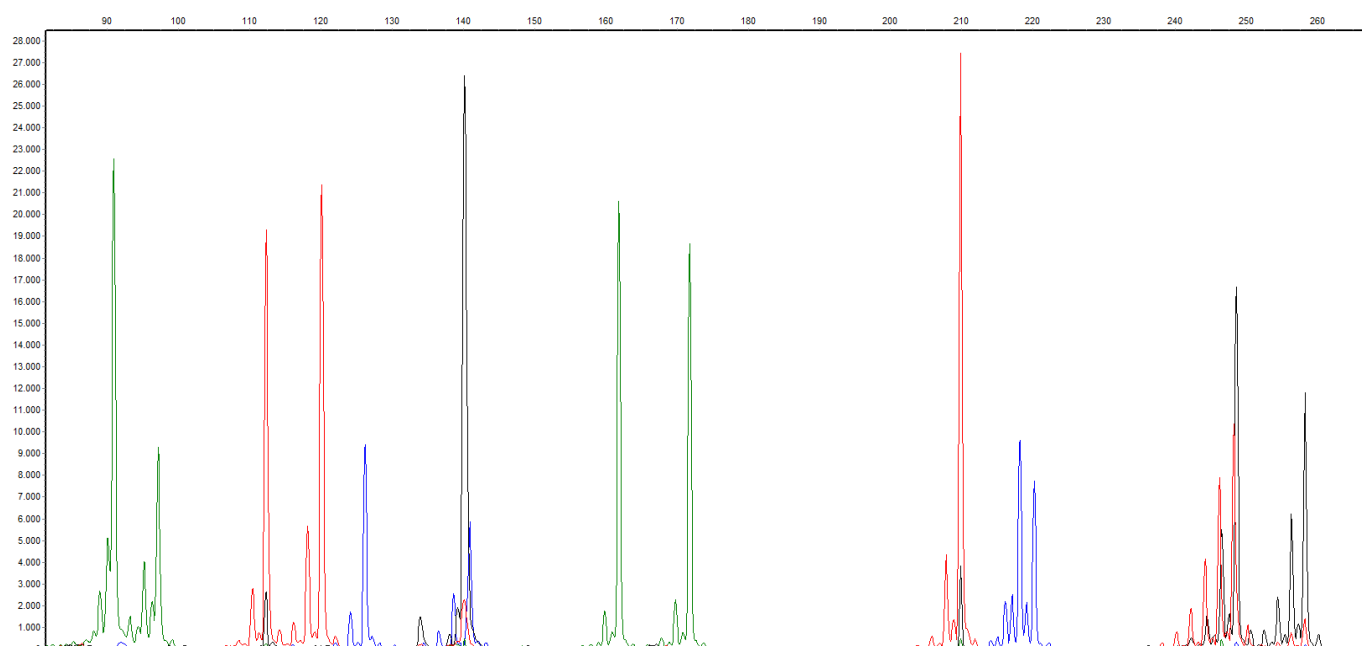


Fig. 1. Electroforegrama cu multiplexul de markeri microsateliți nucleari neutri (nSSRs)

Pe baza polimorfismului genetic observat cu ajutorul markerilor nucleari neutri (nSSR) se vor estima următorii *indici de diversitate genetică*: numărul total de alele (AT), numărul mediu de alele per locus (Na),

numărul efectiv de alele per locus (N_e), bogăția alelică (AR), bogăția de alele unice (PA), heterozigoția observată (H_o), heterozigoția așteptată (H_e), heterozigoția așteptată echidistantă (uH_e) și indicele de fixare (FIS).

4. Metodologia de monitorizare genetică NGS (Next Generation Sequencing)

Dezvoltarea accelerată a tehnologiilor de secvențiere de nouă generație NGS (Next Generation Sequencing) au permis într-un timp relativ scurt, dezvoltarea de resurse genomice și transcriptomice, care sunt esențiale pentru caracterizarea genetică avansată a resurselor genetice forestiere.

Progresele tehnologiei de secvențiere de nouă generație (Next-Generation Sequencing - NGS) a contribuit hotărâtor la dezvoltarea unei palete vaste de metode de genotipare, printre care se disting două tehnici cu un potențial ridicat pentru utilizarea lor în activitățile de monitorizare genetică forestieră, și anume SPET (Single Primer Enrichment Technology) și GBS (Genotyping-by-Sequencing).

Fiecare dintre aceste metode prezintă avantaje și limitări caracteristice. Metoda SPET, de exemplu, se distinge prin complexitatea mai redusă al librăriilor genomice și o acoperire mai densă și uniformă al regiunilor genomice analizate. Aceasta se datorează faptului că SPET utilizează o tehnică de genotipare focalizată inclusiv pe secvențierea zonelor adiacente primerilor unici, facilitând astfel generarea unui număr semnificativ mai mare de multiplexuri de SNP-uri (zeci de mii de SNPs) (Scaglione et al. 2019). Pe de altă parte, metoda GBS poate avea o acoperire inegală a zonelor genotipate din genom, datorită dependenței de siturile de restricție, complexitate mai mare a librăriilor genomice bazate pe perechi de primeri și folosirea tehnicii PCR pentru genotipare.

Metoda SPET reprezintă o abordare foarte eficientă pentru genotiparea unui număr mult mai mare de loci (ex. zeci de mii de markeri SNPs) și ar putea fi un instrument foarte valoros pentru studiile de monitorizare genetică la scară largă (ex. la nivel de genom populațional).

La nivel național există un interes crescut pentru dezvoltarea resurselor genomice și transcriptomice la speciile forestiere din România, care să permită înțelegerea mecanismelor moleculare implicate în procesul de adaptare al speciilor la factorii biotici și abiotici. Tehnologiile noi de secvențiere de nouă generație (NGS) ar putea avea un rol determinant în identificarea resurselor genetice forestiere cu potențial mare de adaptare, contribuind astfel la creșterea stabilității ecosistemelor forestiere care sunt vulnerabile la schimbările climatice și intervențiile antropice.

5. Concluzii

- Un management adaptativ al pădurilor, sustenabil în condițiile schimbărilor climatice, impune identificarea de soluții inovative, însă principala provocare este identificarea resurselor forestiere cu potențial adaptativ ridicat în scopul creșterii stabilității ecosistemelor forestiere.
- Implementarea la nivel național al activităților de monitorizare genetică prin integrarea metodelor de

genetică moleculară cu metode clasice de caracterizare fenotipică, auxologică și climatică, pot să contribuie hotărâtor la identificarea timpurie a modificărilor dăunătoare asupra stabilității și adaptabilității speciilor forestiere la condiții climatice extreme, înainte de a fi observabile fenotipic sau populațional.

- Monitorizarea genetică reprezintă o abordare genecologică, fiind deosebit de relevantă în studiul adaptării speciilor forestiere la condițiile locale de mediu și în contextul actual al schimbărilor climatice.

Finanțare

Rezultatele prezente în acest articol au fost obținute în cadrul proiectului PN23090302 (derulat în cadrul Programului Nucleu FORCLIMSOC 2023-2026, al INCDS "Marin Drăcea"), iar diseminarea susținută prin proiectul CresPerfInst (Contract nr. 34PFE/30.12.2021), ambele finanțate de Ministerul Cercetării, Inovării și Digitalizării.

Bibliografie

- Aravanopoulos FA, Tollefsrud MM, Graudal L, Koskela J, Kätzel R, Soto A, Nagy L, Pilipovic A, Zhelev P, Božic G, Bozzano M (2015).** Development of genetic monitoring methods for genetic conservation units of forest trees in Europe. European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), *Biodiversity International*, Rome, Italy.
- Aravanopoulos FA, Alizoti PG, Tourvas N, Malliarou E, Avramidou EV, Korompoki IV, Kotina VM, Barbas E, Farsakoglou AM (2019).** Overview on Forest Genetic Monitoring (FGM) including case studies on FGM for two species from Greece. *Forests of Southeast Europe under a changing climate: Conservation of genetic resources*, pp. 401-407.
- Bajc M, Aravanopoulos F, Westergren M, Fussi B, Kavaliauskas D, Alizoti P, Kiourtsis F, Kraigher H (eds.) (2020).** Manual for forest genetic monitoring. Slovenian Forestry Institute, *Silva Slovenica* Publishing Centre.
- Deguilloux MF, Dumolin-Lapègue S, Gielly L, Grivet D, Petit RJ (2003).** A set of primers for the amplification of chloroplast microsatellites in *Quercus*. *Molecular Ecology Notes*, 3(1), 24-27.
- Deguilloux MF, Pemonge MH, Petit RJ (2004).** Use of chloroplast microsatellites to differentiate oak populations. *Annals of Forest Science*, 61(8), 825-830.
- Dow B, Ashley MV, Howe HF (1995).** Characterization of highly variable (GA/CT) n microsatellites in the bur oak, *Quercus macrocarpa*. *Theoretical and Applied Genetics* 91, 137-141.
- Fussi B, Westergren M, Aravanopoulos F, Baier R, Kavaliauskas D, Finzgar D, Alizoti P, Božic G, Avramidou E, Konnerth M, Kraigher H (2016).** Forest genetic monitoring: an overview of concepts and definitions. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 1-12.
- Hoban S, Bruford M, Jackson JDU, Lopes-Fernandes M, Heuertz M, Hohenlohe PA, Paz-Vinas I, Sjögren-Gulve P, Segelbacher G, Vernesi C, Aitken S (2020).** Genetic diversity targets and indicators in the CBD post-2020 Global Biodiversity Framework must be improved. *Biological Conservation*, 248, 108654.
- Kamper S, Lexer C, Glössl J, Steinkellner H (1998).** Characterization of (GA) n microsatellite loci from *Quercus robur*. *Hereditas* 129, 183-186.
- Moldovan IC, Sofletea N, Curtu AL, Abrudan IV, Postolache D, Popescu F (2010).** Chloroplast DNA diversity of oak species in Eastern Romania. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 38(3).
- Neophytou C, Michiels HG (2013).** Upper Rhine Valley: A migration crossroads of middle European oaks. *Forest Ecology and Management*, 304, 89-98.
- Pârnuță G, Stuparu E, Budeanu M, Scărlătescu V, Marica FM, Lalu I, Curtu AL (2011).** Catalogul național al resurselor genetice forestiere. Ed. Silvică, București.

- Plomion C, Bastien C, Bogeat-Triboulot MB, Bouffier L, Déjardin A, Duplessis S, Fady B, Heuertz M, Le Gac AL, Le Provost G, Legué V (2016).** Forest tree genomics: 10 achievements from the past 10 years and future prospects. *Annals of Forest Science*; 73: 77–103.
- Popescu F, Postolache D (2009).** Variabilitatea genetică a populațiilor de cvercinee din România, rezultat al interacțiunii dintre evoluția postglaciară a vegetației și influențele antropice. *Revista pădurilor*, 5: 49-54.
- Popescu F, Postolache D, Curtu AL (2019).** The current state of forest genetic resources in Romania. *Forests of Southeast Europe under a Changing Climate*. Springer. p. 61-72.
- Postolache D, Leonarduzzi C, Piotti A, Spanu I, Roig A, Fady B, Roschanski A, Liepelt S, Vendramin GG (2014).** Transcriptome versus genomic microsatellite markers: highly informative multiplexes for genotyping *Abies alba* Mill. and congeneric species. *Plant Molecular Biology Reporter* 32(3) 750-760.
- Postolache D, Popescu F, Pitar D, Apostol EN, Iordan A, Avram A, Iordan O, Zhelev P (2016).** Originea, evoluția și structura genetică a brădetelor din România evaluată prin intermediul markerilor moleculari. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 21(38), 8-14.
- Scaglione D, Pinosio S, Marroni F, Di Centa E, Fornasiero A, Magris G, Scalabrin S, Cattonaro F, Taylor G, Morgante M (2019).** Single primer enrichment technology as a tool for massive genotyping: a benchmark on black poplar and maize. *Annals of Botany*, 124(4), 543-551.
- Steinkellner H, Fluch S, Turetschek E, Lexer C, Streiff R, Kremer A, Burg K, Glössl J (1997).** Identification and characterization of (GA/CT) n-microsatellite loci from *Quercus petraea*. *Plant Molecular Biology* 33, 1093–1096.
- Streiff R, Labbe T, Bacilieri R, Steinkellner H, Glössl J, Kremer A (1998).** Within-population genetic structure in *Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. assessed with isozymes and microsatellites. *Molecular Ecology*, 7(3), 317-328.
- Weising K, Gardner RC (1999).** A set of conserved PCR primers for the analysis of simple sequence repeat polymorphisms in chloroplast genomes of dicotyledonous angiosperms. *Genome*, 42(1), 9-19.

Abstract

Implementing genetic monitoring of forest genetic resources in Romania

An adaptive forest management, sustainable under the conditions of climate change, requires the identification of innovative solutions. However, the main challenge is the identification of forest resources with high adaptive potential to increase the stability of forest ecosystems.

The national implementation of genetic monitoring activities through the integration of molecular genetics methods with classical methods of phenotypic, auxological, and climatic characterization can decisively contribute to the early identification of risky changes to the stability and adaptability of forest species to extreme climatic conditions, before they are observable phenotypically or at a population level.

Genetic monitoring represents a genecological approach, being particularly relevant in the study of the adaptation of forest species to local environmental conditions and in the current context of climate changes.

Keywords: forest genetic monitoring, climate change, forest genetic resources.

Evaluarea suprafețelor ocupate de stejarul brumăriu în România

Flaviu Popescu¹, Dragoș Postolache², Ionel Ban³ ✉, Mihai Furdui³, Bogdan Pleșca³

¹ Col. Simeria, SCDEP Timișoara, Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", România

² Col. Cluj-Napoca, SCDEP Bistrița, Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", România

³ Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", Voluntari, România

✉ autor corespondent (banionell@yahoo.com)

1. Introducere

Stejarul brumăriu (*Quercus pedunculiflora* K. Koch) este o specie cu areal sud-est european și asiatic, fiind întâlnit în întreaga Peninsulă Balcanică, în nordul Asiei Mici, în Caucaz și Peninsula Crimeea. În România, specia se regăsește preponderent în arboretele din zona de sud a țării, în silvostepa Olteniei, Munteniei și Dobrogei, însă apare și în zona de sud și sud-est a Moldovei, dar lipsește complet în Transilvania și Banat (Șofletea & Curtu 2001, Curtu & Șofletea 2009, Coldea et al. 2010).

Fără îndoială, stejarul brumăriu reprezintă cea mai valoroasă specie forestieră pentru regiunea silvostepică din sudul și sud-estul țării. Este o specie termofilă și xerofită, caracteristică zonelor de silvostepă, fiind foarte rezistent atât la seceta atmosferică cât și la cea din sol (Georgescu & Cretzoiu 1942, Stănescu et al. 1997). Apare în păduri de amestec alături de alte specii de cvercinee, cu stejarul pedunculat, în ecosistemele de silvostepă cu xericitate mai puțin accentuată, fiind mai rezistent decât acesta la condițiile unui climat uscat (Dolocan & Gheorghiu 2012). În regiunile secetoase de câmpie, cu soluri nisipoase, formează arborete pure, iar în regiunile de colinare joase este adesea însoțit de stejarul pufos.

În contextual actual al schimbărilor climatice, cu tendințe de aridizare și extindere a silvostepii, stejarul brumăriu devine una din principalele specii forestiere ce pot fi folosite în menținerea ecosistemelor din zonele cu climat uscat și deficit de umiditate, caracteristice silvostepii. De asemenea, această specie poate și trebuie utilizată în compozițiile de împădurire, în cadrul lucrărilor de refacere arboretelor degradate din această regiune, dar și în compoziția perdelelor de protecție,

cu atât mai mult cu cât ne confruntăm cu o schimbare climatică drastică, orientată în direcția deșertificării zonelor stepice și substepice (Mănescu 2000, Timiș-Gânsac et al. 2022).

Datele din literatura de specialitate nu oferă informații precise nici despre suprafețele actuale ocupate de stejarul brumăriu și nici distribuția acestora la nivel național. Arealul natural al speciilor este într-o dinamică perpetuă, modificările determinate în distribuția speciilor fiind direct influențate de intensitatea schimbărilor survenite la nivelul biotopului. Speciile forestiere cele mai afectate de schimbările globale de mediu sunt cele aflate la limitele extreme de vegetație. Ne referim aici la pădurile din zona de silvostepă și zona nemorală, unde efectul modificărilor climatice de mediu sunt cele mai accentuate și vizibile, iar regenerarea naturală a arboretelor ridică probleme de ordin tehnic și economic. În aceste condiții, utilizarea resurselor genetice forestiere valoroase în regenerarea artificială a pădurilor, adaptate la condițiile extreme de vegetație, constituie premisa obținerii unor ecosisteme valoroase și stabile (Barbu et al. 2016, Nedeașcov et al. 2019).

Practica silvică se confruntă în prezent cu dificultăți majore privind obținerea de material forestier de reproducere pentru speciile de stejari xerofiti, fapt datorat în principal lipsei de fructificație și a perioadei mari dintre acestea, dar și a unui număr redus de livezi semincere care să suplinească deficitul de material seminologic.

2. Material și metode

Pentru actualizarea arealului stejarului brumăriu în România, care să reflecte cât mai fidel actuala distribuție a speciei, precum și pentru evaluarea suprafețelor ocupate de această specie în diferitele regiuni, a fost realizat un inventar al acestor suprafețe, utilizând bazele de date amenajistice existente în sisteme GIS. Trebuie însă făcută precizarea că baza de date utilizată, pentru identificarea și cartarea suprafețelor de stejar brumăriu din România, se referă doar la proprietate publică a statului, administrată de Regia Națională a Pădurilor (ROMSILVA) și Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", deoarece pentru suprafețele de fond forestier

proprietate privată sau publică a UAT-urilor nu a fost disponibilă o bază de date GIS.

Pentru identificarea și cartarea suprafețelor de stejar brumăriu, din bazele de date GIS, au fost extrase informațiilor principale privind arboretele care au în compoziție această specie, indiferent de proporția acesteia.

Pe lângă datele privind localizarea, ocol silvic (OS), unitate de producție (UP), unitate amenajistică (u.a.) au fost extrase toate informațiile relevante aferente arboretelor, care să permită ulterior realizare de evaluări și a unei imagini de ansamblu privind statusul stejarului brumăriu în România. După finalizarea interogării tuturor bazelor de date, pentru toate ocoalele silvice (proprietate publică a statului), rezultatele au fost integrate într-o nouă bază de date complexă.

Pentru obținerea unor informații cât mai complete și complexe, datele existente au fost prelucrate și sortate.

De asemenea, au fost preluate din Catalogul Național al Resurselor genetice forestiere (Pârnuță et al. 2011), precum și din Catalogul Național al Materialelor de bază (Pârnuță et al. 2012) informațiile privind resursele genetice de stejar brumăriu constituite la nivel național.

Metoda de lucru a presupus interogarea bazelor de date, pentru fiecare ocol silvic și unitate de producție, pentru a se identifica prezența stejarului brumăriu în compoziția arboretelor. Fiecare unitate amenajistică (arboret) în care s-a identificat prezența stejarului brumăriu a fost selectat, fiind astfel creată o nouă bază de date, cu informații exclusive privind stejarul brumăriu.

3. Rezultate și discuții

În urma evaluării rezultatelor din baza de date nou creată, cu informații actualizate privind arboretele de stejar brumăriu, a fost realizată harta de distribuție a stejarului brumăriu în România (fig. 1). Suprafața totală a arboretelor în care este semnalată prezența stejarului brumăriu este de cca. 18 000 ha, însă suprafața efectivă ocupată de această specie, ținând seama de proporția acesteia în compoziția arboretelor este de cca. 12 000 ha.

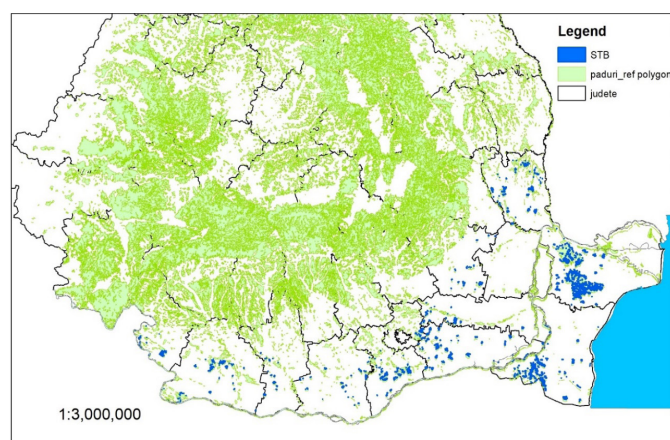


Fig. 1. Harta de distribuție a stejarului brumăriu în România

Stejarul brumăriu este distribuit preponderent în zona de sud a țării, în silvostepa Olteniei, Munteniei și Dobrogei (Podișul Babadag, zona Măcin și sudul Dobrogei) și silvostepa Bărăganului (Ialomița, Călărași, Giurgiu)

(tab. 1). De asemenea, suprafețe importante, însă cu un areal mai fragmentat, se găsesc atât în zona de sud a Moldovei (Galați), cât și în sudul și sud-estul Olteniei (Dolj, Mehedinți) (Pătrașc & Geacu 1995, Ungureanu 1983, Timiș-Gânsac et al. 2022).

Tab. 1. Răspândirea stejarului brumăriu, pe regiuni

Zona geografică	Suprafață efectivă [ha]	Pondere [%]
Oltenia	950	7,9
Muntenia	4324	36,1
Dobrogea	5631	47,1
Moldova	1059	8,9
Total	11964	100

În ceea ce privește distribuția arboretelor pe clase de vârstă s-a constatat că arboretele de vârstă mijlocie (61-80 ani) reprezintă aproape o treime din suprafața totală (31,1%), în schimb arboretele în vârstă, de peste 100 ani reprezintă sub 6% din totalul suprafeței (fig. 2).

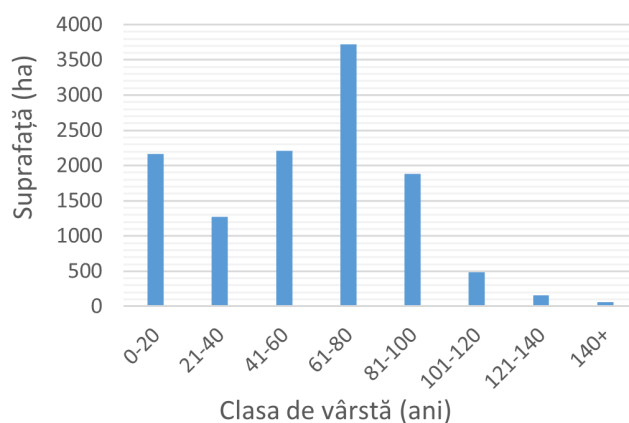


Fig. 2. Distribuția suprafețelor de stejar brumăriu pe clase de vârstă

Majoritatea arboretelor cu stejar brumăriu sunt incluse în grupa funcțională I - păduri cu funcții speciale de protecție (95%), restul suprafețelor fiind în grupa funcțională II.

Majoritatea arboretelor de stejar brumăriu sunt de productivitate mijlocie și superioară (peste 75% din suprafața acestora), ceea ce demonstrează buna adaptabilitatea a speciei (Nechita et al. 2019) la condițiile din câmpia forestieră și silvostepă (Fig. 3).

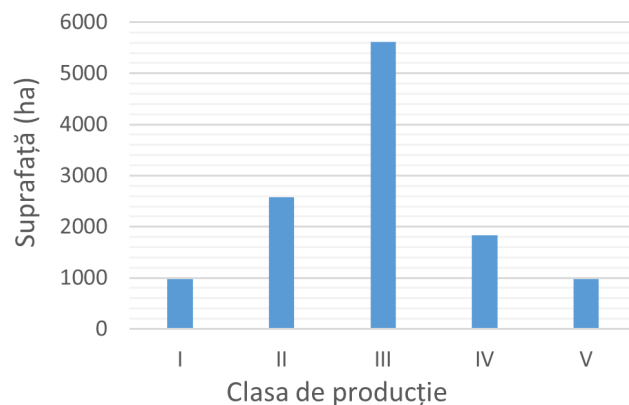


Fig. 3. Distribuția suprafețelor de stejar brumăriu pe clase de producție

Un indicator important în monitorizarea stabilității arboretelor, în special a celor aflate în condiții extreme, dar mai ales a celor din regiunile de silvostepă o reprezintă consistența acestora. În urma analizei acestui parametru s-a constatat că majoritatea arboretelor cu stejar brumăriu au consistență normală (0,7-1,0), suprafața acestora reprezentând 83% din totalul suprafeței arboretelor. Au fost identificate și arborete cu consistență scăzută (0,4-0,6), dar și cu consistență foarte scăzută (0,1-0,3). Aceste aspecte vor trebui analizate, deoarece reducerea consistenței sub cea normală se poate datora, pe de o parte aplicării tratamentelor pentru regenerarea arboretelor în vârstă, sau unor noi arborete instalate care nu au ajuns la starea de masiv. Din datele extrase, pentru arboretele cu consistență foarte redusă, a căror suprafață totală este de 305,35ha, au fost identificate numeroase arborete cu vârstă cuprinsă între 10 și 100 ani, a căror suprafață reprezintă peste 65% din totalul acestora. Acest fapt indică că aceste arborete sunt destructurate, cu o stabilitate redusă și prin urmare trebuie identificate cauzele care au condus la această stare (Scutăreanu et al. 1984, Simionescu et al. 2012, Balacenoiu et al. 2024).

Resursele genetice sunt de o mare importanță într-o silvicultură modernă. Identificarea, cartarea, selecția și conservarea resurselor genetice reprezintă o prioritate în domeniul geneticii forestiere (Postolache & Popescu 2019). Iar atenția ar trebui îndreptată cu prioritate asupra speciilor la care regenerarea naturală este dificilă și de lungă durată, aflate în ecosistemele cele mai labile sub aspectul adaptabilității.

La nivel național, pentru principalele specii de interes forestier, sunt selecționate arborete constituite ca nuclee de resurse genetice, precum și arborete destinate producerii de materiale forestiere de reproducere.

În Catalogul Național al Resurselor genetice forestiere (Pârnuță et al. 2011) sunt incluse 16 nuclee de conservare a resurselor genetice de stejar brumăriu, totalizând o suprafață de doar 277,80 ha. Acestea sunt distribuite neuniform față de arealul speciei, fiind constituită o singură resursă genetică (Branîștea Catârilor) pentru întreaga zona de silvostepă a Olteniei și Munteniei, cu toate că arealul speciei cuprinde o suprafață foarte însemnată și este definită de o regiune de proveniență distinctă (J), cu două subregiuni (J1 și J2). Resursele genetice de stejar brumăriu sunt mai bine reprezentate în Câmpia Bărăganului și Câmpiile Siretului, în aceste zone existând 8 nuclee de resurse genetice. În Dobrogea, cu toate că stejarul brumăriu are o participare în arborete destul de însemnată, există constituite doar două resurse, una în Podișul Babadagului și una zona de sud a Dobrogei.

Catalogul Național al Materialelor de bază (Pârnuță et al. 2012) include 47 de unități de stejar brumăriu, din categoria selecționat, cu o suprafață totală efectivă de 520,31 ha. Acestea sunt distribuite în toate cele trei regiuni de proveniență (H, I și J). Numărul acestora este însă redus în Câmpia Olteniei – J2, în care există constituite doar trei materiale de bază, dar și Câmpia Bucureștilor – J1, unde există un singur material de bază.

Din totalul celor 47 de materiale de bază existente, 18 sunt constituite din arborete la care stejarul brumăriu are o proporție de peste 90%, iar 11 din arborete la care stejarul brumăriu este reprezentat în proporție de sub 33%.

Scopul constituirii materialelor de bază la stejarul brumăriu a fost creșterea producției de lemn și a calității acestuia, precum și creșterea capacității adaptative. Numărul materialelor de bază înființate în scopul creșterii capacității adaptative este foarte redus (doar 7 unități), din care 4 situate în Podișul Dobrogei (regiunea I) și 3 în Câmpiile Siretului și Bărăganului (regiunea H).

Este deosebit de sugestivă suprapunerea hărții de distribuției a resurselor genetice (RG) și a materialelor de bază (MB) la stejarul brumăriu peste harta arealului național al speciei (fig. 4).

Dacă în zona Dobrogei, Moldovei și estul Munteniei resursele genetice și materialele de bază sunt relativ numeroase și just distribuite, nu același lucru se poate spune despre zona de vest a Munteniei și Oltenia. Practic în vestul Munteniei care corespunde cu zona de proveniență J1 nu există decât o singură resursă, amplasată la limita cu zona de proveniență H2. În Oltenia, unde stejarul brumăriu ar trebui să ocupe suprafețe însemnate, numărul materialelor de bază - din care se obțin puieții destinați împăduririlor și reîmpăduririlor, este constituit din doar 3 resurse, însumând o suprafață foarte redusă (38,45 ha).

Toate arboretele de stejar brumăriu existente, constituite ca resurse genetice forestiere sau materiale de bază se află în zona de silvostepă. În contextual actual al schimbărilor climatice, cu tendințe de aridizare și extindere a silvostepei, stejarul brumăriu devine una din principalele specii forestiere ce pot fi folosite în refacerea ecosistemelor din zonele cu climat uscat și deficit de umiditate, caracteristice silvostepei (Mănescu 2000, Barbu et al 2016, Nedeașcov et al. 2019, Norma 1/2022).

În cadrul resurselor genetice existente, au fost identificate câteva unități aflate în condiții extreme, stepice: Sevendic, Șeremet, Vișoara, Ciornuleasa, Branîștea Catârilor (Stănescu 1984). Pe lângă aceste resurse, incluse în cataloagele existente au mai fost identificate potențiale resurse genetice de stejar brumăriu, aflate în condiții climatice extreme sau în zone în care nu există resurse genetice constituite: OS Vânu Mare, UP 8, ua 53C; OS Poiana Mare UP II, 66B; OS Calafat, UP IV, ua 171F; OS Alexandria, UP 4, ua 33a; OS Giugiu, UP 5, ua 5D; OS Segarcea, UP6, ua 6B (fig. 4).

Actuala delimitare a regiunilor de proveniență este realizată pentru toate speciile forestiere. Pentru stejarul brumăriu, ca de altfel și pentru alte specii cu areal mai mult sau mai puțin discontinuu, delimitarea este cel puțin forțată. Conform definiției din Legea 107/2011, Art. 3, alin (1), lit. g regiunea de proveniență este *“suprafața sau gruparea de suprafețe cu condiții ecologice relativ uniforme și în care arboretele au caracteristici fenotipice sau genetice similare”*. Ori în delimitarea actuală a regiunilor de proveniență nu se ține seama decât de caracteristicile ecologice și îndeosebi de cele geografice și climatice.

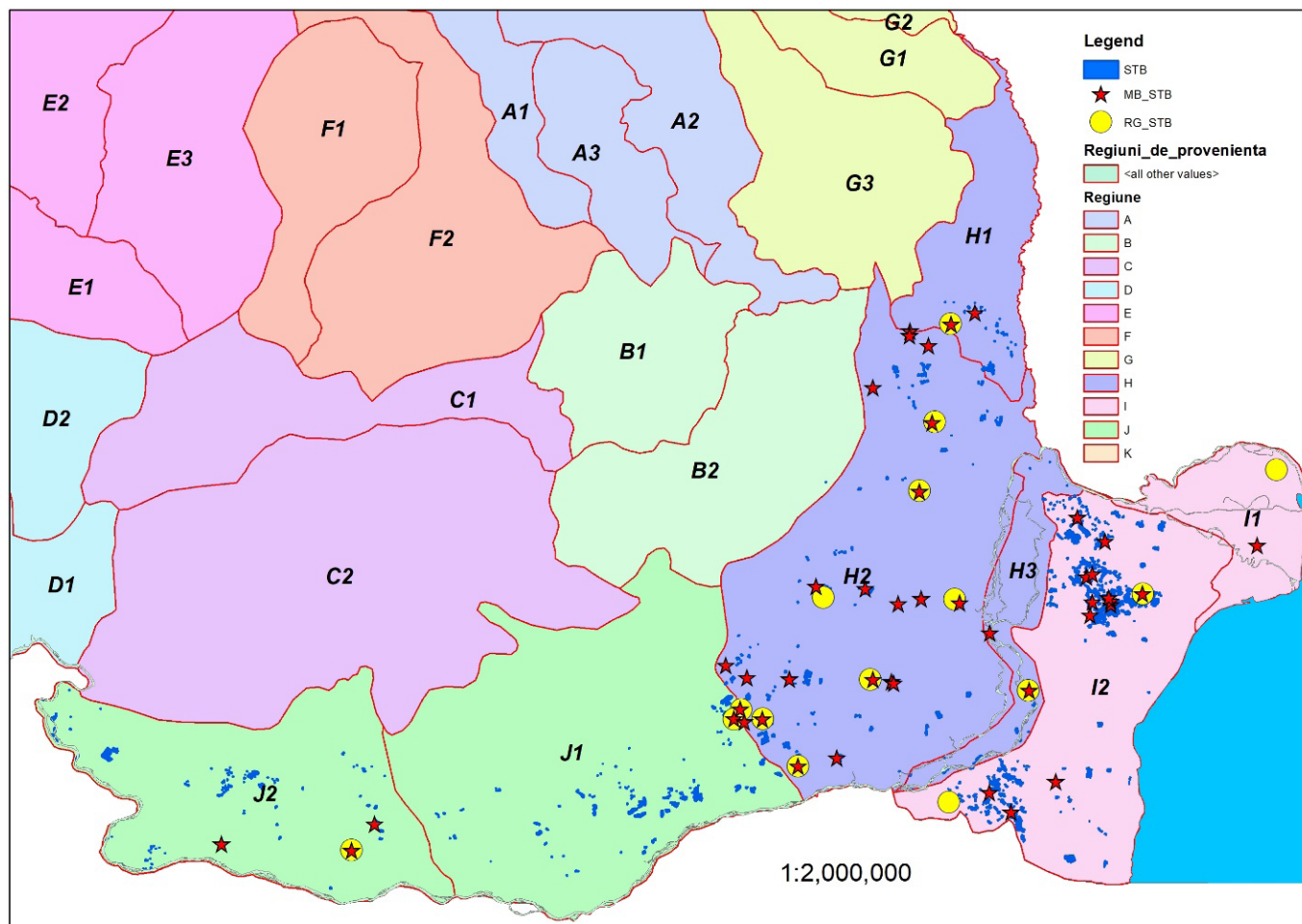


Fig. 4. Harta de distribuției resurselor genetice (RG) și a materialelor de bază (MB) la stejarul brumăriu peste harta arealului național al speciei și regiunile de proveniență.

4. Concluzii

Pe baza analizei efectuate asupra bazei de date recent elaborate, care include informații actualizate despre arboretele de stejar brumăriu din proprietate publică a statului, s-a elaborat harta de distribuție a stejarului brumăriu pe teritoriul României. Constatările principale indică o suprafață totală de aproximativ 18.000 de hectare pentru arboretele care semnaleză prezența stejarului brumăriu, din care doar aproximativ 12.000 de hectare sunt efectiv ocupate de această specie, luând în considerare procentul acesteia în cadrul compoziției arboretelor.

Analiza distribuției pe clase de vârstă relevă că arboretele de vârstă mijlocie (între 61 și 80 de ani) constituie aproape o treime din suprafața totală (31,1%), în timp ce arboretele în vârstă, de peste 100 de ani, reprezintă mai puțin de 6% din totalul suprafeței. Aceasta subliniază o prezență redusă a arboretelor mature și foarte mature, aspect ce necesită atenție în gestionarea durabilă a ecosistemelor de stejar brumăriu.

De asemenea, s-a observat că majoritatea arboretelor cu stejar brumăriu prezintă o consistență normală (0,7-1,0), acestea acoperind 83% din totalul suprafeței evaluate. Există, totuși, arborete cu consistență scăzută și foarte scăzută, ceea ce indică o stabilitate redusă a acestor

arborete și necesitatea identificării cauzelor care au contribuit la această stare.

În concluzie, studiul subliniază importanța arboretelor de stejar brumăriu existente și a identificării de potențiale noi resurse genetice de stejar brumăriu aflate în condiții climatice extreme sau în zone în care nu există resurse genetice constituite.

Finanțare

Rezultatele prezente în acest articol au fost obținute în cadrul proiectului PN23090302 (derulat în cadrul Programului Nucleu FORCLIMSOC 2023-2026, al INCDS "Marin Drăcea"), iar diseminarea susținută prin proiectul CresPerfInst (Contract nr. 34PFE/30.12.2021), ambele finanțate de Ministerul Cercetării, Inovării și Digitalizării.

Bibliografie

- Barbu I, Curcă M, Barbu CO, & Ichim V (2016). Adaptarea pădurilor României la schimbările climatice. Ed. Silvică.
- Bălăcenoiu F, Nețoiu C, Toma D, & Petrișan IC (2024). Invasive behaviour of oak lace bug in forest ecosystems: a comparative analysis between between thermophilous and mesophyllous oak forests. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6, 1326929.
- Coldea G, Fărcaș S, Filipaș L, Ursu TM, & Stoica IA (2010). Syntaxonomic revision of *Quercus virgiliana* ten. and *Quercus pedunculiflora* K. Koch forests from Romania. *Studia UBB Biologia LV*, 2, 39-50.

- Curtu L, & Șofletea N (2009).** Stejarul brumăriu: specie sau unitate interspecifică a stejarului pedunculat? *Revista pădurilor*, (5), 24-30.
- Dolocan C, & Gheorghiu G (2012).** Contribuții la cunoașterea stării actuale a pădurilor de stejar brumăriu (*Quercus pedunculiflora* K. Koch) din bazinul Mostiștei, sub raport biometric și ecologic. *Revista de Silvicultura și Cinegetica*, 44-50.
- Legea 107 (2011)** privind comercializarea materialelor forestiere de reproducere. *Monitorul oficial* nr. 430 din 20 iunie 2011.
- Mănescu M (2000).** Reconstrucția ecologică prin mijloace silvice a terenurilor degradate din Dobrogea. *Bucovina Forestieră*, 8(1), 48-50.
- Nechita C, Macovei I, Popa I, Badea ON, Apostol EN, & Eggertsson O (2019).** Radial growth-based assessment of sites effects on pedunculate and greyish oak in southern Romania. *Science of The Total Environment*, 694, 133709.
- Nedealcov M, Donica A, & Grigoraș N (2019).** Evaluări privind impactul secetei asupra speciilor de stejari (*Quercus robur*, *Q. petraea*, *Q. pubescens*) în condiții de aridizare a climei. In *Starea actuală a componentelor de mediu*, pp. 236-243.
- Norma 1 (2022).** Ordin 2.533 (2022) din 28 septembrie 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. MMAP, *Monitorul Oficial*, Partea I nr. 1000 din 14 octombrie 2022.
- Pătrașcu A, & Geacu S. (1995).** Cercetări asupra pădurilor de stejar brumăriu și stejar pufos din Câmpia Covurluiului. *Bul. Grad. Bot. Univ. Al. I. Cuza Iași*, 5, 401-412.
- Pârnuță G, Budeanu M, Stuparu E, Scărlătescu V, Cheșnoiu EN, Tudoroiu M, Filat M, Nica MS, Teodosiu M, Lorent A, Daia M, Dinu C (2012).** Catalogul național al materialelor de bază pentru producerea materialelor forestiere de reproducere din România. Ed. Silvică.
- Pârnuță G, Stuparu E, Budeanu M, Scărlătescu V, Marica F-M, Lălu I, Tudoroiu M, Lorent A, Filat M, Teodosiu M, Nica MS, Cheșnoiu EN, Pârnuță P, Mirancea I, Marcu C, Pepelea D, Dinu C, Marin S, Daia M, Dima G, Șofletea N, Curtu L-A (2011).** Catalogul național al resurselor genetice forestiere. Ed. Silvică.
- Postolache D, & Popescu F (2019).** Setting priorities for development of genomic and transcriptomic resources in oak forest species from Romania. *Revista de Silvicultura și Cinegetica*, 24(45), 60-63.
- Simionescu A. et al. (2012).** Starea de sănătate a pădurilor din România din perioada 2001-2010. Ed. Mușatinii, Suceava.
- Șofletea N, Curtu L (2001).** Dendrologie. Vol. II. Editura pentru viață, Brașov.
- Scutăreanu P, Dissescu G., Pătrășcoiu M, Trantescu G, & Ciornei C (1984).** Rolul factorilor vătămători în diminuarea fructificației la stejar, gorun, stejar brumăriu și gârniță. Posibilități de luptă împotriva lor. *Rev. pădurilor*, 99, 1, 22-29.
- Stănescu V (1984).** Aplicații ale geneticii în silvicultură. Ed. Ceres, București.
- Stănescu V, Șofletea N, Popescu O (1997).** Flora forestieră lemnoasă a României. Ed. Ceres.
- Ungureanu II (1983).** Stejăretele de stejar brumăriu din Cîmpia Mehedințului și necesitatea gospodăririi lor intensive. *Revista pădurilor-industria lemnului, celuloză și hirtie*.
- Timiș-Gânsac V, Peticilă A, & Dincă L (2022).** Greyish oak (*Quercus pedunculiflora* K. Koch) smart forests from Dobrogea's Plateau. *Scientific Papers. Series B. Horticulture*, 66(1), 925-931.

Abstract

Assessment of the distribution of grayish oak (*Quercus pedunculiflora* K. Koch) forests in Romania

Following an analysis of a newly developed database, which includes updated information on the state-owned grayish oak (*Quercus pedunculiflora* K. Koch) forests, a distribution map across Romania was created. The main findings show there is a total area of approximately 18,000 ha of forests indicating the presence of grayish oak, the species having at least 10% of the stand composition in 12,000 ha.

All existing *Quercus pedunculiflora*, established as forest genetic resources or basic materials, are located in the silvosteppe area. In the current context of climate change, with trends towards aridification and silvosteppe expansion, the grayish oak becomes one of the main forest species that can be used in the restoration of ecosystems in areas with a dry climate and moisture deficit, characteristic of the silvosteppe.

Keywords: grayish oak (*Quercus pedunculiflora*), distribution, forest genetic resources, bases material, climate change.

Dinamica viabilității semințelor de paltin de munte în contextul schimbărilor climatice

Marius Budeanu¹, Gabriela Grosu¹, Dan Pepelea¹, Emanuel Beșliu¹✉

¹ SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea", România
✉ autor corespondent (emanuel.besliu@icas.ro)

1. Introducere

În Europa, paltinul de munte (*Acer pseudoplatanus* L.) este cea mai răspândită dintre speciile genului *Acer* (Rusanen & Myking 2003, EUFORGEN 2009, Stejskalova *et al.* 2014) fiind, totodată, o specie utilizată în zonele urbane, în special în aliniamentele stradale, datorită toleranței la poluarea solului, a aerului, dar și la un nivel ridicat de urbanizare (Dožić *et al.* 2010, Henrik *et al.* 2015). Paltinul de munte este o specie cu adaptabilitate ridicată la diferite tipuri de sol și condiții climatice, o specie de amestec ce poate reprezenta o alternativă importantă pentru viitor, în contextul încălzirii globale care afectează deja cele mai răspândite specii din Europa (Lloret & Pen 2004, Conklin & Sellmer 2009, Kramer *et al.* 2010, Walck *et al.* 2011, Hanewinkel *et al.* 2013, Carón *et al.* 2014). Paltinul de munte este originar din Europa centrală și de sud-est de unde s-a extins în mai multe țări europene (EUFORGEN 2009). A fost introdus ulterior în Asia și în America de nord.

Paltinul de munte face parte din categoria *foioase prețioase* (Joyce *et al.* 1998, Blada *et al.* 2000, Dincă & Dincă 2003, Spiecker *et al.* 2009, Nicolescu *et al.* 2010, Marin & Budeanu 2012), datorită lemnului de calitate superioară, folosit intens în industria mobilei, precum și la fabricarea instrumentelor muzicale, remarcabil în special pentru textură (desenul lemnului), durabilitate, elasticitate, luciu, rezonanță (Beldeanu 2001, Șofletea & Curtu 2007).

În România, ținând cont de valoare economică și ecologică a acestei specii, au fost constituite 14 resurse genetice forestiere pentru conservarea in situ a paltinului de munte, uniform distribuite în toate diviziunile carpatice (Pârnuță *et al.* 2011, Budeanu *et al.* 2019). În același timp, un număr de 79 arborete, cu o suprafață efectivă de 248,13 ha (suprafață totală: 1814,1 ha) au fost selecționate în categoria surselor de semințe (Pârnuță *et al.* 2012).

La paltinul de munte, vârsta maturității în masiv este de 30 ani iar periodicitatea fructificației este de 1-2 ani.

Proгноza fructificației se realizează în perioada aprilie - iunie iar recoltarea bisamarelor se face în perioada septembrie - octombrie (Tomescu 1957, Abrudan 2006, Șofletea & Curtu 2007, Budeanu 2018).

În funcție de longevitatea lor naturală, ce oferă indicații privind posibilitatea de păstrare, semințele de paltin de munte se încadrează în categoria celor cu longevitate naturală mijlocie (până la 3 ani), iar în raport cu capacitatea semințelor de a permite reducerea umidității, condiție esențială pentru o conservare de durată la majoritatea speciilor, acestea pot fi considerate "recalcitrante" deoarece nu permit reducerea umidității (Vlase 1982, Gosling 2007, Budeanu 2018).

Analiza calității semințelor forestiere, prin diverse metode și tehnici, permite determinarea principalilor parametri calitativi ai semințelor, puritatea și potența germinativă sau viabilitatea semințelor. Principalele teste de laborator pentru analiza calității semințelor forestiere sunt testul de Germinare (implică plasarea semințelor în condiții optime de germinare și înregistrarea procentului de semințe germinate, într-un interval de timp, de obicei 21 zile) și testul de viabilitate (cu tetrazoliu, soluție ce colorează țesuturile vii în roșu oferind o imagine rapidă a viabilității semințelor, după 3 zile) (Vlase 1982, SR 1908/2004, Budeanu 2018).

Obiectivul cercetărilor din lucrarea de față a constat în analiza parametrilor calitativi la 380 loturi de semințe de paltin de munte din România, în ultimii 21 de ani. În contextul încălzirii globale, influența principalilor factori climatici (temperatura aerului și precipitațiile atmosferice) asupra parametrilor calitativi ai semințelor de paltin de munte a fost studiată pentru două județe fruntașe în privința loturilor de semințe testate, Caraș-Severin și Sibiu.

2. Locul cercetărilor și metoda de cercetare

Cercetările s-au desfășurat în cadrul laboratorului de analiza calității semințelor forestiere din cadrul INCDS „Marin Drăcea” Stațiunea Brașov. Toate analizele de

laborator efectuate în perioada 2003 - 2023 s-au realizat cu respectarea regulilor internaționale stabilite de ISTA (2003-2023, disponibile la: <https://www.seedtest.org/en/publications/international-rules-seed-testing.html>) și implementate în România prin SR 1908/2004. Pentru fiecare lot, pe eșantioanele de laborator (minim 600 g) primite de la ocoalele silvice din România, s-au determinat: puritatea, masa a 1000 de semințe (M_{1000}), numărul de semințe la kilogram, viabilitatea, numărul de semințe viabile la kilogram și valoarea culturală a semințelor.

Viabilitatea este parametrul esențial al analizelor care exprimă procentul de semințe viabile, capabile să germineze și să dea naștere la noi arbori. Pentru determinarea viabilității, conform STAS 1908/2004, s-a utilizat testul cu tetrazoliu, cu următorul protocol de lucru:

- patru dintre cele opt subprobe folosite pentru stabilirea M_{1000} au fost folosite pentru determinarea viabilității;
- se îndepărtează aripile și se introduc semințele în apă pentru 18 ore, la temperatura de 20°C;
- se îndepărtează pericarpul și se scarifică semințele. Se înmoaie încă 3 ore în apă, apoi se îndepărtează tegumentul seminței;
- semințele se introduc în soluție de tetrazoliu (soluție apoasă de clorură de 2,3,5-trifenil-tetrazoliu în concentrație de 1%), în etuvă la 30°C, timp de 18 ore;
- evaluarea se face după radiculă. Se acceptă pete incolore mici pe cotiledoane, în partea opusă radiclei, care nu trebuie să depășească 1/3 din suprafața cotiledoanelor (Fig. 1).

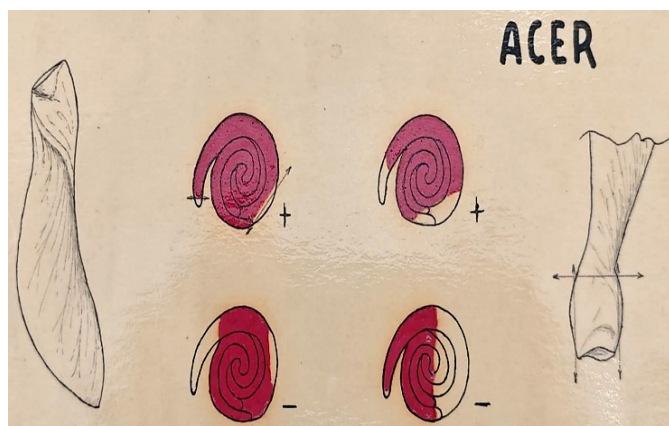


Fig. 1. Evaluarea semințelor viabile (+) de paltin de munte (conform SR 1908/2004)

La sfârșitul anului 2023 datele au fost centralizate și prelucrate statistic în Excel și Statistica (StatSoft 2010).

Datele climatice pentru zonele reprezentative din județele Caraș-Severin și Sibiu (de unde sunt originare loturile de semințe) au fost extrase din *Climate downscaling tool* (B4EST 2023) și CRU TS (Harris *et al.* 2020).

Corelațiile dintre caracterele analizate, precum și dintre acestea și principalii factori climatici au fost efectuate cu ajutorul programului Statistica 10.0 (StatSoft 2010).

3. Rezultate și discuții

În ultimii 21 ani au fost analizate un număr de 380 loturi de semințe de paltin de munte, cu o medie de 19 analize pe an, și cu un trend descendent, atât în privința numărului de loturi analizate (-10% în perioada 2020-2023 comparativ cu primii patru ani de analiză), cât și a mărimii loturilor (-4%).

3.1. Parametrii calitativi ai semințelor de paltin de munte

Așa cum s-a precizat în capitolul de metodologie, principalii parametri calitativi ai semințelor de paltin de munte determinați au fost: puritatea, masa a 1000 de semințe (M_{1000}), numărul de semințe la kilogram, viabilitatea, numărul de semințe viabile la kilogram și valoarea culturală a semințelor.

Puritatea semințelor

Puritatea semințelor exprimă procentul semințelor pure dintr-un eșantion de laborator (și implicit pentru un lot de semințe). Practic, se separă semințele pure de materiile inerte și de semințele ce aparțin altor specii.

Pentru cele 380 probe incluse în analiză s-a obținut o puritate medie de 94,4%, cu o amplitudine de variație între probe cuprinsă între 67,7% și 100%, rezultatele cele mai bune fiind înregistrate, în general, în primii ani ai perioadei analizate. În privința valorilor medii la nivel de județ, s-au remarcat în special loturile provenite din județele Maramureș (99%), Cluj (97%) și Argeș (97%), la polul opus fiind înregistrările provenite din Suceava (77%) și Satu Mare (86%). Cu excepția ultimelor două județe, toate celelalte 18 s-au încadrat în grupul omogen valoros în urma aplicării testului Duncan (1955). Valoarea medie pentru puritatea semințelor de paltin de munte analizate depășește cu 5% media înregistrată în Polonia (Suszka *et al.* 1996).

Masa a 1000 de semințe (M_{1000})

Valoarea medie pentru acest caracter este de 130,5 g, cu o amplitudine de variație foarte mare între probe, cuprinsă între 61 g și 332 g, rezultatele cele mai bune fiind înregistrate în anii 2019 (154 g), 2004 (148 g) și 2005 (147 g), la polul opus fiind înregistrările din anii 2003 (112 g) și 2007 (116 g). În privința valorilor medii la nivel de județ, s-au remarcat în special loturi provenite din județele Gorj (156 g), Satu Mare (149 g) și Sibiu (146 g), la polul opus fiind înregistrările provenite din Suceava (89 g) și Argeș (97 g). Doar județul Suceava se situează în afara grupului omogen valoros în urma aplicării testului Duncan (1955). Valoarea medie M_{1000} depășește cu 9% media înregistrată în Polonia (Suszka *et al.* 1996).

Numărul de semințe la kilogram

Într-un kilogram de semințe de paltin de munte intră un număr de 8180 semințe, conform rezultatelor din cercetările de față. Și pentru acest caracter amplitudinea de variație între cele 380 probe este foarte mare, de la 3010 la 16500. În ani cu valori M_{1000} mici și cu purități mari (2003, 2018 și 2022) s-au înregistrat și loturi cu număr ridicat de semințe la kilogram. Și mediile pe județe se corelează invers cu M_{1000} .

Viabilitatea semințelor

Pentru cel mai important caracter calitativ al semințelor de paltin de munte, valoarea medie a celor 380 de probe analizate este de 72,9%, valoare aproape identică cu cea raportată anterior în România (Budeanu 2018). Această valoare medie, coroborată cu valorile medii de puritate și M_{1000} , încadrează loturile analizate la clasa a II-a de calitate. Dintre loturile analizate, 40% se încadrează la clasa I de calitate ($V > 80\%$), 40% la clasa a II-a, 14% la clasa a III-a, restul de 6% situându-se sub pragul minim de calitate (50%) care să permită comercializarea (SR 1808/1983).

Cele mai ridicate valori de viabilitate au fost obținute în anii 2008 (83%), 2011 (80%) și 2012 (78%), iar cel mai slab rezultat s-a consemnat în anul 2021 (Fig. 2).

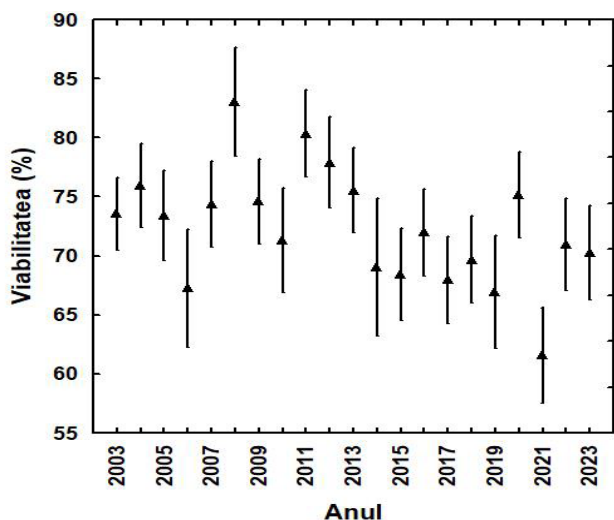


Fig. 2. Dinamica multiannuală a viabilității loturilor de semințe de paltin de munte (media ± abaterea standard)

La nivel de județ, mediile multianuale (Fig. 3) arată o valoare foarte ridicată pentru semințele de paltin de munte din județul Mureș (90,5%), urmat la mare distanță de loturile din Buzău și Timiș (ambele cu 80%), în timp ce loturile din Suceava au înregistrat singura medie sub pragul minim de 50%.

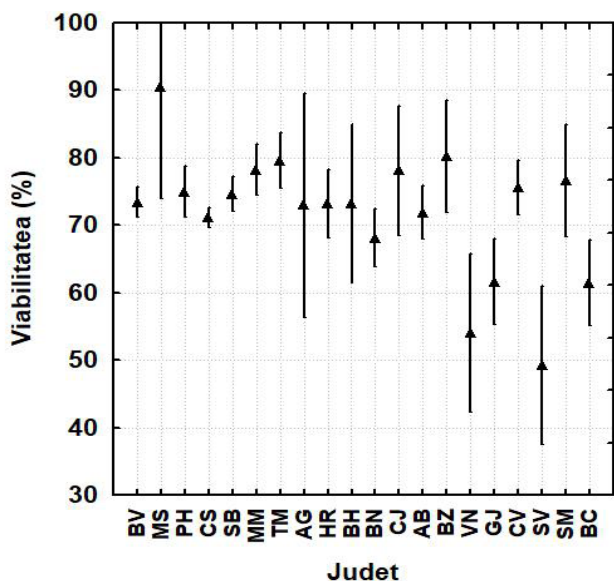


Fig. 3. Viabilitatea (media ± abaterea standard) semințelor de paltin de munte, pe județe

Dacă valoarea medie pentru viabilitatea celor 380 loturi de semințe de paltin de munte este de 72,9%, așa cum s-a prezentat mai sus, diferența până la 100% este reprezentată de semințele moarte, 10,6%, seci, 12,8% și atacate, 3,7%.

Numărul de semințe viabile la kilogram

Numărul de semințe viabile la kilogram (NV_{kg}), calculat în funcție de numărul de semințe la kilogram (N_{kg}) și viabilitatea semințelor (V), cu formula:

$$NV_{kg} = (N_{kg} \cdot V) / 100,$$

a înregistrat o valoare medie de 5754, cu o amplitudine mare între probe, de la 463 la 12500.

Valoarea culturală a semințelor

Valoarea culturală (Vc) a unui lot de semințe depinde de cei doi parametri calitativi esențiali ai semințelor, respectiv puritatea și viabilitatea [$Vc = (P \cdot V) / 100$].

Pentru cele 380 de loturi analizate s-a obținut o valoare culturală medie de 69%. Cele mai ridicate valori ale acestui important parametru s-au obținut în anii 2008 (80%), 2011 (76%) și 2003 (73%), la polul opus situându-se înregistrările din anii 2021 (58%), 2014 (62%) și 2006 (62%). La nivel de județ, mediile multianuale arată o valoare culturală foarte ridicată pentru semințele de paltin de munte din județul Mureș (84%), după care urmează loturile din Maramureș și Buzău (ambele cu 78%), în timp ce loturile din Suceava au înregistrat singura medie sub 50%.

3.2. Corelații între caracterele analizate

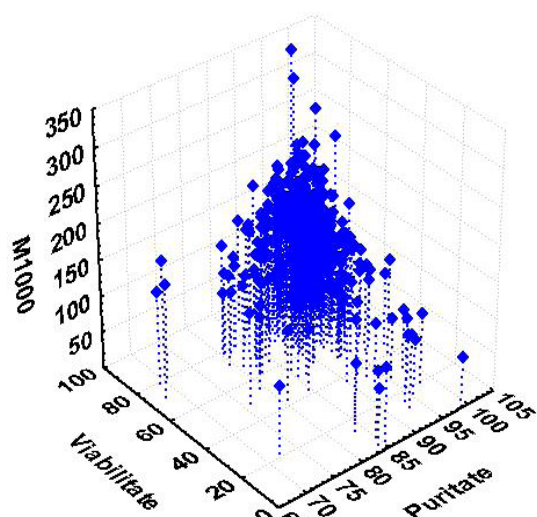
Toate corelațiile dintre caracterele analizate ale semințelor de paltin de munte sunt semnificative din punct de vedere statistic (Tab. 1). S-a obținut o corelația pozitivă și foarte semnificativă între puritate și viabilitate ($r = 0,30^{***}$), precum și între viabilitate și greutatea semințelor ($r = 0,42^{***}$), această din urmă corelație fiind înregistrată și în alte studii anterioare (Moles *et al.* 2003, Norden *et al.* 2009, Carón *et al.* 2014, Kostić *et al.* 2017). Valoarea culturală a semințelor este influențată mult mai puternic de viabilitate ($r = 0,96^{***}$) decât de puritate ($r = 0,49^{***}$).

Tab. 1. Corelații între caracterele analizate

Variabile	Viabilitate	Valoare culturală	M_{1000}	N_{kg}	NV_{kg}
Puritate	0,30***	0,49***	0,14**	-0,13*	0,12*
Viabilitate		0,96***	0,42***	-0,47***	0,49***
Valoare culturală			0,42***	-0,46***	0,46***
M_{1000}				-0,92***	-0,49***
N_{kg}					0,48***
NV_{kg}					

M_{1000} = masa a 1000 de semințe, N_{kg} = nr. de semințe la Kg, NV_{kg} = nr. de semințe viabile la Kg. *semnificativ ($p < 0.05$); **distinct semnificativ ($p < 0.01$); ***foarte semnificativ ($p < 0.001$). N= 380.

Așadar, semințele mai grele și cu o puritate mai mare vor avea o viabilitate mai bună. Această afirmație este susținută și de corelația multiplă dintre puritate, viabilitate și M_{1000} , corelație pozitivă și foarte semnificativă (Fig. 4).



Multiple $R(z/xy) = 0.4168, p = 0.0000$

Fig. 4. Corelația multiplă dintre puritate, viabilitate și M_{1000}

3.3. Influența factorilor climatici asupra calității semințelor

Pentru două județe fruntașe în privința loturilor de semințe testate, Caraș-Severin și Sibiu, s-a analizat influența factorilor climatici (mediile lunare și anuale de temperatură din anul curent și precedent, precum și valorile lunare și suma anuală a precipitațiilor, an curent și precedent), din perioada 2002-2022, asupra parametrilor calitativi ai semințelor.

Temperatura medie anuală a influențat negativ dar statistic ne semnificativ principalii parametri calitativi ai semințelor (puritate, viabilitate și M_{1000}), în ambele județe, valorile coeficientului de corelație (r) variind între -0,03 și -0,30, valorile cele mai ridicate consemnându-se pentru viabilitatea semințelor ($r = -0,27$ la Sibiu și $r = -0,30$ la Caraș-Severin), iar cele mai mici ($r = -0,13$ la Sibiu și $r = -0,03$ la Caraș-Severin) pentru puritate (Tabelul 2). În privința temperaturilor lunare, masa a 1000 semințe a fost influențată negativ de temperaturile din mai-august, în ambele județe, valorile statistic semnificative fiind consemnate pentru temperaturile înregistrate în mai și iunie, în Caraș-Severin ($r = -0,51^*$, $r = -0,54^*$). Temperatura medie din anul precedent a influențat negativ și semnificativ ($r = -0,56^*$) viabilitatea semințelor recoltate din județul Caraș-Severin, în timp ce pentru Sibiu, corelația a fost pozitivă dar ne semnificativă ($r = 0,12$).

Tab. 2. Corelațiile dintre factorii climatici și parametri calitativi ai semințelor

Sibiu	T	P	Tap	Pap
Masa lot	0.24	-0.15	0.41	-0.09
Puritate	-0.13	0.00	-0.01	-0.17
Viabilitate	-0.27	0.17	0.12	-0.29
Valoare culturală	-0.21	0.11	0.19	-0.18
M_{1000}	-0.11	0.50*	0.11	-0.03
N_{Kg}	0.13	-0.58**	-0.12	0.15
NV_{Kg}	0.03	-0.31	0.06	-0.10

Caraș-Severin	T	P	Tap	Pap
Masa lot	0.25	-0.01	-0.03	0.09
Puritate	-0.03	-0.39	0.27	0.04
Viabilitate	-0.30	-0.27	-0.56*	0.02
Valoare culturală	-0.33	-0.33	-0.50*	0.02
M_{1000}	-0.22	0.13	-0.12	0.15
N_{Kg}	0.21	-0.23	0.15	-0.14
NV_{Kg}	-0.08	-0.38	-0.31	-0.09

T= temperatura medie anuală, P= suma precipitațiilor anuale, Tap= temperatura an precedent, Pap= precipitații an precedent.

Suma precipitațiilor anuale a influențat pozitiv principalii parametri calitativi ai semințelor (puritate, viabilitate și M_{1000}) doar în județul Sibiu [statistic semnificativ doar pentru M_{1000} ($r = 0,50^*$)], în timp ce în Caraș Severin corelațiile au fost negative și ne semnificative, cu excepția M_{1000} , pentru care a rezultat o corelație ușor pozitivă, $r = 0,13$ (Tab. 2). Precipitațiile abundente din luna august au influențat negativ cantitățile de semințe recoltate, corelația fiind semnificativă doar pentru județul Sibiu ($r = -0,60^{**}$). Precipitațiile abundente din luna octombrie (perioada de recoltare) au influențat pozitiv și semnificativ ($r = 0,44^*$) viabilitatea semințelor recoltate din județul Sibiu.

În ambele județe analizate, în anii cu temperaturi medii reduse și cantități mari de precipitații (2010 pentru Sibiu și 2006 pentru Caraș-Severin), semințele au înregistrat cele mai mari valori ale viabilității. De asemenea, la temperaturi ridicate și precipitații puține (2019, în ambele județe) semințele au prezentat valori reduse de viabilitate.

4. Concluzii

Pentru cele 380 loturi de semințe de paltin de munte analizate în perioada 2003-2023 s-au obținut valori medii pentru puritate (94,4%), viabilitate (72,9%) și masa a 1000 de semințe (130,5 g) ce le situează în clasa a II-a de calitate, foarte aproape de pragurile clasei I, acolo unde se încadrează 40% dintre loturi.

Cele mai ridicate valori ale viabilității semințelor s-au înregistrat în anii 2008, 2011 și 2012, iar județele fruntașe au fost Mureș, Buzău și Timiș.

S-au obținut corelații pozitive și foarte semnificative între principalele caractere calitative ale semințelor de paltin de munte precum și o corelația multiplă, tot pozitivă și foarte semnificativă, între puritate, viabilitate și M_{1000} . Semințele mai grele și cu o puritate mai mare vor avea o viabilitate mai bună.

În ambele județe analizate în privința influenței factorilor climatici asupra parametrilor calitativi ai semințelor (Sibiu și Caraș-Severin), în anul în care s-a înregistrat cea mai ridicată temperatură și au căzut printre cele mai mici cantități de precipitații (anul 2019), s-au obținut valori foarte mici pentru viabilitatea semințelor (penultimul loc, la Sibiu și locul 15 din 20, la Caraș-Severin).

Rezultatele obținute indică un posibil risc de reducere a viabilității semințelor de paltin de munte în viitor, în contextul încălzirii climatului, cu efecte negative asupra perenității pădurilor.

Finanțare și mulțumiri

Cercetările s-au derulat în cadrul proiectelor CresPerfInst (Contract nr. 34PFE/30.12.2021) și PN23090303, finanțate de Ministerul Cercetării, Inovării și Digitalizării. Autorii exprimă o profundă recunoștință predecesorilor, Cecilia Fărcaș, Mihaela Bujilă și Katalin Péter.

Bibliografie

- Abrudan IV (2006).** Împăduriri. Ed. Universității "Transilvania", Brașov, 198 p.
- Beldeanu E (2001).** Produse forestiere și studiul lemnului. Ediția a II-a. Ed. Universității Transilvania Brașov, 362 p.
- Blada I, Alexandrov AH, Postolache G, Turok J, Doniță N (2000).** Inventories for in situ conservation broadleaved forest genetic resources in south-eastern Europe. In: Proceedings of international conference, Managing plant genetic diversity, Kuala Lumpur, Malaysia, 12-16 June 2000, 217-228.
- Budeanu M (2018).** Conservarea semințelor cu longevitate naturală redusă la specii din familia *Fagaceae*. Ed. Silvică, 82 p.
- B4EST (2023).** Adaptive breeding for better forests. Climate database available online: <http://www.b4est.eu/> (accessed on 15 December 2023).
- Carón MM, De Frenne P, Brunet J, et al (2014).** Latitudinal variation in seeds characteristics of *Acer platanoides* and *A. pseudoplatanus*. *Plant Ecology* 215, 911-925.
- Conklin JR, Sellmer JC (2009).** Germination and seed viability of Norway maple cultivars, hybrids, and species. *HortTechnology* 19(1), 120-126.
- Dincă L, Dincă M (2003).** Considerations regarding the valuable broadleaved species in Romania. *Analele I.C.A.S.*, 46(1), 315-320.
- Dožić S, Đukić M, Lukić S, Đunisajević-Bojović D (2010).** Reclamation of the copper mine chatse. International conference Degraded areas & ecoremediation, Belgrade, Serbia, 392-400.
- Duncan DB (1955).** Multiple range and multiple *F* tests. *Biometrics*, 11, 1-42.
- EUFORGEN (2009).** Distribution map of Sycamore (*Acer pseudoplatanus*). Disponibil la: www.eurofor-gen.org
- Gosling P (2007).** Raising trees and shrubs from seed. Forestry Commission Practice Guide. Forestry Commission, Edinburgh. i-iv: 1-28.
- Hanewinkel M, Cullmann DA, Schelhaas M-J, Nabuurs G-J, Zimmermann N. (2013).** Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change* 3, 203-207.
- Harris I, Osborn T, Jones P, Liste D (2020).** Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. *Nature Scientific Data* 7, 109, 18p. Doi: 10.1038/s41597-020-0453-3
- Henrik S, Andrew H, Nina B (2015).** Urban forest resilience through tree selection-Variation in drought tolerance in *Acer*. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14, 858-865.
- ISTA (2023).** International rules for seed testing. Disponibil la: <https://www.seedtest.org/en/publications/international-rules-seed-testing.html>.
- Joyce PM, Huss J, Pfeifer A, McCarthy R, Hendrick E (1998).** Growing broadleaves: silvicultural guidelines for ash, sycamore, wild cherry, beech and oak in Ireland. COFORD, Dublin, 144 p.
- Kostić S, Čukanović J, Ljubojević M, Mladenović E, Mrđan S, Svilokos N (2017).** Germination and relations between seed quality characteristics for *Acer pseudoplatanus* and *Acer pseudoplatanus* 'Atropurpureum'. *Contemporary Agriculture* 66(1-2), 51-55.
- Kramer K, Degen B, Buschbom J, et al (2010).** Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change-Range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *Forest Ecology and Management* 259, 2213-2222.
- Lloret F, Pen J (2004).** Experimental evidence of reduced diversity of seedlings due to climate modification in a Mediterranean-type community. *Global Change Biology* 10, 248-258.
- Marin M, Budeanu M (2012).** Cercetări pentru înființarea unor livezi semincere de paltin de munte (*Acer pseudoplatanus* L.). *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 31, 34-37.
- Moles AT, Warton DI, Westoby M (2003).** Do small-seeded species have higher survival through seed predation than large-seeded species? *Ecology* 84, 3148-3161.
- Nicolescu VN, Ehrhart Y, Esmenjaud E, Le Roux M, Marois O, Meurillon I, Pares E, Parrot M, Vincent L, Amodei T, Brochier C, Debruyne J, Martin M (2010).** O problemă veche, dar mereu actuală: alegerea arborilor de viitor, între "știință" și "artă". *Revista Pădurilor*, 3, 45-53.
- Norden N, Daws MI, Antoine C, Gonzalez MA, Garwood NC, Chave J (2009).** The relationship between seed mass and mean time to germination for 1037 tree species across five tropical forests. *Functional Ecology* 23, 203-210.
- Pârnuță G, Budeanu M, Stuparu E, Scărlătescu V, Cheșnoiu EN, Tudoroiu M, Filat M, Nica MS, Teodosiu M, Lorent A, Daia M, Dinu C (2012).** Catalogul Național al materialelor de bază pentru producerea materialelor forestiere de reproducere din România. Ed. Silvică, 304 p.
- Pârnuță G, Stuparu E, Budeanu M, Scărlătescu V, Marica F-M, Lulu I, Tudoroiu M, Lorent A, Filat M, Teodosiu M, Nica MS, Cheșnoiu EN, Pârnuță P, Mirancea I, Marcu C, Pepelea D, Dinu C, Marin S, Daia M, Dima G, Șofletea N, Curtu L-A (2011).** Catalogul național al resurselor genetice forestiere. Ed. Silvică, 522 p.
- Rusanen M, Myking T (2013).** EUFORGEN, technical guidelines for genetic conservation and use for sycamore (*Acer pseudoplatanus*). International Plant Genetic Resources Institute, 6, Rome, Italy.
- Spiecker H, Hein S, Makkonnen-Spiecker K, Thies M (2009).** Valuable broadleaved forests in Europe. European Forest Institute Research Report 22, Brill, Leiden-Boston, 256 p.
- STAS SR 1808 (1983).** Semințe de arbori și arbuști pentru culturi forestiere. Condiții tehnice de calitate. ASRO, ediția I, 28 p.
- STAS SR 1908 (2004).** Semințe de arbori și arbuști pentru culturi forestiere. Metode de analiză. ASRO, ediția 6, 41 p.
- STATISTICA 10.0 (2010).** StatSoft Inc., Tulsa, OK, USA.
- Stejskalová J, Kupka I, Nováková O (2014).** Influence of sycamore seed stratification length on their germination capacity. *Journal of Forest Science*, 60(5), 212-217.
- Suszka B, Muller C, Bonnet-Masimbert M (1996).** Seeds of broadleaves, from harvest to sowing. INRA, Paris, France, 294 p.
- Șofletea N, Curtu LA (2007).** Dendrologie. Ed. Universității "Transilvania", Brașov, 540 p.
- Tomescu A (1957).** Fazele periodice de vegetație la speciile forestiere. Sinteză pentru perioada 1946-1955. I.C.A.S. Seria II, Ed. Agro-Silvică, 123 p.
- Vlase I (1982).** Conservarea semințelor forestiere. Ed. Ceres, 277 p.
- Walck JL, Hidayati S, Dixon KW, Thompson K, Poschlod P (2011).** Climate change and plant regeneration from seed. *Global Change Biology* 17(6), 2145-2161.

Abstract

The dynamics of the seed viability of sycamore maple in the context of climate change

The objective of the research consisted in the analysis of the qualitative parameters of 380 lots of seeds of sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) originated from all over Romania, in the last 21 years (2003-2023). In the context of global warming, the influence of the main climatic factors (air temperature and atmospheric precipitations) on the qualitative parameters of the seeds of sycamore maple was studied for two leading counties regarding the tested seed lots, Caraş-Severin and Sibiu. The research was carried out in the forest seed testing laboratory of the INCDS "Marin Drăcea" Braşov Station. All laboratory analyses, carried out between 2003 and 2023, were made in accordance with the international rules established by ISTA and implemented in Romania by SR 1908/2004 standard. Average values for purity (94.4%), viability (72.9%) and mass of 1000 seeds (130.5 g) were obtained for the 380 analysed lots of sycamore maple seeds which places them in the 2nd class of quality, very close to the thresholds of the first class, where 40% of the lots are included. The highest values of seed viability were recorded in 2008, 2011 and 2012, and the leading counties were Mureş, Buzău and Timiş. Positive and highly significant correlations were obtained among the main qualitative traits of the seeds as well as a multiple correlation, also positive and highly significant, between purity, viability and mass of 1000 seeds. Heavier and higher purity seeds will have better viability. In both analysed counties (Sibiu and Caraş-Severin), regarding the influence of climatic factors on the seed's quality parameters, in the year in which the highest temperature was recorded, and fell among the lowest amounts of precipitation (year 2019), a very low values for seeds viability were obtained (penultimate place, in Sibiu, and 15th out of 20, in Caraş-Severin). The obtained results indicate a possible risk of reducing the viability of the sycamore maple seeds in the future, in the context of climate warming, with negative effects on the existence of this important mixed species in the Romanian forests.

Keywords: *Acer pseudoplatanus*, afforestation, global warming, Romanian forest, seed germination.

Dezvoltarea de soluții bazate pe natură pentru agricultură și silvicultură, progres al ameliorării genetice

Floriana Maria Ștefan¹, Marius Budeanu²✉

¹ Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare pentru Cartof și Sfeclă de Zahăr (INCDCSZ) Brașov, România

² SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea", România

✉ autor corespondent (mariusbudeanu80@gmail.com)

1. Introducere

Prioritățile Pactului Ecologic European, privind adaptarea la schimbările climatice prezintă o viziune pe termen lung, pentru ca Uniunea Europeană (UE) să devină o societate rezilientă la schimbări climatice și pe deplin adaptată la efectele inevitabile ale acestora, până în anul 2050. Pactul sprijină și activitățile de cercetare științifică, în sensul îmbunătățirii cunoștințelor și inovației, pentru asigurarea menținerii agroecosistemelor într-o stare ecologică bună.

Se impune dezvoltarea de soluții bazate pe natură (NBS), care să contribuie la gestionarea durabilă a resurselor de mediu, într-un climat în schimbare, cu o atenție deosebită pe reducerea impactului fenomenelor climatice extreme. Uniunea Internațională pentru Conservarea Naturii (IUCN, www.iucn.org) definește NBS ca setul de soluții alternative pentru conservarea, gestionarea durabilă și păstrarea funcționalității ecosistemelor naturale sau restaurarea acestora în ecosisteme modificate de om, care se confruntă cu provocările societății în mod eficient și flexibil: creșterea bunăstării umane și a biodiversității, schimbările climatice, securitatea alimentară și a apei, riscurile dezastrelor, dezvoltarea socială și economică. Soluțiile bazate pe natură sunt aplicate în diferite domenii, inclusiv: agricultura și silvicultura durabilă, adaptarea la schimbările climatice, abordări eco-durabile, infrastructuri naturale și ecologice, inginerie naturalistă (Hallstein & Iseman 2021, Shuai et al. 2022). Ca atare, sunt foarte adaptabile, tocmai pentru a răspunde condițiilor locale în schimbare și sunt adesea mai eficiente din punct de vedere al costurilor și al resurselor decât abordările pur tehnologice pe termen lung.

Atenuarea și adaptarea la amenințări emergente, în contextul politicii climatice a UE, se poate atinge prin considerarea soiului, privit în complexitatea sa ca

un organism viu, o soluție bazată pe natură. Așadar, orientarea lucrărilor de ameliorare din cercetarea agricolă și silvică comunitară și implicit românească spre obținerea și implementarea de soiuri reziliente climatic este o necesitate. Prezentăm în materialul de față soiuri/varietăți/forme noi obținute la cartof și molid, specii esențiale pentru agricultura și silvicultura din zona montană.

La cartof (*Solanum tuberosum* L.), soiul reprezintă cea mai importantă verigă în obținerea de producții mari și constante, fără o creștere continuă și progresivă a cheltuielilor materiale și energetice. Acesta este o sursă importantă de hrană la nivel global, fiind printre cele mai cultivate plante de cultură din lume, cu randament bun în diverse condiții de sol și climă (Muhinyuza et al. 2016). Alături de cerealele de bază, grâu, orez și porumb, este considerată una dintre primele patru culturi alimentare de bază și este văzut ca o soluție reală într-o previzibilă viitoare criză alimentară (Devaux et al. 2020). În România, cartoful este acum „a doua pâine”, fiind considerat un aliment strategic. Din datele Institutului Național de Statistică reiese că producția de cartof, exprimată în kg/capita este de 164,6, iar consumul mediu anual este de 103 kg/capita (Ștefan et al. 2023). La Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare pentru Cartof și Sfeclă de Zahăr (INCDCSZ) Brașov, lucrările de ameliorare a cartofului sunt în continuu progres, pentru a crea soiuri reziliente climatic, care să nu necesite inputuri tehnice și tehnologice intensive, adaptate agriculturii durabile din România (Ștefan et al. 2016).

Molidul [*Picea abies* (L.) Karst.], una dintre cele mai importante specii forestiere din Europa (Pretzsch et al. 2010, Boisvenue & Running 2016), ocupă aproape un sfert din pădurile României, fiind specia cea mai răspândită în zona montană (Șofletea & Curtu 2007, Feurdean et al. 2011). Proveniențele din România sunt considerate printre cele mai valoroase din Europa, în urma rezultatelor obținute în culturi comparative internaționale (Giertych 1984, Héois & Van De Sype 1991, Enescu et al. 1997, Mihai 2002, Skrøppa 2005, Șofletea et al. 2015, Ujvari & Ujvari

2006, Zeltinš et al. 2019). Molidul cu coroană îngustă [*Picea abies* (L.) Karst. f. *pendula* (Lawson) Sylven], o varietate (soi) a molidului, se caracterizează printr-o coroană îngustă, cu ramurile de ordinul I pendente (cad pe lângă trunchi, de aici denumirea *pendula*), fapt ce reduce semnificativ cantitatea de zăpadă reținută în coronament, comparativ cu forma clasică de molid (piramidal), ceea ce favorizează o rezistență sporită la vânt și zăpadă (Budeanu et al. 2019, Budeanu 2022). La Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea" s-au derulat cercetări laborioase pentru identificarea acestei varietăți și clonarea ei, în scopul promovării în lucrările de împădurire viitoare (Pârnuță 2008, Budeanu 2021, Budeanu 2022).

Obiectivul prezentului articol a constat în informarea opiniei publice și a specialiștilor din agricultură și silvicultură cu privire la cele mai recente realizări ale amelioratorilor din cele două domenii, respectiv obținerea de soiuri noi de cartof și molid, cu reziliență climatică și capabile să răspundă nevoilor societale prezente și viitoare.

2. Locul cercetărilor și metoda de cercetare



Foto 1. Pregătirea genitorilor și obținerea de bace din combinații hibride controlate

În perioada 2013-2023, la INCDCSZ Brașov au fost omologate și brevetate 12 soiuri noi de cartof (*Brașovia*, *Sarmis*, *Marvis*, *Castrum*, *Cosiana*, *Sevastia*, *Azaria*, *Darilena*, *Cezarina*, *Ervant*, *Asinaria* și *Foresta*) adaptate modificărilor climatice și economice, cu randament superior în gestionarea resurselor de apă, rezistente la boli și dăunători, ce asigură producții ridicate și calități superioare. Pentru toate aceste soiuri s-au stabilit pachete tehnologice. Metoda de obținere a soiurilor a fost hibridarea sexuală, urmată de selecție clonală (Foto 1).

Procesul de ameliorare, pe lângă alegerea judicioasă a genitorilor, respectă o schemă riguroasă, cu o durată de 10-12 ani:

- Anul I: Câmp de seminceri, prima populație hibridă generativă;
- Anii II-IV: Câmp de selecție - populații hibride vegetative P1 - P3;
- Anii V-VII: Câmp de selecție - descendenți vegetativi D1 și D2;
- Anii VIII-IX: Culturi comparative de orientare anii I și II;
- nii X-XII: Culturi comparative de concurs (Foto 2).



Foto 2. Culturi comparative în vegetație și la recoltat

Trecerea în câmpurile de populații și descendențe vegetative s-a axat pe două procese de selecție:

- în timpul vegetației, unde s-a urmărit aspectul și vigoarea plantelor, precum și rezistența la dăunători și boli;
- la recoltare, unde a fost monitorizată productivitatea și calitatea culturii.

Reziliența climatică a potențialelor noi soiuri de cartof este o trăsătură cantitativă determinată pe de o parte genetic, dar și sub control fenotipic, în context, identificarea acelor genotipuri care să suporte cantități scăzute de apă și care să depășească variabilele de umiditate a reprezentat o prioritate. Prin metode senzoriale de "capturare" a trăsăturilor urmărite în procesul de ameliorare, s-au obținut noi genotipuri reziliente termo-hidric, cu dinamica biomasei controlată, arhitectura diferențiată și eficiență de utilizare a apei, nutrienților și radiației solare (Foto 3).



Foto 3. Evaluare senzorială a rezilienței climatice

Testarea și evaluarea noilor soiurilor, după criterii de eco-condiționalitate și producție s-a făcut în 8 centre ale Institutului de Stat pentru Testarea și Înregistrarea Soiurilor (ISTIS) și a condus la omologarea și înregistrarea în Catalogul Oficial al soiurilor de plante de cultură din România, fiind urmată de brevetarea acestora. Toate soiurile și-au dovedit adaptabilitatea și plasticitatea ecologică în condiții diferite de cultură, astfel că, la Institut, au intrat în faza de multiplicare și producere de sămânță.

La molid, s-au derulat următoarele investigații (Budeanu 2022):

a. Reevaluarea populațiilor naturale alese de Pârnuță (2008), selecția, măsurarea și materializarea în teren a arborilor de molid cu coroană îngustă, precum și culegerea datelor necesare pentru includerea unor populații în categoria resurselor genetice forestiere (RGF).

- b. Analiza variabilității genetice, în culturi comparative full-sib și half-sib.
- c. Efectuarea unor teste de rezistență lemnului.
- d. Monitorizarea creșterilor radiale lunare și observații fenologice într-o populație naturală (Predeal).
- e. Multiplicarea vegetativă (altoire) și înființarea unui plantaj de molid *pendula*.
- f. Micropropagarea *in vitro* a molidului cu coroană îngustă.
- g) Brevetarea molidului cu coroană îngustă.

3. Rezultate și discuții

Soiurile de cartof nou create se încadrează în grupa soiurilor semitimpurii (*Brașovia*, *Marvis*, *Castrum*, *Sarmis*, *Sevastia*, *Azaria*, *Darilena*, *Asinaria*, *Cezarina*, *Ervant*), semitardive (*Cosiana*) și tardive (*Foresta*). Aceste soiuri sunt bine adaptate condițiilor de mediu din țara noastră, au potențial productiv ridicat și rezistență medie la viroze (PVY și PLRV) și mana cartofului (Hermeziu M *et al.* 2018). La râia neagră a cartofului, toate soiurile prezintă rezistență.

În ceea ce privește aspectul tuberculilor (formă, ochi, culoare coajă și pulpă), toate soiurile sunt caracterizate de un aspect comercial plăcut, diferit în funcție de soi, după cum urmează (Hermeziu R *et al.* 2015):

- **Brașovia** - rotund-oval, ochi superficiali, coaja galbenă și pulpa alb-gălbuie;
- **Marvis** - oval, ochi superficiali, coaja galbenă și pulpa galben-deschis;
- **Castrum** - rotund-oval, ochi superficiali, coaja și pulpa de culoare galben-deschis;
- **Sarmis** - alungit-oval, ochi superficiali, coaja galben-deschis și pulpa galbenă;
- **Sevastia** - oval, ochi superficiali, coaja galbenă și pulpa galben intens;
- **Azaria** - oval, ochi superficiali, coaja roșie și pulpa galbenă;
- **Darilena** - oval, ochi superficiali, coaja galbenă și pulpa galben-deschis;
- **Asinaria** - lung-oval, ochi superficiali, coaja galbenă și pulpa crem;
- **Cezarina** - scurt-oval, ochi superficiali, coaja galbenă și pulpa galben mediu;
- **Ervant** - scurt-oval, ochi superficiali, coaja galbenă și pulpa crem;
- **Cosiana** - rotund-oval, ochi mediu-adânci, coaja roșie și pulpa galben-deschis;
- **Foresta** - scurt-oval, ochi superficiali, coaja roșie și pulpa galben închis .

Referitor la calitatea culinară (Foto 4), soiurile au o calitate culinară bună și sunt încadrate în clase de utilizare diferite, respectiv:

- Clasa A – *Sevastia* (salate);
- Clasa A/B – *Sarmis*, *Cezarina*, *Ervant*, *Foresta* (salate și alte tipuri de preparate);

- Clasa B – Brașovia, Marvis, Castrum, Azaria, Darilena, Asinaria (toate tipurile de preparate culinare, procesare industrială);
- Clasa B/C – Cosiana (piure, produse de panificație, procesare industrială).

Capacitatea de producție a soiurilor în rețeaua de testare a ISTIS (Târgoviște, Târgu Secuiesc, Sibiu, Satu Mare, Rădăuți, Hărman, Luduș, Bacău) a dovedit că toate soiurile sunt productive (peste 30 t/ha), în cele mai variate condiții de cultură depășind martorii. Confirmarea stabilității caracteristicilor noilor soiuri de cartof a dus la omologarea și brevetarea acestora (Hermeziu R *et al.* 2018).



Foto 4. Evaluarea calității culinare a soiurilor de cartof, la fierbere și chips

La molid, forma *pendula* prezintă, pe lângă o capacitate superioară de bioacumulare (Foto 5), calitate superioară a lemnului și rezistență ridicată la acțiunea combinată a factorilor abiotici perturbanți (vânt și zăpadă), comparativ cu forma clasică de molid, și un aspect vizual plăcut, fapt ce îl recomandă pentru utilizare peisagistică. În acest sens, specialiștii amelioratori din cadrul INCDS „Marin Drăcea” au început demersurile pentru brevetarea acestuia.

Cercetările derulate în perioada 2018-2022, având ca scop testarea molidului cu coroană îngustă în vederea recomandării acestuia pentru utilizare pe scară largă în lucrările de împădurire din zona montană, s-au concretizat astfel (Budeanu 2022):

- S-a reușit constituirea unui număr de 7 resurse genetice forestiere, uniform distribuite în toate diviziunile Carpaților României, în care se va conserva *in situ* molidul *pendula* și din care se vor putea recolta

semințe pentru utilizarea în lucrările de împădurire.

- Diametrul mediu al coroanelor arborilor de molid *pendula* reprezintă jumătate din valoarea atinsă de arborii ce se raportează la forma clasică de coroană, fapt ce indică o rezistență superioară a acestora.



Foto 5. Molid cu coroană îngustă (dreapta) lângă molid normal, în populația Predeal (Budeanu 2022)

- În culturi comparative de descendențe maternel și biparentale, molidul *pendula* a obținut rezultate superioare molidului normal pentru cele mai importante caractere implicate în selecție, iar pentru zveltețea arborilor (înălțime/diametru) s-a obținut și cea mai mare rată de transmitere în descendență, acesta fiind caracterul indicat pentru etapa următoare de selecție. În același timp, consangvinii au înregistrat o supraviețuire de doar 42%, iar cei rămași sunt dominați și vor dispărea în anii următori.
- Testele de laborator vizând modulul de elasticitate și rezistențele la încovoiere, compresiune și forfecare, au evidențiat superioritatea (foarte semnificativă statistic) molidului cu coroană îngustă.
- În populația naturală Predeal, la molidul *pendula*, intrarea în vegetație s-a produs cu o săptămână întârziere față de molidul normal, ceea ce asigură o protecție superioară față de înghețurile târzii. Totuși, perioada de maximă receptivitate a strobililor femeli se suprapune la cele două forme de molid existând posibilitatea interfecundării între acestea.

Toate aceste argumente în favoarea molidului cu coroană îngustă ne-au convins să trecem la pasul următor, respectiv clonarea molidului *pendula* și înființarea unui plantaj (livadă seminceră - care va furniza material forestier de reproducere), concomitent cu stabilirea unui protocol de lucru pentru micropropagarea *in vitro* a acestui arbore ideotip.

Testarea molidului cu coroană îngustă în vederea omologării, înregistrării și brevetării s-a realizat prin intermediul ISTIS (Institutul de Stat pentru Testarea și Înregistrarea Soiurilor). La încheierea ciclului experimental acest soi a fost înregistrat, în Catalogul Oficial al soiurilor de plante de cultură din România, sub denumirea **Apuseni**.

4. Concluzii

Printre cele mai recente realizări ale amelioratorilor din agricultură și silvicultură se remarcă obținerea de 12 soiuri noi de cartof și unul de molid, cu reziliență climatică și capabile să răspundă nevoilor societale prezente și viitoare.

În ultima perioadă se constată schimbări majore la toate nivelurile, de la modificările climatice la preferințele producătorilor și consumatorilor, dar și a tehnologiilor de producție. Modificările climatice, datorate procesului de încălzire globală prin creșterea continuă a emanațiilor de dioxid de carbon, se manifestă pregnant prin perioade lungi de secetă, cu efecte păgubitoare asupra producțiilor agricole și silvice. Crearea unor soiuri reziliente permite depășirea acestor perioade critice, concomitent cu utilizarea unor tehnologii ecologice și prietenoase cu mediul.

Progresul ameliorării genetice, prin dezvoltarea de soluții bazate pe natură, care au ca fundament crearea de noi soiuri, asigură și îmbogățirea perpetuă a fondului genetic, pe lângă creșterea gradului de reziliență climatică. Cu o vastă activitate în domeniu, INCDCSZ Brașov și INCDS "Marin Drăcea", continuă să furnizeze rezultate în folosul dezvoltării durabile și își aduc contribuția la îndeplinirea obiectivelor UE în materie de mediu și climă.

Finanțare și mulțumiri

Cercetările din silvicultură s-au derulat în cadrul proiectelor PN23090303 și CresPerfInst (Contract nr. 34PFE/ 30.12.2021), finanțate de Ministerul Cercetării, Inovării și Digitalizării. Marius Budeanu adresează mulțumiri colegilor, Emanuel Beșliu, Gabriela Grosu și Dan Pepelea, pentru implicarea în lucrările de teren.

Bibliografie

Boisvenue C, Running SW (2016). Impacts of climate change on natural forest productivity - evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology* 12, 862-882. doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01134.x

Budeanu M, Apostol EN, Popescu F, Postolache D, Ioniță L (2019). Testing of the narrow crowned Norway spruce ideotype (*Picea abies* f. *pendula*) and the hybrids with normal crown form (*pyramidalis*) in multisite comparative trials. *Science of the Total Environment* 689, 980-990. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.06.518

Budeanu M (2022). Premise pentru promovarea molidului cu coroană îngustă în Carpații României. Ed. Silvică.

Budeanu M, Apostol EN, Beșliu E, Crișan VE, Petritan AM (2021). Phenotypic variability and differences in the drought response of Norway spruce *pendula* and *pyramidalis* half-sib families. *Forests* 12(7), 947.

Devaux A, Goffart JP, Petsakos A, Kromann P, Gatto M, Okello J, Suarez V, Hareau G (2020). Global Food Security, Contributions from Sustainable Potato Agri-Food Systems. In: Campos H, Ortiz O (eds) *The Potato Crop*. Springer. doi: 10.1007/978-3-030-28683-5_1

Enescu V, Cherecheș D, Badiu C (1997). Conservarea biodiversității și a resurselor genetice forestiere. Ed. Agris, București.

Feurdean A, Tanțău I, Fărcaș S (2011). Holocene variability in the

range distribution and abundance of *Pinus*, *Picea abies*, and *Quercus* in Romania; implications for their current status. *Quaternary Science Reviews* 30, 3060-3075.

Giertych M (1984). Report on IUFRO 1938 and 1939 provenance experiments on Norway spruce. Polish Academy of Sciences, Institute of Dendrology, Kornic.

Hallstein E, Iseman T (2021). Nature-based solutions in agriculture - Project design for securing investment. FAO and The Nature Conservancy Virginia. doi: 10.4060/cb3144en

Héois B, Van de Sype H (1991). Variabilité génétique de quinze provenances roumaines d'épicéa commun (*Picea abies* (L) Karst.). [Genetic variability of 15 Romanian provenances of Norway spruce (*Picea abies* (L) Karst.). First results]. *Annals of Forest Science* 48, 179-192.

Hermeziu M, Hermeziu R, Ștefan FM, Chelmea C (2018). The influence of cultivar resistance at the onset of potato late blight. *Journal of Horticulture, Forestry and Biotechnology* 22(3), 143-149.

Hermeziu R, Hermeziu M, Ștefan FM (2015). New potato varieties created at the National Institute of Research and Development for Potato and Sugar Beet Brașov. *Journal of Horticulture, Forestry and Biotechnology* 19(1), 108-112.

Hermeziu R, Hermeziu M, Ștefan M, Bărăscu N, Prodan D (2018). New potato varieties obtained at National Institute of Research and Development for Potato and Sugar Beet Brașov. *Lucrări Științifice. Seria Agronomie* 61(2), 237-240.

Mihai G (2002). Cercetări de proveniențe de molid (*Picea abies* (L.) Karst.) în culturi comparative multistaționale. Teză de Doctorat. Universitatea Transilvania Brașov, 287 p.

Muhinyuza JB, Shimelis H, Melis R, Sibiya J, Nzaramba MN (2016). Breeding potato for high yields: A review. *Australian Journal for Crop Science* 10(6), 771-775. doi: 10.21475/ajcs.2016.10.06.p6775

Pârnuță G (2008). Variabilitatea genetică și ameliorarea arborilor de molid cu coroană îngustă în România. Ed. Silvică, 181 p.

Pretzsch H, Block J, Dieler J, Dong PH, Kohnle U, Nagel J, Spellmann H, Zingg A (2010). Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. *Annals of Forest Science* 67, 712, 12 p. doi. org/10.1051/forest/2010037

Shuai M, Hui-Yong W, Xiaomian Z, Liang-Jie W, Jiang J (2022). A nature-based solution in forest management to improve ecosystem services and mitigate their trade-offs. *Journal of Cleaner Production* 351, 131557. doi: 10.1016/j.jclepro.2022.131557

Skroppa T (2005). Ex situ conservation methods. In: Conservation and management of forest genetic resources in Europe (Geburek și Turok ed.). Arpora Publishers, pp. 567-583.

Șofletea N, Curtu AL (2007). Dendrologie. Ed. Universității "Transilvania", Brașov.

Șofletea N, Curtu AL, Daia ML, Budeanu M (2015). The dynamics and variability of radial growth in provenance trials of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) within and beyond the hot margins of its natural range. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca* 43, 265-271.

Ștefan FM, Hermeziu M, Hermeziu R, Bărăscu N (2016). Researches regarding the obtaining of new potato varieties by identifying of valuable breeding lines at NIRDPSB Brașov. *Journal of Horticulture, Forestry and Biotechnology* 20(4), 116-119.

Ștefan FM, Chiru SC, Iliev P, Ilieva I, Zhevoră SV, Oves EV, Polgar Z, Balogh Ș (2023). Potato production in Eastern Europe (Romania, Republic of Moldova, Russia and Hungary), Chapter 21. In Çalişkan ME, Bakhsh A, Jabran K Potato (Eds) *Potato Production Worldwide*, Academic Press, pp. 381-395. doi: 10.1016/C2019-0-04360-9

Ujvari E, Ujvari F (2006). Adaptation of progenies of a Norway spruce provenance test (IUFRO 1964/68) to local environment. *Acta Silvatica Lignignaria Hungarica* 2, 47-56.

Zeltinš P, Katrevičs J, Gailis A, Maaten T, Desaine I, Jansons A (2019). Adaptation capacity of Norway spruce provenances in western Latvia. *Forests* 10, 840.

<https://www.iucn.org/>

<https://www.nature.org/en-us/what-we-do/our-insights/perspectives/three-things-nature-based-solutions-agriculture/>

Abstract

Development of nature-based solutions for agriculture and forestry, progress of genetic breeding

The objective of this article was to inform the public opinion and specialists from agriculture and forestry regarding the latest achievements of the breeders in the two fields, namely the obtaining of new varieties of potato and spruce, with climate resilience and the ability to respond to the present and future societal needs.

In the last period, major changes have been observed at all levels, from climate changes to the preferences of producers and consumers, as well as production technologies. Climatic changes, due to the global warming process through the continuous increase in carbon dioxide emissions, manifest themselves significantly through long periods of drought, with damaging effects on agricultural and forestry productions. The creation of resilient varieties allows these critical periods to be overcome, simultaneously with the use of ecological and environmentally friendly technologies.

Among the most recent achievements of the breeders in agriculture and forestry is the obtaining of 12 new varieties of potato and one of spruce, with adaptive plasticity.

The progress of genetic breeding, through the development of nature-based solutions, which are based on the creation of new varieties, also ensures the perpetual enrichment of the genetic pool, in addition to increasing the degree of climate resilience. With a vast activity in the field, NIRDPSB Brasov and NIRDF "Marin Dracea", continue to provide results for the benefit of sustainable development and contribute to the fulfilment of EU objectives in terms of environment and climate.

Keywords: agricultural and forest genetics, breeding strategy, dynamic conservation, emerging threats, field trials.

Arboretumul Mihăești – o bogată colecție de arbori monumentali

Virgil Scărlătescu¹, Diana Vasile²✉, Bogdan-Ionuț Pleșca³

¹ Col. Mihăiești, SCDEP Pitești, INCDS “Marin Drăcea”, România

² SCDEP Brașov, INCDS “Marin Drăcea”, România

³ INCDS “Marin Drăcea” Voluntari, România

✉ autor corespondent (diana_vasile@ymail.com)

1. Introducere

Arborii monumentali sunt structuri cheie care oferă multiple funcții ecologice în medii din cele mai variate, având un rol important pentru biodiversitate și pentru integritatea ecosistemelor la nivel mondial (Lindenmayer et al. 2012, 2013). Arborii multiseculari sunt deținătorii unei moșteniri remarcabile de cunoștințe științifice (Devecchi 2004), au capacitatea de a răspunde vitregiilor vremii, rezistând în timp printr-o serie de adaptări la mediu. Sunt elemente indispensabile ale domeniului social, cultural, religios, simbolic și utilitar, pe lângă rolul lor ecologic (Anderson 2004, Turner et al. 2009, Blicharska & Mikusinski 2013, 2014).

Aceștia pot fi definiți ca acei arbori izolați, de pe pășuni, de pe terenurile agricole sau incluși în pădurile naturale sau artificiale, care au supraviețuit dincolo de intervalul de vârstă tipic pentru o anumită specie, care au un port deosebit, dimensiuni excepționale, sau care au o referință precisă la evenimentele sau amintirile relevante din punct de vedere istoric, mistic, cultural, sau la tradițiile locale (Vasile et al. 2022).

Printr-o utilizare durabilă, neinvazivă, arborii monumentali pot oferi oamenilor timp de sute de ani beneficii cum ar fi rășina, scoarța, florile și fructele, folosite pentru hrană sau în scopuri medicinale (Östlund et al. 2003, da Silva Medeiros & Vieira 2008, Turner et al. 2009, Singh et al. 2011). Arborii bătrâni și de mari dimensiuni, așa numiți „arbori habitat” au fost utilizați din cele mai vechi timpuri pentru apicultură, deoarece albinele preferă scorburile și cavitățile acestora ca locuri de cuibărit (Seeley & Morse 1978).

Au fost tratați cu mult respect în diferite culturi (Haberman 2013) datorită emoțiilor pozitive sau negative pe care le trezeau, fiind apreciați pentru valoarea estetică, simbolică sau sacră, unii dintre ei constituind obiectul

unor ritualuri de natură religioasă (Haberman 2013) sau sursă de material în activitățile tradiționale (Frese & Gray 1995).

Arborii monumentali plantați de anumite personalități sau cu ocazia unui eveniment istoric important (Dafni 2006) sunt valoroși din punct de vedere istoric, iar cei care oferă servicii care contribuie la bunăstarea umană (stocarea carbonului, răcirea temperaturii aerului și reducerea radiației ultraviolete, conservarea energiei, îndepărtarea poluării aerului (Laclau 2003, Nowak 2004) sunt valoroși din punct de vedere social și cultural. În țara noastră s-a încercat/propus de acum 90 de ani, o evidențiere/inventariere a unor astfel de arbori, sub forma unui îndemn al silvicultorului Iuliu Moldovan (Moldovan 1934).

Scopul lucrărilor constă în identificarea, localizarea, măsurarea și evaluarea stării de sănătate a arborilor monumentali, de pe întreaga suprafață a parcului „Arboretumul Mihăești”.

2. Locul și metoda de cercetare

Cercetările s-au desfășurat în cadrul Bazei experimentale (BE) Mihăești pe suprafața Arboretumului Mihăești (Fig 1).

Arboretumul Mihăești este situat în nord-estul podișului Getic, la 45°05' latitudine nordică și 24°58' longitudine estică, la altitudinea de 410 m, fiind poziționat la 30 km nord-est de municipiul Pitești și 20 km sud de municipiul Câmpulung (Stuparu et al. 2010). A fost înființat între anii 1895–1901 în cadrul Institutului de Cercetări Forestiere (actualul I.N.C.D.S. - "Marin Drăcea"), de către inginerul silvic Iuliu Moldovan, pe o suprafață de 63,59 ha, ocupată inițial de o pădure de stejeret de luncă înaltă, numită “Frecioaia” (Rădulescu 1953). Acesta a realizat pe această suprafață plantații experimentale cu arbori autohtoni și cu arbori exotici, introducând treptat până în anul 1935, 74 de specii (indigene și exotice). Datorită diversității speciilor arbustive și arborescente, în anul 1939 Arboretumul a fost declarat "rezervație științifică" (Stuparu et al. 2010). Începând din anul 1950, inginerul silvic Gheorghe Elian a continuat să instaleze noi plantații experimentale cu specii autohtone și exotice până în anii 1967-1969, când au început să fie introduse

și specii lemnoase exotice de interes forestier, astfel că în prezent se poate afirma că Arboretumul reprezintă una dintre cele mai importante colecții de arbori și

arbuști din România, cu o diversitate impresionantă de peste 100 de specii din diferite regiuni ale lumii (Stuparu et al. 2010).

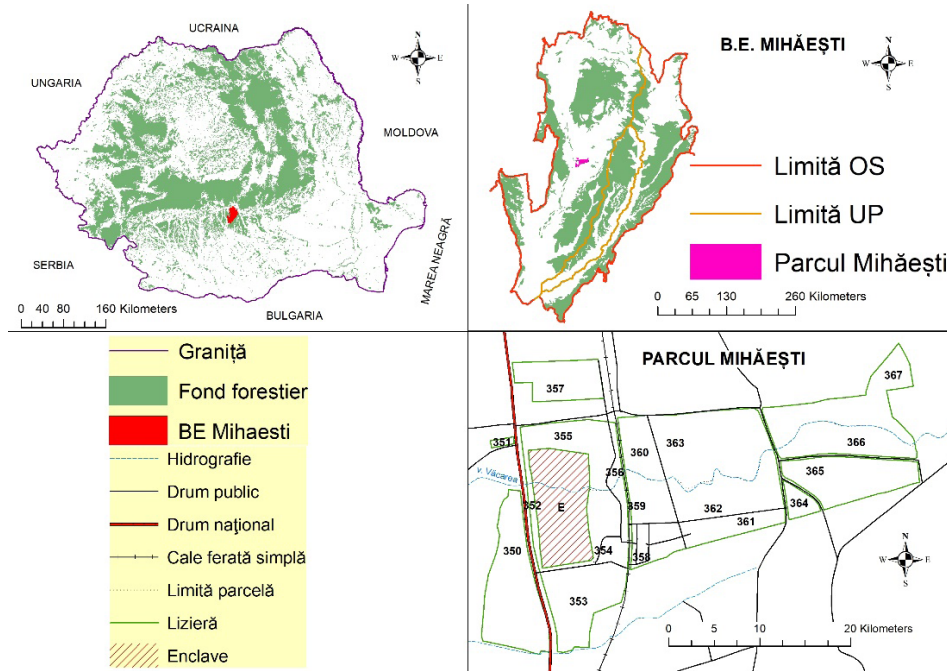


Fig. 1. Locul cercetărilor (prelucrare date Amenajament BE Mihăești)/ The place of research (data processing - Management plan BE Mihăești)

Metoda de cercetare a constat în localizarea arborilor monumentali prin sistem GPS, măsurarea înălțimii - cu sistemul de instrumente cu ultrasunete Vertex IV, măsurarea diametrului - respectiv măsurarea circumferinței cu ruleta la înălțimea pieptului (1,30 m), iar apoi împărțirea acestei valori la numărul π (3,14). Datorită dificultăților tehnice și a riscului de deteriorare, vârsta nu a fost măsurată ci doar estimată, iar diametrul coroanei a fost determinat prin măsurarea coroanei pe două direcții perpendiculare, după care s-a determinat valoarea medie. Starea de sănătate a fost prezentată pe o scară de 4 puncte (M = mort, S = stare slabă, B = stare bună, FB = stare foarte bună), în funcție de gradul de defoliere, atac de insecte pe frunze sau trunchi, prezența putregaiului etc. (Tab. 1).

Tab.2. Criterii pentru arborii monumentali dimensionali și bătrâni

Nr	Specia	H (m)	D (cm)	C1,3 (m)	Vr (ani)
1	Anin negru (<i>Alnus glutinosa</i>)	>30	>100	> 3,5	>150
2	Arborele lealea (<i>Liriodendron tulipifera</i>)	> 40	>100	>3,5	>200
3	Cireș (<i>Prunus avium</i>)	>30	>80	>2,5	>100
4	Larice (<i>Larix decidua</i>)	>40	>80	>2,5	>200
5	Nuc negru (<i>Juglans nigra</i>)	>40	>80	>2,5	>200
6	Pin silvestru (<i>Pinus sylvestris</i>)	>30	>80	>2,5	>200
7	Pin strob (<i>Pinus strobus</i>)	>30	>80	>2,5	>200
8	Pin negru (<i>Pinus nigra</i>)	>30	>80	>2,5	>200
9	Salcâm (<i>Robinia pseudacacia</i>)	>35	>100	>3,5	>150
10	Stejar (<i>Q. robur</i>)	>40	>160	>5,0	≥ 300
11	Stejar roșu (<i>Quercus rubra</i>)	>25	>100	>3,5	>100
12	Tei argintiu (<i>T. tomentosa</i>)	>35	>127	>4,0	>150
13	Tuia gigantică (<i>Thuja plicata</i>)	>25	>80	>2,5	>100
14	Ulm de câmp (<i>U. minor</i>)	>35	>100	>3,5	>200
15	Alte specii (specii exotice)	>25	>60	>2,0	>100

H: înălțime; D: diametru; C: circumferință; Vr: vârstă

Tab. 1. Categoriile pentru starea de sănătate

Stare de sănătate	Descriere
M - arbore mort	Există doar un trunchi putrezit sau uscat, fără ramuri și scoarță.
S - stare slabă	Prezența dăunătorilor sau a altor organisme care provoacă daune (pe trunchi sau frunze), scorbură cu putregai, scoarța desprinsă de trunchi pe suprafețe mari, arborele crește în continuare sau chiar fructifică.
B - stare bună	Fructificație bună, ramuri subțiri uscate și rupte în coroană, cicatrici superficiale pe trunchi.
FB - stare foarte bună	Fructificație abundentă, fără dăunători, trunchi fără cicatrici sau scorbură.

În funcție de specie și pe baza altor lucrări științifice (Stănescu et al. 1997, Jim 2005, Șofletea & Curtu 2007, Lindenmayer et al 2013, 2016, Cannon et al. 2022) s-au stabilit la începutul cercetărilor, criteriile pe care trebuie să le îndeplinească arborii dimensionali și bătrâni (înălțime, circumferință, vârstă) pentru a fi considerați monumentali (Tab. 2).

3. Rezultate și discuții

Prin inventarierea desfășurată în cadrul proiectelor PN505/2019, P15/2023 și PN301/2023 s-a constatat că pe suprafața Arboretumului, în pădurea de amestec de stejar pedunculat cu specii de șleau (carpen, mălin, cireș pădureț, frasin comun, jugastru, paltin de munte, ulm de câmpie, paltin de câmp, anin negru, etc), s-au identificat 19.490 exemplare de arbori și arbuști, dintre care 42 sunt specii indigene și 67 sunt specii exotice (Păunescu & Scărlătescu 2022).

Cele mai răspândite specii indigene și exotice identificate prin inventarierea speciilor din Arboretum sunt prezentate în figurile 2 și 3.

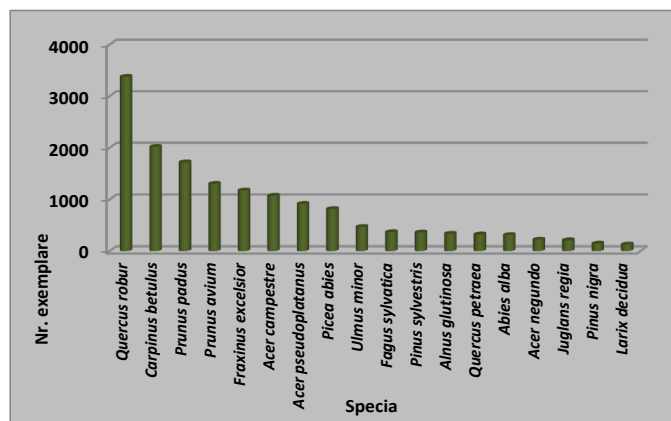


Fig. 2. Cele mai răspândite specii indigene/ The most widespread indigenous species

Suprafața Arboretumului fiind ocupată inițial de o pădure de amestec de stejar pedunculat, specia cea mai răspândită dintre speciile indigene este cea de stejar pedunculat (*Q. robur*), iar dintre speciile exotice specia cu numărul cel mai mare de exemplare este cea de stejar roșu (*Q. rubra*).

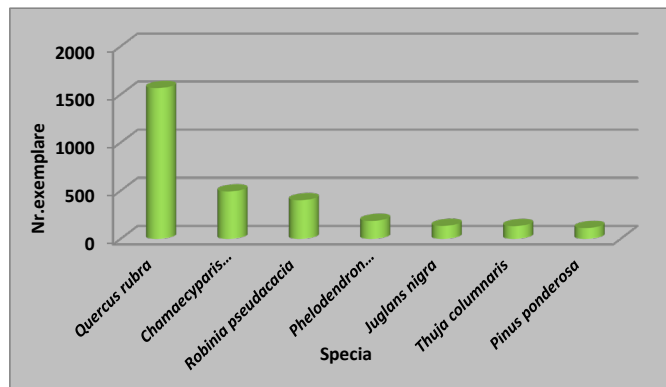


Fig. 3. Cele mai răspândite specii exotice/ The most widespread exotic species

Printre speciile indigene și exotice de pe suprafața Arboretumului, în cadrul proiectului nucleu (PN) 19070505 s-au identificat arbori care prin dimensiunile lor (circumferință și înălțime) se încadrează la categoria arborilor monumentali (Fig.4). Cei 33 de arbori cu dimensiuni remarcabile au fost incluși în „Catalogul arborilor monumentali din România”(Vasile et al. 2022).

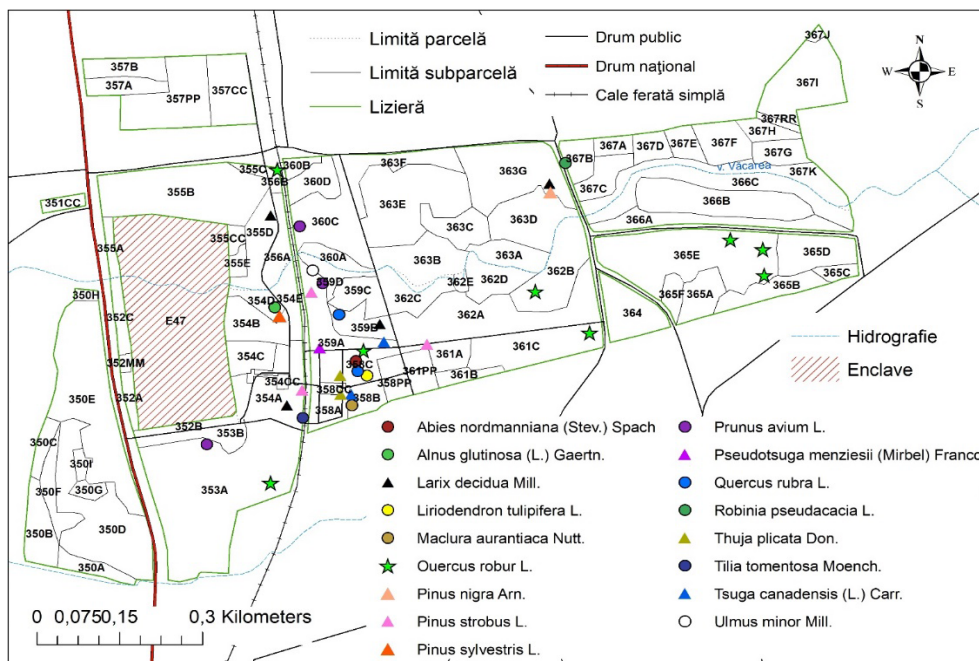


Fig. 4. Localizarea arborilor monumentali / Location of monumental trees

3.1. Exemplare monumentale din speciile indigene

Dintre cele 42 de specii indigene, prezente în parc, 7 specii prezintă arbori monumentali, totalizând 17 exemplare monumentale. Dintre cele 17 exemplare monumentale, *Quercus robur* L. (stejar pedunculat) are cei mai mulți indivizi cu dimensiuni monumentale (6), iar cireșul păsăresc și laricele au 3, respectiv 4 exemplare. (Tab. 3).

Tab. 3. Arbori monumentali indigeni

Nr	Sp	Lat.	Long.	H (m)	C (m)	Dc (m)	Ve	Ss
1	ANN	45,099250	25,013456	36,5	2,64	7,8	150	FB
2	CI	45,100648	25,014038	40,4	2,79	13,2	150	FB
3	CI	45,096886	25,011893	37,0	2,26	17,7	150	FB
4	CI	45,099662	25,014568	35,5	3,11	14,7	150	FB
5	LA	45,101386	25,019793	32,5	2,54	9,0	150	B

Nr	Sp	Lat.	Long.	H (m)	C (m)	Dc (m)	Ve	Ss
6	LA	45,097563	25,013740	32,8	2,54	11,3	150	B
7	LA	45,100837	25,013368	41,0	2,14	7,6	150	B
8	LA	45,098962	25,015880	42,5	2,61	13,3	150	FB
9	PIN	45,101234	25,019820	35,5	2,04	8,8	150	FB
10	PIS	45,099099	25,013569	46,2	2,86	11,9	150	FB
11	ST	45,098508	25,015506	29,4	5,90	22,3	200	B
12	ST	45,096221	25,013366	33,6	5,46	20,0	200	FB
13	ST	45,101626	25,013523	33,0	5,71	13,5	200	S
14	ST	45,100253	25,024716	41,0	5,31	21,4	201	FB
15	ST	45,099526	25,019471	41,2	5,09	19,3	200	B
16	ST	45,098810	25,020719	32,0	7,10	15,7	200	S
17	TEA	45,097342	25,014106	30,3	4,02	16,0	150	FB

Lat: latitudine; Long.: longitudine; H: înălțime; C: circumferință; Dc: diametrul coroanei; Ve: vârsta estimate; Ss: stare de sănătate (a coroanei)

Cei 6 arbori monumentali de stejar pedunculat au o înălțime medie de 35 m și o circumferință medie de 5,70 m. În general în pădurile noastre sunt frecvenți stejarii de 30 m înălțime și circumferințe între 3 și 5 m (Stănescu et al. 1997), astfel că stejarii din Arboretum care depășesc aceste dimensiuni intră în categoria arborilor monumentali.

Cel mai înalt stejar din parc este cel de 41,20 m (Foto 1), iar cel mai gros este cel cu circumferința de 7,10 m (Foto 2).

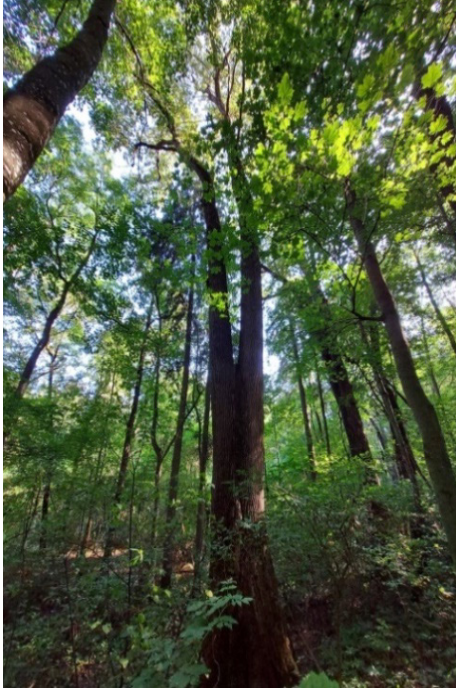


Foto 1. Stejar cu înălțimea de 41,2 m (5,09 m circumferință) / Common oak with the height of 41.2 m (the circumference of 5.09 m)

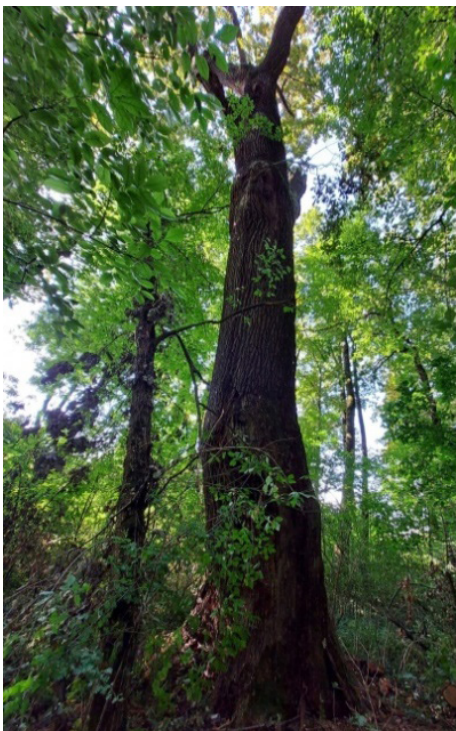


Foto 2. Stejar cu circumferința de 7,1 m / Common oak with the circumference of 7.1 m

Prunus avium L. (cireșul pădureț), care crește diseminat în pădurile de foioase, ajunge în general la înălțimi de 20-25 m și circumferințe de 2 m (Stănescu et al. 1997).

În parc există numeroase exemplare cu înălțimea de peste 30 m, trei dintre acestea depășind 35 m, astfel că au fost înregistrați ca monumentali. Cel mai înalt cireș pădureț este cel cu înălțimea de 40,40 m (circumferința de 2,79 m) (Foto 3) localizat în u.a. 360C, iar cel mai gros cireș este cel cu circumferința de 3,11 m (Foto 4).



Foto 3. Cireș pădureț cu înălțimea de 40,4 m (2,79 m circumferință) / Birdcherry tree with a height of 40.4 m (the circumference of 2.79 m)



Foto 4. Cireș pădureț cu circumferința de 3,11 m (înălțimea de 35,5 m) / Birdcherry tree with a circumference of 3.11 m (the height of 35.5 m)

Tilia tomentosa Moench. (tei argintiu) – este o specie răspândită în regiunile joase din sud și est, fiind cultivat frecvent în aliniamente stradale. Este un arbore de mărimea I ce poate ajunge până la 30 m înălțime (Stănescu et al. 1997)

Teiul argintiu din Arboretumul Mihăești depășește 30 m în înălțime, iar circumferința este de 4,02 m (Foto 5). Este localizat în subparcele 354A și fiind un exemplar izolat, și-a dezvoltat o coroană largă, cu un diametru de 16 m.



Foto 5. Tei argintiu cu o circumferință de 4,02 m și înălțime de 30,3 m / Silver lime with the circumference of 4.02 m and a height of 30.3 m



Foto 6. Anin negru cu înălțimea de 36,5 m (circumferința de 2,64 m) / Black alder with the height of 36.5 m (the circumference of 2.64 m)

Alnus glutinosa (L.) Gaertn. (anin negru) - arbore cu înălțimi de 20-25 m, în stațiuni favorabile poate ajunge chiar până la 28-30 m, cu o longevitate redusă, de obicei sub 100 ani (Stănescu et al. 1997).

Aninul negru din Arboretumul este remarcabil prin înălțimile atinse, cei 10 arbori ce depășesc înălțimea de 30 m sunt localizați în albia minoră a pârâului Văcarea, cel mai înalt dintre aceștia atingând 36,50 m înălțime (Foto 6).

Ulmus minor Mill. (ulm de câmp) - este un arbore de mărimea I care ajunge la înălțimi de 30-35 m și la circumferințe de 3-6 m, rezistent la secetă și la înghețurile târzii și timpurii (Stănescu et al. 1997).

Ulmul de câmp identificat în Arboretumul are o înălțime de 37,0 m și o circumferință de 3,30 m, fiind localizat în subparcele 359D (Foto 7).



Foto 7. Ulm de câmp cu înălțimea de 37,0 m / Field elm with the height of 37.0 m



Foto 8. Larice cu înălțimea de 42,5 m și circumferința de 2,61 m / European larch with the height of 42.5 m and the circumference of 2.61 m

Larix decidua Mill. (larice) - arbore ce poate atinge înălțimi de până la 40-50 m și diametre de 1-2 m, foarte longeviv ajungând până la 600-700 de ani (Șofletea & Curtu 2007).

Patru arbori din parc de la această specie au înălțimi de peste 35 m, doi dintre ei depășind înălțimea de 40 m, iar cel mai înalt are înălțimea de 42,50 m și circumferința de 2,61 m (Foto 8).

Pinus sylvestris L. (pin silvestru) – este un arbore de mărimea a II-a, foarte rar poate ajunge și la 40-50 m înălțime. Longevitatea este mare, ajungând în condiții favorabile la vârste de până la 600 de ani (în stațiunile de bonitate inferioară nu depășește 200-300 de ani) (Șofletea & Curtu 2007). Pinul monumental din Arboretum are înălțimea de 46,20 m și circumferința de 2,86 m (Foto 9) și a fost identificat în subparcela 354D.

Pinus nigra Arn. (pin negru) – are înălțimea de până la 30-40 m, cu trunchiul drept, ușor sinuos, bine conformat, cu o longevitate de circa 400 de ani (Șofletea & Curtu 2007).

Pinul negru din Arboretum, la fel ca și pinul silvestru atinge înălțimi impresionante, peste 10 arbori depășind 30 m înălțime. Cea mai mare înălțime, 35,50 m a fost măsurată la exemplarul din unitatea amenajistică 363D, acesta având o circumferință de 2,04 m (Foto 10).

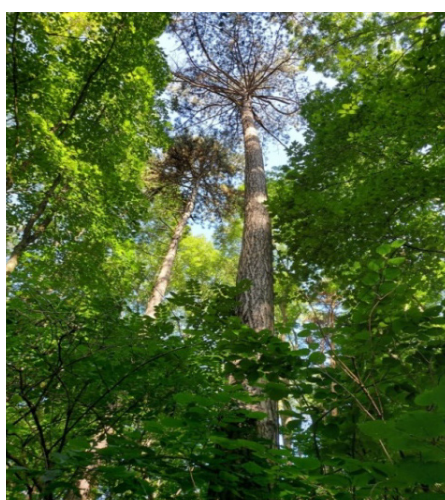


Foto 9. Pin silvestru cu 46,02 m înălțime și circumferință de 2,86 m /

Scots pine with the height of 46.02 m and the circumference of 2.86 m



Foto 10. Pin negru cu înălțimea de 35,5 m și circumferință de 2,04 m / European black pine with the height of 35.5 m and the circumference of 2.04 m

3.2. Exemple monumentale din speciile exotice

Varietatea speciilor exotice din Arboretum este mai mare decât cea a speciilor indigene. Din cele 67 specii exotice, 11 specii au exemple monumentale (pinul strob, stejarul roșu, tuia gigantică și țuga au câte 2-3 indivizi cu dimensiuni monumentale), în total 16 arbori monumentali (Tab. 4).

Tab. 4. Arbori monumentali exotici

Nr	Specia	Latitudine	Longitudine	H (m)	Circ. (m)	Diam. coroanei (m)	Vârsta estimată	Stare sănătate
1	<i>Liriodendron tulipifera</i>	45,098073	25,015587	40,6	3,05	18,95	150	FB
2	<i>Cedrus atlanticus</i>	45,097838	25,013584	24,7	2,20	13,50	150	FB
3	<i>Pseudotsuga menziesii</i> var. <i>glauca</i>	45,098549	25,014500	42,6	3,01	8,40	150	FB
4	<i>Juglans nigra</i>	45,099885	25,014332	37,0	3,30	16,80	150	FB
5	<i>Pinus strobus</i>	45,097820	25,014096	30,3	4,65	16,60	150	FB
6	<i>Pinus strobus</i>	45,098612	25,016971	42,6	4,11	14,45	150	FB
7	<i>Pinus strobus</i>	45,099510	25,014310	40,5	2,79	12,85	150	FB
8	<i>Robinia pseudoacacia</i>	45,101741	25,020158	36,0	3,01	15,65	100	B
9	<i>Quercus rubra</i>	45,099124	25,014943	35,2	3,71	20,35	150	B
10	<i>Quercus rubra</i>	45,098146	25,015369	35,3	3,80	22,40	150	FB
11	<i>Thuja plicata</i>	45,098072	25,014970	25,4	2,54	11,95	150	FB
12	<i>Thuja plicata</i>	45,097749	25,014986	29,2	2,64	11,40	150	FB
13	<i>Abies nordmaniana</i>	45,098325	25,015330	42,9	3,11	10,95	150	FB
14	<i>Maclura pomifera</i>	45,097561	25,015235	17,0	2,61	13,20	150	FB
15	<i>Tsuga canadensis</i>	45,098655	25,015977	33,6	3,61	15,25	150	FB
16	<i>Tsuga canadensis</i>	45,097749	25,015221	32,4	2,76	13,00	150	FB

Maclura aurantiaca Nutt. [*M. pomifera* (Raf.) C.K. Schneid.] (maclură) - este o specie originară din sudul Americii de Nord, arbore care ajunge până la înălțimea de 20 m și care la noi în țară este cultivat ca specie ornamentală prin parcuri, grădini, în aliniamente etc (Șofletea & Curtu 2007).

În Arboretum a fost identificat un singur exemplar din această specie, localizat în subparcela 358B, în apropierea sediului Bazei experimentale Mihăești, care are o circumferință de 2,60 m (Foto 11) (înălțimea fiind de 17,0 m), cu o vârstă de peste 100 ani, fiind printre primele specii exotice introduse în parc, odată cu primele plantații experimentale.



Foto 11. Maclura cu circumferința de 2,6 m / Osage-orange with the circumference of 2.6 m



Foto 12. Arbore lealea cu înălțimea de 40,6 m / Tulip-tree with the height of 40.6 m

Liriodendron tulipifera L. (arborele lealea) – specie răspândită în sud-estul Americii de Nord. În România a fost introdus ca specie ornamentală prin parcuri, spații verzi și grădini, poate ajunge până la 30 m (în arealul natural 40-45 m și circumferințe de peste 6,00 m), este o specie cu longevitate mare putând ajunge în țara de origine până la vârste de 500 ani (Șofletea & Curtu 2007). Arborele lealea ca și maclura au fost printre primele specii exotice introduse în parc în urmă cu 100 de ani. Cel mai înalt exemplar atinge 40,60 m, având o circumferință de 3,05 m (Foto 12) și a fost identificat în unitatea amenajistică 358C.

Quercus rubra L. (stejar roșu) - specie originară din estul Americii de Nord unde ajunge la înălțimi de peste 25 m și diametre de 1,0 m. La noi în țară exemplarele au dimensiuni mai mici, iar în condiții staționale

necorespunzătoare prezintă tulpini rău conformate, cu defecte (Stănescu et al. 1997).

Stejarul roșu este specia exotică cu cele mai multe exemplare prezente în parc. Două dintre acestea situate în u.a. 358C, depășesc înălțimea de 35 m, cel mai înalt având 35,30 m înălțime și o circumferință de 3,80 m (Foto 13).



Foto 13. Stejar roșu cu înălțimea de 35,3 m / Red oak with the height of 35.3 m



Foto 14. Salcâm cu înălțimea de 36,0 m / Black locust with the height of 36.0 m

Robinia pseudacacia L. (salcâm) – crește în estul Americii de Nord, este un arbore de mărimea I, ajungând în condiții staționale favorabile la înălțimi de 25-30 m și grosimi de 80-100 cm, cu o longevitate de peste 100 ani (Șofletea & Curtu 2007).

Dintre toate speciile exotice introduse în parc, salcâmul s-a adaptat cel mai bine condițiilor din țara noastră. În subparcelela 367B a fost identificat un salcâm, care a ajuns la o înălțime de 36,0 m și o circumferință de 3,0 m (Foto 14).

Abies nordmanniana (Stev.) Spach (brad de Caucaz) – specie originară din Munții Caucaz și nord-estul Turciei, la noi în țară este foarte puțin cultivat, mai mult în

culturi experimentale. Poate ajunge în arealul natural la înălțimi de peste 50 m (Stănescu et al. 1997).

În Arboretum există un singur exemplar identificat în u.a. 358C, care are o înălțime de 42,90 m înălțime și o circumferință de 3,10 m (Foto 15).



Foto 15. Brad de Caucaz cu înălțimea de 42,9 m și circumferința de 3,10 m / Caucasian fir with the height of 42.9 m (the circumference of 3.10 m)



Foto 16. Douglas cu înălțimea de 42,6 m (circumferința de 3,00 m) / Douglas fir with the height of 42.6 m (the circumference of 3.00 m)

Pseudotsuga menziesii (Mirbel) Franco (duglas) – provine din vestul Americii de Nord unde poate ajunge la înălțimi de 100 m, diametre de 4-5 m și vârste de până la 700 de ani (Stănescu et al. 1997).

În Arboretum s-au înregistrat 44 de arbori din această specie, cel mai înalt duglas a fost identificat în u.a. 358A, având o înălțime de 42,60 m și o circumferință de 3,0 m (Foto 16).

Pinus strobus L. (pin strob) – unul dintre cei mai importanți arbori din pădurile de rășinoase din estul Americii de Nord, unde poate ajunge la înălțimi de 50 m. La noi în țară rareori depășește 30 m în stațiunile cu

soluri bogate în substanțe nutritive și humus (Stănescu et al. 1997).

Dintre exemplarele de pin strob din parc, patru se remarcă prin dimensiuni deosebite, două depășesc 4,0 m în circumferință și două au înălțimea de peste 40,0 m (Foto 17).

Tsuga canadensis (L.) Carr. (țuga) – este o specie originară din estul Americii de Nord, fiind foarte răspândită în sudul Canadei, în zona Marilor Lacuri și în Munții Appalachieni. Arbore ce poate ajunge la înălțimi de până la 30 m, are tulpina dreaptă, uneori înfurcită și vârful curbat (Stănescu et al. 1997).

Din cele 10 exemplare prezente în Arboretum, două au înălțimi de peste 30 m. Cel mai înalt arbore care are 33,60 m înălțime și circumferința de 3,60 m (Foto 18) a fost localizat în u.a. 358C.



Foto 17. Pin strob cu înălțimea de 42,60 m (circumferința de 4,11 m) / Weymouth pine with the height of 42.60 m (the circumference of 4.11 m)

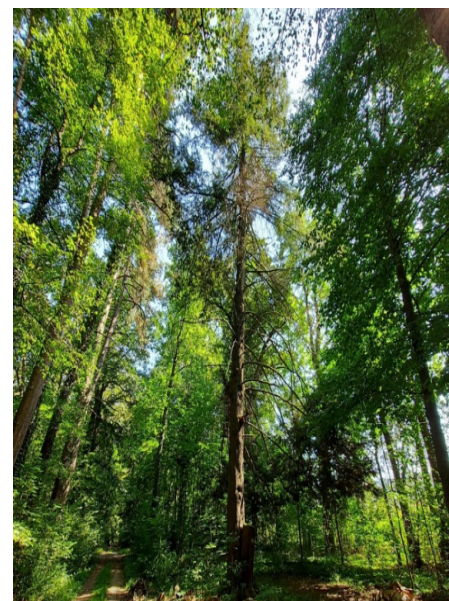


Foto 18. Țuga cu înălțimea de 33,6 m și circumferința de 3,60 m / Eastern hemlock with the height of 33.6 m and the circumference of 3.60 m

Thuja plicata Don. (tuie gigantică) – o specie ce provine din vestul Americii de Nord (California, Alaska sudică), cu tulpina dreaptă și scoarța roșie-brună, ajungând în țara de origine la înălțimi mari de până la 60 m (Șofletea & Curtu 2007).

În subparcelele 358A din Arboretum au fost identificați doi arbori din această specie care au dimensiuni monumentale pentru condițiile din țara noastră. Aceștia au înălțimi de 25,40 m și 29,20 m și circumferințe de 2,54 m și 2,64 m (Foto 19).



Foto 19. Tuie gigantică cu înălțimea de 29,2 m și circumferința de 2,64 m / Giant thuja with the height of 29.2 m and the circumference of 2.64 m

3.3. Starea de sănătate a arborilor monumentali

Marea majoritate a arborilor monumentali identificați pe suprafața Arboretumului (73%) prezintă o stare foarte bună de sănătate (în special la nivelul coronamentului). Nu există nici un arbore mort, dar există doi arbori cu o stare slabă de sănătate, aceștia fiind dintre speciile autohtone (*Quercus robur*), la care s-a constatat prezența dăunătorilor pe trunchi sau frunze, existența unor scorbură și putregai. Cu toate acestea cei doi arbori cresc și fructifică, chiar dacă fructificația nu este abundentă.

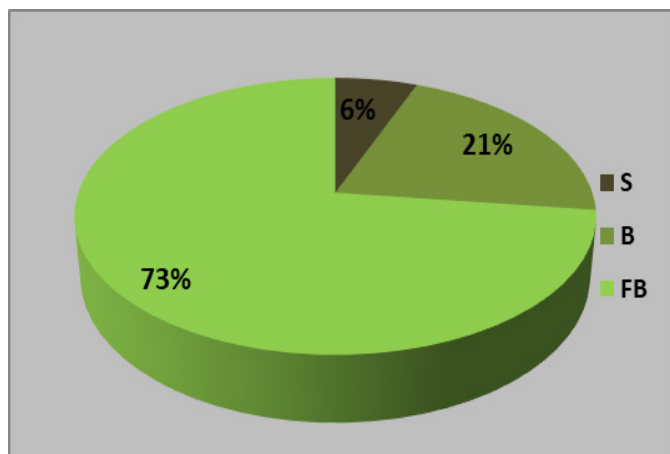


Fig. 20. Starea de sănătate a arborilor monumentali identificați / The health status of the identified monumental trees

Cei mai mulți arbori care prezintă o stare de sănătate foarte bună sunt din speciile exotice, din cele 16 exemplare, 14 sunt fără dăunători, trunchiurile sunt bine conformate, fără cicatrici, nu au scorbură, nici simptome externe de putregai și fructifică abundent, în vreme ce arborii monumentali din speciile autohtone au doar 10 arbori cu stare foarte bună de sănătate din cele 17 exemplare identificate.

Arborii cu stare bună de sănătate (21%) sunt atât din specii autohtone cât și din specii exotice; au fructificație bună, un număr redus de ramuri uscate și rupte în coroană și cicatrici superficiale pe trunchi.

4. Concluzii

Bogăția și varietatea de specii autohtone și exotice, arborii monumentali cu dimensiuni remarcabile, cu un port deosebit și în cea mai mare parte cu o stare de sănătate foarte bună, demonstrează că Arboretumul din Mihăești reprezintă, pe bună dreptate, una dintre cele mai importante colecții de arbori și arbuști din România, care protejează atât habitatul forestier natural de stejar pedunculat, aflat la o altitudine de peste 400 m, considerat unicat la nivel național, cât și plantațiile experimentale cu specii exotice, care au fost instalate în ultimii 130 ani.

Toate speciile exotice din colecție s-au adaptat foarte bine la condițiile staționale, unele dintre ele au ajuns să aibă dimensiuni monumentale, comparabile cu cele ale speciilor autohtone, sau chiar mai mari decât ale acestora.

Arboretumul contribuie la îmbogățirea cunoașterii științifice, prin numeroasele experimente, care se desfășoară pe suprafața sa, ajută la educarea și conștientizarea publicului asupra importanței protejării arborilor monumentali, a conservării mediului și a diversității biologice.

Mulțumiri

Această lucrare a fost implementată de Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură „Marin Dracea”, prin proiectul PN19070505 „Starea de sănătate și conservarea arborilor monumentali din România în condițiile schimbărilor climatice”, din programul BIOSERV și al proiectului PN23090301 „Evaluarea diversității specifice, structurale și funcționale în pădurile naturale și cvasinaturale pentru protejarea biodiversității în contextul schimbărilor climatice” din programul FORCLIMSOC, finanțate de Ministerul Cercetării și Inovării din România. Diseminarea a fost sprijinită prin proiectul „CresPerfInst” (Contract 34PFE/30.12.2021).

Bibliografie

- Anderson R (2001). Fungi and beetles: diversity within diversity. *Field Mycology*, 2(3), 82-87.
- Blicharska M, Mikusinski G (2013). Old trees: cultural value. *Science* 339(6122), 904-904.
- Blicharska M, Mikusinski G (2014). Incorporating social and cultural significance of large old trees in conservation policy. *Conserv. Biol.*, 28, 1558-1567.

- Cannon CH, Piovesan G, Munné-Bosch S (2022).** Old and ancient trees are life history lottery winners and vital evolutionary resources for long-term adaptive capacity. *Nat. Plants*, 8, 136-145.
- Dafni A (2006).** On the typology and the worship status of sacred trees with a special reference to the Middle East. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 2(1), 1-14.
- da Silva Medeiros R, Vieira G (2008).** Sustainability of extraction and production of copaiba (*Copaifera multijuga* Hayne) oleoresin in Manaus, AM, Brazil. *Forest Ecology and Management* 256, 282-288.
- Devecchi M (2004).** Evolution of tree landscaping in historical Parks and Gardens. The trees of history. Proceedings of the International Congress. Torino.
- Frese PR, Gray SJ M (1995).** Trees. The encyclopaedia of religion. Vol. 15. Macmillan Library Reference USA, Simon and Schuster and Macmillan, New York.
- Haberman DL (2013).** People trees: worship of trees in Northern India. Oxford University Press, New York.
- Jim CY (2005).** Monitoring the performance and decline of heritage trees in urban Hong Kong. *J. Environ. Manag.*, 74, 161-172.
- Laclau P (2003).** Root biomass and carbon storage of ponderosa pine in a northwest Patagonia plantation. *Forest Ecology and Management* 173, 353-360.
- Lindenmayer DB, Laurance WF, Franklin JF (2012).** Global decline in large old trees. *Science* 338:1305-1306.
- Lindenmayer DB, Laurance WF, Franklin JF, Likens GE, Banks SK, Blanchard W, Gibbons P, Ikin K, Blair D, McBurney L, Manning AD, Stein JAR (2013).** New policies for old trees: averting a global crisis in a keystone ecological structure. *Conservation Letters* 7, 61-69.
- Lindenmayer DB, Laurence WF (2016).** The unique challenges of conserving large old trees. *Trends Ecol. Evol.*, 31, 416-418.
- Moldovan I (1934).** Monumentele naturale ale pădurilor noastre. *Viața forestieră*, II/12, 634.
- Novak DJ (2004).** Assessing Environmental Functions and Values of Veteran Trees. In: Nicolotti, G, and P. Gonthier (eds). Proc. of the International Congress on the Protection and Exploitation of Veteran Trees. Regione Piemonte and Università di Torino. Torino, Italy. pp. 45-49.
- Östlund I, Ericsson TS, Zackrisson O, Andersson R (2003).** Traces of past Sami forest use: an ecological study of culturally modified trees and earlier land use within a boreal forest reserve. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18, 78-89.
- Păunescu S, Scărlătescu V (2022).** Proiectul P15/2023 „Reinventarierea și refacerea colecției dendrologice din cadrul Arboretumului Mihăești” – Manuscris I.N.C.D.S. „Marin Drăcea”.
- Rădulescu M (1953).** Parcul Mihăești-Muscel. *Revista pădurilor* 2, 12-14.
- Seeley TD, Morse RA (1978).** Nest site selection by the honey bee, *Apis mellifera*. *Insectes Sociaux* 25, 323-337.
- Singh D, Singh B, Goel RK (2011).** Traditional uses, phytochemistry and pharmacology of *Ficus religiosa*: a review. *Journal of Ethnopharmacology* 134, 565-583.
- Stănescu V, Șofletea N, Popescu O (1997).** Flora forestieră lemnoasă a României. Ed. Ceres.
- Stuparu E, Guiman G, Scărlătescu V (2010).** Monografia arboretumului Mihăești. Ed. Silvică.
- Șofletea N, Curtu L (2007).** Dendrologie. Ed. Universității Transilvania din Brașov.
- Turner NJ, Ari Y, Berkes F, Davidson-Hunt I, Ertug ZF, Miller A (2009).** Cultural management of living trees: an international perspective. *Journal of Ethnobiology* 29, 237-270.
- Vasile D, Enescu R, Scărlătescu V (2022).** Catalogul arborilor monumentali din România și ghidul pentru managementul arborilor monumentali. Ed. Silvică.
- ICAS (1994, 2004, 2014).** Amenajamentul O.S.E./B.E. Mihăești.

Abstract

Mihăești Arboretum - a rich collection of monumental trees

Monumental trees (old trees, trees with a large girth or with great height) are very important as cultural legacies and in various ecosystems are considered habitat trees. They represent an important information source for the ecosystem where they grow.

The objectives of the research were to identify, locate, measure and assess the state of health of the monumental trees from Mihăești Arboretum. The selection was based on the “monumentality” aspects of trees, taking into account dendrometric parameters. It has been identified 33 monumental trees, belonging to 7 native and 11 non-native species. The most frequent species among the monumental native trees is *Quercus robur* and among the non-native trees is *Quercus rubra*. In terms of health status, 73% of the measured monumental trees are in very good condition, 21% are in good condition and only two of them (from native species) are in poor health condition.

Keywords: health condition, monumental trees, native species, non-native species, old trees.

Dr. Lucian Constantin Dincă la vârsta pensionării

Vlad Crișan¹, Ștefan Herghelegiu¹, Dănuț Chira¹

¹SCDEP Brașov, Institutului Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea" (INCDS) "Marin Drăcea", România

Pentru a începe introducerea în romanul trăit de către domnul doctor inginer Lucian Dincă, trebuie amintit faptul că acesta a urmat cursurile celebrului Colegiu brașovean „Andrei Șaguna” în perioada 1973-1977. În cadrul acestei instituții, liceenii beneficiau de un sistem educațional riguros, cu un accent deosebit pe disciplinele științifice și tehnice. Eforturile intense depuse în studiu ofereau elevilor o bază solidă de cunoștințe, pregătindu-i pentru provocările ulterioare. Absolvirea Colegiului Național „Andrei Șaguna” din Brașov a fost, nu doar o realizare academică, ci și o călătorie formativă ce a conturat viziunea asupra învățării și a potențialului personal. Atmosfera istorică a colegiului și legăturile profunde cu tradiția culturală au contribuit la dezvoltarea personală a tânărului licean, în care încep să se regăsească pasiunea pentru mediul înconjurător, precum și dorința de a înțelege și a proteja resursele naturale. În mod firesc, alegerea continuării studiilor la *Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere* din Brașov a fost influențată de dragostea pentru natură, indusă de exemplul tatălui său (Lucian Dincă sen.), specialist bine-cunoscut în silvicultură și cinegetică.

Învățământul universitar brașovean, din perioada facultății, între 1978 și 1983, reprezintă un nou capitol ce îmbină tradiția cu viitorul, unde educația superioară devine un instrument pentru a modela un impact pozitiv în domeniul silviculturii și al gestionării durabile a resurselor forestiere. În facultate, destinul i-a fost unit de colega sa, Maria Dincă, care i-a fost alături în toată cariera profesională.

Urmează o perioadă de aplicare a cunoștințelor acumulate din facultate în cadrul *Ocoalelor silvice Comandău, Covasna și Brașov*, unde tânărul absolvent întâlnește, pentru prima dată, realitățile și responsabilitățile silviculturii practice.



După ucenicia efectuată în "producție", și-a dedicat întreaga carieră cercetării științifice. Căutând răspunsuri la problemele tehnice, ajunge să lucreze în cadrul *Institutului de Cercetări și Amenajări Silvice*. De abia acum începe ascensiunea tânărului inginer silvic, pentru care profesia de cercetător pare să i se potrivească perfect. Cu tenacitate, de-a lungul timpului, va parcurge toate treptele ierarhiei profesionale, reușind să îmbine cariera profesională de bază, de cercetător (la *ICAS/INCDS*), cu

aceea de cadru didactic asociat (conferențiar) în cadrul *Facultății de Silvicultură și Exploatare Forestiere* din Brașov.

Lucian Dincă împărtășește o strânsă legătură de colegialitate cu celelalte departamente ale *Institutului Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură (INCDS) "Marin Drăcea"* din toată țara. A colaborat cu multe universități și institute de cercetare din țară și din Europa, în numeroasele proiecte naționale și internaționale. Astfel, se poate menționa prezența domniei sale în peste 38 de proiecte naționale și internaționale, multe dintre acestea fiind conduse de către acesta. Publicarea lucrărilor academice de către Lucian Dincă reprezintă nu doar o contribuție la corpusul științific, ci și un demers esențial pentru înțelegerea și managementul sustenabil ale pădurii și mediului înconjurător.

În cercetările sale, dr. Dincă a abordat o gamă variată de subiecte în domeniile silviculturii și ecologiei. Acestea i-au permis o activitate publicistică extrem de bogată, cuprinzând peste 284 articole științifice, din care peste 106 ISI (peste un sfert în zona roșie/galbenă a celor mai bine cotate articole în domeniu). Este membru al colectivelor de redacție (editorial board) al revistelor de profil (*Revista de Silvicultură și Cinegetică*, *Annals of Forest Research*). A editat mai multe numere speciale ale unor reviste internaționale prestigioase (*Diversity, Land, Frontiers in Forests and Global Change*).

Prin sinergia cu alte departamente, Lucian Dincă contribuie la crearea unui mediu de cercetare interdisciplinar, în care expertiza diverselor domenii se întrepătrunde pentru a

aborda provocări complexe în gestionarea și conservarea resurselor forestiere. Această abordare colaborativă consolidează eforturile instituționale în direcția dezvoltării durabile și inovației în sectorul forestier și în protecția mediului. Cu un palmares vast în cercetare, dr. Dincă a dedicat nu doar orele de predare, ci și resursele sale intelectuale, pentru a îndruma tinerii cercetători către excelență. Prin împărtășirea cunoștințelor sale și cultivarea pasiunii pentru cercetare, a contribuit semnificativ la formarea unei echipe de profesioniști pregătiți să abordeze complexitatea provocărilor din domeniul silviculturii și dezvoltării durabile.

Într-o perioadă în care domeniul se confruntă cu schimbări fundamentale, dr. Lucian Dincă poate privi cu mândrie la impactul pozitiv pe care l-a avut asupra evoluției științifice în ICAS/INCDS, unde a deținut diverse funcții - șef al echipei de ecologie a INCDS, director al stațiunii Brașov, vicepreședinte al Consiliului științific al INCDS, director general al INCDS. Pentru realizările sale în domeniu a fost ales membru corespondent al *Academiei de Științe Agricole și Silvicultură*.

Împlinirea domnului dr. Lucian Dincă în cariera sa didactică, în *Facultatea de Silvicultură și Exploatarea Forestiere*, din cadrul *Universității Transilvania din Brașov* (la disciplinele pedologie, stațiuni forestiere, geologie, ecologie, ecosisteme), vine nu doar din realizările sale personale, ci și din contribuția sa la formarea unei noi generații de specialiști dedicați și competenți (a condus

numeroase lucrări de licență și disertație, a fost membru în comisii de doctorat ș.a.). Astfel, această poveste de succes ilustrează frumusețea relației dintre profesor și elev, conducător și discipol, leader și colaborator, subliniind esența științei și educației în a fi motoare ale progresului și ale evoluției constante în lumea academică și profesională.

Experiența sa în viața universitară nu a fost doar o perioadă de învățare, ci și de contribuție semnificativă la evoluția disciplinei. Viziunea sa asupra educației nu se limitează doar la transferul de informații, ci și la dezvoltarea abilităților practice și a gândirii critice. Dr. Dincă și-a îndrumat elevii cu pasiune și dedicație, încurajându-i să exploreze complexitatea gestionării sustenabile a resurselor forestiere. În calitate de mentor, a cultivat generații de specialiști în domeniul silviculturii, transmițând nu doar cunoștințe, ci și etica profesională și dragostea pentru natură.

Acum, în momentul pensionării, desprinderea de lumea științifică este treptată, domnia sa îmbinând activitățile recreative (călătorii, pescuit, bridge, lecturi și "cercetări" în natură) cu cele profesionale - în domeniul valorificării cunoștințelor de-o viață, prin publicații și munca editorială. La apogeul carierei, acest lider superactiv privește în urmă, iar succesele sale sunt paragrafe ale unei povestiri fascinante. În loc să se oprească, își propune să exploreze noi orizonturi, să-și împărtășească cunoștințele acumulate și să încurajeze tinerii.

In memoriam – ing. Otilia Margareta Popescu

1941-2023

Dan Andrei POPESCU

Universitatea Babeș-Bolyai, Cluj-Napoca, România

S-a născut la 03 iulie 1941, avându-i ca părinți pe Ottilia-Amalia (1911-2006) și Dănilă ONIȘOR (1902-1980). A avut o soră – *Rusu Lucia*, de profesie inginer constructor (1936-1995).

A urmat Liceul de fete din Deva și ulterior *Facultatea de Silvicultură* din cadrul *Institutului Politehnic Brașov*, pe care a absolvit-o în anul 1964.

A fost inginer silvic la *Ocolul Silvic Simeria* (1964-1967), iar apoi la *Inspectoratul Silvic Județean Hunedoara* (1967-1991). Din 1991 a lucrat ca inginer de cercetare la *Institutul de Cercetări și Amenajări Silvice Brașov*, până la pensionare, în anul 1996. Toate calificativele acordate la locul de muncă au fost maxime.

S-a căsătorit, în 1965, cu Niculae Eugeniu POPESCU, având doi copii, Dan-Andrei și Flaviu-Eugen.

A fost o persoană cu vocație, exercitându-și profesia cu vocație, dăruire și iubire, reușind să transmită celor din jur nu numai cunoaștere ci și dragostea pentru OM, emanând înțelegere, îngăduință și căldură. A scris în sufletul celor din jur!

A înțeles că puținele din acțiunile care alcătuiesc încărcătura cotidiană a vieții noastre au vocația de a dăinui în timp, de a fi memorizate de cei cu care interacționăm în decursul timpului, lăsând o amprentă de neșters asupra sufletului lor. Cu toții suntem autori. Autorii acțiunilor noastre, a emoțiilor și a sentimentelor pe care le transmitem celor din jur. Însă nu toate dăinuie în timp. Doar acelea care reușesc să impresioneze și să miște destine, care ies din banalul cotidianului, care marchează pozitiv destine de oameni. Numai prin acestea reușim să transcendem timpului nostru, să transmitem „la nesfârșit” matricea spirituală a individualității noastre.

Faptele memorabile vor da mărturia existenței noastre, indiferent de timp. Prin intermediul lor, „scriem” în sufletele altora! Asta a înțeles și a transmis celor din jur Otilia Margareta POPESCU. Doar prin trecerea pragului timpului reușim să provocăm istoria, punând-o să valorizeze ceea ce am făcut, bine sau, uneori, mai puțin bine, cumpătat sau necumpătat, ceea ce reprezentăm de fapt ca imagine în ochii semenilor noștri, din prezent și din viitor, de acum și de acum încolo.

Și-a făcut din plin datoria cu dedicație și dragoste, o bună parte din truda și sufletul său lipindu-se de imaginea și încrederea de care se bucură instituția silviculturii astăzi. A fost un om curat și simplu, înțelegând prin aceasta un om neîntortocheat, un om deschis și direct, mereu disponibil. Cum spunea *Sfânta Teresa de Avila*, cu cât omul este mai aproape de Dumnezeu, cu atât devine mai simplu. A fost, fără îndoială un om căruia nu trebuia să te pregătești dinainte ca să-l poți aborda. Un om drept, un om cu aceeași măsură pentru toți. Un om mult mai sever cu sine însăși decât cu cei din jur, un om care putea privi pe oricine în ochi. Și nu este deloc puțin lucru. Un om care



a slujit cu devotament profesia, un om care ne-a slujit. Iar fructul slujirii este pacea. Nu poți fi împăcat cu tine însuși fără să slujești altora, căci, cum se spune, „râurile nu-și beau propria apă, pomii nu-și mănâncă propriile fructe, soarele nu strălucește pentru el însuși, iar florile nu-și răspândesc mireasma doar pentru ele însele”.

Îi plăcea să trăiască frumos viața, punând seriozitate, echilibru, dar și multă dragoste în tot ceea ce a făcut. L-a servit pe Dumnezeu prin modul în care și-a iubit vocația și familia.

Și acum, iată, corabia ta a sosit și trebuie să pleci. Adâncă este așteptarea spre țara amintirilor tale, spre

raiu arzătoarelor tale dorințe. Ne-ai fost atâția ani alături, devotată și credincioasă. Îți mulțumim! Fiindcă, “în singurătatea ta, vegheat-ai zilelor noastre și, în veghea ta, ai ascultat suspinele și râsetele somnului nostru” (*Khalil Gibran - Profetul*). Ai fost trează când noi am dormit, ai fost aici, ai fost lângă noi. Nu era nevoie să te căutăm. Ai conjugat armonios cele trei atribute care deschid, împreună, perspectiva transcenderii: frumusețea, binele și adevărul: *frumusețea trăită a vieții cu binele celor din jurul tău și ambele cu adevărul credinței drepte și neperisabile*. Dragostea noastră îți aparține, dar nu vrea să te lege și nici nevoile noastre să te rețină.

Vei rămâne în gândurile și în inima noastră veșnic prezentă. Punctul ce desparte acum lumile noastre nu va putea rupe memoria vie ce ți-o vom păstra și nici dragostea noastră.

Cei pe care-i iubim nu dispar. Ei merg alături de noi în fiecare zi. Nevăzuți, neauziți, dar totdeauna în apropierea noastră. Încă așteptați, încă doriți, încă foarte dragi, aducându-ne speranța în mijlocul deznădejzii, oferindu-ne susținere în toiul durerii, azi și mâine și în oricare altă zi în care ne îndreptăm gândul spre ei.

Requiescat in pace!

Indexarea Revistei de Silvicultură și Cinegetică în baza de date Index Copernicus International

Valentin Bolea¹, Dănuț Chira², Marius Budeanu²✉

¹Soc. Progresul Silvic Brașov, România

²SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea"

✉ autor corespondent (mariusbudeanu80@gmail.com)

Începând cu numărul 43 (2018), *Revista de Silvicultură și Cinegetică* este indexată în prestigioasa bază de date Index Copernicus International (ICI), și poate fi accesată la următoarea adresă: <https://journals.indexcopernicus.com/representative/issue/list>

Baza de date ICI poartă numele lui Nicolaus Copernic (celebrul astronom care a dezvoltat teoria heliocentrică a sistemului solar) și a devenit, în toamna anului 2023, cea mai mare bază de date dintre cele care indexează reviste de cercetare științifică, conform informării oficiale primite pe adresa revistei noastre (foto mai jos).

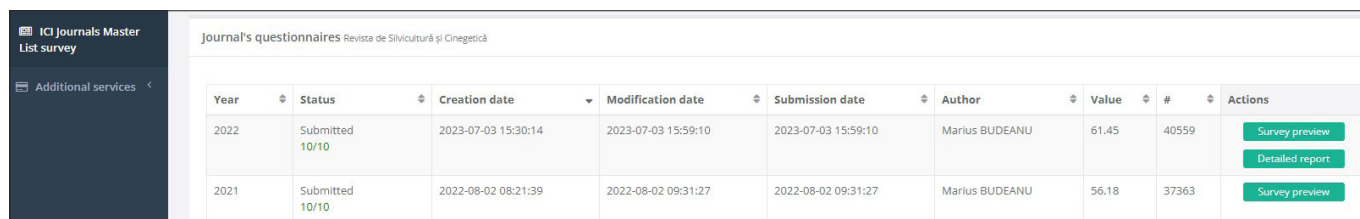
Dear Editors,

We are pleased to inform you that the service run by Index Copernicus – [ICI World of Journals](#) is the world's largest database of scientific journals! Today, our database contains over 68,000 journal profiles.

Every month, the ICI database is visited by tens of thousands of users from 178 countries. This means that the scientific achievements of your journal available in our database are presented to scientists from all over the world.

In many months, the number of scientists using the ICI database exceeds 200,000.

Începând cu anul 2022, revista noastră a urcat în categoria Journals Master List, obținând un scor de 56,18, valoare depășită cu 9,4% la ultima evaluare (septembrie 2023, foto mai jos).



Year	Status	Creation date	Modification date	Submission date	Author	Value	#	Actions
2022	Submitted 10/10	2023-07-03 15:30:14	2023-07-03 15:59:10	2023-07-03 15:59:10	Marius BUDEANU	61.45	40559	Survey preview Detailed report
2021	Submitted 10/10	2022-08-02 08:21:39	2022-08-02 09:31:27	2022-08-02 09:31:27	Marius BUDEANU	56.18	37363	Survey preview



Dear Sir/Madam,

We would like to kindly inform you that the journal „Revista de Silvicultură și Cinegetică (ISSN: 2284-7936, 1583-2112)” has passed the evaluation process positively and is indexed in the **ICI Journals Master List database for 2022**.

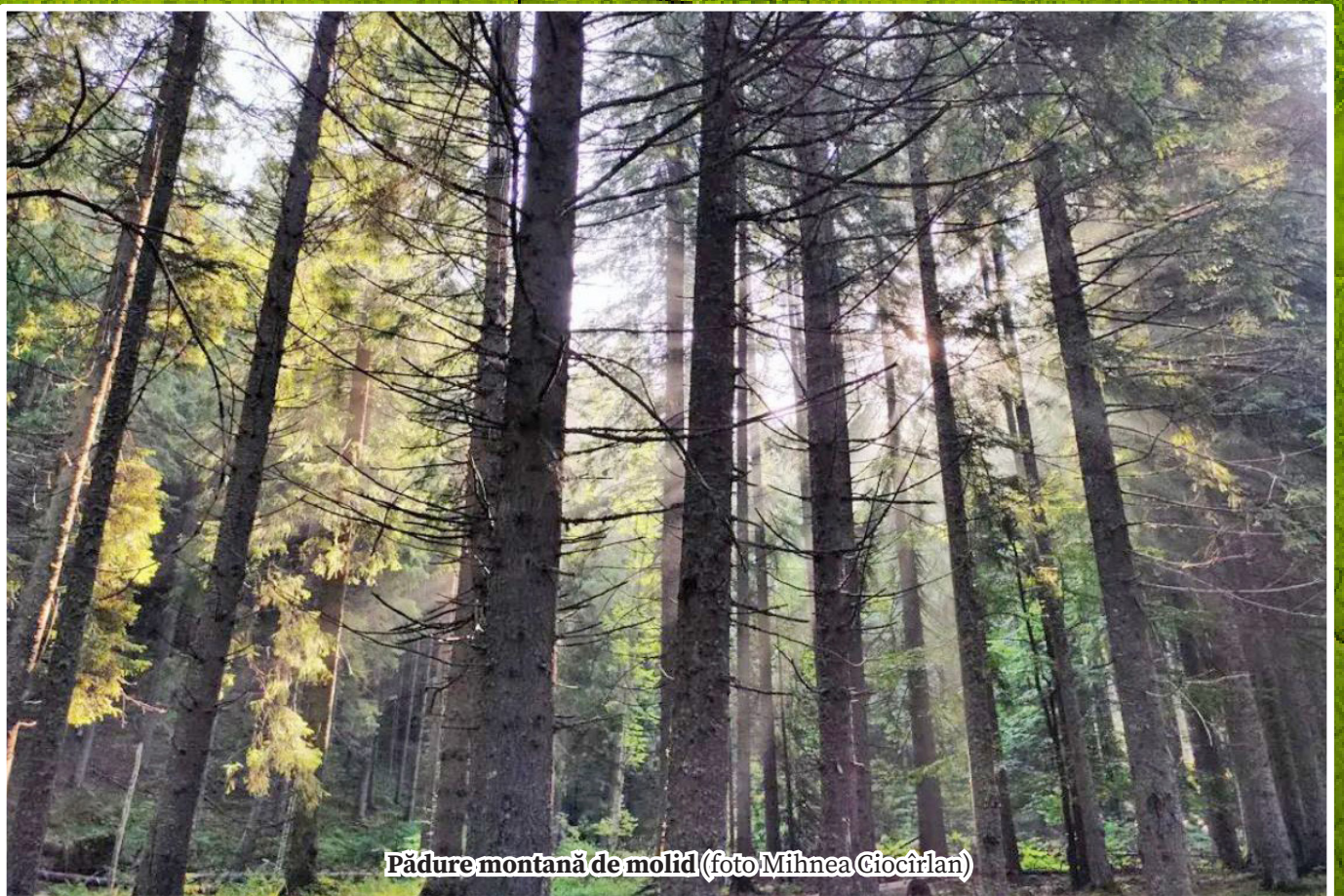
Based on the verification of information on the functioning of the journal in 2022, the value of its parametric strength (ICV indicator) was calculated.

ICV 2022 = 61.45

Adresăm calde mulțumiri autorilor pentru contribuția adusă la progresul *Revistei de Silvicultură și Cinegetică*.



Aliniament de plop hibrid (foto Mihnea Ciocîrlan)



Pădure montană de molid (foto Mihnea Ciocîrlan)



Peisaj cu ecosisteme de pășuni și forestiere (foto Mihnea Ciocîrlan)