

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

Anul XXX
Nr. 56 | 2025

Silvicultură
Silviculture

Biometrie
Biometry

Genetică
Forest genetics

Geomatică
Geomatics

Protecția pădurilor
Forest protection

Amenajarea bazinelor hidrografice
River basin management

Amenajarea pădurilor
Forest management planning

Arbori excepționali
Veteran trees

Flora și fauna sălbatică
Wildlife

Arberet montan de fag (Munții Bârsei) (foto Mihnea Ciocîrlan)



SOCIETATEA PROGRESUL SILVIC
www.progresulsilvic.ro

PAG.	CUPRINS	AUTOR	ADRESE
5	<p>Aplicația Arboreal Forest în comparație cu metodele tradiționale de inventariere a arboretelor în amenajarea pădurilor</p> <p>Arboreal Forest application and traditional stand inventory methods in forest management planning</p>	 <p>Avram Cișca¹ Alexandru-Claudiu Dobre² Gheorghe-Marian Tudoran³ ✉</p>	<p>1. SCDEP Brașov, INCDS, România (RO) 2. Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură (INCDS) "Marin Drăcea", Voluntari, RO 3. Facultatea de Silvicultură și Exploatarea Forestiere, Universitatea Transilvania din Brașov, RO ✉ tudoran.george@unitbv.ro</p>
12	<p>Posibilități de utilizare a imaginilor hyperspectrale Hyperion pentru identificarea unor specii de arbori</p> <p>Potential use of Hyperion hyperspectral imagery for the tree species identification</p>	 <p>Florin Capalb^{1,2} Bogdan Apostol¹ ✉ Adrian Lorent¹ Ștefan Leca¹ Șerban M. Chivulescu¹ Marius Petrilă¹ Cristiana Marcu¹ Ovidiu Badea^{1,2}</p>	<p>1. Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", Voluntari, RO 2. Facultatea de Silvicultură și Exploatarea Forestiere, Universitatea Transilvania din Brașov, RO ✉ bogdan.apostol@icas.ro</p>
21	<p>Investigații asupra structurii arboretelor de pin de pe terenurile degradate</p> <p>Investigations on the structure of pine stands in degraded lands</p>	 <p>Ciprian Tudor^{1,2} Cristinel Constandache² ✉ Laurențiu Popovici² Nicolae Ovidiu Badea^{1,3}</p>	<p>1. Interdisciplinary Doctoral School (SDI), Faculty of Silviculture and Forest Engineering (FSEF), "Transilvania" University of Brașov, RO 2. Station of Focșani, INCDS, Focșani, RO 3. National Institute for Research and Development in Forestry "Marin Drăcea", Voluntari, RO ✉ cicon66@yahoo.com</p>
30	<p>Diversitatea și dinamica acarienilor forestici asociați cu Ips typographus (Coleoptera: Scolytinae) în arboretele de molid din zona Brașovului</p> <p>Diversity and dynamics of phoretic mites associated to Ips typographus (Coleoptera: Scolytinae) in Norway spruce stands of Brașov zone</p>	 <p>Dragoș Toma^{1,2} Gabriela Isaia² ✉ Carol Dieter Simon²</p>	<p>1. Lab. Protecția pădurilor, INCDS "Marin Drăcea", Voluntari, RO 2. Facultatea de Silvicultură și Exploatarea Forestiere, Universitatea Transilvania din Brașov, RO ✉ gabriela.isaia@unitbv.ro</p>
40	<p>Parametrii calitativi ai semințelor de cireș pășăresc (<i>Prunus avium</i> L.) din România</p> <p>Qualitative parameters of wild cherry (<i>Prunus avium</i> L.) seeds from Romania</p>	 <p>Marius Budeanu¹ Gabriela Grosu¹ Dan Pepelea¹ Emanuel Beșliu¹ ✉</p>	<p>1. Lab. Genetică, SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea", RO ✉ emanuel.besliu@icas.ro</p>

PAG.	CUPRINS	AUTOR	ADRESE
46	<p>Evaluarea urgențelor de intervenție asupra lucrărilor de corectarea torenților utilizând gradientul indicelui de stare.</p> <p>Evaluation of intervention emergencies on torrent control structures using the status index gradient</p>	 <p>Cezar Ungurean¹ Mirabela Marin¹ Alin Lucian Mihalache¹ ✉ Nicu Constantin Tudose¹</p>	<p>1. SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea", RO ✉ alin_lucian.mihalache@icas.ro</p>
56	<p>Unele considerații privind amenajarea albiilor torențiale în contextul cerinței de refacere a râurilor prin înlăturarea "barierelor"</p> <p>Some considerations on torrential riverbed management in the context of river restoration by removing 'barriers'</p>	 <p>Mihai Daniel Niță¹ Nicu Constantin Tudose² Șerban Octavian Davidescu³ Mirabela Marin² ✉ Ioan Clinciu¹</p>	<p>1. Facultatea de Silvicultură și Exploatați Forestiere, Universitatea Transilvania din Brașov, RO 2. SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea", RO ✉ mirabela.marin@icas.ro 3. INCDS "Marin Drăcea", Voluntari, RO</p>
67	<p>Arbore cu arbore facem orașe mai frumoase și cu mediul mai curat</p> <p>Tree by tree for more beautiful cities and a cleaner environment</p>	 <p>Valentin Bolea¹ Andy Popa² ✉</p>	<p>1. Soc. Progresul Silvic, Filiala Brașov, RO 2. SCDEP Brașov, INCDS, RO ✉ andy.popa@icas.ro</p>
81	<p><i>Poa remota</i> Forselles – o prezență inedită în flora Masivului Piatra Mare, județul Brașov</p> <p><i>Poa remota</i> Forselles – an inedited presence in the flora of Piatra Mare Mountain, Brașov County</p>	 <p>Ioan Timofte¹ Andrei Comăneci¹ Aurora Cocă² Gabriel Lazăr¹ ✉</p>	<p>1. Amenajarea pădurilor, SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea", RO 2. GIS, SCDEP Brașov, INCDS, RO ✉ gabi_e_l@yahoo.com</p>
85	<p>Invaluable trees from Romania forest fund and their uniqueness</p> <p>Arbori inestimabili din pădurile României și unicitatea lor</p>	 <p>Diana Vasile¹ Andrei Apăfaian¹ Raluca Enescu² Virgil Scărlătescu³ ✉ Constantin Dumitru-Dobre¹ Simona Coman⁴</p>	<p>1. Dept. Ecology, Station of Brașov, INCDS, RO 2. Faculty of Silviculture and Forest Engineering, Transilvania University of Brasov, RO 3. Col. Mihăești, Station of Pitești, INCDS, RO 4. GIS, Station of Brașov, INCDS, RO ✉ apafaian.andrei@gmail.com</p>

PAG.	CUPRINS	AUTOR	ADRESE
91	Evaluarea populației de urs brun la nivelul județului Buzău utilizând camere cu senzor de mișcare Assessing the brown bear population with photo-trap cameras in Buzău County	 Vladuț Ștefănescu ¹ Ion Mirea ^{1,2} Daniel Iordache ¹ Ancuța Fedorca ^{1,2} Giorgiana Vodă ² Cosmin Mariș ³ Mihai Fedorca ^{1,2} ✉	1. Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere, Brașov; Universitatea Transilvania din Brașov, RO 2. SCDEP Brașov, Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", RO ✉ mihai.fedorca@yahoo.com 3. Departamentul Silvicultură, Facultatea de Inginerie și Tehnologii Aplicate, Universitatea de Științe Vietii "Regele Mihai I" din Timișoara, RO
98	Monitorizarea populațiilor de mamifere de interes cinegetic - Studiu de caz: Fondul cinegetic 29 "Bătinești", Vrancea (Romania) Monitoring of the game species - Case study: 29 Hunting area "Bătinești", Vrancea County (Romania)	 Cătălin Apostol ¹ Giorgiana Vodă ² Flaviu Vodă ² Ion Mirea ^{1,2} Ancuța Fedorca ^{1,2} Cosmin Mariș ³ Mihai Fedorca ^{1,2} ✉	1. Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere, Brașov; Universitatea Transilvania din Brașov, RO 2. SCDEP Brașov, Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", RO ✉ mihai.fedorca@yahoo.com 3. Departamentul Silvicultură, Facultatea de Inginerie și Tehnologii Aplicate, Universitatea de Științe Vietii "Regele Mihai I" din Timișoara, RO

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 Exploatare Forestiere (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

Secretariat de redacție:

Leonard Mihalache - secretar - SPS Brașov

Comitetul științific și tehnic:

Gheorghe Gavrilescu - Președinte Societatea „Progresul Silvic” București

Ioan Vasile Abrudan - UTBv

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

Ecaterina Nicoleta Apostol - INCDS „Marin Drăcea”

Flaviu Bălăcenoiu - INCDS „Marin Drăcea”

Iovu - Adrian Biriș - USAMV București

Valeriu Caisin - Institutul de Cercetări și Amenajări Silviculturale (ICAS), Moldosilva, R. MOLDOVA

Florentina Chira - SCDEP Brașov

Petru Cuza - Universitatea de Stat din Rep. MOLDOVA

Ancuța Fedorca - INCDS / SCDEP Brașov

Mihai Fedorca - SCDEP Brașov / INCDS

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

Sorin Geacu - Institutul de Geografie, Academia Română București

Dan Traian Ionescu - FSEF, UTBv

Ovidiu Ionescu - FSEF, UTBv

Dana Malschi - Facultatea de Știința Mediului, Univ. Babeș-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 - ASAS; Col. Simeria / INCDS

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 - Facultatea de Silvicultură și Cădăstru / USAMV Cluj-Napoca; Col. Cluj-Napoca /

SCDEP Bistrița, ASAS

Nicu Constantin Tudose - SCDEP Brașov / INCDS

Marius Ureche - „Progresul Silvic”, Fil. Sibiu

Radu Vlad - SCDEP Câmpulung Moldovenesc / INCDS

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= 61.20)
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)



Aplicația Arboreal Forest în comparație cu metodele tradiționale de inventariere a arboretelor în amenajarea pădurilor

Avram Cicșa¹, Alexandru-Claudiu Dobre², Gheorghe-Marian Tudoran³✉

- SCDEP Brașov, Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", România
 - Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", Voluntari, RO
 - Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere, Universitatea Transilvania din Brașov, RO
- ✉ autor corespondent (tudoran.george@unitbv.ro)

1. Introducere

Inventarierea arboretelor este esențială pentru colectarea de informații despre caracteristicile structurale ale arboretelor, fiind un element cheie în managementul pădurilor. Ea implică procedee de măsurare a arborilor, fiecare cu avantaje și dezavantaje în funcție de acuratețea dorită și de timpul necesar pentru colectarea datelor. Pe măsură ce complexitatea și volumul de date necesare cresc, scanarea digitală se conturează ca o alternativă promițătoare la metodele tradiționale de inventariere a fondului forestier, oferind soluții eficiente pentru prelucrarea și analiza rapidă a datelor. Pe măsură ce complexitatea și volumul de date necesare cresc, scanarea digitală se conturează ca o alternativă promițătoare la metodele tradiționale de inventariere forestieră, oferind soluții eficiente pentru prelucrarea și analiza rapidă a datelor (Newnham et al. 2015, Liang et al. 2016). Prin acest studiu s-a urmărit compararea rezultatelor măsurătorilor efectuate asupra principalilor parametri biometrici ai arboretelor, utilizând instrumente tradiționale și aplicația Arboreal Forest pe iPhone 15 Pro.

Scannerele LiDAR, recunoscute pentru precizia lor, au fost utilizate în studii recente pentru evaluarea caracteristicilor arborilor, însă costurile ridicate limitează aplicarea lor pe scară largă. Ca alternativă accesibilă, smartphone-urile echipate cu camere LiDAR, cum sunt unele modele de iPhone, au început să fie explorate ca soluții viabile. Studii precum cel realizat de Fan et al. (2018) arată că aceste dispozitive oferă măsurători comparabile cu metodele tradiționale, în special pentru arborii de dimensiuni mai mici. LiDAR-ul cu rază scurtă

de acțiune (3-5 m), integrat în telefoane mobile și tablete și conceput inițial pentru diverse aplicații, s-a dovedit util în măsurarea diametrului de bază al arborilor și în localizarea lor (Çakir et al. 2021, Borz et al. 2022, Pace et al. 2022, Shen et al. 2023, Guenther et al. 2024, Ofner-Graff et al. 2025). Alte studii au evidențiat că utilizarea unei aplicații compatibile cu LiDAR a oferit estimări mai precise și fiabile ale diametrului de bază când are valori mai mari de 15 cm (Gollob et al. 2021, Mokroš et al. 2021, Poeschel et al. 2013).

Avantajul folosirii tehnologiilor digitale constă în eficientizarea procesului de culegere și analiză a datelor, precum și în creșterea acurateței în estimarea unor caracteristici cum ar fi diametrul, înălțimea și volumul arborilor (Qian et al. 2023). Comparativ cu măsurătorile efectuate manual asupra diametrului, cele realizate prin aplicații mobile dotate cu tehnologie SLAM (Simultaneous Localization and Mapping) prezintă o variabilitate mai mare, însă odată ajustate, pot deveni eficiente (Ahamed et al. 2023, Gülci et al. 2023, Apăfăian et al. 2024). Pe lângă aceasta, smartphone-urile dotate cu camere RGB și senzori de adâncime devin instrumente practice pentru fotogrametrie și teledetecție la scară mică, oferind posibilitatea măsurării diametrului la bază, înălțimii și volumului arborilor (Magnuson et al. 2024). Totuși, condițiile staționale și sensibilitatea senzorului pot influența calitatea măsurătorilor, necesitând teste suplimentare pentru specii de vârste și densități diferite (Howie & De Stefano 2024).

Aplicații precum ForestScanner permit măsurarea rapidă a dimensiunilor arborilor, direct pe teren, economisind astfel timp comparativ cu metodele tradiționale (Tatsumi et al. 2022). Comparativ cu aplicația Arboreal Forest, unele studii au evidențiat faptul că măsurătorile diametrului de bază pot fi ușor subestimate. Totuși, aplicațiile mobile, chiar și fără tehnologie LiDAR, au potențialul de a facilita colectarea rapidă și accesibilă a datelor structurale ale arboretelor chiar de către neexperți (Ahamed et al. 2023).

În acest studiu s-a emis ipoteza că smartphone-urile echipate cu camere LiDAR, cum este iPhone 15 Pro, pot oferi rezultate comparabile cu metodele tradiționale de inventariere forestieră în privința parametrilor biometrici ai arboretelor, eficientizând procesul de culegere și analiză a datelor, însă precizia lor poate varia în funcție de caracteristicile arboretelor analizate.

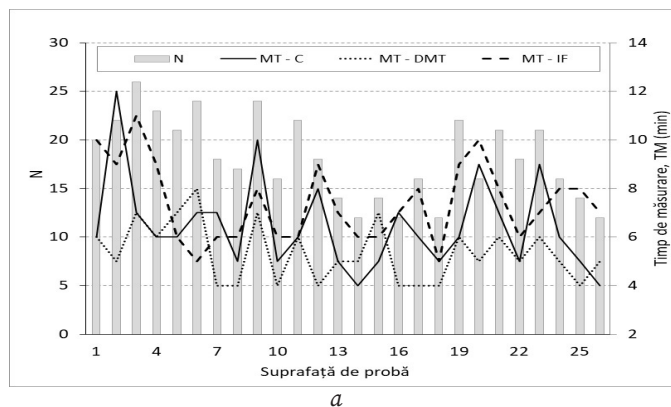
2. Material și metodă

Arboretul analizat este un amestec de fag și rășinoase situat în bazinul hidrografic Valea Cetății din Masivul Postăvaru (45°37'05" N, 25°35'39" E), la o altitudine cuprinsă între 730 și 850 m, pe versant cu înclinare în jur de 25 grade și expoziție sud-vestică. În această zonă, temperatura medie multianuală variază între 7 și 8,3°C, iar precipitațiile medii anuale sunt de aproximativ 780 mm (Tudoran et al. 2021). Arboretul prezintă tineret de fag, instalat în urma intervențiilor silvotehnice aplicate (tăieri de transformare spre grădinărit). Suprafața inventariată a fost de 1,30 ha (471 arbori inventariați), cu 26 de suprafețe de probă circulare de 500 m², dispuse după un eșantionaj sistematic.

Inventarierea s-a realizat în primăvara anului 2024 de o echipă formată din doi operatori. În fiecare suprafață de probă, arborii au fost măsurați prin trei procedee:

- **IF:** utilizând aplicația Arboreal Forest (iPhone 15 Pro);
- **C:** măsurarea diametrului arborilor, pe două direcții (cu clupa, în mm) și a înălțimii cu Vertex-ul;
- **DMT:** măsurarea diametrului arborilor, cu banda de măsurare (ruletă/rejansă, în mm) și a înălțimii (cu Vertex-ul). DMT a fost ales ca procedeu de referință.

Pentru a limita subiectivismul, același operator a realizat măsurătorile pentru toate cele trei procedee. Pentru măsurarea timpului de lucru s-a pornit cronometrarea din centrul suprafeței de probă, deplasarea de la un arbore la altul realizându-se în sensul acelor de ceasornic. Cronometrarea s-a încheiat odată cu măsurarea și înregistrarea ultimului arbore. Caracteristicile arboretului studiat au fost determinate pentru fiecare specie (Tab. 1).



Tab. 1. Caracteristici ale arboretului inventariat

Specie	BR	FA1/FA2	MO	LA	PAM	Total
G (m ² ha ⁻¹)	21,47	14,5/1,22	2,36	0,58	0,01	40,14
V (m ³ ha ⁻¹)	304,6	213,1/14,5	33,8	8,0	0,1	574,1
Dens.	0,35	0,40	0,04	0,01	-	0,80
Comp. (%)	53	39	6	2	-	100
D (cm)	45,8	35,2/13,0	41,5	48,7	12,1	-
H (m)	31,7	28,7/12,0	32,6	33,6	9,5	-

BR: brad; FA: fag; MO: molid, LA: larice; PAM: paltin de munte; G: suprafața de bază; V: volumul; Dens.: densitatea; Comp.: compoziția; D: diametrul mediu; H: Înălțimea medie.

Pentru procedeele C și DMT, volumul arborilor a fost determinat pe baza diametrului și a înălțimii utilizând ecuația de regresie elaborată pentru speciile din România (Giurgiu et al. 2004):

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

Diferențele între procedeele aplicate au fost exprimate la nivelul principalilor parametri biometrici ai arboretului (diametru, suprafață de bază și volum). Eficiența măsurătorilor pentru fiecare specie a fost evaluată prin indicatori statistici precum: eroarea medie, eroarea medie pătratică și coeficientul de determinare (R²). Aplicația Arboreal Forest a furnizat volumul total arborilor inventariați din fiecare suprafață de probă și diametrele arborilor măsurați (pe specii). De asemenea, indică arborele mediu (pe specii) căreia trebuie să i se măsoare înălțimea. Detalii suplimentare despre tehnologia utilizată de aplicație în acest studiu sunt disponibile pe site-ul oficial Arboreal Forest.

3. Rezultate și discuții

3.1. Timpul de inventariere

O analiză a timpului de măsurare (TM) în raport cu volumului arborilor (V) și cu numărul de arbori (N) pentru cele trei procedee de inventariere aplicate se prezintă în figura 1. În privința TM s-au înregistrat diferențe importante între procedee, de unde rezultă și importanța alegerii lor în funcție de obiectivele studiului, dar și de resursele disponibile.

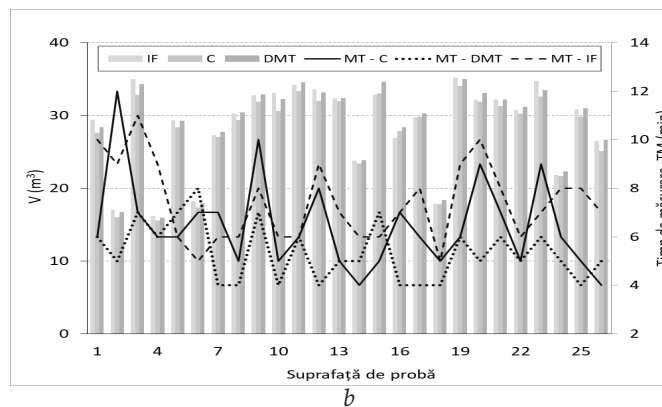
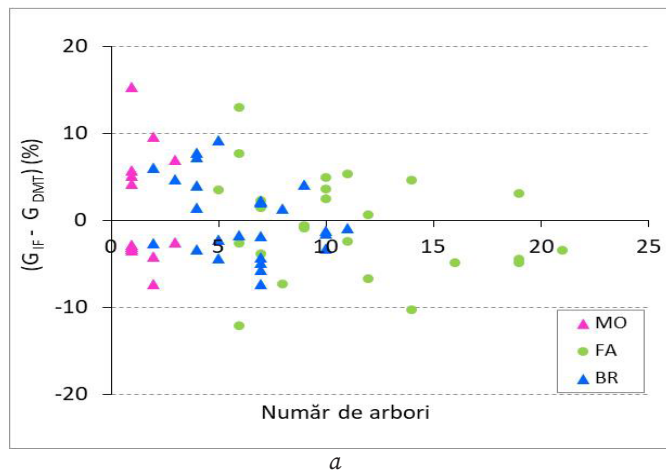


Fig. 1. Timpul de măsurare (TM) în raport cu numărul de arbori (N) (a) și cu volumul (V) din fiecare suprafață de probă (b). TM variază destul de mult de la o suprafață de probă la alta, sugerând o legătură parțială între densitatea arborilor și durata procesului. Procedeele C și DMT necesită mai mult timp în zonele cu densități mari, în timp ce în cazul procedeele DMT, TM rămâne destul de constant, ceea ce sugerează o eficiență mai bună a acestui procedeu în condiții de densitate variabilă. În cazul procedeele IF, TM are fluctuații mari, ceea ce poate indica o sensibilitate a mai mare acestui procedeu la structura și accesibilitatea terenului

Din grafic (Fig. 1a) se observă că volumul obținut variază semnificativ între suprafețele de probă analizate, oscilând între $15,9 \text{ m}^3$ și 35 m^3 , ceea ce indică diferențe posibile în precizia fiecărui procedeu în funcție de densitatea și structura arboretului din fiecare suprafață de probă. Prin procedeul IF timpul de măsurare a fost, în general, mai scurt decât cel prin procedeele C și DMT, sugerând un grad mai mare de eficiență, mai ales în suprafețele de probă cu un volum mai mic. Diferențele de timp între procedee devin mai evidente în suprafețele de probă unde volumul este mai mare și arborii sunt mai răspândiți. De exemplu, în suprafețele de probă cu un volum de peste 25 m^3 , procedeul DMT tinde să aibă un timp de măsurare mai ridicat, devenind astfel mai laborios întrucât necesită măsurarea circumferinței fiecărui arbore. În schimb, procedeul C, care implică măsurarea diametrului pe două direcții cu clupa, arată o stabilitate mai mare în timp. Totuși și procedeul C rămâne mai laborios decât IF.

Figura 1b evidențiază timpul de măsurare și volumul rezultat în fiecare suprafață. Procedeul IF conduce, de asemenea, la o colectare rapidă a datelor, fiind recomandat pentru studii unde timpul este un factor limitativ. Ca și în cazul numărului de arbori, procedeele C și DMT sunt mai consumatoare de timp. Rezultă că în privința timpului de măsurare hotărâtor este numărul de arbori, chiar dacă diametrele, respectiv volumul arborilor diferă la nivelul suprafețelor de probă. Așa, de exemplu, este cazul suprafeței de probă nr. 15, care deși are un volum mare, totuși are un număr de arbori inventariați redus, care a condus și la un timp de măsurare redus.



3.2 Suprafața de bază și volumul arborilor la nivelul suprafețelor de probă

Analiza suprafeței de bază și a volumului între cele trei procedee (IF, C și DMT) evidențiază diferențe semnificative, care sugerează variații în acuratețea fiecărui procedeu în evaluarea parametrilor biometrici. În cazul suprafeței de bază, IF comparativ cu DMT prezintă o diferență de $-0,11 \text{ m}^2/\text{ha}$, în timp ce procedeul C, în raport cu DMT, indică o diferență de $-1,22 \text{ m}^2/\text{ha}$. Rezultă că procedeele IF și C tind să subestimeze ușor suprafața de bază comparativ cu DMT. În privința volumului, procedeul IF, față de DMT, prezintă de asemenea o diferență de $-0,11 \text{ m}^3/\text{ha}$, iar C, comparativ cu DMT, indică o diferență de $-1,72 \text{ m}^3/\text{ha}$. Aceste variații între procedee arată că deși toate cele trei sunt aplicabile în inventarierea arboretelor, totuși există diferențe sistematice în estimările volumului și suprafeței de bază. Prin urmare, alegerea procedurii de măsurare devine esențială pentru obținerea unor date riguroase și comparabile, necesitând o calibrare atentă pentru a minimiza erorile potențiale între metode.

Analizând diferențele procentuale ale suprafeței de bază, între procedee, în raport cu numărul de arbori din suprafețele de probă (Fig. 2a), rezultă că în cazul celor cu un număr redus de arbori, procedeul IF tinde să supraestimeze suprafața de bază cu diferențe de până la $+16\%$. Această tendință este mai pronunțată la speciile cu un număr mic de exemplare, dar și cu o suprafață de bază relativ mică. Pe măsură ce numărul de arbori din suprafețele de probă crește, diferențele între cele două procedee devin mai mici și tind să se apropie de zero, indicând o convergență în estimări pentru suprafețele cu densitate mai mare.

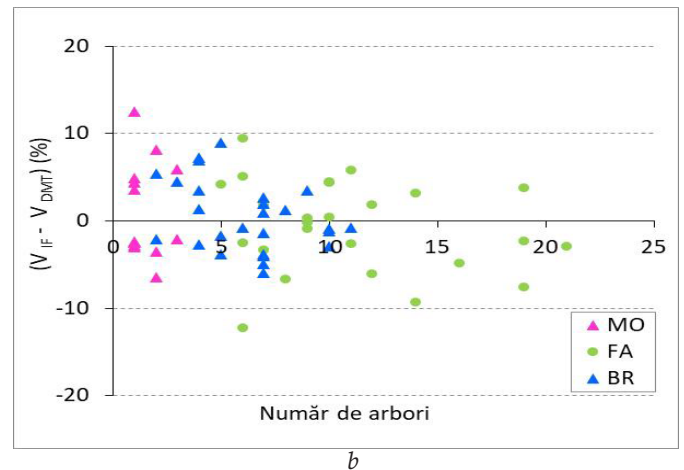


Fig. 2. Diferențe ale suprafeței de bază (G) (a) și volumului (V) (b) în raport cu numărul de arbori din suprafețele de probă, când se folosește procedeul IF (IF comparativ cu DMT)

Diferențele procentuale cele mai mari în estimarea volumului (Fig. 2b) în raport cu numărul de arbori apar, de asemenea, în cazul suprafețelor de probă cu un număr redus de arbori, metoda IF supraestimând volumul cu până la $+12\%$. La fel ca în cazul suprafeței de bază, pe măsură ce densitatea arborilor crește, diferențele între procedeele IF și DMT se reduc, ceea ce sugerează o corelație pozitivă între precizia metodei IF și densitatea

arborilor în suprafețele de probă inventariate. Ambele grafice din figura 3 indică o tendință a procedurii IF de a supraestima atât suprafața de bază, cât și volumul în suprafețele de probă cu număr de arbori redus. Rezultă că IF poate introduce erori mai mari în estimări pentru speciile cu frecvență redusă în suprafețele de probă, respectiv cu densitate redusă, fiind astfel mai potrivită pentru arboretele cu un număr mai mare de arbori. În

cazul acestora, estimările devin mai precise, apropiindu-se de cele obținute prin procedeul DMT. Aceeași tendință se remarcă și în cazul în care diferențele respective se

raportează la suprafața de bază și la volumul arborilor din suprafețele de probă (Fig. 3).

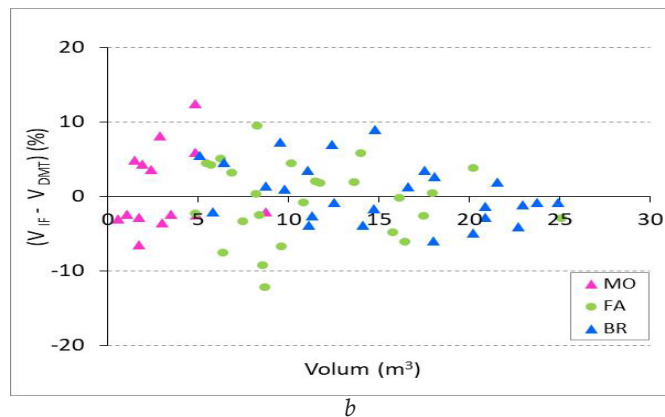
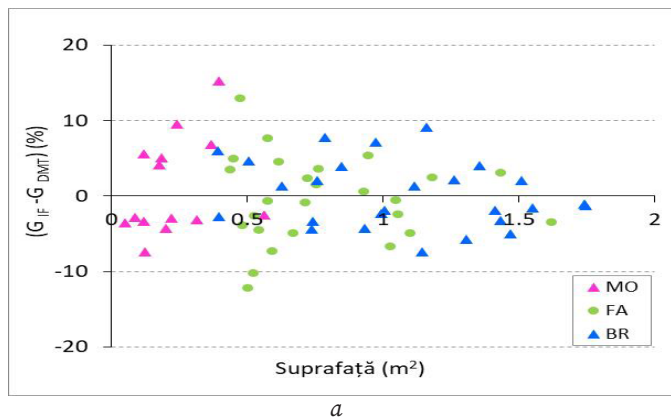


Fig. 3. Diferențe ale suprafeței de bază și volumului la nivelul suprafețelor de probă, în raport cu suprafața de bază a arborilor (a) și cu volumul lor (b), când se aplică IF (IF comparativ cu DMT)

Prin procedeul C tinde să se subestimeze atât suprafața de bază, cât și volumul arborilor, comparativ cu DMT,

diferențele procentuale ajungând până la -9% în suprafețele de probă cu număr de arbori redus (Fig. 4).

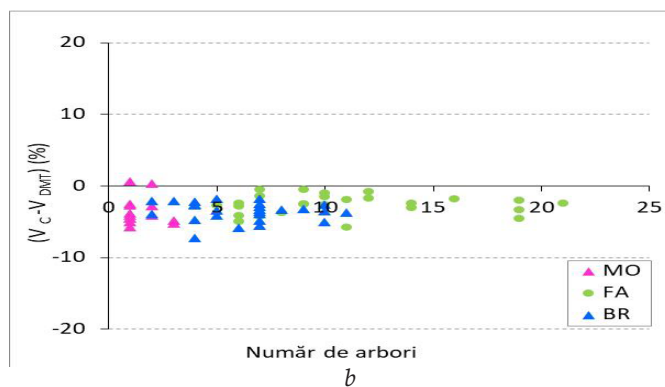
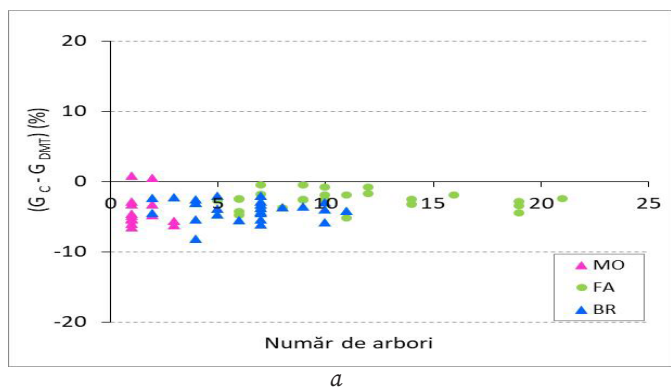


Fig. 4. Diferențe ale suprafeței de bază (a) și volumului (b), în raport cu numărul de arbori din suprafețele de probă, când se folosește clupa (C comparativ cu DMT)

Pe măsură ce suprafața de bază și volumul arborilor cresc, diferențele dintre procedee se reduc, indicând o concordanță mai mare între estimările procedeeului C și DMT pentru suprafețele de probă mai dense și cu volume mai mari (Fig. 5). Această tendință sugerează

că procedeul C este mai precis în estimarea suprafeței de bază și a volumului în suprafețele cu un număr mai mare de arbori, însă prezintă totuși o ușoară tendință de subestimare în suprafețele mai puțin dense.

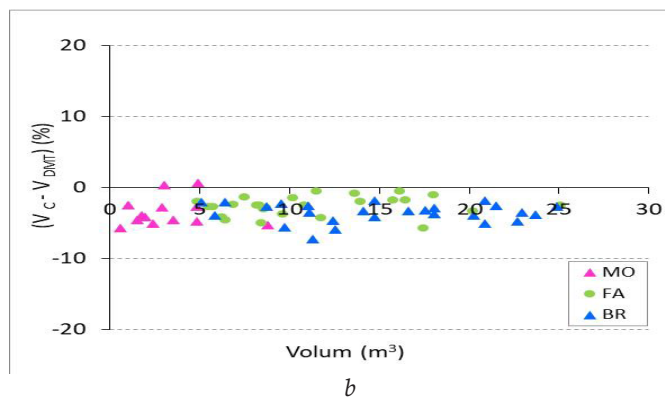
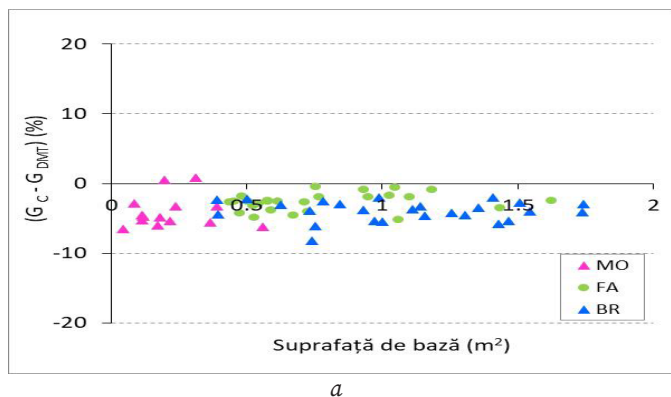


Fig. 5. Diferențe ale suprafeței de bază și volumului la nivelul suprafețelor de probă, în raport cu suprafața de bază a arborilor (a) și cu volumul lor (b), când se folosește C (C comparativ cu DMT)

Volumul arborilor prezintă o mare variabilitate în arboretul studiat, arbori cu același diametru având volume foarte diferite. O variabilitate mai mare prezintă

arborii foarte groși de brad (Fig. 6). Acesta se datorează structurii arboretului, modelată prin măsurile de gospodărire aplicate. O influență semnificativă asupra

ritmului creșterii în volum al arborilor o are și vârsta acestor arbori, destul de înaintată pentru condițiile staționale de limită altitudinală inferioară actuale (Tudoran et al. 2021). Procedul IF nu a furnizat valori ale volumului pentru arborii individuali din suprafețele de probă, ci a permis determinarea doar a unui volum mediu al arborilor din fiecare suprafață de probă. Pentru compararea procedului IF cu C și DMT s-a recurs la valori medii ale volumului arborilor din fiecare suprafață de probă. În cazul bradului, valoarea lui R^2 a fost 0,95, iar la fag de 0,92. Valoarea mai mare a lui R^2 în condițiile unui număr redus de date (26 valori) s-ar putea explica printr-o posibilă suprapotrivire a datelor pentru

unele suprafețe de probă, fiind vorba de valori medii la nivelul acestora, iar valoarea mai mică prin proporția de participare diferită a arborilor din generația tânără de fag în cuprinsul suprafețelor de probă.

În cazul IF, folosirea ecuațiilor din figura 6, pentru estimarea volumului mediu al arborilor din suprafețele de probă a condus la o eroare medie de 0,015 m³ (2%) pentru fag și de 0,013 m³ (0,7%) pentru brad; eroarea medie pătratică a fost de 0,138 m³ (15,4%) pentru fag și de 0,178 m³ (6,8%) pentru brad. Ecuațiile respective sunt însă specifice arboretului studiat și nu pot fi generalizate.

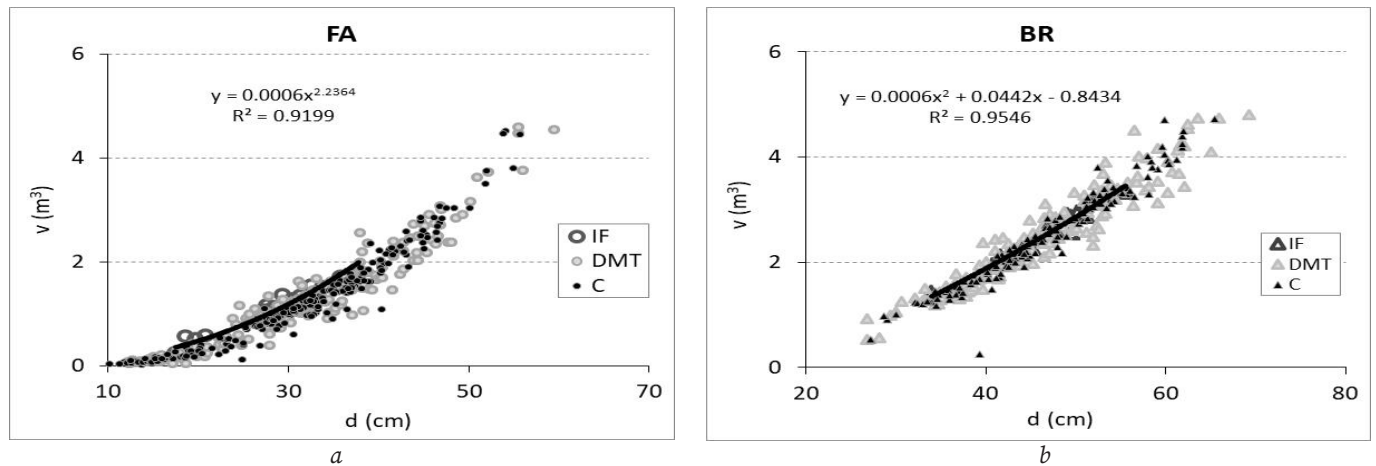


Fig. 6. Volumul arborilor în raport cu diametrul lor (d) pentru fag (a) și brad (b). Pentru IF curbele compensatoare redau volumul mediu al arborilor în raport cu diametrul mediu al arborilor din cele 26 de suprafețe de probă. Pentru DMT și C norul de puncte redă volumul arborilor individuali din suprafețele de probă

Între volumele medii ale arborilor din suprafețele de probă determinate prin cele trei procedee există o strânsă corelație (Fig. 7).

Pentru molid, procedul C oferă o corelație foarte puternică cu volumul determinat prin DMT, cu un $R^2 = 0,9983$, ușor superior metodei IF, care prezintă un R^2 de 0,9863.

La fag, diferența este mai accentuată, C prezentând un R^2 de 0,9978, comparativ cu 0,9801 pentru IF, indicând o mai mare precizie.

În cazul bradului, procedul C este mai precis, prezentând un R^2 de 0,9937 față de 0,9478 pentru IF, ceea ce sugerează o corelare mai bună între volumul determinat prin C și cel determinat prin DMT.

Rezultă că ecuațiile de regresie din figura 7 explică 95-99% din variația volumului mediu al suprafețelor de probă (pe specii), determinat prin procedeele IF și C. Aplicare în raport cu volumul mediu al arborilor din suprafețele de probă, determinat prin procedul IF, ecuațiile respective au condus la o diferență față volumul întregului lot de arbori inventariați de +0,62%, la fag, și de -0,26%, la brad. Folosind ca variabilă independentă volumul mediu al arborilor din suprafețele de probă, determinat prin procedul C, diferența a fost de +0,79% la fag și de 0,16% la brad. Ecuațiile respective ar putea fi folosite pentru calibrarea volumului doar în cazul unor arborete situate în condiții staționale și cu structuri similare arboretului studiat.

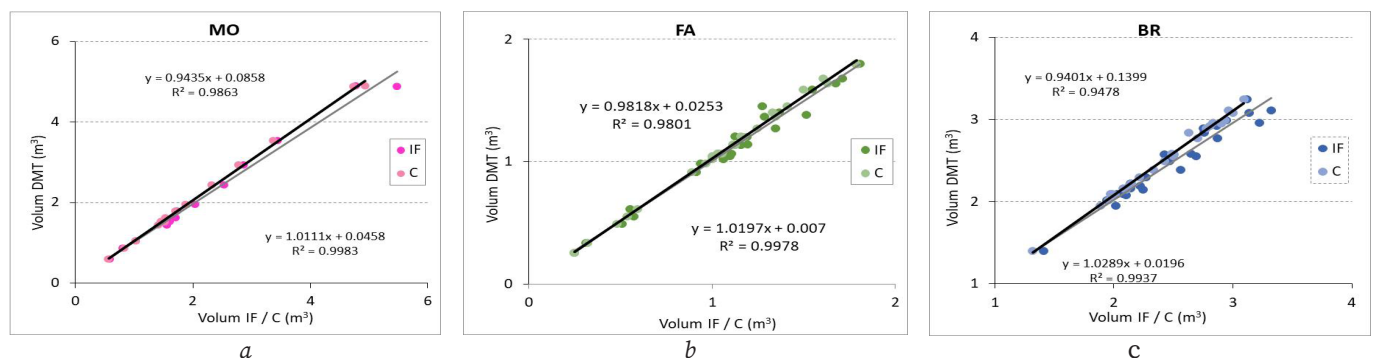


Fig. 7. Relația dintre volumul arborelui mediu al arborilor din suprafețele de probă determinat prin cele trei procedee pentru molid (a), fag (b) și brad (c)

Aceste rezultate indică faptul că, la nivelul suprafețelor de probă, pentru toate cele trei specii, procedeul C oferă estimări mai fiabile decât procedeul IF, însă are limitări la nivelul arborilor individuali a căror formă se abate de la forma circulară; în cazul acestora procedeul C poate subestima diametrul cu până la 1 cm. Din alte cercetări rezultă, de asemenea, că acest procedeu devine sensibil în cazul arborilor cu variații de formă (Brolly & Király 2009).

Din compararea metodelor IF și DMT în funcție de densitatea arboretului, rezultă că procedeul IF tinde să supraestimeze suprafața de bază și volumul în suprafețele de probă în care speciile au o frecvență redusă, DMT fiind mai precis în astfel de situații. Rezultă că Arboreal Forest (IF) este eficientă pentru măsurători rapide în teren (Tatsumi et al. 2022), dar precizia aplicației scade în arboretele cu densitate redusă (Magnuson et al. 2024). Rezultatele din alte cercetări (Ahamed et al. 2023) recomandă, de asemenea, procedeul DMT pentru arboretele cu densitate redusă. DMT rămâne destul de precisă, inclusiv pentru arborii de dimensiuni mari sau cu forme neregulate (Howie & De Stefano 2024).

Un algoritm pentru estimarea diametrului folosind doar o imagine pe smartphone a fost propus de Holcomb et al. (2023), cu o eroare de 8%, putându-se îmbunătăți eficiența măsurătorilor. Comparativ, iPad-ul cu tehnologie LiDAR și sistemul PLS oferă acuratețe similară, cu detectare de 97,3% și 99,5% (Gollob et al. 2021), modelele 3D redând structura detaliată a arboretului, ceea ce este esențial pentru managementul pădurilor (Marzulli et al. 2020). Rezultă că aplicațiile mobile echipate cu SLAM și LiDAR, cum ar fi Arboreal Forest, permit monitorizarea pădurilor la scară largă, dar totuși acuratețea lor variază în raport cu densitatea arboretelor. Astfel că, utilizarea acestor tehnologii necesită ajustări pentru a reda variabilitatea interspecifică și structurală a speciilor (Apăfăian et al. 2024).

Arboreal Forest indică volumul la nivelul suprafețelor de probă și diametrul fiecărui arbore măsurat. Ar fi util ca aplicația să redea înălțimile tuturor arborilor măsurați (pe specii), nu numai înălțimea medie. Nu este clar, în cazul arboretelor cu alte structuri decât cea arboretului studiat, mai diversificate în plan vertical, care ar fi rezultatul oferit de aplicație. De asemenea, atunci când se măsoară diametrul arborilor este indicat ca aplicația să sesizeze înălțimea de măsurare (de 1,3 m) și să permită înregistrarea diametrului măsurat doar dacă s-a respectat această înălțime. Măsurarea diametrului ar trebui acceptată de către aplicație pe mai mult de două direcții, urmând să se înregistreze media măsurătorilor. De asemenea, aplicația nu redă totuși fidel întotdeauna coordonatele arborilor, astfel că acestea vor trebui ajustate.

În privința timpilor de măsurare, alte studii, folosind aplicații mobile, au raportat rezultate diferite în raport cu dimensiunea suprafeței de probă, caracteristicile arborilor și numărul de arbori măsurați. În general aceste aplicații sunt mai rapide decât metodele tradiționale bazate pe folosirea clupelor forestiere și a benzii pentru măsurarea diametrului (Gollob et al. 2021, Pace et al. 2022). Timpii de măsurare a arborilor rămân

totuși influențați de factori precum numărul de arbori inventariați, distribuția acestora în suprafețele de probă, numărul de specii, densitatea tineretului instalat în jurul arborilor de măsurat, înclinarea terenului, varietatea dimensională a speciilor precum și de volumul lemnului mort existent care ar putea împiedica deplasarea la arborii de măsurat; astfel că în alte condiții ei pot să difere față de cei înregistrați prin aceste cercetări.

4. Concluzii

Acest studiu subliniază importanța structurii arboretului în obținerea unor estimări precise folosind procedee diferite de inventariere. În cazul unui număr mai mare de arbori erorile tind să se compenseze în cazul tuturor procedeelelor.

Cercetările efectuate în arboretul studiat arată că în cazul arborilor cu secțiuni care se abat de la forma circulară, prin folosirea clupeii, se poate subestima diametrul arborilor cu până la 1 cm, chiar dacă se măsoară pe două direcții, volumul la nivelul suprafețelor de probă fiind estimat cu o eroare medie pătratică de 3,4%. De aceea, este de preferat ca diametrul de bază să se determine din circumferința arborilor.

Metoda IF a generat erori mai mici în estimarea diametrului, cu variații de -0,2 cm și o eroare medie pătratică de 2,3% la estimarea volumului eșantionului de arbori inventariați.

Rezultă că aplicația Arboreal Forest oferă o soluție fiabilă pentru determinarea caracteristicilor arborilor individuali, precum diametrul și înălțimea, și a volumului la nivel de eșantion de arbori inventariat, fiind o opțiune eficientă pentru inventarierea rapidă și precisă a arboretelor. Totuși cercetările trebuie aprofundate pentru arborete cu diferite tipuri de structură, situate în diferite condiții staționale.

Bibliografie

- Ahamed A, Foye J, Poudel S, Trieschman E, Fike J (2023). Measuring Tree Diameter with Photogrammetry Using Mobile Phone Cameras. *Forests*, 14(10), 2027. doi.org/10.3390/f14102027
- Apăfăian A I, Avasiloaie A & Vasilescu M M (2024). Augmented reality for measuring diameter at breast height using the iPhone measure app: outcomes on tree- and stand-level estimates of basal area in a Carpathian mixed forest. *Eur J Forest Res* 143, 1097–1116. doi.org/10.1007/s10342-024-01677-x
- Arboreal Forest (2024) Arboreal Forest — A Real Digital Caliper. Available online: <https://www.arboreal.se/en/arboreal-forest/> (accessed on 9. 06.2024).
- Borz SA, Toaza J M M, Forkuo GO, Marcu M V (2022). Potential of Measure App in Estimating Log Biometrics: A Comparison with Conventional Log Measurement. *Forests*, 13, 1028. doi.org/10.3390/f13071028
- Brolly G, & Király G (2009). Means of Terrestrial Laser Scanning. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 5(1), 119–130. doi.org/10.37045/aslh-2009-0009
- Çakir GY, Post CJ, Mikhailova EA, Schlautman MA (2021). 3D LiDAR Scanning of Urban Forest Structure Using a Consumer Tablet. *Urban Sci.*, 5, 88. doi.org/10.3390/urbansci5040088
- Fan Y, Feng Z, Mannan A, Khan T U, Shen C, Saeed S (2018). Estimating Tree Position, Diameter at Breast Height, and Tree Height in Real-Time Using a Mobile Phone with RGB-D SLAM. *Remote Sens.* 10, 1845. doi.org/10.3390/rs10111845
- Giurgiu V, Decei I, Drăghiciu D (2004). Metode și tabele dendrometrice. Ed. Ceres, București, pp. 53-54.

- Gollob C, Ritter T, Kraßnitzer R, Tockner A, Nothdurft A (2021).** Measurement of Forest Inventory Parameters with Apple iPad Pro and Integrated LiDAR Technology. *Remote Sens.* 13, 3129. doi.org/10.3390/rs13163129
- Guenther M, Heenkenda MK, Morris D, Leblon B (2024).** Tree Diameter at Breast Height (DBH) Estimation Using an iPad Pro LiDAR Scanner: A Case Study in Boreal Forests, Ontario, Canada. *Forests*, 15, 214. doi.org/10.3390/f15010214
- Gülci S, Yurtseven H, Akay AO, Akgul M (2023).** Measuring Tree Diameter Using a LiDAR-Equipped Smartphone: A Comparison of Smartphone- and Caliper-Based DBH. *Environ. Monit. Assess.* 195, 678. doi.org/10.1007/s10661-023-11366-8
- Holcomb A, Tong L, Keshav S (2023).** Robust Single-Image Tree Diameter Estimation with Mobile Phones. *Remote Sens.* 15, 772. doi.org/10.3390/rs15030772
- Howie NA, De Stefano A (2024).** Measuring Tree Diameter Using LiDAR Equipped iPad: An Evaluation of ForestScanner and Arboreal Forest Applications. *For. Sci.* 2024, 70, 304–310, <https://doi.org/10.1093/forsci/fxae017>
- Liang X, Kankare V, Hyyppä J, Wang Y, Kukko A, Haggrén H, Yu X (2016).** Terrestrial Laser Scanning in Forest Inventories. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 115: 63 – 77. doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.006
- Magnuson R, Erfanifard Y, Kulicki M, Gasica T A, Tangwa E, Mielcarek M, Stereńczak K (2024).** Mobile Devices in Forest Mensuration: A Review of Technologies and Methods in Single Tree Measurements. *Remote Sens.* 16, 3570. doi.org/10.3390/rs16193570
- Marzulli M I, Raunonen P, Greco R, Persia M, Tartarino P (2020).** Estimating tree stem diameters and volume from smartphone photogrammetric point clouds. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 93(3), 411–429. doi.org/10.1093/forestry/cpz067
- Mokroš M, Mikita T, Singh A, Tomaščík J, Chudá J, Wężyk P (2021).** Novel low-cost mobile mapping systems for forest inventories as terrestrial laser scanning alternatives. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 104. doi.org/10.1016/j.jag.2021.102512
- Newnham GJ, Armston JD, Calders K (2015).** Terrestrial Laser Scanning for Plot-Scale Forest Measurement. *Curr Forestry Rep* 1, 239–251. doi.org/10.1007/s40725-015-0025-5
- Ofner-Graff T, Sarkleti V, Svazek P, Tockner A, Witzmann S, Moik L, Kraßnitzer R, Gollob C, Ritter T, Kühmaier M (2025).** Potential of Apple Vision Pro for Accurate Tree Diameter Measurements in Forests. *Remote Sens.*, 17, 141. doi.org/10.3390/rs17010141
- Pace R, Masini E, Giuliarelli D, Biagiola L, Tomao A, Guidolotti G, ... & Calfapietra C (2022).** Tree measurements in the urban environment: Insights from traditional and digital field instruments to smartphone applications. *Arboriculture & Urban Forestry (AUF)*, 48(2), 113-123. doi.org/10.48044/jauf.2022.009
- Pueschel P, Newnham G, Rock G, Udelhoven T, Werner W, Hill J (2013).** The influence of scan mode and circle fitting on tree stem detection, stem diameter and volume extraction from terrestrial laser scans. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 77, 44–56. doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.12.001
- Qian C, Yao C, Ma H, Xu J, Wang J (2023).** Tree Species Classification Using Airborne LiDAR Data Based on Individual Tree Segmentation and Shape Fitting. *Remote Sens.* 15, 406. doi.org/10.3390/rs15020406
- Shen Y, Huang R, Hua B, Pan Y, Mei Y, Dong M (2023).** Automatic Tree Height Measurement Based on Three-Dimensional Reconstruction Using Smartphone. *Sensors*, 23, 7248. doi.org/10.3390/s23167248
- Tatsumi S, Yamaguchi K, Furuya N (2022).** ForestScanner: A mobile application for measuring and mapping trees with LiDAR-equipped iPhone and iPad. *Methods Ecol. Evol.*, 14, 1603–1609. doi.org/10.1111/2041-210X.13900
- Tudoran GM, Cicşa A, Ciceu A, Dobre AC (2021).** Growth Relationships in Silver Fir Stands at Their Lower-Altitude Limit in Romania. *Forests*, 12, 439. doi.org/10.3390/f12040439

Abstract

Arboreal Forest application and traditional stand inventory methods in forest management planning

Digital tools for tree measurement have become increasingly useful in forestry. This research aimed to compare tree and stand measurement methods using iPhone technology and traditional processes. The study was based on 26 sample plots, each of 500 m² (471 trees measured), located according to a sampling grid in a mixed stand of coniferous and beech in the Romanian Carpathians. The basal diameter and height were measured for each tree in the sample areas. In parallel with the classical measurements, the Arboreal Forest app, integrated in iOS (Apple Inc.) and used on the iPhone 15 Pro, was used to measure tree diameter and average height at the level of each sample plot. Compared to classical measurements using the iPhone, the mean squared error on the volume of all trees inventoried was 2.3%. The iPhone technology proved to be a fast and efficient way to collect essential tree data.

Keywords: forest, tree measurement, diameter, height, iPhone technology, Carpathians

Posibilități de utilizare a imaginilor hiperspectrale Hyperion pentru identificarea unor specii de arbori

Florin Capalb^{1,2}, Bogdan Apostol¹✉, Adrian Lorent¹, Ștefan Leca¹, Șerban Mihai Chivulescu¹, Marius Petrila¹, Cristiana Marcu¹, Ovidiu Badea^{1,2}

✉ autor corespondent

1. Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", Voluntari, România
2. Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere, Universitatea "Transilvania" din Brașov, Brașov, România

1. Introducere

Contextul actual, marcat de intensificarea presiunilor asupra ecosistemelor forestiere și de nevoia tot mai accentuată de informații detaliate care să sprijine gestionarea durabilă a pădurilor, impune utilizarea tehnologiilor avansate de teledetecție, capabile să furnizeze date esențiale pentru evaluarea stării de sănătate a pădurilor, monitorizarea schimbărilor structurale și identificarea zonelor vulnerabile. În acest sens, utilizarea în domeniul gestionării durabile a pădurilor, de date și informații obținute de la senzori hiperspectrali satelitari (Godfroy et al. 2023, Marques et al. 2024, Torres de Almeida et al. 2024), în mod particular pentru identificarea speciilor de arbori, prezintă un interes continuu pentru comunitate științifică de profil, fiind totodată de mare actualitate (Yel & Gormus 2023, Langlontombi et al. 2024, Vanguri et al. 2024). Identificarea speciilor de arbori reprezintă o componentă esențială a inventarierii forestiere moderne, cu implicații directe în modelarea fluxurilor de carbon, evaluarea biodiversității și planificarea măsurilor de conservare (Hycza et al. 2018, Upadhyay & Kumar 2018, Anand et al. 2020, Laurin et al. 2025).

Majoritatea sateliților de teledetecție furnizează imagini multispectrale care acoperă porțiunile vizibile și infraroșii ale spectrului electromagnetic. Prin comparație, sistemele de teledetecție care înregistrează date dintr-un număr mult mai mare de benzi spectrale înguste (tipic cu lățimi de 10-20 nm), distribuite continuu pe o porțiune extinsă a spectrului electromagnetic produc imagini hiperspectrale (Rădulescu & Rădulescu 2020). În timp ce senzorii multispectrali înregistrează informația, în general, în

mai puțin de 15 benzi spectrale, cei hiperspectrali pot înregistra date în peste 100 de benzi spectrale, oferind o reprezentare tridimensională a scenei sub forma unui „cub de imagini”, care permite o analiză spectrală detaliată la nivel de pixel. Astfel, datorită furnizării de imagini cu rezoluție spectrală înaltă, teledetecția bazată pe imagini hiperspectrale constituie unul dintre cele mai importante instrumente utilizate în analiza proceselor biologice și chimice (Rădulescu & Rădulescu 2020). Totuși, datorită faptului că aceste imagini hiperspectrale au o rezoluție spațială limitată (medie spre redusă) este indicat ca acestea să fie fuzionate cu imagini de rezoluții spațiale ridicate (ex. imagini pancromatice), produsele rezultate contribuind la o identificare și clasificare mult mai exactă a proceselor și caracteristicilor studiate (Zhang et al. 2021). Printre cele mai des utilizate date hiperspectrale pentru studiul vegetației se numără spectrometrul aeropurtat AVIRIS¹ (Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer – Spectrometrul aeropurtat care captează informații în spectrul vizibil și infraroșu) (Asner & Warner 2003, Verma et al. 2022), precum și senzorul Hyperion, operat la bordul misiunii satelitare Earth Observer-1² (Ungar et al. 2003, Campbell et al. 2013).

AVIRIS este considerat primul instrument hiperspectral operațional aeropurtat și a fost dezvoltat de NASA prin intermediul centrului Jet Propulsion Laboratory, care începând din 1986 a fost utilizat ca un senzor hiperspectral aerian pentru identificarea, măsurarea și monitorizarea constituenților suprafeței Pământului și a atmosferei, dar și pentru monitorizarea vegetației (Green et al. 1998). AVIRIS a fost primul spectrometru care a furnizat imagini calibrate ale radianței spectrale în 224 de canale spectrale continue (benzi spectrale) cu lungimi de undă cuprinse între 0,4 și 2,5 μm. În trecut, acesta a fost utilizat pe întreg teritoriul Statelor Unite ale Americii, dar și pe teritoriile Canadei și Europei, fiind și astăzi operațional.

Prima misiune satelitară - Earth Observer-1 (EO-1), cu capacitate de a înregistra informații hiperspectrale,

1 <https://aviris.jpl.nasa.gov/index.html>

2 <https://eosps.nasa.gov/missions/earth-observing-1>

a fost o misiune a NASA Goddard Space Flight Center (GSFC), care transporta un senzor hiperspectral de tip push-broom – Hyperion. Misiunea satelitară EO-1 a fost lansată în 21 noiembrie 2000, ca parte a Programului Nouului Mileniu al NASA, pe o orbită sincronă cu soarele, la o altitudine de 705 km și o rezoluție temporală de 16 zile. Senzorul Hyperion înregistrează informația în 242 de benzi spectrale, care se întind pe un interval spectral de la 0,4 la 2,5 μm , cu un interval de prelevare de 10 nm. Rezoluția spațială a imaginilor este de 30 m, iar fiecare fâșie înregistrată are o lățime de 7,5 km, acoperind o suprafață de $7,5 \times 100 \text{ km}^2$ per imagine, la o rezoluție radiometrică înaltă, de 16 biți. Senzorul este echipat cu două spectrometre distincte, fiecare operând în regiuni spectrale diferite: primul acoperă domeniul vizibil și infraroșu apropiat (VNIR), între 0,4 și 1 μm , având 70 de benzi, iar al doilea operează în domeniul infraroșu de undă scurtă (SWIR), între 0,9 și 2,5 μm , cu 172 de benzi. Intervalul de suprapunere dintre cele două spectrometre, situat între 0,9 și 1 μm , permite calibrarea încrucișată a datelor obținute (Pearlman et al. 2001).

Senzorul hiperspectral Hyperion a fost utilizat pentru a identifica mineralele de suprafață, tipul de vegetație, starea de sănătate a pădurii, precum și activitatea vulcanică de pe suprafața Pământului (Goodenough et al. 2002, Galvão et al. 2005, Kayet et al. 2019). Deși, inițial, senzorul Hyperion a fost proiectat pentru o perioadă de funcționare de 1,5 ani, datorită rezultatelor științifice semnificative obținute, NASA a aprobat prelungirea funcționării satelitului până când acesta a fost, în cele din urmă, retras din uz, în martie 2017. Inițial, toate imaginile furnizate de senzorul Hyperion au fost arhivate și au fost disponibile, pentru vizualizare și descărcare, pe geoportalul *Earth Explorer*³. Ulterior, acestea au fost procesate de către producător, la nivelul de corecție 1Gst (produs radiometric corectat, ortorectificat și reeșantionat geometric în proiecție geografică). Scenelor care nu au putut fi procesate la acest nivel li s-a restricționat accesul, fiind eliminate din arhivă și devenind indisponibile pentru descărcare.

În acest context, obiectivul studiului a constat în testarea posibilităților de identificare a unor specii de arbori, utilizând datele și informațiile furnizate de senzorul hiperspectral Hyperion, pe o zonă test constituită din arborete de șleau, aflată la nordul municipiului București.

2. Material și metodă

Cercetările efectuate în cadrul acestui studiu s-au desfășurat în cadrul Bazei Experimentale (BE) Ștefănești, administrată de Stațiunea de Experimentare Producție (SEP) Ștefănești, a Institutului Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură (INCDS) „Marin Drăcea” (Fig.1). Alegerea acestei zone a fost condiționată de disponibilitatea datelor hiperspectrale cu acoperire a suprafețelor de cercetare din cadrul bazelor experimentale ale institutului, unde au fost efectuate, cu prilejul unor cercetări anterioare, măsurători specifice de inventariere a arborilor și arboretelor. Astfel, s-a optat pentru utilizarea

senzorului hiperspectral Hyperion - misiunea satelitară EO-1 (Fig. 2), iar prin utilizarea geoportalului *Earth Explorer* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) (Fig. 3) a fost descărcată o imagine de arhivă Hyperion (din data 04.08.2016), cu acoperire a unei suprafețe din Pădurea Ștefănești - BE Ștefănești (Unitatea de Producție I Ștefănești - Cornetu).

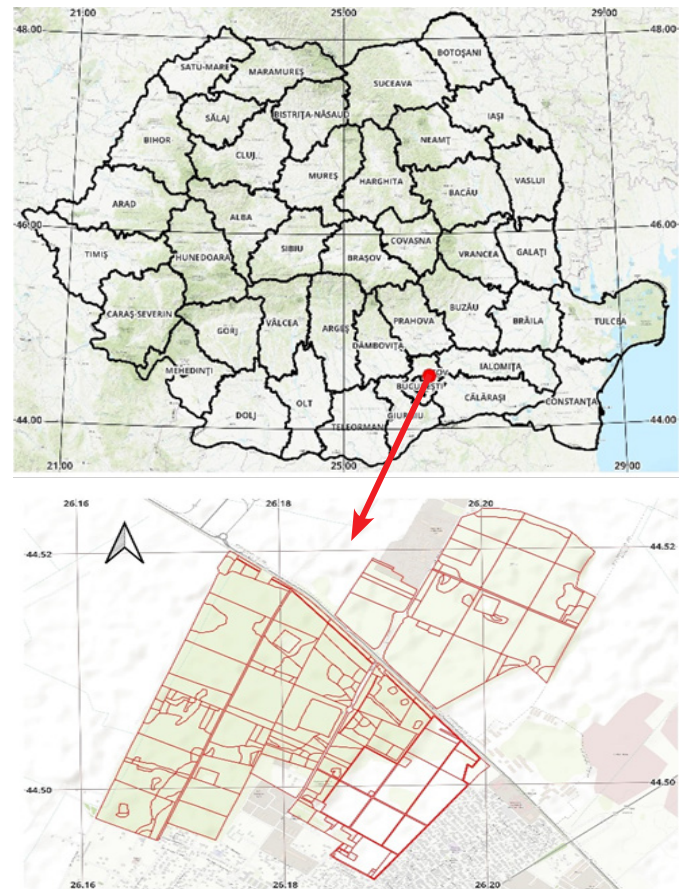


Fig. 1. Localizarea cercetărilor în Baza Experimentală (BE) Ștefănești, UP I Ștefănești- Cornetu, Stațiunea de Experimentare Producție Ștefănești (limitele amenajistice ale BE Ștefănești - culoare roșie)

În cadrul BE Ștefănești, în 2015 a fost amplasată o rețea statistică permanentă, de monitorizare a stării de sănătate a arboretelor, unde au fost efectuate măsurători specifice, atât în 2015 cât și în 2020 (Leca et al. 2023).

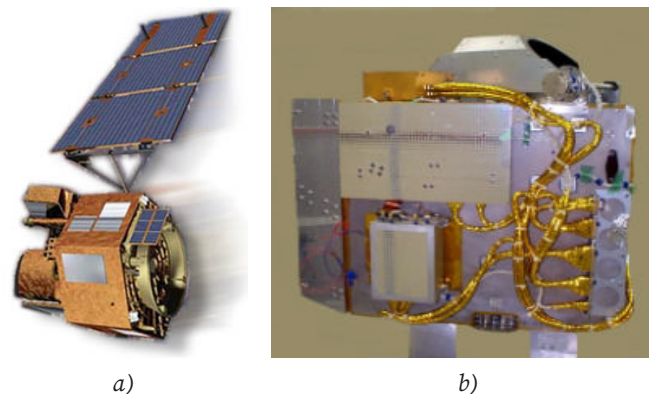


Fig. 2. a) Misiunea satelitară EO-1 (sursa NASA4); b) Senzorul hiperspectral Hyperion utilizat în misiunea satelitară EO-1 (Pearlman et al. 2001)

3 <https://earthexplorer.usgs.gov/>

4 <https://crisp.nus.edu.sg/~research/tutorial/eo1.htm>

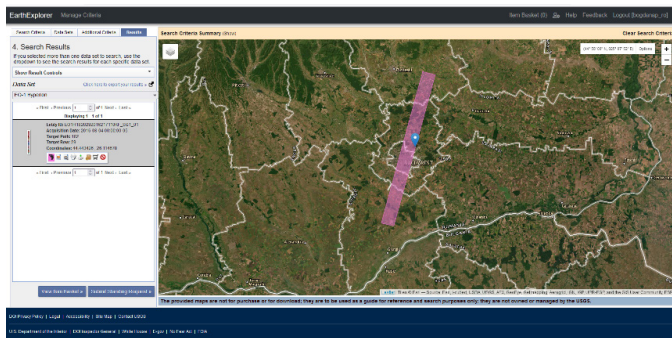


Fig. 3. Descărcarea imaginii Hyperion înregistrată în data de 04.08.2016, pentru zona selectată din cadrul BE Ștefănești (geoportalul Earth Explorer)

Imaginea hiperspectrală a fost aleasă, astfel încât aceasta să fie preluată în intervalul sezonului de vegetație și, respectiv, cât mai aproape de data efectuării primului set de măsurători în teren din cadrul BE Ștefănești, respectiv vara anului 2015.

Imaginea Hyperion pentru zona selectată a fost descărcată de pe geoportalul *Earth Explorer*, fiind disponibilă în trei nivele de corecție: nivel 1Gst, nivel 1R și respectiv nivel 1T. Produsul de nivel 1Gst reprezintă o imagine radiometric corectată, ortorectificată și reeșantionată geometric într-o proiecție geografică, livrată în format *GeoTIFF*. Produsul de nivel 1R constă într-o corecție radiometrică și este disponibil în format *HDF*, specific lucrului cu date hiperspectrale. Produsul de nivel 1T include corecții radiometrice și geometrice suplimentare, realizate pe baza unui model digital de elevație (MDE) cu rezoluția de 90 m și a punctelor de control la sol, fiind de asemenea furnizat în format *GeoTIFF*. Toate produsele Hyperion de nivel 1 utilizează radianța spectrală ca valoare a pixelilor. Prin urmare, pentru a obține produse exprimate în termeni de reflectanță, esențiale pentru analize cantitative în teledetecția vegetației, este necesară aplicarea unei corecții atmosferice asupra imaginilor hiperspectrale. În cadrul acestui studiu a fost utilizată o imagine hiperspectrală Hyperion cu nivel de corecție 1R. Într-o primă fază, prin aplicarea unei funcții specifice, a fost obținută o imagine a cărei limite acoperă o suprafață din Trupul de Pădure Ștefănești (BE Ștefănești). Această operație a permis realizarea, precum și vizualizarea cubului de date al imaginii hiperspectrale astfel obținute, aspect caracteristic acestui tip de imagini. Prelucrarea preliminară, precum și clasificarea propriu-zisă a imaginii hiperspectrale au fost efectuate cu ajutorul aplicației informatice ENVI v5.0⁵, specifică lucrului cu date hiperspectrale. Imaginea obținută anterior, pentru a putea fi utilizată în procesul de clasificare în scopul identificării unor specii de arbori, trebuie corectată atmosferic. Corecția atmosferică a imaginii hiperspectrale s-a realizat prin aplicarea algoritmului *Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes (FLASH)* (ENVI v5.0).

Dintre cele 242 de benzi spectrale ale imaginii hiperspectrale Hyperion, doar 158 dintre acestea pot fi

utilizate în procesul de corecție atmosferică (Pervez et al. 2015), 84 sunt benzi care nu pot fi utilizate din diverse cauze, cum ar fi: lipsa informație, regiuni de suprapunere VNIR-SWIR (Tab. 1).

Tab. 1. Lista celor 84 de benzi ale produsului nivel de corecție 1R, care nu sunt utilizate în procesul de corecție atmosferică (Pervez et al. 2015)

Interval de benzi spectrale (B)	Descriere
B1-B7	Benzi neilluminate
B58-B78	Regiuni de suprapunere
B120-B132	Benzi de absorbție a vaporilor de apă
B165-B182	Benzi de absorbție a vaporilor de apă
B185-B187	Benzi identificate de către senzor – fără informație
B221-B224	Benzi de absorbție a vaporilor de apă
B225-B242	Benzi neilluminate

Ulterior acestei etape, pentru clasificarea imaginii hiperspectrale Hyperion s-a avut în vedere efectuarea de operații specifice de prelucrare a acesteia. Astfel, au fost efectuate o serie de prelucrări preliminare, care au constat în: reducerea numărului de benzi spectrale, identificarea pixelilor considerați a fi „puri” din punct de vedere spectral și obținerea semnăturilor spectrale specifice unor specii de arbori existenți în BE Ștefănești.

Reducerea numărului de benzi spectrale ale imaginii hiperspectrale Hyperion s-a realizat prin utilizarea algoritmului *Minimum Noise Fraction (MNF)* (ENVI v5.0), care are scopul de a reduce dimensionalitatea spectrală a datelor hiperspectrale, eliminând pixelii cu valori aberante, caracteristici zgomotului din imagine (Wolfe & Black 2018).

Identificarea pixelilor „puri” din punct de vedere spectral din cadrul imaginii s-a realizat prin utilizarea algoritmului *Purity pixel Index (PPI)* (ENVI v5.0), împreună cu benzile spectrale obținute anterior, în urma aplicării algoritmului *MNF*.

Identificarea semnăturilor spectrale „pure” ale pixelilor din imaginile hiperspectrale este considerată a fi un pas important și crucial în exploatarea datelor hiperspectrale, în special în ceea ce privește clasificarea acestora. Această etapă de procesare presupune utilizarea aplicației specifice de vizualizare *n-D Vizualizer* pentru a reduce, grupa și clasifica pixelii „puri” (ENVI v5.0).

Clasificarea propriu-zisă a imaginii s-a realizat cu ajutorul algoritmului de clasificare *Spectral Angle Mapper (SAM)* (ENVI v5.0). Acest algoritm este considerat cel mai popular algoritm pentru detectarea obiectelor utilizând date hiperspectrale (Wolfe & Black 2018). *SAM* oferă o clasificare rapidă prin calcularea similitudinii spectrale dintre spectrele imaginii și spectrele de reflectanță de referință (Krishna et al. 2018).

Pentru determinarea acurateții clasificării s-a utilizat metoda punctelor aleatorii, considerându-se că un număr de 50 de puncte (pixeli) pentru fiecare clasă de clasificare (specie de arbori identificată) este suficient (Congalton 1991). Deoarece, rețeaua statistică permanentă de monitorizare a stării de sănătate a arboretelor amplasată în anul 2015, în cadrul BE Ștefănești (Leca et al. 2023),

5 https://www.nv5geospatialsoftware.com/Company/News/News-Detail/5256?utm_source=chatgpt.com

furnizează informații referitoare la speciile de arbori, precum și la poziția cenotică a acestora, aceste informații au fost utilizate pentru identificarea punctelor (pixelilor) ce reprezintă o anumită specie de arbori.

Rezoluția spațială a imaginii hiperspectrale Hyperion este de 30 m, un pixel acoperind o suprafață de 900 m² și respectiv, un punct al rețelei sistematice de inventariere acoperă o suprafață de 1000 m². Astfel, s-a considerat faptul că pixelul aferent speciei dominante din plafonul superior al arboretului, identificat la nivelul fiecărui punct al rețelei de inventariere poate fi utilizat ca referință în procesul de evaluare a acurateții clasificării imaginii Hyperion.

Astfel, metoda de identificare a unor specii de arbori pe baza datelor și informațiilor obținute prin utilizarea senzorului hiperspectral Hyperion este reprezentată schematic, sub forma unui flux de lucru, ce cuprinde etape distincte și specifice (Fig. 4).

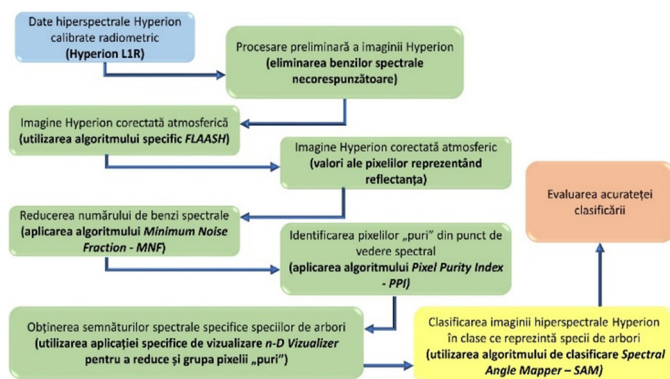
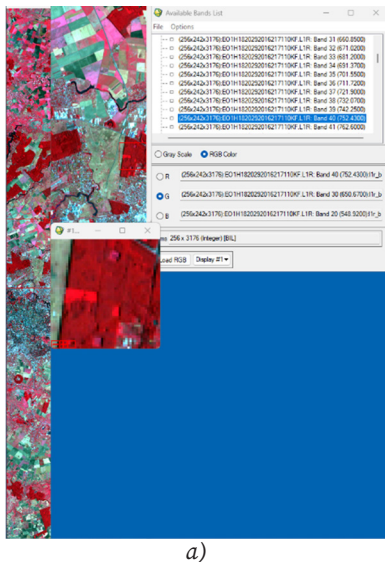


Fig. 4. Flux de lucru al metodei de identificare a unor specii de arbori pe baza datelor hiperspectrale Hyperion

3. Rezultate și discuții

Prin intermediul aplicației ENVI v5.0, imaginea achiziționată în data de 4 august 2016, corectată radiometric (1R) a fost preprocesată astfel încât rezultatul aplicării unei funcții specifice analizei geospațiale a condus la crearea unei imagini care include o suprafață din Trupul de Pădure Ștefănești (BE Ștefănești), totodată, fiind realizat și cubul de date al imaginii (algoritmul 3D cube - ENVI v5.0) (Fig. 5 și Fig. 6).



a)

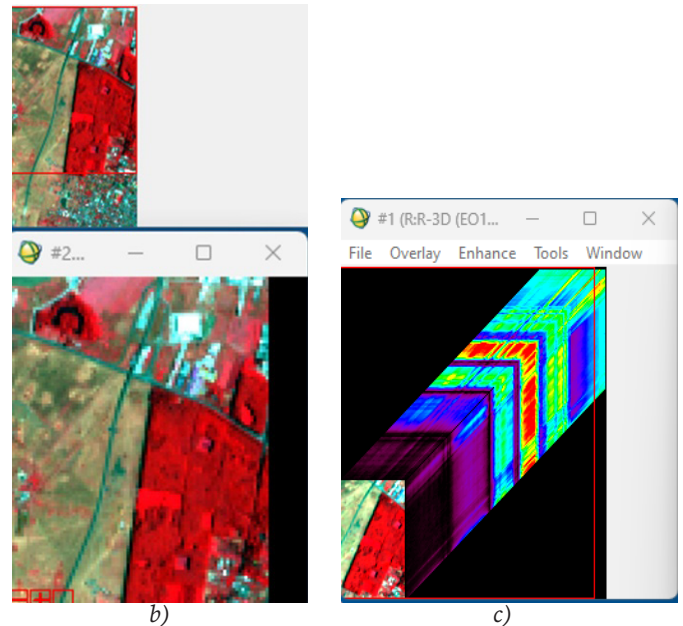


Fig. 5. a) Vizualizarea imaginii hiperspectrale Hyperion achiziționată în data de 4 august 2016, b) Detaliu al zonei decupate din imaginea inițială; c) Imagine hiperspectrală - vizualizare cub de date. Imagine nivel de corecție 1R, codificare fals color - Infraroșu color (banda roșu (R) - banda 40, banda verde (G) - banda 30, banda albastru (B) - banda 20)

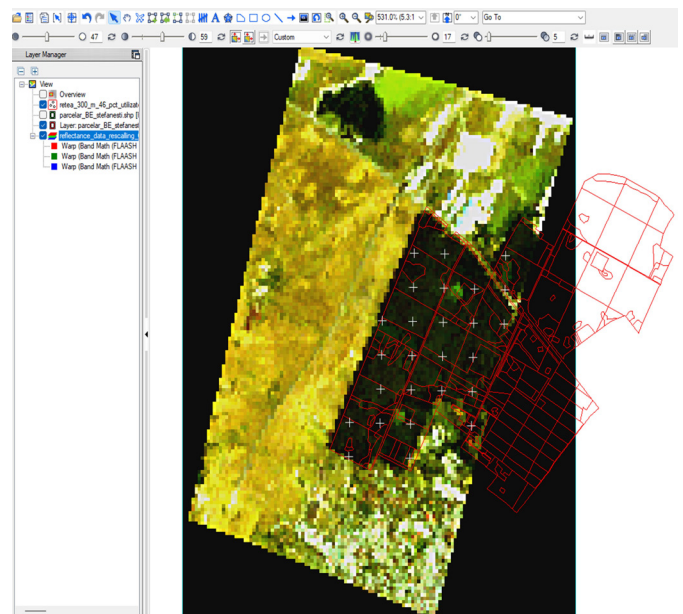


Fig. 6. Imagine hiperspectrală Hyperion radiometric corectată (L1R), achiziționată în 4 august 2016, vizualizare în culori naturale (banda roșu (R) - banda 30, banda verde (G) - banda 20, banda albastru (B) - banda 11), limite amenajistice BE Ștefănești (culoare roșie) și rețeaua statistică permanentă de monitorizare a stării de sănătate a arboretelor (simbol culoare albă) (Leca et al. 2023)

Prin aplicarea algoritmului Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes (FLASH) (ENVI v5.0), imaginea obținută anterior a fost corectată atmosferic, rezultatele aplicării corecției fiind vizibile prin vizualizarea profilurilor spectrale înainte și după aplicarea acestora, caz în care reflectanța pixelilor prezintă valori cuprinse între 0 și 1 (Fig. 7).

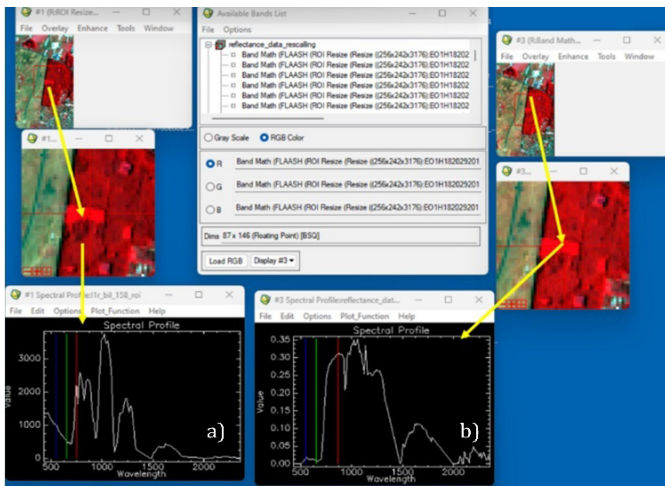


Fig. 7. Profile spectrale ale imaginii Hyperion – a) înainte de aplicarea corecției atmosferice (valori ale pixelilor în radianță, respectiv b) după aplicarea corecției atmosferice (reflectanța pixelilor prezintă valori cuprinse între 0 și 1).

Conform metodologiei prezentate imaginea hiperspectrală Hyperion corectată atmosferic a fost utilizată ulterior pentru identificarea unor specii de arbori pe baza aplicării unor procedee specifice de procesare a imaginilor hiperspectrale.

Astfel, prin aplicarea algoritmului MNF (ENVI v.50) dimensiunea spectrală a imaginii Hyperion a fost redusă de la 158 de benzi spectrale la 6 benzi spectrale, acestea conținând peste 35% din informația spectrală cumulată a benzilor (Fig. 8, Tab. 2).

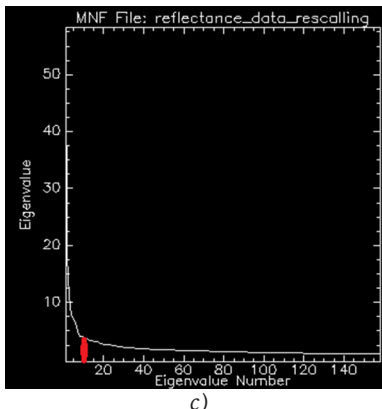
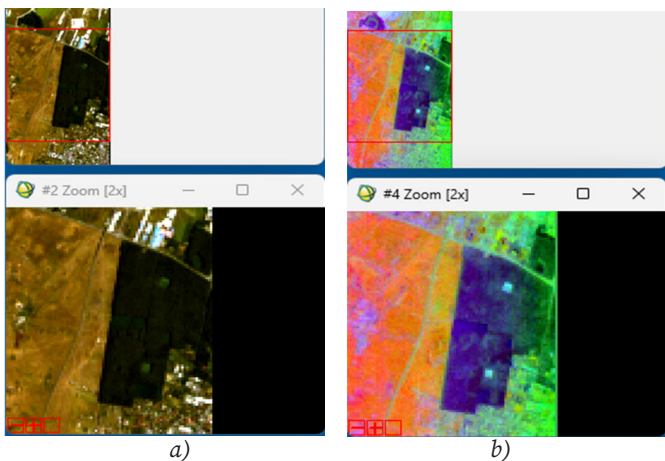


Fig. 8. a) Imagine hiperspectrală Hyperion pentru zona BE Ștefănești a) vizualizare în culori naturale (banda Roșu (R) – banda

30, Banda Verde (G)- banda 20, banda albastru (B)- banda 11), b) vizualizarea primelor trei benzi spectrale obținute în urma aplicării algoritmului MNF, c) Graficul valorilor de tip eigenvalue pentru selecția benzilor MNF (linia roșie indică numărul benzilor spectrale ce conțin peste 35 % din informația spectrală a imaginii inițiale)

Tab. 2. Aplicarea algoritmului MNF pentru reducerea numărului de benzi spectrale

Banda MNF	Valoarea de tip eigenvalue a benzii MNF	Valoarea cumulată a informației spectrale conținută de banda MNF [%]
1	56,9552	16,24%
2	18,2613	21,44%
3	11,1192	24,61%
4	7,7822	26,83%
5	7,1715	28,88%
6	5,8787	35,72%

În etapa următoare au fost identificați pixelii considerați a fi „puri” din punct de vedere spectral. Astfel, cele 6 benzi ale imaginii MNF, obținute anterior au fost utilizate în cadrul algoritmului PPI pentru a identifica și extrage pixelii puri din punct de vedere spectral. Algoritmul rulează mai multe iterații, până când numărul cumulată de pixeli „puri” începe să se stabilizeze, rezultatul fiind o imagine în care pixelii sunt reprezentați pe o scară graduală de la alb (valoare pixel „255”) spre negru (valoare pixel „0”), unde pixelii cu valori mai ridicate (mai luminoși) indică un grad mai mare de puritate spectrală (Fig. 9).

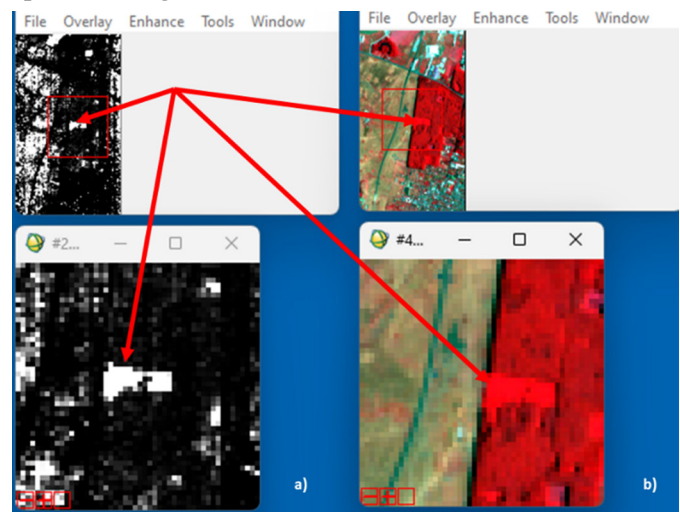


Fig. 9. a) Identificarea pixelilor considerați a fi puri - imagine rezultată în urma aplicării algoritmului PPI, b) aceeași zonă identificată pe imagine hiperspectrală Hyperion (L1R) (vizualizare infraroșu color - banda roșu (R) – banda 40, banda verde (G) - banda 30, banda albastru (B) - banda 20 (săgeata roșie indică u.a. 4A BE Ștefănești, arboret pur de salcâm)

Pentru obținerea semnăturilor spectrale specifice speciilor de arbori, s-a utilizat aplicația de vizualizare n-D Vizualizer (ENVI v.50). Aceasta a utilizat imaginea MNF creată anterior, numărul de dimensiuni de vizualizare (6) fiind identic cu numărul benzilor imaginii MNF, pixelii considerați a fi „puri” fiind reprezentați în colțurile norului de date șase dimensional (6D) (Fig. 10). Astfel, au putut fi identificate 3 cluster de pixeli reprezentative

din punct de vedere spectral. Acestea au fost asimilate cu 3 specii de arbori existente în BE Ștefănești (salcâm, tei argintiu și stejar pedunculat) în funcție de localizarea lor spațială și de compoziția arboretelor evidențiată de Amenajamentul U.P. I Ștefănești - Cornetu, luându-se în considerare doar arboretele pure. Pentru cele 3 specii de arbori au fost generate curbe de reflectanță spectrală care au fost utilizate ulterior în procesul de clasificare a imaginii hiperspectrale (Fig. 11).

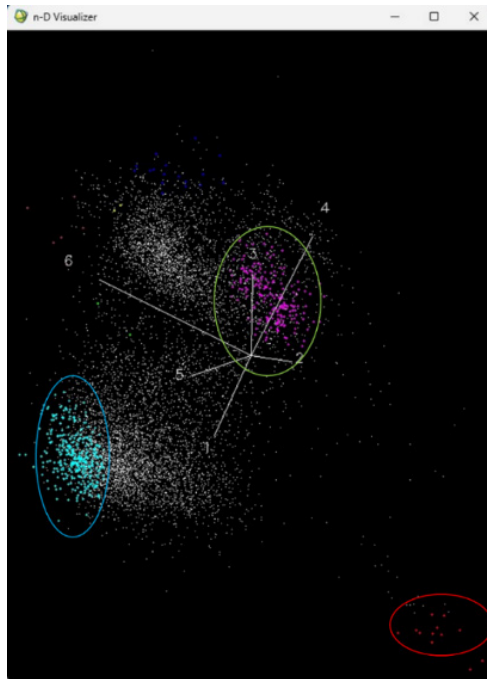


Fig. 10. Exemplu de utilizare a aplicației n-D Vizualizer pentru a identifica 3 clustere de pixeli „puri”

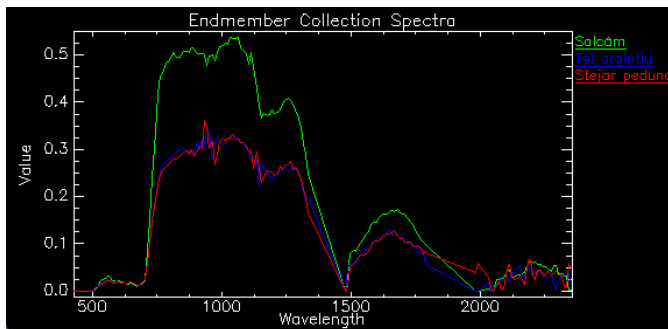


Fig. 11. Curbe de reflectanță spectrală caracteristice speciilor de arbori salcâm, tei argintiu și stejar pedunculat identificați prin utilizarea aplicației n-D Vizualizer

Utilizând curbele de reflectanță derivate direct din imaginea hiperspectrală, conform procedurii descris anterior și algoritmul de clasificare SAM (ENVI v5.0), a fost realizată clasificarea imaginii Hyperion. Algoritmul de clasificare utilizează un unghi n-dimensional (în radiani) pentru a potrivi pixelii cu semnăturile spectrale de referință. Unghiurile mai mici reprezintă potriviri mai apropiate de spectrul de referință. Pixelii mai îndepărtați decât pragul maxim specificat nu sunt clasificați. Astfel, prin aplicarea algoritmului SAM s-a realizat clasificarea imaginii hiperspectrale Hyperion pentru o zonă acoperită cu pădure din cadrul BE Ștefănești (Fig. 12).

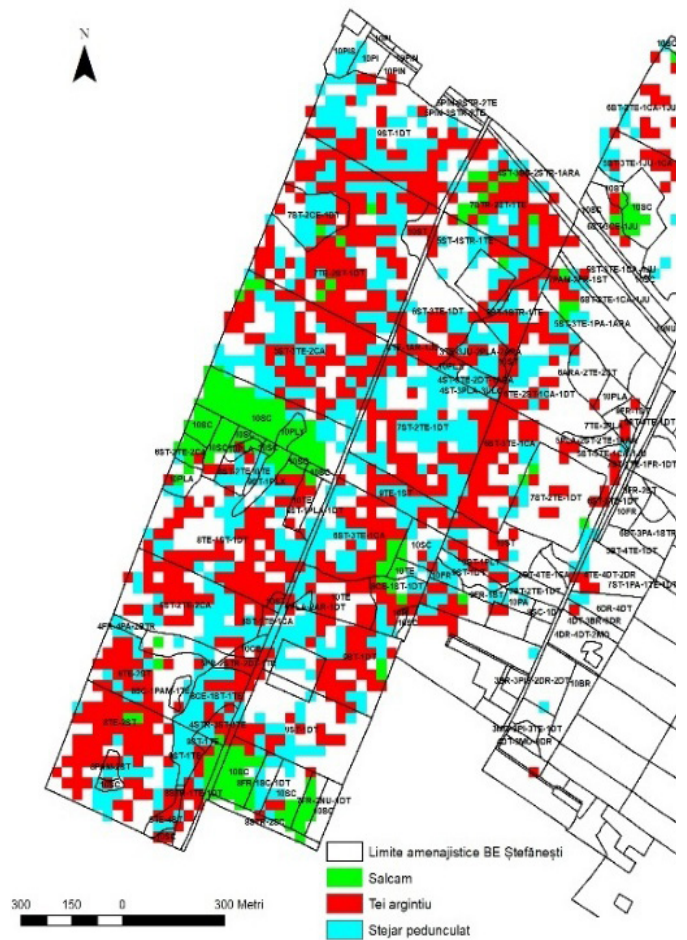


Fig. 12. Rezultatele clasificării imaginii hiperspectrale Hyperion și obținerea claselor speciilor de arbori salcâm, tei argintiu și stejar pedunculat pentru o zonă acoperită cu pădure din cadrul BE Ștefănești

Evaluarea acurateții clasificării imaginii hiperspectrale Hyperion s-a realizat în conformitate cu metodologia, utilizând metoda punctelor aleatorii (Congalton 1991) în combinație cu informații furnizate de rețeaua sistematică amplasată în anul 2015 în cadrul BE Ștefănești (Leca et al. 2023).

Pentru suprafața acoperită cu pădure din cadrul BE Ștefănești, care corespunde clasificării imaginii hiperspectrale Hyperion au fost identificați pe baza informațiilor furnizate de rețeaua statistică permanentă de monitorizare a stării de sănătate a arboretelor (Leca et al. 2023) 2 pixeli ce corespund speciei de arbori - salcâm, 8 pixeli ce corespund speciei de arbori - stejar pedunculat și respectiv 12 pixeli ce corespund speciei de arbori - tei argintiu. Pentru a îndeplini condiția referitoare la numărul minim de puncte pentru fiecare clasă (specie de arbori identificată), au fost generați aleator suplimentar un număr de 48 de pixeli pentru clasa salcâm, 42 de pixeli pentru clasa stejar pedunculat și respectiv 38 de pixeli pentru clasa tei argintiu (Fig. 13). Rezultatele evaluării acurateții de clasificare a imaginii hiperspectrale Hyperion au fost obținute prin intermediul funcției specifice *Confusion matrix* (ENVI v5.0) (Tab. 3).

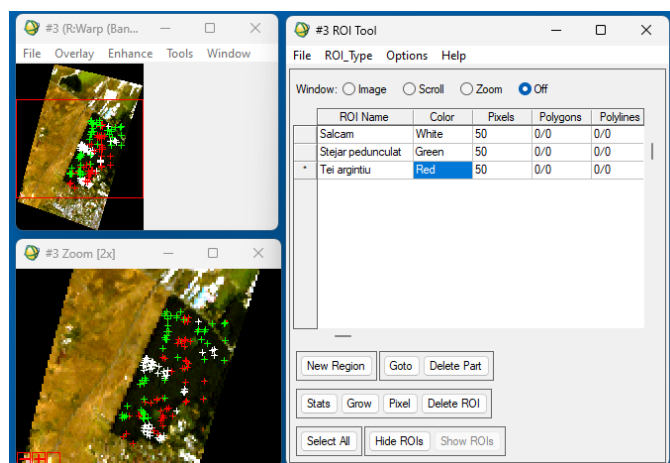


Fig. 13. Distribuția pixelilor utilizați pentru fiecare clasă (specie de arbori) în procesul de evaluare a acurateții clasificării imaginii hiperspectrale Hyperion

Tab. 3. Matricea erorilor de clasificare a imaginii hiperspectrale Hyperion

Clasa Hyperion (sp)	Ac metodă [%]	Ac. util. [%]	Er. omit. [%]	Er. comit. [%]
Salcâm	78	97,5	22	2,5
Tei argintiu	86	89,6	14	10,4
Stejar pedunculat	90	91,8	10	8,2
Ac. totală [%]		84,6		

Clasa Hyperion (sp): clasă obținută pe baza clasificării imaginii Hyperion (specii de arbori); Ac: acuratețe; util: utilizator; Er: erori prin omit: omitere; comit: comitere.

Analizând comparativ valorile corespunzătoare acurateții metodei și respectiv a utilizatorului pentru cele trei specii, se poate afirma faptul că algoritmul de clasificare a reușit să distingă cu grad ridicat de acuratețe arborii de stejari și respectiv de tei. Semnăturile spectrale ale stejarului și teiului argintiu sunt în mare măsură asemănătoare între ele, aproape pe întreg spectrul electromagnetic exceptând intervalul de undă cuprins între 1700 și 2050 nm, unde stejarul are o reflectanță mai ridicată (Fig. 11).

În schimb, salcâmul are o semnătură spectrală clar distinctă față de celelalte două specii, ceea ce explică procentul cel mai ridicat corespunzător acurateții utilizatorului - 97,5% (doar 2,5% dintre arborii clasificați ca salcâmi reprezintă alte specii).

Acuratețea totală obținută pentru discriminarea celor trei specii de arbori este de 84,6%, similară cu ce-a obținută de alți autori folosind imagini hiperspectrale Hyperion (George et al. 2014, Lim et al. 2019, Anand et al. 2020). Rezultatele obținute de George et al. (2014) într-un studiu realizat în Himalaya de Vest, au evidențiat o acuratețe totală a clasificării de 82,2% utilizând un algoritm de clasificare de tip *Support Vector Machine* pentru datele hiperspectrale Hyperion și respectiv de 69,62% pentru datele multispectrale Landsat Thematic Mapper (TM). De asemenea, rezultatele cercetărilor efectuate de Lim et al. (2019), au evidențiat faptul că utilizând un algoritm de clasificare Random Forest și imagini hiperspectrale Hyperion pentru clasificarea speciilor de arbori, au s-a

obținut o acuratețe a metodei de 85% pentru clasificarea pinului coreean și de 80% a laricelui japonez, respectiv, o acuratețe totală de 82%.

Rezultatele obținute de Anand et al. (2020) în studiul realizat asupra a 10 specii de mangrove din rezervația forestieră Bhitarkanika (India) au indicat o acuratețe totală a clasificării de 84%, comparabilă cu cea înregistrată în cadrul prezentului studiu pentru cele trei specii analizate. Autorii au utilizat date hiperspectrale furnizate de senzorul Hyperion și au aplicat algoritmul Spectral Angle Mapper (SAM) pentru identificarea speciilor de arbori.

Totodată, studiul realizat de Delogu et al. (2024), care a utilizat imagini hiperspectrale obținute prin misiunea satelitară PRISMA, în combinație cu algoritmi specifici rețelelor neuronale, pentru clasificarea unor specii de arbori din Parcul Regional Serre (Italia), a evidențiat performanțe superioare celor obținute în cercetarea de față. În cadrul acestuia, acuratețea globală pentru cele patru specii principale analizate (brad, pin, fag și castan) a atins valoarea de 88% în etapa de testare a clasificării.

Studii recente care au utilizat imagini hiperspectrale satelitare precum și aeriene (Marconi et al. 2022, Ma et al. 2024) au raportat rezultate comparabile cu cele obținute în cadrul prezentului studiu, în special în ceea ce privește acuratețea globală a clasificării. Astfel, cercetarea realizată de Marconi et al. (2022), care a utilizat imagini hiperspectrale furnizate de Rețeaua Națională de Observare Ecologică (NEON) din Statele Unite, împreună cu algoritmi de învățare automată, a elaborat un model de clasificare a speciilor de arbori la scară continentală. Prin agregarea speciilor la nivel de gen, modelul a atins o acuratețe medie de 83%, apropiată de cea obținută în cadrul prezentului studiu. De asemenea, rezultatele raportate de Ma et al. (2024), care au utilizat imagini hiperspectrale și date LiDAR achiziționate cu ajutorul unei drone, împreună cu rețele neuronale convoluționale pentru clasificarea a patru specii de arbori (pin coreean, mesteacăn alb, ulm siberian și frasin manciurian) dintr-o regiune situată în nord-estul Chinei, indică o acuratețe globală de 83% în procesul de clasificare. Această valoare este comparabilă cu cea obținută în cadrul studiului de față, confirmând performanța ridicată a metodelor bazate pe teledetecție hiperspectrală în identificarea speciilor forestiere.

4. Concluzii

În urma cercetărilor efectuate în cadrul acestui studiu pot fi formulate următoarele concluzii:

- Datele hiperspectrale furnizate de senzorul Hyperion s-au dovedit a fi o sursă valoroasă pentru identificarea unor specii de arbori, oferind o rezoluție spectrală suficient de ridicată pentru a diferenția semnăturile spectrale caracteristice ale acestora.
- Informațiile furnizate de rețeaua statistică permanentă de monitorizare a stării de sănătate a arboretelor din BE Ștefănești au avut un rol esențial în evaluarea acurateții clasificării, evidențiind

importanța integrării datelor de teledetecție cu observațiile directe din teren.

- Aplicarea algoritmului SAM a permis o clasificare eficientă a imaginii hiperspectrale Hyperion, conducând la o acuratețe totală de 84,6%, cu valori de peste 90% pentru speciile de tei argintiu și stejar pedunculat, demonstrând capacitatea algoritmului de a diferenția speciile în funcție de reflectanța lor spectrală.
- Studiul validează potențialul datelor hiperspectrale Hyperion în discriminarea speciilor forestiere și propune un flux de lucru replicabil în ecosisteme forestiere similare. Aceste rezultate pot contribui la dezvoltarea unor instrumente moderne de monitorizare și gestionare durabilă a pădurilor.

Finanțare și mulțumiri

Cercetările din cadrul acestui studiu au fost finanțate de Autoritatea Națională pentru Cercetare din subordinea Ministerului Educației și Cercetării, prin Programul Național Nucleu FORCLIMSOC (Contract 12N/2023), proiectul PN23090204.

Bibliografie

- Anand A, Pandey P C, Petropoulos GP, Pavlides A, Srivastava P K, Sharma J K, & Malhi R K M (2020). Use of hyperion for mangrove forest carbon stock assessment in Bhitarkanika forest reserve: A contribution towards blue carbon initiative. *Remote Sensing*, 12(4), 597. <https://doi.org/10.3390/rs12040597>
- Asner GP, Warner AS (2003). Canopy chemistry and spectral mixing in high-diversity forests: A case study from the Amazon Basin. *Remote Sensing of Environment*, 87(4), 429–444. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.08.006>
- Campbell P K E, Middleton E M, Thome K J, Kokaly R F, Huemmrich K F, Lagomasino D, Novick K A, Brunzell N A (2013). EO-1 Hyperion reflectance time series at calibration and validation sites: Stability and sensitivity to seasonal dynamics. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 6(2), 276–290. <https://ieeexplore.ieee.org/document/6507569>
- Congalton R G (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote sensing of environment*, 37(1), 35–46. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B)
- Delogu G, Perretta M, Caputi E, Patriarca A, Funsten CC, Recanatesi F, Recanatesi F, Ripa M N, Boccia I (2024). Leveraging the Potential of PRISMA Hyperspectral Data for Forest Tree Species Classification: A Case Study in Southern Italy. *Remote Sensing*, 16(24), 4788. <https://doi.org/10.3390/rs16244788>
- Galvão I S, Formaggio A R, Tisot DA (2005). Discrimination of sugarcane varieties in Southeastern Brazil with EO-1 Hyperion data. *Remote sensing of Environment*, 94(4), 523–534. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.11.012>
- George R, Padalia H, Kushwaha S P S (2014). Forest tree species discrimination in western Himalaya using EO-1 Hyperion. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 28, 140–149. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.11.011>
- Godfroy J, Lejot J, Demarchi L, Bizzi S, Michel K, Piégay H (2023). Combining Hyperspectral, LiDAR, and Forestry Data to Characterize Riparian Forests along Age and Hydrological Gradients. *Remote Sensing*, 15, 17. <https://doi.org/10.3390/rs15010017>
- Goodenough D G, Bhogal A S, Dyk A, Hollinger A, Mah Z, Niemann K O, Pearlman J S, Chen H, Han T, Love J, McDonald S (2002). Monitoring forests with Hyperion and ALI. *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* 882–885. <https://ieeexplore.ieee.org/document/1025717>
- Green R O, Eastwood M L, Sarture CM, Chrien T G, Aronsson M, Chippendale B J, Faust J A, Pavri B E, Chovit C J, Solis M, Olah M R, & Williams O (1998). Imaging Spectroscopy and the Airborne Visible/ Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS). *Remote Sensing of Environment*, 65(3), 227–248. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00064-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00064-9)
- Hycza T, Stereńczak K, Bałazy R (2018). Potential use of hyperspectral data to classify forest tree species. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 48(1), 1–13. <https://doi.org/10.1186/s40490-018-0123-9>
- Kayet N, Pathak K, Chakrabarty A, Singh C P, Chowdhary V M, Kumar S, Sahoo S (2019). Forest health assessment for geo-environmental planning and management in hilltop mining areas using Hyperion and Landsat data. *Ecological Indicators*, 106, 105471. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105471>
- Krishna G, Sahoo R N Pradhan S, Ahmad T, Sahoo PM (2018). Hyperspectral satellite data analysis for pure pixels extraction and evaluation of advanced classifier algorithms for LULC classification. *Earth Science Informatics*, 11, 159–170. <https://doi.org/10.1007/s12145-017-0324-4>
- Langlontombi L C (2024). Development of spectral signature of chir pine using hyperion data. *International Journal of Bio-resource and Stress Management*, 15(2), 1–6. <https://doi.org/10.23910/1.2024.5026>
- Laurin G V, Zabeo C, Giuliarelli D, Tesfamariam B G, Cotrina-Sanchez A, Valentini R, Tufail B, Ventura B, Calfapietra C, Barbat A (2025). Monitoring habitat diversity with PRISMA hyperspectral and lidar-derived data in Natura 2000 sites: Case study from a Mediterranean forest. *Ecological Indicators*, 172, 113254. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113254>
- Leca S, Popa I, Chivulescu S, Popa A, Pitar D, Dobre A C, Pascu I S, Apostol B, Badea O (2023). Structure and diversity in a periurban forest of Bucharest, Romania. *Ann. For. Res.* 66(1): 139–153. <https://doi.org/10.15287/afr.2023.3011>
- Lim J, Kim K M, Jin R (2019). Tree species classification using Hyperion and Sentinel-2 data with machine learning in South Korea and China. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 8(3), 150. <https://doi.org/10.3390/ijgi8030150>
- Ma Y, Zhao Y, Im J, Zhao Y, Zhen Z (2024). A deep-learning-based tree species classification for natural secondary forests using unmanned aerial vehicle hyperspectral images and LiDAR. *Ecological Indicators*, 159, 111608. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111608>
- Marconi S, Weinstein B G, Zou S, Bohlman S A, Zare A, Singh A, Stewart D, Harmon I, Steinkraus A, White E P (2022). Continental-scale hyperspectral tree species classification in the United States National Ecological Observatory Network. *Remote Sensing of Environment*, 282, 113264. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113264>
- Marques E Q, Silvério D V, Galvão I S, Aragão L E, Uribe M R, Macedo M N, Alencar A A C, Brando P M (2024). Assessing the effectiveness of vegetation indices in detecting forest disturbances in the southeast Amazon. *Scientific Reports*, 14(1), 27287. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-77924-3>
- Pearlman J, Carman S, Segal C, Jarecke P, Clancy P, Browne W (2001). Overview of the Hyperion imaging spectrometer for the NASA EO-1 mission. In *IGARSS 2001. Scanning the Present and Resolving the Future. Proceedings. IEEE 2001 International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, Cat. No. 01CH37217, 7, 3036–3038. <https://ieeexplore.ieee.org/abstract/document/978246>
- Pervez W, Khan S A, Valiuddin (2015). Hyperspectral Hyperion Imagery Analysis and Its Application Using Spectral Analysis. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XL-3/W2, 169–173. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-3-W2-169-2015>
- Rădulescu V M G M, Rădulescu G M T, (2020). Teledetecție. I. Fundamente. Ed. U.T. PRESS, Cluj-Napoca. <https://biblioteca.utcluj.ro/files/carti-online-cu-coperta/456-8.pdf>
- Ungar S G, Pearlman J S, Mendenhall J A, Reuter D (2003). Overview of the Earth Observing One (EO-1) mission. *IEEE Transactions*

on *Geoscience and Remote Sensing*, 41(6), 1149–1159. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2003.815999>

Upadhyay V, Kumar A (2018). Hyperspectral remote sensing of forests: technological advancements, opportunities and challenges. *Earth Science Informatics*, 11(4), 487-524. <https://doi.org/10.1007/s12145-018-0345-7>

Vanguri R., Laneve G., Hościło A. (2024). Mapping forest tree species and its biodiversity using EnMAP hyperspectral data along with Sentinel-2 temporal data: An approach of tree species classification and diversity indices. *Ecological Indicators*, 167, 112671.

Verma B, Prasad R, Srivastava P K, Singh P, Badola A, Sharma J (2022). Evaluation of simulated AVIRIS-NG imagery using a spectral reconstruction method for the retrieval of leaf chlorophyll content. *Remote Sensing*, 14(15), 3560. <https://doi.org/10.3390/rs14153560>

Torres de Almeida C, Galvão L S, Ometto J P H B, Jacon A D, de Sousa

Pereira F R, Sato L Y, Silva-Junior C H L, Brancalion P H S, Oliverira e Cruz de Aragão L E (2024). Advancing Forest Degradation and Regeneration Assessment Through Light Detection and Ranging and Hyperspectral Imaging Integration. *Remote Sensing*, 16(21), 3935. <https://doi.org/10.3390/rs16213935>

Wolfe J D, & Black S R (2018). Hyperspectral analytics in envi target detection and spectral mapping methods. *Harris Corporation, September, 19, 2018*.

Yel S G, Tunc Gormus E (2023). Exploiting hyperspectral and multispectral images in the detection of tree species: A review. *Frontiers in Remote Sensing*, 4, 1136289. <https://doi.org/10.3389/frsen.2023.1136289>

Zhang Y, Migliavacca M, Penuelas J, Ju W (2021). Advances in hyperspectral remote sensing of vegetation traits and functions. *Remote Sensing of Environment*, 252, 112121.

Abstract

Potential use of Hyperion hyperspectral imagery for the tree species identification

In the context of increasing pressures on forest ecosystems and the need for sustainable management, hyperspectral remote sensing has become an increasingly used tool for identifying tree species. This study investigates the potential of hyperspectral imagery provided by the Hyperion sensor (EO-1 satellite mission) for identifying forest species within the Ștefănești Experimental Base, managed by the Ștefănești Production Experimentation Station of the "Marin Drăcea" National Institute for Research and Development in Forestry (INCDS). Due to its high spectral resolution (242 bands ranging from 0.4 to 2.5 μm), the Hyperion sensor enables detailed analysis of vegetation-specific reflectance.

The image used, acquired on 4th of August 2016, and radiometrically corrected (level 1R), was processed using the ENVI v5.0 software. Out of the total spectral bands, only 158 were usable for atmospheric correction, while 84 bands were discarded due to noise, spectral overlap, or lack of information. The processing workflow included spectral dimensionality reduction using the Minimum Noise Fraction (MNF) algorithm, identification of spectrally "pure" pixels using the PPI algorithm, and extraction of spectral signatures via the n-D Visualizer application. Three tree species (black locust, silver linden, and pedunculate oak) were selected for classification using the Spectral Angle Mapper (SAM) algorithm, which is widely recognized for its effectiveness in hyperspectral analysis.

To evaluate classification accuracy, data from the permanent statistical monitoring network installed in 2015 within the Ștefănești Experimental Base were used. Based on a set of 150 pixels (50 per class), an overall classification accuracy of 84.6% was determined. Pedunculate oak and silver linden were classified with a method accuracy exceeding 86%, while black locust achieved a user accuracy of 97.5% due to its distinct spectral signature.

The study confirms the value of Hyperion data for forest species discrimination and outlines a robust workflow applicable to similar contexts. The integration of hyperspectral imagery with field data provides a solid foundation for developing advanced tools in forest inventory and monitoring.

Keywords: forest species identification, Hyperion hyperspectral imagery, Spectral Angle Mapper classification

Investigations on the structure of pine stands on degraded lands

Ciprian Tudor^{1,2}, Cristinel Constandache²✉, Laurențiu Popovici², Nicolae Ovidiu Badea^{1,3}

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

2. Station of Focșani, INCDS, Focșani, Romania

3. National Institute for Research and Development in Forestry (INCDS) "Marin Drăcea" Voluntari, Romania

✉ corresponding author (cicon66@yahoo.com)

1. Introduction

The assessment of the structural dynamics of stands requires that research interests to be directed towards the tree, as a fundamental element in the constitution of a stand: size, age, growth, crown biometrics, taking into account the requirements of different species and environmental conditions (Kaźmierczak & Zawieja 2016, Vlad et al. 2019).

Nowadays, of significant importance are the research limited to the development of mathematical models for estimating biometric parameters based on satellite images taken by unmanned drones (Tudoran et al. 2021).

The analysis of the stand structure could be expressed through mathematical models based on the interaction between neighbouring trees (Pacala et al. 1996). The development of trees with high physiological capacities in a stand is influenced by its competitors (Hari 1985). However, the benefits brought by the existing reserves in the growth space on the trees lead to the reduction of competition ratios with neighbouring trees, favouring their development and the creation of stable vertical structures (Stoll & Schmid 1998, Muth & Bazzaz 2003).

Within the stands located on lands with degradation phenomena, the evolution over time of the structural parameters is influenced by harmful abiotic and biotic factors that determine the destabilisation of the structure of the stands and endanger the dynamic balance (Giurgiu 2004).

Through the modest climatic and edaphic requirements, protective forestry cultures with pine species have ensured the fulfilment of some objectives of socio-

economic interest (Constandache et al. 2016). Although they tolerate difficult soil conditions very well, pine cultures with high densities and relatively regular structures are vulnerable and sensitive to risk factors, only bringing damage to their structural dynamics (Vlad & Constandache 2014).

2. Materials and methods

2.1. Research location

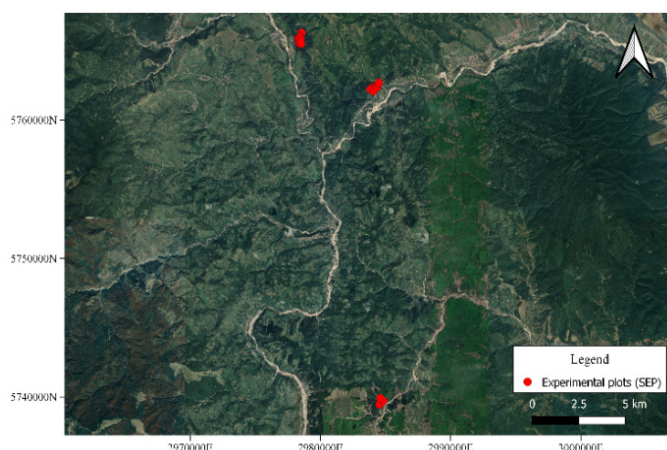
From the point of view of the phytogeographic area, the research was carried out in pine stands located on degraded lands in the central-eastern area of the Vrancea and Buzău Subcarpathians (Fig. 1A-B), areas with a wide spread of multiple degradation processes (pluvial erosion, landslides, ravines), caused by the interaction between pedogenetic factors (relief, rock, climate, soil) and anthropogenic factors.

In the Vrancea Subcarpathians, in the phytoclimatic zone of beech and sessile oak-beech (FD3), the research was carried out in Scots pine and Black pine stands, located in the experimental plots (EP) belonging to the improvement perimeters (IP):

- IP1. Caciū-Bârsești Improvement Perimeter (CA) (45°55'19.69"N, 26°44'44.74"E);
- IP2. Pârâul Sărat-Valea Sării Improvement Perimeter (PS) (45°52'35.57"N, 26°47'51.97"E);
- IP3. Roșoiu-Andreiașu Improvement Perimeter (RO) (45°44'56.24"N, 26°49'55.96"E).
- *In the Buzău Subcarpathians, in the forest-steppe zone (Ss) and the phytoclimatic zone of oak forests with mixtures of different species of oaks in the region of low hills and sub-hilly plains (FD1), the research was carried out in Scots pine and Black pine stands located in the experimental plots (EP) belonging to the improvement perimeters:*
- IP4. Livada-Râmnicu Sărat Improvement Perimeter (LI) (45°23'55.78"N, 26°55'29.49"E);
- IP5. Murgești Improvement Perimeter (MU) (45°23'39.43"N, 26°53'30.86"E).



A



B

Fig. 1. Research location: A. The area occupied by forest ecosystems in Romania (in the red box, the studied area); B. The experimental plots where the research was carried out (WGS 84-PseudoMercator Spatial Reference System)

2.2. The network of experimental plots

The research was carried out in a network of experimental plots (EP), already installed. In these plots, the evolution and behaviour of forestry cultures established on degraded lands, consisting of the main species of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Black pine (*Pinus nigra* subs. Arn. ssp. *nigra*), which perform eco-protective functions of soil, water, and some social objectives, was gradually monitored starting with 1950.

The historical database on the way to establish the network of experimental plots, their environmental mapping, and the consequences of the ecological reconstruction of degraded lands was taken from the archive of the Institute for Forest Research and Management (ICAS), established in the period 1985-2020 (Table 1). In the researched plots, during the period 2019-2020, 32 experimental plots (EP) were fully re-inventoried, these having variable shapes and dimensions, which effectively delimited the forms of land degradation, the environmental mapping being unique in time and space. The total inventoried area was 3.00 hectares.

Table 1. Environmental mapping elements of experimental plots (EP) analysed

IP	EP	ALT [m]	SLP [°]	EX	ET	DF	DLT	PZ	TOFS	YOE
CA	CA3	470	35	NW	Pluvial erosion in depth	R	Ravines and slopes	FD3	III.D.1.b	1977
CA	CA4	470	35	NW	Pluvial erosion in depth	R	Ravines and slopes	FD3	III.D.1.b	1977
CA	CA5	470	25	NW	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.b	1977
CA	CA6	427	35	SW	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.b	1977
CA	CA7	406	40	SW	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.b	1977
CA	CA8	424	40	SW	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.b	1977
CA	CA9	411	40	SW	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.a	1978
CA	CA10	412	35	SW	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.b	1978
CA	CA11	426	25	SW	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.a	1978
CA	CA12*	428	15	SE	Pluvial erosion on surface	E ₁	Eroded land	FD3	I.D.2.a	1978
CA	CA13*	458	25	SE	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.a	1978
PS	PS1	306	30	NE	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.b	1960
PS	PS2	311	25	NE	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.b	1962
PS	PS3	367	20	SW	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.a	1964
PS	PS4	384	25	NE	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.a	1964
PS	PS5	384	30	NE	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.a	1964
PS	PS7	429	25	NE	Pluvial erosion on surface	E ₁	Eroded land	FD3	I.D.2.b	1964
PS	PS8	431	30	S	Pluvial erosion on surface	E ₁	Eroded land	FD3	I.D.1.a	1964
PS	PS9	414	15	NE	Pluvial erosion on surface	E ₁	Eroded land	FD3	I.D.1.b	1958
PS	PS10	414	5	NW	Pluvial erosion on surface	E ₁	Eroded land	FD3	I.D.1.b	1958
PS	PS11	412	35	SW	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.D.2.a	1973
RO	RO4	464	25	SW	Pluvial erosion on surface	E ₂	Eroded land	FD3	I.D.M ₁ .1.a	1964
RO	RO7	499	10	SW	Pluvial erosion on surface	E ₂	Eroded land	FD3	I.M ₁ .1.a	1964
RO	RO9	499	25	SE	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.M ₁ .2.b	1964
RO	RO10	514	25	SE	Pluvial erosion on surface	E ₃	Eroded land	FD3	I.M ₁ .2.b	1965
LI	LI6	516	15	E-NE	Pluvial erosion on surface	E ₂	Eroded land	Ss	I.C.1.a	1951
LI	LI9	527	5	E-NE	Pluvial erosion on surface	E ₁	Eroded land	Ss	I.C.1.a	1954
LI	LI10	478	5	E-NE	Pluvial erosion on surface	E ₁	Eroded land	Ss	I.C.1.a	1959
LI	LI12	366	10	E-NE	Pluvial erosion on surface	E ₁	Eroded land	Ss	I.C.1.a	1953

IP	EP	ALT (m)	SLP (°)	EX	ET	DF	DLT	PZ	TOFS	YOE
MU	MU12	484	20	SE	Pluvial erosion in depth	Al	Fugitive land	FD1	V.D.1.b	1972
MU	MU17	465	10	W	Pluvial erosion in depth	Al	Fugitive land	FD1	V.D.1.b	1972
MU	MU18	470	15	NW	Pluvial erosion in depth	Al	Fugitive land	FD1	V.D.1.b	1970

Note: *) new experimental plots, installed in 2020; **IP**-improvement (amelioration) perimeter; **EP**- experimental plot; CA- Caciubârsești; PS- Pârâul Sărat-Valea Sării; RO- Roșoiu-Andreiașu; LI- Livada-Râmnicu Sărat; MU- Murgești; **ALT**- altitude; **SLP**- slope of the land; **EX**- exposition, aspect: NW- northwest; SW- southwest; SE- south; NE- north; S- south; W- west; **ET**- erosion type: R- ravine; E₁- moderate erosion; E₂- high erosion; E₃- very high erosion; Al- landslide (Romanian classification according to Ciortuz & Păcurar 2004); **DF**- degradation form; **DLT**- degradation land type; **PZ**- phytoclimatic zone: FD3- beech and sessile oak-beech; Ss- forest-steppe zone (Ss); FD1- oak forests with mixtures of different species of oaks in the region of low hills and sub-hilly plains (Romanian classification according to Târziu & Spârchez 2013); **TOFS** - type of forest site characteristic for degraded land (Romanian classification according to Ciortuz & Păcurar 2004); **YOE**- year of establishment.

Concerning the degree of homogeneity of the stand structure, EPs were grouped to increase the amplitude of the datasets for both pine species (Scots pine and Black pine), depending on the age class (III and IV) and the nature of degradation (Table 2).

Table 2. Grouping of experimental plots (EP) to analyse the structure of pine stands

PZ	Sp	EP grouping	Age class (years)	ET
FD3	SP, BP	CA5, CA6, CA7, CA8, CA9, CA10, CA11, CA12, CA13	III (41-60)	Pluvial erosion on surface
	SP, BP	CA3, CA4	III (41-60)	Pluvial erosion in depth
	SP, BP	PS1, PS2, PS3, PS4, PS6, PS7, PS8, PS9, PS10, PS11, RO4, RO7, RO9, RO10	IV (61-80)	Pluvial erosion on surface
FD1-Ss (grouped)	SP, BP	MU12, MU17, MU18	III (41-60)	Pluvial erosion in depth
	SP, BP	LI6, LI9, LI10, LI12	IV (61-80)	Pluvial erosion on surface

Note: PZ- phytoclimatic zone; Sp: species: SP- Scots pine; BP- Black pine; ET- erosion type.

2.3 Statistical data processing

Analysis of different indices for stand structure

Indices for stand structure showed the level of the structure of stands concerning the degree of homogeneity of the tree's dimensional characteristics (diameter at breast height- DBH, height- h, V- volume). Their determination was carried out using the applications offered by the Office package, Microsoft Excel and the relationships used in dendrometric calculations for stands with even-aged and relatively even-aged structures (Giurgiu 1972, Giurgiu & Drăghiciu 2004).

The density index (I_N) was calculated as the ratio between the actual number of trees per hectare ($N \cdot ha^{-1}$) and the normal number of trees extracted from the production tables by species and production classes (Giurgiu & Drăghiciu 2004).

The density index (I_G) was calculated as the ratio between the actual basal area per hectare (BA in $m^2 \cdot ha^{-1}$) and the normal basal area extracted from the production tables by species and production classes (Giurgiu & Drăghiciu 2004).

The Camino index (H) captures the evolution of the diversification of the stand structure over time.

Homogeneity provides information on how to apply interventions in the stands, constantly optimising their structure (Cenușă et al. 2002).

According to De Camino (1976), the homogeneity of stands was expressed as a percentage ratio between the cumulative number of trees and the cumulative basal area by diameter class (Eq. 1), expressed by a specific Lorenz-type curve. The degree of structural homogeneity can be defined as a deviation of the Lorenz curve from the diagonal.

$$H = \frac{\sum_{i=1}^{n-1} SN\%}{\sum_{i=1}^{n-1} SN\% - SG\%} \quad (\text{Eq.1})$$

where: H represents the Camino index; SN%- cumulative number of trees up to category i; SG%- cumulative basal area up to category i; n - the maximum diameter category at which SN%=1.

The Gini index (G) was calculated as the ratio between the area determined by the Lorenz curve and the reference line and the triangle area formed by the reference line with the abscissa (Duduman 2011, Katholnig 2012).

The Gini index takes values between 0 and 1, indicating the degree of homogeneity of the stand structure (Roibu 2010). The more homogeneous a population is, the closer the value of the Gini index will be to 0. Research conducted by Duduman (2009) established the limits of variation of both indices (H and G) calculated concerning the stand structure (Eq.2).

$$G = 1 - 2 \cdot \int_0^1 f(x) dx \quad (\text{Eq.2})$$

where: f(x) is the Lorenz curve function about the structural indicator considered (basal area or volume).

Analysis of the structure of stands concerning the three-dimensional characteristics (DBH, h, V)

Theoretical distributions were established using the statistical application SilvaStat (Giurgiu 1979, Leahu 1994, Popa 1999), which is based on the frequency functions commonly encountered in the forestry domain.

The adjustment of the experimental distributions was carried out using the theoretical functions from the Pearson function system, Beta and Gamma types,

specific to stands with even-aged structure.

The comparison of the experimental distributions with the theoretical ones was carried out by applying the Chi-square (χ^2) and Kolmogorov-Smirnov (K-S) statistical conformity tests.

Diameter-height relationship

The modelling of experimental distributions and the compensation of some values with systematic standard deviations was achieved through logarithmic regression equations, of the form: $y = a \cdot \log(x) - b$, where x - diameter; a, b - coefficients of the equation.

3. Results and discussions

3.1. Structural features of pine stands on degraded lands

3.1.1. Determination of structural indicators

Factors such as age, degradation, and phytoclimatic zone influence the growth of tree sizes (Vlad et al. 2019). The gradual reduction of the number of trees per hectare favours the expansion of crown sizes, having a positive impact on the stabilisation of degraded lands, by preserving some physical properties of the soil (Lukić et al. 2015, Constandache et al. 2024). This involved, on the one hand, the growth in tree sizes (Table 3) and obtaining higher production on the other hand. At the same time, the high complexity through the diversification of slope management and consolidation works generated a positive impact on the structure-stability relationship of artificial pine forestry cultures (Constandache et al. 2016, Vlad et al. 2019).

Table 3. Quantification of the main structural indicators

PZ	Age class	Species	D_q (cm)	H_q (m)	N (ha^{-1})	BA ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	V ($m^3 \cdot ha^{-1}$)
FD3	III	SP	16,48	16,17	964	20,56	168,67
		BP	14,22	13,49	699	11,10	80,12
	IV	SP	24,86	18,38	325	15,74	129,97
		BP	26,17	18,90	263	14,12	132,55
FD1-Ss (grouped)	III	SP	23,75	21,21	590	26,13	211,57
		BP	21,00	19,58	345	11,94	97,95
	IV	SP	25,12	21,72	384	19,04	224,30
		BP	27,28	21,12	379	22,11	249,94

Meaning of symbols: PZ- phytoclimatic zone; SP- Scots pine; BP- Black pine; D_q - quadratic mean diameter stands of the BA; H_q - quadratic mean height D_q ; N- number of trees per hectare; BA- basal area; V- volume.

The density of the stands decreased with age, with density indexes (I_N) ranging from 0,41 to 0,95 for Scots pine stands and from 0,30 to 0,71 for Black pine stands, indicating higher proportions of Scots pine trees in the stand composition, but also a better maintenance.

The values of the Camino (H) and Gini (G) indexes indicated even-aged and homogeneous structures of the pine stands, regardless of age and phytoclimatic zone (Table 4). The most precise description of structural indicators is considered to be an increasingly important basis for establishing forestry decisions (Spellmann 1995, Pommerening 2006).

Table 4. Main indicators and structural indexes

PZ	Age class	Species	I_N	I_G	H	G
FD3	III	SP	0,92	0,68	7,25	0,34
		BP	0,71	0,62	8,10	0,37
	IV	SP	0,48	0,41	8,01	0,26
		BP	0,35	0,39	5,27	0,30
FD1-Ss (grouped)	III	SP	0,95	1,40	5,36	0,18
		BP	0,30	0,30	6,34	0,21
	IV	SP	0,41	0,46	8,04	0,23
		BP	0,42	0,54	6,77	0,22

Meaning of symbols: PZ- phytoclimatic zone; SP- Scots pine; BP- Black pine; I_N - density index by N; I_G - density index by BA; H- Camino index; G- Gini index

The Lorenz curves determined for the entire stand and for both pine species (Scots pine and Black pine) are close, indicating a high degree of structural homogeneity (Fig. 2A-D). To assess inter- and intraspecific competition at the tree level, the H and G indexes can provide important information on their future evolution, through their growth and development in the basal area (Sterba 2008).

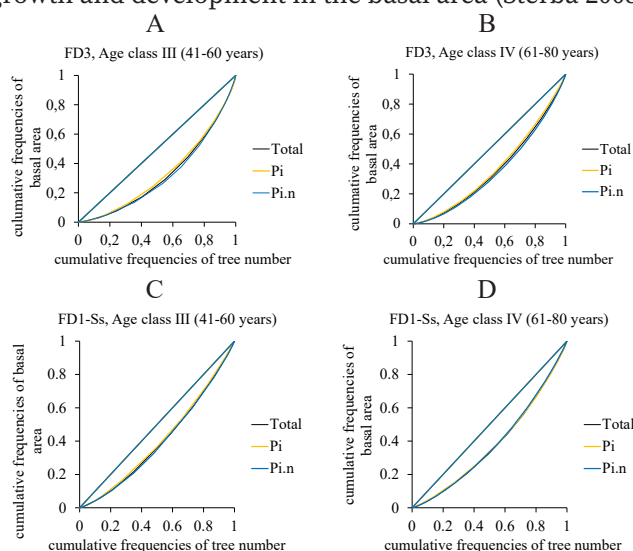
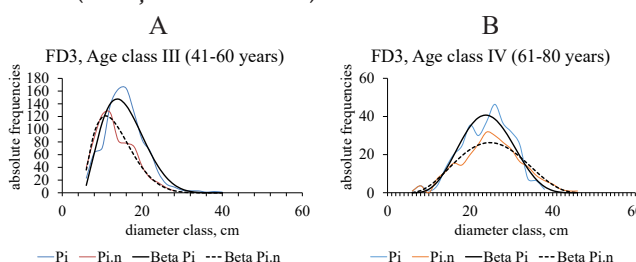


Fig. 2. Analysis of the stand structure homogeneity

3.1.2. Structure concerning tree diameter

The theoretical Beta function has shown higher plasticity when fitting experimental distributions (Fig. 3A-D). The experimental frequency curves follow distributions with a regularity generally close to the Gaussian one, with deviations of a systematic origin. The conclusive systematic deviation is the positive left asymmetry, characteristic of even-aged and relatively even-aged stands (Ienășoiu et al. 2022).



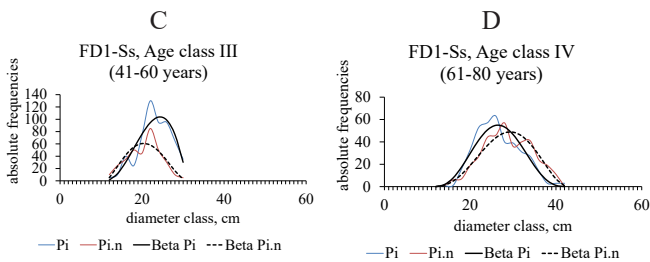


Fig. 3. Fitting experimental distributions after the theoretical frequency of the Beta function

By applying the K-S test of conformity, the experimental distributions follow the Beta theoretical distribution law for all analysed cases (Table 5).

The comparison of the experimental distributions with the theoretical ones using the χ^2 test indicated significant differences between the experimental and theoretical values, the number of trees grouped by diameter classes being non-normally distributed within them. In contrast, the way of grouping the trees varies from one age class to another, the tendency to have optimal and dynamically stable structures being more pronounced at the level of pine stands classified in the IVth age class (61-80 years).

Table 5. Statistical indicators of conformity of the Beta theoretical function

PZ	Theor. Function	Species	Age class	Kolmogorov-Smirnov test (K-S)		χ^2 Criteria	
				EV	TV	EV	TV
FD3	Beta	SP	III	0,02	0,31	3,15	26,30
FD3	Beta	BP	III	0,01	0,31	1,10	26,30
FD3	Beta	SP	IV	0,03	0,29	0,88	30,14
FD3	Beta	BP	IV	0,02	0,29	0,44	30,14
FD1-Ss	Beta	SP	III	0,03	0,41	4,15	15,51
FD1-Ss	Beta	BP	III	0,02	0,41	3,26	15,51
FD1-Ss	Beta	SP	IV	0,05	0,33	1,52	23,69
FD1-Ss	Beta	BP	IV	0,04	0,33	1,04	23,69

Meaning of symbols: PZ- phytoclimatic zone; SP- Scots pine; BP- Black pine; EV- experimental values; TV- theoretical values.

3.1.3. Structure concerning tree height

The tree heights within even-aged stands show high variability in the distribution of trees by height classes. The causes of such height variations can be multiple: intra- and interspecific relationships, phenological characteristics, competition for light at the crown level and so on (Giurgiu 1979). The distribution of the number of trees by height classes follows known distribution laws, the shape of the theoretical frequency curves for heights being different from that of diameters (Fig. 4A-D).

In contrast, the position of the theoretical frequency curves shows negative right asymmetry in the case of heights, inverse to that in the case of diameters.

Functionality is respected only in the case of the structure of pine stands in the III age class (41-60 years). At the level of stands over 61 years of age (age class IV), the asymmetry index tends to remain around 0, providing a defining foundation of Gaussian distributions.

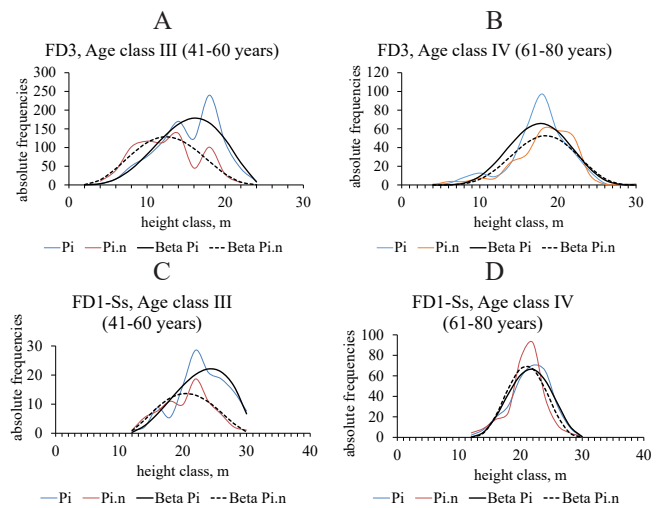


Fig. 4. Fitting experimental distributions after the theoretical frequency of the Beta function

In the same way, the K-S test of conformity indicates that the theoretical Beta-type function is adequate for fitting the experimental distributions of the number of trees by height classes (Table 6), assuming a greater variability in heights than in diameters and with a larger and significant absolute deviation between the two frequency curves.

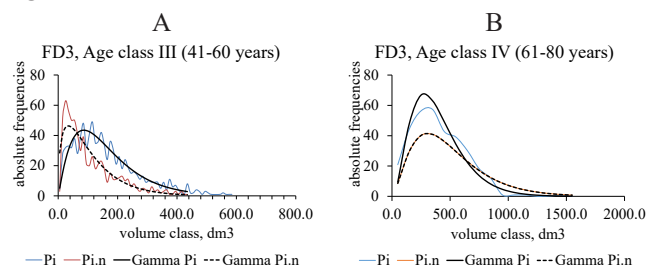
Table 6. Statistical indicators of conformity of the Beta theoretical function

PZ	Theor. function	Species	Age class	Kolmogorov-Smirnov test (K-S)		χ^2 Criteria	
				EV	TV	EV	TV
FD3	Beta	SP	III	0,02	0,38	9,56	18,31
FD3	Beta	BP	III	0,02	0,38	7,41	18,31
FD3	Beta	SP	IV	0,04	0,35	5,25	21,03
FD3	Beta	BP	IV	0,04	0,35	2,91	21,03
FD1-Ss	Beta	SP	III	0,04	0,41	1,00	15,51
FD1-Ss	Beta	BP	III	0,01	0,41	0,68	15,51
FD1-Ss	Beta	SP	IV	0,02	0,41	0,87	15,51
FD1-Ss	Beta	BP	IV	0,06	0,41	5,40	15,51

Meaning of symbols: PZ- phytoclimatic zone; SP- Scots pine; BP- Black pine; EV- experimental values; TV- theoretical values.

3.1.4. Structure concerning tree volume

The distribution of the number of trees in relation to their volume is different from those analysed in relation to diameter and height, in the sense that a large number of trees are concentrated in the lower diameter classes. The theoretical frequency curves show a strong positive left asymmetry, regardless of age and phytoclimatic zone (Fig. 5A-D).



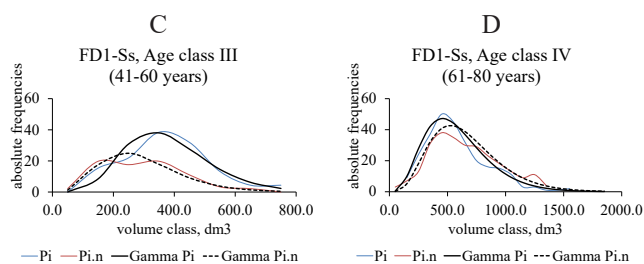


Fig. 5. Fitting experimental distributions after the theoretical frequency of the Gamma function

The adjustment of the experimental distributions with the Gamma theoretical function proved to be the most appropriate, as it had a high degree of plasticity (Table 7). Regarding the normal distribution of the experimental values, the results of the K-S conformity test indicated a high level of significance. The χ^2 test indicated significant differences between the experimental and theoretical distributions for both pine species analysed (Scots pine and Black pine), the dimensional characteristics (DBH and h) involved in the volume determination equation, influencing their distribution in the diameter classes.

Table 7. Statistical indicators of conformity of the Gamma theoretical function

PZ	Theor. function	Species	Age class	Kolgomorov-Smirnov test (K-S)		χ^2 Criteria	
				EV	TV	EV	TV
FD3	Gamma	SP	III	0,02	0,18	1,07	72,15
FD3	Gamma	BP	III	0,03	0,21	2,52	56,94
FD3	Gamma	SP	IV	0,04	0,33	1,42	22,36
FD3	Gamma	BP	IV	0,04	0,33	1,95	22,36
FD1-Ss	Gamma	SP	III	0,05	0,45	1,22	11,07
FD1-Ss	Gamma	BP	III	0,04	0,45	0,90	11,07
FD1-Ss	Gamma	SP	IV	0,03	0,30	0,57	26,30
FD1-Ss	Gamma	BP	IV	0,02	0,30	0,48	26,30

Meaning of symbols: PZ- phytoclimatic zone; SP- Scots pine; BP- Black pine; EV- experimental values; TV- theoretical values

3.1.5. Diameter-height relationship

The modelling of the experimental values in the diameter-height relationship was performed using logarithmic regression equations, which are suitable for eliminating systematic standard deviations (Fig. 6A-D). Most of the models obtained present values of the coefficients of determination (R^2) close to the value 1, the parameters of the regression equations being significant ($p < 0.05$) (Fig. 6A-B). From the analysis of Fig. 6A-D, the heights present a continuous increasing trend as the diameter increases, followed by the tendency of the height curves to flatten around large diameters, without forming a maximum point on this interval (Giurgiu 1979, Giurgiu 2004). In this case, the linearization of experimental values is not justified, as it is more specific to the analysis of the height curve in the case of stands with a plurien structure (Cristea & Badea 2019).

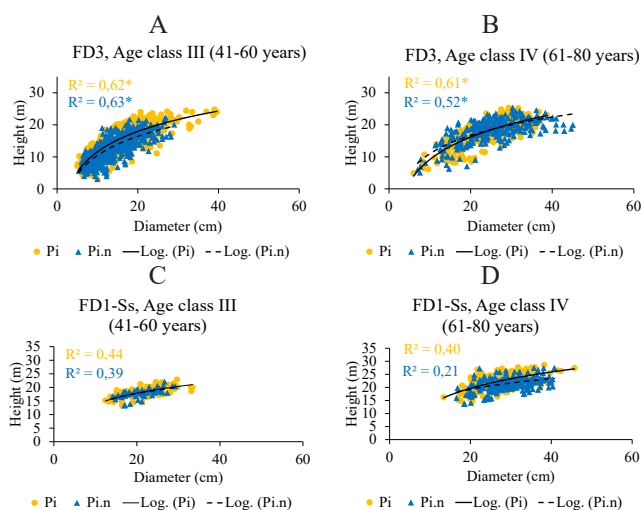


Fig. 6. Diameter-height relationship

The dimensional characteristics listed above involve the forestry manipulation, achieved by monitoring the tree density (I_N , I_G), size distribution and spatial distribution (Pretzsch & Hilmers 2024). In the context of climate change, the dynamics of the structure of pine stands living in poorer habitats have undergone significant changes, generating vulnerability to the action of harmful abiotic factors (Bledý et al. 2024). With the intensification of degradation processes and the advancement in age, some dimensional characteristics have undergone significant changes, generating an imbalance in the stability of stands (Constandache et al. 2024). The modelling of the stem diameter, height, and overall size must be realised to obtain stems with structural ability that can support the weight of their above-ground parts and to prove resistance to wind forces or snow (Gao et al. 2023, Zubkov et al. 2024).

Statistical tests confirmed the existence of even-aged and relatively even-aged structures, the dynamics of the stand structure undergoing substantial changes as they age, through the influence of the self-regulation mechanism, inter- and intraspecific competition ratios between trees, environmental conditions and the complexity of abiotic and harmful factors (García-Abril et al. 2007).

Regarding the structure of stands concerning tree diameter, the theoretical frequency curves had obvious positive left asymmetries, due to the concentration of several trees in the lower diameter classes, their increment in diameter being affected by the poor environmental conditions of the degraded lands (shallow soil, high slope, unstable configuration of the slopes and so on). Our results showed in the Fig. 3A-D are explained very well by Trouvé et al. 2017, when earlier in the life of the stand, the square mean diameter (D_q) of the trees had the tendency to increase progressively with a little change in stocking density of the stand (N per hectare). Then, in the second phase, as soon as the mortality of the trees with the smallest diameters started, the stocking density of the stand declined progressively. At the same time, the mean size of the diameters of the remaining trees continued to increase (West 2024).

In the paper published by Gorgoso-Varela et al. (2021), the results of the diameter distribution modelling were the most accurate by using the Beta function and the generalised Beta function for *Pinus halepensis* Mill. plantations. In northwest Spain (Galicia) and south Nigeria (Gambari), for predicting the diameter distribution, the generalised Beta function was used to outperform the Beta function in the case of species *Quercus robur* and *Tectona grandis* stands (Gorgoso-Varela et al. 2024). Also, in the same region, the modelling of diameter distribution by using the Beta function was more accurate than the generalised Beta function for *Eucalyptus globulus* and *Pinus radiata* stands (Gorgoso-Varela et al. 2020). In the study carried out by Ureigho & Oyibo (2023) in Ogun State, Nigeria, found that Beta distribution is more suitable than Gamma distribution in modelling the diameter distribution. Also, its superiority was given by the results of the K-S mean values, which were smallest (mean of 0.451), similar to our results.

Regarding the structure of the stands concerning height, the migration trend of pine trees from lower to higher cenotic classes remained active during the natural elimination process of the trees, subsequently favouring the penetration of light, the increase of the vital growth space with an impact on the development of important dimensional characteristics through the photosynthesis process (Giurgiu 1979, Leahu 2004).

According to Molina (2005), in the reforested stands with even-aged structure, H_q usually varies less with D_q . Thus, the slightly larger periodic growth in height in unmanaged control plots could be explained by the need for light and, thus, height in dense stands (Rojas-Briales et al. 2023). Developing many models for a wide variety of species allows predicting how stem diameter changes with height, considering genetic and environmental conditions as factorial predictors (Kangas et al. 2023).

In the phytoclimatic zonality FD3, Scots pine stands adapted better to the pedoclimatic and environmental conditions on the degraded lands, which led to obtaining a better production per hectare (Vlasin 2010, Constandache et al. 2021).

In terms of production, at the relative same age (50 years), similar results were obtained in the Sokolov area from western Czechia, the Scots pine stands registering the highest stand volume ($376 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) comparative with the other native species living in the same soil conditions from the post mining site (Zeidler et al. 2024). However, an increase in dimensional characteristics (DBH, H) is noted in Black pine monocultures, over 60 years old.

A hypothesis in this sense can be justified by the gradual decrease of the competitive factor and generally better environmental conditions (deep soil, moderate erosion, small slopes), generating higher growth at the stand level especially in the low altitude area (FD1-Ss) (Murariu et al. 2021), where compositions with pine species predominate (Silvestru-Grigore et al. 2018).

4. Conclusions

The dynamics of the structure of pine stands on degraded lands experienced important changes as they aged. The K-S and χ^2 conformity tests indicated that the Beta and Gamma functions are the most suitable for adjusting the experimental values, having a high degree of plasticity.

Comparing the experimental distributions with the theoretical ones led to obtaining significant differences at the level of both pine species analysed (Scots pine and Black pine), the values being non-normally distributed over specific intervals.

Modelling the structure of stands through complex statistical-mathematical procedures represents an important way in adjusting the experimental values, offering the opportunity to create regular, resistant and dynamically stable structures.

Funding and Acknowledgements

This work was funded by the Ministry of Education and Research, through the FORCLIMSOC Core Program (Contract 12N/2023), Project PN23090203.

References

- Bledý M, Vacek S, Brabec P, Vacek Z, Cukor J, Černý J, & Brynychová K (2024). Silver fir (*Abies alba* Mill.): review of ecological insights, Forest Management Strategies, and Climate Change's impact on European forests. *Forests*, 15(6), 998.
- Cenușă R, Popa C, & Teodosiu M (2002). Cercetări privind relația structură-funcție și evoluția ecosistemelor forestiere naturale din nordul țării. *Analele ICAS*, 45, 9-19.
- Giortuz I, Păcurar V D (2004). Ameliorații silvice. Ed. Lux Libris, Brașov.
- Constandache C, Peticilă A, Dincă L, & Vasile D (2016). The usage of Sea Buckthorn (*Hippophae rhamnoides* L.) for improving Romania's degraded lands. *AgroLife Scientific Journal*, 5(2), 50-58.
- Constandache C, Tudor C, Vlad R, Dincă L, & Popovoci I (2021). The productivity of pine stands on degraded lands. *Scientific Papers. Series E. Land Reclamation, Earth Observation & Surveying, Environmental Engineering*, 10, 76-84.
- Constandache C, Tudor C., Popovici L, Radu V, Crișan V, & Dincă I C (2024). Structural Characteristics of the Pine Stands on Degraded Lands in the South-East of Romania, in the Context of Climate Changes. *Applied Sciences*, 14 (18), 8127.
- Cristea V, & Badea O (2019). Structura arboretelor cvasivirgine din Masivul Penteleu în raport cu volumul arborilor componenți. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 24(45), 32-36.
- De Camino R (1976). Zur Bestimmung der Bestandeshomogenität. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 147(1-2), 54-58.
- Duduman G (2009). Cercetări cu privire la modalitățile de stabilire a recoltelor de lemn în arboretele cu structură grădinărită. Ed. Universității Suceava, Suceava.
- Duduman G (2011). A forest management planning tool to create highly diverse uneven-aged stands. *Forestry*, 84(3), 301-314.
- Gao H, Cui K, von Gadov K, & Wang X (2023). Using functional traits to improve estimates of height-diameter allometry in a temperate mixed forest. *Forests*, 14, 1604.
- García-Abril A, Martín-Fernández S, Grande M A, & Manzanera J A (2007). Stand structure, competition and growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in a Mediterranean mountainous environment. *Annals of Forest Science*, 64(8), 825-830.
- Gorgoso-Varela J J, Ogana F N, & Ige P O (2020). A comparison between derivative and numerical optimization methods used for diameter distribution estimation. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 35(3-4), 156-164.

- Gorgoso-Varela J J, Ponce R A, & Rodríguez-Puerta F (2021).** Modeling diameter distributions with six probability density functions in *Pinus halepensis* Mill. plantations using low-density airborne laser scanning data in Aragón (Northeast Spain). *Remote Sensing*, 13(12), 2307.
- Gorgoso-Varela JJ, Adedapo SM & Ogana FN (2024).** A Comparison of Probability Density Functions Fitted by Moments and Maximum Likelihood Estimation Methods Used for Diameter Distribution Estimation. *Forests*, 15(3), 425.
- Giurgiu V (1972).** Metode ale statisticii matematice aplicate în silvicultură (Mathematical Statistical Methods Applied in Forestry). Ed. Ceres, București.
- Giurgiu V (1979).** Dendrometrie și auxologie forestieră. Ed. Ceres.
- Giurgiu V (2004).** Silvologie. Vol. III B, Gestionarea durabilă a pădurilor României. Ed. Academiei Române, București.
- Giurgiu V, & Drăghiciu D (2004).** Modele matematico-auxologice și tabele de producție pentru arborete. Ed. Ceres, București.
- Hari P (1985).** Theoretical aspects of eco-physiological research. Crop physiology of forest trees. *Helsinki University Press*, 21-30.
- Ienășoiu G, Zaharia A, Davidescu Ș, Cucu A, Șerban T, & Dobre CD (2022).** Caracterizarea resursei vegetale arborescente din pădurile urbane și peri-urbane ale municipiului Brașov. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 51(2), 1-6.
- Kangas A, Pitkänen T P, Mehtätalo L, & Heikkinen J (2023).** Mixed linear and non-linear tree volume models with regional parameters to main tree species in Finland. *Forestry*, 96, 188–206.
- Katholnig L (2012).** Growth Dominance and Gini-Index in even-aged and in uneven-aged forests. *Master Thesis. Institute of Forest Growth and Yield Research, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Department of Forest and Soil Sciences, Vienna.*
- Kazmierczak K, & Zawieja B (2016).** Tree crown size as a measure of tree biosocial position in 135-year-old oak (*Quercus* L.) stand. *Folia Forestalia Polonica*, 58(1), 31-42.
- Leahu I (1994).** Dendrometrie. Ed. Didactică și Pedagogică, București.
- Leahu I (2004).** Aplicarea teoriei statistice a selecției în monitorizarea sustenabilă a ecosistemelor forestiere. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 19-20, 15-20.
- Lukić S, Pantić D, Simić S B, Borota D, Tubić B, Djukić M, & Djunisijević-Bojović D (2015).** Effects of black locust and black pine on extremely degraded sites 60 years after afforestation—a case study of the Grdelica Gorge (southeastern Serbia). *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 9(2), 235.
- Molina JMG (2005).** Introducción a la Selvicultura General. *Universidad de León, Spain.*
- Murariu G, Dinca L, Tudose N, Crișan V, Georgescu L, Munteanu D, & Mocanu GD (2021).** Structural characteristics of the main resinous stands from Southern Carpathians, Romania. *Forests*, 12(8), 1029.
- Muth CC, & Bazzaz FA (2003).** Tree canopy displacement and neighborhood interactions. *Canadian Journal of Forest Research*, 33, 1323–1330.
- Pacala SW, Canham CD, Saponara J, Silander J A, Kobe R K, & Ribbens E (1996).** Forest models defined by field measurements: estimation, error analysis and dynamics. *Ecological Monographs*, 66, 1–43.
- Popa I (1999).** Aplicații informatice utile în silvicultură, Programul Carota și programul PROARB. *Revista Pădurilor*, 2, 41-42.
- Pommerening A (2006).** Evaluating structural indices by reversing forest structural analysis. *Forest Ecology and Management*, 224(3), 266–277.
- Pretzsch H, Hilmers T, & del Río M (2024).** The effect of structural diversity on the self-thinning line, yield level, and density-growth relationship in even-aged stands of Norway spruce. *Forest Ecology and Management*, 556, 121736.
- Roibu C (2010).** Cercetări dendrometrice, auxologice și dendrocronologice în arborete de fag din Podișul Sucevei. *Teză de doctorat*, manuscris.
- Rojas-Briales E, Oliver-Villanueva J V, Lerma-Arce V, Fuente D, & Lorenzo-Sáez E (2023).** Improving sustainable forest management of *Pinus halepensis* Mill. mid-aged stands in a context of rural abandonment, climate change, and wildfires. *Forests*, 14(3), 527.
- Spellmann H (1995).** From poorly structured to well structured forest: aspects of silvicultural planning and management for the Lower Saxony Forest Administration. *Forst und Holz*, 50(2), 35-44.
- Sterba H (2008).** Diversity indices based on angle count sampling and their interrelationships when used in forest inventories. *Forestry*, 81(5), 587-597.
- Silvestru-Grigore C V, Dinulică F, Spârchez G, Hălălișan A F, Dincă L C, Enescu R E, & Crișan V E (2018).** Radial growth behavior of pines on Romanian degraded lands. *Forests*, 9(4), 213.
- Stoll P, Schmid B (1998).** Plant foraging and dynamic competition between branches of *Pinus sylvestris* in contrasting light environments. *Journal of Ecology*, 86, 934–945.
- Târziu D R & Spârchez G (2013).** Soluri și stațiuni forestiere. Ed. Universității "Transilvania, Brașov.
- Trouvé R, Nitschke C R, Robinson A P, & Baker P J (2017).** Estimating the self-thinning line from mortality data. *Forest Ecology and Management*, 402, 122-134.
- Tudoran GM, Dobre A C, Cițșă A, & Pascu I S (2021).** Development of mathematical models for the estimation of dendrometric variables based on unmanned aerial vehicle optical data: A Romanian case study. *Forests*, 12(2), 200.
- Ureigho U N, & Oyibo A O (2023).** Diameter Distribution of Cedrela odorata Using Gamma and Beta Distribution Functions in Ijare Plantation, Ogun State, Nigeria. *International Journal of Innovative Agriculture & Biology Research*, 11(1), 32-40.
- Vlasin HD (2010).** Structural and biometrical specific features of some black pine stands on eroded degraded lands in the Transylvanian Plain. *Bulletin UASVM Horticulture*, 67(1), 466-471.
- Vlad R, & Constandache C (2014).** Dinamica unor parametrii de stabilitate în arborete de pin silvestru instalate pe terenuri degradate. *Revista Pădurilor*, 5-6, 44-49.
- Vlad R, Constandache C, Dinca L, Tudose N C, Sidor C G, 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 Management and Agroforestry*, 40(1), 40-4.
- Zeidler A, Borůvka V, Tomczak K, Vacek Z, Cukor J, Vacek S, & Tomczak A (2024).** The Potential of Non-Native Pines for Timber Production—A Case Study from Afforested Post-Mining Sites. *Forests* (19994907), 15(8), 1388.
- Zubkov P, Gardiner B, Nygaard B E, Guttu S, Solberg S, & Eide T (2024).** Predicting snow damage in conifer forests using a mechanistic snow damage model and high-resolution snow accumulation data. *Scandinavian J for Res*, 39, 59–75.
- West P W (2024).** A review of the growth behaviour of stands and trees in even-aged, monospecific forest. *Annals of Forest Science*, 81(1), 34.

Abstract

Investigations on the structure of pine stands on degraded lands

Modelling the structure of stands is an important way to investigate its particularities, with involvement in the evolution of structural dynamics. Starting with 1950, the installation of pine forestry cultures on degraded lands has experienced a wide expansion in the southeastern area of the Curvature Subcarpathians, the ecological

reconstruction of degraded lands through afforestation being the only solution to restore their functionality. The results of our research captured the current state of these stands in terms of their structure, based on the quantification of structural indicators, but also its modelling through appropriate statistical and mathematical methods. The research was carried out in Scots pine and Black pine stands from the network of experimental plots (EP) located in five improvement perimeters (IP) belonging to the sites of the Vrancea and Buzău Subcarpathians, in which extensive degradation processes were manifested. The structural modelling of the stands was carried out separately by species, phytoclimatic zones (FD3, FD1-Ss) and age classes.

The Camino (H) and Gini (G) indexes highlighted homogeneity in the structure of the stands concerning the number of trees and the basal area, the Lorenz curves being close to the reference line in the case of both species analysed. By applying the Kolmogorov – Smirnov (K-S) and Chi-square (χ^2) conformity tests, the theoretical Beta and Gamma functions proved to be the most appropriate in adjusting the experimental values, confirming the clear existence of stands with even-aged and relatively even-aged structures concerning their diameter, height, volume and age. By modelling the structure, the theoretical frequency curves showed strong positive left asymmetries, as well as negative right asymmetries, the experimental values being non-normally distributed over specific intervals.

Through the investigations conducted on the structure of pine stands, moments of dysfunction at the organisational level can be signalled. These moments can be eliminated by scientifically substantiating urgent silvotechnical conservation measures, likely to continuously ensure the special protection functions and management goals assigned to these types of stands.

Creating appropriate silvotechnical measures would increase structural efficiency by normalizing the experimental values, leading to the obtaining of resistant and dynamically stable structures of the "Gaussian" type, specific to stands with even-aged structure.

Keywords: degraded lands, modelling, *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*, structural indicators, tests of conformity, Beta and Gamma functions

Rezumat

Investigații asupra structurii arboretelor de pin de pe terenurile degradate

Modelarea structurii arboretelor reprezintă o cale importantă de investigare a particularitățile acestora, cu implicare în evoluția dinamică structurală. Începând cu anul 1950, instalarea culturilor forestiere de pin pe terenurile degradate a cunoscut o amplă expansiune în zona sud-estică a Subcarpaților de Curbură, reconstrucția ecologică a terenurilor degradate prin împădurire fiind unica soluție de restabilire a funcționalității acestora. Rezultatele cercetărilor noastre au surprins starea actuală a acestor arborete din punct de vedere a structurii lor, pe seama cuantificării unor indicatori structurali, dar și a modelării acestora prin metode statistico-matematice adecvate. Cercetările s-au desfășurat arboretele de pin silvestru și pin negru din rețeaua de suprafețe experimentale (EP) localizată în cinci perimetre de ameliorare (IP) aparținând arealelor din Subcarpații Vrancei și ai Buzăului, în care s-au manifestat ample procese de degradare. Modelarea structurală a arboretelor s-a realizat distinct pe specii, zonalități fitoclimatice (FD3, FD1-Ss) și clase de vârstă.

Indicii Camino (H) și Gini (G) au surprins omogenitate în structura arboretelor în raport cu numărul de arbori și a suprafeței de bază, curbele Lorenz fiind apropiate de dreapta reper în cazul ambelor specii analizate. Prin aplicarea testelor de conformitate Kolmogorov – Smirnov (K-S) și Chi pătrat (χ^2), funcțiile teoretice Beta și Gamma s-au dovedit a fi cele mai potrivite în ajustarea valorilor experimentale, fiind confirmată existența clară a unor arborete cu structuri echien și relativ echien în raport cu diametrul, înălțimea, volumul și cu vârsta acestora. Prin modelarea structurii, curbele de frecvență teoretice au prezentat puternice asimetrii pozitive de stânga, cât și asimetrii negative de dreapta, valorile experimentale fiind nenormal distribuite pe anumite intervale.

Prin investigațiile conduse asupra structurii arboretelor de pin se pot semnala momente de disfuncționalitate la nivel organizatoric. Aceste momente pot fi eliminate prin fundamentarea științifică a unor măsuri silvotehnice urgente de conservare, de natură să asigure cu continuitate funcțiile speciale de protecție și a țelurilor de gospodărire atribuite acestor tipuri de arborete.

Crearea unor măsuri silvotehnice adecvat ar spori eficiența structurală prin normalizarea valorilor experimentale, conducând la obținerea unor structuri rezistente și stabile dinamic de tip "Gaussian", specifice arboretelor cu structură echienă.

Cuvinte cheie: terenuri degradate, modelare, *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*, indicatori structurali, teste de conformitate, funcțiile teoretice Beta și Gamma

Diversitatea și dinamica acarienilor forestici asociați cu *Ips typographus* (Coleoptera: Scolytinae) în arboretele de molid din zona Brașovului

Dragoș Toma^{1,2}, Gabriela Isaia²✉, Carol Dieter Simon²

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

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

✉ autor corespondent

1. Introducere

Relația de forezie reprezintă interacțiunea dintre două organisme prin care, un organism se atașează de o gazdă, de regulă interspecifică, în vederea transportării într-un nou habitat (Houck & OConnor 1991, White et al. 2017). În general, organismele care necesită dispersarea în alte habitate prin intermediul acestui fenomen sunt invertebrate microscopice care au o capacitate redusă de deplasare ca de exemplu nematodele sau acarieni (Hofstetter et al. 2015). În ceea ce privește acarienii, peste 50,000 de specii sunt cunoscute până în prezent (Zhang 2011), împărțite în 6 ordine, respectiv: Holothyrioda, Opilioacaridae, Ixodida, Mesostigmata, Trombidiformes și Sarcotritiformes (Krantz 1978, Hofstetter et al. 2015).

Din cauza faptului că nu sunt prevăzute cu membrane specializate sau aripi pentru parcurgerea distanțelor lungi, multe specii de acarieni se folosesc de alte animale, cel mai adesea insecte, pentru a popula un habitat nou (Seeman & Walter 2023).

În pofida numărului mare de specii cunoscute, doar un număr mic de 270 de acarieni, cel mai adesea din ordinele Mesostigmata și Trombidiformes, se asociază cu gândacii de scoarță (Hofstetter et al. 2015).

Chiar dacă relația de forezie este văzută doar ca o relație de transport (Klepzig et al. 2001), în timp, aceasta poate să evolueze într-o relație de parazitism sau mutualism (White et al. 2017), influențând astfel populația speciei gazdă. Relația de mutualism apare atunci când sporii unor ciuperci transportați de acarieni ajută insectele la învingerea rezistenței arborilor (Moser et al. 1989b, Klepzig et al. 2001, Pernek et al. 2008, Moser et al. 2010,

Penttinen et al. 2013, Hofstetter et al., 2015).

Unele specii de acarieni din genul *Tarsonemus*, care formează relație de forezie cu gândacii de scoarță din genurile *Dendroctonus* și *Ips* din Nord America și Asia, au dezvoltat structuri speciale numite sporothecae pentru transportul sporilor de funghi (Moser 1985). În același timp, aceștia pot să interacționeze și să influențeze în pozitiv și specii de funghi care reduc supraviețuirea și reproducerea gazdelor sale (Lombardero et al. 2003, Hofstetter et al. 2006).

Acarieni forestici pot fi antagonici gazdelor sale și atunci când un număr mare de organisme atașate pe corpul gândacilor pot să le limiteze capacitatea de locomoție și de capacitatea de zbor (Gwiazdowicz et al. 2011).

Unele specii de acarieni forestici parazitează ouăle și nimfele gândacilor de scoarță, reducând astfel populația (Maslov 2006). Acest comportament a fost observat la speciile din genul *Pyemotes* (Moser et al. 1978), *Dendrolaelaps* (Kielczewski & Bałazy 1966, Maslov 2006, Khaustov et al. 2018), *Proctolaelaps* (Kinn 1983b) sau *Iponemus* (Lindquist 1969). Lindquist (1969), în studiul său, sugerează faptul că speciile prădătoare de acarieni forestici pot contribui la declinul unei populații de gândaci de scoarță în cantități cuprinse între 1% și 90%.

Relația dintre acarieni forestici și vectorii care îi transportă în alte habitate a fost intens studiată și descrisă în cazul gândacilor de scoarță considerați dăunători și produc pagube însemnate speciilor de arbori gazdă. În Europa, majoritatea studiilor care au vizat acest aspect, au fost efectuate gândacul mare de scoarță al molidului *Ips typographus* (Linnaeus, 1758) (Moser & Bogenschütz 1984, Takov et al. 2009, Gwiazdowicz et al. 2011, Penttinen et al. 2013, Linnakoski et al. 2016, Holuša & Čejka 2020, Paraschiv & Isaia 2020, Cilbircioğlu et al. 2021).

Considerat a fi cel mai important dăunător al molidului (Wermelinger 2004, Caudullo et al. 2016, Baños-Quintana et al. 2024), *Ips typographus*, în urma gradațiilor realizate,

a dus la uscarea a milioane de metri cubi de molid în Europa (Grégoire & Evans 2004, Patacca et al. 2023). Prin galeriile pe care acest dăunător le produce în arborii atacați, asigură habitatul pentru numeroase organisme (Hedgren & Schroeder 2004), din care, mai multe specii de acarieni (Gwiazdowicz 2008, Gwiazdowicz et al. 2011). Până în prezent, aproximativ 60 de specii de acarieni sunt cunoscute ca fiind foretice cu gândacii de scoarță *Ips typographus* (Hofstetter et al. 2015, Khaustov et al. 2018). În Europa, cele mai multe specii de acarieni foretici asociate cu acest dăunător au fost determinate în Polonia (Gwiazdowicz 2008), Finlanda (Penttinen et al. 2013) și Germania (Moser & Bogenschütz 1984).

Diversitatea și interacțiunea dintre comunitățile de acarieni foretici și gândacii de scoarță poate să fie influențată de diferiți factori ca de exemplu compoziția arboretului (Mercado et al. 2018, Vissa et al. 2019), localizare geografică (Lombardero et al. 2003, Hofstetter et al. 2007), abundența și dinamica gândacilor gazdă (Walter & Proctor 1999, Paraschiv et al. 2018, Vissa et al. 2020, Paraschiv & Isaia 2020) sau speciile de fungi (Lombardero et al. 2003).

Având în vedere faptul că unele specii pot să afecteze dinamica populațiilor gândacilor de scoarță prin parazitism (Lindquist 1969, Kielczewski & Bałazy 1966, Moser et al. 1978, Kinn 1983b, Khaustov et al. 2018) sau alterarea fungilor din galerii (Moser & Macías-Sámano, 2000, Hofstetter et al., 2006, Pfammatter et al. 2013), este importantă cunoașterea comunităților de acarieni în asociere cu *Ips typographus* dar și compararea populațiilor individuate în funcție de diferiți factori.

Multe studii care au vizat diversitatea speciilor și abundența de acarieni asociate cu *Ips typographus* s-au focusat doar pe analiza unei singure populații de gândaci (Gwiazdowicz et al. 2011, Holuša & Čejka 2020, Paraschiv & Isaia 2020), sau nu au comparat diversitatea

speciilor individuate în funcție de diferiți factori cum ar fi caracteristicile arboretului unde au fost recoltat materialul entomologic (Takov et al. 2009, Penttinen et al. 2013, Cilbircioğlu et al. 2021, Milosavljević et al. 2022). Scopul acestui studiu este de a caracteriza comunități de acarieni foretici ai gândacului de scoarță *Ips typographus* în ceea ce privește rata de forezare, dinamica încărcăturii foretice, diversitatea și abundența speciilor în patru arborete diferite de molid și de a le compara între ele.

2. Material și metodă

2.1. Locul cercetărilor

Lucrările de teren pentru colectarea gândacilor de *Ips typographus* care au fost analizați în vederea identificării acarienilor foretici s-au desfășurat pe liziera a patru arborete de molid din zona Brașovului (fig. 1), și anume: Poiana Brașov, Râșnov, Predeal și Cotul Donului.

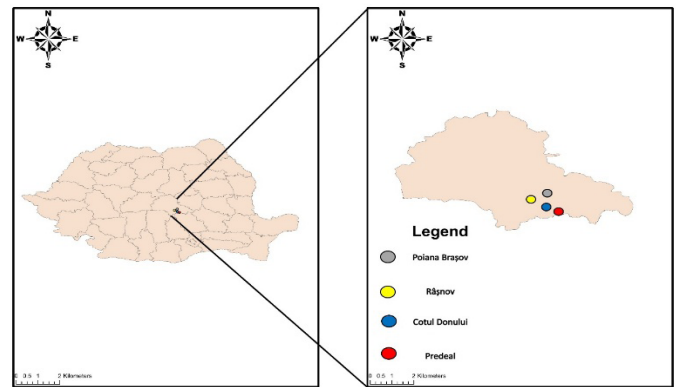


Fig. 1. Localizarea cercetărilor (Esri, Maxar, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, Aero Grid, IGN, and theGIS User Community)

Cele patru suprafețe de probă diferă între ele din punct de vedere al compoziției, altitudinii, vârstei, tipul de stațiune, tipul de pădure și tipul de sol (Tab. 1).

Tab. 1. Caracteristicile suprafețelor de probă de unde au fost colectați gândacii de scoarță.

SP	Alt (m)	S (ha)	Comp	Vr	Tip stațiune	Tip de pădure	Tip sol
Poiana Brașov	860	0,4	8 MO 1PI 1DT	100	Montan - premontan de fâgete, Bm, rendzinic, edafic mijlociu	Fâget pe soluri rendzinice de productivitate mijlocie	Rendzină
Râșnov	650-750	1,6	2 STR 3PIS 5MO	110	Montan premontan de fâgete Bm, podzolit și podzolic argiloiluvial edafic mijlociu, cu <i>Festuca</i>	Fâget cu <i>Festuca altissima</i> de productivitate mijlocie	Eutricambosol
Cotul Donului	800-970	19,9	7MO 2BR 1FA	90	Montan de amestec Bs, brun, cu drenaj imperfect	Amestec de rășinoase și fag cu flora de mull pe soluri gleizate	Eutricambosol pseudogleizat
Predeal Susai	1000	12,7	9MO 1Br	120	Montan de amestec Bs, brun edafic mare, cu <i>Asperula-Dentaria</i>	Moldiș normal cu <i>Oxalis acetosella</i> , de productivitate superioară	Districambosol umbric

SP: suprafața de probă; Alt: altitudine; S: suprafață; Vr: vârstă;

2.2. Analiza materialului entomologic

Pentru capturarea gândacilor de scoarță *Ips typographus* au fost instalate în fiecare suprafață 4 capcane feromonale de tip aripă, produse la Institutul de Chimie de la Cluj "Raluca Ripan". Amorsarea curselor s-a făcut cu ajutorul nadelor comerciale specifice atraTYP.

Cursele au fost amplasate în cele 4 suprafețe de probă în data de 16.04.2018, iar recoltarea materialului entomologic s-a efectuat la interval de aproximativ 7 zile până în data de 4.07.2018.

Gândacii capturați au fost depozitați în congelator la o temperatură de -5°C (Moser & Bogenschütz 1984, Paraschiv & Isaia 2020).

Din fiecare probă a fost preluat un eșantion de 10 gândaci care au fost ulterior analizați în vederea determinării acarienilor foretici. Dacă numărul gândacilor capturați era mai mic de 10, au fost analizați toți gândacii disponibili capturați în respectiva dată.

Sexarea gândacilor s-a făcut prin disecție, pe baza

prezenței aparatului genital mascul (Duduman 2019), pe baza căruia s-a calculat proporția de femele și masculi din totalul gândacilor analizați.

În vederea analizei acarienilor forestici, inițial a fost determinată prezența lor pe toată suprafața corpului, inclusiv sub elitre, ulterior determinându-se speciile cu ajutorul cheilor de recunoaștere din literatura de specialitate (Kinn 1970, Moser & Bogenschuütz 1984).

2.3. Analiza statistică

Prin aplicarea testului Shapiro-Wilk s-a confirmat ipoteza conform căreia datele sunt normal distribuite, fiind astfel respectat cerința pentru aplicarea testelor parametrice.

Pentru evaluarea influenței factorilor suprafața de probă, sexul gândacului și data de colectare asupra procentului de prindere a acarienilor forestici de gândacii de scoarță a fost aplicat testul statistic Anova, nivelul semnificației fiind stabilit în urma aplicării testului multiplu Tukey. Indicele Dominanță (D) a fost calculat pe baza formulei $D = \frac{Tsi}{Ts}$, unde Tsi reprezintă numărului total de indivizi al unei specii de acarian forestic dintr-o suprafață, iar Ts reprezintă numărul total de acarieni individuat în suprafața respectivă. Frecvența (F) speciilor de acarieni forestici într-o suprafață de probă a fost calculat pe baza formulei $F = \frac{Tgf}{Tgf}$ unde Tgf reprezintă numărul total de gândaci de scoarță forezați cu o anumită specie, iar Tgf reprezintă la numărul total de gândaci de scoarță analizați.

Explorarea diversității celor 4 comunități de acarieni forestici a presupus folosirea indicilor de diversitate Shannon (H), Simpson, Evenness și Berger-Parker împreună cu testul One Way PERMANOVA (Magurran et al. 2004). Pentru aplicarea testului One Way PERMANOVA a fost folosit numărul total de specii de acarieni individuate în fiecare locație la data de colectare, pe baza coeficientului de disimilaritate Bray-Curtis și 9999 permutații randomizate. Ca să nu influențeze excesiv rezultatul speciile dominante, datele au fost logaritmice cu funcția $\log_{10}(x+1)$ (Zar 2010).

Analiza multivariată NMDS a fost utilizată pentru vizualizarea grafică a populațiilor de acarieni forestici din cele 4 suprafețe de probă și diferențele dintre acestea.

Pentru procesarea primară a datelor a fost folosit programul Excel (Microsoft Corp., Redmond, Washington, USA). Testarea omogeneității și a diferențelor statistice au fost efectuate cu ajutorul softului STATISTICA 8.0 (Weiß 2007), iar pentru analiza indicilor de diversitate, testul One Way PERMANOVA și NMDS a fost utilizat programul PAST 4.03 (Hammer & Harper 2001).

3. Rezultate

3.1. Rata de forezare și dinamica încărcăturii forestice

Din totalul materialului biologic capturat din cele 4 suprafețe de probă și pentru întreg intervalul de colectare (9.05-4.07), a fost analizat un număr de 1287 de gândaci de scoarță de *Ips typographus* din care 587 au

transportat acarieni forestici, rezultând o rată de forezare de 45,65% (tab. 2).

Rata de prindere a acarienilor forestici de gândacii de scoarță a variat între cele 4 suprafețe de probă. În 3 din cele 4 suprafețe analizate, și anume Cotul Donului, Poiana Brașov și Predeal a fost de aproximativ 50%, și au diferit semnificativ față de rata de forezare obținută în Râșnov ($F=5.198, p=0.002$).

Raportul dintre masculi și femele a fost de 1 mascul la 2.76 femele per total gândaci analizați, cele mai multe femele la un mascul fiind individuat în suprafața de probă Râșnov, urmat de Predeal, Cotul Donului și Poiana Brașov cu cel mai mic raport sexual de doar 2.32 femele la 1 mascul.

Tab 2. Materialul biologic analizat

Suprafața de probă	Gândaci analizați	Sex ratio	Rata de forezare (%)
Cotul Donului	323	1: 2.71	50.41
Poiana Brașov	355	1: 2.32	49.07
Predeal	258	1: 2.91	54.09
Râșnov	351	1: 3.28	33.70
Total	1287	1: 2.76	45.65

Acarienii forestici nu au manifestat o preferință față de sexul gândacilor de scoarță ($F = 1.621, p = 0.204$), chiar dacă masculii au fost mai forezați decât femelele în 3 din cele 4 suprafețe analizate (fig. 2).

Diferențe semnificative au fost totuși evidențiate între rata de forezare a masculilor din suprafața de probă Râșnov față de masculii analizați în celelalte 3 suprafețe de probă, acesta fiind comparativ cea mai mică.

În ceea ce privește femelele gândacilor de scoarță, cele mai puțin forezate au fost tot în suprafața de probă Râșnov dar fără evidențierea unor diferențe statistice.

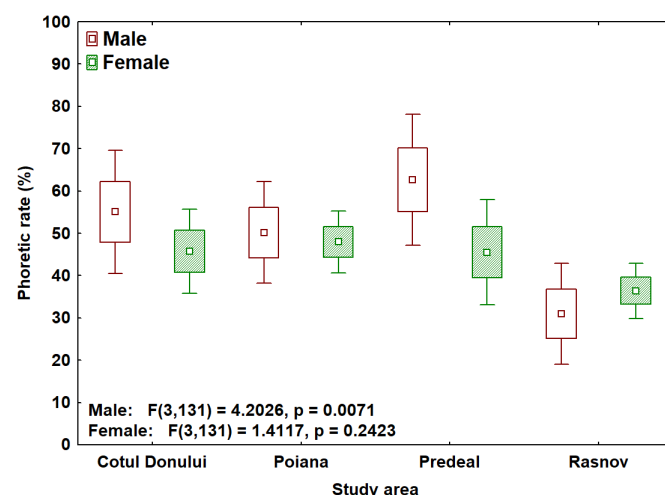


Fig. 2. Rata de forezare a gândacilor de scoarță în cele 4 suprafețe de probă

Încărcătura forestică a gândacilor de scoarță pe întreg intervalul de colectare a variat în funcție de data de colectare, înregistrând oscilații semnificative cu două vârfuri, primul, și cel mai important la mijlocul lunii mai (16-24.05) iar al doilea la începutul lunii iulie (4.07) (fig. 3a). Totuși, analizând în detaliu, această tendință a

diferit considerabil între suprafețele analizate (fig. 3b). Chiar dacă încărcătura forestică din suprafețele de probă Cotul Donului, Poiana Brașov și Predeal a urmat tendința generală, vârfurile au fost relativ diferite.

În Cotul Donului, primul vârf a fost atins în perioada 9.05-24.05, cu un maxim în data de 16.05 cu un număr mediu de acarieni pe gândaci de scoarță de 4,55, urmat de o al doilea vârf în ultima dată de colectare, considerabil mai mic față de primul.

În Poiana Brașov diferențele între vârfurile încărcăturii forestice nu a fost evidentă, cel mai mare număr mediu de acarieni forestici pe gândaci fiind înregistrat în data de 24.05 (1,93), urmat de 27.06 (1,81).

În suprafața de probă Predeal, încărcătura forestică înregistrată în luna mai a fost considerabil mai mare față de restul datelor de colectare.

În Râșnov, cei mai mulți acarieni forestici pe corpul gândacilor a fost înregistrat la sfârșitul perioadei de colectare (4.07), fiind substanțial mai mare față de restul perioadei de colectare.

Dacă încărcătura forestică în suprafețele de probă Cotul Donului, Poiana Brașov și Predeal a urmat tendința generală, în Râșnov a diferit considerabil.

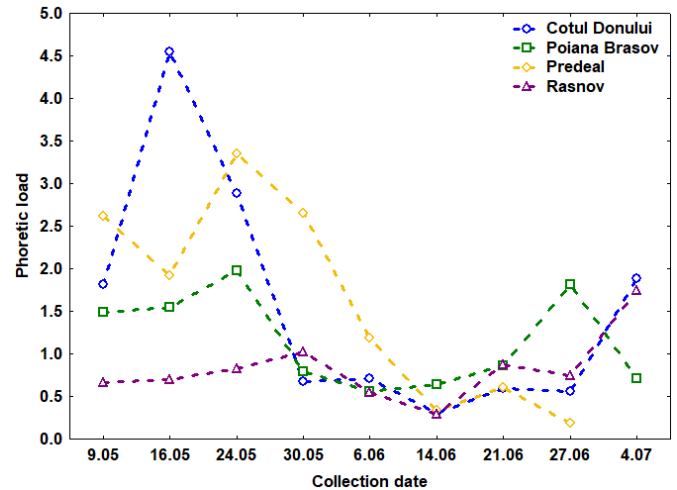


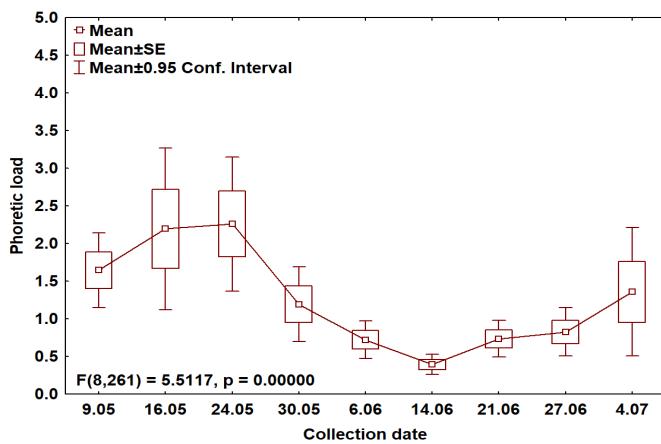
Fig. 3. Variația încărcăturii forestice în funcție de data de colectare (a) și în funcție de data de colectare și suprafețele de probă (b)

3.2. Diversitatea speciilor

În urma analizei gândacilor de scoarță în vederea determinării acarienilor forestici, au fost identificate 1551 de exemplare care aparțin a 6 specii diferite, și anume: *Dendrolaelaps quadrisetus* (Berlese, 1920), *Trichouropoda polytricha* (Vitzthum, 1923), *Uroobovella ipidis* (Vitzthum, 1923), *Histiostoma piceae* (Scheucher, 1957), *Proctolaelaps fiseri* (Samsinak, 1960) și *Cercolepus* sp. (Tab. 2).

Deși în toate cele 4 suprafețe de probă au fost determinate 5 specii, numărul acarienilor a diferit, cei mai mulți acarieni fiind individualizați în Cotul Donului, urmat de Poiana Brașov, Predeal și Râșnov.

D. quadrisetus a fost cea mai abundentă specie cu 587 exemplare și împreună cu *T. polytricha* (526) a reprezentat peste 70% din totalul acarienilor forestici. *D. quadrisetus* a fost cea mai frecventă și dominantă specie în Poiana Brașov, Predeal și Râșnov, în timp ce *T. polytricha* a dominat populația de acarieni din suprafața Cotul Donului.



Tab. 3. Diversitatea acarienilor forestici în cele 4 suprafețe de probă, abundența (A), dominanța (D) și frecvența (F)

Specii de acarieni	Cotul Donului			Poiana Brașov			Predeal			Râșnov		
	A (ind.)	D (%)	F (%)	A (ind.)	D (%)	F (%)	A (ind.)	D (%)	F (%)	A (ind.)	D (%)	F (%)
<i>D. quadrisetus</i>	159	35.9	20.7	144	33.2	20.8	133	36.2	23.3	151	49.1	19.7
<i>T. polytricha</i>	190	42.9	25.1	129	29.8	14.4	111	30.3	17.4	96	31.2	15.4
<i>U. ipidis</i>	25	5.8	6.2	43	9.9	8.7	46	12.6	9.7	3	0.9	0.8
<i>H. piceae</i>	65	14.7	11.5	117	26.9	20.3	75	20.4	17.8	57	18.5	2.3
<i>P. fiseri</i>	0	-	-	0	-	-	2	0.5	0.8	1	0.3	0.3
<i>Cercolepus</i> sp.	3	0.7	0.6	1	0.2	0.3	0	-	-	0	-	-
Total	442	100		434	100		367	100		308	100	

3.3. Diversitatea populațiilor de acarieni forestici

Indicii de diversitate au evidențiat variații importante între cele 4 comunități de acarieni forestici analizate (fig. 4). Conform indicelui Shannon, diversitatea înregistrată în Poiana Brașov, Cotul Donului și Predeal a fost asemănătoare și a diferit semnificativ de diversitatea obținută în Râșnov, rezultat similar fiind obținut și pentru indicele Simpson.

În ceea ce privește indicele Evenness, nu au fost înregistrate diferențe semnificative între suprafețele de probă analizate, deși, cea mai mare valoare a fost înregistrată în Predeal. La polul opus de indicele Shannon și Simpson, cea mai mare valoare pentru indicele Berger-Parker a fost obținută în suprafața de probă Râșnov, indicând faptul ca populația din această suprafață de probă a fost dominată de una dintre speciile de acarieni forestici.

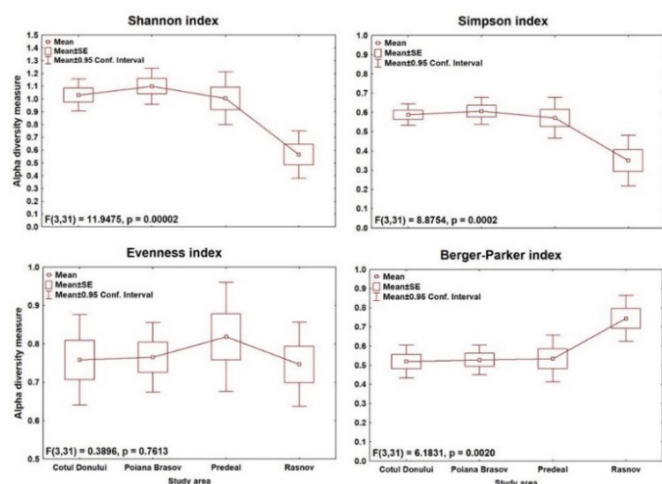


Fig. 4. Indici de diversitate a celor 4 comunități de acarieni forestici

Analiza PERMANOVA indică diferențe semnificative între cele 4 comunități de acarieni forestici analizate ($F = 3.75, p = 0.0004$) (tab. 4).

Analizând indicele Bray-Curtis (tab. 5), se poate observa faptul că populația de acarieni forestici din suprafața de probă Râșnov, diferă semnificativ de populațiile de acarieni forestici din celelalte suprafețe analizate. De asemenea, cele mai apropiate comunități din punct de vedere al speciilor de acarieni forestici individuate și al numărului indivizilor sunt Predeal și Cotul Donului.

Aceste rezultate sunt evidențiate și de rezultatul analizei NMDS (non-metric, multidimensional scalling) (fig. 5), care indică o tendință de separare a comunității de acarieni din suprafața de probă Râșnov față de restul comunităților. Nivelul de stres scăzut al graficului NMDS (0.09) oferă o reprezentare bună al asamblării comunităților de acarieni a gândacilor de scoarță din cele 4 suprafețe de probă (Clarke et al. 2014).

Tab. 4. Rezultatele testului PERMANOVA unifactorial (One-Way Permanova)

Număr de permutări	9999
Suma totală a pătratelor:	2.399
Suma pătratelor în cadrul grupurilor:	1.761
Valoarea F:	3.75
p (ipoteză de egalitate):	0.0004

Tab. 5. Semnificația diferențelor statistice dintre indicii de similaritate Bray Curtis, în funcție de suprafață de probă (valoarea p)

	Cotul Donului	Poiana Brașov	Predeal	Râșnov
Cotul Donului		0.2959	0.6149	0.0149
Poiana Brașov	0.2959		0.1924	0.0002
Predeal	0.6149	0.1924		0.0019
Râșnov	0.0149	0.0002	0.0019	

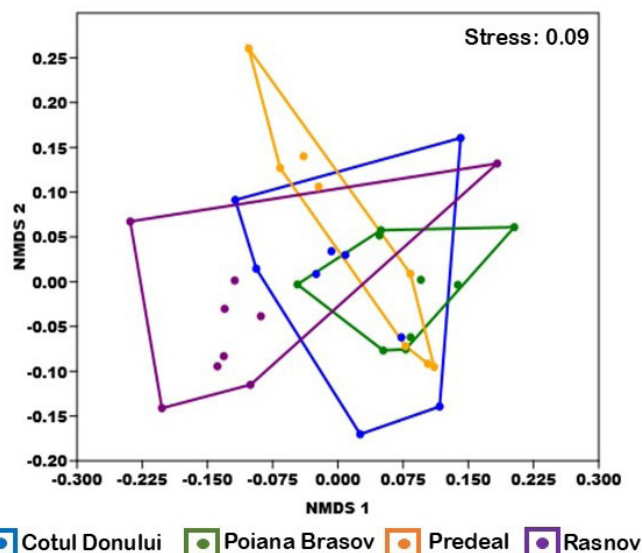


Fig. 5. Reprezentare grafică NMDS a celor 4 comunități de acarieni forestici reprezentate prin coeficientul de disimilaritate Bray-Curtis

4. Discuții

4.1. Rata de forezare și dinamica acesteia

Procentul de prindere a acarienilor forestici de corpul gândacilor de scoarță variază în funcție de specia gazdă.

Comparativ cu alte specii de gândacii de scoarță ca *Dendroctonus rufipennis* Kirby (Cardoza et al. 2008), *Ips pini* Say (Pfammatter et al. 2013), *Ips confusus* LeConte (Hofstetter et al. 2023), *Ips sexdentatus* Börner (Vissa et al. 2019), sau *Pityokteines curvidens* Germar (Pernek et al. 2012), rata de forezare obținută în cadrul acestui studiu este considerabil mai mică. Rezultatul obținut este apropiat de rezultatele obținute în Cehia (Gwiazdowicz et al. 2015, Holuša & Čejka 2020), Germania (Moser & Bogenschütz 1984), România (Poliță et al. 2016, Manu et al. 2017) sau Croația (Wirth et al. 2016) și substanțial mai mare față de rezultatele obținute în Suedia (Moser et al. 1989a), Bulgaria (Takov et al. 2009) sau Polonia (Gwiazdowicz et al. 2011). Diferența dintre rezultatele diferitelor studii poate să fie explicat în mai multe moduri, de la metoda de colectare a gândacilor (Holuša & Čejka 2020), modul de conservare a gândacilor (Moser & Bogenschütz 1984), vechimea focarului gândacilor de scoarță (Peralta Vázquez et al. 2018), densitatea populației (Paraschiv & Isaia 2020), locul de iernat al gândacilor (Annala 1969).

De asemenea, numărul acarienilor forestici pe corpul gândacilor de scoarță poate să fie influențat și de caracteristicile arboretului (Vissa et al. 2019). Acest aspect a fost observat și în cadrul acestui studiu, unde, au fost evidențiate diferențe între procentele de prindere a acarienilor de corpul gândacilor de scoarță, în special în suprafața de probă situată la limita inferioară a molidului (Râșnov). Rezultate similare au fost observate și în alte studii (Čejka & Holuša 2014a, Manu et al. 2017, Vissa et al. 2019), unde, procentul de prindere a acarienilor forestici de corpul gazdelor din arborete cu caracteristici diverse, diferă considerabil.

Pentru realizarea dispersiei organismului foretic, fenomenul de forezie trebuie să cuprindă trei etape esențiale, și anume: localizarea gazdei, atașarea de gazdă și detașarea de corpul gazdei (Bartlow & Agosta 2021). În acest sens, acarienii foretici trebuie să se întâlnească cu gazdele lor în momentul și locul potrivit pentru a se prinde de corpul lor și a fi transportați către un nou habitat (Bajerlein 2011, Paraschiv & Isaia 2020).

În ceea ce privește momentul optim de prindere, deși nu a fost urmărit zborul insectelor pe întreg sezonul de vegetație, rezultatele obținute în cadrul acestui studiu indică faptul că cei mai mulți acarieni au fost transportați în intervalul 9-24.05, mai exact în perioada de zbor a gândacilor din generația hibernantă. Paraschiv & Isaia (2020), au analizat încărcătura foretică a gândacilor de *Ips typographus* pe întreg sezonul de vegetație și au obținut rezultate similare. Astfel, se confirmă că această perioadă este una dintre cele mai importante momente pentru colonizarea a unor noi habitate de către acarienii foretici. Totuși, această tendință nu s-a confirmat în suprafața de probă Râșnov, unde, cei mai mulți acarieni au fost identificați la sfârșitul lunii iunie, începutul lunii iulie, perioadă ce corespunde cu zborul primei generații de gândaci de scoarță (Paraschiv & Isaia 2020).

Chiar dacă nu au fost evidențiate diferențe statistice, masculii de *Ips typographus* au transportat mai mulți acarieni decât femelele în 3 din cele 4 suprafețe de probă, rezultat observat și în cadrul altor studii (Paraschiv et al. 2018, Paraschiv & Isaia 2020). Această tendință poate fi explicată prin faptul că masculii gândacilor de scoarță intră în contact cu mai multe femele (Simionescu et al. 2000, Burjanadze & Goginashvili 2009, Paraschiv & Isaia 2020), crescând astfel șansele ca să fie forezați. De altfel, în suprafața de probă unde numărul de femele la mascul a fost cel mai ridicat, femelele au transportat mai mulți acarieni foretici decât masculii.

4.2. Diversitatea speciilor de acarieni foretici

În pofida numărului mare de acarieni foretici identificați pe corpul gândacilor de scoarță analizați, diversitatea speciilor a fost una redusă, fiind identificate doar 6 specii în total, 5 specii în fiecare suprafețe de probă. Acest rezultat este în apropiere de numărul de specii identificate în alte studii din România (Poliță et al. 2016, Manu et al. 2017, Paraschiv & Isaia 2020) și din Europa (Takov et al. 2009, Wirth et al. 2016, Zach et al. 2016, Cilbircioğlu et al. 2021, Milosavljević et al. 2022). Deși speciile nu au diferit substanțial între cele 4 suprafețe, s-au observat diferențe importante în ceea ce privește numărul de indivizi, dominanța și frecvența fiecărei specii. Cele mai frecvente și dominante specii în toate cele 4 comunități au fost *Dendrolaelaps quadrisetus* și *Trichouropoda polytricha*.

D. quadrisetus este o specie considerată prădătoare (Hofstetter et al. 2015), des întâlnită atât în relație cu *Ips typographus* (Moser & Bogenschütz 1984, Penttinen et al. 2013, Paraschiv & Isaia 2020, Milosavljević et al. 2022), cât și cu alte specii de gândaci de scoarță din Europa (Pernek et al. 2008, Pernek et al. 2008, Čejka & Holuša 2014b, Poliță

et al. 2016, Paraschiv et al. 2018, Cilbircioğlu et al. 2021) dar și din America de Nord (Hofstetter et al. 2015). În numărul mare de habitate unde a fost întâlnită, această specie (Moser 1996) se hrănește cu diferite organisme mici, în special nematode (Pfammatter et al. 2013). Totuși, unele studii indică faptul că *D. quadrisetus* poate să atace atât ouălele, larvele cât și pupele insectelor (Pernek et al. 2008, Penttinen et al. 2013, Khaustov et al. 2018).

Deși este o specie des întâlnită în relație de forezie cu *Ips typographus* (Moser & Bogenschütz 1984, Penttinen et al. 2013, Poliță et al. 2016, Holuša & Čejka 2020, Paraschiv & Isaia 2020) și cu alte insecte de scoarță (Hofstetter et al. 2015), relația dintre *T. polytricha* și gazdele sale a fost mai puțin studiată, necunoscându-se până în prezent preferința de hrănire (Hofstetter et al. 2015), chiar dacă unele studii sugerează faptul că ar tot prădătoare de nematode (Kinn 1982).

Paraschiv & Isaia (2020) sugerează faptul că speciile din genul *Uropodina* interacționează cu gândacii de scoarță doar în vederea transportului, neavând astfel influențe asupra populațiilor gazdă, chiar dacă, unele studii sugerează faptul că pot fi vectori pentru unele ciuperci care alterează culoarea lemnului (Cardoza et al. 2008, Roets et al. 2015).

A doua specie din subgenul *Uropodina* identificată în cadrul acestui studiu este *Uroobovella ipidis*, specie identificată în relație de forezie cu diferite specii de gândaci de scoarță din Europa și Asia (Pernek et al. 2008, Pernek et al. 2012, Čejka & Holuša 2014b, Khaustov et al. 2018, Vissa et al. 2019, Paraschiv & Isaia 2020). La fel ca *T. polytricha*, preferința de hrănire a *U. ipidis* este necunoscută (Hofstetter et al. 2015). În mod normal, acest acarian are o pondere importantă în populațiile de acarieni foretici a gazdelor (Hofstetter et al. 2015), totuși, în cadrul acestui studiu, abundența a fost una redusă, în special, în suprafața de probă aflată la cea mai joasă altitudine, unde au fost identificate doar 3 exemplare. O explicație pentru acest rezultat ar putea fi faptul că această specie preferă altitudinile mai mari, așa cum arată și rezultatele obținute de Čejka & Holuša (2014). De asemenea, Gwiazdowicz et al. (2015) a înregistrat un număr mai mare de *Uropodina* în suprafața de probă aflată la o altitudine superioară față de celelalte.

A treia cea mai abundentă specie din cadrul acestui studiu a fost *Histiostoma piceae*, specie larg răspândită în galeriile multor specii de insecte de scoarță (Pernek et al. 2012, Hofstetter et al. 2015, Wirth et al. 2016), în special, cele bogate în spori de fungi și micelii (Hofstetter et al. 2014, Paraschiv & Isaia 2020). Această specie poate să transporte un număr mare de ascospori ai fungilor patogeni (Moser et al. 1989b, Wirth et al. 2016) care pot să afecteze starea de sănătate a arborilor (Kirisits 1998), astfel, ajutând gândacii de scoarță la învingerea rezistenței arborilor.

Celelalte două specii de acarieni foretici identificate în acest studiu, *Proctolaelaps fiseri* și *Cercolepus* sp., au avut o prezență scăzută pe corpul gândacilor analizați, putând fi încadrate în clasa de frecvență apariție accidentală

conform Gwiazdowicz et al. (2011).

P. fiseri este o specie prădătoare, cu un comportament generalist în ceea ce privește alegerea gazdelor în vederea transportului, fiind identificată în relație cu peste 8 genuri de insecte de scoarță, din Europa, America de Nord și Asia (Knee et al. 2013, Khaustov et al. 2018). Deși identificată într-un număr mare de habitate, abundența acestei specii pe corpul insectelor este cel mai adesea scăzută (Knee et al. 2013, Penttinen et al. 2013, Čejka & Holusa 2014a, Paraschiv & Isaia 2020), lucru confirmat și în cadrul acestui studiu.

Până în prezent au fost identificate doar 2 specii de acarieni forestici din genul *Cercoleipus* Kinn, și anume: *C. coelonotus* Kinn și *C. kuznetsovi* Khaustov (Trach & Khaustov 2017). Cele 2 specii formează relații de forezie cu diferite specii de gândaci de scoarță din genul *Ips* (Kinn 1983a, Moraza et al. 2013, Trach & Khaustov 2017). Aceasta este prima semnalare a acarienilor din acest gen în România, până în prezent fiind semnalată, în Europa, în Slovenia (Moraza et al. 2013), Spania (Moraza et al. 2008), Italia (Peverieri & Francardi 2010) și Crimeea (Khaustov 1997).

4.3. Diversitatea comunităților de acarieni forestici

Diferența dintre compoziția și structura comunității de acarieni forestici ai gândacului *Ips typographus* din suprafața de probă Râșnov față de celelalte este evidențiată atât de indicii de diversitate analizați cât și analizele multivariate. Deși toate comunitățile analizate au același număr de specii identificate și omogenitate asemănătoare, indicele Shannon și Simpson (1-D) indică o diversitate structurală mai scăzută în Râșnov față de celelalte populații (Clarke et al. 2014). De asemenea, ponderea mare pe care *D. quadrisetus* o are în comunitatea din suprafața de probă Râșnov se reflectă în valoarea semnificativă mai mare a indicelui Berker-parker.

Populațiile din diferite regiuni geografice pot fi modelate în mod variabil de adaptările la factorii abiotici și biotici (Poulin 2007, Knee et al. 2013).

Printre factorii biotici, nivelul populației speciei gazdă (Vissa et al. 2020, Knee et al. 2013), dinamica acesteia (Paraschiv et al. 2018, Paraschiv & Isaia 2020), dar și disponibilitatea populațiilor de funghi și nematode din interiorul galeriilor create de gândacii de scoarță (Lindquist 1969, Lombardero et al. 2003), pot juca un rol important în compoziția și structura populațiilor de acarieni forestici.

Factorii abiotici precum condițiile climatice (Lombardero et al. 2003, Hofstetter et al. 2007), amplasarea geografică a arboretelor, altitudinea sau compoziția acestora au un rol important în asocierea diferitelor specii de acarieni forestici și gazdele lor.

Vissa et al. (2020), în studiul său, a observat faptul că populațiile de acarieni asociate cu *Dendroctonus ponderosae* Hopkins care sunt geografic mai apropiate una de cealaltă sunt mai asemănătoare în comparație cu cele mai îndepărtate.

Diferențe în ceea ce privește compoziția și structura populațiilor de acarieni forestici au fost observate și de Gwiazdowicz et al. (2015), unde, din 24 de specii identificate, doar 5 au fost comune în cele 3 suprafețe de probă analizate.

Având în vedere faptul că cele 4 suprafețe analizate în cadrul acestui studiu sunt poziționate în apropierea Brașovului, poate să explice faptul că nu au fost diferențe considerabile în ceea ce privește speciile identificate pe corpul insectelor. Totuși, diferențe semnificative au fost observate în compoziția populațiilor în ceea ce privește abundența speciilor de acarieni. Suprafața de probă Râșnov se diferențiază de celelalte 3 prin proporția redusă a molidului din arboret și altitudinea inferioară. Acest rezultat întărește astfel ipoteza conform căreia abundența speciilor de acarieni forestici dintr-o comunitate variază în funcție de specia gazdă și caracteristicile arboretului (Vissa et al. 2019).

5. Concluzii

În acest studiu au fost analizate și comparate 4 comunități de acarieni forestici ai gândacului de scoarță *Ips typographus* din punct de vedere a condițiilor staționale din 4 arborete aflate în apropierea Brașovului.

Rezultatele evidențiază faptul că atât procentul de prindere a acarienilor pe corpul gândacilor, dar și încărcătura forestică și dinamica acesteia au variat între cele 4 suprafețe analizate. Deși diferențele în ceea ce privește bogăția de specii nu a fost una importantă, abundența, dominanța și frecvența speciilor în fiecare comunitate a variat substanțial. Mai mult, analizele multivariate și indicii de diversitate Shannon (H), Simpson (1-D) și Berger-Parker indică diferențe semnificative în structura și compoziția comunității de acarieni forestici suprafeței de probă cu cea mai mică proporție de molid și aflată la o altitudine inferioară față de celelalte.

Bibliografie

- Annala E (1969).** Influence of temperature upon the development and voltinism of *Ips typographus* L. (Coleoptera, Scolytidae). *Annales Zoologici Fennici* 161-20.
- Bajerlein D (2011).** Seasonal abundance and infestation of deutonymphs of *Uropoda orbicularis* (Müller, 1776) (Acari: Mesostigmata) phoretic on coprophilous beetles (Scarabaeidae, Geotrupidae, Aphodiidae, Hydrophilidae, Histeridae). *International Journal of Acarology*, 37(3), 216-227. Doi: 10.1080/01647954.2010.505579
- Baños-Quintana A P, Gershenson J & Kaltenpoth M (2024).** The Eurasian spruce bark beetle *Ips typographus* shapes the microbial communities of its offspring and the gallery environment. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1367127. Doi: 10.3389/fmicb.2024.1367127
- Bartlow A W, & Agosta S J (2021).** Phoresy in animals: review and synthesis of a common but understudied mode of dispersal. *Biological Reviews*, 96(1), 223-246. Doi: 10.1111/brv.12654
- Berger W H & Parker F L (1970).** Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science*, 168(3937), 1345-1347. Doi: 10.1126/science.168.3937.1345
- Burjanadze M & Goginashvili N (2009).** Occurrence of pathogens and nematodes in the spruce bark beetles, *Ips typographus* (Col., Scolytidae) in Borjomi Gorge. *Bull. Georgian Natl. Acad. Sci*, 3, 145-150.

- Cardoza Y J, Moser J C, Klepzig K D, & Raffa K F (2008).** Multipartite symbioses among fungi, mites, nematodes, and the spruce beetle, *Dendroctonus rufipennis*. *Environmental Entomology*, 37(4), 956-963. Doi: 10.1093/ee/37.4.956
- Caudullo G, Tinner W & de Rigo D (2016).** *Picea abies* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz J, de Rigo D, Caudullo G, Houston Durrant T, Mauri A (Eds.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Publ. Off. EU, Luxembourg, pp. e012300.
- Cejka M & Holusa J (2014a).** Phoretic mites in uni- and bivoltine populations of *Ips typographus*: a 1-year case study. *Turkish Journal of Zoology*, 38(5), 569-574. Doi: 10.3906/zoo-1309-20
- Čejka M & Holuša J (2014b).** Foretičtí roztoči lýkožrouta smrkového *Ips duplicatus* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) z oblasti recentní gradace ve střední Evropě/ Phoretic mites (Mesostigmata) on double-spined spruce bark beetle *Ips duplicatus* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in recent outbreak area in the central Europe. *Central European Forestry Journal*, 60(4), 240-243. Doi: 10.1515/forj-2015-0006
- Cilbircioğlu C, Kovač M & Pernek M (2021).** As sociations of phoretic mites on bark beetles of the genus *Ips* in the Black Sea Mountains of Turkey. *Forests*, 12(5), 516. Doi: 10.3390/f12050516
- Clarke K R, Gorley R N, Somerfield P J, & Warwick R M (2014).** Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Primer-E Ltd, Plymouth, UK.
- Duduman ML (2019).** Răspunsul adulților de *Ips typographus* L. și *Hyllobius abietis* L. la diferite combinații de stimuli olfactivi sintetici. Ed. Universității "Ștefan cel Mare". Available at: <https://www.researchgate.net/publication/338294136>
- Evans L M, Hofstetter R W, Ayres M P, & Klepzig K D (2011).** Temperature alters the relative abundance and population growth rates of species within the *Dendroctonus frontalis* (Coleoptera: Curculionidae) community. *Environmental Entomology*, 40(4), 824-834. Doi: 10.1603/EN10208
- Grégoire J C, Evans H (2007).** Damage and Control of Bawbilt Organisms an Overview. In: Lieutier F, Day KR, Battisti A, Grégoire J C, Evans HF (eds) *Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe*, a Synthesis. Springer, Dordrecht. Doi: 10.1007/978-1-4020-2241-8_4
- Gwiazdowicz D J (2008).** Mesostigmatid mites (Acari) associated with Scolytidae in Poland. *Selected Problems of Acarological Research in Forests*. *Polskie Towarzystwo Lesne, Oddział Wielkopolski Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczych w Poznaniu Poznan, Poland*, 59-97.
- Gwiazdowicz D J, Kamczyc J & Błoszyk J (2011).** The diversity of phoretic Mesostigmata on *Ips typographus* (Coleoptera: Scolytinae) caught in the Karkonosze forest. *European Journal of Entomology*, 108(3), 489.
- Gwiazdowicz D, Kamczyc J, Teodorowicz E & Błoszyk J (2012).** Mite communities (Acari, Mesostigmata) associated with *Ips typographus* (Coleoptera, Scolytidae) in managed and natural Norway spruce stands in Central Europe. *Open Life Sciences*, 7(5), 910-916. Doi: 10.2478/s11535-012-0070-z
- Gwiazdowicz D J, Błoszyk J & Gdula A K (2015).** Alpha diversity of mesostigmatid mites associated with the bark beetle *Ips typographus* (L.) in Poland. *Insect Conservation and Diversity*, 8(5), 448-455. Doi: 10.1111/icad.12122
- Hammer Ø & Harper D A (2001).** Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 1.
- Hedgren P O & Schroeder I M (2004).** Reproductive success of the spruce bark beetle *Ips typographus* (L.) and occurrence of associated species: a comparison between standing beetle-killed trees and cut trees. *Forest Ecology and Management*, 203(1-3), 241-250. Doi: 10.1016/j.foreco.2004.07.055
- Hofstetter R W, Cronin J T, Klepzig K D, Moser J C, & Ayres M P (2006).** Antagonisms, mutualisms and commensalisms affect outbreak dynamics of the southern pine beetle. *Oecologia*, 147, 679-691. Doi: 10.1007/s00442-005-0312-0
- Hofstetter R, Dempsey T, Klepzig K, & Ayres M (2007).** Temperature-dependent effects on mutualistic, antagonistic, and commensalistic interactions among insects, fungi and mites. *Community Ecology*, 8(1), 47-56. Doi: 10.1556/comec.8.2007.1.7
- Hofstetter R W, Moser J, & Blomquist S (2014).** Mites associated with bark beetles and their hyperphoretic ophiostomatoid fungi. *Biodiversity Series 12: 165-176*, 12, 165-176. Available at: https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/2014/ja_2014_hofstetter_002.pdf
- Hofstetter R W, Dinkins-Bookwalter J, Davis T S, & Klepzig K D (2015).** Symbiotic associations of bark beetles. In *Bark beetles* (pp. 209-245). Academic Press. Doi: 10.1016/B978-0-12-417156-5.00006-X
- Hofstetter E M, Knee W, & Khaustov A A (2023).** Phoretic mite assemblage of the pinyon pine beetle, *Ips confusus* (Curculionidae: Scolytinae), in Arizona. *Acarologia*, 63(2), 480-490. Doi: 10.24349/upy5-taez
- Holuša M Č J (2013).** Roztoči řádu mesostigmata u kůrovců (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Zprávy Lesnického Výzkumu*, 58(4), 353-359.
- Holuša J & Čejka M (2020).** Estimates of phoretic mite abundance on bark beetles as affected by beetle capture method: a case study with Mesostigmata mites and *Ips typographus* (Coleoptera: Curculionidae). *Experimental and Applied Acarology*, 82, 347-357. Doi: 10.1007/s10493-020-00560-9
- Houck M A & OConnor B M (1991).** Ecological and evolutionary significance of phoresy in the Astigmata. *Annual Review of Entomology*, 36(1), 611-636. Available at: <https://www.researchgate.net/profile/Barry-Oconnor-3/publication/292893032>
- Khaustov A A (1997).** Mites of supercohort Trigynaspida (Parasitiformes, Celaenopsidae, Cercomegistidae) associated with bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) of the Crimea. *Bulletin of the State Nikitsky Botanical Gardens*, 78, 63-66.
- Khaustov A A, Klimov P B, Trach V A, Bobylev A N, Salavatulin V M, Khaustov V A & Tolstikov A V (2018).** Review of mites (Acari) associated with the European spruce bark beetle, *Ips typographus* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in Asian Russia. *Acarina*, 26(1), 3-79.
- Kinn D N (1970).** A new genus and species of Cercomegistidae (Acarina: Mesostigmata) from North America. *Acarologia*, 12(2), 244-252. Available at: <https://www1.montpellier.inra.fr/CBGP/acarologia/article.php?id=3438>
- Kinn D N (1971).** The life cycle and behavior of *Cercoleipus coelonotus* (Acarina: Mesostigmata). Including a survey of phoretic mite associates of California Scolytidae. University of California Publications in Entomology, pp. 66. Available at: https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/ja_kinn001.pdf
- Kinn D N (1982).** Seasonal distribution of three common mite associates of the southern pine beetle (Coleoptera: Scolytidae) in central Louisiana. *The Florida Entomologist*, 65(1), 185-187. Doi: 10.2307/3494161
- Kinn D N (1983a).** Mites as biological control agents of bark and sawyer beetles. *Biological Control of Pests by Mites*. University of California Agriculture Experiment Station. *Special Publication*, (3304), 67-73
- Kinn D N (1983b).** The life cycle of *Proctolaelaps dendroctoni* Lindquist and Hunter (Acari: Ascidae): a mite associated with pine bark beetles. *International journal of acarology*, 9(4), 205-210. Doi: 10.1080/01647958308683338
- Kielczewski B and Bałazy S (1966).** A problem of predation of bark beetle eggs by mites. *Ekol. Pol. ser. B*, 12, 161-163 (in Polish).
- Kirisits T (1998).** Pathogenicity of three blue-stain fungi associated with the bark beetle *Ips typographus* to Norway spruce in Austria. *Österreichische Zeitschrift für Pilzkunde*, 7, 191-201.
- Klepzig K D, Moser J C, Lombardero M J, Ayres M P, Hofstetter R W, & Walkinshaw C J (2001).** Mutualism and antagonism: ecological interactions among bark beetles, mites and fungi. In *Biotic interactions in plant-pathogen associations* (pp. 237-267). Wallingford UK: CABI Publishing. Doi: 10.1079/9780851995120.0237
- Knee W, Forbes M R, & Beaulieu F (2013).** Diversity and host use of mites (Acari: Mesostigmata, Oribatida) phoretic on bark beetles (Coleoptera: Scolytinae): global generalists, local specialists?. *Annals of the Entomological Society of America*, 106(3), 339-350. Doi: 10.1603/AN12092

- Lindquist E E (1969).** Review of holarctic tarsonemid mites (Acarina: Prostigmata) parasitizing eggs of ipine bark beetles. *The Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 101(S60), 5-111. Doi: 10.4039/entm10160fv
- Lombardero M J, Ayres M P, Hofstetter R W, Moser J C, & Lepzig K D (2003).** Strong indirect interactions of *Tarsonemus* mites (Acarina: Tarsonemidae) and *Dendroctonus frontalis* (Coleoptera: Scolytidae). *Oikos*, 102(2), 243-252. Doi: 10.1034/j.1600-0706.2003.12599.x
- Linnakoski R, Mahilainen S, Harrington A, Vanhanen H, Eriksson M, Mehtätalo L, ... & Wingfield M J (2016).** Seasonal succession of fungi associated with *Ips typographus* beetles and their phoretic mites in an outbreak region of Finland. *PLoS One*, 11(5), e0155622. Doi: 10.1371/journal.pone.0155622
- Magurran A E (2004).** Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd. USA, UK, Australia.
- Maslov A D (2006).** Mites associated with *Ips typographus* L. Russia. In: *Biological Methods in Integrated Plant Protection and Production. Abstracts. Poznan, Poland*, 15-19
- Manu M, Poliță D, & Onete M (2017).** Comparative analysis of the phoretic mites communities (Acari: Mesostigmata) associated with *Ips typographus* from natural and planted Norway spruce stands - Romania. *Rom Biotechnol Lett*, 23, 13946-13953. Doi: 10.26327/RBL2017.57
- Mercado J E, Ortiz-Santana B & Kay S I (2018).** Fungal frequency and mite load trends interact with a declining mountain pine beetle population. *Forests*, 9(8), 484. Doi: 10.3390/f9080484
- Milosavljević M, Tabaković-Tošić M, Pernek M, Rakonjac L, Lučić A, Eremija S & Rindos M (2022).** Mites associated with the European spruce bark beetle *Ips typographus* (Linnaeus, 1758) in Europe, with new evidence for the fauna of Serbia. *Forests*, 13(10), 1586. Doi: 10.3390/f13101586
- Moraza M L, Bueno A, Diez J J & Fernández M M (2008).** Short note: first European record of the family Cercomegistidae Trägårdh, 1937 (Acari: Mesostigmata) in Spain. *International Journal of Acarology*, 34(2), 217-218. Doi: 10.1080/01647950808683726
- Moraza M L, Fernández M & Jurc M (2013).** Phoretic mites of the six-spined engraver beetle, *Ips sexdentatus* (Böerner, 1776) (Coleoptera, Scolytinae), on *Pinus halepensis* in Slovenia. *International Journal of Acarology*, 39(8), 597-599. Doi: 10.1080/01647954.2013.867900
- Moser J C, Kielczewski B, Wiśniewski J, & Bałazy S (1978).** Evaluating *Pyemotes dryas* (Vitzthum 1923) (Acari: Pyemotidae) as a parasite of the southern pine beetle. *International Journal of Acarology*, 4(2), 67-70. Doi: 10.1080/01647957808684026
- Moser J C & Bogenschütz H (1984).** A key to the mites associated with flying *Ips typographus* in South Germany. *Zeitschrift für angewandte Entomologie*, 97(1-5), 437-450. Doi: 10.1111/j.1439-0418.1984.tb03774.x
- Moser J C (1985).** Use of sporothecae by phoretic *Tarsonemus* mites to transport ascospores of coniferous bluestain fungi. *Transactions of the British Mycological Society*, 84(4), 750-753. Doi: 10.1016/S0007-1536(85)80138-8
- Moser J C, Eidmann H H & Regnander J R (1989a).** The mites associated with *Ips typographus* in Sweden. *Annales Entomologici Fennici* 55, 1, 23-27.
- Moser J C, Perry T J, & Solheim H (1989b).** Ascospores hyperphoretic on mites associated with *Ips typographus*. *Mycological Research*, 93(4), 513-517. Doi: 10.1016/S0953-7562(89)80045-0
- Moser J C (1996).** Mites associated with forest insects. For Willamette Institute for Biological Control. Inc.: Monroe, LA, USA, 1995; pp. 1-52. Available at: <https://www.fs.usda.gov/r6/icbemp/science/moser.pdf>
- Moser J C & Macías-Sámamo J E (2000).** Tarsonemid mite associates of *Dendroctonus frontalis* (Coleoptera: Scolytidae): implications for the historical biogeography of *D. frontalis*. *The Canadian Entomologist*, 132(6), 765-771. Doi: 10.4039/Ent132765-6
- Moser J C, Konrad H, Blomquist S R, & Kirisits T (2010).** Do mites phoretic on elm bark beetles contribute to the transmission of Dutch elm disease? *Naturwissenschaften*, 97, 219-227. Doi: 10.1007/s00114-009-0630-x
- Paraschiv M, Martínez-Ruiz C, & Fernández M M (2018).** Dynamic associations between *Ips sexdentatus* (Coleoptera: Scolytinae) and its phoretic mites in a *Pinus pinaster* forest in northwest Spain. *Experimental and Applied Acarology*, 75, 369-381. Doi: 10493-018-0272-9
- Paraschiv M & Isaia G (2020).** Disparity of phoresy in mesostigmatid mites upon their specific carrier *Ips typographus* (Coleoptera: Scolytinae). *Insects*, 11(11), 771. Doi: 10.3390/insects11110771
- Patacca M, Lindner M, Lucas-Borja M E, Cordonnier T, Fidej G, Gardiner B, ... & Schelhaas M J (2023).** Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. *Global Change Biology*, 29(5), 1359-1376. Doi: 10.1111/gcb.16531
- Penttinen R, Viiri H, & Moser J C (2013).** The mites (Acari) associated with bark beetles in the Koli National Park in Finland. *Acarologia* 53 (1), 3-15. Doi: 10.1051/acarologia/20132074
- Peralta Vázquez G H (2018).** Ecology of Mite Phoresy on Mountain Pine Beetles. *Ecology*, 2018, 05-04. Doi: 10.11575/PRISM/31904
- Pernek M, Hrasovec B, Matosevic D, Pilas I, Kirisits T & Moser J C (2008).** Phoretic mites of three bark beetles (*Pityokteines* spp.) on Silver fir. *Journal of Pest Science*, 81, 35-42. Doi: 10.1007/s10340-007-0182-9
- Pernek M, Wirth S, Blomquist S R, Avtzi D N & Moser J C (2012).** New associations of phoretic mites on *Pityokteines curvidens* (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae). *Central European Journal of Biology*, 7, 63-68. Doi: 10.2478/s11535-011-0096-7
- Peverieri G S & Francardi V (2010).** First record of *Cercoleipus coelonotus* Kinn (Acari Mesostigmata Cercomegistidae) from Italy. *REDIA-Giornale di Zoologia*, 93, 79-81.
- Pfamatter J A, Moser J C, & Raffa K F (2013).** Mites phoretic on *Ips pini* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in Wisconsin red pine stands. *Annals of the Entomological Society of America*, 106(2), 204-213. Doi: 10.1603/AN12122
- Poliță D, Manu M & Marcu VM (2016).** Relationship among phoretic mites and Norway spruce bark beetles - *Ips typographus* and *Pityogenes chalcographus*. *Revista Pădurilor*, 131, 1/2, 57-65.
- Poulin R (2007).** Host Specificity. In *Evolutionary Ecology of Parasites: (Second Edition)* pp. 41-69. Princeton University Press. <http://www.jstor.org/stable/j.ctt7sn0x.6>
- Roets F, Wingfield MJ, Crous P W, & Dreyer L L (2014).** Discovery of fungus-mite mutualism in a unique niche. *Environmental Entomology*, 36(5), 1226-1237. doi: 10.1093/ee/36.5.1226
- Seeman O D & Walter D E (2023).** Phoresy and mites: more than just a free ride. *Annual Review of Entomology*, 68(1), 69-88. Doi:10.1146/annurev-ento-120220-013329
- Simionescu A, Mihalache G, Mihalciuc V, Ciornei C, Olenici N, Chira D, Lupu D, Nețoiu C, ... & Tăut I (2000).** Protecția pădurilor. *Ed. Mușatinii, Suceava*, 45-46.
- Takov D, Pilarska D & Moser J (2009).** Phoretic mites associated with spruce bark beetle *Ips typographus* L. (Curculionidae: Scolytinae) from Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica*, 61(3), 293-296.
- Trach VA & Khaustov AA (2017).** Redescription of adults and description of juvenile stages of bark beetle-associated mite *Cercoleipus kuznetsovi* Khaustov, 1997 (Acari: Mesostigmata: Cercomegistidae). *Systematic and Applied Acarology*, 22(10), 1733-1747. Doi: 10.11158/saa.22.10.13
- Vissa S, Hofstetter R W, Bonifácio L, Khaustov A, Knee W & Uhey D A (2019).** Phoretic mite communities associated with bark beetles in the maritime and stone pine forests of Setúbal, Portugal. *Experimental and Applied Acarology*, 77, 117-131. Doi: 10.1007/s10493-019-00348-6
- Vissa S, Mercado J E, Malesky D, Uhey D A, Mori B A, Knee W ... & Hofstetter R W (2020).** Patterns of diversity in the symbiotic mite assemblage of the mountain pine beetle, *Dendroctonus ponderosae* Hopkins. *Forests*, 11(10), 1102. Doi: 10.3390/f11101102
- Walter D E & Proctor H C (1999).** Mites: ecology, evolution and behaviour. Springer.
- Weiß C H (2007).** Statsoft, Inc., Tulsa, OK: Statistica, version 8. Doi: 10.1007/s10182-007-0038-x

Wermelinger B (2004). Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* - a review of recent research. *Forest ecology and Management*, 202 (1-3), 67-82. Doi: 10.1016/j.foreco.2004.07.018

White P S, Morran L & de Roode J (2017). Phoresy. *Current Biology*, 27(12), R578-R580. Doi: 10.1016/j.cub.2017.03.073

Wirth S F, Weis O & Pernek M (2016). Comparison of phoretic mites associated with bark beetles *Ips typographus* and *Ips cembrae* from central Croatia. *Šumarski List*, 140(11-12), 549-560. Doi: 10.31298/sl.140.11-12.2

Zach P, Kršiak B, Kulfan J, Parák M & Kontschán J (2016). Mites

Trichouropoda and *Urobovella* spp. (Uropodoidea) phoretic on bark beetles (Scolytinae): a comparison from a declining mountain spruce forest in Central Europe. *International Journal of Acarology*, 42(4), 212-217. doi: 10.1080/01647954.2016.1154107

Zar J H (2010). Chapter 23: Contingency Tables. *Biostatistical Analysis*, 5th ed. Prentice-Hall/Pearson: Upper Saddle River, NJ, USA, 490-517. Available at: <https://www.scirp.org/reference/ReferencesPapers?ReferenceID=1996636>

Zhang Z Q (2011). Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. Magnolia press.

Abstract

Diversity and dynamics of phoretic mite communities associated with *Ips typographus* (Coleoptera: Scolytinae) in spruce stands around Braşov

In coniferous stands, the populations of *Ips typographus* are closely associated with various communities of organisms, such as mites, which use bark beetles to colonize new habitats through phoresy. Although phoresy involves nothing more than transportation, this relationship can evolve over time into mutualism or parasitism, thereby influencing the dynamics and survival of the host. The structure and composition of phoretic mite communities may vary depending on the host beetle population as well as the characteristics of the forest stand.

The aim of this research is to study the phoretic mite communities of *Ips typographus* and their complex relationships in four different spruce stands. To achieve this objective, four plots were established in spruce stands around Braşov from May to June 2018, where bark beetles were collected using wing-type pheromone traps.

Six species of phoretic mites were identified: *Dendrolaelaps quadrisetus* Berlese, 1920, *Trichouropoda polytricha* (Vitzthum, 1923), *Histiostoma piceae* Kramer, 1876, *Urobovella ipidis* (Vitzthum, 1923), *Cercoleipus* sp. Kinn, 1970, and *Proctolaelaps fiseri* Samsinak, 1960. The results obtained highlighted that the four mite communities differed in terms of species abundance, frequency, and dominance, but not in species richness. Additionally, the interaction between the mites and the bark beetles varied depending on the date of collection and the sample plots.

Keywords: Norway spruce, *Ips typographus*, phoresy, phoretic mites, community

Parametrii calitativi ai semințelor de cireș pășăresc (*Prunus avium* L.) din România

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

1. SCDEP Brașov, INCDS “Marin Drăcea”

✉ autor corespondent (emanuel.besliu@icas.ro)

1. Introducere

Ecosistemele forestiere îndeplinesc numeroase funcții de protecție, contribuind la reducerea poluării, stocarea carbonului, protecția apelor și reducerea eroziunii solului (Bratu *et al.* 2022, Cântar *et al.* 2022, Pleșca *et al.* 2022, Tudose *et al.* 2023, Chivulescu *et al.* 2024). O compoziție bogată în specii asigură pădurii o reziliență ridicată la schimbările climatice, cu atât mai mare cu cât speciile diferă între ele în privința caracterelor biometrice (Wagner *et al.* 2014, Kutnar *et al.* 2021, Crișan *et al.* 2024, Tăut *et al.* 2024).

Cireșul pășăresc (*Prunus avium* L.) este una dintre cele mai valoroase specii principale de amestec din Europa, în special datorită lemnului de calitate superioară, foarte apreciat în industria mobilei (Kobliha 2002, Cisneros 2004, Spiecker *et al.* 2009, Coello *et al.* 2013, Ducci *et al.* 2013) și a instrumentelor muzicale, dar și ca specie ornamentală. Fructele sunt de asemenea foarte apreciate în industria alimentară și în farmacologie (Șofletea & Curtu 2007). Face parte din genul *Prunus*, care cuprinde aproape 200 de specii (Preda 1989). Cireșul pășăresc (cireș sălbatic, cireș pădureț) dispune de o arie largă de răspândire, din bazinul mării Mediterane și până la 60° latitudine nordică, și respectiv din Portugalia până în munții Ural (Russell 2003, Șofletea & Curtu 2007). Cercetările recente referitoare la cireșul pășăresc s-au concentrat în special pe aspecte legate de creștere (Toader 2009), adaptabilitate (Mîndru *et al.* 2017), compoziții optime de plantare (Chiffot *et al.* 2006, Coello *et al.* 2013, Loewe *et al.* 2013, Ferreira-Domínguez *et al.* 2016), intensitate elagaj artificial (Kupka 2007, Springmanna *et al.* 2011), tipul favorabil de sol și disponibilitatea apei (Molina *et al.* 2016), performanța clonelor (Nocetti *et al.* 2010, Fernández-Moya & Urbán-Martínez 2022) și strategii de conservare genetică (Russell 2003).

În România, cireșul pășăresc apare diseminat, în special în zona dealurilor subcarpatice, de unde urcă foarte

rar până la 800 m, și coboară uneori în zona de câmpie forestieră doar dacă dispune de apă suficientă (Șofletea & Curtu 2007). Importanța economică și ecologică a speciei (încadrată la foioase prețioase) nu se corelează cu numărul foarte redus de resurse genetice forestiere selecționate pentru conservare *in situ*, una în județul Buzău (O.S. Vintilă Vodă) și una în Caraș-Severin (O.S. Băile Herculane) (Pârnuță *et al.* 2011, Budeanu *et al.* 2019). Totuși, un număr de 23 arborete, cu o suprafață efectivă de 55,3 ha, au fost incluse în categoria surselor de semințe, la care se mai adaugă și 9 plantațe (Pârnuță *et al.* 2012).

La cireșul pășăresc din România vârsta maturității în masiv este, în medie, de 10-15 ani (chiar mai redusă la arbori izolați), iar fructificații abundente se înregistrează aproape în fiecare an (Șofletea & Curtu 2007). Prognoza fructificației se realizează în perioada aprilie - mai, iar recoltarea fructelor se realizează, de obicei, în luna iunie (Tomescu 1957, Abrudan 2006).

Semințele de cireș pășăresc prezintă longevitate naturală mijlocie și se păstrează relativ ușor și aproape fără pierderi de viabilitate până la 1,5 - 2 ani, la o temperatură de -3°C (Chmielarz 2009). În funcție de rezistența opusă la reducerea umidității, acestea pot fi considerate ‘ortodoxe’ (Suszka *et al.* 1996, Gosling 2007), deoarece permit reducerea umidității până la optimul de 10-12%, cu o atenție sporită în ultima parte a activității de uscare (Corbineau 2024). Sunt semințe cu dormanță profundă și care necesită un pretratament (rece - cald) pentru stimularea germinației (Finch-Savage *et al.* 2002, Eșen *et al.* 2006).

Analiza calității semințelor de cireș pășăresc se realizează în scopul determinării principalilor parametri ai acestora (puritatea și viabilitatea). Testul de viabilitate se realizează folosind soluție apoasă de tetrzoliu (SR 1908/ 2004, Budeanu 2018).

Obiectivul cercetărilor de față a constat în analiza parametrilor calitativi pentru 627 loturi de semințe de cireș pășăresc din România, conform rezultatelor obținute în perioada 1973-2024 în cadrul laboratorului specializat al INCDS „Marin Drăcea” Brașov.

2. Locul cercetărilor și metoda de cercetare

Rezultatele analizelor de laborator efectuate în perioada 1973-2024 în cadrul laboratorului specializat din cadrul ICAS / INCDS „Marin Drăcea” - Stațiunea Brașov, realizate conform reglementărilor internaționale (ISTA 2023) și naționale (STAS 1808/1983, SR 1908/2004), au fost centralizate, verificate și validate.

Pentru fiecare lot, pe eșantioanele de laborator de minimum 900 g, s-au determinat: puritatea (P), masa a 1000 de semințe (M_{1000}), numărul de semințe la kilogram (N_{kg}), viabilitatea (V), numărul de semințe viabile la kilogram (NV_{kg}) și valoarea culturală (Vc) a semințelor. Pentru un număr de 98 loturi supuse anterior stratificării nu s-au putut determina toți parametri menționați mai sus, fiind determinată doar viabilitatea.

Analiza biochimică pentru determinarea viabilității ne ajută să aflăm procentul de semințe viabile, respectiv acelea care au capacitatea de a genera plantule viabile și care se vor dezvolta ulterior în puiți și arbori. Este totodată o metodă mult mai rapidă (3-4 zile) decât analiza fiziologică, folosind germinatorul (21-28 zile, Vlase 1982). Determinarea viabilității s-a efectuat conform SR 1908/2004 și a impus parcurgerea următorilor pași:

- patru dintre cele 8 eșantioanele folosite pentru determinarea M_{1000} se folosesc și pentru stabilirea viabilității;
- se sparg semințele și se înmoaie 18 ore în apă, la temperatura de 20°C;
- se îndepărtează tegumentul brun al semințelor;
- se introduc semințele în soluție apoasă de clorură de 2,3,5-trifenil-tetrazoliu (în concentrație de 1%), în etuvă la 30°C, timp de 18 ore;
- se desfac cotiledoanele;
- la evaluare se acceptă pete pe cel mult 1/3 din suprafața cotiledoanelor, dacă sunt superficiale, cât mai departe de embrion, iar acesta este complet roșu (Fig. 1).

Încadrarea semințelor pe clase de calitate s-a realizat în conformitate cu STAS 1808/1983.

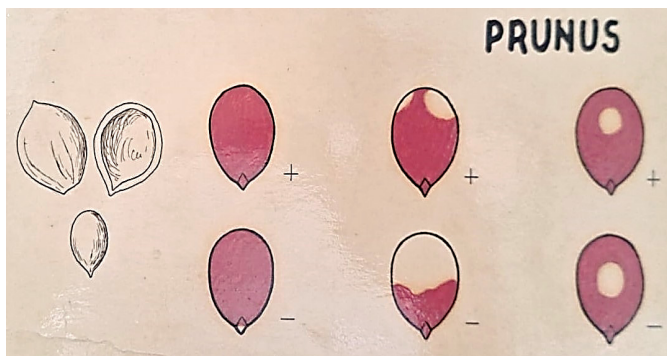


Fig. 1. Evaluarea semințelor viabile (+) de cireș pășăresc (conform SR 1908/2004)

Datele au fost centralizate și ulterior prelucrate statistic, în Excel și Statistica (StatSoft 2010). Corelațiile dintre caracterele studiate au fost determinate folosind Statistica 10.0 (StatSoft 2010).

3. Rezultate și discuții

În perioada 1973 - 2024 au fost analizate un număr de 627 loturi de semințe de cireș pășăresc, cu o medie de 12 analize pe an, și cu un trend puternic descendent, atât în privința numărului de loturi analizate (22, în ultimul deceniu, comparativ cu 165, în prima decadă analizată), cât și a mărimii loturilor (1261 kg, în ultimul deceniu, comparativ cu 16096 kg, în prima decadă analizată).

3.1. Parametrii calitativi ai semințelor

Puritatea semințelor

Puritatea exprimă proporția semințelor pure dintr-un lot de semințe, alături de care regăsim și materii inerte, precum și semințe ce aparțin altor specii decât cea care face obiectul analizei, în cazul de față cireșul pășăresc.

Pentru cele 529 loturile incluse în analiză (cele nestratificate) s-a obținut o puritate medie de 99,1%, cu o amplitudine de variație între probe cuprinsă între 80% și 100%, rezultatele cele mai bune fiind înregistrate în anii 2004, 2006 și 2022 (100%), plus alte 43 de valori medii anuale de peste 98%, pragul clasei I de calitate. Doar înregistrările din anii 2017 (90%), 1997 (95,5%) și 2013 (96%) se situează în afara grupului omogen valoros, conform testului Duncan (1955). În privința valorilor medii la nivel de județ, s-au remarcat în special loturile provenite din județele Bacău și Vâlcea (100%), la polul opus fiind înregistrările originare din Maramureș (96,8%) și Timiș (97,7%). Toate cele 22 medii la nivel de județ s-au încadrat în grupul omogen valoros, conform testului Duncan. Puritatea ridicată a loturilor de semințe din județul Bacău a fost raportată și pentru semințele de fag (Budeanu *et al.* 2024). Totuși, trebuie să precizăm din start faptul că, mediile pentru puritate, M_{1000} , N_{kg} , NV_{kg} și viabilitate pentru 5 județe (Buzău, Vâlcea, Bacău, Gorj, Vrancea) provin de la 1-2 loturi, astfel că trebuie să le interpretăm cu prudență. De asemenea, în anii 2019 și 2023 s-a analizat un singur lot de semințe, pentru 7 ani mediile provin de la doar 2 loturi, în timp ce în anul 2021 nu s-au efectuat analize.

Masa a 1000 de semințe (M_{1000})

Valoarea medie pentru acest caracter este de 198,4 g (foarte aproape de pragul de 200 g al clasei I de calitate), cu o amplitudine de variație foarte mare între cele 529 loturi, cuprinsă între 87,9 g și 320,0 g, rezultatele cele mai bune fiind înregistrate în anii 2023 (277,7 g, un singur lot), 1999 (234,0 g) și 2022 (233,1 g, 2 loturi), la polul opus fiind înregistrările din anii 2016 (146,1 g, 2 loturi) și 2013 (147,6 g). Testul ANOVA a evidențiat diferențe distinct semnificative între mediile anuale ($p=0,005$), în timp ce testul Duncan împarte mediile anuale în 7 grupuri omogene, cu doar 3 medii anuale incluse în grupul valoros. În privința valorilor medii la nivel de județ (Fig. 2), s-au remarcat în special loturi provenite din județele Prahova (222,4 g), Alba (221,3 g) și Sibiu (219,1 g), toate cu numeroase probe analizate, la polul opus situându-se loturile din Bacău (158,8 g, județul campion pentru puritate, dar reprezentat de doar 2 probe), Vâlcea (160,0 g, 1 singur lot) și Bistrița-Năsăud (165,2 g). Cu excepția ultimelor 3 județe, toate celelalte 19 fac parte din grupul

omogen valoros. O valoare asemănătoare pentru M_{1000} (206 g) a fost obținută în Turcia (Kulaç *et al.* 2011).

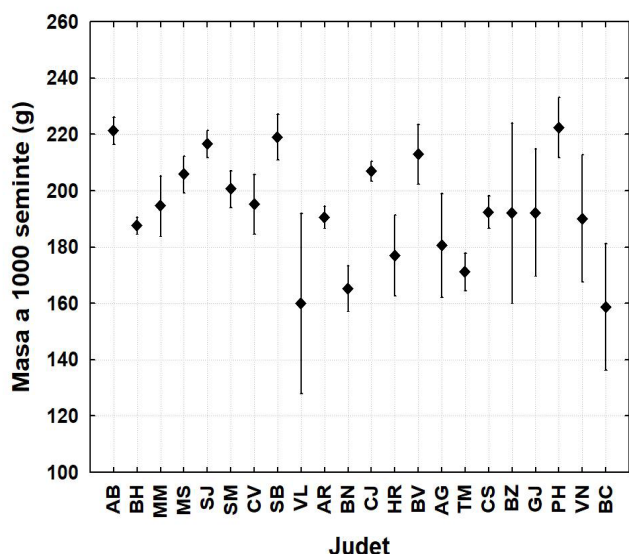


Fig. 2. Greutatea (\pm SE) semințelor de cireș pășăresc, pe județe

Numărul de semințe la kilogram

Într-un kilogram de semințe de cireș pășăresc intră, în medie, 5203 semințe, conform cercetărilor de față. Și pentru N_{kg} amplitudinea de variație între loturi este foarte mare, de la 2550 la 11370. În general, valori mai ridicate pentru numărul de semințe la kilogram s-au consemnat în anii în care s-au înregistrat valori mai mici pentru M_{1000} , puritate și viabilitate. Și mediile la nivel de județ se corelează negativ cu M_{1000} .

Viabilitatea semințelor

Pentru cel mai important caracter calitativ al semințelor de cireș pășăresc, valoarea medie a celor 627 de eșantioane a fost de 58,7%, aproape identică cu rezultatele de germinație (58%, 58,3%) obținute în Polonia, de Chmielarz (2009), și respectiv în Turcia, de Kulaç *et al.* (2011). În Turcia, pentru loturi recoltate mai târziu și semămate cu tot cu pericarp a rezultat o germinație de 34%, în timp ce pentru semințele semămate fără pericarp, germinația a fost de 82,5%. Anterior, tot în Turcia (Çetinbaş & Koyuncu 206) s-a obținut o germinație de 64,5%. Într-un alt studiu derulat în Polonia s-a obținut o germinație chiar mai mare, de 87% (Wawrzyniak *et al.* 2020). Valoarea medie din cercetările de față (58,7%) încadrează loturile analizate la clasa a III-a de calitate, în timp ce pentru ceilalți parametri, puritate și M_{1000} , s-ar fi încadrat mai sus, în clasa I, respectiv a II-a. Dintre loturile analizate, 14,4% se încadrează la clasa I de calitate ($V > 85\%$), 22,5% la clasa a II-a ($V > 70\%$), 30,9% la clasa a III-a, în timp ce 32,2% se încadrează sub pragul minim de calitate (50%) care să permită comercializarea (STAS 1808/1983).

Cele mai ridicate valori de viabilitate au fost obținute în anii 2019 (91,5%, un singur lot), 2013 (84,4%) și 2011 (80,9%), iar cele mai slabe rezultate s-au consemnat în anii 2012 (6,4%, 2 loturi) și 1995 (26,4%) (Fig. 3).

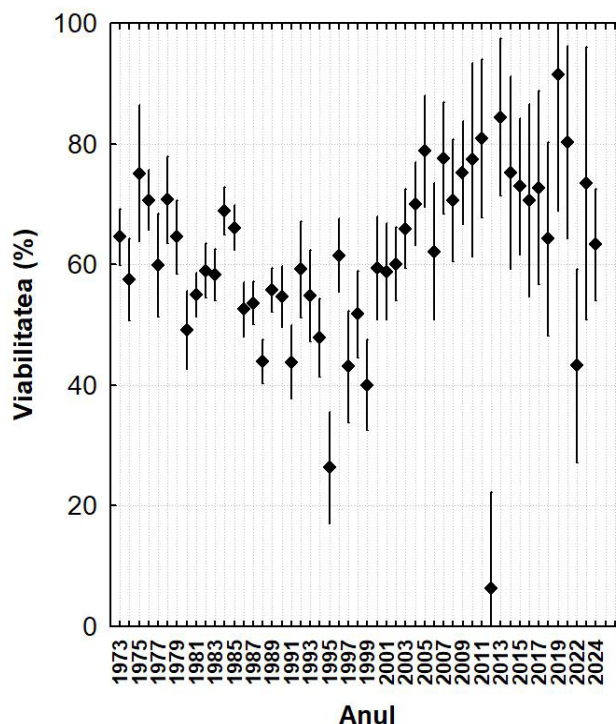


Fig. 3. Dinamica multianuală a viabilității loturilor de semințe de cireș pășăresc (media \pm eroarea standard)

La nivel de județ, mediile multianuale (Tab. 1) arată o viabilitate foarte ridicată pentru semințele de cireș pășăresc din județele Vâlcea și Gorj (91%), urmate la mare distanță de loturile din Vrancea (78,9%), Bacău (75,4%) și Sibiu (74%), în timp ce pentru loturile din județele Covasna (50,9%) și Sălaj (52,2%) s-au obținut cele mai reduse valori de viabilitate, situate totuși deasupra pragului minim de 50%.

Tab. 1. Testul Duncan pentru viabilitatea semințelor de cireș pășăresc, pe județe (*grupuri omogene, $\alpha=5\%$)

Județul	Viabilitatea [%]	G1	G2
VL	91.0	*	
GJ	90.8	*	
VN	78.9	*	*
BC	75.4	*	*
SB	74.0	*	*
TM	73.0	*	*
SM	65.4	*	*
MM	64.0	*	*
CS	63.8	*	*
AG	63.2	*	*
AB	61.1	*	*
BN	58.9	*	*
MS	58.8	*	*
CJ	58.1	*	*
BH	56.0	*	*
BZ	54.5	*	*
BV	53.8		*
AR	53.8		*
HR	53.7		*
PH	52.9		*
SJ	52.2		*
CV	50.9		*
Media \pm STD	58,7 \pm 11,6	-	-

Trebuie să menționăm faptul că, rezultatele excepționale obținute pentru loturile din Vâlcea, Gorj, Vrancea și Bacău, provin de la 1-2 loturi, astfel că se impune să le tratăm cu prudență. În același timp, media multianuală pentru județul Sibiu (74%), locul 5, este reprezentativă deoarece provine de la mai multe loturi (16) și din mai mulți ani de fructificație (14).

ANOVA a scos în evidență existența unor diferențe distinct semnificative între cele 22 județe ($p=0,0056$), precum și diferențe foarte semnificative între cei 51 ani ($p=0,00001$) în care s-au efectuat analize privind viabilitatea semințelor de cireș păsăresc.

Dacă valoarea medie pentru viabilitatea celor 627 loturi de semințe de cireș păsăresc este de 58,7%, așa cum s-a prezentat mai sus, diferența până la 100% este reprezentată de semințele moarte (28,5%), seci (7,5%) și atacate (5,3%).

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), a înregistrat o valoare medie de 3217, din nou cu o amplitudine de variație foarte mare între probe, de la 0 la 9120.

Valoarea culturală a semințelor

Valoarea culturală (V_c) a celor 529 de loturi de semințe de cireș păsăresc (cele pentru care s-a putut determina puritatea, loturile nestratificate), calculată în funcție de puritate și viabilitate [$V_c = (P \cdot V)/100$], a fost de 60,5%, iar cele mai ridicate valori ale acestui important parametru s-au obținut în anii 2019 (91%, un singur lot), 2013 (81%) și 2020 (80%, 2 loturi), la polul opus situându-se înregistrările din anii 2012 (6,5%, 2 loturi) și 1997 (34%). La nivel de județ, mediile multianuale arată o valoare culturală foarte ridicată pentru semințele de cireș păsăresc din județul Vâlcea (91%, un singur lot), după care urmează loturile din Gorj (90%, 2 loturi) și Vrancea (79%, 2 loturi), în timp ce loturile din județul Prahova au înregistrat singura medie sub 50%, fiind singurul județ situat în afara grupului omogen valoros, conform testului Duncan. Totuși, primul județ care merită menționat, întrucât înregistrările provin de la 16 loturi, analizate în 14 ani diferiți, este Sibiu, cu o valoare culturală de 73,8%, urmat de Timiș (72,5%) și de Caraș-Severin (69,2%).

3.2. Corelații între caracterele analizate

Majoritatea corelațiilor dintre parametrii calitativi ai semințelor de cireș păsăresc sunt semnificative din punct de vedere statistic (Tab. 2). Astfel, s-a obținut o corelație negativă și foarte semnificativă între viabilitate și greutatea semințelor ($r=-0,16^{***}$), în timp ce corelația directă așteptată între puritate și viabilitate este nesemnificativă din punct de vedere statistic ($r=0,06$), în special deoarece toate loturile au înregistrat valori foarte ridicate de puritate și o variabilitate foarte redusă între loturi, pentru acest parametru. În această situație și valoarea culturală a semințelor este influențată mult mai puternic de viabilitate ($r=0,99^{***}$) decât de puritate ($r=0,11^{**}$). Puritatea semințelor s-a corelat pozitiv și foarte semnificativ ($r=0,16^{***}$) cu masa a 1000 de semințe,

ceea ce semnifică faptul că loturile cu semințe mai grele au o puritate mai mare.

Tab. 2. Corelații între parametrii calitativi ai semințelor

Variabile	Viabilitate	Valoare culturală	M1000	Nkg	NVkg
Puritate	0,06	0,11**	0,16***	-0,21***	-0,06
Viabilitate		0,99***	-0,16***	0,17***	0,88***
Valoare culturală			-0,15***	0,16***	0,87***
M1000				-0,91***	-0,52***
Nkg					0,58***
NVkg					

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 ($p<0.001$); $N=529$.

Așadar, semințele de cireș păsăresc mai ușoare au avut o viabilitate mai bună, corelație de intensitate redusă, dar un rezultat opus celor înregistrându-se la paltin de munte și fag (Budeanu *et al.* 2023, 2024). Totuși, o corelație inversă între cei doi parametri s-a mai obținut și în alte studii (Moles *et al.* 2003, Norden *et al.* 2009), considerându-se chiar că semințele mai ușoare au șanse mai mari de supraviețuire.

4. Concluzii

Pentru cele 627 loturi de semințe de cireș păsăresc analizate (529 nestratificate) vreme de 52 ani (1973-2022) în laboratorul INCDS "Marin Drăcea" Brașov s-au obținut valori medii pentru puritate (99,1%), viabilitate (58,7%) și masa a 1000 de semințe (198,4 g) ce le încadrează în clasa a III-a de calitate (14,4% dintre loturi sunt de calitate I). Cele mai ridicate valori ale viabilității semințelor s-au înregistrat în anii 2019, 2013 și 2011, iar județul frunțas (și cu suficiente loturi analizate) a fost Sibiu.

Majoritatea corelațiilor dintre parametrii calitativi ai semințelor de cireș păsăresc sunt semnificative din punct de vedere statistic. Pentru semințele mai ușoare s-a înregistrat o viabilitate mai bună.

Finanțare și mulțumiri

Cercetările s-au derulat în cadrul proiectelor PN23090303 (finanțat de Autoritatea Națională pentru Cercetare) și PN-IV-P8-8.1-PRE-HE-ORG-2024-0187 (finanțat de UEFISCDI, contract 71PHE/2024), contractate de INCDS „Marin Drăcea”. Autorii exprimă o profundă recunoștință predecesorilor, Ilarion Vlase, Cecilia Fărcaș și Mihaela Bujilă.

Bibliografie

- Abrudan IV (2006). Împăduriri. Ed. Universității "Transilvania", Brașov.
- Bratu I A, Dincă L C, Enescu C M, Stanciu M (2022). The role of social media in public forest management policies during COVID-19: implications for stakeholder engagement. *Sustainability* 14(7), 3778. <https://doi.org/10.3390/su14073778>
- Budeanu M (2018). Conservarea semințelor cu longevitate naturală redusă la specii din familia *Fagaceae*. Ed. Silvică.
- Budeanu M, Popescu F, Șofletea N (2019). In situ conservation of forest genetic resources in Romania. In: Šijačić-Nikolić M, Milovanović J, Nonić M. (eds): Forests of southeast Europe under a changing

- climate. Conservation of genetic resources. Springer International Publishing, Switzerland, 16, 195-205.
- Budeanu M, Grosu G, Pepelea D, Beșliu E (2023).** Dinamica viabilității semințelor de paltin de munte în contextul schimbărilor climatice. *Revista de Silvicultură și Cinegetică* 53, 58-63.
- Budeanu M, Grosu G, Pepelea D, Beșliu E (2024).** Parametrii calitativi ai semințelor de fag și influența factorilor climatici asupra acestora. *Revista de Silvicultură și Cinegetică* 54, 32-37.
- Cântar I C, Ciontu C I, Dincă L, Borlea G F, Crișan V E (2022).** Damage and tolerability thresholds for remaining trees after timber harvesting: a case study from southwest Romania. *Diversity* 14, 193. <https://doi.org/10.3390/d14030193>
- Çetinbaş M, Koyuncu F (2006).** Improving germination of *Prunus avium* L. seeds by gibberellic acid, potassium nitrate and thiourea. *Horticultural Science* 33(3), 119-123. doi: 10.17221/3750-HORTSCI.
- Chivulescu S, Hapa M, Pitar D, Lorent A, Marmureanu L, Leca S, Radu R, Cazacu R, Dobre AC, Pascu I S, Marcu C, Vergehet M, Vezeanu C, Racoviceanu T, Badea O (2024).** Integrating monetary and non-monetary valuation for ecosystem services in Piatra Craiului national park, Southern Carpathians: a comprehensive approach to sustainability and conservation. *Frontiers in Forests and Global Change* 7, 1280793. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2024.1280793>
- Chiffot V, Bertoni G, Cabanettes A, Gavaland A (2006).** Beneficial effects of intercropping on the growth and nitrogen status of young wild cherry and hybrid walnut trees. *Agroforestry Systems* 66, 13-21. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-3650-3>
- Chmielarz P (2009).** Cryopreservation of dormant seeds of wild cherry (*Prunus avium* L.). *Annals of Forest Science* 66, 405. <https://doi.org/10.1051/forest/2009020>
- Cisneros O (2004).** Autoecología del cerezo de monte (*Prunus avium*) en Castilla y León. Doctoral Thesis. Universidad Politécnica de Madrid. <https://doi.org/10.20868/upm.thesis.220>
- Coello J, Desombre V, Becquey J, Gonin P, Ortisset J, Baiges T, Piqué M (2013).** Wild cherry (*Prunus avium*) for high quality timber. In: Government of Catalonia MoALFFaNE - Catalan Forest Ownership Centre (ed.), Ecology and silviculture of the main valuable broadleaved species in the Pyrenean area and neighbouring regions. p. 13-20. Santa Perpètua de Mogoda, Spain.
- Corbineau F (2024).** The effects of storage conditions on seed deterioration and ageing: how to improve seed longevity. *Seeds* 3(1), 56-75. <https://doi.org/10.3390/seeds3010005>
- Crișan V E, Dincă L, Vasile D, Murariu G, Drasovean R, Mocanu G D, Georgescu L, Apăfăian A (2024).** Characteristics of oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl), hornbeam (*Carpinus betulus* L.) and ash (*Fraxinus excelsior* L.) in a plain-low hills-mountains-plateau sequence. *Heliyon* 10, e39297. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e39297>
- Ducci F, De Cuyper B, De Rogatis A, Dufour J, Santi F (2013).** Wild cherry breeding (*Prunus avium* L.). In: Pâques LE (ed.) Forest tree breeding in Europe: current state-of-the-art and perspectives. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germany. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6146-9_10
- Duncan DB (1955).** Multiple range and multiple *F* tests. *Biometrics*, 11, 1-42.
- Eşen D, Yildiz O, Cicek E, Kulaç Ş, Kutsal C (2006).** Effects of different pretreatments on the germination of different wild cherry (*Prunus avium* L.) seed sources. *Pakistan Journal of Botany* 38(3), 735-743.
- Fernández-Moya J, Urbán-Martínez I (2022).** Growth performance of wild cherry (*Prunus avium* L.) clones in planted forests under different managements in Galicia, NW Spain. *Silvae Genetica* 71(1), 81-87. <https://doi.org/10.2478/sg-2022-0010>
- Ferreiro-Domínguez N, Rigueiro-Rodríguez A, Rial-Lovera K E, Romero-Franco R, Mosquera-Losada M R (2016).** Effect of grazing on carbon sequestration and tree growth that is developed in a silvopastoral system under wild cherry (*Prunus avium* L.). *Catena* 142, 11-20. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.002>
- Finch-Savage W E, Clay H A, Dent K C (2002).** Seed maturity affects the uniformity of cherry (*Prunus avium* L.) seed response to dormancy-breaking treatments. *Seed Science and Technology* 30, 483-497.
- Gosling P (2007).** Raising trees and shrubs from seed. Forestry Commission Practice Guide. Forestry Commission, Edinburgh. i-iv: 1-28.
- ISTA (2023).** International rules for seed testing.
- Kobliha J (2002).** Wild cherry (*Prunus avium* L.) breeding program aimed at the use of this tree in the Czech forestry. *Journal of Forest Science* 48(5), 202-218. <https://doi.org/10.17221/11876-jfs>
- Kulaç Ş, Saribaş M, Turna İ (2011).** Effects of seed gathering, sowing time and growing conditions on wild cherry (*Prunus avium* L.) seed germination Artvin Çoruh University, Faculty of Forestry Journal 10(1), 37-44. <https://ofd.artvin.edu.tr/tr/pub/issue/2259/29762>
- Kupka I (2007).** Growth reaction of young wild cherry (*Prunus avium* L.) trees to pruning. *Journal of Forest Science* 53(12), 555-560. <https://doi.org/10.17221/2165-jfs>
- Kutnar L, Kermavnar J, Pintar A M (2021).** Climate change and disturbances will shape future temperate forests in the transition zone between Central and SE Europe. *Annals of Forest Research* 64(2): 67-86. <https://doi.org/10.15287/afr.2021.2111>
- Loewe V, González M, Balzarini O (2013).** Wild cherry tree (*Prunus avium* L.) growth in pure and mixed plantations in South America. *Forest Ecology and Management* 306, 31-41. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.015>
- Mîndru M, Păcurar I, Roșca S, Bilașco Ş (2017).** Forest Favorability in Mociar Forest, Romania. *ProEnvironment* 10, 115-125.
- Moles A T, Warton D I, Westoby M (2003).** Do small-seeded species have higher survival through seed predation than large-seeded species? *Ecology* 84, 3148-3161.
- Molina AJ, Josa R, Mas MT, Verdú AMC, Llorens P, Aranda X, Savéa R, Biel C (2016).** The role of soil characteristics, soil tillage and drip irrigation in the timber production of a wild cherry orchard under Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy* 72, 20-27. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.09.010>
- Nocetti M, Brunetti M, Ducci F, Romagnoli M, Santi F (2010).** Variability of wood properties in two wild cherry clonal trials. *Wood Science and Technology* 44(4), 621-637. <https://doi.org/10.1007/s00226-009-0294-x>
- Norden N, Daws M I, Antoine C, Gonzalez M A, Garwood N C, 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01477.x>
- Pârnuță G, Budeanu M, Stuparu E, Scărlătescu V, Chesnoiu E N, Tudoroiu M, Filat M, Nica M S, 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, Lalu I, Tudoroiu M, Lorent A, Filat M, Teodosiu M, Nica M S, Chesnoiu E N, Pârnuță P, Mirancea I, Marcu C, Pepelea D, Dinu C, Marin S, Daia M, Dima G, Șofletea N, Curtu L-A (2011).** Catalogul național al resurselor genetice forestiere. Ed. Silvică.
- Plesca B I, Apostol B, Pleșca I M, Dincă L C, Breabăn I G (2022).** The station and potential favorability of forest habitats for plant and animal species located in ROSCI0076 Dealul Mare-Hârlău. *Present Environment and Sustainable development* 16(1), 261-272. <https://doi.org/10.47743/pesd2022161019>
- Preda M (1989).** Dicționar dendrofloricol. Ed. Științifică și Enciclopedică, București, 437 p.
- Russell K (2003).** EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for wild cherry (*Prunus avium*). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy, 6 p. Disponibil la: https://www.euforgen.org/fileadmin/templates/euforgen.org/upload/Publications/Technical_guidelines/Technical_guidelines_Prunus_avium.pdf
- Spiecker H, Hein S, Makkonen-Spiecker K, Thies M (2009).** Valuable broadleaved forests in Europe. Brill, Leiden, Boston. <https://doi.org/10.1163/ej.9789004167957.i-256>
- Springmann S, Rogers R, Spiecker H (2011).** Impact of artificial pruning on growth and secondary shoot development of wild cherry

(*Prunus avium* L.). *Forest Ecology and Management* 261, 764-769. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.007>

SR 1908 (2004). Seminte de arbori și arbuști pentru culturi forestiere. Metode de analiză. ASRO, ediția 6.

STAS 1808 (1983). Seminte de arbori și arbuști pentru culturi forestiere. Condiții tehnice de calitate. ASRO, ediția I.

STATISTICA 10.0 (2010). StatSoft Inc., Tulsa, OK, USA.

Suszka B, Muller C, Bonnet-Masimbert M (1996). Seeds of broadleaves, from harvest to sowing. INRA, Paris, France, 294 p.

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

Tăut I, Moldovan M, Șimonca V, Varga M I, Rob M, Chira F, Chira D (2024). Control of pathogen *Erysiphe alphitoides* present in forest crops in current climatic conditions. *Microbiology Research* 15(3), 1441-1458. <https://doi.org/10.3390/microbiolres15030097>

Toader E (2009). Research on the growth in height of wild cherry tree

(*Prunus avium* L.) in coppices in Crisul Alb and inferior Mures basins. *Studia Universitatis Vasile Goldis, Life Sciences Series*, 19(2), 373-375.

Tomescu A (1957). Fazele periodice de vegetație la speciile forestiere. Sinteză pentru perioada 1946-1955. I.C.A.S. *Seria II*, Ed. Agro-Silvică.

Tudose N C, Petritan I C, Toiu F L, Petritan A-M, Marin M (2023). Relation between topography and gap characteristics in a mixed sessile oak-beech old-growth forest. *Forests* 14, 188. <https://doi.org/10.3390/f14020188>

Vlase I (1982). Conservarea semintelor forestiere. Ed. Ceres.

Wagner S, Nocentini S, Huth F, Hoogstra-Klein M (2014). Forest management approaches for coping with the uncertainty of climate change: trade-offs in service provisioning and adaptability. *Ecology and Society* 19(1), 32. <https://doi.org/10.5751/ES-06213-190132>

Wawrzyniak M, Michalak M, Chmielarz P (2020). Effect of different conditions of storage on seed viability and seedling growth of six European wild fruit woody plants. *Annals of Forest Science* 77, 58. <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00963-z>

Abstract

Qualitative parameters of wild cherry (*Prunus avium* L.) seeds from Romania

The paper aimed to investigate the qualitative parameters of 627 lots of wild cherry (*Prunus avium* L.) seeds originated from 22 counties of Romania, in the last five decades (1973-2024). The analyses were carried out in the seed testing laboratory of INCDS "Marin Drăcea" Brașov. All research were made in accordance with the ISTA rules, implemented in Romania by SR 1908/2004. Average values registered for purity (99.1%), viability (58.7%), and a thousand seed mass ($M_{1000} = 198.4$ g), place the seed lots in the third class of quality, with 14.4% of the lots included in the first class (the best, with viability more than 85%). The highest average values of seed viability were recorded in 2019, 2013, and 2011, and the best and representative county result (sufficient seed samples) was obtained for Sibiu (74.0%). Most correlations between qualitative parameters of wild cherry seeds are statistically significant. Better viability was recorded for lighter seeds.

Keywords: afforestation, phenotypic correlations, Romanian forest, seed viability, seed quality.

Evaluarea urgențelor de intervenție asupra lucrărilor de corectarea torenților utilizând gradientul indicelui de stare

Cezar Ungurean¹, Mirabela Marin¹, Alin Lucian Mihalache¹✉, Nicu Constantin Tudose¹

1. SCDEP Brașov, Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură „MarinDrăcea”

✉ autor corespondent (alin_lucian.mihalache@icas.ro)

1. Introducere

Lucrările transversale de corectarea torenților, datorită capacității lor de atenuare în scurt timp a riscurilor legate de viiturile torențiale, au fost folosite la scară largă, în întreaga lume, în vederea reducerii intensității viiturilor torențiale, reducerea transportului de aluviuni, consolidarea versanților, a terenurilor alunecătoare și a depozitelor de aluviuni, precum și pentru crearea condițiilor propice pentru instalarea vegetației forestiere pe versanți dar și în albiile majore (Abbasi et al. 2019).

Eficiența pe termen lung a acestora este strâns legată de volumul și frecvența lucrărilor de întreținere și reparații. Când aceste intervenții lipsesc pot apărea deficiențe structurale majore ce pot conduce la prăbușirea lucrărilor, însoțită de amplificarea transportului de aluviuni și sporirea riscurilor torențiale în zonele din aval (Sodnik et al. 2013, Piton et al. 2017, Cucchiario et al. 2019, Ramirez et al. 2022).

Pentru un management eficient al bazinelor hidrografice torențiale se impune asigurarea bunei funcționări a sistemelor de lucrări deja existente, ceea ce implică o monitorizare continuă și sistematică a acestora pentru identificarea din timp a avariilor ce pot afecta integritatea fizică a lucrărilor și capacitatea funcțională a sistemului de lucrări (Dell’Agnese et al. 2013, Cucchiario et al. 2019).

Pentru a evalua și gestiona eficient lucrările hidrotehnice, au fost elaborați indici și metodologii de evaluare a stării lucrărilor în diverse țări (Lee et al. 2022, Dell’Agnese et al. 2013, Chahrour et al. 2021), cu scopul de a evalua starea actuală a lucrărilor și elaborarea unei strategii coerente de gospodărire a bazinelor torențiale. Această strategie include atât intervenția cu lucrări de reparații, cât și amplasarea unor lucrări de completare a sistemului existent.

În țara noastră, în cadrul programelor de cercetare NUCLEU, a fost dezvoltată o rețea de monitorizare a lucrărilor de corectarea torenților în care au fost cuprinse până în prezent 5584 lucrări hidrotehnice (5199 lucrări transversale – baraje, praguri și traverse și 385 lucrări longitudinale – canale): PN 09460303 - *Comportarea în exploatare a diverselor tipuri de lucrări hidrotehnice utilizate în amenajarea bazinelor hidrografice torențiale*, PN 09460312 - *Evaluarea stării lucrărilor hidrotehnice de amenajare a albiilor torențiale destinate protecției căilor de comunicație*, PN 19070404 - *Gospodărirea integrată a terenurilor forestiere și albiilor în vederea reducerii riscurilor induse de excedentul de apă* și PN 23090203 - *Contribuții științifice noi pentru un management sustenabil al bazinelor hidrografice torențiale, terenurilor degradate, perdelelor forestiere și al altor sisteme agrosilvice în contextul schimbărilor climatice*. Toate aceste lucrări se regăsesc pe site-ul abht.ro, inclusiv informații detaliate privind descrierea elementelor geometrice ale acestora, avariile observate la momentul fiecărei inventarieri, cât și aprecierea cantitativă a stării fizice a lucrărilor, cea din urmă fiind exprimată sintetic prin intermediul unui indice de stare definit de Davidescu et al. (2012) și îmbunătățit de Tudose et al. (2015).

Prima inventariere a lucrărilor s-a desfășurat în perioada 2009–2018, cuprinzând lucrări din toate marile bazine hidrografice, cât și o tipologie largă de lucrări, atât în ceea ce privește materialele de construcție, cât și tipul constructiv (baraje de greutate, baraje cu fundație evazată, baraje filtrante etc.). A doua inventariere a lucrărilor s-a efectuat în perioada 2020–2023, când au fost reinventariate un număr de 493 lucrări hidrotehnice transversale, fiind consemnată starea actuală a lucrărilor, inclusiv calculul noii valori a indicelui de stare.

Inventarierea efectuată au avut ca obiectiv: *i*) cunoașterea și evaluarea cantitativă a stării actuale a lucrărilor, și *ii*) identificarea ritmului anual de degradare. Pentru evaluarea ratei anuale de degradare a lucrărilor a fost propus un indice al ratei de degradare, denumit

gradientul indicelui de stare (Mihalache et al. 2020), a cărui acuratețe urmează să fie testată. Mai departe, aceste date vor facilita eșalonarea lucrărilor de intervenții în cadrul bazinelor hidrografice torențiale amenajate pe baza unor criterii cantitative care vor permite utilizarea eficientă a resurselor financiare disponibile.

Prin intermediul celor doi indici (de stare și gradientul indicelui de stare) se poate realiza o eșalonare fundamentată științific a intervenției cu lucrări de reparații sau completare a bazinelor hidrografice cu lucrări de corectarea torenților existente.

2. Material și metodă

În perioada 2016–2023 au fost reinventariate 493 lucrări de corectarea torenților din 21 de bazine hidrografice/perimetre din cuprinsul a opt arii bazinale (A.B.), respectiv câte unul în A.B. Tisa (29 lucrări), A.B. Someș (7 lucrări), A.B. Crișuri (51 lucrări), A.B. Nera-Cerna (20 lucrări), A.B. Dunărea (17 lucrări), două în A.B. Jiu (28 lucrări), cinci în A.B. Ialomița (159 lucrări) și nouă în A.B. Olt (182 lucrări) (fig. 1, tab. 1).



Fig. 1. Bazine hidrografice cu lucrări reinventariate

În cadrul bazinelor menționate, au fost inventariate lucrările de amenajare a albiilor torențiale situate atât pe firul principal, cât și pe afluenți. Toate aceste lucrări, construite între anii 1949 și 2009, sunt centralizate în baza de date abht.ro. Acestea au fost inventariate pentru prima dată în perioada 2009–2017 în cadrul proiectelor PN 09460303 și PN 09460312, cel de-al doilea inventar fiind efectuat în perioada 2016–2023, în cadrul proiectelor de cercetare PN 19070404 și PN 23090203. Cele mai multe lucrări au fost reinventariate în ariile bazinele Olt (182 – 37%) și Ialomița (159 – 32%).

Tab. 1. Inventarul bazinetelor hidrografice cu lucrări de corectarea torenților reinventariate

Aria bazinală	Bazin hidrografic	Număr de lucrări
Tisa	Pârâul Repedeș	29
Someș	Perimetrul Rebra Mare	7
Crișuri	Valea Crăiasa	51
Nera-Cerna	Valea Beiuului	20
Jiu	Valea Sohodol Runcu	17
	Valea Cetății	11
Dunărea	Valea Jidoștița	17

Aria bazinală	Bazin hidrografic	Număr de lucrări
Olt	Pârâul Adâncă de Jos	12
	Pârâul Tesla	13
	Pârâu Tigăile	46
	Pârâu Zimbru	17
	Pârâu Vidaș	5
	Valea Dracului	20
	Belinul Mare	16
	Belinul Mic	27
	Valea Dejani	26
Ialomița	Valea Crasna	45
	Valea Mesteacănului	34
	Valea Vârdales	19
	Pârâul Secăria	25
	Pârâul Uriătoarea	36
Total		493

Pentru lucrările reinventariate au fost calculați indicii de stare aferenți celor două inventarieri, conform metodologiei elaborate de Davidescu et al. (2012) și Tudose et al. (2015). Pe baza acestor indici a fost calculat gradientul indicelui de stare (Mihalache et al. 2020) pentru fiecare lucrare hidrotehnică transversală utilizând relația:

$$G_s = \frac{Y_{s(2)} - Y_{s(1)}}{N} \quad (\text{Ecuația 1})$$

unde: G_s este gradientul indicelui de stare (gradientul stării), $Y_{s(2)}$ - indicele de stare obținut la ultimul inventar, $Y_{s(1)}$ - indicele de stare obținut la inventarul anterior, N - numărul de ani între cele două inventarieri.

Gradientul, surprinde modificarea medie anuală a indicelui de stare și poate lua valori de la -100 la 100. Valori negative ale gradientului evidențiază degradarea stării fizice a lucrărilor (deprecierea stării lucrărilor), iar cele pozitive reflectă o îmbunătățire a stării lucrărilor (aprecierea stării lucrărilor).

Ținând seama de valorile ratei de degradare a lucrărilor, au fost identificate corelații privind influența diverselor tipuri de degradări asupra evoluției stării lucrărilor, fiind identificate și părțile de lucrare a căror degradare are influență mai puternică asupra ritmului de degradare a lucrărilor.

Pentru rafinarea metodei de eșalonare, pe lângă valoarea indicelui de stare mediu al lucrărilor din cuprinsul unui bazin hidrografic și valoarea medie a gradientului indicelui de stare, au mai fost introduși trei indicatori, după cum urmează:

P_{ys} - ponderea lucrărilor cu stare rea și foarte rea ($Y_s \leq 40$), un procent mare de lucrări cu stare avansată de degradare implică și risc sporit de ieșire din funcțiune a unor lucrări cu implicații grave asupra stabilității și funcționalității sistemului de lucrări;

P_{ye} - ponderea lucrărilor cu elevație mare ($Y_e \geq 3,0$), lucrări a căror avariere are urmări însemnate datorită lungimii mari consolidate de către acestea, cât și a volumului mare a de aluviuni stabilizat;

I_{ob} - importanța și vulnerabilitatea obiectivelor socio-economice apărate.

Pentru descrierea cantitativă a importanței și vulnerabilității obiectivelor socio-economice aflate sub incidența debitelor excepționale din bazinele analizate a fost definit un indice cumulat de importanță al obiectivelor (I_{ob}). Acest indice se adresează celor mai importante categorii de obiective socio-economice din bazinele hidrografice torențiale amenajate din țara noastră, respectiv localități, acumulări de apă, căi de comunicații (drumuri, căi ferate) și obiective de interes silvic (drumuri auto forestiere, construcții, păstrării etc.).

Pentru fiecare categorie de obiective au fost stabilite:

a. Clasa de importanță, clasificare adaptată după STAS 4273-83 (Tab. 2);

Tab. 2. Stabilirea clasei de importanță a obiectivelor protejate

Clasa de importanță (c)	Obiective
1 Redusă	Drumuri forestiere, păstrării, construcții silvice
2 Normală	Drumuri județene, drumuri comunale, localități cu mai puțin de 5000 locuitori etc.
3 Deosebită	Drumuri de interes național, căi ferate, localități cu 5000-50000 locuitori, lacuri de acumulare, clădiri industriale
4 Excepțională	Zone intens populate (>50000 locuitori), obiective economice foarte importante (reactoare, nucleare, centrale termoelectrice etc.), construcții din patrimoniul cultural mondial

b. Expunerea obiectivului apărat, clasificare adaptată după STAS 4273-83 (Tab. 3);

Tab. 3. Stabilirea gradului de expunere

Categoriile de obiective	Expunere (e)		
	1	2	3
Localități	Situate în aval la peste 1 km	Situate în aval la sub 1 km	Situate în bazinul hidrografic
Drumuri publice, căi ferate	Lungimea expusă de 0-0,5 km	Lungimea expusă de 0,5-1,0 km	Lungimea expusă peste 1,0 km
Drumuri forestiere	Lungimea expusă de 0-1,0 km	Lungimea expusă de 1,0-5,0 km	Lungimea expusă peste 5,0 km
Acumulări	Situate în aval la peste 5 km	Situate în aval la sub 5 km	Vărsare directă în lacul de acumulare
Păstrării, construcții silvice	-	-	Situate în vecinătatea rețelei hidrografice torențiale

c. Vulnerabilitatea obiectivelor protejate la viituri torențiale (după Adorjani et al. 2000) (Tab. 4).

Tab. 4. Stabilirea gradului de vulnerabilitate al obiectivelor apărate

Grad de vulnerabilitate (v)	Caracteristici ale obiectivului și ale albiei	Comportarea obiectivului la viituri cu frecvența anuală	Comportarea obiectivului la viituri excepționale (asigurarea de dimensionare)
1- obiectiv puțin vulnerabil	Caracteristicile constructive și de amplasament ale obiectivului satisfăcătoare sau în parte nesatisfăcătoare în raport cu debitul și direcția apelor. Albii cu transport slab sau moderat de aluviuni.	La viiturile anuale se produc cel mult ușoare împotmoliri, subminări care necesită un volum minim de lucrări de refacere	Obiectivul poate fi avariata în proporție de cel mult 25% în zona de acțiune a apelor, necesitând despotmoliri, consolidări și reparații cu o durată de până la 15 zile pentru restabilirea situației inițiale

Grad de vulnerabilitate (v)	Caracteristici ale obiectivului și ale albiei	Comportarea obiectivului la viituri cu frecvența anuală	Comportarea obiectivului la viituri excepționale (asigurarea de dimensionare)
2- obiectiv vulnerabil	Caracteristicile constructive și de amplasament ale obiectivului sunt nesatisfăcătoare în raport cu debitul și direcția apelor. Albii cu transport moderat sau mare de aluviuni, zone active de depuneri.	La viiturile anuale se produc ușoare împotmoliri, subminări și avarii care necesită intervenții pentru refacerea stării inițiale de cca. 6 zile anual	Obiectivul poate fi avariata în proporție de cel mult 25-50% în zona de acțiune a apelor, necesitând despotmoliri, consolidări și reparații cu o durată medie de 30 zile pentru restabilirea situației inițiale
3- obiectiv foarte vulnerabil	Caracteristicile constructive și de amplasament ale obiectivului sunt cu totul nesatisfăcătoare în raport cu debitul și direcția apelor. Albii instabilă, cu transport masiv de aluviuni, zone active de depuneri și eroziune.	La viiturile anuale se produc împotmoliri, subminări și avarii care necesită intervenții pentru refacerea stării inițiale de cca. 12 zile anual	Obiectivul poate fi avariata în proporție de peste 50% în zona de acțiune a apelor, necesitând despotmoliri, consolidări și reparații cu o durată medie de 60 zile pentru restabilirea situației inițiale

Pentru evaluarea cantitativă a indicelui de caracterizare a obiectivelor protejate a fost propusă relația:

$$I_{ob} = \sum c_i \cdot e_i \cdot v_i \quad (\text{Ecuția 2}),$$

unde c_i , e_i , v_i - importanța, expunerea și vulnerabilitatea fiecărei categorii de obiective protejate.

Pentru fiecare dintre cele cinci criterii de mai sus s-a calculat ponderea pe o grilă latină cu trei valori în care criteriile de pe fiecare linie sunt comparate cu criteriile de pe coloane, criteriului mai important acordându-i-se valoarea 1, iar celui mai puțin important valoarea 0. Când cele două criterii au importanță egală, li se atribuie ambelor valoarea 0,5.

Pentru calculul ponderii fiecărui criteriu a fost utilizată formula "FRISCO" (Belton et al. 2002, Zamfir et al. 2010).

$$\gamma_i = \frac{p + \Delta p + m + 0.5}{-\Delta p' + \frac{Ncrt}{2}} \quad (\text{Ecuția 3}),$$

unde: p - suma punctajelor obținute pe linie, Δp - diferența dintre punctajul elementului luat în calcul și punctajul minim, m - numărul criteriilor surclasate (depășite din punct de vedere al punctajului) de către criteriul luat în calcul, $\Delta p'$ - diferența dintre punctajul elementului luat în calcul și punctajul primului element (rezultând o valoare negativă), $Ncrt$ - numărul de criterii considerate.

Rezultatele obținute sunt prezentate în tabelul de mai jos (Tab. 5).

Tab. 5. Stabilirea ponderilor criteriilor de calcul

Criteriu	Y_{sm}	G_{rm}	P_{ys}	P_{ye}	I_{ob}	Punctaj p	NIVEL	Δp	m	$-\Delta p'$	Pondere
Y_{sm}	█	0,5	1	1	1	4,0	4,5	3,0	3	0,0	4,40
G_{rm}	0,5	█	1	1	1	4,0	4,5	3,0	3	0,0	4,40
P_{ys}	0	0	█	1	1	3,0	3,0	2,0	2	1,5	1,75
P_{ye}	0	0	0	█	0	1,0	1,0	0,0	0	3,5	0,17
I_{ob}	0	0	0	1	█	2,0	2,0	1,0	1	2,5	0,80

Ținând seama de ponderile stabilite, pentru fiecare selecție de lucrări se poate determina un punctaj specific utilizând relația:

$$Ri = Y_{(Y_{sm})} \cdot \left(1 - \frac{Y_{sm}}{100}\right) + Y_{(G_{rm})} \cdot \left(\frac{G_{rm}}{G_{rm}^{ref}}\right) + Y_{(P_{ys})} \cdot P_{ys} + Y_{(P_{ye})} \cdot P_{ye} + Y_{(I_{ob})} \cdot \frac{I_{ob}}{I_{ob}^{med}}$$

(Ecuția 4),

unde: Ri – punctajul specific bazinului/selecției de lucrări, $Y_{(Y_{sm})}$ – ponderea criteriului indicele de stare mediu al lucrărilor, $Y_{(G_{rm})}$ – ponderea criteriului gradientul de stare mediu, $Y_{(P_{ys})}$ – ponderea criteriului proporția lucrărilor cu stare rea și foarte rea, $Y_{(P_{ye})}$ – ponderea criteriului proporția lucrărilor cu elevația mai mare sau egală cu 3,0 m, I_{ob}^{med} – indice de importanță mediu, calculat pentru valorile medii ale C_i , e_i , V_i pentru cele cinci categorii de obiective prezentate în tabelul 7 și are valoarea de 66,6, $Y_{(I_{ob})}$ – ponderea criteriului importanța obiectivelor, G_{rm}^{ref} – gradientul indicelui de stare de referință, corespunzător distrugerii integrale a lucrărilor pe perioada de funcționare normată a lucrărilor (respectiv 30 ani) și are valoarea de:

$$- 3,33 = \frac{(0-100)}{30}$$

3. Rezultate și Discuții

Din punct de vedere constructiv, dintre cele 39 de tipuri constructive de lucrări, puse în operă sub diverse variante și materiale de construcție (Lazăr & Gaspar 1994), în studiul de față au fost identificate doar opt tipuri. Astfel, au fost identificate: două baraje din tuburi, șapte baraje în arc, 15 baraje din elemente prefabricate fără contraforți, 27 de baraje de greutate subdimensionate, 30 de baraje din elemente prefabricate pe contraforți, 100 de baraje de greutate cu fundație evazată și 307 de baraje de greutate, procentul mare de baraje de greutate fiind o tendință de standardizare, situație congruentă cu observațiile lui Kostadinov și Dragovic (2010).

Din punct de vedere al materialelor de construcție folosite la punerea în operă a lucrărilor hidrotehnice de corectare a torenților, cele mai multe lucrări inventariate au fost din beton (249 lucrări) urmate de alte 211 lucrări din zidărie de piatră cu mortar de ciment, aceste materiale fiind considerate cu durabilitate ridicată (Armanini et al. 1991). Restul de 33 de lucrări fiind din soluții prefabricate sau combinații între toate acestea.

Astfel, dintre cele 493 de lucrări hidrotehnice transversale reinventariate, 255 de piese sunt proiectate cu radier, 250 prezintă ziduri de conducere, la un număr de 50 de lucrări a fost identificat și contrabaraj și 159 prezintă pinten terminal.

Din punct de vedere al vârstei lucrărilor, lucrările supuse studiului au fost puse în operă începând cu anul 1949 (Valea Mesteacănului), cele mai noi lucrări fiind din anul 2009 (Valea Repedei) (Tab. 6). Din această perspectivă, diverse studii arată că durata de viață funcțională pentru aceste structuri este adesea depășită, iar absența inspecțiilor periodice crește exponențial riscul colapsului singular (Chahrour et al. 2021, Hübl et al. 2024, Cislighi et al. 2025) sau în serie (Zhang et al. 2023).

Tab. 6. Specificații asupra perioadei de amenajare a albiilor torențiale din bazinele hidrografice studiate

Bazin hidrografic	Prima intervenție *[an]	Ultima intervenție *[an]
Pârâul Repedei	1963	2008
Perimetrul Rebra Mare	1963	2008
Valea Crăiasa	1981	2007
Valea Beiului	1972	1986
Valea Sohodol Runcu	1972	1994
Pârâul Adâncă de Jos	1980	1992
Valea Vârdales	1966	1992
Valea Jidoștița	1966	2007
Valea Cetății	1969	2005
Pârâul Tesla	2003	2005
Pârâul Tigăile	1978	2006
Pârâul Zimbru	1977	2006
Pârâul Vidaș	1979	1979
Valea Dracului	1979	2002
Valea Crasna	1980	2009
Valea Mesteacănului	1949	2000
Belinul Mare	1990	1992
Pârâul Belinul Mic	1978	1992
Valea Dejani	1966	1987
Pârâul Secăria	1955	1987
Pârâul Urlițoarea	1955	2003

*cu lucrări

3.1. Evenimente comportamentale identificate la prima inventariere a lucrărilor (natură, frecvență, repartiție pe bazine)

Din numărul total de lucrări hidrotehnice inventariate, la prima inventariere, un procent de 77,7% dintre acestea prezentau avarii, aspect constat și într-un alt studiu similar (77,2%, Mihalache 2022). Dintre avariile semnalate, cea mai des întâlnită problemă este afuierea radierului (41,8% din lucrări), urmată de afuierea lucrării propriu-zise (27,6%), studiile referitoare la acest aspect reliefând faptul că fundațiile sunt părți de lucrare foarte afectate (Cislighi et al. 2025). Aceste date sunt coerente cu alte cercetări, de exemplu, Cucchiario et al. (2019), care au evidențiat că pierderea integrității radierului compromise considerabil eficiența sedimentării și contribuie la instabilități structurale pe termen mediu.

3.2. Evenimente comportamentale identificate la al doilea inventar al lucrărilor (natură, frecvență, repartiție pe bazine)

Monitorizarea stării lucrărilor este fundamentală pentru întreținerea lucrărilor și implică inventarierea și reinventarierea acestora în teren, fiind necesar un sistem coerent de monitorizare și mentenanță, eficiența lucrărilor depinzând nu doar de proiectare ci și de sustenabilitate în exploatare, optimizarea amplasamentului și armarea structurilor fiind aspecte cruciale pentru atenuarea pericolelor (Tacnet et al. 2012).

La cea de-a doua inventariere a lucrărilor hidrotehnice transversale, un procent de 17% (84 piese) s-au dovedit a fi lucrări care nu au înregistrat avarii, aspect ce confirmă efectele simulate de către Baggio & D'Agostino (2021). Pentru comparație cu alte cercetări, procentul de piese

neafectate este în general sub 15%: Mihalache (2022) - 9,1% (45) dintre lucrări au rămas neafectate, Chahrour et al. (2021) - <15% piese intacte, Cislighi et al. (2025) ~12 % intacte, <10% piese neafectate (Yang et al. 2020) și ~15% intacte (Mazzorana et al. 2018). Avariile sunt datorate în principal lipsei operațiilor de întreținere și reparații (Baggio & D'Agostino 2021, Chahrour et al. 2021), precum și a viiturilor torențiale din perioada raportată (Agoramoorthy et al. 2008, Akita et al. 2014, Mazzorana et al. 2018, Yang et al. 2020, Cislighi & Bischetti 2022). Astfel, în studiul de față, avaria cu cea mai mare frecvență a fost eroziunea corpului lucrării propriu-zise, afectând 58,6% din piese, aceasta fiind identificată și în majoritatea studiilor din domeniu: Baggio & D'Agostino (2021) ~60% dintre lucrări prezintă degradare, Chahrour et al. (2021) consemnează că >50% dintre lucrări sunt erodate, >60% dintre piese au eroziuni severe (Yang et al. 2020) sau 50-70% dintre lucrări sunt degradate parțial sau total prin procese de eroziune (Mazzorana et al. 2018).

3.3. Evoluția evenimentelor comportamentale în perioada dintre cele două inventarieri

Analiza comparativă între două inventarieri succesive pentru cele 493 de lucrări hidrotehnice transversale a relevat o deteriorare generală a stării acestora. Dacă la primul inventar 110 lucrări nu prezentau avarii, la cel de-al doilea numărul acestora a scăzut drastic la doar 45. Aceste 45 de lucrări rămase neafectate sunt distribuite pe mai multe văi, cu o concentrare pe Valea Crăiasa (14 lucrări) și Pârâul Urlătoarea (13 lucrări). Studiile similare au reflectat faptul că un procent însemnat dintre baraje (~30-40%) suferă prăbușiri totale (scoatere totală din funcțiune) (Agoramoorthy & Hsu 2008), iar marea majoritate (50-70%) a lucrărilor sunt afectate de diverse avarii (Mazzorana et al. 2018, Baggio & D'Agostino 2021), degradările majore având frecvență mare în primii ani fără întreținere (Chahrour et al. 2021) iar evenimentele extreme conducând la degradări masive, pierderea funcției de retenție și de protecție a obiectivelor economice (Yang et al. 2020).

3.4. Impactul evenimentelor semnalate la prima inventariere asupra asocierii evenimentelor înregistrate în perioada dintre inventarieri

La a doua inventariere au fost evaluate atât avariile identificate la prima inventariere, cât și noile evenimente comportamentale apărute în perioada de referință, aspect ce conduce la identificarea avariilor în "cascadă", cu eventuale repercusiuni în cedarea structurilor sub efectul „domino” (Yang et al. 2020, Baggio & D'Agostino 2021, Zhang et al. 2023, Hübl et al. 2024).

Astfel, lucrările hidrotehnice care prezentau afuieri ale lucrării propriu-zise (136 de lucrări), au continuat să se deterioreze semnificativ între cele două inventarieri, dezvoltând o serie de noi avarii, respectiv: eroziuni (33 de lucrări), desprinderi în zona deversată (27 lucrări), fisurare (11 lucrări), decastrarea lucrării propriu-zise (8 lucrări), desprinderi în zona nedeversată (16 lucrări), afuierea radierului (6 lucrări), desprinderi ale radierului

(un caz), desprinderi la zidurile de conducere (patru cazuri), fisuri în zidurile de conducere (trei piese) și eroziuni ale zidurilor de conducere (două piese).

În perioada dintre inventarieri au fost observate asocieri între eroziunea lucrării propriu-zise și alte noi avarii ale lucrării: decastrări (14 cazuri), afuieri (12 cazuri), fisurare (18 cazuri), noi desprinderi în zona deversată (28 de situații) și desprindere în zona nedeversată (23 cazuri). La finalul celui de-al doilea inventar, eroziunea lucrării propriu-zise s-a asociat și cu alte avarii, fiind evidențiate: desprinderea radierului (13 situații), desprinderea dinților disipatori (trei cazuri), afuierea radierului (17 cazuri), eroziuni ale radierului (11 cazuri), fisurarea zidurilor de conducere (șapte înregistrări), desprinderi ale zidurilor de conducere (20 cazuri noi), eroziuni ale zidurilor (opt cazuri), desprinderi ale pintenului terminal (10 observații), eroziuni ale pintenului (cinci cazuri).

Alte asocieri reprezentative au fost observate și între desprinderea radierului (avarie prezentă încă de la prima inventariere) și unele avarii ale lucrării propriu-zise: decastrare (patru situații), afuiere (10 cazuri), fisuri (7 înregistrări), desprinderi în zona deversată (10 noi cazuri), desprinderi în zona nedeversată (nouă înregistrări noi) și noi eroziuni (11 situații). De asemenea, au mai existat asocieri și cu unele noi avarii ale radierului, cum ar fi afuierea (10 cazuri) și eroziunea (două cazuri). Aceste desprinderi ale radierului s-au mai asociat și cu avariile noi ale zidurilor: opt noi cazuri de fisurare, 14 noi situații cu desprinderi și cinci noi cazuri de eroziuni.

Analiza datelor de la a doua inventariere a scos în evidență că afuierea și eroziunea radierului, constatate încă de la prima inventariere, sunt printre cele mai semnificative cauze de deteriorare ulterioară a întregii lucrări hidrotehnice.

Studii din domeniu relevă că zona deversată și fundațiile lucrărilor sunt cele mai expuse componente ($R^2=0,925$, $R^2=0,910$), degradarea lucrărilor fiind în strânsă corelație cu tipul și materialul structurii ($p<0.001$). Lucrările de corectare a torenților fiind supuse evenimentelor torențiale imediat după punerea în operă, în primii 10 ani, funcționalitatea lucrărilor poate să scadă cu 83% ($R^2=0,953$) (Cislighi et al. 2025).

Atât asocierea noilor avarii cât și apariția de noi avarii pot avea cauze diverse, printre care: curent concentrat în aval, lipsa protecției talvegului (Armanini et al. 1991, Zhanget al. 2010, Piton & Recking 2016, Cucchiario et al. 2019), afuiere intensă, viituri cu energie mare/ presiune hidraulică excesivă, instabilitatea albiei (Agoramoorthy & Hsu 2008, Zhang et al. 2010, Lucas-Borja et al. 2018, Cucchiario et al. 2019, Yang et al. 2020, Baggio & D'Agostino 2021, Zhang et al. 2023, Hübl et al. 2024), transport masiv de aluviuni și flotanți (Mazzorana et al. 2018, Baggio & D'Agostino 2021, Guo et al. 2021, Lucas-Borja et al. 2021, Hübl et al. 2024), deficiențe structurale, erori de proiectare, îmbătrânirea materialului de construcție, solicitările repetate, dilatațiile termice și lipsa întreținerilor (Clinciu et al. 2010, Mazzorana et al. 2018, Guo et al. 2021, Hübl et al. 2024, Cislighi et al. 2025).

Pentru a nu crea instabilități în sistemele de lucrări pe termen mediu și lung, o monitorizare continuă a tuturor asocierilor dintre avarii este foarte importantă (Cortes Arevalo et al. 2014, Cortes Arevalo et al. 2016), asocierea dintre afuierea radierului și eroziunile întregii lucrări fiind rezultatul eroziunii și reconfigurării albiei din aval, aspect ce conduce la instabilitate locală și destabilizarea întregului ansamblu de lucrări (Boix et al. 2018, Akita et al. 2014, Cucchiario et al. 2019, Yang et al. 2020, Baggio & D’Agostino 2021, Guo et al. 2021, Lucas et al. 2021).

3.5. Intensitatea evenimentelor comportamentale în perioada dintre inventarieri

Pentru a face mai facilă utilizarea gradientului indicelui de stare în prioritizarea intervențiilor, s-au prezentat grafic datele colectate în cele două inventarieri (Fig. 2). Astfel, pentru fiecare din cele șase tipuri de avarii studiate, s-a calculat un “gradient global ponderat” (G_{s_i}), după următoarea formulă (Mihalache 2022):

$$G_{s_i} = \frac{a_i \cdot G_{s_1} + b_i \cdot G_{s_2}}{a_i + b_i} \quad (\text{Ecuația 5}),$$

unde:

- a_i – reprezintă numărul de lucrări afectate de avaria i la prima inventariere;
- G_{s_1} – valoarea medie a gradientului stării aferente lucrărilor afectate de avaria i la prima inventariere;
- b_i – numărul de lucrări afectate de avaria i la finalul celui de-al doilea inventar;
- G_{s_2} – gradientul mediu pentru lucrările afectate de avaria i la finalul celui de-al doilea inventar.

Aplicând această formulă pentru lucrările analizate, în figura 2 este prezentată ierarhizarea avariilor în funcție de impactul fiecăreia asupra mediei ponderate a gradientului. Această ierarhizare poate fi considerată un punct de plecare în alocarea fondurilor de investiții pentru reabilitarea lucrărilor hidrotehnice utilizate în amenajarea albiilor torențiale. Astfel, prioritate vor avea lucrările afectate de avariile cu cel mai mare impact conform valorii gradientului indicelui de stare. Prin urmare, în cazul unor fonduri limitate, intervențiile vor fi prioritizate conform celor evidențiate în figura 2,

respectiv: lucrările afectate de afuiere la lucrarea propriu-zisă, urmate de cele afectate de eroziune, fisuri, etc.

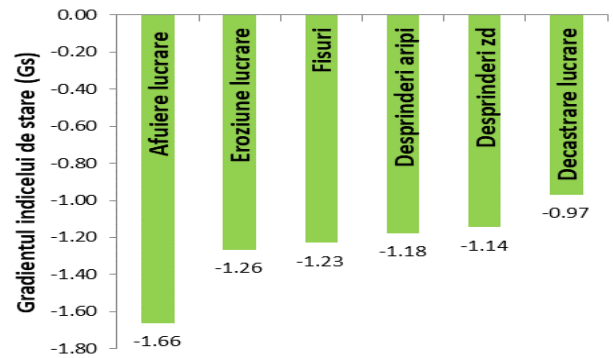


Fig. 2 Ierarhizarea avariilor studiate după valoarea medie ponderată a gradientului indicelui de stare

Acest tip de abordare, bazat pe scoruri ponderate, este încurajat și de Paratscha et al. (2019), care propun modele probabilistice pentru prioritizarea investițiilor în funcție de performanța structurală observată.

Cunoscând starea actuală a lucrărilor și ritmul de degradare al acestora este posibilă o eșalonare pe criterii cantitative a lucrărilor de reparații, urmând a se interveni cel mai urgent asupra lucrărilor cele mai avariate și cu cel mai ridicat ritm de degradare. Din motive organizatorice, din punct de vedere al organizărilor de șantier dar și pentru a facilita concentrarea echipelor de intervenție, considerăm oportună eșalonarea lucrărilor de reparații la nivel de bazin hidrografic/sistem de lucrări, ținându-se seama atât de starea lucrărilor, dar și de importanța obiectivelor protejate. Așadar, în primă fază se vor lua în calcul bazinetele cu cele mai mici valori ale gradientului mediu, iar apoi se va aloca atenție deosebită în raport cu clasamentul prezentat în figura 2.

Pe baza metodologiei prezentate a fost calculat punctajul specific pentru cele 21 de bazinete hidrografice și perimetre inventariate. Acest lucru, a permis ordonarea acestora în funcție de urgența de intervenție cu lucrări de reparații și punere în siguranță. Modul de calcul detaliat pentru fiecare bazinet hidrografic, inclusiv caracterizate obiectivelor apărate, este redat în tablelele 6, 7 și figura 3.

Tab. 6. Clasificarea bazinetelor hidrografice în funcție de urgența de intervenție

Bazinete hidrografic /perimetru	Caracteristicile sistemului de lucrări					Punctaj / urgența de intervenție					
	Ys	Gr	N	N _{Ys≤40}	N _{Ye≥3.0}	Rys	Rgr	Rpys	Rpye	Rob	Total
Pârâul Secăria	47,79	-2,79	25	4	13	2,3	3,69	0,28	0,09	0,37	6,73
Valea Crasna	37,44	-1,27	45	28	9	2,75	1,68	1,09	0,03	0,25	5,8
Pârâul Repedea	58,89	-2,35	29	2	11	1,81	3,11	0,12	0,06	0,24	5,34
Adâncă de Jos	67,08	-2,21	12	1	6	1,45	2,92	0,15	0,09	0,34	4,95
Pârâul Tesla	65,82	-2,38	13	1	0	1,5	3,14	0,13	0	0,11	4,88
Perimetrul Rebra Mare	57,3	-1,41	7	2	1	1,88	1,86	0,5	0,02	0,24	4,5
Belinul Mic	58,61	-1,69	27	5	0	1,82	2,23	0,32	0	0,12	4,49
Valea Dejani	59,21	-1,12	26	3	6	1,79	1,48	0,2	0,04	0,18	3,69
Pârâul Vârdales	59,75	-0,74	19	1	9	1,77	0,98	0,09	0,08	0,2	3,12
Valea Dracului	76,1	-1,24	20	0	2	1,05	1,64	0	0,02	0,22	2,93
Valea Crăiasa	82,91	-1,27	51	1	5	0,75	1,68	0,03	0,02	0,42	2,9
Valea Mesteacănului	75,05	-0,88	34	2	17	1,1	1,16	0,1	0,09	0,22	2,67
Valea Sohodol-Runcu	76,05	-0,5	17	3	12	1,05	0,66	0,31	0,12	0,35	2,49

Bazin hidrografic /perimetru	Caracteristicile sistemului de lucrări					Punctaj / urgența de intervenție					
	Ys	Gr	N	N _{Ys≤40}	N _{Ye≥3.0}	Rys	Rgr	Rpys	Rpye	Rob	Total
Valea Beilui	72,05	-0,57	20	2	4	1,23	0,75	0,18	0,03	0,14	2,33
Belinul Mare	79,59	-0,66	16	1	6	0,9	0,87	0,11	0,06	0,18	2,12
Valea Cetății	80,75	-0,7	11	0	7	0,85	0,92	0	0,11	0,22	2,1
Pârâul Zimbrului	80,83	-0,77	17	0	2	0,84	1,02	0	0,02	0,14	2,02
Pârâul Tigăile	83,03	-0,74	46	0	11	0,75	0,98	0	0,04	0,18	1,95
Valea Jidostita	75,35	0	17	1	9	1,08	0	0,1	0,09	0,26	1,53
Pârâul Urlătoarea	90,94	-0,27	36	0	9	0,4	0,36	0	0,04	0,36	1,16
Pârâul Vidas	87,92	-0,21	5	0	4	0,53	0,28	0	0,14	0,14	1,09

Legendă: Ys – indicele de stare al lucrărilor, Gr – gradientul indicelui de stare, N – numărul de lucrări, N_{Ys≤40} – numărul de lucrări cu indicele de stare mai mic de 40, N_{Ye≥3.0} – numărul de lucrări cu înălțimea elevației mai mare de 3 metri, Rys – punctaj aferent

indicelui de stare, Rgr - punctaj aferent indicelui de degradare al lucrărilor, Rpys – indice aferent ponderii lucrărilor cu înălțimea utilă peste 3,0 m, Rpye – punctaj aferent ponderii lucrărilor cu stare rea și foarte rea, Rob – punctaj aferent importanței obiectivelor apărate.

Tab. 7. Determinarea urgenței de intervenție cu lucrări de reparații (exemplu de calcul)

Bazin hidrografic	Obiective protejate					Caracteristicile sistemului de lucrări					Punctaj/urgența de intervenție					
	Obiectiv	c	e	v	Total (c*v*e)	Ys	Gr	N	N _{Ys≤40}	N _{Ye≥3.0m}	Rys	Rgr	Rpys	Rpye	Rob	Total
Valea Craiasa	Localitate	2	3	2	12											
	Acumulări				0											
	DC	2	2	2	8											
	DAF	1	3	3	9											
	Construcții silvice	1	3	2	6											
	Total				35	82,91	-1,27	51	1	5	0,8	1,7	0,03	0,02	0,4	2,9
Valea Beilui	Localitate	0	0	0	0											
	Acumulări				0											
	DC	0	0	0	0											
	DAF	1	2	3	6											
	Construcții silvice	1	3	2	6											
	Total				12	72,05	-0,57	20	2	4	1,2	0,8	0,18	0,03	0,1	2,33
Sohodol-Runcu	Localitate - Runcu	2	1	1	2											
	Acumulări	2	3	2	12											
	DC	2	3	2	12											
	DAF	0	0	0	0											
	Construcții silvice	1	3	1	3											
	Total				29	76,05	-0,5	17	3	12	1,1	0,7	0,31	0,12	0,4	2,49

Legendă: DC – Drumuri publice/Căi ferate, DAF – Drumuri forestiere, c – importanța, e – expunerea, v – vulnerabilitate obiectivelor protejate.

Această metodă permite stabilirea pe baza unor criterii cantitative a ordinii de intervenție cu lucrări de reparații pentru bazine hidrografice sau selecții de lucrări (Fig. 3). Se observă că valoarea medie cea mai scăzută a indicelui de stare nu implică și urgența de intervenție cea mai ridicată deoarece rata de degradare a lucrărilor, importanța obiectivelor protejate și alte criterii influențează urgența de intervenție. De exemplu, deși lucrările de pe Valea Crasna prezintă cea mai precară stare, urgența de intervenție este mai ridicată pe Pârâul Secăria datorită ratei de degradare mai accentuate și a importanței mai mari a obiectivelor apărate.

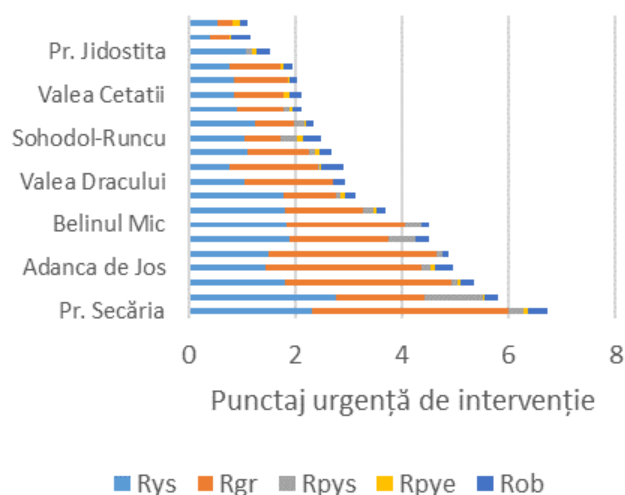


Fig. 3. Repartiția bazinelor hidrografice pe urgențe de intervenție

Realizarea lucrărilor de refacere a capacității funcționale a sistemelor hidrotehnice de corectarea torenților este o activitate necesară dar costisitoare, de aceea fiind necesară o analiză temeinică în vederea canalizării eficiente a resurselor financiare disponibile, resurse de multe ori limitate (Cucchiario et al. 2024, Martini et al. 2024).

4. Concluzii

(1) **Diversitatea lucrărilor și avariilor.** Cele 493 de lucrări hidrotehnice transversale analizate sunt reprezentative atât prin caracteristicile lor tehnice și constructive, cât și prin diversitatea avariilor la care au fost expuse în timpul exploatarei. Studiile din domeniu au dovedit faptul că fundațiile și corpul lucrărilor sunt cele mai afectate, radierele și protecțiile de albie fiind cele mai afectate, degradarea acestora punând în pericol întreaga structură hidrotehnică.

(2) **Monitorizarea stării lucrărilor.** Pe baza metodologiei prezentate în acest articol, au fost determinați doi indicatori: *indicele de stare* și *gradientul indicelui de stare*, în baza cărora pot fi efectuate prioritizări a unor eventuale investiții de întreținere și reparații.

(3) **Deprecierea stării lucrărilor.** Majoritatea lucrărilor au înregistrat o valoare negativă a gradientului indicelui de stare, ceea ce semnifică o depreciere liniară a stării lucrărilor între inventarieri. De menționat faptul că, predispoziția lucrărilor la apariția avariilor este mai accentuată imediat după punerea în operă conform variațiilor pronunțate ale gradientului pentru perioada cuprinsă între punerea în operă și prima inventariere, aspect observat în majoritatea studiilor cu inventarieri multiple.

(4) **Ritmul mediu anual de depreciere** este influențat de natura, frecvența, intensitatea și asocierea evenimentelor comportamentale, caracteristicile și amplasarea lucrărilor.

(5) **Impactul avariilor asupra deprecierei lucrărilor.** Gradientul mediu ponderat determinat pentru șase dintre avariile identificate, a evidențiat că rata medie anuală de depreciere a stării fizice a lucrărilor descrește în următoarea ordine: afuierea ($G_s = -1,66$), eroziunea ($G_s = -1,26$), fisurarea ($G_s = -1,23$), desprinderea zonă nedeversată ($G_s = -1,18$), desprinderea zonei deversate ($G_s = -1,14$) și decastrarea lucrării ($G_s = -0,97$).

(6) **Importanța gradientului indicelui de stare.** Semnificația practică a gradientului indicelui de stare, inclusiv pentru prognoza evoluției probabile a stării lucrărilor, reprezintă un argument important pentru canalizarea eforturilor și preocupărilor în acest domeniu.

În condițiile unor resurse financiare și organizatorice limitate cunoașterea stării lucrărilor, a ratei de degradare a acestora, alături de importanța obiectivelor protejate sunt elemente esențiale în dezvoltarea unui sistem eficient de eșalonare a lucrărilor de reparații și întreținere a sistemelor de lucrări hidrotehnice din bazinele hidrografice torențiale.

(7) **Eșalonarea lucrărilor de intervenție.** În condițiile unor resurse financiare și organizatorice limitate cunoașterea stării lucrărilor, a ratei de degradare a

acestora, alături de importanța obiectivelor protejate sunt elemente esențiale în dezvoltarea unui sistem eficient de eșalonare a lucrărilor de reparații și întreținere a sistemelor de lucrări hidrotehnice din bazinele hidrografice torențiale.

În același trebuie menționat că, alături de starea lucrărilor și ritmul de degradare al acestora, la realizarea planului de intervenție cu lucrări de reparații și completare a sistemelor de lucrări de corectarea torenților trebuie să se țină seama și de caracteristicile sistemului de lucrări. În acest sens au fost propuși ca indicatori numărul lucrărilor cu stare de degradare avansată, aflate în pericol eminent de colaps, cu impact puternic asupra stabilității sistemului de lucrări, și numărul lucrărilor cu elevația de peste 3,0 m, a căror distrugerea afectează grav capacitatea funcțională a sistemului hidrotehnic.

Un alt element determinant în eșalonarea lucrărilor de intervenție îl constituie importanța obiectivelor socio-economice apărute, fiind evidentă necesitatea canalizării intervenției către sistemele de lucrări aferente obiectivelor de infrastructură de importanță regională sau națională (drumuri naționale, căi ferate, acumulări etc.).

În concluzie, studiul efectuat subliniază necesitatea intervențiilor regulate de întreținere pentru a asigura buna funcționare și siguranța lucrărilor hidrotehnice. O monitorizare continuă și intervenție proactivă sunt esențiale pentru a preveni deteriorarea progresivă a lucrărilor hidrotehnice și pentru a securiza funcționalitatea lor pe termen lung.

Finanțare

Cercetările au fost finanțate din proiectul PN23090203 (*Contribuții științifice noi pentru un management sustenabil al bazinelor hidrografice torențiale, terenurilor degradate, perdelelor forestiere și al altor sisteme agrosilvice în contextul schimbărilor climatice*) din cadrul Programului Nucleu FORCLIMSOC 2023-2026, al INCDS "Marin Drăcea", finanțat de Autoritatea Națională pentru Cercetare din subordinea Ministerului Educației și Cercetării.

Bibliografie

- Adorjani A (2000).** Normativ pentru stabilirea eficienței economice a lucrărilor de corectare a torenților, a indicatorilor de fundamentare a investiției și a indicatorilor tehnico-economici. Manuscris ICAS, 54 p.
- Abbasi NA, Xiangzhou X, Lucas-Borja ME, Dang W, Liu B (2019).** The use of check dams in watershed management projects: Examples from around the world. *Science of The Total Environment* 676, 683-691. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.249>
- Agoramoorthy G, & Hsu M J (2008).** Small size, big potential: check dams for sustainable development. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 50(4), 22-35.
- Akita H, Kitahara H, & Ono H (2014).** Effect of climate and structure on the progression of wooden check dam decay. *Journal of Forest Research*, 19(5), 450-460. <https://doi.org/10.1007/s103>
- Armanini A, Dellagiacomina F, & Ferrari L (1991).** From the check dam to the development of functional check dams. In Armanini A & Di Silvio G (eds.). *Fluvial hydraulics of mountain regions*. Vol. 37, pp. 331-344. Springer. <https://doi.org/10.1007/BFb0011200>
- Baggio T, & D'Agostino V (2021).** Simulating the effect of check dam collapse in a debris-flow channel. *Science of the Total Environment*,

- 816, 151660. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151660>
- Belton V, Stewart TJ (2002).** Multiple Criteria Decision Analysis. doi. [org/10.1007/978-1-4615-1495-4](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1495-4)
- Boix-Fayos C, de Vente J, Martínez-Mena M, Barberá G G, & Castillo V (2008).** The impact of land use change and check-dams on catchment sediment yield. *Hydrological Processes*, 22(25), 4922–4935. <https://doi.org/10.1002/hyp.7115>
- Chahrouf N, Nasr M, Tacnet JM, Bérenguer C (2021).** Deterioration modeling and maintenance assessment using physics-informed stochastic Petri nets: Application to torrent protection structures. *Reliability Engineering & System Safety* 210, 107524. doi:10.1016/j.res.2021.107524
- Cislaghi A, & Bischetti G B (2022).** Best practices in post-flood surveys: The study case of Pioverna torrent. *Journal of Agricultural Engineering*, 53(2), 1312. <https://doi.org/10.4081/jae.2022>
- Cislaghi A, Morlotti E, Cucchiario S, Morando P, & Bischetti G B (2025).** Monitoring of torrent control structures: An integrated approach from first-level inspections to maintenance strategies. *Journal of Flood Risk Management*, 18(1), e13011.
- Cliniciu I, Petrițan C, & Niță M D (2010).** Monitoring of the hydrotechnical torrent control structures: a statistical approach. *Environmental engineering and management journal*, 9(12), 1699-1707.
- Cortes Arevalo V J, Charrière M, Bossi G, Frigerio S., Schenato L, Bogaard T, Bianchizza C, Pasuto A, & Sterlacchini S (2014).** Evaluating data quality collected by volunteers for first-level inspection of hydraulic structures in mountain catchments. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 14(10), 2681–2698. <https://doi.org/10.5194/nhess-14-2681-2014>
- Cortes Arevalo V J, Sterlacchini S, Bogaard T A, Junier S, & Van De Giesen N (2016).** Decision support method to systematically evaluate first-level inspections of the functional status of check dams. *Structure and Infrastructure Engineering*, 12, 1487–1504. <https://doi.org/10.1080/15732479.2016.1144619>
- Cucchiario S, Cavalli M, Vericat D, Crema S, Llana M, Beinat A, Marchi L, & Cazorzi F. (2019).** Geomorphic effectiveness of check dams in a debris-flow catchment using multi-temporal topographic surveys. *Catena*, 174, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.11.004>
- Cucchiario S, Martini L, Maset E, Pellegrini G, Poli M, Beinat A, Cazorzi F, Picco L. (2024).** Multi-temporal analysis to support the management of torrent control structures. *Catena*, 235, 107599. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107599>
- Davidescu ȘO, Clinciu I, Tudose N C, Ungurean C (2012).** An evaluating methodology for torrent control structures condition. *Annals of Forest Research*, 55, 125-143.
- Dell'Agnesa A, Mazzorana B, Comiti F, Von Maravic P, D'agostino V (2013).** Assessing the physical vulnerability of check dams through an empirical damage index. *Journal of Agricultural Engineering*, 44(1), e2. doi: 10.4081/jae.2013.e2
- Guo W Z, Wang W L, Xu Q, Hu J J, & Zhu L L (2021).** Distribution, failure risk and reinforcement necessity of check-dams on the Loess Plateau: A review. *Journal of Mountain Science*, 18(2), 499-509.
- Hübl J, Suda J, Uchida T, & Nagl G (2024).** Check dam failures. In *Advances in debris-flow science and practice*. pp. 565-588, Cham: Springer International Publishing.
- Kostadinov S, & Dragovic N (2010).** Check dams in the torrent control practice in small mountainous catchments. In C. C. García & M. A. Lenzi (Eds.), *Check dams, morphological adjustments and erosion control in torrential streams*. Nova Science Publishers, Inc.
- Lazăr NV, Gaspar R et al. (1994).** Cercetări privind stabilitatea, rezistența și funcționalitatea lucrărilor de amenajare a torențurilor. Tema 12RA/94. Referat științific final. ICAS. București.
- Lee KH, Ewane EB, Uchida T, Woo CS (2022).** Damage Types and Deterioration Characteristics of Check Dams Built on Mountain Streams in Southeast Korea. *Frontiers in Earth Science* 9, 788029. DOI: 10.3389/feart.2021.788029
- Lucas-Borja M E, Piton G, Yu Y, Castillo C, & Antonio Zema D (2021).** Check dams worldwide: Objectives, functions, effectiveness and undesired effects. *Catena*, 204, 105390. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105390>
- Martini L, Cucchiario S, Piccinin F, Pellegrini G, Maset E, Baggio T, Chiarel G, Cazorzi F, Picco L (2024).** Assessing the effect of torrent control structures on sediment continuity and connectivity, *CATENA*, 246, 108439. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108439>.
- Mazzorana B, Trenkwalder-Platzer H J, Heiser M, & Hübl J (2018).** Quantifying the damage susceptibility to extreme events of mountain stream check dams using rough set analysis. *Journal of Flood Risk Management*, 11(4), e12333. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12333>
- Mihalache AL, Marin M, Davidescu S, Ungurean C, Adorjani A, Tudose NC, Davidescu AA, Clinciu I (2020).** Physical status of torrent control structures in Romania. *Environmental Engineering and Management Journal*, 19(5), 861-872. DOI: 10.30638/eemj.2020.081
- Mihalache AL, Clinciu I, Davidescu ȘO, Tudose NC, Marin M, Ungurean C, Davidescu AA, Tudose O (2021a).** Gradientul indicelui de stare al lucrărilor hidrotehnice transversale utilizate în amenajarea albiilor torențiale. *Revista Pădurilor*, 4, 15-30.
- Mihalache AL, Clinciu I, Davidescu ȘO, Tudose NC, Ungurean C, Marin M, Davidescu AA, Tudose O (2021b).** Gradientul indicelui de stare al lucrărilor hidrotehnice transversale utilizate în amenajarea albiilor torențiale, indus de unele avarii ale lucrării propriu-zise. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 49, 5-18.
- Mihalache AL (2022).** Evoluția stării lucrărilor hidrotehnice transversale utilizate în amenajarea albiilor torențiale. Teză de doctorat, Universitatea Transilvania din Brașov.
- Mizuyama T (1979).** Survey of disaster check dam. *Journal of Japan Society of Erosion Control Engineering*, 4, 26–30. https://doi.org/10.11475/sabo1973.31.4_26
- Paratscha R, Strauss A, Smutny R, Lampalzer T, Rauch H P, & von der Thannen M (2019).** Probabilistic performance prediction model for Austriantorrent control infrastructure. *Structure and Infrastructure Engineering*, 15(2), 170–179. <https://doi.org/10.1080/15732479.2018.1526195>
- Piton G, Carladou S, Recking A, Tacnet JM, Liébault F, Kuss D, Quefféléan Y, Olivier M (2017).** Why do we build checkdams in Alpine streams? An historical perspective from the French experience. *Earth Surf. Process. Landforms*, 42: 91–108. DOI: 10.1002/esp.3967
- Ramirez JA, Mertin M, Peleg N, Horton P, Skinner C, Zimmermann M, Keiler M (2022).** Modelling the long-term geomorphic response to check dam failures in an alpine channel with CAESAR-Lis flood. *International Journal of Sediment Research*, 37(5), 687-700. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2022.04.005>
- Sodnik J, Kryżanowski A, Martinčić M, Mikoš M (2013).** Torrential check dams as debris-flow sources. *Proceedings of the 1st Regional Symposium on Landslides in the Adriatic-Balkan Region*. Zagreb, 251–256.
- STAS 4273-83** Construcții hidrotehnice. Încadrarea în clase de importanță.
- Tacnet J-M, Curt C, Benjamin R, & Richard D (2012).** Efficiency assessment for torrent protection works. Proceedings of the 12th Congress INTERPRAEVENT 2012.
- Tudose NC, Davidescu ȘO, Ungurean C, Adorjani A, Davidescu A, David D, Niță MD, Clinciu I, Tătar V (2015).** Ecological solutions for the arrangement of torrents stream beds from protected natural areas ROSCI0207 Postăvaru, ROSCI0195 Piatra Mare and ROSCI 0038 Ciucaș. On line at: http://www.icasbv.ro/?page_id=15
- Yang Y F, Fu S H, Liu B Y, Sun B, Liu C G, Wang Z Y, & Wu S N (2020).** Damage of check dams by extreme rainstorms on the Chinese Loess Plateau: A case study in the Chabagou watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 75(6), 746-754.
- Zamfir A, Dima I C (2010).** Analiza multicriterială – instrument decizional complex. Ed. Universitară.
- Zhang L, Shi C, & Zhang H (2010).** Effects of check-dams on sediment storage-release in Chabagou Watershed. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 26(2), 64-69.
- Zhang Q, Li Y, Yu S, Wang L, Chen Z, & Zhou J. (2023).** Rapid quantitative study of check dam breach floods under extreme rainstorm. *Natural Hazards*, 116(2), 2011-2031.

Abstract

Evaluation of intervention emergencies on torrent control structures using the status index gradient

Transversal torrent control structures help to mitigate flash flows, reduce sediment transport, and stabilize slopes, landslide-prone terrains and sediment deposits. Furthermore, they create favorable conditions for forest vegetation development both on slopes and within the main channels of torrential streams. This study analyzes the typology, condition, structural damage, and degradation rate of 493 transversal hydrotechnical structures located on torrential watercourses. The results highlight the vulnerability of those structures to natural and anthropogenic pressure, exacerbated by the absence of regular maintenance. Moreover, the analysis reveals that structural damages are not isolated events but are interrelated, often triggering or intensifying other forms of degradation. These findings emphasize the need for the implementation of effective management and maintenance strategies to ensure the long-term functionality and resilience of these structures.

Keywords: torrent control structures, status index gradient, emergency interventions

Unele considerații privind amenajarea albiilor torențiale în contextul cerinței de refacere a râurilor prin înlăturarea „barierelor”

Mihai Daniel Niță¹, Nicu Constantin Tudose², Șerban Octavian Davidescu³, Mirabela Marin²✉, Ioan Clinciu¹

1. Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere, Universitatea Transilvania din Brașov

2. SCDEP Brașov, INCDS, Brașov, RO;

3. Institutul National de Cercetare Dezvoltare in Silvicultură (INCDS) “Marin Drăcea, Volunrati, RO

✉ autor corespondent (mirabela.marin@icas.ro)

1. Introducere

În ultimele decenii, accentul pus de Uniunea Europeană pe refacerea ecosistemelor naturale, conservarea biodiversității și restabilirea conectivității ecologice a condus la schimbări semnificative în abordările privind managementul resurselor de apă. În particular, Strategia Europeană pentru Biodiversitate 2030 promovează refacerea funcțiilor naturale ale râurilor prin eliminarea construcțiilor hidrotehnice care constituie bariere pentru migrarea faunei acvatice și care perturbă fluxul natural de sedimente și nutrienți (Comisia Europeană 2020). În acest context, Comisia Europeană a stabilit ca obiectiv ambițios refacerea până în anul 2030 a 25 000 km de râuri cu curgere liberă prin îndepărtarea sau adaptarea barierelor care afectează conectivitatea longitudinală și laterală (Comisia Europeană 2020).

Pe lângă directivele europene relevante, precum Directiva Cadru privind Apa (2000/60/EC) (Comisia Europeană 2000) și directivele „Păsări” (2009/147/EC) (Comisia Europeană 2010) și “Habitat” (92/43/EEC) (Comisia Europeană 1992), strategia actuală subliniază necesitatea unei abordări integrate, în care aspectele hidrologice, ecologice, economice și sociale sunt luate în considerare împreună. Cu toate acestea, în literatura de specialitate și în strategiile existente există încă lacune de cercetare semnificative referitoare la aplicabilitatea practică și impactul unor astfel de măsuri în bazinele torențiale, zone distincte ca morfologie și dinamică hidrologică față de râurile mari (Belletti *et al.* 2020, Wohl *et al.* 2015).

În România, rețeaua hidrografică amenajată din

bazinele hidrografice torențiale are o lungime de aproximativ 2 200 km, și include aproximativ 19 000 de construcții hidrotehnice (dintre care 16 000 transversale și 3 000 longitudinale) (Mihalache 2022). Dintre acestea, aproximativ o treime sunt în prezent cuprinse și descrise într-un inventar informatic inițiat și dezvoltat de INCDS Marin Drăcea (abht.ro). Pentru o fundamentare solidă a deciziilor strategice, referitoare la lucrările hidrotehnice transversale, ca posibile bariere în conectivitatea longitudinală a cursurilor de apă, este necesar ca inventarul existent să fie extins pentru a răspunde la întrebări precum: i) *Câte posibile bariere sunt în bazine torențiale traversate de cursuri de apă temporare și câte sunt în bazine traversate de cursuri de apă permanente/semipermanente?* ii) *Câte dintre posibilele bariere cotate ca fiind depășite ar putea fi înlăturate și câte ar trebui să fie păstrate?*

Pe de altă parte, schimbările climatice, prin creșterea temperaturilor și modificarea precipitațiilor, afectează disponibilitatea resurselor de apă, deja limitate (Marx *et al.*, 2018, Bisselink *et al.* 2020, Rosinska *et al.* 2024). În plus, activitățile umane alterează distribuția spațială și temporală a apei și influențează disponibilitatea acesteia (Li *et al.* 2021, Liang *et al.* 2020, Wang *et al.* 2023, Wu *et al.* 2024). Astfel de modificări vor intensifica apariția fenomenelor extreme și vor perturba procesele hidrologice (Hao *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2021), cu precădere în zonele montane, care sunt areale extrem de vulnerabile la schimbări climatice (Birsan *et al.* 2014, Duvillard *et al.* 2019, Wang *et al.* 2023, González-Moreno *et al.* 2025).

Știută fiind vulnerabilitatea ridicată a țării noastre la apariția fenomenelor hidrologice extreme (Antal *et al.* 2023, Antonescu *et al.* 2023, Cheval *et al.* 2024) este nevoie de un management proactiv, care să sporească reziliența și capacitatea de adaptare la schimbări de mediu și să ghideze factorii de decizie în adoptarea de măsuri eficiente pentru gestionarea evenimentelor extreme (Angeler *et al.* 2019, Levin *et al.* 2022, de Albuquerque *et al.* 2024).

O abordare utilă pentru analiza impactul lucrărilor de corectarea torenților asupra mediului este reprezentată de evaluarea ciclului de viață (Life Cycle Assessment - LCA). LCA facilitează compararea diferitelor opțiuni tehnologice cu scopul de a identifica produse și procese de producție cu impact minim asupra mediului, prin urmare este un instrument util pentru orientarea către practici de construcție mai durabile (Remy *et al.* 2014, Song *et al.* 2020). Această metodologie permite determinarea impactului de mediu al diferitelor produse începând cu faza de achiziție a materiilor prime și până la eliminarea produsului (sfârșitul ciclului de viață) (Curran 2013, Paratscha *et al.* 2019). În plus, această metodă permite determinarea impactului cumulat al evenimentelor extreme și degradarea progresivă a lucrărilor hidrotehnice (Ballesteros Cánovas *et al.* 2016, de Melo *et al.* 2024).

Totodată, LCA este un instrument util pentru identificarea soluțiilor constructive sustenabile și reziliente la schimbările climatice și trecerea la practici de construcție mai sustenabile (Paratscha *et al.* 2019, Barbhuiya and Das 2023, Cucchiario *et al.* 2024). În cazul bazinelor torențiale însă, majoritatea analizelor LCA efectuate anterior au exclus etapa de sfârșit de viață din cauza lipsei de date sau au neglijat această etapă, având în vedere necesitatea conservării ecosistemelor adaptate (Zhang *et al.* 2007, Song *et al.* 2018). Studiile recente sugerează că, pentru baraje și alte structuri de control al viiturilor torențiale, restaurarea capacității funcționale ar trebui considerată o alternativă la demolarea sau defaectarea controlată (Bidoglio *et al.* 2018, Marin *et al.* 2024).

O atenție deosebită trebuie acordată și vegetației aflate de-a lungul albiilor torențiale deoarece aceasta influențează procesele hidrologice și calitatea apei. Structura, diversitatea și densitatea sezonieră a vegetației sunt factori cheie care influențează scurgerea apei (Tabacchi *et al.* 2000, Karunakalage *et al.* 2025, Su *et al.* 2025). Prin urmare, evaluarea impactului vegetației asupra proceselor hidrologice este esențială pentru menținerea sustenabilității ecosistemelor, mai ales în contextul schimbărilor climatice (Jeong *et al.* 2024, Luan & Ma 2025). În contextul actual al strategiei pentru biodiversitate, specificitatea bazinelor torențiale nu a fost suficient analizată, iar recomandările generale privind eliminarea barierelor nu țin cont întotdeauna de particularitățile și rolul acestor amenajări în mediile torențiale. În plus, aspectul legat de raportul cost-beneficiu și fezabilitatea tehnică a eliminării barierelor în cursurile torențiale nu a fost studiat pe deplin (Garcia de Leaniz 2019).

Prin urmare, contribuția de față derivă din nevoia unei abordări clare, adaptate realităților bazinelor torențiale, care să evite abordări simpliste sau măsuri universale ce ar putea avea efecte adverse neașteptate asupra stabilității albiilor și biodiversității locale. În ultimă analiză, scopul urmărit este de a examina în mod critic particularitățile amenajării albiilor torențiale din perspectiva noii cerințe europene privind înlăturarea sau adaptarea barierelor transversale.

În consecință, obiectivele specifice ale lucrării de față sunt următoarele:

- Clarificarea contextului și implicațiilor strategiei europene privind eliminarea barierelor pentru cursurile torențiale;
- Analiza particularităților hidrologice și morfologice ale bazinelor torențiale și ale lucrărilor hidrotehnice de amenajare a albiilor torențiale care influențează deciziile de înlăturare a barierelor;
- Oferirea unei perspective nuanțate asupra conceptului de „barieră depășită”, prin prezentarea unor exemple specifice;
- Evidențierea beneficiilor ecologice indirecte pe care barierele existente le pot avea în condiții torențiale extreme;
- Recomandarea unor soluții practice de amenajare ecologică adaptată mediului torențial.

Prin îndeplinirea acestor obiective, prezentul articol contribuie la o înțelegere mai bună și mai nuanțată a provocărilor și oportunităților asociate cu gestionarea albiilor torențiale, aducând astfel clarificări utile în aplicarea Strategiei Europene pentru Biodiversitate.

2. Metodologie

Articolul reprezintă o sinteză critică a literaturii existente, a ghidurilor tehnice europene, precum și a documentelor strategice recente privind managementul barierelor și refacerea conectivității râurilor (Belletti *et al.* 2020, Comisia Europeană 2020). Metodologic, abordarea noastră se orientează către sintetizarea și discutarea literaturii relevante privind amenajarea albiilor torențiale în contextul noii cerințe europene de restaurare ecologică prin îndepărtarea barierelor hidrotehnice.

Într-o primă etapă, a fost realizată delimitarea tematică a subiectului, prin identificarea punctelor de convergență dintre strategiile europene recente (precum Strategia pentru Biodiversitate 2030 sau Directiva Cadru privind Apa) și problematica specifică a bazinelor torențiale. Această etapă a permis formularea unor întrebări-cheie privind aplicabilitatea măsurilor europene în contexte montane, caracterizate de instabilitate hidromorfologică.

Ulterior, a fost realizată selecția surselor relevante, incluzând atât literatura științifică de specialitate accesată prin baze de date internaționale (Scopus, Web of Science), cât și ghiduri tehnice și rapoarte emise de instituții europene, precum Comisia Europeană și Agenția Europeană de Mediu (EEA). De asemenea, au fost analizate studii de caz documentate privind îndepărtarea barierelor și impactul asupra cursurilor mici de apă.

Pe baza acestor materiale, a fost realizată o analiză critică a informațiilor, cu accent pe evaluarea diferențelor dintre aplicabilitatea măsurilor de restaurare ecologică pe râuri mari, permanente, și pe cursuri torențiale temporare. Un alt punct important a fost reinterpreta conceptului de

„barieră depășită” în contexte geomorfologice instabile și identificarea potențialelor beneficii ecologice indirecte pe care anumite structuri hidrotehnice le pot genera în bazinele torențiale.

În final, au fost formulate recomandări practice, în conformitate cu principiile restaurării ecologice adaptate contextului local. Aceste recomandări au urmărit să integreze bunele practici identificate în literatura de specialitate cu realitățile și constrângerile amenajării albiilor în zone torențiale.

3. Rezultate și discuții

3.1. Contextul strategic al eliminării barierelor de pe râuri în Europa și implicații pentru cursurile de apă torențiale

Construcțiile hidrotehnice de pe albiile torențiale și-au dovedit, de-a lungul timpului, eficiența în atenuarea debitelor, reținerea sedimentelor, favorizarea instalării vegetației, controlul eroziunii și reducerea riscului de apariție a viiturilor torențiale prin creșterea timpului de concentrare a apelor în bazin (Piton *et al.* 2017, Abbasi *et al.* 2019).

Pe de altă parte, schimbările climatice au un impact hidrologic semnificativ care poate afecta reziliența

ecosistemelor la apariția evenimentelor extreme (Tang & Li 2024, Wang *et al.* 2024). În acest context, menținerea sustenabilității este esențială pentru securizarea disponibilității resurselor naturale și protecția mediului (Sanz-Torro *et al.* 2025). Aceste provocări sunt cuprinse în mai multe strategii europene printre care și Strategia Europeană pentru Biodiversitate 2030. Aceasta reprezintă un document-cheie care subliniază necesitatea restaurării ecologice a ecosistemelor acvatice prin refacerea conectivității longitudinale și laterale a râurilor europene (Comisia Europeană 2020). În centrul strategiei se află obiectivul ambițios de restaurare a cel puțin 25 000 km de râuri la condiții cât mai naturale până în anul 2030, în principal prin eliminarea sau adaptarea barierelor artificiale. Obiectivul este în deplin acord cu Directiva Cadru privind Apa (2000/60/EC), care subliniază importanța atingerii unei bune stări ecologice a corpurilor de apă (Belletti *et al.* 2020).

În figura 1 sunt rezumate principalele prevederi ale strategiei europene, evidențiind aspecte precum eliminarea barierelor, concentrarea pe conectivitate, integrarea în planurile de management ale bazinelor hidrografice și armonizarea cu alte directive europene.

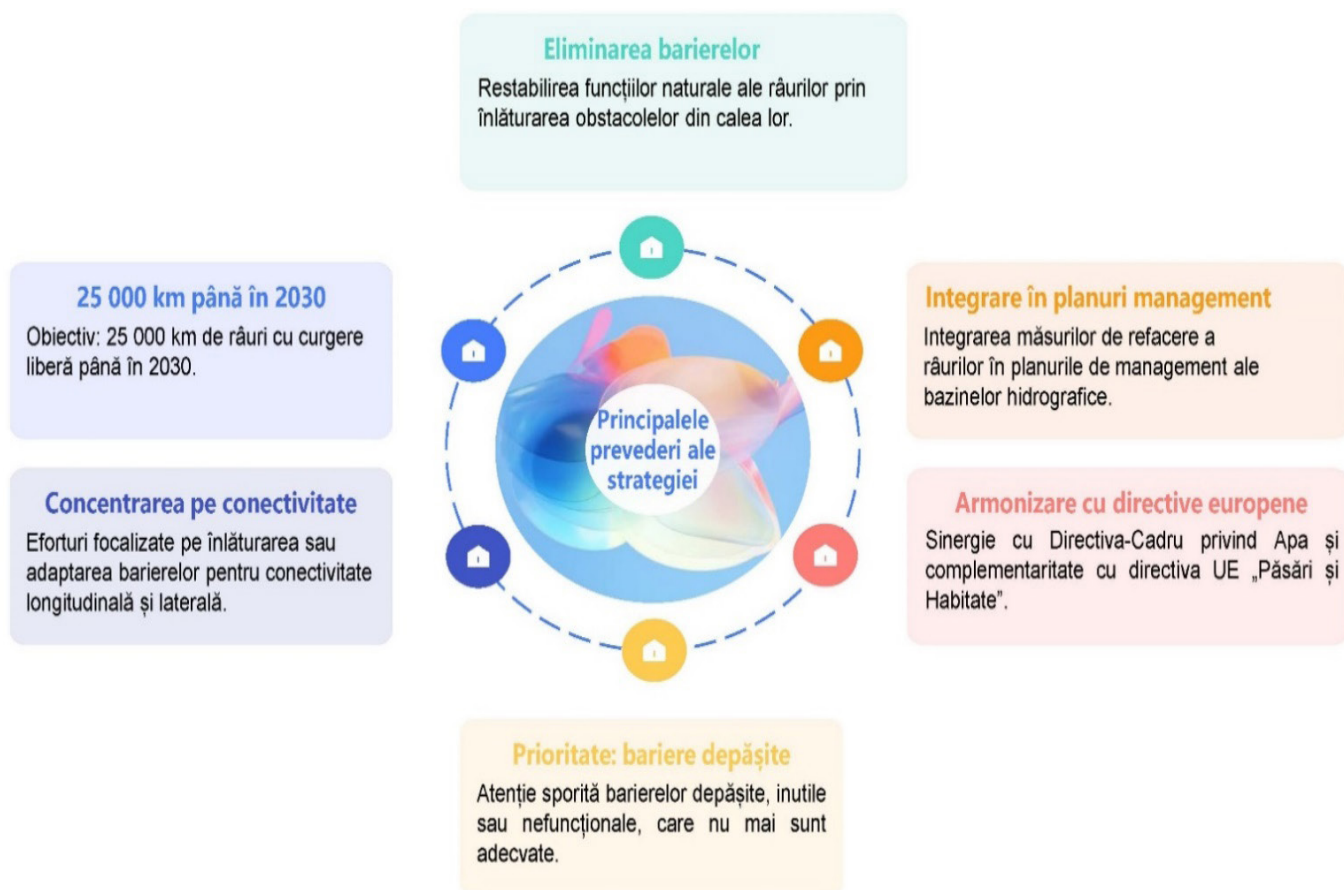


Fig. 1. Principalele prevederi ale Strategiei Europene pentru Biodiversitate privind restaurarea râurilor (sursă: adaptare după documente Comisia Europeană, 2020)

Pentru aplicarea coerentă a acestor prevederi, Comisia Europeană a stabilit o serie de criterii de selecție și prioritizare a barierelor ce urmează a fi îndepărtate. Acestea urmăresc nu doar restaurarea conectivității

ecologice, ci și asigurarea unei intervenții eficiente din punct de vedere economic și ecologic, compatibile cu utilizările existente ale apei și cu obiectivele climatice. Figura 2 sintetizează aceste criterii.



Fig. 2. Criterii de selecție și priorizare pentru înlăturarea barierelor (sursă: adaptare după documente CE, 2020)

Cu toate acestea, aplicarea uniformă a acestor principii strategice ridică provocări semnificative în cazul bazinelor torențiale, care prezintă caracteristici geomorfologice și hidrologice distincte față de râurile mari sau permanente. Prin urmare, este necesară o adaptare atentă a intervențiilor de restaurare la specificul acestor ecosisteme de mici dimensiuni și mare instabilitate.

3.2. Particularități ale bazinelor hidrografice torențiale și ale lucrărilor de amenajare hidrotehnică a albiilor torențiale

Bazinele hidrografice torențiale reprezintă sisteme montane sau deluroase de mici dimensiuni, caracterizate printr-un regim hidrologic discontinuu, o dinamică geomorfologică accentuată și o valoare patrimonială redusă. Deoarece în aceste bazine nu există albiile majore, nu se impune realizarea de îndiguiri în adevăratul sens al cuvântului și nici nu se pune problema de diminuarea spațiului natural de inundație sau ruperea conectivității laterale cu zona inundabilă. Suprafețele acestor bazine sunt, de regulă, inferioare pragului de 1.000 ha (rareori până la 3.000 ha) (Harmel *et al.* 2006, Gautam 2012, Perry 2014, Benti Tolera *et al.* 2018, Abbasi *et al.* 2019, Lucas-Borja *et al.* 2021, Tang & Li 2024), iar cursurile de apă care le drenează prezintă debite neregulate, cu alternanțe extreme între perioade de secetă și ploi abundente care generează viituri violente (episodice) (Kvočka *et al.* 2018, Gautam *et al.* 2018, Jodar-Abellan *et al.* 2019). Aceste particularități geomorfologice și hidrologice extrem de variate impun o reevaluare a abordărilor de restaurare, mai ales în contextul schimbărilor climatice care pot amplifica intensitatea și frecvența fenomenelor meteorologice extreme (Marin *et al.* 2022, Thnag & Li 2024).

Instabilitatea hidrologică, asociată pantelor accentuate și substratului erodabil, generează procese intense de eroziune, transport solid și colmatare, care diferențiază fundamental torenții de râurile perene de șes sau de deal.

Din punct de vedere ecologic, bazinele torențiale oferă habitate temporare sau pioniere, ocupate de specii adaptate la variabilitate extremă, dar vulnerabile la modificări artificiale brutale. Spre deosebire de râurile mari, unde pierderea conectivității laterale este una dintre principalele presiuni, la cursurile torențiale aceasta este limitată natural de dimensiunea redusă a albiei active și de lipsa unei zone ripariene bine dezvoltate.

Pentru stabilizarea acestor sisteme instabile, amenajările hidrotehnice utilizate sunt, de regulă, structuri liniare scurte (sub 50 m) și cu înălțimi reduse (sub 5 m), precum praguri și baraje cu rol de retenție de aluviuni și consolidare, praguri de fund, traverse, pentru execuția lor fiind utilizate o gamă largă de materiale de construcție (beton, zidărie de piatră uscată sau cu mortar, gabioane, lemn etc.). Scopul acestor lucrări este multiplu:

- limitarea eroziunii regresive și a destabilizării malurilor și versanților,
- diminuarea energiei cinetice a viiturilor torențiale,
- reținerea sedimentelor grosiere și a flotanților din timpul viiturilor,
- protejarea obiectivelor socio-economice din aval.

Structurile la care facem aici referire contribuie nu doar la stabilitatea morfologică a albiilor torențiale, ci pot juca și un rol ecologic pozitiv, mai ales în fazele incipiente de instalare a vegetației ripariene sau în captarea și sedimentarea materiei organice. Aceste deziderate

sunt evidențiate și în alte studii recente, care subliniază rolul fundamental în crearea de refugii stabile pentru vegetație și favorizarea acumulării de materie organică (Clineciu *et al.* 2014, Piton *et al.* 2017, Kastridis *et al.* 2021, Nowak *et al.* 2022).

Cu toate acestea, conectivitatea longitudinală poate fi afectată local, mai ales în cazul unor succesiuni de baraje cu înălțimi utile considerabile. Din acest motiv, în analiza compatibilității cu cerințele de restaurare ecologică, intervențiile din bazinele torențiale trebuie evaluate distinct, luând în considerare caracterul temporar al scurgerii, valoarea ecologică a cursului, nivelul de risc pentru infrastructură și potențialul de regenerare naturală.

3.3. Conceptul de „barieră depășită” și aplicarea sa la cursuri de apă torențiale

Noțiunea de „barieră depășită” capătă semnificații diferite în contextul cursurilor torențiale. În România, lucrările hidrotehnice de amenajare a rețelei hidrografice torențiale nu acoperă întregul traseu. Din motive economice, ele se concentrează doar pe segmente scurte, fiind amplasate de obicei în apropierea obiectivelor periclitare de viiturile torențiale. Astfel, nu se întrerupe în totalitate conectivitatea longitudinală. Prin urmare, este necesară o abordare diferențiată, care să țină cont atât de starea tehnică a lucrărilor, cât și de importanța lor actuală, iar evaluarea corectă a eficienței lucrărilor hidrotehnice necesită o înțelegere aprofundată a funcțiilor și efectelor asupra ecosistemelor. Această analiză este necesară pentru estimarea impactului real al acestor structuri și adoptarea unor decizii informate (Piton *et al.* 2017, Prunier *et al.* 2020, Cislaghi *et al.* 2024).

3.3.1. Bariere depășite care pot fi eliminate

Astfel de bariere includ structuri hidrotehnice grav avariate, depășite fizic și funcțional, în principal datorită evenimentelor extreme (viituri) sau structuri care nu mai îndeplinesc rolul inițial, cum sunt lucrările hidrotehnice necolmatate în perioada de timp prevăzută în proiect (de regulă 10 ani) în care vegetația forestieră s-a instalat haotic (Fig. 3).



Fig. 3. Bariere depășite care pot fi eliminate (Sursa: Fototeca disciplinei de Corectarea Torenților, Universitatea Transilvania din Brașov – foto sus: Stelian Munteanu 1960; foto jos: Nicu Constantin Tudose 2007)

Creșterea vegetației ripariere influențează coeficientul de rugozitate al albiei și capacitatea funcțională a lucrărilor hidrotehnice (Bombino *et al.* 2014, Kastridis *et al.* 2021). În acest caz, eliminarea structurilor hidrotehnice este justificată dacă se poate obține o lungime suficientă de curs cu curgere liberă, care să favorizeze refacerea ecologică (Bednarek 2001).

3.3.2. Bariere depășite, dar încă necesare

Această categorie include pragurile și barajele complet colmatate, care, deși nu mai servesc scopului inițial de retenție activă, au devenit structuri esențiale pentru stabilizarea depozitelor de aluviuni, evitând astfel eroziuni puternice în aval (Fig. 4). De asemenea, pragurile mici și traversele integrate în noua morfologie a albiei, care și-au găsit echilibrul ecologic și morfologic, sunt esențiale pentru menținerea biodiversității locale și a stabilității sedimentelor.





Fig. 4. Bariere depășite dar încă necesare (Sursa: Fototeca disciplinei de Corectarea Torenților, Universitatea Transilvania din Brașov - foto sus: Stelian Munteanu 1960; foto jos: Radu Gaspar 1970)

3.4. Beneficiile ecologice indirecte ale barierelor torențiale

Contrar percepției generale conform căreia barierele hidrotehnice au exclusiv efecte negative asupra biodiversității, pe cursurile torențiale acestea pot aduce beneficii ecologice majore. Structuri precum pragurile mici și traversele contribuie la crearea unor refugii stabile

pentru vegetație în medii altfel instabile și expuse frecvent la viituri intense. Ele permit acumularea de aluviuni fine și materie organică, oferind condiții propice pentru instalarea vegetației forestiere. Această funcție este esențială în medii cu transport intens de sedimente și risc ridicat de destabilizare a malurilor (Wohl *et al.* 2015, Piton *et al.* 2017). Anumite studii confirmă rolul vegetației forestiere în dinamica proceselor hidrologice prin majorarea evapotranspirației și diminuarea scurgerilor, atât la nivel anual, cât și sezonier (Abbasi *et al.* 2019, Luan & Ma, 2025).

Procesul de regenerare ecologică la adăpostul lucrărilor hidrotehnice urmează un ciclu bine definit, reprezentat schematic în figura de mai jos. În faza inițială, are loc sedimentarea materiei organice și formarea unui strat de sol fertil. Ulterior, în perioada de exploatare, se instalează vegetația în zona aterisamentelor și pe versanții stabilizați. În timp, dacă nu intervin perturbări majore, se poate ajunge la o stare de masiv a vegetației forestiere, caracteristică zonelor de luncă ecologic stabilizate. De remarcat este rolul structurii în crearea unor capacități de stocare a carbonului în materia organică din aterisament și prin intermediul vegetației lemnoase instalate (Fig. 5).

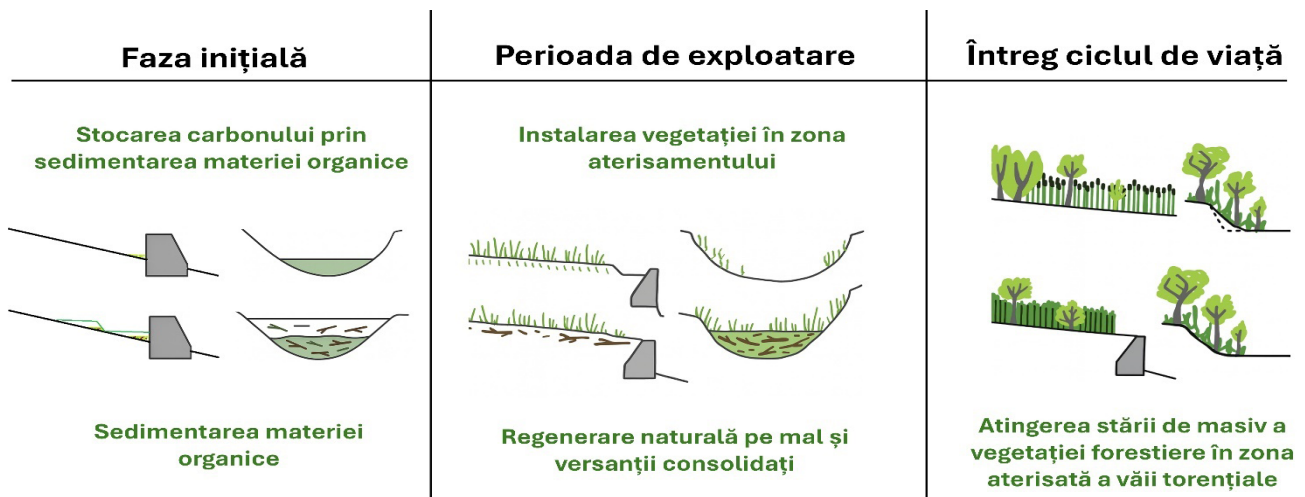


Fig. 5. Rolul barierelor torențiale în susținerea ciclului ecologic al vegetației forestiere (adaptare după Lucas-Borja *et al.* 2021)

Barierele existente pot funcționa ca elemente esențiale în menținerea și susținerea unor insule de biodiversitate în cadrul peisajului torențial instabil. Figura 6 este convingătoare din acest punct de vedere, astfel că, înainte de a decide eliminarea barierelor este necesară o analiză atentă a potențialului lor ecologic, întrucât în anumite contexte ele pot contribui semnificativ la stabilitatea geomorfologică și refacerea naturală a vegetației (Clinciu *et al.* 2012, Piton *et al.* 2017, Prunier *et al.* 2020).



Fig. 6. În condiții extreme sub raportul torențialității, reconstrucția biodiversității (prin reinstalarea vegetației) nu este posibilă decât în prezența unor bariere transversale (Sursa: Fototeca disciplinei de Corectarea Torenților, Universitatea Transilvania din Brașov - foto: Stelian Munteanu 1965)

3.5. Soluții ecologice aplicate amenajărilor torențiale, benefice pentru biodiversitate

În contextul actual al politicilor europene de restaurare a ecosistemelor acvatice, planificarea intervențiilor în bazinele torențiale trebuie să adopte soluții prietenoase cu mediul, care să maximizeze beneficiile ecologice și să reducă impactul asupra funcționării naturale a cursurilor de apă. Spre deosebire de lucrările clasice de regularizare, soluțiile moderne promovează o adaptare morfologică, utilizarea materialelor locale și menținerea conectivității ecologice. Anumite studii confirmă potențialul soluțiilor prietenoase cu mediul ca alternativă durabilă pentru gestionarea sustenabilă a apei, menținerea habitatelor și protejarea biodiversității (Niță 2013, Clinciu *et al.* 2014, Clinciu *et al.* 2015, Tudose *et al.* 2015, Ferreira *et al.* 2020, Hansamali *et al.* 2025). În plus, acestea contribuie la atingerea obiectivelor de economie circulară și atingerea sustenabilității mediului pe termen lung (Tsatsou *et al.* 2023, Stefanakis 2024, Lousada *et al.* 2025).

Recomandările specifice includ: păstrarea de sectoare cu curgere liberă acolo unde hidrologia locală o permite; gruparea lucrărilor hidrotehnice în proximitatea zonelor sensibile sau a infrastructurii vulnerabile; preferința pentru lucrări mici, permeabile și vegetative, care permit trecerea sedimentelor și migrarea faunei acvatice; precum și realizarea de studii detaliate de hidromorfologie înainte de implementare, pentru a alege variantele cu cel mai redus impact ecologic.

În afara soluțiilor ilustrate în Figura 7 există menționate în literatură străină de specialitate și alte tipuri de lucrări ecologice care pot fi aplicate: pragurile filtrante din anrocamente, geogriile combinate cu vegetație, anrocamentele cu geotextile, gabioanele vegetative și structuri din lemn combinate cu alte materiale naturale. Acestea demonstrează potențialul de adaptare funcțională și structurală la specificul local al bazinelor torențiale, cu precădere în cazul ariilor naturale protejate.



Fig. 7. Soluții prietenoase cu mediul pentru amenajarea albiilor torențiale – exemple de lucrări ecologice și materiale naturale utilizate în România (Sursa: Fototeca disciplinei de Corectarea Torenților, Universitatea Transilvania din Brașov - foto: Stelian Munteanu 1950-1970)

Pe lângă alegerea tipului de lucrare, un rol esențial îl joacă și *renaturarea/finisarea zonei intervenției*, prin refacerea vegetației locale. Însăși înverzirea sectoarelor de albie amenajate poate aduce un câștig de biodiversitate considerabil. Figura 8 ilustrează două exemple reușite de astfel de proiecte în România – în localitățile Hosszuaszó (județul Covasna) și Azuga (județul Prahova) – unde lucrările hidrotehnice au fost însoțite de refacerea vegetației ripariene, favorizând stabilizarea versanților și refacerea ecosistemului.

Finisarea, prin înverzire, a sectoarelor de albie amenajate. Două proiecte reușite din acest punct de vedere: a - Hosszuaszó (Covasna) și b- Azuga (Prahova).



Fig. 8. Înverzirea sectoarelor de albie amenajate – soluție ecologică pentru reconstrucția biodiversității în spațiul albiilor torențiale (Sursa: Fototeca disciplinei de Corectarea Torenților, Universitatea Transilvania din Brașov - foto stânga: Boris Alexa 1977; foto dreapta: Stelian Munteanu 1980)

Prin urmare, proiectele de amenajare torențială pot deveni *intervenții ecologice integrate*, care pot contribui simultan la siguranța teritorială, refacerea funcțiilor naturale ale râului și consolidarea biodiversității, aspecte evidențiate și în alte studii (Ferreira *et al.* 2021, Babí Almenar *et al.* 2021).

3.6. Armonizarea obiectivelor ecologice cu managementul riscului la inundații

Restaurarea râurilor este o prioritate strategică la nivel european, dar nu trebuie privită ca un proces rigid, în care toate structurile existente sunt eliminate automat. Conform Directivei Cadru privind Apa (2000/60/EC) (Comisia Europeană 2000) și Directivei privind Evaluarea și Managementul Riscului la Inundații (2007/60/EC) (Comisia Europeană 2007), intervențiile asupra ecosistemelor acvatice trebuie să aibă la bază o abordare integrată, care să îmbine obiectivele de conservare ecologică cu cele de protecție împotriva hazardurilor naturale.

Studiile recente (ex. Wohl *et al.* 2015, Belletti *et al.* 2020) subliniază faptul că barierele torențiale, în special în zonele montane cu regim hidrologic instabil, pot avea funcții multiple, dintre care unele sunt esențiale pentru prevenirea sau atenuarea viiturilor rapide. De exemplu, lucrările de tip praguri, traverse și baraje mici pot contribui la:

- disiparea energiei viiturilor în sectoarele de pantă mare;
- retenția temporară a materialului solid (aluviuni grosiere și flotanți);

- protejarea malurilor și a versanților instabili, reducând riscul de eroziune accelerată;
- protejarea infrastructurii critice din aval (drumuri, poduri, așezări umane).

În acest sens, Comisia Europeană recunoaște în documentele de orientare pentru restaurarea râurilor (Comisia Europeană 2020) că eliminarea barierelor nu este recomandabilă în toate cazurile, mai ales acolo unde acestea contribuie la reducerea riscului de inundații.

Astfel, restaurarea ecologică trebuie să se bazeze pe o evaluare locală detaliată, care să ia în calcul:

- morfologia cursului de apă;
- frecvența și severitatea viiturilor;
- utilizările existente ale terenului și infrastructura expusă;
- rolul actual al structurilor în reținerea aluviunilor și în atenuarea unde de viitură.

Garcia de Leaniz *et al.* (2019) atrag atenția că eliminarea barierelor fără o analiză prealabilă de risc poate duce, paradoxal, la afectarea biodiversității ripariene prin destabilizarea geomorfologică a albiei și pierderea habitatelor formate în jurul unor structuri stabilizate. De asemenea, aceste intervenții pot avea un impact socio-economic negativ în cazul în care măresc riscul de inundații pentru comunitățile din aval.

Prin urmare, se impune o abordare diferențiată: barierele care nu mai au funcționalitate, nu contribuie la atenuarea viiturilor și fragmentează sever habitatele pot fi eliminate. În schimb, structurile care au fost integrate în sistemul natural sau care joacă un rol de protecție pot fi adaptate ecologic – de exemplu, prin crearea de pasaje pentru faună acvatică, reconfigurarea pragurilor pentru a permite curgerea sedimentelor sau înverzirea malurilor consolidate.

În situația eliminării barierelor depășite a căror funcționalitate este parțial afectată trebuie luate în considerare soluții de protejare a sectoarelor de albie, în special a malurilor vulnerabile. Aceste soluții trebuie să includă și o componentă biologică sau biotehnică, precum și evacuarea controlată a aterisamentelor parțial sau total realizate.

Restaurarea văilor torențiale, așadar, trebuie să fie parte a unui proces de planificare integrată, care include atât obiectivele de biodiversitate, cât și cele de siguranță hidraulică. Nu este vorba de o alegere exclusivă între natură și protecție, ci de o optimizare a intervențiilor, în care funcțiile ecologice și cele de reducere a riscului pot fi complementare.

4. Direcții de cercetare viitoare

Cercetările viitoare ar trebui să abordeze mai multe aspecte încă puțin explorate în contextul bazinelor torențiale:

- *Cartografierea funcțională a lucrărilor hidrotehnice utilizate în amenajarea albiilor torențiale*: dezvoltarea de metodologii care să integreze indicatori ecologici, hidromorfologici și de risc.

- *Modele de optimizare multicriterială* pentru evaluarea scenariilor de intervenție (eliminare vs. adaptare vs. conservare).

- *Monitorizarea pe termen lung a lucrărilor hidrotehnice din bazine torențiale*, pentru a înțelege efectele ecologice, hidraulice și sociale.

- *Integrarea datelor LiDAR, drone și modele digitale ale terenului* pentru analiza stabilității versanților și a dinamicii aluviunilor.

- *Studierea sinergiilor dintre restaurare și adaptarea la schimbările climatice*, în special în contextul creșterii frecvenței evenimentelor extreme.

- *Stabilirea unor criterii prin care lucrările hidrotehnice transversale constituie bariere în conectivitatea longitudinală a cursurilor de apă.*

Totodată, viitoarele soluții de proiectare să fie gândite și din perspectiva cerințelor pe care le promovează strategia privitoare la biodiversitate:

- *Să fie lăsate sectoare de albie cu curgere liberă*, mai ales dacă scurgerea este permanentă;

- *Lucrările cu rol de retenție să fie grupate în zona obiectivelor periclitare iar cele cu rol de fixare a surselor de aluviuni să fie poziționate cât mai aproape de aceste surse;*

- *Accentul să fie pus pe lucrări de mică înălțime și pe cele cu structură filtrantă*, care afectează mai puțin fluxul natural de apă și de sedimente și care se pot adapta mai ușor la cerința migrării faunei acvatice din aval înspre amonte;

- *Să se studieze cu mai multă atenție hidromorfologia albiei*, prin analiza în proiect a mai multor variante și prin adoptarea variantei care minimizează impactul lucrărilor asupra mediului fizic (prin regularizarea albiei, adâncirea albiei, lărgirea albiei, fixarea malurilor etc.).

5. Concluzii

Restaurarea râurilor în Europa, promovată prin Strategia Europeană pentru Biodiversitate 2030, reprezintă un demers ambițios și necesar pentru refacerea conectivității ecologice a ecosistemelor acvatice. Totuși, aplicarea uniformă a măsurilor propuse, precum eliminarea barierelor hidrotehnice, poate fi problematică în contextul bazinelor torențiale – sisteme naturale caracterizate prin instabilitate hidrologică, episoade extreme de viitură și o funcționare geomorfologică distinctă față de râurile mari sau permanente.

Analiza realizată în acest articol susține că, în aceste contexte specifice, structurile precum pragurile și barajele de pe albiile torențiale nu trebuie considerate automat obstacole ecologice. Dimpotrivă, ele pot juca un rol important în stabilizarea albiei, sedimentarea materiei organice, stocarea carbonului, reținerea aluviunilor și refacerea vegetației ripariene. Noțiunea de „barieră depășită” necesită, prin urmare, o reinterpretare contextuală, bazată pe evaluarea funcționalității ecologice și riscurile potențiale asociate cu îndepărtarea. Există deja numeroase soluții constructive moderne și

prietenos cu mediul, adaptate condițiilor torențiale, care pot fi utilizate în locul lucrărilor tradiționale grele. Acestea includ structuri cu permeabilitate ridicată, lucrări din lemn combinate cu materiale locale, geogriile vegetative, praguri filtrante și gabioane de tip bio-activ. Exemplele de succes documentate în România demonstrează că intervențiile atent proiectate, combinate cu înverzirea malurilor, pot duce la rezultate pozitive atât pentru biodiversitate, cât și pentru stabilitatea fizică a albiei.

Aplicarea măsurilor de restaurare trebuie să fie flexibilă, contextualizată și susținută de date. Deși eliminarea barierelor poate aduce beneficii ecologice majore în unele bazine, în altele poate cauza dezechilibre geomorfologice și amplificarea riscurilor la viitură cu efecte dezastruoase asupra biodiversității. În același timp, păstrarea nejustificată a unor structuri depășite poate împiedica migrarea faunei și poate fragmenta ecosistemele acvatice.

Astfel, deciziile privind păstrarea, adaptarea sau eliminarea barierelor trebuie să fie fundamentate printr-o analiză integrată – ecologică, tehnică, economică și socială – care să includă și consultarea actorilor locali. În mod ideal, refacerea conectivității nu ar trebui să fie antagonică față de obiectivele de reducere a riscurilor, ci parte a unui model de co-beneficii.

Finanțare

Cercetările au fost finanțate din proiectul PN23090203 (*Contribuții științifice noi pentru un management sustenabil al bazinelor hidrografice torențiale, terenurilor degradate, perdelelor forestiere și al altor sisteme agrosilvice în contextul schimbărilor climatice*) din cadrul Programului Nucleu FORCLIMSOC 2023-2026, al INCDS "Marin Drăcea", finanțat de Autoritatea Națională pentru Cercetare din subordinea Ministerului Educației și Cercetării.

Bibliografie

Abbasi N A, Xu X, Lucas-Borja M E, Dand W, Liu B (2019). The use of check dams in watershed management projects: Examples from around the world. *Science of The Total Environment* 676, 683-691. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.249>.

Angeler D G, Fried-Petersen H B, Allen C R, Garmestani A, Twidwell D, Chuang W C, Donovan V M, Eason T, Roberts C P, Sundstrom S M, Wonkka C L (2019). Chapter One - Adaptive Capacity in Ecosystems. *Advances in Ecological Research* 60, 1-24. <https://doi.org/10.1016/b.s.aecr.2019.02.001>.

Antal A, Dumitrescu A, Cheval S, Guerreiro P M P (2023). Enhanced precipitation prediction using DEM-based predictors and satellite imagery. *International Journal of Climatology* 43(6), 2504–2520. <https://doi.org/10.1002/joc.7987>.

Antonescu B, Ene D, Boldeanu M, Andrei S, Mărmureanu L, Marin C, Pîrloagă R (2023). Future changes in heatwaves characteristics in Romania. *Theoretical and Applied Climatology* 153(1–2), 525–538. <https://doi.org/10.1007/S00704-023-04412-5/FIGURES/7>.

Babí Almenar J, Elliot T, Rugani B, Philippe B, Navarrete Gutierrez T, Sonnemann G, Geneletti D (2021). Nexus between nature-based solutions, ecosystem services and urban challenges. *Land Use Policy* 100, 104898. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2020.104898>.

Barbhuiya S, Das B B (2023). Life Cycle Assessment of construction materials: Methodologies, applications and future directions for sustainable decision-making. *Case Studies in Construction Materials* 19, e02326. <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2023.e02326>.

Barbhuiya S, Das B B (2023). Life Cycle Assessment of construction materials: Methodologies, applications and future directions for sustainable decision-making. *Case Studies in Construction Materials* 19, e02326. <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2023.e02326>.

Belletti B, Garcia de Leaniz C, Jones J, Bizzi S, Börger, Segura G, Tummers J (2020). More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588(7838), 436-441. <https://www.nature.com/articles/s41586-020-3005-2>.

Bednarek A T (2001). Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management* 27(6), 803–814. <https://doi.org/10.1007/S002670010189/METRICES>.

Benti Tolera M, Chung I-M, Chang S W (2018). Evaluation of the Climate Forecast System Reanalysis Weather Data for Watershed Modeling in Upper Awash Basin, Ethiopia. *Water* 10, 725. doi:10.3390/w10060725.

Bisselink B, Bernhard J, Gelati E, Adamovic M, Guenther S, Mentaschi L, Feyen L, de Roo A (2020). Climate change and Europe's water resources. *Joint Research Centre, Publications Office of the European Union, Luxembourg*, ISBN 978-92-76-10398-1. doi:10.2760/15553, JRC118586.

Bîrsan, M-V, Dumitrescu A (2014). Snow variability in Romania in connection to large-scale atmospheric circulation. *International Journal of Climatology* 34, 134–144. <https://doi.org/10.1002/joc.3671>.

Bombino G, Boix-Fayos C, Gurnell A M, Tamburino V, Zema D A, Zimbone S M (2014). Check dam influence on vegetation species diversity in mountain torrents of the Mediterranean environment. *Ecohydrology* 7, 678–691. DOI: 10.1002/eco.1389

Clinciu I, Niță M D, Davidescu S (2012). Starea amenajării bazinelor hidrografice torențiale și rolul acesteia în reconstrucția ecologică a țării. *Revista Pădurilor* 127(6), 42-52.

Clinciu I, Niță MD, Davidescu S, Gancz C (2014). Să reconsiderăm avantajele și gradul utilizării lucrărilor din lemn sau bazate pe lemn și alte materiale naturale ori artificiale, la amenajarea rețelei hidrografice torențiale. *Revista Pădurilor* 129(1/2), 87-95.

Clinciu I, Davidescu S, Niță M D, Gancz C, Ciornei I (2015). Promovarea de soluții ecologice în amenajarea bazinelor hidrografice torențiale, problemă majoră a silviculturii românești contemporane. *Revista Pădurilor* 130 (1/2), 41-54.

Cheval S, Amihăesei V A, Dumitrescu A, Micu D M, Smău R I (2025). Observed Variability and Future Projections of Urban Heatwaves in Romania. *International Journal of Climatology* 45(2), e8714. <https://doi.org/10.1002/JOC.8714;PAGEGROUP:STRING:PUBLICAT ION>.

Cislaghi A, Morlotti E, Sacchetti V G, Bellingeri D, & Bischetti G B (2024). Towards a Modern and Sustainable Sediment Management Plan in Mountain Catchment. *GeoHazards*, 5(4), 1125-1151.

Comisia Europeană (1992). *Directiva Europeană „Habitat” (92/43/EEC)*. Disponibilă la: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31992L0043.

Comisia Europeană (2000). *Directiva-Cadru privind Apa - Water Framework Directive (Directiva 2000/60/EC)*. Disponibilă la: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/RO/TXT/PDF/?uri=CELEX:32000L0060>.

Comisia Europeană (2007). *Directiva Europeană privind Evaluarea și Managementul Riscului la Inundații (2007/60/EC)*. Disponibilă la <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ro/ALL/?uri=CELEX:32007L0060>.

Comisia Europeană (2010). *Directiva Europeană „Păsări” (2009/147/EC)*. Disponibilă la: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/RO/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0147>.

Comisia Europeană (2020). *EU Biodiversity Strategy for 2030 - Bringing nature back into our lives*. Brussels. Disponibilă la: https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en.

Curran M A (2017). Overview of Goal and Scope Definition in Life Cycle Assessment. In *Goal and Scope Definition in Life Cycle Assessment. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment*. Springer: Dordrecht, The Netherlands, 63–122. https://doi.org/10.1007/978-94-024-0855-3_1.

- de Albuquerque N L B, da Silva L B L, Alencar M H, de Almeida A T (2024).** A multicriteria decision model to improve emergency preparedness: Locating-allocating urban shelters against floods. *International Journal of Disaster Risk Reduction* 111, 104695. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2024.104695>.
- de Melo D L, Kendall A, DeJong J T (2024).** Evaluation of life cycle assessment (LCA) use in geotechnical engineering. *Environmental Research Infrastructure and Sustainability* 4, 012001, <https://doi.org/10.1088/2634-4505/AD2154>.
- Duvillard, P A, Ravanel L, Marcer M, Schoeneich P (2019).** Recent evolution of damage to infrastructure on permafrost in the French Alps. *Regional Environmental Change* 19, 1281–1293. <https://doi.org/10.1007/S10113-019-01465-Z/FIGURES/6>.
- Ferreira C S S, Mourato S, Kasanin-Grubin M, Ferreira A J D, Destouni G, Kalantari Z (2020).** Effectiveness of Nature-Based Solutions in Mitigating Flood Hazard in a Mediterranean Peri-Urban Catchment. *Water* 12(10), 2893. <https://doi.org/10.3390/W12102893>.
- Ferreira C S S, Potočki K, Kapović-Solomun M, Kalantari Z (2021).** Nature-Based Solutions for Flood Mitigation and Resilience in Urban Areas. In: Ferreira C S S, Kalantari Z, Hartmann T, Pereira P (eds) Nature-Based Solutions for Flood Mitigation. *The Handbook of Environmental Chemistry* 107, 59-78. Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-2021-758>.
- Garcia de Leaniz C. (2019).** Weir removal in salmonid streams: A step towards restoring ecological connectivity. https://www.researchgate.net/publication/225657872_Weir_Removal_in_Salmonid_Streams_Implications_Challenges_and_Practicalities.
- Gautam B (2012).** Modelling Streamflow from Forested Watersheds on the Canadian Boreal Shield using The Soil And Water Assessment Tool (SWAT). Masters of Science thesis degree, University of Saskatchewan, 124 pp. <https://harvest.usask.ca/handle/10388/ETD-2012-05-476>.
- Gautam S, Costello C, Baffaut C, Thompson A, Svoma B M, Phung Q A, Sadler E J. (2018).** Assessing Long-Term Hydrological Impact of Climate Change Using an Ensemble Approach and Comparison with Global Gridded Model-A Case Study on Goodwater Creek Experimental Watershed. *Water* 10(5), 564. <https://doi.org/10.3390/w10050564>.
- González-Moreno P, Schmitt E, Moreno-Ortiz J, Pinto-Correia T, Guiomar N, Del Mar Delgado-Serrano M (2025).** Assessing the vulnerability of mountain value chains to environmental and social drivers in Europe: A land-use and stakeholder-based approach. *Ambio* 54, 1386–1403. <https://doi.org/10.1007/s13280-025-02153-5>.
- Hao Z, Singh VP, Hao F (2018).** Compound Extremes in Hydroclimatology: A Review. *Water* 10(6), 718. <https://doi.org/10.3390/W10060718>.
- Harmel R D, Cooper R J, Slade R M, Haney R L, Arnold J G (2006).** Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds. *Transactions of the ASABE, American Society of Agricultural and Biological Engineers* 49(3), 689–701. <https://doi.org/10.13031/2013.20488>.
- Hansamali U, Makumbura R K, Rathnayake U, Azamathulla H M, Muttill N (2025).** Leaky Dams as Nature-Based Solutions in Flood Management Part II: Mechanisms, Effectiveness, Environmental Impacts, Technical Challenges, and Emerging Trends. *Hydrology* 12(4), 91. <https://doi.org/10.3390/HYDROLOGY12040091>.
- Jeong S, Ryu Y, Gentine P, Lian X, Fang J, Li X, Dechant B, Kong J, Choi W, Jiang C, Keenan T F, Harison S P, Prentice I C (2024).** Persistent global greening over the last four decades using novel long-term vegetation index data with enhanced temporal consistency. *Remote Sensing of Environment* 311, 114282. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2024.114282>.
- Jodar-Abellan A, Valdes-Abellan J, Pla C, Gomariz-Castillo F (2019).** Impact of land use changes on flash flood prediction using a sub-daily SWAT model in five Mediterranean ungauged watersheds (SE Spain). *Science of The Total Environment* 657, 1578–1591. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.12.034>.
- Karunakalage A, Sharma R, Daqiq M T, Kannaujia S (2025).** Interaction of climate and vegetation on the spatial distribution of rainfall-induced groundwater recharge in the Central Gangetic Plain. *Journal of Hydrology* 653, 132758. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.132758>.
- Kvočka D, Ahmadian R, Falconer R A (2018).** Predicting Flood Hazard Indices in Torrential or Flashy River Basins and Catchments. *Water Resources Management* 32, 2335-2352. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-1932-6>.
- Kastridis A, Theodosiou G, Fotiadis G (2021).** Investigation of Flood Management and Mitigation Measures in Ungauged NATURA Protected Watersheds. *Hydrology* 8(4), 170. <https://doi.org/10.3390/HYDROLOGY8040170>.
- Levin S A, Anderies J M, Adger N, Barrett S, Bennett E M, Cardenas J C, Carpenter S R, Crépin A S, Ehrlich P, Fischer J, Folke C, Kautsky N, Kling C, Nyborg K, Polasky S, Scheffer M, Segerson K, Shogren J, van den Bergh J, Walker B, Weber EU, Wilen J (2022).** Governance in the Face of Extreme Events: Lessons from Evolutionary Processes for Structuring Interventions, and the Need to Go Beyond. *Ecosystems* 25(3), 697-711. doi: 10.1007/s10021-021-00680-2.
- Li Q, Zhou J, Zou W, Zhao X, Huang P, Wang L, Shi W, Ma X, Zhao Y, Xue D, Dou J, Wei W, Zhu G (2021).** A tributary-comparison method to quantify the human influence on hydrological drought. *Journal of Hydrology* 595, 125652. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2020.125652>.
- Liang J, Liu Q, Zhang H, Li X, Qian Z, Lei M, Li X, Peng Y, Li S, Zeng G (2020).** Interactive effects of climate variability and human activities on blue and green water scarcity in rapidly developing watershed. *Journal of Cleaner Production* 265, 121834. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.121834>.
- Luan J, Ma N (2025).** Responses of seasonal hydrological processes to vegetation change in the Yellow River basin. *Journal of Hydrology* 660, 133449. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.133449>.
- Lucas-Borja ME, Piton G, Yu Y, Castillo C, Zema DA (2021).** Check dams worldwide: Objectives, functions, effectiveness and undesired effects. *CATENA* 204, 105390. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105390>.
- Lousada S, Gómez J M N, Vilčekova S, Delehan S (2025).** Integrating Resilient Water Infrastructure and Environmental Impact Assessment in Borderland River Basins. *Water* 17, 1205. <https://doi.org/10.3390/w17081205>.
- Marin M, Cliniciu I, Tudose N C, Ungurean C, Mihalache A L, Mărtoiu N E, Tudose O N (2022).** Assessment of Seasonal Surface Runoff under Climate and Land Use Change Scenarios for a Small Forested Watershed: Upper Tarlung Watershed (Romania). *Water* 14(18), 2860. <https://doi.org/10.3390/w14182860>.
- Marin M, Tudose N C, Ungurean C, Mihalache A L (2024).** Application of Life Cycle Assessment for Torrent Control Structures: A Review. *Land* 13, 1956. <https://doi.org/10.3390/land13111956>.
- Marx A, Kumar R, Thober S, Rakovec O, Wanders N, Zink M, Wood E F, Pan M, Sheffield J, Samaniogo L (2018).** Climate change alters low flows in Europe under global warming of 1.5, 2, and 3°C. *Hydrology and Earth System Sciences* 22, 1017– 1032. <https://doi.org/10.5194/HESS-22-1017-2018>.
- Mihalache A L (2022).** Evoluția stării lucrărilor hidrotehnice transversale utilizate în amenajarea albiilor torențiale. Teză de doctorat, Universitatea Transilvania din Brașov, 214 p.
- Niță M D. (2013).** Amenajarea bazinelor hidrografice montane situate în arii naturale protejate. Ed. Lux Libris.
- Nowak B, Ptak M, Bartczak J, Sojka M (2022).** Hydraulic Structures as a Key Component of Sustainable Water Management at the Catchment Scale—Case Study of the Rgilewka River (Central Poland). *Buildings* 12(5), 675. <https://doi.org/10.3390/buildings12050675>.
- Paratscha R, Von Der Thannen M, Smutny R, Lampalzer T, Strauss A, Rauch H P (2019).** Development of LCA benchmarks for Austrian torrent control structures. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 24, 2035–2053. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1501-5>.
- Perry K A (2014).** Application of the SWAT hydrological model in a small, mountainous catchment in South Africa. Master of Science in Water Resources Management, University of Pretoria, 79 p. <https://pdfs.semanticscholar.org/33a8/35545648af18a7e88dcf1c76f44efcd076d1.pdf>.

- Piton G, Carladous S, Recking A, Tacnet J M, Liébault F, Kuss D, Quefféléan Y, Marco O (2017).** Why do we build check dams in Alpine streams? An historical perspective from the French experience. *Earth Surface Processes and Landforms* 42(1), 91–108. <https://doi.org/10.1002/ESP.3967>.
- Prunier J G, Poesy C, Dubut V, Veyssi re C, Loot G, Poulet N, Blanchet S (2020).** Quantifying the individual impact of artificial barriers in freshwaters: A standardized and absolute genetic index of fragmentation. *Evolutionary Applications* 13(10), 2566. <https://doi.org/10.1111/EVA.13044>.
- Remy C, Miede U, Lesjean B, Bartholom us C, (2014).** Comparing environmental impacts of tertiary wastewater treatment technologies for advanced phosphorus removal and disinfection with life cycle assessment. *Water Science & Technology* 69, 1742–1750. <https://doi.org/10.2166/WST.2014.087>.
- Rosinska W, Jurasz J, Przechodzka K, Wartalska K, Ka mierczak B (2024).** Climate change's ripple effect on water supply systems and the water-energy nexus – A review. *Water Resources and Industry* 32, 100266, <https://doi.org/10.1016/j.wri.2024.100266>
- Song C, Gardner K H, Klein S J W, Souza S P, Mo W (2018).** Cradle-to-grave greenhouse gas emissions from dams in the United States of America. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 90, 945–956. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.014>.
- Song X, Carlsson C, Kiilgaard R, Bendz D, Kennedy H (2020).** Life cycle assessment of geotechnical works in building construction: A review and recommendations. *Sustainability* 12, 1–17. <https://doi.org/10.3390/su12208442>.
- Stefanakis A (2024).** Nature-Based Solutions for a Circular Water Economy: Examples of New Green Infrastructure. In: Stefanakis A, Oral HV, Calheiros C, Carvalho P (eds) *Nature-based Solutions for Circular Management of Urban Water. Circular Economy and Sustainability*, Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-50725-0_3.
- Su X, Bejarano M D, Jansson R, Pilotto F, Sarneel J M, Lin F, Wang Y, Cai F, Wu S, Zeng B (2025).** Broad-Scale Meta-Analysis of Drivers Mediating Adverse Impacts of Flow Regulation on Riparian Vegetation. *Global Change Biology* 31(2), e70042. <https://doi.org/10.1111/gcb.70042>.
- Tang Z, Li R (2024).** Small watersheds are the best control and management unit for improving soil conservation services in karst areas. *Science of The Total Environment* 953, 176162. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.176162>.
- Tsatsou A, Frantzeskaki N, Malamis S (2023).** Nature-based solutions for circular urban water systems: A scoping literature review and a proposal for urban design and planning. *Journal of Cleaner Production* 394, 136325. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136325>.
- Tudose N C, Davidescu S O, Gancz C, Ungurean C, Adorjani A, Davidescu A, David D, Niña M D, Clinciu I, T tar V (2015).** „Soluții ecologice pentru amenajarea albiilor torențiale din ariile naturale protejate ROSCI0207 Postăvaru, ROSCI0195 Piatra Mare  i ROSCI0038 Ciucaş” („Environmental Friendly solutions to manage torrential riverbeds located in protected areas ROSCI0207 Postavaru, ROSCI0195 Piatra Mare and ROSCI0038 Ciucaş”) Acronym: SEAAT, Project Code: PN-II-PT-PCCA-2013-4-0687. Disponibilă la adresele: <https://www.icasbv.ro/wp-content/uploads/2014/12/raport-stiintific-etapa-1.pdf>  i https://www.icasbv.ro/wp-content/uploads/2015/12/raport-stiintific_si_tehnic_etapa_II.pdf.
- Wang L, Zhang F, Shi X, Zeng C, Ahmad I, Wang G, Thapa S, Xu X (2023).** Water resources system vulnerability in high mountain areas under climate change. *Journal of Cleaner Production* 403, 136789. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2023.136789>.
- Wang Z, Wang T, Zhang X, Wang J, Yang Y, Sun Y, Guo X, Wu Q, Nepovimova E, Watson A E., Kuca K (2024).** Biodiversity conservation in the context of climate change: Facing challenges and management strategies. *Science of The Total Environment* 937, 173377. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.173377>.
- Wohl E, Lane S N, Wilcox A C (2015).** The science and practice of river restoration. *Water Resources Research* 51, 5974–5997. <https://doi.org/10.1002/2014WR016874>.
- Wu F, Yang X, Cui Z, Ren L, Jiang S, Liu Y, Yuan S (2024).** The impact of human activities on blue-green water resources and quantification of water resource scarcity in the Yangtze River Basin. *Science of The Total Environment* 909, 168550. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.168550>.
- Yang D, Yang Y, Xia J (2021).** Hydrological cycle and water resources in a changing world: A review. *Geography and Sustainability* 2, 115–122. <https://doi.org/10.1016/J.GEOSUS.2021.05.003>.
- Zhang Q, Karney B, MacLean H L, Feng J (2007).** Life-Cycle Inventory of Energy Use and Greenhouse Gas Emissions for Two Hydropower Projects in China. *Journal of Infrastructure Systems* 13(4), 1076–1084. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)\(2007\)13:4\(271\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)(2007)13:4(271)).

Abstract

Some considerations on torrential riverbeds management in the context of river restoration by removing 'barriers'

The European strategic context highlights the need to restore river connectivity by removing barriers, an ambitious objective outlined in the Biodiversity Strategy 2030 and the Water Framework Directive. Implementing these ambitions is particularly challenging in the case of torrential watersheds, characterised by specific geomorphological and hydrological conditions.

The present study examines the distinctive characteristics of structures within torrential basins and reevaluates the concept of an "overcome barrier."

The results indicate that, unlike large watersheds, certain hydrotechnical works can play a crucial role in geomorphological stabilization and the provision of manifold ecological benefits, including the development of vegetation and supporting natural regeneration. We identified categories of "overcome" barriers that, despite no longer serving their initial purpose of active retention, play an essential role in maintaining alluvial stability and local biodiversity.

To conclude, the removal of barriers, especially in torrential watersheds, should be reconsidered through an integrated approach that prioritizes nature-based solutions and harmonizes biodiversity objectives with flood risk management.

However, a detailed local assessment is necessary to consider the multiple roles of these structures in optimizing interventions, protecting infrastructure, and restoring ecological functions.

Keywords: hydrotechnical barriers, torrential watersheds, ecological restoration, biodiversity, flood risk management

Arbore cu arbore facem orașe mai frumoase și cu mediul mai curat

Valentin Bolea¹, Andy Popa²✉

1. Societatea „Progresul Silvic”, Filiala Brașov, RO

2. SCDEP Brașov, INCDS ”Marin Drăcea”, RO

✉ autor corespondent (andy.popa@icas.ro)

1. Introducere

Experiența practică (la O.S. Baia Mare; perfecționarea profesională în domeniul arboriculturii la Paris) și științifică (în *Institutul de Cercetări și Amenajări Silvice*; la redacția *Revistei de Silvicultură și Cinegetică*), acumulată în cei 67 ani, ne permit convingerea că toți silvicultorii din România au, sau vor avea, în timp, realizări și satisfacții asemănătoare.

Activitatea de producție a fost diversă:

» Producerea de puiți forestieri și ornamentali la un nivel tehnic ridicat, în pepinierele:

- Valea Borcutului, în responsabilitatea tehnicianului Gh. Herman (fig. 1a);
- Laricet – tehnician Gh. Crișan;
- Jolobodiu – pădurar Avram Lupșa (fig. 1b);
- Valea Neagră – brigadier Ion Lupșa (fig. 1b) și pădurar Ion Pop;
- Hidea – pădurar Vasile Rusu și brigadier Mihai Moldovan.

Aceste rezultate au făcut ca specialiștii din minister, aflați în control, să afirme: ”de acum orice semințe primite din străinătate le orientăm spre Ocolul silvic Baia Mare”.

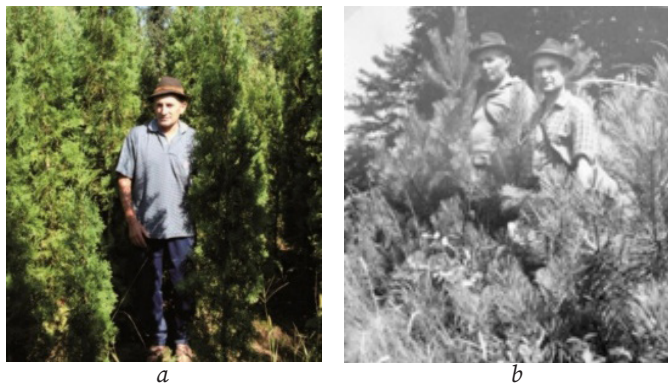


Fig. 1. Tehn. Gh. Herman în mijlocul puiștilor de *Thuja orientalis* din pepinierea Valea Borcutului – O.S. Baia Mare (a) (foto V. Bolea, RSC 24/2008); Brigadierul Ion Lupșa și pădurarul Avram Lupșa (b; Bolea 2013b)

» Crearea pe 100 ha a Parcului Șesul Băii din Baia Mare (fig. 2), cu specii în condiții staționale foarte dificile, după vizitarea căreia acad. C. Chiriță mi-a dăruit o carte de pedologie cu dedicația: ”pentru sufletul tău de silvicultor”.



Fig. 2. Parcul Șesul Băii, Baia Mare (Bolea 2014)

» Conceperea „Nucleului de aclimatizare Zeno Spârchez” la Poiana Mona, de pe Valea Usturoi (fig. 3), pentru care am primit multe specii exotice, mai ales de la Stațiunea Simeria și unde au avut loc numeroase vizite.



Fig. 3. *Tuia gigantică* (a), *chiparosul de California* (b), *ienuperul de Virginia* (c) și *Cryptomeria japonica* (d) de la Poiana Mona (Bolea 2014)

» Inițierea și îngrijirea șantierelor de împăduriri, vizitate de studenți și ingineri silvici aflați în vizită la:

- Valea Neagră, brigadier Ion Lușșă, pădurar Ion Pop;
- Chiuzbaia, brigadier Ion Benea (fig. 4);

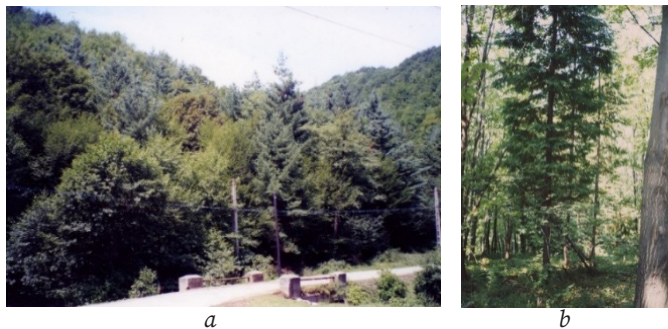


Fig. 4. Pădurile de fag în amestec cu rășinoase exotice realizat de brigadierul Ion Benea, de pe Valea Chiuzbăii (a); *C. lawsoniana* în miniparcul Prăpadea, din V. Borcutului (b) (foto V. Bolea; Bolea & Chira 2009)

- Călimar, un șantier de munte, condus de pădurarul Vasile Rusu;
- Blidar, brigadier Mihai Moldovan;
- Jolobodiu, pădurar Avram Lușșă și brigadier Ion Lușșă (fig. 1b).
- Diseminarea speciilor exotice, în toate șantierele de împăduriri din O.S. Baia Mare și înființarea "miniparcurilor" denumite "colțul pădurarului", din inițiativa unor inimoși oameni de teren, precum brig. V. Pop la Prăpadea – V. Borcutului (fig. 4b); brigadierul Gh. Crișan la Limpedeia – Ferneziu, păd. V. Rusu la Hidea, brig. Mihai Moldovan la Franțușca, brig. I. Benea la Chiuzbaia și brig. Burcaniuc la Șuior. Puietii firavi de acum 30-60 ani au devenit arbori majestuoși, iubiți de localnici și admirați de excursioniști.
- » Comoara neprețuită a băimărenilor o constituie, însă, perdeaua de protecție a Lacului Firiza, alcătuită dintr-un complex de specii, care mai de care mai ornamentale, dar adaptate la variatele forme de relief din jurul lacului:
- malurile inundate de apele lacului cu *Salix babylonica* și multe alte specii de sălcii și anini (Fig. 5);



Fig. 5. *Salix alba* pe malul lacului Firiza (foto D. Chira, în Bolea 2014)

- golfurile Romane, Jolobodiu, Vidra și capătul lacului Firiza, plantate cu *Picea abies*, *Tsuga canadensis*, *Chamaecyparis lawsoniana*, *Thuja plicata*, *Taxus baccata*, *Juglans nigra* (fig. 6);



Fig. 6. *J. nigra* la Vidra (a) și chiparosul de California (b) în zona de protecție a lacului Firiza (foto V. Bolea; Bolea 2013)

- taluzele drumului de ocolire a lacului fixate cu gardulețe și plantații de *Pinus banksiana*, *Pinus sylvestris*, *Robinia pseudacacia*, *Fraxinus excelsior*, *Gleditzia triacanthos*, *Eleagnus angustifolia*;
- versanții din jurul lacului plantați cu taluzele drumului de ocolire a lacului fixate cu gardulețe și plantații de *C. lawsoniana*, *Thuja plicata*, *Juniperus virginiana*, *Abies grandis*, *Pinus strobus*, *Magnolia acuminata*, *Catalpa bignonioides*, *Cedrus atlantica*, *Juglans nigra* etc.;
- debarcaderele de acostare a vapoarelor semnalizate de specii cu port columnar: *Populus x canadensis*, stejari fastigiați, *Thuja orientalis* var. *columnaris*.

Aceste specii, împreună cu amenajările locurilor de odihnă, poteci, puncte de belvedere, puncte de observare a animalelor, amenajările care permit patinajul iarna și canotajul vara, măresc atractivitatea lacului Firiza.

» Crearea unor șantiere de împădurire a terenurilor degradate (erodate, alunecătoare, cu înclinare mare, foarte poluate cu dioxid de sulf și metale grele – din jurul uzinelor de prelucrare a metalelor), prin munca perseverentă, în decursul anilor, a unui personal dedicat, devotat și priceput, cum au fost:

- brig. Gh. Crișan la Măgura-Ferneziu (fig. 7a),
- brig. V. Pop la V. Borcutului, unde studenții de la Facultatea de Silvicultură din Brașov au observat tehnicile de lucru, varietatea speciilor folosite în mod adecvat fiecărei grupe ecologice / stațiuni forestiere, respectiv reușita plantațiilor și comportamentul fiecărei specii în timp.

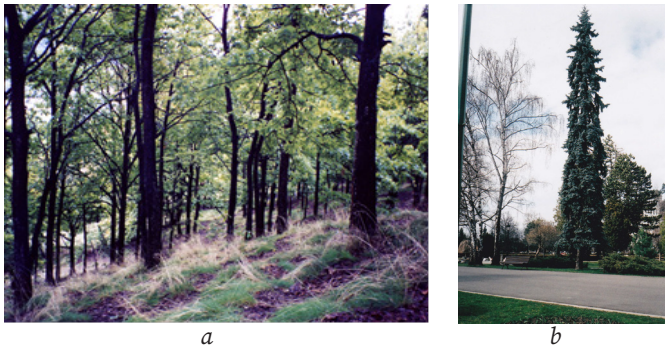


Fig. 7. Perimetrul de ameliorare a terenurilor degradate Măgura-Ferneziu (a); *Picea pungens* var. *columnaris* (foto V. Bolea)

» Blocuri experimentale cu:

- castan și pin strob, la Mintia – O.S. Deva (creat de dr. E. Popescu) (fig. 8a),
- larice, duglas, pin strob și castan comestibil în blocul "Frumușeaua lui Lupe" de pe Valea Borcutului (condus de brigadier Vasile Pop) (fig. 8b);

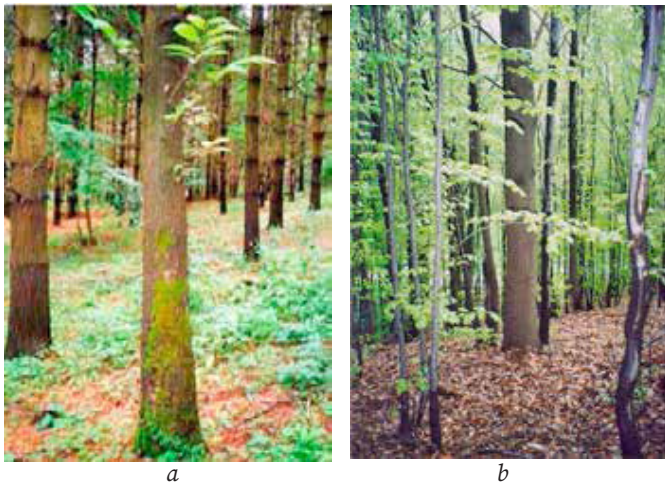


Fig. 8. *Castanea sativa* în Blocurile experimentale Mintia (Deva) (a) și Frumușeaua lui Lupe, de pe V. Borcutului (b) (foto V. Bolea; Bolea & Chira 2009)

» Înființarea și îngrijirea perdelelor forestiere antipoluante și antifonice perimetrice întreprinderilor:

- Kronospan (Brașov), cuprinzând o gamă variată de specii arborescente și arbustive (fig. 9);
- Phoenix (Baia Mare), avînd ca specie de bază stejarul (*Quercus robur*) (fig. 10).

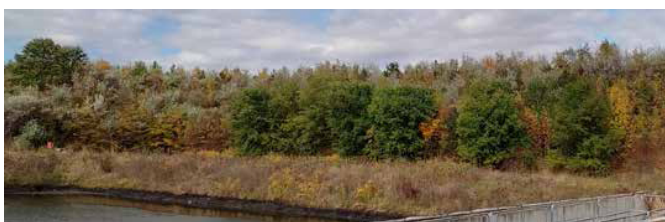


Fig. 9. Perdeaua forestieră de protecție, antipoluantă și antifonică, formată din pin negru, ulm de Turkestan, mojdrean, sălcioară, pe perimetrul fabricii Kronospan (Bolea et al. 2021)



Fig. 10. Perdeaua forestieră antipoluantă Phoenix, Baia Mare (foto V. Bolea; Bolea & Chira 2009)

2. Binefacerile arborilor

Cu gândul de-a atrage lumea silvicultorilor în activități asemănătoare, reamintim câteva din binefacerile arborilor, nu numai în ecosistemele forestiere, ci și în spațiile urbane și periurbane, pe străzi și în incinta construcțiilor civile sau industriale, în perdele și parcuri (Negruțiu 1980, Nowak 2018, Bolea & Gavrilescu 2025).

» Fixarea gazelor toxice prin procesele metabolice specifice arborilor (McAliney 1993, Bolea & Chira 2009, Nowak et al. 2013, Bolea & Gavrilescu 2025, Yu et al. 2025):

- Reducerea CO₂ rezultată din arderile combustibililor (pentru transport, energie, uz casnic și industrial etc.).
- Fixarea substanțelor radioactive, care pot produce boli grave - cancer, leucemie, tulburări genetice.
- Fixarea biologică a pulberilor pe suprafața frunzelor ca urmare a adsorbției și transpirației. Arborii fixează de 3-6 ori mai multe pulberi decât suprafețele inerte. Această însușire este reînnoită prin spălarea frunzelor de ploaie.
- Reținerea particulelor în suspensie, prin filtrare, de către coroanele arborilor. Intensitatea filtrării crește odată cu: suprafața foliară (mare la *Catalpa speciosa*); părozitatea frunzelor (mare la *Tilia tomentosa*, *Paulownia tomentosa*) (fig. 11).



Fig. 11. Frunze de *Paulownia tomentosa* din Baia Mare (Bolea & Chira 2009)

- Cantitatea de pulberi reținute este de până la 30-35 t/ha la molid și pin silvestru, 42-68 t/ha la tei, fag sau stejar.
- În punctele de trafic intens din Brașov, s-au înregistrat următoarele cantități de praf la 1m² de frunze: 0,263-0,398 g la plop, 0,289 g la mesteacăn, 0,789 g la Koelreuteria, 1,458 g la tei, 2,30 g la pin silvestru, 2,777 g la catalpă și 3,20 g la salcia căprească (fig. 12).



Fig. 12. *Betula verucosa* (stânga) și *Populus x canadensis* (dreapta) în Parcul Sportiv Brașov (Bolea & Gavrilescu 2025)

- Favorizarea sedimentării, prin reducerea vitezei aerului. Impuritățile din aer sunt de 50-300 de ori mai mari în metropole decât într-o pădure (urbană).
- » Coroana unui arbore micșorează dispersia zgomotului cu 21%.
- » Arborii, prin absorbția radiației calorice, prin procesul de fotosinteză reduc supraîncălzirea aerului în timpul sezonului de vegetație. Resturile de vegetație (litiera, lemnul căzut sau din sol) acționează ca un tampon termic, reducând excesele termice la nivelul solului (Abrudan & Negrutiu 2006).
- » Emanarea de fitoncide, substanțe volatile care contribuie la distrugerea ciupercilor și bacteriilor generatoare de boli grave (Meneguzzo et al. 2019). Atât rășinoasele cât și unele foioase sunt recunoscute pentru eliberarea de fitoncide utile pentru tratamentul complementar pentru o serie de boli respiratorii (Ternovei & Geiham 1978, Spiridonov citat de Giurgiu 1982, Tokin citat de Percek 1987, Beldeanu 2004, 2008, Li et al. 2009) (fig. 13).

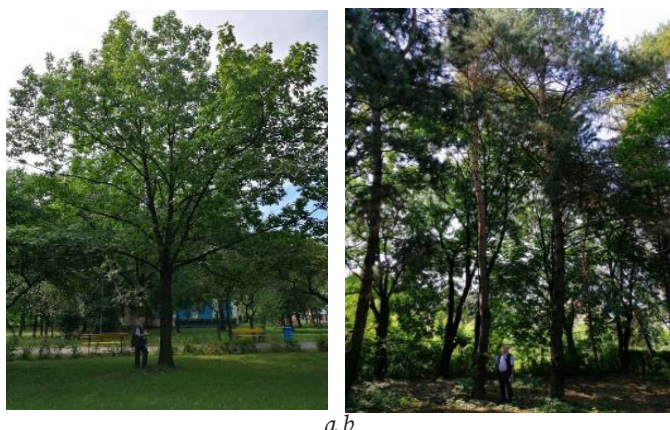


Fig. 13. *Quercus rubra* (stânga) și *Pinus sylvestris* (dreapta) în Parcul Sportiv Brașov (Bolea & Gavrilescu 2025)

Astfel, arborii contribuie la purificarea aerului localităților și diminuarea exceselor termice.

Persoanele care au activități constante în mediu forestier au nivel mai scăzut al colesterolului și glucidelor, respectiv artere carotidiene cu pereți mai puțin îngroșați decât cei care au în mediul urban (în care concentrațiile de substanțe poluante – oxizi de azot, sulf, carbon și pulberi erau mai ridicate) (Tsao et al. 2014).

3. Caracteristicile speciilor

Fiecare specie forestieră și-a dezvoltat, în procesul evolutiv-adaptativ, caracteristici particulare, care le generează comportamentul la condițiile mediului urban.

» *Tilia spp.*

Rezistența teilor la condițiile de mediu urbane, portul lor impozant, mirosul florilor, umbra "deasă" asigurată, le conferă un statut privilegiat printre cele mai recomandate specii pentru spațiile verzi (Țenche-Constantinescu et al. 2025).

Tilia platyphyllos Scop. și *T. tomentosa* Moench sunt printre cele mai adaptate specii, conferind, în același timp o valoare sporită ecologică și peisagistică, zonelor verzi din care fac parte.

Teiul cu frunza mare (*T. platyphyllos*), are o coroană largă, globuloasă, lujeri glabri, verzi măslinii, frunzele moi, florile glabre, în inflorescențe pendente, cu achene mici, globuloase. Este subtermofil, rezistând relativ bine la secetă.

Teiul argintiu (*T. tomentosa*), cu aromele sale de arbore melifer și cu frunzele sale discolore, argintii pe dos, frumos colorate toamna, are faima de arbore al sănătății și frumuseții. În Parcul Sportiv Brașov atinge 25 m înălțime și 63,1 cm circumferința tulpinii (fig. 14a). *T. tomentosa* este o specie pe care o remarcăm de la mare distanță (Șofletea & Curtu 2007):

- prin coloritul argintiu al coroanei dese, cu ramurile orientate în sus, lujerii și mugurii tomentoși, frunzele glabre, verzi slab lucitoare pe față și cenușii tomentoase, argintii, pe dos;
- prin florile grupate în inflorescențe pendente, ce apar în iunie, mai plăcut mirositoare decât la teiul pucios; are utilizări farmaceutice mai puțin importante decât teiul de deal (teiul pucios);

Ca specie eutermă până la subtermofilă, suportă uscăciunea din aer și sol mai bine decât teiul de deal (*T. cordata* Mill.).

Se dezvoltă bine pe solurile fertile, eubazice și eutrofe, slab acide-neutre, afânate. Nu suportă, însă, solurile excesiv compacte, avansat pseudogleizate, uscate sau excesiv umede și hidromorfe.

În punctele cu trafic intens din Brașov frunzele au reținut 1,458 g pulberi. Un hectar de pădure de tei poate reține până la 42 t pulberi. Coroana teilor contribuie semnificativ la absorbția și dispersia zgomotului.

Prin forma globulară a coroanei, prietenoasă, atrăgătoare și fermecătoare, teii sunt elemente conservatoare, care induc o stare psihică relaxată. Acționând asupra psihicului, arborii stimulează bucuria ori vioiciunea

(emoțiile stenice) care tonifică și fortifică activitatea organismului, reduc sau îndepărtează îngrijorarea sau tristețea, supărarea, depresia (emoțiile astenice) care slăbesc și dezorganizează procesele fiziologice.

Situat între nivelul optim și suboptim privind cerințele față de precipitațiile medii anuale (chiar și în condițiile diminuării acestora cu 10% în perspectivă) și între nivelul optim și limită la cerințele față de temperaturile medii anuale (chiar și în condițiile creșterii acestora cu 2°C), teiul argintiu se remarcă printr-o dezvoltare bună, atingând înălțimea de 25,1 m și circumferința de 63 cm (fig. 14a).

Teii au lemnul puternic afectat de putregai, fiind foarte sensibili la rupturi (Vasile et al. 2022).



Fig. 14. *Tilia tomentosa* pe liziera dinspre str. 13 Decembrie Brașov (a); *S. japonica* în Parcul sportiv Brașov (b) (Bolea & Gavrilescu 2025)

» ***Styphnolobium japonicum* (L.) Schott (=Sophora japonica L.)**

Arbore de 20-25 m înălțime, cu coroana globuloasă, largă și deasă (pendentă la f. *pendula*), cu frunze imparipenat-compuse (cu 7-11 foliole), de 15-25 cm lungime. Florile melifere (întrețin speciile polenizatoare), gălbui, în panicule bogate, apar în iulie-august, când multe alte specii nu mai au flori (ceea ce conferă un plus de atractivitate) (Șofletea & Curtu 2007) (fig. 14b).

Are temperament de specie de lumină. Este puțin exigentă față de sol. Preferă soluri ușoare, profunde, reavăne. Rezistă la poluare în aliniamentele stradale. Este sensibilă la ger și secetă prelungită.

Este de interes farmaceutic – mugurii, florile și frunzele sunt surse de flavonoizi, inclusiv rutină (rutozid; vitamina P – factor de permeabilitate capilară) și quercetină. Rutina este utilizată pentru tratamentul bolilor vasculare, ajută la menținerea stării de sănătate a țesutului conjunctiv și acționează sinergic cu vitamina C, asigurând o mai bună absorbție și utilizare a acesteia (Madden et al. 2022, Zuo et al. 2024).

» ***Fraxinus excelsior* L.**

Arbore de până la 40 m înălțime și peste 1 m în diametru, cu rădăcini bine dezvoltate, are o longevitate de 150-200 ani. Tulpina e relativ cilindrică, coroana aerisită, ovoidală

la globuloasă, iar frunzele imparipenat compuse cu 7-15 foliole. Florile sunt axilare, în panicule fasciculate, apărând înaintea frunzelor. Fructele sunt samare lanceolate, verzi, apoi cafenii (Șofletea & Curtu 2007).

Vegetează din zona de câmpie până în cea montană-inferioară. Crește în lunci, unde suportă inundații de scurtă durată (Dănescu et al. 2011). Vegetează pe o gamă largă de soluri, de la cele aluvionale (de preferință profunde, fertile, bine aprovizionate cu apă, chiar hidromorfe la ecotipul de luncă) până la solurile superficiale, rendzine (scheletice, pe substraturi calcaroase – ecotipul de calcar). Fiind mezofil, în zonele de silvostepă este înlocuit de ruda sa termofilă / xerofită - mojdreanul (*Fraxinus ornus*). Ameliorează solul prin frunzișul ușor alterabil. Frasinul comun este o specie de lumină.

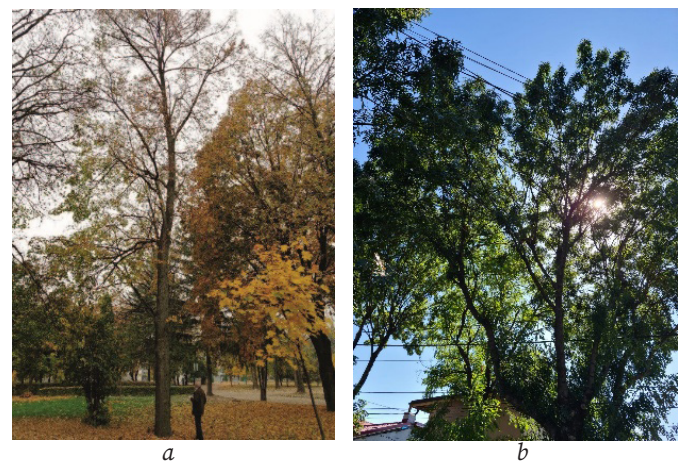


Fig. 15. Frasinii din Brașov (a - foto V. Bolea) și București (b - foto D. Chira)

F. excelsior este afectat de înghețurile târzii. Este foarte sensibil, în special în stațiunile umede, la "moartea frasinilor" boală produsă de ciuperca asiatică *Hymenoscyphus fraxineus* (Chira et al. 2017, Schertler et al. 2025). *Stereonychus fraxini* produce uneori defolieri totale (moartea mugurilor) sau parțiale (Nețoiu & Vișoiu 1996). Ca urmare a debilitării (cauzate de *H. fraxineus*, defolieri și/sau secetă), urmate de putrezirea rădăcinilor, frasinii suferă uscări și dezrădăcinări frecvente (fig. 16).



Fig. 16. Căderea frasinilor de mari dimensiuni pe aleile de sub Tâmpa / Brașov (a - foto F. Nan; b - foto D. Chira)

Frunzele, fructele și semințele de frasin sunt folosite pentru tratamentul problemelor digestive (inclusiv pentru limitarea enterocolitelor secundare ce apar în chimioterapia anticancer), ca antiinflamator (reumatism), pentru patologii renale, au efecte antivirale, antioxidante și citotoxice (Sarfrac et al. 2017, Li et al. 2024, Kingston 2025).

» *Quercus rubra* L. (= *Q. borealis* F. Michx.)

Este o specie nord-americană, introdusă în Europa în special ca arbore ornamental, dar a fost utilizată cu succes și în valorificarea superioară a terenurilor degradate sau substituirea speciilor mai puțin productive (Pașcovschi & Purcelean 1954, Stuparu 2012, Norma 1/2000/2022, Nicolescu et al. 2020).

Atinge peste 40 m înălțime (până la 50 m la *Q. borealis* var. *maxima*), are tulpina dreaptă și scoarța cenușie, netedă și ritidom relativ subțire (în comparație cu stejarii europeni care au ritidom gros).

Lujerii sunt glabri lucitori, roșii-bruni sau cenușii. Mugurii au 6-8 mm, sunt roșii-bruni, lucitori, glabri. Frunzele sunt mai mari și mai moi decât la stejarii europeni, de 10-25 cm lungime, cu 3-5 perechi de lobi (ascuțiți la vârf), verzi mai închise pe față, mai deschise pe dos (Șofletea & Curtu 2007).

Florile masculine formează amenți de 10-12cm lungime. Fructele, ovoide-globuloase, de 1,5-2,5 cm, lungime și 1-2 cm diametru stau până la 1/3 într-o cupă turtită, în formă de taler, ușor conică cu solzii alipiți, brun roșcați plani (Șofletea & Curtu 2007). Fructifică abundent anual, asigurând hrană bogată în proteine, pentru animalele sălbatice din spațiile verzi urbane (veverițe ș.a.).

Litiera este greu alterabilă. Poate vegeta pe soluri variate, de la cele relativ sărace, nisipo-lutoase, la cele argiloase. Înșușirile de specie repede crescătoare le pune în valoare numai pe solurile bogate, afânate, cu textura ușoară și umiditate suficientă.

Are temperament sub-heliofil. Are o mare adaptare față de condițiile climato-edaifice din țara noastră (Barbu et al. 2016). Are nevoie de cel puțin 700 mm precipitații pe an, dar s-a dovedit adaptabil în regiunile relativ secetoase din sudul țării (inclusiv în aliniamentele stradale din București). Rezistă bine la secete prelungite ca urmare a promptitudinii închiderii-deschiderii stomatelor, dar este capabil să vegeteze și pe solurile hidromorfe, pseudogleice (unde suferă pierderi de rădăcini cauzate de *Phytophthora* sp. – Simionescu & Mihalache 2000).

Suportă bine gerurile mari de iarnă, pornește în vegetație târziu și scapă de înghețurile de primăvară. Este o specie repede crescătoare în tinerețe.

Stejarul roșu este un arbore splendid: cu tulpina dreaptă și coroana sferică, roșie-portocalie toamna, strălucind de frumusețe (fig. 17). Are o coroană caldă, dinamică, stimulând buna dispoziție și predispunând la veselie, optimism și comunicativitate. Înviează peisajul și creează o senzație de apropiere. Este un element conservator, care menține o stare psihică normală (Beldeanu 2004, Li 2010).

Coroană micșorează dispersia zgomotelor până la 21% și emană fitoncide care au acțiune bactericidă și fungicidă (bacilul dizenteriei, *Staphylococcus aureus*, *Candida parapsilopsis*, *C. krusei* ș.a.), fiind utili în jurul spitalelor (Tanase et al. 2022). Coaja conține cantități de tanin (mai mici decât la castanul bun și stejarii indigeni).

Pentru un om care consumă în 24 de ore 12-24 m³ aer,

este foarte util să fie în preajma unui stejar, care la fiecare 1 m² din suprafața foliară eliberează într-o oră 1g de oxigen și consumă 1,5 g CO₂ (Nowak et al. 2007, Mitra et al. 2017).



Fig. 17. Exemplare de stejar roșu cu coroană globulară și frunze care se colorează toamna în roșu (2) (Bolea & Gavrilescu 2025)

» *Platanus x hispanica* Mill. ex Münchh. (= *Platanus x hybrida* Brot.)

Platanii hibridi (între specia americană și cea europeană) sunt arbori de 20-35 (40) m înălțime și peste 1 m diametru, cu înrădăcinare puternică, putând atinge vârste de câteva sute de ani.

Are o mare valoare ornamentală prin (Iliescu 2005, Șofletea & Curtu 2007):

- coroana foarte largă cu ramuri viguroase; trunchiul masiv;
- scoarța este exofoliabilă, cenușie cu pete gălbui la cafenii, de culoare deschisă, luminoasă (în comparație cu ceilalți arbori);
- frunzele mari de 12-25 cm, cu 3-5 lobi triunghiulari, întregi sau rar dințați;
- florile cu capitule globuloase, pendente; fructele aglomerate în pluriachene, de 2-2,5cm diametru cu peduncul lung de 10-15 cm; capitulele fructifere rămân iarna pe ramuri.

Rezistă la ger și înghețuri târzii (pornește tardiv în vegetație). Preferă solurile profunde, afânate, revene până la umede în stațiuni de luncă. Suportă bine solurile compacte și relativ uscate (din zonele urbane). Rezista bine la poluare.

Este susceptibil, dar mult mai rezistent față de *P. orientalis* la uscarea produsă de *Ceratocystis platani* (ciupercă de carantină). Suferă de antracnoză și făinare, soiurile noi fiind selectate pentru rezistența la boli (Chira et al. 2020).

» *Catalpa* spp.

Catalpa bignonioides Walter și *Catalpa speciosa* Warder ex Engelm. sunt specii nord-americe, în timp ce *Catalpa ovata* G. Don este originară din China.

Principalele caracteristici ale catalpei (*C. bignonioides*) sunt (Iliescu 2005, Șofletea & Curtu 2007) (fig. 18):

- arbore de până la 7-12 m înălțime;

- frunze foarte mari de 10-20 cm lungime, cu marginile întregi, pe față glabre, pe dos pubescente, cu pețiol lung de 9-16 cm; degajă un miros greu;
- flori mari de 4-5 cm lungime, albe la interior, cu pete purpurii și două dungi galbene; sunt grupate în panicule terminale de 10-20 cm lungime și apar abundent în iunie-iulie, având aspect ornamental apreciat;
- fructele sunt bivalvate, pendente, foarte lungi, de 20-40 cm și groase de 6-8 mm, apar abundent prin iunie-iulie; persistă iarna în coroane;
- preferă ținuturile cu multă căldură și sezon lung de vegetație, dar vegetează satisfăcător și la munte (Sinaia);
- suferă din cauza secetei;
- este sensibilă la ger și înghețuri timpurii, care vatămă lujerii anuali și frunzele;
- preferă soluri bogate, profunde, bine aerisite;
- are temperament de lumină;

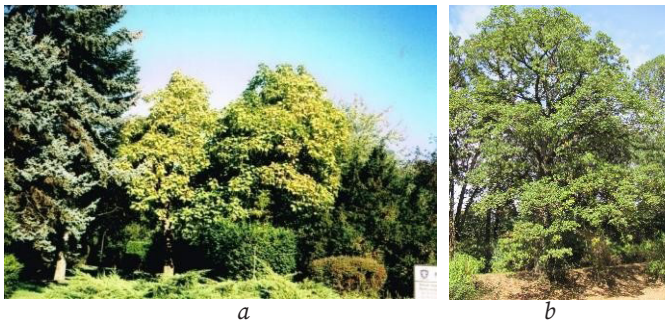


Fig. 18. *Catalpa bignonioides* (a) și *C. speciosa* (b) apreciate pentru frunzele mari, florile albe și fructele uriașe (foto V. Bolea; Bolea et al. 2013/2014)

Rezistă la poluarea cu praf și gaze industriale (Bolea et al. 2006).

C. speciosa este un arbore de dimensiuni mai mari (15-30 m înălțime), care s-a adaptat foarte bine în condițiile de pădure-parc de la Baia Mare (fig. 18b) (Bolea et al. 2014). Speciile de catalpă conțin catalpol (iridoid glucosidă), utilizat în tratamentul diabetului, boli neuronale, inflamatorii, cardiovasculare, hepatice și cancer (Munoz-Mingarro et al. 2003, Oh et al. 2021, Hassan et al. 2025).

» *Paulownia tomentosa* (Thunb.) Steud.

Genul *Paulownia* cuprinde 17 specii, cu epicentru în China. Hibridi selecționați sunt promovați intens în ultimele decenii pentru creșterea lor foarte rapidă (cicluri de 1-2 ani pentru biomasă și de 5 ani pentru bușteni; în ultimii ani este promovată în culturile speciale pentru sechestrarea carbonului) (Dinca et al 2017, Bernardis et al. 2024).

P. tomentosa a fost introdusă în spațiile verzi pentru următoarele caracteristici:

- creștere foarte rapidă, ce asigură un efect scontat în termen scurt;
- frunze foarte mari, care conferă umbră deasă în zonele aride;
- înflorire anuală foarte bogată, cu flori violete, campanulate,

mirositoare, melifere, de 5-6 cm, în panicule erecte, de 20-30 cm lungime, care apar timpuriu, primăvara, înaintea înfrunzirii;

- fructe capsulate, bivalvate, de 3-4 cm, cu numeroase semințe aripate.

Este foarte sensibilă la ger, suferind degerături frecvente. Preferă stațiuni cu multă căldură și sezon lung de vegetație, cu ierni blânde, cu soluri fertile, afânate, profunde și cu umiditate suficientă. Nu suportă bălțirea.

» *Prunus cerasifera* Ehrh.

Corcodușul este un arbore de mărimea a III-a (de 6-15 m înălțime), decorativ în special prin înflorirea sa abundentă (flori albe), devreme, în fiecare primăvară, în lunile aprilie-mai. Fructele (drupe globuloase, de 2-3 cm în diametru), roșii, brune-roșcate sau galbene se coc în iulie (în zonele mai reci în august) sunt apreciate de copii. Există varietăți cu frunze roșcate (fig. 19).

Scoarța este cenușie, iar lujerii sunt verzi sau roșcați.



Fig. 19. Corcoduș roșu cu mesteceni în Parcul Sportiv Brașov (a); *Prunus cerasifera* var. *pisardii* (Bolea & Gavrilescu 2025)

Vegetează de la câmpie până în zona montană inferioară, fiind foarte puțin pretențios la condițiile pedo-hidrice (este apt pentru soluri uscate, pietroase, argiloase, compacte). Este rezistentă la poluarea din orașe cauzată de traficul rutier și rezilientă la schimbările climatice (Petrov et al. 2024, Alexan et al. 2025). De aceea este recomandat pentru refacerea terenurilor degradate, subproductive, având și rolul de a susține (hrană) fauna sălbatică (Norma 1/2000, Norma 28/2022).

Există informații că poate avea un oarecare caracter invaziv (Czortek et al. 2024), dar impactul general asupra ecosistemelor este limitat - apar indivizi de corcoduș în regenerări sau la marginea pădurii, dar nu sunt consemnate cazuri de invadare semnificativă sau înlocuire a vegetației naturale. Nici măcar în plantațiile din terenurile degradate în care a fost folosit corcodușul, acesta nu a proliferat necontrolat.

» *Magnolia* spp.

Multe specii de magnolii sunt cultivate în scop ornamental peste tot în lume, în special datorită florilor mari, parfumate, ce apar foarte timpuriu.

Magnolia kobus este un arbore de 8-15 m înălțime, cu lujeri

glabri, verzi sau brun-roșcați, frunze ovoide (6-10 cm) cu nervuri + albicioase, pe față verzi-lucitoare. Florile mari (de 10 cm) sunt albe, cu o zonă palid-roz-violetă la bază, apar înaintea înfrunzirii, foarte devreme, la sfârșitul iernii / începutul primăverii. Fructifică relativ abundent, fructele fiind grupate (pluri-folicule), de până la 10-12 cm lungime, cu semințe încorporate roșii-purpuri, lucitoare, ce atrag păsările (Șofletea & Curtu 2007) (fig. 20).



Fig. 20. *Magnolia kobus* (a) (Bolea & Gavrilăscu 2025)

În general, are o anumită rezistență la înghețurile târzii (mai redusă față de *M. acuminata*), dar suferă degerări ale mugurilor și florilor dacă temperaturile sunt foarte scăzute (Zhang 2025).

Florile sunt comestibile în tradiția asiatică. Constituții chimici ai magnoliei au proprietăți antioxidante, antibacteriene, antiinflamatorii, anti-hiperlipidemice, având efect împotriva obezității (Kim & Kim 2023, Choi et al. 2024). Scoarța de *M. kobus* conține substanțe sesquiterpenice (costunolidă, partenolidă, iso-bis-partenolidină și bis-partenolidină) ce au acțiune citotoxică împotriva celulelor tumorale umane (Park et al. 2010).

» ***Aesculus hippocastanum* L.**

Castanul porcesc este un arbore care poate atinge 30 m înălțime și 150 ani vârstă. Suportă bine tăierile de conducere a coroanei și formează o coroană deasă (cu ramificații numeroase), globuloasă sau ovoidală, de mare efect ornamental.



Fig. 21. Alei de castan porcesc (1); castan porcesc în amestec cu cireș și tuie gigantică (2) (Bolea & Gavrilăscu 2025)

Principalele caracteristici ale castanului porcesc sunt (Șofletea & Curtu 2007) (fig. 21):

- florile în panicule multiflore, erecte, mari de 20-30 cm lungime, cu petale albicioase, pătate în roșu la bază; înflorește în mai-iunie, anual, ceea ce îi conferă castanului o valoare ornamentală deosebită;
- frunzele palmat lobate, de 5-7 foliole, lungi de 20-25 cm;
- fructificația este anuală și abundentă; fructele sunt capsule sferice de 3-5 cm, cu ghimpi mari, ornamentale; la maturitate se deschid și eliberează 1-3 castane, preferate de copii;
- este rezistent la ger și înghețuri;
- tolerează seceta; în verile foarte calde și deficitare în precipitații, frunzișul se brunifică și cad, în cazuri extreme arborii rămânând total defrunziți;
- preferă solurile profunde, bogate, revene, permeabile;
- vegetează mulțumitor și pe solurile relativ sărace, băătorite, cu volum edafic mic; nu se recomandă plantarea pe soluri excesiv compacte, foarte uscate sau cu exces de umiditate.
- frunzele afectate de secetă și poluarea cu sare (din acțiunile de dezăpezire) au marginile înroșite.

Lemnul este puternic afectat de putregai, făcându-l foarte sensibil la rupturi (de vânt) (Vasile et al. 2022).

Fructele sunt bogate în ulei, amidon, saponină; din ele se prepară ulei, săpun, medicamente. În general, extractele din organele platanului sunt considerate a avea proprietăți antiinflamatorii, antinociceptive (dar ceaiurile din frunze nu au efect asupra durerilor articulare) (Yesilada et al. 2021). Extract de frunze are capacitate antioxidantă mai mare decât extractul din fructe (Ribeiro et al. 2022).

» ***Castanea sativa* Mill.**

Castanul bun (comestibil) este o specie mediteraneană, cu extindere până în Caucaz. La noi apare îndeosebi în zonele cu influențe mediteraneene, din Gorj și Maramureș (fig. 8, 22-23).

Principalele caracteristici sunt (Bolea & Chira 2009):

- Este un arbore de mari dimensiuni (atinge peste 30 m înălțime și peste 1 m în diametru), având o longevitate de peste 1000 ani.
- Având conținut foarte ridicat de tanin, este foarte rezistent la putregai, ceea ce îi conferă o stabilitate ridicată până la vârste foarte mari.
- Are lujeri glabri, brun-roșcați, cu lenticile albe.
- Frunzele sunt oblong-lanceolate, de 10-12 cm lungime, dințate, glabre.
- Florile masculine sunt grupate în amenți cilindrici, erecti, de 10-13 cm, galbeni, foarte decorativi (unicate ca formă), au la bază florile femele câte 2-3 într-un involucru spinos, sferic.
- Preferă un climat cald, blând și umed, ferit de geruri mari (prag maxim: -30°).
- Se dezvoltă pe soluri eu- la mezobazice, mezotrofe, afânate, permeabile și aerisite.

- Nu preferă soluri argiloase sau superficiale.
- Nu suportă bălțirea apei, în astfel de condiții dezvoltă infecții letale cu specii de *Phytophthora*.
- Are temperament sub-heliofil.
- Fructele comestibile sunt foarte apreciate (se pot prepara în multe feluri – de la garnituri, la preparate de patiserie, dulciuri și băuturi alcoolice).
- Rezistă bine la poluare.
- Conferă stabilitate arboretelor sau pădurilor parc din care fac parte.



Fig. 22-23. *Castanea sativa* la Șesul Băii (Bolea 2014)

Ciuperca asiatică *Cryphonectria parasitica* a produs uscarea în masă a tuturor arboretelor și culturilor pomicole din țară, dar în prezent poate fi ținută în frâu cu succes prin tratare biologică (Chira et al. 2017).

Este un arbore ideal pentru spații verzi: este relativ puțin pretențios, crește relativ repede, face relativ rapid flori decorative și fructe apreciate de copii și adulți, susține polenizatorii și fauna sălbatică, este printre puținele specii care este stabil (nu suferă rupturi, dezrădăcinări) până la vârste foarte mari (în condiții bune poate dăinui multe secole).

» *Acer* spp.

Acer platanoides L.

Arțarul (paltinul de câmp) este un arbore cu înălțimi de 20-30 m, foarte răspândit în zonele de câmpie și deal, urcând până la poalele munților. Principalele caracteristici sunt (Șofletea & Curtu) (fig. 24a):

- coroana ovoidală sau ovoid-globuloasă;
- frunze de 10-18 cm, cu 5-7 lobi cu vârfuri ascuțite și sinusuri rotunjite;
- florile sunt mici, discrete, galben-verzui;
- fructele samare, pendente, cu nucule turtite și aripi divergente, de 3-5 cm;

Dintre varietățile horticole se remarcă 'Crimson King' and 'Schwedleri', cu frunze roșii-întunecate (ce diferă de *Acer rubrum*); frunze variegatate 'Drummondii', frunze adânc divizate 'Dissectum' și 'Lorbergii', gălbui 'Princeton Gold' ș.a.

Este mai bine adaptat decât paltinul de munte la rigorile climatului continental și urban. Fiind mezofil, preferă solurile bine aprovizionate cu apă, dar suportă mai bine seceta și căldura. Deși preferă soluri fertile, profunde, afânate, slab acide, cu floră de mull, tolerează un anumit grad de compactitate.

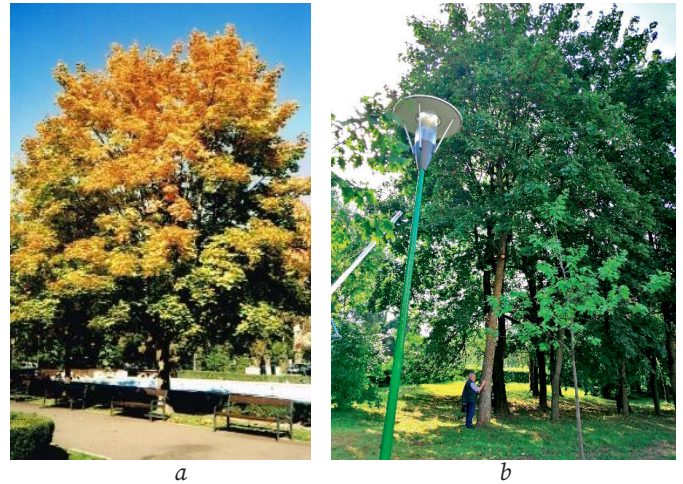


Fig. 24. *Acer platanoides* (a) și *Acer pseudoplatanus* (b), din Parcul Sportiv Brașov (Bolea & Gavrilescu 2025)

Acer pseudoplatanus L.

Paltinul (de munte) este un arbore de mari dimensiuni, (30-40 m înălțime), ce vegetează în zonele montane, coborând în cele deluroase. În localități a fost folosit și în zonele de câmpie. Are caracteristici relativ similare cu arțarul (Șofletea & Curtu) (fig. 24b):

- coroana largă, deasă și simetrică;
- frunzele de 10-18 cm, cu cinci lobi ovați, crenat-serați, colorate și conformate specific la diferitele cultivări horticole;
- înflorirea este abundentă, florile grupate în panicule verzi-gălbui, de 5-15 cm;
- fructele sunt bisamare cu aripi de 3-4 cm și nucule convexe.

Este o specie mezotermă, de climat răcoros, cu umiditate atmosferică ridicată, rezistentă la ger și înghețuri. Vegetează pe soluri cu fertilitate ridicată, permeabile, aerisite, profunde, cu umiditate suficientă. Are temperament de semi-umbră, mai puțin accentuat ca arțarul.

A. platanoides este folosit în medicina tradițională caucaziană pentru scorbut (lujeri, frunze și scoarță), răni (lujerii), frunzele ca astringente, împotriva diareei, diuretice, antiemetice, urolitiază, având și un efect tonic. Seva este utilizată împotriva pistruiilor, bolilor de ochi, tuberculozei și lipsei poftei de mâncare. Florile și fructele sunt antidiareice, astringente și antipiretice (reduc febra). Decoctul de scoarță de *A. pseudoplatanus* este folosit drept astringent, antiscorbut și diuretic (Paniagua-Zambrana et al. 2024).

A. platanoides și *A. pseudoplatanus* sunt specii europene foarte apreciate ca arbori ornamentali prin portul impunător, frunzișul des, plasticitatea ecologică, rezistența în mediul urban-rural, pretabilitatea la tăieri în coroană.

A. negundo e o specie americană (arbore de dimensiuni medii: 10-25 m înălțime) des folosită în spațiile verzi europene, pentru rezistența sa la factorii de mediu (secetă, soluri precare), dimensiunile reduse și exotism. Este considerat invazivă în Europa, deși nu s-a dezvoltat

excesiv în păduri (a apărut izolat la marginea pădurilor, fără a deveni dominant nici măcar în suprafețele degradate în care a fost plantat) sau în terenurile agricole. Alte specii de acerinee întâlnite în zonele verzi de la noi sunt: *A. saccharinum* (arțarul argintiu canadian), *A. rubrum* (arțar roșu canadian), *Acer palmatum* (arțar japonez), *Acer japonicum*, *Acer freemanii* ș.m.a.

» **Pinus spp.**

Pinus strobus L.

Pinul strob (pinul neted) este o specie nord-americană, de mari dimensiuni (30-40 m înălțime), fiind introdus ca arbore ornamental, uneori chiar forestier (în unele zone din Europa). Are următoarele caracteristici (fig. 25):

- tulpina dreaptă, bine conformată, cu coroană piramidală, regulat-verticilată;
- lujeri subțiri, elastici, verzui-cenușii;
- acele fine, lungi (5-12 cm), câte 5 într-o teacă;
- conuri terminale, pendente, lungi (8-15 cm), îngust-cilindrice, încovoiate, rășinoase;
- semințe de 5-6 mm cu o aripă de 2 cm.

Are creșteri foarte active în stațiuni potrivite. În zona Băii Mari a avut creșteri foarte bune (peste celelalte specii) în stațiuni variate:

- de luncă și de terasă, cu soluri bine aprovizionate cu apă;
- în făgetele montane inferioare și de deal;
- în șleaurile de deal;
- pe terenuri puternic poluate și erodate din stațiuni de gorunete.

Îi sunt favorabile solurile bogate, humifere, profunde, cu drenaj normal, reavene-jilave. Pe soluri mai sărace și acide, de pe roci silicioase, crește activ dacă sunt profunde, afânate, ferite de uscăciune.



Fig. 25. *Pinus strobus* de 35 m înălțime din Parcul Dendrologic "Zeno Spârchez" (a) și în Baia Mare (Bolea & Gavrilescu 2025)

Are temperament de semiumbră, acoperă bine solul. Litiera se descompune greu și contribuie la acidificarea solului.

Este printre cele mai valoroase specii repede crescătoare.

La 50 ani, la O.S. Baia Mare are creșteri medii de 16-17 m³/an/ha (850 m³/ha). Pe stațiuni de bonitate mijlocie realizează 10-12 m³/an/ha, la 50 ani. Lemnul este moale, mai ușor, ca al pinului negru sau pinului silvestru.

Este foarte sensibil la atacul de *Cronartium ribicola* (ce are plantă gazdă alternativă coacăzul), care dezvoltă cancere de tulpină, favorizează putregaiul și ulterior rupturile de vânt și zăpadă.

Pinus nigra Arn.

Pinul negru este o specie sud-europeană, ce vegetează natural în zonele montane stâncoase, calcaroase, superficiale, pe pante mari, accidentate, expuse uscăciunii, dar este folosit inclusiv pe terenuri degradate din zonele de deal. Ca arbore ornamental este utilizat în toate zonele, de la munte până în zonele de câmpie. Este rustic, tolerant față de factorii climatici și edafici, adaptat la insolație puternică, căldură estivală, secetă, înghețuri târzii, geruri mari. Este rezistent la boli și dăunători, organismele periculoase de carantină nefiind prezente în România (Fernandez-Fernandez et al. 2019).

Se distinge printr-o înălțime de până la 30-40 m și o longevitate de 400 ani, are tulpina dreaptă, coroana bogată, relativ deasă (față de alți pini), cu ace verzi-întunecate, de 8-14 cm, conuri ovoid-conice, de 6-10 cm (fig. 26).

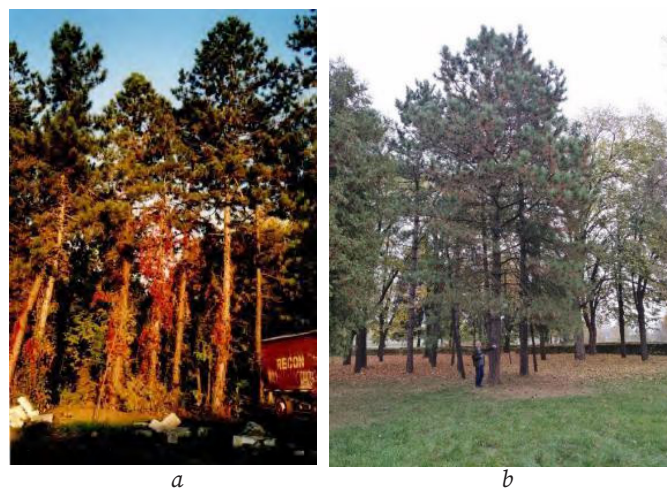


Fig. 26. Pini negri în parcurile din Brașov (Bolea & Gavrilescu 2025)

Uleiul esențial de *P. nigra* și *P. sylvestris* (extras din ace, lujeri, conuri, scoartă, rumeguș) are proprietăți antimicrobiene (*Klebsiella pneumoniae*, *Salmonella enteritidis*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Acinetobacter baumannii*, *Enterococcus faecium*, *Staphylococcus aureus*, *Staphylococcus aureus*, *Morganella morganii*, *Micrococcus luteus*, *Lactobacillus fermentum*, *Clostridium butyricum*, *Listeria monocytogenes*, *Bacillus coagulans*, *Enterococcus faecalis*, *Enterobacter aerogenes*, *Aeromonas hydrophila*, *Chryseobacterium indologenes* ș.a.) și antifungice (*Candida albicans*, *Aspergillus* sp., *Fusarium* sp.) (Dziedziński et al. 2020). Utilizarea lor în jurul spitalelor este indicată.

» **Larix decidua Mill.**

Laricele este o specie de rășinoase foarte apreciată în zonele verzi urbane și rurale, pentru caracteristicile sale ecologice și ornamentale (Șofletea & Curtu 2007, Blada & Tănăsie 2012):

- arbore de mari dimensiuni (20-45 m înălțime și peste 1 m în diametru, ce atinge vârste impresionante, excepțional de peste 1000 ani în arealul natural, în condiții optime);
- înrădăcinare pivotant-trasantă, ce asigură o bună ancorare, chiar și în zonele montane, stâncoase;
- coroană piramidală, largă, rară;
- lujerii sunt subțiri, pendenți, gălbui, glabri sau scurți, negricioși;
- acele sunt căzătoare, de 1-3 cm lungime, verzi-deschis, rare pe lujerii lungi și în smocuri bogate pe lujerii scurți;
- conurile sunt ovoidale, de 2-4 cm.

Laricele vegetează natural în zona montană (sezon scurt, ierni aspre), dar crește foarte bine în afara arealului, în zone de deal și chiar de câmpie (Fărcaș et al. 2013, Dănescu et al. 2015, Da Ronch et al. 2016), inclusiv pe soluri compacte, puternic antropizate, din orașele de câmpie. Optimumul precipitațiilor pentru larice este de 800-1200 mm/an, iar limita de suportanță de 500-550 mm/an. Preferă condiții de: climat suficient de umed și răcoros, versanți aerisiți, teren drenat, soluri afânate, slab acide la alcaline, profunde, mezo-eubazice, mezo-eutrofe. În stațiunile cu exces de umiditate (îndeosebi în sol) suferă infecții (*Lachnellula willkommii*, *Meria laricis*) și uscări (Simionescu & Mihalache 2000). Are temperament de lumină.

Este rezistent la atacuri biotice și la doborâturi de vânt, dar în arboretele tinere, prea dese, suferă de rupturi de zăpadă (Simionescu et al. 2012).

Laricele are proprietăți sanogene, extractul de scoarță sau lemn având proprietăți dermatologice (eczeme, psoriazis, răni), expectorante, antimicrobiene (boli respiratorii) (Faggian et al. 2021).

Ca specie ornamentală, are funcții peisajere, în special prin forma coroanei conice (în amestecurile cu specii de foioase cu coroane globuloase) și a jocului de culori în perioadele de toamnă și primăvară (fig. 27).

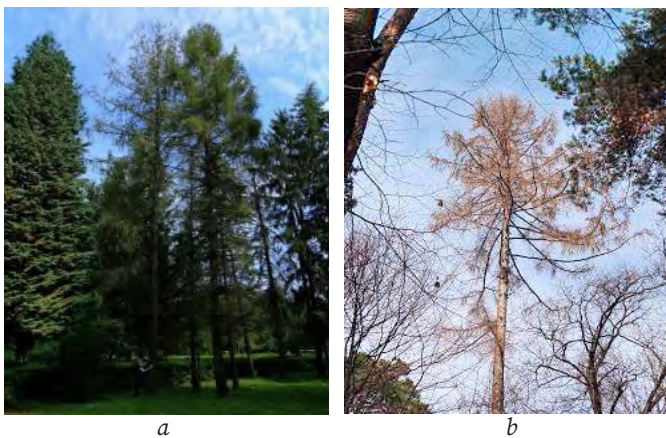


Fig. 27. *Larix decidua* în combinație cu alte specii în Parcul Sportiv Brașov (Bolea & Gavrilăscu 2025)

» Cupressacee

Chamaecyparis lawsoniana (A.Murray) Parl.

C. lawsoniana (chiparosul de California) este un arbore ornamental de origine nord-americană, cu coroană

elegantă, îngust-piramidală, deasă, și cu vârful nutant (fig. 28). Frunzele solzoase mici, verzi slab glaucescente (albăstrui la unele varietăți). Conurile mici, sferice, sunt decorative prin formă, abundentă și colorit - verde deschis, vineții apoi brune la maturitate.

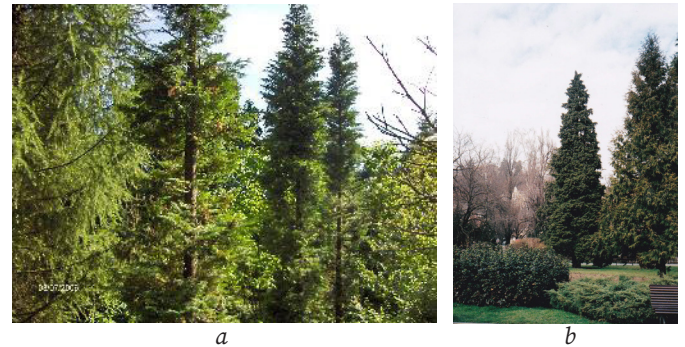


Fig. 28. Pădure parc cu *C. lawsoniana* (a); *C. lawsoniana*, *Thuja plicata* (în planul 2) și *Juniperus sabina* (în prim plan, cu port târător) (b) (Bolea & Gavrilăscu 2025)

Dintre speciile de *Thuja*, cel mai frecvent au fost folosite *T. occidentalis*, *T. orientalis* și *T. plicata*. Caracteristicile ornamentale sunt similare (frunziș veșnic verde, moale, pretabili la tuns în forme variate, relativ ușor de întreținut), chiar dacă diferă în funcție de specie, varietate sau cultivar.

Multe specii și varietăți de ienupăr (*Juniperus* spp.) sunt apreciate pentru port (de la columnar la târător), coloritul verde la argintiu și robustețe.

Au fost obținute varietăți ornamentale cu port columnar, globulos, relativ conic, tabular, târător, cu ace glaucescente, cu vârfuri aurii ș.m.a.

Uleiurile esențiale de *Chamaecyparis lawsoniana* și *Thuja plicata* au capacitate antimicrobiană, antifungică, antigenotoxică și insecticidă (Cvetković et al. 2023). Uleiul esențial de *C. lawsoniana* are proprietăți anticancerigene (hepatic, de sân, colon, plămâni, carcinoame ș.a.) (Fikry et al. 2023).



Fig. 29. *C. lawsoniana* (a) și *Thuja occidentalis* var. *fastigiata* (b) în Parcul Sportiv Brașov (Bolea & Gavrilăscu 2025)

» *Taxus baccata* L.

Tisa este o specie europeană și a bazinului mediteranean (până în Caucaz), cu următoarele caracteristici:

- arbore de talie mijlocie (15-25 m), foarte longevivă (400-600 ani, excepțional până la 2000 ani);
- coroană ovoid-conică, bogată;
- lujeri verzi;
- frunze persistente, de 1,5-3 cm, pectinate, moi, verzi închis pe față și verzi-deschise pe dos;
- flori femele solitare, grupate câte 8;
- fruct roșu, ornamental, ce constituie hrană pentru păsări; sămânța ovoidă, brună;

Preferă stațiunile adăpostite, umbrite, cu umiditate atmosferică ridicată. Este sensibilă la secetă. Rezistă la ger. Preferă soluri bogate, aerisite, cu regim normal de umiditate.



Fig. 30. *Taxus baccata* în Parcul Titulescu din Brașov (Bolea et al. 2015)

Are temperament pronunțat de umbră, dar dacă are umiditate suficientă (sol, aer) se dezvoltă și în plină lumină.

Are mare capacitate de lăstărire, butășește, marcotează bine. Scoarța conține alcaloidul taxină, toxic pentru cerșide, bovine, cai. Florile masculine sunt foarte alergene.

Are valoare ornamentală apreciată, atât ca exemplare izolate, cât și în buchete sau garduri vii. Se tunde ușor.

4. Concluzii

Cetățenii care au grădini, curți cu spații verzi, precum și serviciul de spații verzi din primării (direct sau prin prestatorii autorizați de servicii), sunt îndemnați să urmărească starea arborilor din localitatea în care trăiesc:

- să evalueze starea arborilor, specia și poziția exemplarului (izolat sau în grup), starea generală de sănătate (la nivelul coroanei, tulpinii și rădăcinilor), forma coroanei, înflorirea sau fructificația, ramificația, rănile trunchiului și rădăcinilor, defectele tulpinii (înfurcure, contorsionare, înclinare) și să precizeze lucrările de îngrijire necesare;
- să evite ori să ia poziție față de cei care vatămă arborii și să îngrijească arborii aflați în dificultate (afecțați de probleme fiziologice, de dăunători sau boli);
- să planteze puietii din specii (varietăți, soiuri) de arbori și arbuști ornamentali sau fructiferi, adaptate condițiilor de mediu (tip de zonă verde, spațiu, sol, climă);
- să evite poluarea aerului, solului și apei, mai ales în zonele verzi;

- să amelioreze compoziția chimică a solului din scuaruri, aliniamente sau parcuri, prin mulcire sau aplicarea de biostimulatori nepoluauți.

Silvicultorii, având cunoștințe de bază privind arborii și nevoile acestora, trebuie să se implice în măsurile ce țin de *silvicultura urbană*, *arboricultură*, pentru armonizarea peisajelor naturale cu cele artificiale și pentru menținerea unei stări optime a vegetației urbane ca o componentă vitală a unui mediu de viață sănătos.

Important este ca cetățenii să nu treacă indiferenți pe lângă arborii din România. Ei nu sunt stâlpi de telegraf, ci ființe vii, extrem de valoroase pentru om și mediul zonal, și care necesită îngrijire profesionistă și promovare / extindere atât pentru frumusețea lor cât mai ales pentru funcțiile multiple (ecologice, sanitare, culturale, științifice, sociale, economice ș.a.) pe care le îndeplinesc.

Bibliografie

- Abrudan I V, & Negruțiu F (2006).** Spații verzi, specii floricole și de gazon. Ed. Universității Transilvania din Brașov.
- Alexan D I, Ianovici N, & Datcu A D (2025).** Monitoring urban habitat quality by determining chlorophyll and anthocyanin concentrations in *Prunus cerasifera* var. *pissardii* and *Catalpa bignonioides*, in urban and urban green areas of Timișoara. *Research Journal Of Agricultural Science*, 57(2).
- Barbu I, Curcă M, Barbu C, Ichim V (2016).** Adaptarea pădurilor la schimbările climatice. Ed. Silvică.
- Beldeanu E C (2004).** Specii de interes sanogen din fondul forestier. Ed. Universității "Transilvania" din Brașov.
- Beldeanu E C (2008).** Particularități de ordin sanogen ale mediului pădurilor, datorită speciilor forestiere componente. *RSC* 24, 23-25.
- Bernardis R R, Nistor A, Dascălu M, & Sandu T (2024).** *Paulownia imperialis*, princess Pavlova's tree: developing a plantation in Romania. *Scientific Papers. Series B. Horticulture*, 68(1).
- Blada I, Tănăsie Ș (2012).** Laricele: experiment privind sezonul de plantare. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 17, 31, 23-29.
- Bolea V, & Chira D (2009).** Monitorizarea poluării prin bioindicatori. Ed. Cybela.
- Bolea V (2013, 2014).** Perdeaua forestieră de protecție a Lacului Firiza. I/II. *RSC*, 33/34.
- Bolea V, Leșan M, Pop N (2013).** Arborii din paradisul vegetației de la Baia Mare. Partea II-a Piemonturile colinare. *RSC* 32: 28-39.
- Bolea V (2014a).** Crearea Parcului de sud al municipiului Baia Mare la Șesul Băii. *RSC* 35, 80-92
- Bolea V (2014b).** Nucleul de acclimatizare a speciilor exotice de pe Valea Usturoi - Baia Mare după o jumătate de secol. *RSC* 35, 93-98.
- Bolea V, Chira F, Chira D & Mantale C (2015).** Pădurea de pe versantul vestic al Văii Usturoi care întregeste Parcul Central din Baia Mare. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 36, 15-24.
- Bolea V, & Mantale C (2015).** Rășinoasele din Parcul Titulescu Brașov. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 37, 54-65.
- Bolea V, & Mantale C (2016).** Arborii foioși din Parcul „Nicolae Titulescu”, Brașov. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 38, 36-49.
- Bolea V, Gavrilăscu G, Ciocîrlan M (2019).** Arborii din Parcul Sportiv Brașov. *RSC*, 44, 43-59.
- Bolea V, Mantale C, & Ciocîrlan M (2021).** Dezvoltarea perdelei forestiere de protecție de pe perimetrul fabricii Kronospan, Brașov. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 26(49), 42-49.
- Budeanu M, Radu V, Apostol E N, Pleșca I M, Radu R (2019).** Testarea rezistenței lemnului pe picior la două forme/varietăți de molid (*pendula* vs. *pyramidalis*). *Revista de Silvicultură și Cinegetică* 44, 5-9.

- Chira D, Chira F, Tăut I, Popovici O, Blada I, Doniță N, ... & Dinu C (2017).** Evolution of ash dieback in Romania. In Vasaitis R & Enderle R (eds), *Dieback of European Ash (Fraxinus spp.) - consequences and guidelines for sustainable management*, 185-194.
- Chira D, Bolea V, Chira F, Mantale C, Tăut I, Șimonca V, & Diamandis S (2017).** Biological control of *Cryphonectria parasitica* in Romanian protected sweet chestnut forests. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 45(2), 632-638.
- Chira F, Mantale C, Ciocîrlan M, Blaga T, & Chira D (2020).** Răspândirea ciupercii *Erysiphe platani* în România. *Rev. Silv. și Cinegetică*, 47, 56-60.
- Choi M, Kim J K, Yoon J, Lim J, Kim K, Kim B, ... & Park S U (2024).** Identification of metabolite changes and evaluation of biological activities in edible flowers of *Magnolia kobus* at different developmental stages. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 11(1), 98.
- Ciupa V, Radoslav R, Oarcea C., & Oarcea Z (2005).** Timișoara verde: sistemul de spații verzi al Timișoarei. Ed. Marineasa.
- Cvetković V J, Mitić Z S, Stojanović-Radić Z, Matić S L, Nikolić B M, Rakonjac L, ... & Stojanović G (2023).** Biological activities of *Chamaecyparis lawsoniana* (A. Murray bis) Parl. and *Thuja plicata* Donn ex D. Don essential oils: Toxicity, genotoxicity, antigenotoxicity, and antimicrobial activity. *Forests*, 15(1), 69.
- Czortek P, Adamowski W, Kamionka-Kanclerska K, Karpińska O, Zalewski A, & Dyderski M K (2024).** Patterns of *Prunus cerasifera* early invasion stages into a temperate primeval forest. *Biological Invasions*, 26(3), 633-647.
- Da Ronch F, Caudullo G, W. Tinner, and De Rigo D (2016).** *Larix decidua* and other larches in Europe: distribution, habitat, usage and threats. *European atlas of forest tree species*, 108-110.
- Dănescu F, Mihăilă E, Costăchescu C, Drăgan D (2011).** Măsurile de gospodărire a suprafețelor forestiere cu risc de inundare și stagnare a apei din regiunea de câmpie. Ed. Silvică.
- Dănescu F, Ungurean C, Chira F, Horga D, Jung T (2015).** Uscarea anormală a stejarului din OS Livada. *RSC*, 37, 66-79.
- Dincă L, Vasile D, & Crișan V (2017).** *Paulownia* spp. and truffles (*Tuber* spp.) plantations in Romania. *Proceedings, Agrosym 2017*, Bosnia and Herzegovina, October 2017. 2611-2617
- Doniță N (2008).** *Quercus virgiliana* Ten. un arbore de interes pentru silvicultura din zonele aride. *Revista pădurilor*, 4: 18-19.
- Drénou C (1999).** La taille des arbres d'ornement - Du pourquoi au comment. IDF, Paris.
- Dziedziński M, Kobus-Cisowska J, Powałowska D S, Szablewska K S, & Baranowska M (2020).** Polyphenols composition, antioxidant and antimicrobial properties of *Pinus sylvestris* L. shoots extracts depending on different drying methods. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, 32(3), 229-237.
- Faggian M, Bernabè G, Ferrari S, Francescato S, Baratto G, Castagliuolo I, ... & Peron G (2021).** Polyphenol-rich *Larix decidua* bark extract with antimicrobial activity against respiratory-tract pathogens: a novel bioactive ingredient with potential pharmaceutical and nutraceutical applications. *Antibiotics*, 10(7), 789.
- FAO (2016).** Guidelines on urban and peri-urban forestry. Salbitano F, Borelli S, Conigliaro M, Chen Y. UN/FAO Forestry Paper No. 178.
- Fărcaș S, Tanțău I, Turtureanu P D (2013).** *Larix decidua* Mill. in Romania: current and past distribution, coenotic preferences, and conservation status. *Contributii Botanice* 48.
- Fernandez-Fernandez M, Naves P, Musolin D L, Selikhovkin A V, Cleary M, ... & Witzell, J. (2019).** Pine pitch canker and insects: Regional risks, environmental regulation, and practical management options. *Forests*, 10(8), 649.
- Fikry E, Orfali R, Elbaramawi S S, Perveen S, El-Shafae A M, El-Domiati M M, & Tawfeek N (2023).** *Chamaecyparis lawsoniana* leaf essential oil as a potential anticancer agent: Experimental and computational studies. *Plants*, 12(13), 2475.
- Gavrilescu G, Bolea V (2014).** Din problemele actuale ale silviculturii române. *RSC* 41, 5-15.
- Giurgiu V (1982).** Pădurea și viitorul. Ed. Ceres, București.
- Hassan M A M, Fahmy M I, Azzam H N, Ebrahim Y M, El-Shiekh R A, & Aboulmagd Y M (2025).** Multifaceted therapeutic potentials of catalpol, an iridoid glycoside: an updated comprehensive review. *Inflammopharmacology*, 1-27.
- Iliescu A-F (2005).** Cultura arborilor și arbuștilor ornamentali. Ed. Ceres.
- Kim Y, & Kim S (2023).** Antioxidative and anti-inflammatory effect of ethanol extracts from *Magnolia kobus* DC on LPS-induced in vitro and in vivo model. *The Journal of Immunology*, 210(Supplement_1), 66-17.
- Kingston R (2025).** Exploring the Therapeutic Value of the Ash Tree in Irish Vernacular Medicine. *Béascna*, 13.
- Li Q, Kobayashi M, Wakayama Y, Inagaki H, Katsumata M, Hirata Y, ... Ohira T (2009).** Effect of phytoncide from trees on human natural killer cell function. *International Journal of Immunopathology and Pharmacology*, 22(4): 951-959.
- Li Q (2010).** Effect of forest bathing trips on human immune function. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 15(1): 9-17.
- Lokshin A, Palchan D, Golan E, Erel R, Andronico D, & Gross A (2025).** Foliar nutrient uptake from dust sustains plant nutrition. *Biogeosciences*, 22(11), 2653-2666.
- Madden E, McLachlan C, Oketch-Rabah H, & Calderón A I (2022).** United States Pharmacopeia comprehensive safety review of *Styphnolobium japonicum* flower and flower bud. *Phytotherapy Research*, 36(5), 2061-2071.
- McAliney M (1993).** Arguments for Land Conservation: Documentation and Information Sources for Land Resources Protection, Trust for Public Land, Sacramento.
- Meneguzzo F, Albanese L, Bartolini G, Zabini F (2019).** Temporal and Spatial Variability of Volatile Organic Compounds in the Forest Atmosphere. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(24), 4915.
- Mitra A, Chaudhuri TR, Pal N, Zaman S, Mitra A (2017).** Oxygen Generation by Dominant Urban Trees: A Case Study from Konnagar Municipality, West Bengal, India. *Biomed J Sci & Tech Res*, 1(1): 49-56.
- Munteanu I (2014).** Principii active din plante. *RSC* 35, 74-79.
- Muşat I (2012).** Pleoarie în apărarea pădurii. Ed. Nico, Tg. Mureș.
- Milcu Ș (1997).** Funcția sanogenetică a pădurii. *Silvologie*, I, 28-31.
- Munoz-Mingarro D, Acero N, Llinares F, Pozuelo J M, de Mera A G, Vicenten J A, ... & Pérez C (2003).** Biological activity of extracts from *Catalpa bignonioides* Walt. (Bignoniaceae). *Journal of Ethnopharmacology*, 87(2-3), 163-167.
- Nădișan I, Bârda M (2016).** Conservarea patrimoniului natural maramureșean. Ed. Cromatic, Baia Mare.
- Negruțiu F (1980).** Spații verzi. Ed. Did. și Ped., București.
- Nețoiu C, & Vișoiu D (1996).** Cercetări privind biologia trombarului frunzelor de frasin *Stereonychus fraxini*. Muzeul Olteniei Craiova, *Oltenia-Studii și Comunicări, Științele Naturii*, 61-63.
- Nicolescu V N, Vor T, Mason W L, Bastien J C, Brus R, Henin J M, ... & Hernea C (2020).** Ecology and management of northern red oak (*Quercus rubra* L. syn. *Q. borealis* F. Michx.) in Europe: a review. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 93(4), 481-494.
- Norma 28/2022** Normele tehnice privind compoziții, scheme și tehnologii de regenerare a pădurilor și de împădurire a terenurilor degradate. MMAP, *Monitorul oficial* nr. 1000 din 14 octombrie 2022.
- Nowak D J, Hoehn R, Crane D E (2007).** Oxygen Production by Urban Trees in the United States. *Arboriculture & Urban Forestry* 33(3), 220-226.
- Nowak D J, Hirabayashi S, Bodine A, Hoehn R (2013).** Modeled PM2.5 removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. *Environ. Poll.* 2013, 178, 395-402
- Nowak D J (2018).** Améliorer les forêts citadines à travers l'évaluation, la modélisation et le suivi. *Unasylva* 250, 69/1.
- Paniagua-Zambrana N Y, Bussmann R W, & Kikvidze Z (2024).** *Acer campestre* L. *Acer platanoides* L. *Acer pseudoplatanus* L. Sapindaceae. In *Ethnobotany of the Mountain Regions of Eastern Europe: Carpathians* (pp. 1-18). Cham: Springer International Publishing.

- Park H W, Lee J H, Choi S U, Baek N I, Kim S H, Yang, J H, & Kim D K (2010).** Cytotoxic germacranolide sesquiterpenes from the bark of *Magnolia kobus*. *Archives of pharmacol research*, 33(1), 71-74.
- Pașcovschi S, & Purcelean Ș (1954).** Stejarul roșu (Northern red oak). Îndrumări tehnice pentru cultura speciilor lemnoase exotice. Ed. Agro-Silvică de Stat, București, 43-49.
- Percek A (1987).** Terapeutica naturistă. Ed. Ceres, București.
- Petrov D, Ocokoljić M, Galečić N, Skočajić D, & Simović I (2024).** Adaptability of *Prunus cerasifera* Ehrh. to climate changes in multifunctional landscape. *Atmosphere*, 15(3), 335.
- Oh Y, Lee D, Park S, Kim S H, & Kang K S (2021).** The chemical constituents from fruits of *Catalpa bignonioides* Walt. and their α -glucosidase inhibitory activity and insulin secretion effect. *Molecules*, 26(2), 362.
- Ribeiro J, Silva V, Aires A, Carvalho R, Barros L, Gaivão I, ... & Poeta P (2022).** Platanus hybrida's phenolic profile, antioxidant power, and antibacterial activity against methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* (MRSA). *Horticulturae*, 8(3), 243.
- Simionescu A, Mihalache G (ed) (2000).** Protecția pădurilor. Ed. Mușatinii.
- Simionescu A, Chira D, Ciornei C, Mihalcuic V, Tulbure C (2012).** Starea de sănătate a pădurilor din România în perioada 2001-2010. Ed. Mușatinii.
- Stuparu E (2012).** Arbori excepționali din arboretumul Mihăești. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 17, 31, 51-55.
- Șofletea N, Curtu L (2007).** Dendrologie. Ed. Univ. Transilvania din Brașov.
- Șöhretoğlu D, & Renda G (2020).** The polyphenolic profile of Oak (*Quercus*) species: A phytochemical and pharmacological overview. *Phytochemistry Reviews*, 19(6), 1379-1426.
- Taib M, Rezzak Y, Bouyazza L, & Lyoussi B (2020).** Medicinal uses, phytochemistry, and pharmacological activities of *Quercus* species. *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine*, 2020(1), 1920683.
- Tanase C, Nicolescu A, Nisca A, Ștefănescu R, Babotă M, Mare A D, ... & Man A (2022).** Biological activity of bark extracts from northern red oak (*Quercus rubra* L.): an antioxidant, antimicrobial and enzymatic inhibitory evaluation. *Plants*, 11(18), 2357.
- Ternovoi F S, Geihman L Z (1978).** Serdecinii bolinoi i les. *Izdava Nauceva Dumka*, Kiev.
- Tsao TM, Tsai MJ, Wang YN, Lin HL, Wu CF, Hwang JS, ... Su TC (2014).** The health effects of a forest environment on subclinical cardiovascular disease and health-related quality of life. *PLoS One*, 9(7).
- Țenche-Constantinescu A M, Chira D, Madoșa E, Hernea C, Țenche-Constantinescu R V, Lalescu D, & Borlea G F (2015).** *Tilia* sp.-urban trees for future. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 43(1), 259-264.
- Vasile D, Chira D, Ciocîrlan M, Mantale C, Nan R, & Dumitru-Dobre C (2022).** Analiza stării fitosanitare a arborilor potențial periculoși din zonele verzi din localitatea Hărman. <http://www.primariaharman.ro/>
- Yesilada E, Akkol E K, Aydin A, & Hamitoğlu M (2021).** A realistic approach for anti-inflammatory, antinociceptive and antimutagenic activities, and risk assessment of the aqueous extract of *Platanus orientalis* L. leaves. *Current Molecular Pharmacology*, 14(5), 753-759.
- Yu X, Cheng X, Dong J, Yang Z, Xu D, & Peng J (2025).** Trees' cooling amplified the effect of air purification in Shanxi. *Applied Geography*, 177, 103569.
- Zhang D (2025).** Exploring the versatile world of magnolias: urban landscape enhancement and metabolite applications in drug discovery and cosmetics. *Discover Plants*, 2(1), 139.
- Zuo Y F, Liu X Q, Meng X S, Wang M H, Tang J, Hu T T, ... & Wu D L (2024).** Effects of different postharvest drying processes on flavonoid content and enzymatic activity of *Styphnolobium japonicum* (L.) Schott flowers for industrial and medicinal use. *Heliyon*, 10(15).

Abstract

Tree by tree for more beautiful cities and a cleaner environment

Citizens who have gardens, yards with green spaces, as well as the green spaces service in city halls (directly or through authorized service providers), are urged to monitor the condition of the trees in the locality where they live:

- assess the condition of the trees, the species and position of the specimen (isolated or in a group), the general state of health (at the level of the crown, trunk and roots), the shape of the crown, flowering or fruiting, branching, injuries to the trunk and roots, stem defects (forking, contortion, tilting) and specify the necessary care work;
- avoid or take a position against those who damage the trees and take care of trees in difficulty (affected by physiological problems from pests or diseases);
- plant seedlings of species (varieties, sorts) of ornamental or fruit-bearing trees and shrubs adapted to environmental conditions (type of green area, space, soil, climate);
- avoid air, soil and water pollution, especially in green areas;
- to improve the chemical composition of the soil in squares, alignments or parks, by mulching or applying non-polluting biostimulants.

Silviculturists, having basic knowledge of trees and their needs, must be involved in measures related to urban forestry, arboriculture, for the harmonization of natural landscapes with artificial ones and for maintaining an optimal state of urban vegetation as a vital component of a healthy living environment.

It is important that citizens do not pass by the trees in Romania indifferently. They are not telegraph poles, but living beings, extremely valuable for humans and the local environment, and which require professional care and promotion / expansion both for their beauty and especially for the multiple functions (ecological, sanitary, cultural, scientific, social, economic, etc.) that they fulfill.

Keywords: urban forest, tree, broadleaved, conifers, ornamental features

Poa remota Forselles – o prezență inedită în flora Masivului Piatra Mare, județul Brașov

Ioan Timofte¹, Andrei Comăneci¹, Aurora Cocă², Gabriel Lazăr¹✉

1. Amenajarea pădurilor, SCDEP Brașov, Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", RO

2. GIS, SCDEP Brașov, INCDS "Marin Drăcea", RO

✉ autor corespondent (gabi_e_l@yahoo.com)

1. Introducere

Denumirea *Poa* a fost dată gramineelor de filozoful și naturalistul grec Theophrast, cel care este considerat părintele botanicii (Chifu 2006). În România plantele din acest gen sunt denumite popular *firuță*.

Genul *Poa* L. este considerat cel mai numeros gen de graminee, cu aproximativ 575 de specii, răspândite îndeosebi în regiunile temperate, boreale și arctice, atât în emisfera nordică cât și în cea sudică (Gillespie & Soreng 2005). Dintre acestea, în Europa sunt reprezentate 45 specii (Edmondson 2005), iar în România se întâlnesc 25 (Sârbu et al. 2013). În România specii de *Poa* pot fi întâlnite din zona de stepă până în etajul alpin, fiind cu o singură excepție (*P. annua*) plante perene, participând în diverse tipuri de fitocenoză și acoperind un spectru larg de condiții de biotop.

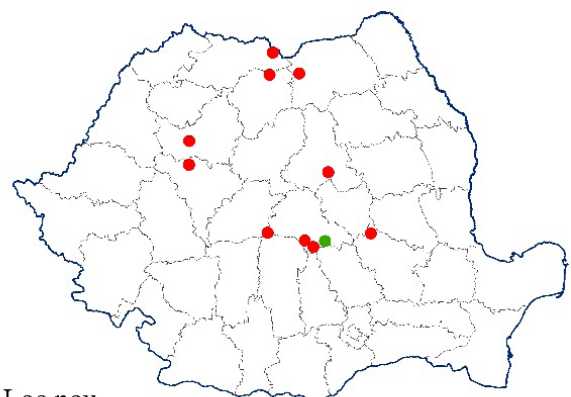


Fig. 1. Exemplar de *Poa remota* (foto G. Lazăr)

Una dintre speciile rare ale genului, pentru România, este *Poa remota*, element boreal răspândit din Europa de Nord până în Siberia de Vest. În Europa centrală apare în zona boreală montană, în Munții Alpi și Carpați (Cehia, Slovacia, Ungaria, România) (Jávorka 1954, Aeschimann et al. 2004, Sramkó et al. 2008, Bauer 2024).

La noi în țară este la limita sudică a arealului, fiind considerată relict din perioadele cu climat mai rece decât cel actual. Datorită rarității, specia este enumerată în „Lista Roșie a plantelor superioare din România” (Oltean et al. 1994) și în „Plante vasculare periclitare, vulnerabile și rare din pădurile României” (Danciu et al. 2007).

Poa remota (fig. 1) este o plantă ierboasă perenă, cu tulpină înaltă de 60-150 cm, comprimată la bază. Frunzele sunt plane, late de 7-9 mm, acute la vârf, cu vagine inferioare evident bimuchiante, cu ligulă obtuză, lungă de 1-3 mm. Paniculul este foarte lax, lung până la 30 cm. Spiculețele sunt lungi de aproximativ 6 mm și conțin 3-5 flori, în general de culoare verde. Înflorirea are loc de obicei în lunile iunie-iulie. Crește prin păduri și buruienișuri umede, din etajul fagului și etajul molidului (Ghișa & Beldie 1972). Caracterile distinctive ale speciei, în cadrul genului, pot fi considerate următoarele: talia în jur de 1 m și frunze mai late de 7 mm, cu vârf prelung îngustat și cu tecile inferioare puternic comprimate.



● Loc nou
● Loc cunoscut anterior

Fig. 2. Corologia speciei *Poa remota* în România

În România specia era cunoscută anterior (Oprea 2005) doar din: Munții Rodnei, Munții Harghita, Munții Penteleu, Muntele Piatra Craiului, Munții Bucegi, Munții Făgăraș, Muntele Mare (județul Alba), Munții Maramureșului, Obcina Mestecăniș și Dealurile Clujului (fig. 2).

În data de 22.06.2024, cu ocazia unor observații botanice, a fost identificat un grup de plante și în Muntele Piatra Mare, din județul Brașov.

Muntele Piatra Mare face parte din grupa Munților Bârsei, are o altitudine maximă de 1844 m și este constituit din calcare și conglomerare. Vegetația naturală este reprezentată în special de păduri; amestecuri de molid, brad și fag, în partea altitudinală inferioară și molidișuri în partea superioară. Doar la altitudini de peste 1700-1750 m se întâlnesc tufărișuri pitice și pajiști subalpine.

2. Metoda de lucru

Pentru determinarea speciilor au fost utilizate următoarele lucrări: Flora Europaea volume 5 (Edmondson 2005), Flora R.S.R. XII (Ghișa & Beldie 1972) și Plante vasculare din România (Sârbu et al. 2013).

Pe teren au fost efectuate următoarele activități:

- s-au evaluat suprafața ocupată și numărul de exemplarele de *Poa remota*;
- s-au realizat observații asupra condițiilor staționale;
- s-a amplasat un relevu fitocenotic prin care au fost determinate toate speciile de plantele superioare de pe o suprafață de 100 mp, stabilindu-se totodată și indicele de abundență – dominanță¹ pentru fiecare dintre acestea;
- au fost stabilite coordonatele locului, cu un receptor GPS terestru;
- au fost făcute fotografii relevante cu specia;
- au fost analizate starea de conservare și vulnerabilitatea micropopulației (Groza et al. 2017, MMAP 2023).

3. Rezultate și discuții

În urma evaluării realizate pe teren, din data de 07.07.2024, s-a constatat prezența unui număr de 25-35 plante, răspândite pe o suprafață de aproximativ 100 mp, într-un mic ochi dintr-un arboret de molid cu vârsta de aproximativ 150 ani. Coordonatele geografice ale locului respectiv sunt: N 45°33'22,3" și E25°39'21".

Populația respectivă vegetează la altitudinea de 1570-1580 m, în partea superioară a unui versant cu înclinarea de aproximativ 30° și cu expoziție nord-vestică. Substratul litologic este format din calcare. Solul este o rendzină.

Analizând relevu floristic amplasat pe teren (tab. 1) se evidențiază o bogăție floristică remarcabilă, fiind reprezentate atât specii caracteristice pentru molidișuri de zone calcaroase, cât și specii de locuri umede și specii de stâncării calcaroase. Factorii staționali determinanți care au contribuit la realizarea micro-mozaicului de nișe ecologice care stau la baza acestei biodiversități ridicate sunt:

- expoziția parțial umbrită, înclinarea accentuată a versantului și poziția aproape de baza unor pereți stâncoși – care asigură o umiditate ridicată și permanentă;
- solul relativ bogat – fără un pH scăzut și cu un grad de saturație în baze cel puțin mijlociu;
- bolovanii cu care este presărat locul, desprinși din stâncăria calcaroasă din apropiere;
- plusul de lumină, comparativ cu pădurea compactă.

Tab. 1. Relevu floristic amplasat

Nr.	Specia	Ind. Ab-Do
Etajul arbustiv (+ semințis de arbori):		
1	<i>Picea abies</i> (L.) Karsten	+
2	<i>Rubus idaeus</i> L.	+
3	<i>Abies alba</i> Miller	r
4	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	r
5	<i>Daphne blagayana</i> Freyer	r
6	<i>Daphne mezereum</i> L.	r
7	<i>Salix caprea</i> L.	r
8	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	r
Etajul ierbos:		
9	<i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth	2
10	<i>Anthriscus nitida</i> (Wahlbg.) Garcke	2
11	<i>Carduus personatus</i> (L.) Jacq.	1
12	<i>Helleborus purpurascens</i> Waldst. et Kit.	1
13	<i>Melampyrum sylvaticum</i> L.	1
14	<i>Mercurialis perennis</i> L.	1
15	<i>Poa remota</i> Forselles	1
16	<i>Senecio ovatus</i> (P. Gaertner, B. Meyer et Scherb) Willd.	1
17	<i>Thalictrum aquilegifolium</i> L.	1
18	<i>Aconitum degenii</i> Gayer	+
19	<i>Adenostyles alliariae</i> (Gouan) A. Kerner	+
20	<i>Alchemilla mollis</i> (Buser) Rothm.	+
21	<i>Astrantia major</i> L.	+
22	<i>Carduus kernerii</i> Simonkai	+
23	<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	+
24	<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	+
25	<i>Geum rivale</i> L.	+
26	<i>Hypericum maculatum</i> Crantz	+
27	<i>Lapsana communis</i> L.	+
28	<i>Milium effusum</i> L.	+
29	<i>Polygonatum verticillatum</i> (L.) All.	+
30	<i>Veratrum album</i> L.	+
31	<i>Achillea distans</i> Waldst. et Kit. ex Willd.	r
32	<i>Ajuga reptans</i> L.	r
33	<i>Alchemilla vulgaris</i> L. emend. Fröhner	r
34	<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth	r
35	<i>Campanula abietina</i> Griseb.	r
36	<i>Coeloglossum viride</i> (L.) Hartman	r
37	<i>Dentaria glandulosa</i> Waldst. et Kit.	r
38	<i>Doronicum austriacum</i> Jacq.	r
39	<i>Doronicum carpaticum</i> (Griseb. et Schenk) Nyman	r
40	<i>Epilobium montanum</i> L.	r
41	<i>Euphorbia carniolica</i> Jacq.	r
42	<i>Festuca nigrescens</i> Lam.	r
43	<i>Fragaria vesca</i> L.	r
44	<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop.	r
45	<i>Galium schultesii</i> Vest	r

1 Drept scară de apreciere a abundenței – dominanței a fost folosită cea caracteristică sistemului Braun – Blanquet, completată de Tuxen et Ellenberg (1937): 5 = 75-100%, 4 = 50-75%, 3 = 25-50%, 2 = 10-25%, 1 = 1-10%, + = 0.1-1% și r = 0.01-0.1%.

Nr.	Specia	Ind. Ab-Do
46	<i>Geranium phaeum</i> L.	r
47	<i>Homogyne alpina</i> (L.) Cass.	r
48	<i>Lamium galeobdolon</i> (L.) L.	r
49	<i>Leucanthemum waldsteinii</i> (Schultz. Bip.) Pouzar	r
50	<i>Luzula luzuloides</i> (Lam.) Dandy et Wilmott	r
51	<i>Luzula sylvatica</i> (Hudson) Gaudin	r
52	<i>Moehringia muscosa</i> L.	r
53	<i>Myosotis sylvatica</i> Ehrh. ex Hoffm.	r
54	<i>Oxalis acetosella</i> L.	r
55	<i>Poa nemoralis</i> L.	r
56	<i>Primula elatior</i> (L.) L.	r
57	<i>Prunella vulgaris</i> L.	r
58	<i>Ranunculus serpens</i> Schrank	r
59	<i>Rumex alpestris</i> Jacq.	r
60	<i>Saxifraga cuneifolia</i> L.	r
61	<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	r
62	<i>Soldanella hungarica</i> Simonkai	r
63	<i>Solidago virgaurea</i> L.	r
64	<i>Stellaria nemorum</i> L.	r
65	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	r
66	<i>Valeriana tripteris</i> L.	r
67	<i>Veronica urticifolia</i> Jacq.	r

În alte zone ale arealului central european, *P. remota* apare în habitate de tip Alno-Ulmion cu umiditate mare a solului și substrat calcaros (Ellenberg 1996). În Ungaria, specia apare în zone mlăștinoase, de-a lungul izvoarelor sau în zone depresionare, în care se adună apa, considerate a aparține habitatului de tip Alno-Padion / asociația *Carici remotae-Fraxinetum* (Soó 1973, Sramkó et al. 2008, Virók et al. 2010, Bauer 2024). În Piatra Mare condițiile de habitat sunt relativ diferite.

Se apreciază că vitalitatea și starea de conservare a grupului de *Poa remota* sunt bune, iar vulnerabilitatea este scăzută, mai ales în contextul în care arboretul în care se situează este supus regimului de conservare deosebită (din cauza înclinării mari a terenului și altitudinii ridicate) și, în plus, locul este departe de drumurile permanente și este foarte aproape de o zonă de mare interes turistic.

Singurul aspect potențial negativ pe termen lung este reprezentat de numărul de plante care constituie grupul identificat, în ipoteza că ar fi izolat reproductiv. Totuși, sunt șanse mari ca grupul acesta să facă parte dintr-o metapopulație, împreună cu alte plante sau grupuri de plante care încă nu au fost identificate în zonă, având în vedere că Muntele Piatra Mare este caracterizat de un relief foarte accidentat și în consecință nu este ușor de studiat.

4. Concluzii

Identificarea grupului de plante din Muntele Piatra Mare, adaugă o nouă „bornă” pe limita sudică a arealului de răspândire a speciei rare *Poa remota*. Totodată, aceasta poate reprezenta un imbold pentru cercetări botanice mai ample în locurile accidentate din Muntele Piatra Mare, mai ales în contextul în care acest masiv face parte din situl Natura 2000 ROSCI0195 Piatra Mare, care încă nu are plan de management aprobat (MMAP 2020, ROSCI0195 2020). În același context, în viitorul

plan de management al sitului, ca o măsură de siguranță în plus față de managementul silvic, locul în care a fost descoperită specia poate ar merita inclus într-o zonă mai vastă de protecție integrală, în care să fie protejate cel puțin o parte dintre speciile de plante și animale deosebite care există în acest munte.

Apreciem că ar fi utilă și interesantă o monitorizare anuală a stării favorabile de conservare și a dinamicii evoluției grupului de plante (MMAP 2023), preferabil în perioada iulie-august, mai ales că în acest fel s-ar putea desprinde anumite concluzii referitoare la influența concretă a schimbărilor climatice asupra dinamicii unei specii care, în acest loc, se găsește la limita sudică a arealului natural de răspândire.

Bibliografie

- Aeschmann D, Lauber K., Moser DM & Theurillat J-P (2004). Flora Alpina. Band 2. – Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien.
- Bauer N (2024). Discovery of *Poa remota* in the Bakony Mys – A new occurrence on the southern margin of the species' area. *Kitaibelia* 29(1): 58-64.
- Ciocărlan V (2000). Flora ilustrată a României. Ed. Ceres.
- Chifu T (2006). Dicționar etimologic de botanică sistematică. Ed. Știința.
- Czarna A (1999). New features in the taxonomy of *Poa chaixii*, *P. remota* and *P. hybrida* (Poaceae). *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, Suppl. 7, 13-25.
- Danciu M, Gurean D, Indreica A (2007). Plante vasculare periclitare, vulnerabile și rare din pădurile României. Ed. Silvică.
- Ellenberg H (1996). Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl. – Eugen Ulmer, Stuttgart, pp. 138.
- Edmondson JR (2005). *Poa* L. in Tutin T.G. et al. (red.). Flora Europaea, vol. 5. Cambridge University Press, 159-167.
- Ghișă E, Beldie A (1972). Genul *Poa* L. În Nyárády E I et al. (red.). Flora R.S.R., vol. XII. Ed. Academiei R.S.R., 364-430.
- Gillespie LJ, Sorong RJ (2005). A Phylogenetic Analysis of the Bluegrass Genus *Poa* Based on cpDNA Restriction Site Data. *Systematic Botany*, 30(1), 84-105.
- Groza A, Cengher C, Nicoară A (2017). Evaluarea stării de conservare în contextul Planului de management pentru o arie naturală protejată. În: Ghid pentru elaborarea planurilor de management pentru ariile naturale protejate. Ministerul Mediului, SIPOCA 22, pp. 73-81.
- Jávorka S (1954). A *Poa remota* Forselles Magyarországon. *Botanikai Közlemények* 45(1-2), 67-69.
- MMAP (2020). NOTĂ privind aprobarea setului minim de măsuri speciale de protecție și conservare a diversității biologice, precum și conservarea habitatelor naturale, a florei și faunei sălbatice, de siguranță a populație și investițiilor din ROSCI0195 Piatra Mare. MMAP.
- MMAP (2023). GHID din 28 decembrie 2023 privind procedurile de monitorizare și metodologiile unitare de monitorizare a stării de conservare a habitatelor de interes comunitar din România, din cadrul proiectului "Completarea nivelului de cunoaștere a biodiversității prin implementarea sistemului de monitorizare a stării de conservare a speciilor și habitatelor de interes comunitar din România și raportarea în baza articolului 17 al Directivei Habitate 92/43/CEE" Cod MYSMIS 2014+ 120009, finanțat prin Programul operațional Infrastructura mare 2014-2020. Ministerul Mediului, Apelor și Pădurilor. *Monitorul Oficial* nr. 32 bis din 15 ianuarie 2024.
- Ohlson M, & Hogbom L (1993). Species-specific dynamics in nitrate reductase activity in coexisting swamp forest plants. *Journal of Ecology*, 739-744.
- Oltean M, Negrean G et al. (1994). Lista Roșie a plantelor superioare din România. Studii sinteze, documente de ecologie, Academia Română – Institutul de Biologie.

- Oprea A (2005).** Lista critică a plantelor vasculare din România. Ed. Universității „Alexandru Ioan Cuza”.
- ROSCI0195 (2020).** Plan de management ROSCI0195 - Piatra Mare. https://www.fundatiacarpati.ro/arii_protejate/PM%20Piatra%20Mare.pdf (accesat 25.02.2025)
- Săvulescu T (ed) (1972).** Flora RS România, Vol. XII. (Gramineae, Orchidaceae, Araceae, Lemnaceae). Ed. Academiei RP Române, București.
- Sârbu I, Ștefan N et al. (2013).** Plante vasculare din România. Ed. Victor B Victor.
- Soó (1973).** A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve, Vol. 5. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Sramkó G, Magos G, Molnár C & Urbán L (2008).** Adatok a Mátra és környéke edényes flórájának ismeretéhez. *Kitaibelia* 13(1), 74–93.
- Stoneberg Holt S D, Horová L, & Bureš P (2004).** Indel patterns of the plastid DNA trnL-trnF region within the genus *Poa* (Poaceae). *Journal of Plant Research*, 117, 393-407.
- Väre H (2007).** Typification of plant names published by Jacob Henrik af Forselles. *Annales Botanici Fennici* 44, 223-226.
- Virók V, Farkas R, Gulyás G & Sramkó G (2010).** Florisztikai adatok Borsod-Abaúj-Zemplén megye északi részéről III. *Kitaibelia* 15(1-2): 73–82.
- *** Database of the Czech Flora and Vegetation. <https://pladias.cz/en/taxon/distribution/Poa%20remota> [accessed: 25.02.2025]
- *** Database of the Slovakia Flora and Vegetation. <https://www.pladias.sk/en/taxon/distribution/Poa%20remota> [accessed: 25.02.2025]

Abstract

***Poa remota* Forselles – an inedited presence in the flora of Piatra Mare Mountain, Brașov County**

Poa remota is a rare species, included in the "Red List of Higher Plants in Romania". In addition to some general data about the species and genus, the article presents the main site conditions and the floristic environment in which the newly identified micro-population grows in Piatra Mare Mountain, Brașov County. At the same time, the conservation status is evaluated and some concrete management measures are proposed.

Keywords: *Poa remota*, rare plant, chorology, micro-population evaluation, conservation status, management measures, Carpathians, Romania

Invaluable trees from Romanian forests and their uniqueness

Diana Vasile¹, Andrei Apăfăian¹, Raluca Enescu², Virgil Scărlătescu³✉, Constantin Dumitru-Dobre¹, Simona Coman¹

1. Department of Ecology, Station of Braşov, National Institute for Research and Development in Forestry „Marin Drăcea” (INCDS), Braşov, Romania

2. Faculty of Silviculture and Forest Engineering, Transilvania University of Braşov, Romania

3. Col. Mihăeşti, Station of Piteşti, INCDS „Marin Drăcea”, Mihăeşti, Romania

✉ corresponding author (virgils_ro@yahoo.com)

1. Introduction

Monumental trees represent trees of considerable age and size. Their uniqueness is defined by their diameter and height, correlated with an advanced age spanning centuries. All these characteristics give them the status of remarkable or noteworthy specimens.

The identification of such specimens, whether they are found in managed or virgin forests correlated with the observation of their health status is of highly importance underlining the importance of their protection as monuments of nature all the more so especially today, given the escalating threat to natural resources posed by climate change (Han et al. 2021, Zheng et al. 2020).

The significance of these trees lies in their advanced age, impressive dimensional characteristics, and unusual shapes (either crown or trunk), which attribute them with a critical ecological role in carbon sequestration, flow of nutrients, good environment for wildlife fauna, by hosting on their surface numerous microhabitats. Besides all of this, they possess the distinctive capacity to support the surrounding saplings, thereby contributing to the overall health and resilience of the forest ecosystem. (Lindenmayer 2017, Gilhen-Baker et al. 2022, Piovesan et al. 2022).

Most monumental trees from the Romanian forest fund have survived because they grew in hard-to-reach places, known only to foresters and a few local people. In addition to their ecological role, these specimens provide valuable information for dendrochronology in relation to past environment research and the long-term resilience of forests, as they take many centuries to grow and develop (Cannon et al. 2022).

The first trees to be designated as natural monuments

were the centuries-old trees of North America. They were observed by Alexander von Humboldt, a professor at the University of Berlin, during a scientific expedition (1799-1804) (Pisova et al. 2023).

In Czechoslovakia, the first list of monumental trees from Bohemia was published in 1899 by Jan Evangelista Chadt Ševětínský Ševětínský. In 1908, the same author published a register in the journal "Český lid" (Czech People), vol. XVII: "Ancient and Monumental Trees of Bohemia, Moravia and Silesia", in which he described 165 monumental trees and presented 30 photographs of some of them (Dreslerova 2017).

Almost all EU countries have adopted local laws and regulations to protect monumental trees. For example, Sweden passed its first tree protection law in 1909, Austria in 1913, Poland in 1934 and Italy in 1939 (Dreslerova 2017).

The newest law in Romania concerning protection is the Law for the Protection of Remarkable Trees (Law No. 97/2023) that was adopted in 2023, where it militates for the protection of trees outside the National Forest Fund, including those within the boundaries of localities that meet specific criteria in terms of girth, height and age.

Until 2022, there was no scientifically compiled inventory of monumental (remarkable) trees in the national forest, nor of those outside the national forest.

The article aims to identify the monumental trees in the national forest fund (managed or virgin forests), to record their number, species, types of monumental trees and their health status. It also aims to draw attention to their existence to ensure their protection and conservation for future generations.

2. Materials and methods

The study was conducted in the all 41 counties in Romania (Fig.1) over 4 years (2019-2022), in the spring, summer and fall seasons.

The criteria (Vasile et al. 2022, Law 97/2023) that trees must fulfil in order to be declared monumental trees were established according to the following criteria (Vasile et al. 2022, Law 97/2023): minimum dimensions (circumference in centimetres and height in metres). These values depend on the species of tree (e.g. for the pedunculated oak, the

minimum girth at a height of 1.30 m is ≥ 450 cm and the height is ≥ 40 m, for the beech, the girth is ≥ 450 cm and the height is ≥ 33 m, for fir, the girth is ≥ 400 cm and the height is ≥ 50 m, etc.). Besides this, age, shape, historical, folkloric, or mystical significance are also very important.

To determine the dimensions of the trees, a DBH tape was used to measure the circumference and the Vertex ultrasonic dendrometer was used to measure the height.

- The age of the monumental trees was determined not by ring counting because using increment borers to take core samples can negatively affect old trees, but by estimation, combined with studying forest management plans and discussions with local people. Except the beech (*Fagus sylvatica*) from the Cheile Nerei National Park (Caras-Severin County), whose age was determined by counting the annual rings;
- The location of each monumental tree (latitude, longitude) was determined using Avenza Maps;
- Health status was determined by visual assessment and expressed in 4 categories (Table 1).

Table 1. Health status of monumental trees

Status	Description
Very good	No rot present, no insect attack, abundant fruiting;
Good	A few scars on trunk, dry branches in crown, normal fruiting;
Poor	Dry crown part, stem rot, insect attack, infection, no fruiting;
Very poor (dead tree)	Dry crown, massive insect attack, infections, trunk with extensive surface rot.

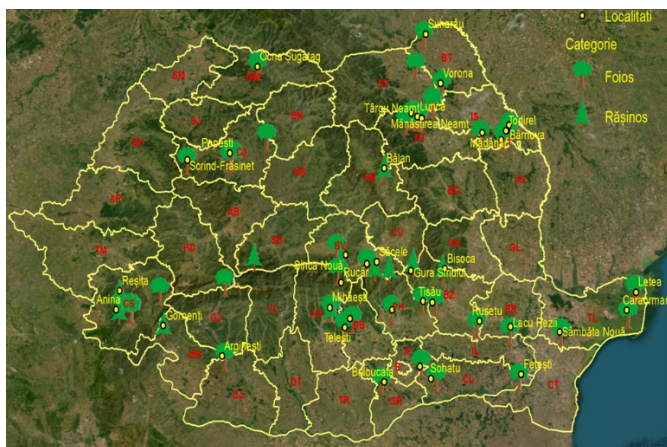


Fig. 1. The distribution of monumental trees

3. Results and discussions

The 125 monumental trees identified in managed and virgin forests belong to 23 genera. The most common genus is *Quercus* (47 specimens, of which 27 - *Q. robur*, 14 - *Q. pedunculiflora*, 3 - *Q. petraea*, 2 - *Q. rubra* and one specimen of *Q. frainetto*) and the genus *Fagus* (22 specimens) (Fig. 2).

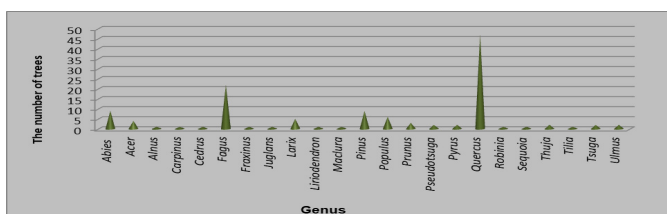


Fig. 2. Monumental trees identified in the forest fund

In Sardinia, 701 monumental trees belonging to 128 species have been identified in the 43 virgin forests. Here too, trees of the genus *Quercus* are the most common, with the species *Q. ilex* having the highest number of specimens (73) (Camarda & Brundu 2021).

Monumental trees can be found in 23 counties, with the highest number recorded in Arges (34) and Caras Severin (23) (Fig. 3).

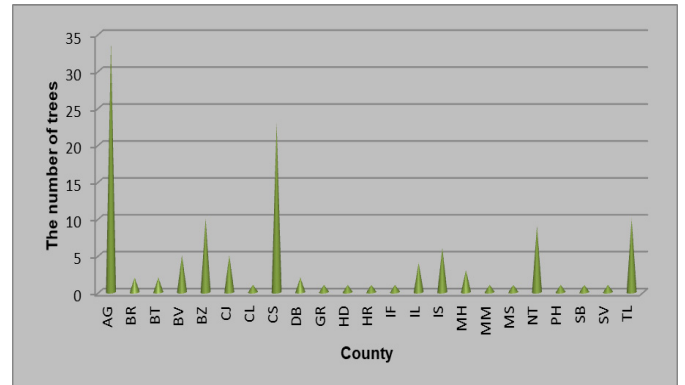


Fig. 3. Counties in which monumental trees have been identified

Most monumental trees belong to the dimensional category (97), followed by old (secular) trees (19) and the nine trees with special shapes (Fig. 4).

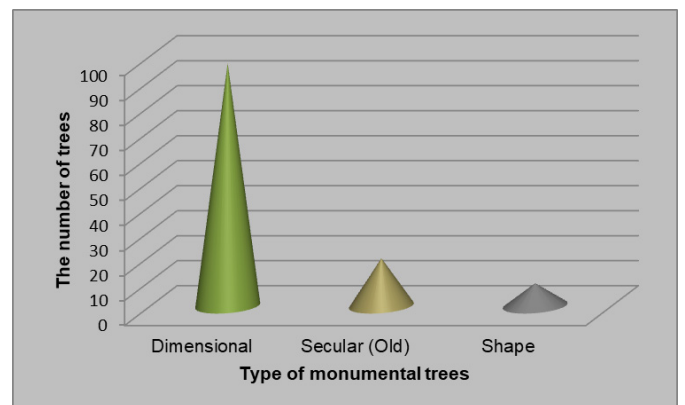


Fig. 4. Types of monumental trees

3.2. Monumental trees - dimensional

The monumental trees with the highest heights were recorded among the resinous species, so that of the nine monumental silver fir (*Abies alba* Mill.) trees identified, the champion trees are the fir from the managed forest of Gura Siriului, Buzau County (UP V, u.a 39A) (photo 1) and the fir from the virgin forest of Șinca, Brasov County (RPLP Șincii Forests) (photo 2) with heights of 55.50 m and 54.00 m, respectively (Table 2).

Table 2. Monumental trees with the highest heights

Species	Location	County	Height (m)
Abies alba	Șinca	BV	54.0
Abies alba	Gura Siriului	BZ	55.5
Pinus strobus	Reșița	CS	50.2

In the case of the genus *Pinus*, among the nine monumental specimens (2 black pines, 2 Scots pines and five white pines), the white pine from the forest of Resita (Caras-Severin District) has the highest height, 50.20 m (photo 3).



1

2



3

Photo 1-3. Silver fir tree from Gura Siriului (1) (Buzău county; photo Scărlătescu V.); silver fir tree from Pădurile Șincii (2) (Brașov County, photo Scărlătescu V.); eastern white pine tree from Reșița (3) (Caraș-Severin County; photo Merce O.)

At the European level, the tallest firs identified in the forest fund are the specimens from Great Britain and Ireland (Thirlmere, Cumbria, and Armadale Castle, Highland) with a height of 50.00 m (Johnson 2003). Therefore, the Gura Siriului and the Șinca forests' firs can be considered the tallest firs measured so far in Europe.

In terms of girth, the monumental trees in the forest fund with a girth of over 7.00 m are those of the genus *Quercus*, namely the species *Q. robur* (oak), with a girth of between 7.03 and 7.10 m, and those of the genus *Populus*, the species *P. alba* (white poplar), with a girth of 7.80 m, while *P. nigra* (black pine) has a girth of between 7.00 and 8.80 m (Table 3).

Table 3. Monumental trees with the largest girth

Species	Location	County	Girth (m)
<i>Quercus robur</i>	Vorona	BT	7.03
<i>Quercus robur</i>	Bulbucata	GR	7.1
<i>Quercus robur</i>	Mihăești	AG	7.1
<i>Populus alba</i>	OS Bisericesc	NT	7.8
<i>Populus nigra</i>	Fetești	IL	8.8
<i>Populus nigra</i>	Fetești	IL	7.0

Table 3 shows that the monumental specimens with the largest girth (7.10 m) are the oak from the managed forest of Bulbucata (FMU Ghimpați, UP III - Babele, u.a.49 - Giurgiu County) (photo 4) and the oak from the arboretum of Mihăești (Argeș County). As for the poplar species, the

black poplar from FMU Fetești (UP II Stelnica, among others 49C - Ialomița County) has the largest girth of 8.80 m, at 1.30 m above the ground (photo 5).



4

5

Photo 4-5. The oak tree from Bulbucata (4); Photo 5. The black poplar from Fetești (5) (photo Scărlătescu V.)

The Bulbucata oak is significantly larger than the largest oak in the primeval Kampinos Forest (Kampinos National Park) in Poland, which has a girth of 5.82 m (Szczepkowski et al. 2020), but is surpassed by the Žižka oak from the Náměšť nad Oslavou dry oak forest in the Czech Republic, which has a girth of 10.03 m (Dreslerova 2017).

The two monumental white poplars (6.90 and 6.70 m girth) and a black poplar (8.05 m) of the Kampinos forest (Poland) (Szczepkowski et al. 2020) are surpassed by the white poplar of Neamț County (7.80 m) and the black poplar of Fetești (8.80 m). The thickest tree in Hungary, the black poplar of Gemenc forest, has had 11.80 m in circumference (Takács & Malatinszky 2021).

3.3. Secular trees

Regarding the age of the monumental trees recorded in the forest, most are between 100 and 200 years, and only 18 individuals are older than 400 (Fig. 5).

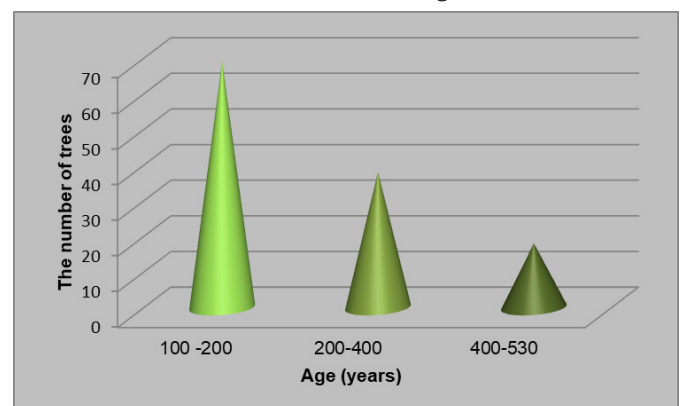


Fig. 5. Age categories of monumental trees

The beech (*Fagus sylvatica*) from the Cheile Nerei National Park (Caraș-Severin County) and the oak (*Q. robur*) from Cocorăștii Mislii (Prahova County) (Photo 6), both 530 years old, belong to the category of trees over 400 years old. The age of the beech was determined by counting the annual rings, and the age of the oak was documented (it is a remnant of a forest established in 1490).



Photo 6. The secular oak tree from Cocorăștii Mislui
(Photo Mihalache E.)

At the European level, the oldest oaks are the Chrobry oak from Piotwice (Poland) with an estimated age of 760 years (Kimic 2019) and the named Major Oak one from Sherwood Forest (UK), which is associated with the Robin Hood story, with an estimated age of around 800-900 years (Farjon 2017, Everett & Parakoottathil 2018, Nolan et al. 2020).

3.4. Monumental trees with remarkable shapes

In addition to the dimensional and secular trees, a third category of trees with special shapes was identified in the forest (photos 7,8,9). Five of the nine trees with special shapes are oaks (*Q. robur*) and one tree from the following: beech, juniper and elm ("Siamese"), Scots pine and cedar.

From this category, there is worldwide information on a single oak (*Q. robur*) known as the Angel Oak, a famous landmark in Charleston, South Carolina (USA), estimated to be between 400 and 500 years old (Hamilton 2019).



7



8



9

Photo 7-9. Common oak tree from Tătăruși (7) (Iași County; FMU Pașcani, UP II Tătăruși, u.a. 93; Photo: Scărlătescu V.); The "four brothers" common oak tree from Dumbrava Vadului (8) (Brașov County; FMU Făgăraș; Photo: Enescu R.); The "lyre" cedar - Mihăești Arboretum (9) (Argeș County) (B.E. Mihăești UP S.E. I, u.a. 354A) (Photo: Scărlătescu V.)

3.5. Health status of monumental trees

In terms of health status, 82% of the identified monumental trees have relatively good vegetative status, (i.e. healthy crown with only a few dead, thin branches, no significant insect attack, few scars on the trunk, and good fructification). The remaining 18% (*Quercus* sp.) are in poor and very poor health, i.e. the trunk is affected by decay, part of the crown is dead, there is no fructification (Fig. 6). Most trees in poor / very poor health are of the genus *Quercus*, namely common oak (*Q. robur*) and greyish oak (*Q. pedunculiflora*).

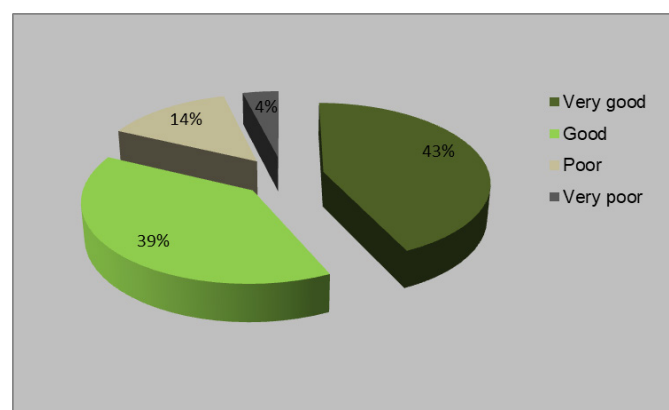


Fig. 6. The health status (crown and external part of stem) of monumental trees

4. Conclusion

Both managed and virgin forests have monumental trees in their area that need to be protected. Forests provide the most favourable conditions for the growth and development of trees, where the balance between their requirements and the habitat is maintained. Some of the 125 monumental trees grow in relatively dense stands, while others are solitary trees in meadows or along roadsides. Regardless of their location, it is essential that these monumental trees, some of which are of remarkable size (the fir from Gura Sirluiului, the oak from Bulbucata), of record age (the oak from Cocorăștii Mislui and the 530-year-old beech from Cheile Nerei Beusnita National Park), and which are generally in good or very good health, are protected as natural monuments and constantly monitored by forestry experts.

Acknowledgement

This work has been implemented by the National Institute for Research and Development in Forestry "Marin Dracea", through the project PN 19070505 "Health status and conservation of monumental trees in Romania under climate change", within the BIOSERV program, and PN 23090301 "Assessment of specific diversity, structural and functional assessment in natural and quasi natural forests for biodiversity protection in the context of climate change", within the programme Sustainable forest management adapted to climate change and societal challenges (FORCLIMSOC), both funded by the Ministry of Education and Research.

References

- Camarda I, Brundu G (2021).** Monumental trees and old-growth forests in Sardinia (Italy). *Fl. Medit.* 31 (Special Issue), 407-414.
- 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. *Nature plants*, 8 (2), 136-145.
- Dreslerova J (2017).** Memorial trees in the Czech landscape. *Journal of Landscape Ecology*, 10, 2, 78-108.
- Everett S, Parakoottathil D (2018)** Transformation, meaning-making and identity creation through folklore tourism: the case of the Robin Hood Festival. *J Herit Tour*, 13, 30-45.
- Farjon A (2017)** Ancient Oaks in the English landscape. Hardback, Kew Publishing, London:
- Gilhen-Baker M, Roviello V, Beresford-Kroeger D, Roviello G N (2022).** Old growth forests and large old trees as critical organisms connecting ecosystems and human health. A review. *Environmental Chemistry Letters*, 20, 1529-1538.
- Hamilton S (2019)** "The Angel Oak Tree of Johns Island, Charleston, South Carolina". *Journal of the Black Catholic Theological Symposium*, 12, 18.
- Han J, Dai H, Gu Z (2021)** Sandstorms and desertification in Mongolia, an example of future climate events: A review. *Environ Chem Lett*, 19(6), 4063-4073.
- Johnson O (2003).** Champion Trees of Britain and Ireland. Whittet Books, Stowmarket, Suffolk. 192pp.
- Kimic K (2019).** The unique values of trees as the reason for their protection as natural monuments in forests. Public recreation and landscape protection. Conference proceeding.
- Lindenmayer DB (2017).** Conserving large old trees as small natural features. *Biological Conservation*, 211, 51-59.
- Nolan V, Reader T, Gilbert F, Atkinson N (2020).** The Ancient Tree Inventory: a summary of the results of a 15 year citizen science project recording ancient, veteran and notable trees across the UK. *Biodiversity and Conservation*, 29, 3103-3129.
- Piovesan G, Cannon CH, Liu J, Munné-Bosch S (2022).** Ancient trees: irreplaceable conservation resource for ecosystem restoration. *Trends in Ecology & Evolution*, 37(12), 1025-1028.
- Pišová S, Tokarieva O, Sendonin S (2023).** The experience of preserving ancient trees in Vienna, Austria. *Ukrainian Journal of Forest and Wood Science*, 14(2), 83-95.
- Szczepkowski A, Tyburski L, Sułkowska M (2020).** Monument trees in the Kampinos National Park (Central Poland): A review. *Folia Forestalia Polonica*, 62(3), 210-219.
- Takács M, Malatinszky Á (2021).** Half of the Ancient Trees in Hungary Stand in Human-Altered Environments. *Sustainability*, 13, 12803.
- Law 97(2023)** concerning the protection of remarkable trees. Romanian Parliament. *Monitorul oficial, Part I*, nr. 320 from 18 April 2023 (in Romanian).
- Vasile D, Enescu R, Scărlătescu V (2022).** Catalogue of monumental trees from Romania and the guide for the management of monumental trees. Ed. Silvică.
- Zheng S, Shan J, Singh RP, Wu Y, Pan J, Wang Y, Lichtfouse E (2020)** High spatio-temporal heterogeneity of carbon footprints in the Zhejiang Province, China, from 2005 to 2015: implications for climate change policies. *Environ Chem Lett*, 18(3), 931-939.

Abstract

Invaluable trees from Romanian forest and their uniqueness

Monumental trees have significant ecological, historical and aesthetic value in the forest fund. The identification and examination of monumental trees and their health condition are very relevant for the entire natural environment within the forest. The article aimed to identify and establish the health status of the dimensional and ancient trees growing in managed and virgin forests. It was described as the tallest, the thickest and the oldest trees in the forest. Twenty-three genera represent these trees; the most common species are *Quercus robur* L. and *Fagus sylvatica* L. The assessed monumental trees' general health condition (crown and external part of the stem) is good; they still have high vitality. These results can be used to preserve monumental trees and form a database with these specimens.

Keywords: *Fagus sylvatica*, *Quercus robur*, monumental trees, health status, forest.

Rezumat

Arbori inestimabili din pădurile României și unicitatea lor

Arborii monumentali au o valoare ecologică, istorică și estetică semnificativă în fondul forestier. Identificarea și examinarea arborilor monumentali precum și a stării de sănătate a acestora este foarte importantă pentru întregul mediu natural din cadrul fondului forestier. Scopul articolului a fost de a identifica și de a stabili starea de sănătate a arborilor monumentali și seculari care se găsesc în pădurile gospodărite, precum și în pădurile virgine. Au fost descriși cei mai înalți, cu circumferința cea mai mare și cei mai bătrâni arbori din pădure. Acești arbori sunt reprezentați de 23 de genuri, cele mai frecvente specii fiind cele de *Quercus robur* L. și *Fagus sylvatica* L. S-a stabilit că starea generală de sănătate a arborilor monumentali (la nivelul coroanei și a părții vizibile a tulpinii) este bună, având o vitalitate ridicată. Aceste rezultate pot fi utilizate pentru alegerea metodelor de aconservarea a arborilor monumentali precum și pentru constituirea unei baze de date cu exemplarele studiate.

Cuvinte cheie: *Fagus sylvatica*, *Quercus robur*, arbori monumentali, stare de sănătate; fond forestier.

Evaluarea populației de urs brun la nivelul județului Buzău utilizând camere cu senzor de mișcare

Vlăduț Ștefănescu¹, Ion Mirea^{1,2}, Daniel Iordache¹, Ancuța Fedorca², Giorgiana Vodă², Cosmin Mariș³, Mihai Fedorca^{1,2}✉

1. Facultatea de Silvicultură și Exploatarea Forestiere, Brașov; Universitatea Transilvania din Brașov, RO

2. SCDEP Brașov, Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură "Marin Drăcea", RO

3. Departamentul Silvicultură, Facultatea de Inginerie și Tehnologii Aplicate, Universitatea de Științele Vieții „Regele Mihai I” din Timișoara

✉ autor corespondent

1. Introducere

Ursul brun (*Ursus arctos*, Linnaeus 1758) este cel mai mare carnivor din Europa (Servheen et al. 1999, Balčiauskas et al. 2020). Acest mamifer are un caracter teritorial, în care se manifestă dispersia, în special în cazul masculilor, suprafața teritoriului unui mascul fiind mult mai mare decât al unei femele (Swenson et al. 1994, Zedrosser et al. 2001). Teritoriile variază în funcție de zonă, accesibilitatea hranei și densitatea populației, observându-se o suprapunere accentuată a teritoriilor, în special în zonele bogate în hrană și cu densități ridicate ale populației de urs (Gittleman et al. 1982, Gervasi et al. 2016). Totodată, urșii își reduc teritoriile și manifestă o mobilitate redusă în peisaje puternic antropizate (Sawaya et al. 2014, Hertel et al. 2025), în contrast cu situația observată de exemplu la alte specii (râs), care, la marginea arealului își extind considerabil teritoriul pentru a acoperii necesarul de resurse (Linnell et al. 2021).

În ultimele decenii populațiile de carnivore mari din Europa au înregistrat o revenire remarcabilă (Chapron et al. 2014). Populațiile de urs au un management diferit (Kaczensky et al. 2013) și se utilizează diverse metode de estimare (Kindberg et al. 2011), inclusiv metode non invazive adaptate specificului fiecărei regiuni sau țări (Baciu et al. 2022). În prezent, populația de urs brun din România este estimată la 8093 de exemplare (conform datelor din anul 2022 furnizate de Ministerul Mediului, Apelor și Pădurilor). Cele mai mari efective de urs sunt estimate în județele Mureș, Neamț, Harghita, Covasna, Brașov și Buzău. Populația de urs brun din România este

una din cele mai mari populații din Europa, reprezentând aproximativ 40% din populația europeană (Cimpoaia et al. 2022), într-un context în care conflictele devin tot mai frecvente și mai intense (Neagu et al. 2022).

Conform Convenției de la Berna, ursul brun face parte din Anexa II, care conține specii de faună strict protejate, iar vânatoarea acestora este strict reglementată la nivelul fiecărui stat din Uniunea Europeană. Schimbările legislative din anul 2016 au restricționat complet orice modalitate de management adaptativ al speciei studiate (Ord nr. 242/2024). Controlul numeric și comportamental al urșilor a fost menținut până la oprirea completă a vânătorii, însă noile decizii legislative au dus la o creștere a densității urșilor în habitatul lor natural, la mișcare exemplarelor dominate în noi zone, inclusiv la limita localităților, și la modificări ale comportamentului acestei specii. Pe baza unui studiu realizat la nivelul comunităților locale afectate de oprirea vânătorii la urs s-a ajuns la concluzia că actualul regim de protecție strictă nu este de natură să asigure o evitare a conflictelor dintre om și urs, ci să le favorizeze (Stăncioiu et al. 2019).

Conservarea ursului brun a devenit, în ultimii ani, un aspect din ce în ce mai important în România, având în vedere schimbările legislative din anul 2016, în care extragerea surplusului populațional din zone cu densități mult mai mari decât cele optime nu a fost aprobat de către Ministerul Mediului. Astfel, doar câteva exemplare care au produs pagube sau au prezentat un pericol imediat pentru viața umană au fost extrase în baza Ordinului 81/2021.

În cazul zonei de studiu, ursul brun se află în vârful lanțului trofic (fără dușmani naturali care să controleze populația), acesta fiind o specie foarte oportunistă și cu o longevitate de peste 20 ani. Pentru a menține populația la un nivel optim și a evita suprapopularea este necesară implementarea unui program de monitorizare, în vederea obținerii de date referitoare la efectivul real al speciei, pentru a se stabili metoda cea mai indicată de management a speciei la nivel național (Dupont et al. 2024). Managementul ar trebui să fie armonizat cu cel

din țările UE, în care densitățile sunt de 13 indivizi/100 km² în Slovenia, (Jerina et al. 2013), 3 indivizi/100 km² în Alpii Italiei (Groff et al. 2012) și 5–11 indivizi/100 km² în Slovacia (Rigg & Adamec 2007), în vreme ce România înregistra încă din anul 2005 densități de 20 indivizi/100 km² în unele zone (MADPR, MMGA 2005).

Evaluarea populațiilor din speciile prevăzute în anexa nr. 2 se realizează de către gestionarul fondului cinegetic împreună cu structurile teritoriale ale autorității publice centrale care răspund de protecția mediului, cu anunțarea prealabilă a reprezentanților administratorului faunei cinegetice și administratorilor sau custozilor ariilor naturale protejate, după caz (Legea 407/2006, capitolul III, alineatul 2).

Gestionarii fondurilor cinegetice împreună cu reprezentanți ai Agențiilor pentru Protecția Mediului colectează datele de prezență în teren a exemplarelor de urs. În aceste echipe mixte pot participa și reprezentanți ai unităților de cercetare și învățământ în domeniul cinegetic sau al biodiversității, ONG-uri (cu implicare directă în domeniul biodiversității) cu anunțarea prealabilă a organizatorilor acțiunilor de monitorizare și estimare (în baza instrucțiunilor emise anual de către Ministerul Mediului). Alternativ, metodele utilizate în monitorizarea speciei sunt cele descrise de către Ionescu et al. (2013) și Pop et al. (2013), care implică parcurgerea unor transecte de pe care se colectează informații privind prezența speciei.

Scopul acestei cercetări îl reprezintă identificarea nivelului populațional al speciei *Ursus arctos* de pe raza fondurilor cinegetice: nr. 26 Umbrăreleu, nr. 32 Valea Nehoiului, nr. 39 Breazău, nr. 40 Vintilă Vodă și nr. 44 Călnău, pentru a îmbunătăți managementul populației. Obiectivul principal îl reprezintă determinarea efectivului real al populației de urs brun din cuprinsul celor 5 fonduri cinegetice. Un al doilea obiectiv se referă la determinarea habitatelor care favorizează concentrări ale populațiilor de urs brun de pe raza celor 5 fonduri cinegetice. Al treilea obiectiv este determinarea unei metode de monitoring eficientă din punct de vedere economic, ce poate fi aplicată în cadrul zonei de studiu.

2. Materiale și metode de cercetare

Descrierea zonei studiate

Zona de implementare a studiului este reprezentată de:

- Fondul Cinegetic nr. 26 Umbrăreleu - cu o suprafață de 13797 ha;
- Fondul Cinegetic nr. 32 Valea Nehoiului - cu o suprafață de 10303 ha;
- Fondul Cinegetic nr. 39 Breazău - cu o suprafață de 15848 ha;
- Fondul Cinegetic nr. 40 Vintilă Vodă - cu o suprafață de 10265 ha;
- Fondul Cinegetic nr. 44 Călnău - cu o suprafață de 13361 ha.

Cele 5 fonduri cinegetice enumerate mai sus sunt situate în județul Buzău, având o suprafață totală de 63574 ha și sunt gestionate de către Asociația Județeană a Vânătorilor și Pescarilor Sportivi Buzău. Trei fonduri cinegetice

sunt situate în zona de deal (Umbrăreleu, Vintilă Vodă și Călnău), iar două fonduri cinegetice sunt situate în zona de munte (Valea Nehoiului și Breazău).

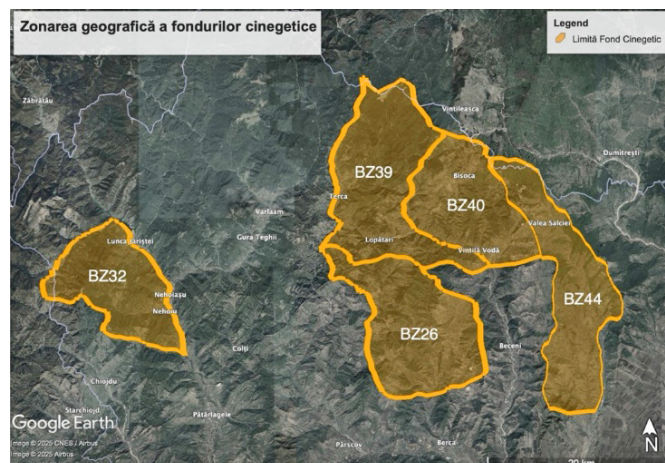


Fig. 1. Zonarea geografică a fondurilor cinegetice

Materiale utilizate

Pentru colectarea datelor cu ajutorul camerelor foto-trap au fost utilizate următoarele modele: Reolink (model Keen), Bushnell și Minox. Toate cele 3 modele au avut un minim de specificații: rezoluție de 8 MP, autonomie de minim 7 zile, alimentare suplimentară prin panou solar, timp de declanșare sub 1 secundă, unghi de detecție de minim 60° și rezistență împotriva intemperiilor. Pentru colectarea datelor prin metoda semnelor de prezență s-a utilizat telefonul mobil, iar pentru colectarea datelor au fost folosite unități de tip card MicroSD. Centralizarea și prelucrarea datelor a fost efectuată prin intermediul pachetului de software Microsoft Office.

Metode de monitorizare

Metoda inventarierii semnelor de prezență (monitorizarea prin parcurgerea unor transecte în zonele de interes ale speciei și colectarea de fotografii cu urme și lăsături)

Metodologia constă în căutarea semnelor de prezență ale speciei *Ursus arctos*: urme, excremente, adăposturi, în zonele cele mai favorabile. Reușita acestei metode depinde foarte mult de experiența operatorului, din acest motiv colectarea de informații s-a realizat în zone indicate de către paznicii de vânătoare, acestea fiind des frecventate de către urși.



Fig. 2-3. Urmă tipar de urs (2); Excremente de urs (3)



Fig. 4-5. Arbore "de scărpinat" (4); Fire de păr (5)

Metoda inventarierii semnelor se bazează pe principiul că o densitate mai mare de indivizi din specia țintă va conduce la prezența mai multor semne pe un număr mai mare de trasee sau transecte (Linnell et al. 1998).

Această metodă a fost folosită pentru a respecta cerințele legislative (din metodologia de monitorizare a carnivorelor Ministerul Mediului Apelor și Pădurilor) și pentru a determina cele mai bune zone de amplasare a camerelor cu senzori de mișcare.

Metoda camerelor foto trap (amplasarea unor camere cu senzor de mișcare în teren cu scopul de a obține capturi foto/video cu indivizi din specia țintă)

Această metodă permite obținerea de informații privind un număr minim de indivizi în zona de studiu și identificarea unităților reproductive (determinarea numărului de femele cu pui din anul curent).

S-au amplasat 25 de camere foto trap pe fondurile cinegetice luate în studiu (câte 5 pe fiecare fond) în zone cu trecători cunoscute și semne de prezență ale speciei. Camerele au fost montate pe arbori la înălțimi variabile în funcție de orografia terenului și vegetația existentă.



Fig 6-7. Cameră Keen amplasată aerian (stânga); Cameră Bushnell amplasată la baza arborelui (dreapta)

Pentru a asigura o colectare mai bună de date, a fost realizată o sesiune de monitorizare în perioada de maximă activitate: iulie - octombrie 2023, înainte de intrarea ursului în bârlog.

Metoda se bazează pe principiul că la o densitate ridicată a indivizilor, va rezulta o rată mare a vizitării stației, respectiv, un număr ridicat de capturi foto (Linnell et al. 1998).

Din cele 25 de camere foto trap: 10 sunt omologate sub brandul Reolink (model Keen), 10 sunt omologate sub brandul Bushnell, iar 5 sunt omologate sub brandul Minox. Pe fiecare fond au fost montate două camere Keen, două camere Bushnell și o cameră Minox.

Prin alegerea perioadelor de implementare se urmărește și identificarea femelelor cu pui, ca informație suplimentară în caracterizarea structurii populației (Pop et al. 2013).



Fig 8. Urs brun (39 Breazău)

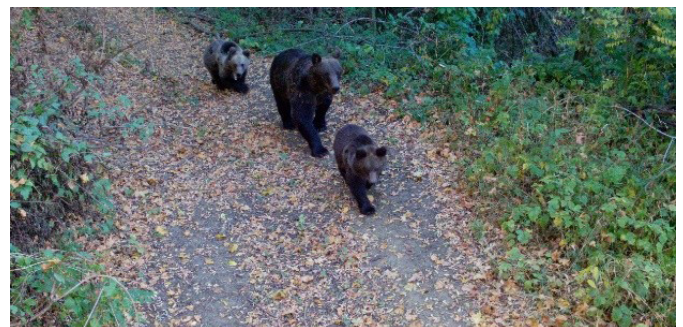


Fig 9. Ursoaică cu 2 pui (26 Umbrăreleu)

3. Rezultate

Toate metodele au fost implementate cu succes, prezentând rezultate pozitive, metoda cu cea mai mare eficiență fiind cea a camerelor foto trap. Conform metodelor folosite, habitatele în care se regăsesc preponderent urșii bruni sunt reprezentate de pădurile întinse, molidișuri sau amestecuri de fag cu rășinoase, cu stâncării sau doborâturi de vânt. În urma aplicării metodei inventarierii semnelor de prezență în zonele cu pădure din cadrul fondurilor cinegetice luate în studiu, pe baza urmelor pârție s-a constatat că exemplarele de urs brun frecventează locurile retrase, cu fructificație bogată, unde activitatea umană este redusă sau nu există.

Pe fiecare dintre cele 5 fonduri cinegetice au fost realizate mai multe transecte. În urma parcurgerii acestor transecte, au fost colectate atât excremente cât și fire de păr de pe arborii „de scărpinat”. Astfel, au fost colectate:

- 6 probe pe fondul cinegetic nr. 26 Umbrăreleu;
- 25 probe pe fondul cinegetic nr. 32 Valea Nehoiului;
- 25 probe pe fondul cinegetic nr. 39 Breazău;
- 13 probe pe fondul cinegetic nr. 40 Vintilă Vodă;
- 8 probe pe fondul cinegetic nr. 44 Călnău.

În urma finalizării prelucrării datelor obținute prin intermediul metodei camerelor foto trap, s-au constatat rezultate satisfăcătoare, aceasta fiind metoda ce a furnizat un număr estimativ de exemplare de urs brun.

Rezultatele obținute în urma sesiunii de monitorizare au fost următoarele:

- Din cele 25 camere instalate, 23 au fost active pe perioada monitorizării (39% Keen, 39% Bushnell și 22% Minox) în timp ce două camere nu au înregistrat nicio captură;
- 2182 capturi foto/video dintre care 1326 (61%) sunt reprezentate de specii de interes cinegetic și 856 (39%) factor antropic (animale domestice, oameni, vehicule);
- Cel mai eficient sistem de monitorizare a fost Keen, reprezentând 69% din totalul de capturi foto/video, urmat de Bushnell cu 25% și Minox cu 5%;
- Au fost surprinse 11 specii de interes cinegetic (2035 capturi), dintre care 376 au fost urși, reprezentând 18% din total;
- Specia cea mai des întâlnită a fost mistrețul (904 capturi), iar specia cea mai puțin întâlnită a fost fazanul (4 capturi);

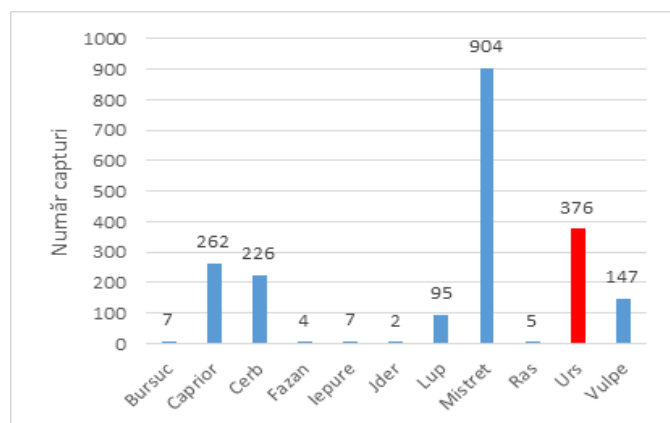


Fig. 10. Număr total de capturi foto/video pe specii

În figura 11 se poate observa numărul minim de indivizi pe fiecare fond cinegetic, astfel: 135 urși au fost surprinși pe fondul cinegetic nr. 39 Breazău, 93 urși pe fondul cinegetic nr. 40 Vintilă Vodă, 74 urși pe fondul cinegetic nr. 26 Umbrărelu, 64 urși pe fondul cinegetic nr. 32 Valea Nehoiului și 10 urși pe fondul cinegetic nr. 44 Călnău.

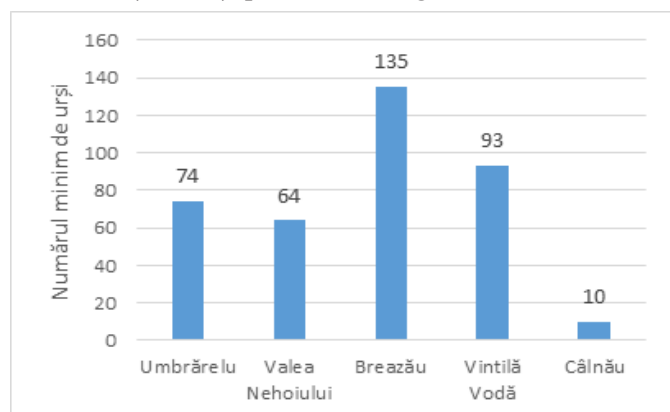


Fig. 11. Situația numărului minim de urși pe fiecare fond cinegetic

Conform figurii 12, lunile cu cea mai mare activitate pentru ursul brun au fost septembrie și octombrie. Acest fapt se datorează deplasărilor către zonele cu troficitate bogată, în special toamna, pentru acumularea unui strat adipos esențial la intrarea în somnul de iarnă.

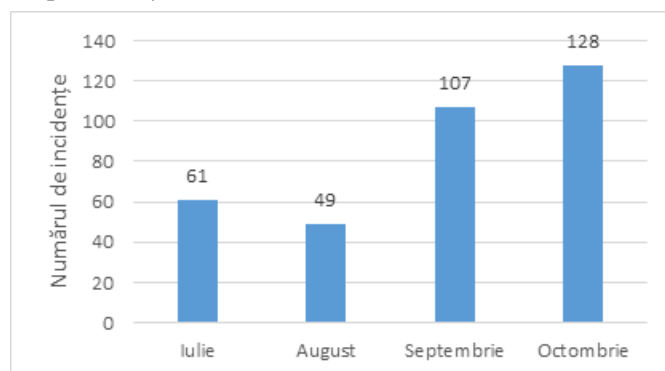


Fig. 12. Activitatea ursului pe fiecare lună

În figura 13 sunt reprezentate cele două grafice aferente lunii iulie și lunii august privind orele de activitate ale speciei. Graficul din luna august este asemănător cu cel din luna iulie, ceea ce semnifică faptul că specia vizată și-a păstrat în mare măsură orele de activitate, cu mici excepții. Diferențierea fiind realizată de abundența indivizilor.

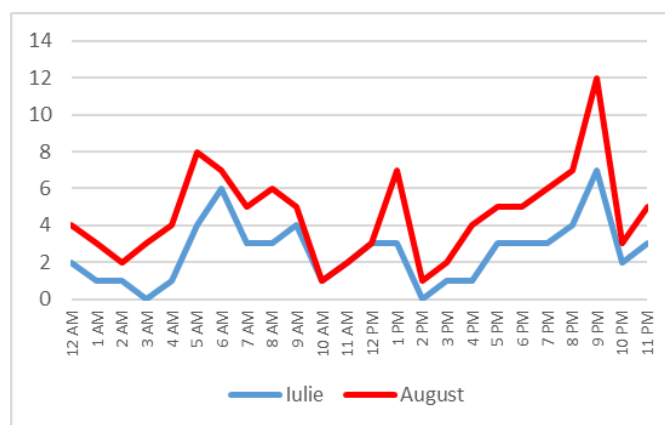


Fig. 13. Activitatea ursului în funcție de oră, în luna iulie și luna august

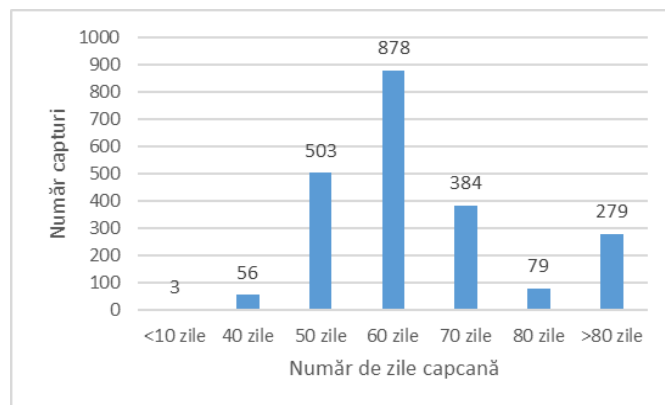


Fig. 14. Numărul de zile capcană

În figura 14 se poate observa numărul de zile capcană, acesta este reprezentat de numărul de zile calculat din momentul introducerii cardului de memorie în camera

foto trap, și până la scoaterea acestuia. Cele mai multe capturi foto/video în această perioadă de monitorizare au fost obținute într-un interval de 60 zile per capcană.

Prin intermediul metodei de monitorizare prezentate anterior, s-a putut aplica în cadrul acestui studiu și metoda unităților reproductive (identificarea femelelor cu pui).

Din numărul total de 376 capturi foto/video cu urși, în 33 capturi foto/video au fost surprinse ursoaice cu unul, doi sau trei pui.

S-au obținut: 19 capturi foto/video cu ursoaice cu 2 pui (58%), 9 capturi foto/video cu ursoaice cu 1 pui (27%) și 5 capturi foto/video cu ursoaice cu 3 pui (15%).

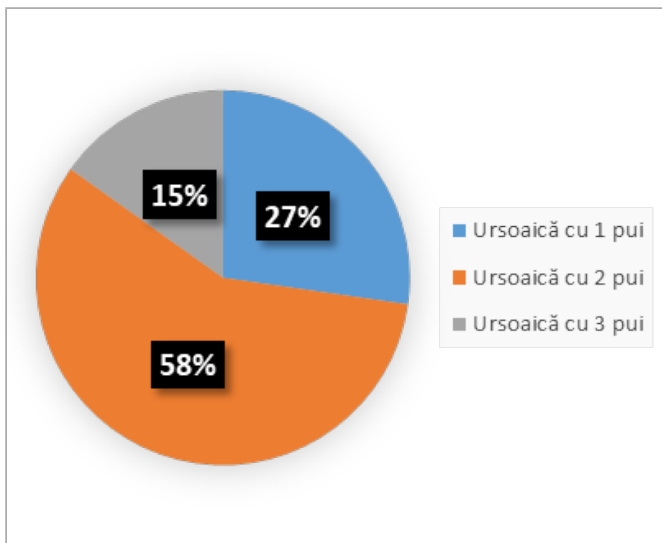


Fig. 15. Proportia ursoaicelor cu 1, 2 și 3 pui

4. Discuții și concluzii

4.1. Identificarea unei metode de monitorizare eficientă

Rezultatele studiului desfășurat în cele cinci fonduri cinegetice din județul Buzău indică faptul că metoda camerelor cu senzor de mișcare reprezintă o soluție optimă pentru monitorizarea eficientă și sustenabilă a speciei *Ursus arctos*. Această metodă a permis obținerea de date cantitative și calitative relevante, inclusiv estimări privind numărul minim de indivizi, identificarea femelelor însoțite de pui (unități reproductive), precum și înregistrarea altor specii de interes cinegetic sau conservativ.

Metoda a fost aleasă în baza raportului favorabil cost-eficiență și a adaptabilității sale în terenuri montane, greu accesibile și caracterizate prin suprafețe ocupate de pădure foarte mari. În comparație cu alte tehnici tradiționale (observații directe, urme, analiza excrementelor, transecte liniare etc.), fotomonitorizarea automată oferă avantajul unei prezențe continue și non-invasive în habitat, reducând în același timp presiunea antropogenică asupra faunei.

Aceste rezultate sunt în concordanță cu cele raportate de Popova et al. (2017) într-un studiu amplu desfășurat în Peninsula Balcanică (Bulgaria), unde camerele tip

foto-trap au fost identificate drept instrumente esențiale pentru monitorizarea carnivorelor mari. Studiile similare desfășurate în Croația, Slovacia și România indică aceeași tendință de adoptare a acestei metode în cadrul programelor de conservare și gestionare a faunei mari (Linnell et al. 2021).

Totodată, este important de menționat că fotomonitorizarea oferă limitări în ceea ce privește identificarea individuală, în special la speciile fără dimorfism sexual. Pentru o estimare mai precisă a efectivului, este recomandată combinarea acestei metode cu analize genetice non-invasive (analiza ADN-ului din excremente sau fire de păr) (Baciu et al. 2022).

4.2. Estimarea preliminară a populației de urs brun

Pe baza datelor colectate, estimarea conservativă a populației de urs brun din cele cinci fonduri cinegetice analizate indică un număr minim de 376 de indivizi, ceea ce reprezintă o medie de 55 de indivizi la 100 km² (densitate calculată în funcție de suprafața totală a fiecărui fond cinegetic), dintre care 33 au fost identificate ca fiind femele însoțite de pui. Această proporție sugerează o structură de populație echilibrată, cu o prezență activă a unităților reproductive, ceea ce poate constitui un indiciu al unei stări de conservare favorabile.

Totuși, aceste date trebuie interpretate cu prudență. Estimările minime, bazate exclusiv pe prezență confirmată vizual sau fotografică, tind să subvalueze populațiile reale, în special în cazul unor specii cu teritorii extinse și comportament discret, cum este cazul ursului brun. Din acest motiv, literatura de specialitate recomandă aplicarea unor modele statistice de captură-recaptură sau metode bayesiene de estimare a densității, care să permită extrapolări mai robuste (Royle et al. 2013).

În acest context, considerăm că estimarea oferită reprezintă o valoare de referință minimă, utilă pentru managementul faunei pe termen scurt, dar insuficientă în absența unei serii temporale extinse și a integrării datelor genetice sau de telemetrie.

4.3. Preferințele de habitat ale ursului brun

Analiza distribuției observațiilor și a datelor de fotomonitorizare sugerează o preferință clară a speciei *Ursus arctos* pentru:

- păduri întinse, nefragmentate, dominate de rășinoase sau amestecuri de foioase și rășinoase, aflate la altitudini medii;
- coridoare ecologice naturale (ex. trecători montane), utilizate frecvent ca rute de deplasare, cu condiția existenței unui grad redus de perturbare antropică (liniște, lipsa infrastructurii rutiere intens circulate).

Aceste rezultate sunt aliniate cu cele obținute de Gavrillov et al. (2015) în Bulgaria și de Bogdanović et al. (2023) în Serbia, care au subliniat rolul critic al pădurilor continue și conectate ecologic în menținerea habitatului optim pentru ursul brun. În plus, literatura recentă evidențiază riscurile fragmentării habitatului (infrastructură rutieră, urbanizare, defrișări), care afectează negativ mobilitatea

și succesul reproductiv al populațiilor (Proctor et al. 2018). Acestea sunt susținute de evidențele recente privind importanța rețelelor ecologice în modelarea distribuției și rolului funcțional al speciilor în contextul schimbărilor climatice și al utilizării terenurilor (Lucas et al. 2025). De asemenea este foarte importantă identificarea celor mai bune măsuri pentru reducerea numărului de accidente rutiere (Huber et al. 2008), în contextul în care specia își ajustează mișcarea și perioada de activitate pentru a face față perturbărilor antropice (Martin et al. 2012).

Această constatare subliniază importanța includerii coridoarelor ecologice în planurile de amenajare teritorială și a conservării funcționale a ecosistemelor forestiere. Intervențiile de tip urbanistic sau turistic ar trebui evaluate în prealabil din perspectiva impactului asupra conectivității și calității habitatului, în special în zonele identificate ca fiind frecvent utilizate de urs.

Bibliografie

- Baciu I, Fedorca A, & Ionescu G (2022).** Noninvasive Genetics Knowledge from the Brown Bear Populations to Assist Biodiversity Conservation. *Diversity*, 14(2), 121.
- Balčiauskas L, Ambarli H, Balčiauskiene L, Bagrade G, Kazlauskas M, Ozolinš J, Zlatanova D, & Žunna A (2020).** Love Off, Fear On? Brown bear acceptance by teenagers in European countries with differing population statuses. *Sustainability*, 12(6), 2397.
- Bogdanović N, Zedrosser A, Hertel A G, Zarzo-Arias A, & Ćirović D (2023).** Where to go? Habitat preferences and connectivity at a crossroad of European brown bear metapopulations. *Global Ecology and Conservation*, 43, e02460.
- Chapron G, Kaczensky P, Linnell J D, von Arx M, Huber D, Andrén H, ... & Boitani L (2014).** Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346(6216), 1517–1519.
- Cimpoaia A, & Voiculescu M (2022).** Patterns of human-brown bear conflict in the urban area of Brașov, Romania. *Sustainability*, 14(13), 7833.
- Dupont P, Milleret C, Brøseth H, Kindberg J, & Bischof R (2024).** Challenges in estimating range-wide brown bear density and abundance in Sweden (2012-2021). MINA fagrapport, 95
- Gavrilo V, Zlatanova D P, Spasova V V, Valchev K D, & Dutsov A A (2015b).** Home range and habitat use of brown bear in Bulgaria: The first data based on GPS-Telemetry. *Acta Zoologica Bulgarica*, 67(4), 493–499.
- Gervasi V, Brøseth H, Gimenez O, Nilsen E B, Odden J, & Linnell J D C (2016).** Sharing data improves monitoring of trans-boundary populations: The case of wolverines in Scandinavia. *Wildlife Biology*, 22, 95–106.
- Gittleman J L & Harvey P H (1982).** Carnivore home-range size, metabolic needs and ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10(1), 57–63.
- Groff C, Dalpiaz D, Rizzoli R, & Zanghellini P (2012).** 2011 bear report of the Forestry and Wildlife Department of the Autonomous Province of Trento. Autonomous Province of Trento, Trento.
- Hertel A G, Parres A, Frank S C, Renaud J, Selva N, Zedrosser A, Balkenhol N, ... & De Barba M (2025).** Human footprint and forest disturbance reduce space use of brown bears (*Ursus arctos*) across Europe. *Global Change Biology*, 31:e70011
- Huber D, Kusak J, & Frkovic A (2008).** Traffic kills of brown bears in Gorski kotar, Croatia. *Ursus*, 10, 167-171.
- Ionescu O, Ionescu G, Jurj R, Cazacu C, Adamescu M, Cotovelea A, Pașca C, Popa M, Mirea I, Sîrbu G, Chiriac S, Pop M, Attila S, & Deju R (2013).** Ghid sintetic de monitorizare pentru speciile de mamifere de interes comunitar din România. *Editura Silvică*, pp. 47–111.
- Jerina K, Jonzovič M, Krofel M, & Skrbinišek T (2013).** Range and local population densities of brown bear *Ursus arctos* in Slovenia. *European Journal of Wildlife Research*, 59(4), 459-467.
- Kaczensky P, Chapron G, von Arx M, Huber D, Andrén H, & Linnell J D C (2013).** Status, management and distribution of large carnivores - bear, lynx, wolf & wolverine - in Europe. *European Commission Report*.
- Kindberg J, Swenson J E, Ericsson G, Bellemain E, Miquel C, & Taberlet P (2011).** Estimating population size and trends of the Swedish brown bear *Ursus arctos* population. *Wildlife Biology*, 17(2), 114–123.
- Linnell J D C, Swenson J E, Landa A, & Kvam T (1998).** Methods for monitoring European Large carnivores - A worldwide review of relevant experience. *NINA Oppdragsmelding* 549, 1-38.
- Linnell J D, Mattisson J, & Odden J (2021).** Extreme home range sizes among Eurasian lynx at the northern edge of their biogeographic range. *Ecology and Evolution*, 11(10), 5001-5009.
- Lucas P M, Thuiller W, Talluto L, Polaina E, Albrecht J, Selva N, De Barba M, Penteriani V, Guéguen M, Balkenhol N, Dutta T, Fedorca A, Frank S C, Zedrosser A, Afonso-Jordana I, Ambarli H, Ballesteros F, Bashta A-T, Bilgin C C, ... & Pollock L J (2025).** Trophic interactions are key to understanding the effects of global change on the distribution and functional role of the brown bear. *Global Change Biology*, 31:e70252.
- MAPDR, MMGA (2005)** Management and action plan for the bear population in Romania. Ministry of Agriculture, Forestry and Rural Development and Ministry of Environment and Water Management.
- Martin J, Basille M, Van Moorter B, Kindberg J, Allainé D, & Swenson J E (2012).** Coping with human disturbance: Spatial and temporal tactics of the brown bear (*Ursus arctos*). *Canadian Journal of Zoology*, 88(9), 875-883.
- Neagu A C, Manolache S, & Rozyłowicz L (2022).** The drums of war are beating louder: Media coverage of brown bears in Romania. *Nature Conservation*, 50, 65–84.
- Pop I M, Popescu V D, Chiriac S, & Sandu R M (2013).** Ghid pentru estimarea populației de urs brun. Ed. Green Steps, Brașov.
- Popova E, Ahmed A, Stepanov I, Zlatanova D, & Genov P (2017).** Estimating brown bear population density with camera traps in Central Balkan Mountain, Bulgaria Elitsa. *Annuaire de l'Université de Sofia "St Kliment Ohridski" Faculte de Biologie*, 103, 145-151.
- Proctor M F, Kasworm W F, Annis K M, MacHutchon A G, Radandt T G, & Servheen C (2018).** Conservation of threatened Canada-USA trans-border grizzly bears linked to comprehensive conflict reduction. *Human-Wildlife Interactions*, 12(3), 348-372.
- Rigg R & Adamec M (2007).** Status, ecology and management of the brown bear (*Ursus arctos*) in Slovakia. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok.
- Royle J A, Chandler R B, Sollmann R, & Gardner B (2013).** Spatial capture-recapture. Academic press.
- Sawaya M A, Kalinowski S T, & Clevenger A P (2014).** Genetic connectivity for two bear species at wildlife crossing structures in Banff National Park. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20131705.
- Servheen C, Herrero S, & Peyton B (1999).** Bears. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups, Gland, Switzerland.
- Stăncioiu P T, Dutcă I, Bălăcescu M C, & Ungurean Ș V (2019).** Coexistence with bears in Romania: A local community perspective. *Sustainability (Switzerland)*, 11(24), 7167.
- Swenson J E, Sandegren F, Bjärvall A, Söderberg A, Wabakken P, & Franzén R (1994).** Size, trend, distribution and conservation of the brown bear population in Sweden. *Biological Conservation*, 70, p: 9-17.
- Zedrosser A, Dahle B, Swenson J E, & Gerstl N (2001).** Status and management of the brown bear in Europe. *Ursus*, 12, 9-20.

Abstract

Assessing the brown bear population in Buzău County with photo-trap cameras

Currently, the brown bear population in Romania is estimated at 8093 specimens (according to data from 2022 provided by the Ministry of Environment, Water and Forests). The largest densities of bears are estimated in the counties of Mureș, Neamț, Harghita, Covasna, Brașov, and Buzău. The brown bear population in Romania is one of the largest in Europe, representing approximately 40% of the European population. This project aims to estimate the minimum number of brown bears, identify the habitats that favor concentrations of brown bear populations, and determine an economically efficient monitoring method. 5 hunting areas from Buzău County represent the study area managed by AJVPS Buzău. To monitor the brown bear, the following methods were used: inventorying signs of presence, the method of photo-trap camera and the method of reproductive units. The monitoring session was realized between July and October of 2023 before the bears entered the dens. Together with the gamekeepers, we went through specific transects in each hunting area and collected photos of tracks and samples of hair and droppings. After processing the data obtained from the photo-trap cameras method, the following results were obtained: 2035 photo/video captures with 11 species of hunting interest; the months with brown bear activity; the brown bear activity by hour; and the "capture" period. In conclusion, the most effective method of brown bear monitoring is the photo-trap camera method. This method is effective by obtaining information on a minimum number of bears in the study area, identifying reproductive units and recording several species of hunting interest. The brown bear population within the radius of the 5 hunting grounds in Buzău County was estimated at a minimum number of 376 individuals, of which 33 females with cubs were identified. Regarding the species' habitat, preferences were found for habitats with large areas of coniferous forest or mixtures of deciduous, coniferous, and unfragmented. Considering the result obtained and the current management of the species (level of intervention and prevention), the species *Ursus arctos* is currently in a situation of overpopulation at the county and national levels.

Keywords: brown bear, monitoring, photo-trap cameras, population

Monitorizarea populațiilor de mamifere de interes cinegetic - Studiu de caz: Fondul cinegetic 29 „Bătinești”, Vrancea (România)

Cătălin Apostu¹, Giorgiana Vodă², Flaviu Vodă², Ion Mirea^{1,2}, Ancuța Fedorca², Mariș Cosmin³, Mihai Fedorca^{1,2}✉

1. Facultatea de Silvicultură și Exploatarea Forestiere, Brașov; Universitatea Transilvania din Brașov, Romania

2. SCDEP Brașov, Institutul Național de Cercetare Dezvoltare în silvicultură “Marin Drăcea”, Romania

3. Departamentul Silvicultură, Facultatea de Inginerie și Tehnologii Aplicate, Universitatea de Științele Vieții „Regele Mihai I” din Timișoara, Romania

✉ autor corespondent (mihai.fedorca@yahoo.com)

1. Introducere

Populațiile de interes cinegetic impun cercetări care trebuie să asigure un management sustenabil. Pentru a evita situațiile în care abundența speciilor de faună sălbatică provoacă pagube în ecosistemul forestier, sectorului agricol sau amenință integritatea vieții umane, acestea au nevoie de măsuri manageriale suplimentare. Totuși aceste măsuri manageriale trebuie să aibă și caracter de conservare, pentru a evita dipariția sau migrarea lor (Cerini et al. 2023, Hărdălău et al. 2024, Hohenlohe et al. 2021).

Pentru monitorizarea efectivelor speciilor de interes cinegetic se pot utiliza atât metode invazive precum capturarea, telemetria și monitorizarea GPS, cât și metode noninvazive, cum ar fi observarea directă, identificarea punctelor de prezență sau utilizarea camerelor foto-trap (Biomovefix 2018, Havens & Sharp 2016, Long et al. 2012, Nistoreanu et al. 2021, Rahman & Rahman 2021, Rozylowicz et al. 2018).

Scopul acestui studiu este de a compara diferite metode de estimare a populațiilor de interes cinegetic din cadrul Fondului Cinegetic 29 Bătinești. Acest studiu ca obiectiv determinarea suprafeței ocupate de specia *Capreolus capreolus* în zona de studiu, cât și obținerea informațiilor de prezență/absență pentru celelalte specii.

2. Materiale și metode de lucru

Fondul cinegetic 29 Bătinești este localizat în județul

Vrancea, în mare parte între râurile Putna și Șușița, în partea estică a dealurilor subcarpaților, spre Câmpia Siretului. Suprafața totală a fondului este de 8.732 ha, dintre care 531 ha luciu de apă, 741 ha pădure, 255 ha pășuni și izlazuri iar restul de 7.102 ha fiind reprezentat de teren arabil, fânețe, vii sau livezi.

Pentru realizarea acestui studiu și pentru menținerea unei acurateți ridicate, s-a urmărit aplicarea unor metode neinvazive, care să aducă informații despre prezență, calitatea și cantitatea populațiilor speciilor de interes cinegetic, mai ales prin faptul că protecția strictă a păsărilor răpitoare, pune o presiune ce este foarte greu de cuantificat asupra speciilor de faună de interes cinegetic (Valkama et al. 2004). Acestor metode se adaugă și cea a suprafețelor de probă realizată de personalul tehnic din cadrul fondului cinegetic împreună cu voluntari din membrii vânători.



Fig. 1. Fondul cinegetic 29 Bătinești

Prin urmare, au fost alese următoarele metode de monitorizare:

1. metoda transectelor (realizată cu ajutorul unui dispozitiv cu termoviziune)
2. metoda camerelor foto-trap
3. metoda urmelor de prezență
4. metoda recensământului – parcurgerea întregului fond cinegetic și observarea faunei de interes cinegetic cu ajutorul unui dispozitiv cu termoviziune)
5. metoda suprafețelor de probă

Metoda transectelor

Aceasta constă în parcurgerea unor transecte cu ajutorul unui autovehicul și observarea, dar și identificarea exemplarelor cu ajutorul binoclului cu termoviziune (HikMicro Raptor RH50LN).

Transectele au fost parcurse dus-întors, observatorul notând rezultatele doar din partea sa dreaptă pentru o mai bună precizie. Cu ajutorul binoclului utilizat a fost posibilă observarea vânatului la distanțe de 300-350 m față de autovehicul, prin urmare a fost monitorizată o suprafață de aproximativ 1200 ha.

Metoda camerelor foto-trap

Amplasarea camerelor foto-trap a avut ca scop colectarea informațiilor de prezență /absență, sex ratio și număr minim de exemplare în principal pentru *Capreolus capreolus*.

Camerele au fost amplasate pe stâlpi de înaltă tensiune situați în zona centrală a fondului cinegetic, în teren cultivat cu grâu, întrucât activitățile agricole încep mai târziu în aceste culturi.

Folosind camera foto-trap care nu are capacitatea de a transmite informațiile în timp real, există riscul pierderii imaginilor înregistrate odată cu sustragerea acestora de către localnici. De aceea, camerele au fost montate în data de 15 februarie, ulterior imaginile înregistrate fiind transferate către alt dispozitiv la cel mult 15-20 de zile.

Metoda semnelor de prezență

Monitorizarea prin urme implică recunoașterea și identificarea urmelor lăsate de animale în mediul lor natural. Aceste urme pot include amprente de urme, excremente, zgârieturi pe scoarța copacilor sau alte semne distinctive lăsate de animale.

Prin această metodă, este posibilă identificarea a diferiți indivizi per transect prin măsurarea urmelor proaspete pe zăpadă sau noroi. Datele pot fi tratate ca prezență/absență, sau ca număr absolut de indivizi diferiți identificați în timpul parcurgerii unui transect (Ionescu et al. 2013).

Toate înregistrările pot fi analizate urmărindu-se determinarea suprafeței ocupate de specie în zona de studiu. La finalul acțiunii de interpretare, datele obținute se pot diferenția după numărul minim de indivizi pe zona de studiu, abundența indivizilor, distribuția exemplarelor pe habitate în zona de studiu (Ionescu et al. 2013).

Această metodă a fost aplicată pe mare parte din suprafața arabilă a fondului cinegetic.

Monitorizarea urmelor de prezență s-a făcut încă din luna decembrie, atât pe zăpadă cât și pe noroi sau când terenul a fost uscat, fiind vizitate pâraiele și zonele cu apă stagnantă. În luna februarie a fost monitorizată mare parte din suprafața fondului cinegetic, în urma topirii stratului de zăpadă, când solul era umed.

Metoda suprafețelor de probă

În cazul metodei suprafețelor de probă, se vor respecta "instrucțiunile de evaluare a efectivelor unor specii de faună cinegetică admise la vânătoare și pentru reglementarea modului de stabilire a cotelor de recolta pentru acestea", act emis de Ministerul Mediului, Apelor și Pădurilor la data de 2 noiembrie 2022.

Suprafața fondului cinegetic se împarte în 3-5 sectoare, în funcție de condițiile medii din fiecare categorie de biotop (culturi agricole, pașuni, tufarișuri etc), în care se vor amplasa suprafețe de probă.

În cazul de față, această metodă a fost aplicată la data de 12.02.2023, pe un număr de 10 suprafețe de probă. Dintre acestea, 5 sunt amplasate în teren arabil, iar 5 în teren cu categoria de folosință "vii și livezi". Au fost prezenți la această acțiune 15 membri vânători, care au avut rolul de observatori sau bătaiași. Acțiunea a început la ora 8:00 și a fost terminată în jurul orei 16:00, fiind desfășurată în condiții de cer senin, terenul fiind înghețat. Aceste informații au fost înregistrate în procesul verbal de estimare a vânatului pe suprafețe de probă.

Suprafețele de probă stabilite sunt de formă dreptunghiulară, cu latura mică de 500 m și cea mare de 2000 m. Au fost salvate coordonatele pentru fiecare suprafață de probă.

A fost completat un tabel nominal cuprinzând participanții la acțiune, un proces verbal, cât și centralizatorul fișelor de observație pe suprafețe de probă pentru vânatul mic. Metoda suprafețelor de probă permite estimarea densității populațiilor speciilor de interes cinegetic pe baza datelor colectate. Prin înmulțirea densității pe suprafață de probă cu suprafața totală a zonei de studiu, se poate estima numărul total de exemplare în fondul cinegetic.

Metoda recensământului

Recensământul reprezintă o metodă directă de inventariere pe cale vizuală a întregului efectiv care poate prezenta un coeficient maxim de precizie. Cazul capturării întregului stoc de vânat de pe un anumit teritoriu, ori numărării urmelor animalelor de pe un anumit teritoriu pe zăpadă proaspătă, sau efectuării unei bătaii „ermetice” din care să nu fi scăpat nicio piesă neînregistrată reprezintă recensăminte totale de precizie maximă și cu erori neglijabile.

Metoda aplicată a constat în numărarea vizuală a vânatului de pe întreg fondul cinegetic Băținești 29 prin umblarea terenului pe timp de noapte cu ajutorul unui autovehicul, observarea exemplarelor cu ajutorul unui dispozitiv cu termoviziune și înregistrarea poziției a acestora cu ajutorul telefonului mobil prin aplicația MyHunt.

Aplicarea acestei metode a fost posibilă datorită accesibilității și vizibilității favorabile date de orografia

terenului și lipsa vegetației înalte. Înainte de aplicarea metodei, pentru o utilizare mai eficientă a timpului și cantității de combustibil, au fost stabilite traseele de urmat și puncte înalte care să ajute la monitorizarea întregii suprafețe a fondului de vânătoare.

În cazul de față, metoda a putut fi aplicată în 18 ore datorită fragmentării fondului cinegetic în 2 părți între care trecerea vânatului nu a fost posibilă în perioada respectivă. Astfel, într-o noapte a fost monitorizată partea stângă a râului Șușița (partea de nord a fondului), iar în noaptea următoare partea dreaptă. Astfel, a fost posibilă monitorizarea tuturor exemplarelor speciilor de interes cinegetic de pe suprafața fondului cinegetic Băținești 29, cu excepția celor aflate în vizuină, în doar 18 de ore.

Traseele stabilite au fost greu accesibile iar înălțimea autoturismului a ajutat foarte mult la menținerea unui procent ridicat de detectabilitate, care ar fi putut fi diminuat din cauza vegetației.

3. Rezultate

3.1. Metoda transectelor

Metoda transectelor a fost aplicată de 3 ori pe aceleași suprafețe la interval de aproximativ 2 luni, fiecare serie de date rezultată fiind diferită.

Efectivele medii estimate evidențiază o dominanță clară a iepurelui de câmp, cu 515 exemplare, semnificativ mai numeroase decât celelalte specii (Fig. 2). Vulpea are un efectiv mediu de 73 exemplare, indicând o prezență constantă, dar mult mai redusă. Căpriorul și viezurele su fost rar observați, cu efective medii de 4, respectiv 2 exemplare. Această distribuție reflectă diferențe marcate în abundența speciilor.

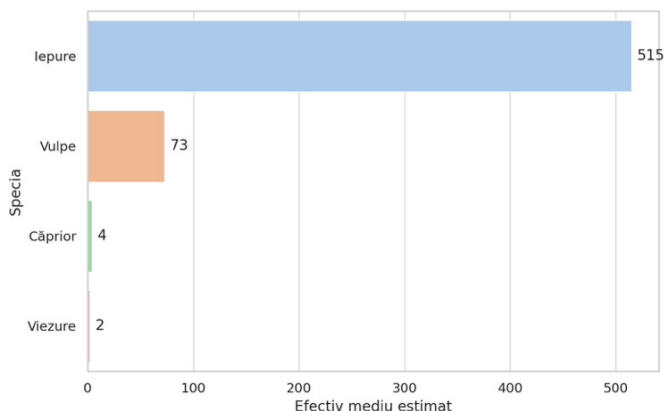


Fig. 2. Numărul de exemplare identificate prin metoda transectelor

În noaptea dintre 19 și 20 decembrie 2022, 13 și 14 februarie 2023 și 14 și 15 aprilie 2023 fiind parcursă o distanță de aproximativ 18 km în fiecare noapte, în transecte din zone diferite ale fondului cinegetic.

Speciile *Capreolus capreolus* și *Meles meles* au fost observate în 2 din cele 3 nopți de monitorizare, efectivul speciei *Lepus europaeus* a crescut cu câte 6 exemplare iar efectivul speciei *Vulpes vulpes* în zona monitorizată a scăzut de la prima la ultima monitorizare. Aceste diferențe sunt cauzate de mobilitatea speciilor. La extrapolarea rezultatelor, suprafața productivă pentru *L.*

europaeus și *V. vulpes* va fi de 7360 ha, pentru *M. meles* 800 ha, iar pentru *C. capreolus* va fi de 1200 ha.

Aceste suprafețe au fost stabilite cu ajutorul metodei urmelor de prezență. Din suprafața productivă stabilită pentru *C. capreolus* și *M. meles* a fost monitorizată prin această metodă o suprafață de 400 ha, însă reprezentând specii a căror densitate este mică pe fondul cinegetic studiat, numărul de exemplare monitorizate nu va fi extrapolat, ci va fi considerat ca efectiv real numărul maxim de exemplare observate într-o serie de date.

În prima noapte de monitorizare au fost observate 78 de exemplare de *L. europaeus*, 15 de *V. vulpes*, 4 de *C. capreolus*. În cea de-a doua noapte de monitorizare au fost observate 84 de exemplare de *L. europaeus*, 12 de *V. vulpes* și 2 de *M. meles*. În cea de-a treia noapte de monitorizare au fost observate 90 de exemplare de *Lepus europaeus*, 11 de *V. vulpes*, 1 de *C. capreolus* (femelă) și 1 de *M. meles*.

Conform metodei transectelor, pe fondul cinegetic Băținești 29 efectivele speciilor sunt de: 515 exemplare de *L. europaeus*, 73 ex. de *V. vulpes*, 4 ex. de *C. capreolus*, 2 ex. de *M. meles*.

Au fost înregistrate densități cuprinse între 65 și 75 de exemplare la 1000 hectare pentru *L. europaeus* și între 9 și 12 exemplare la 1000 ha pentru *V. vulpes*. Pentru stabilirea efectivului real de *V. vulpes* și *L. europaeus* a fost extrapolată densitatea medie rezultată în urma celor 3 parcurgeri ale transectelor, aceste specii fiind prezente frecvent, pe întreg fondul cinegetic. Extrapolarea s-a făcut după formula:

$$ER = \frac{DM \cdot SPC}{1000}, \text{ unde:}$$

ER=Efectiv real;

DM= densitatea medie la 1000 de hectare;

SPC= suprafața productivă cinegetic.

Prin utilizarea corectă a dispozitivelor cu termoviziune ca instrument de detectare, cercetatorii pot monitoriza animalele din cadrul unui transect cu o precizie de detectabilitate foarte mare (Havens & Sharp 2016).

3.2. Metoda camerelor foto-trap

În urma aplicării metodei camerelor foto-trap, au fost înregistrate imagini cu 6 exemplare distincte de *C. capreolus*, 4 adulți cu sex ratio 1:1 și 2 exemplare tinere, cu vârsta de maxim o lună. Unul dintre cei doi masculi prezintă un trofeu de selecție, fiind observat adesea solitar, în timp ce restul de 3 exemplare au fost observate adesea în cârd. Ulterior, în luna aprilie cârdul s-a destrămat, iar una dintre căprioare a fătat 2 pui, aceștia fiind observați la data de 11.05.2023.

Camerele foto-trap au fost amplasate temporar și în alte zone ale fondului cinegetic, însă nu au fost monitorizate exemplare din specia vizată. Deducem preferința speciei pentru n suprafețe de teren agricol cultivat cu lucernă, grâu și porumb din partea centrală a fondului cinegetic. În această zonă chimizarea nu se face pe suprafețe compacte întinse, culturile sunt de tip mozaic iar pășunatul în aceste zone nu este prezent.

3.3. Metoda semnelor de prezență

S-a parcurs o distanță de cel puțin 35 km, fiind observate urme de *L. europaeus*, *V. vulpes*, *C. capreolus*, *M. meles* și *Canis aureus*. S-a revenit în teren chiar și în perioade în care solul era uscat, observându-se urme de prezență de *C. capreolus* în zone în care apa stagnează.

A fost stabilită o suprafață de 1200 ha ca fiind ocupată de populația de *C. capreolus* în zona centrală a fondului cinegetic, fiind astfel posibilă extrapolarea rezultatelor metodei transectelor cât și amplasarea camerelor de supraveghere în zona potrivită. De asemenea, urme de prezență de *M. meles* au fost observate pe o suprafață de doar 800 ha. Urme de *C. aureus* au fost observate doar în partea nordică a fondului cinegetic, în timp ce urme de *V. vulpes* și *L. europaeus* au fost observate pe întreaga suprafață monitorizată.

3.4. Metoda suprafețelor de probă

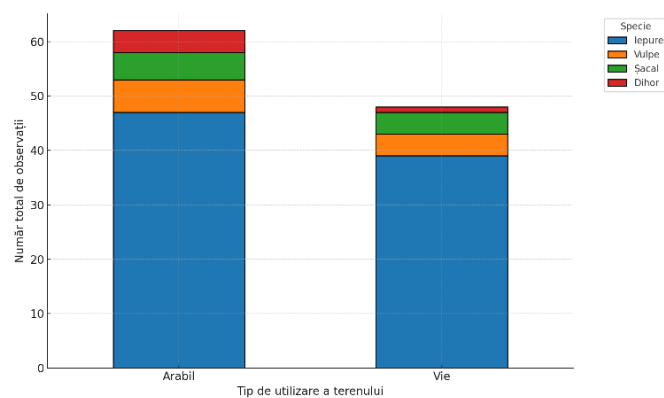


Fig. 3. Distribuția cumulată a speciilor în funcție de utilizarea terenului

După aplicarea acestei metode au rezultat la nivelul fondului cinegetic următoarele efective: 633 exemplare de *L. europaeus*, 10 ex. de *V. vulpes*, 9 ex. de *Canis aureus*, 5 ex. de *Mustela putorius*.

Conform figurii 3, în suprafețele de probă monitorizate densitatea speciei *Lepus europaeus* la 100 ha este de cel puțin 6 și cel mult 15, rezultând o densitate de 86 ex. / 1000 ha. Se poate observa, de altfel, faptul că nu există diferențe între densitatea suprafețelor de probă amplasate în teren arabil și cele amplasate în teren cu categoria de folosință vii și livezi.

3.5. Metoda recensământului

Ca rezultat al aplicării acestei metode de monitorizare, s-a constatat că la data de 16.04.2023 se aflau pe fondul cinegetic Bătinești 29 cel puțin 256 de exemplare de *L. europaeus*, 32 ex. de *V. vulpes*, 4 ex. de *C. capreolus* (2 masculi și 2 femele), 2 ex. de *Meles meles* și 1 ex. de *C. aureus*.

Diferențierea pe sexe a exemplarelor de *C. capreolus* a fost posibilă întrucât coarnele căpriorilor în luna aprilie sunt puternic vascularizate (Cotta & Bodea 2008), astfel fiind vizibile cu ajutorul unei camere cu termoviziune.

Metoda recensământului, în cadrul căreia a fost înregistrată poziția fiecărui exemplar (Fig. 4), poate oferi informații despre distribuția exemplarelor speciilor vizate pe teritoriul fondului cinegetic studiat. S-au ales în mod aleatoriu zece suprafețe de câte 100 de hectare,

calculându-se densitatea speciei *L. europaeus* pentru fiecare suprafață. A rezultat o densitate minimă de 1 ex. / 100 ha, o densitate maximă de 7 ex. / 100 ha, densitatea la 1000 ha fiind de 40 exemplare.



Fig. 4. Înregistrarea rezultatelor metodei recensământului cu ajutorul aplicației MyHunt

4. Discuții

În cadrul acestui studiu, au fost aplicate 5 metode de monitorizare, cu scopul colectării informațiilor de monitorizare a populațiilor de interes cinegetic în vederea aplicării unui management eficient, în concordanță cu cerințele faunei sălbatice prezente pe fondul cinegetic Bătinești 29. Astfel, una dintre acestea a fost utilizată pentru determinarea suprafeței ocupate de populațiile speciilor în zona de studiu, iar celelalte au avut ca rezultat efectivul real al mamiferelor de interes cinegetic la nivelul fondului de vânătoare, densitatea la 1000 ha, raportul între sexe (la *C. capreolus*), numărul minim de exemplare, distribuția speciilor în fondul cinegetic.

Efectivul de *L. europaeus*, rezultat în urma metodei recensământului, este sub jumătate din efectivul rezultat în urma metodelor transectelor și suprafețelor de probă, metode incomplete de monitorizare. Erori comune ale acestor metode ar putea fi alegerea greșită a perimetrelor de probă și extrapolarea la o suprafață productivă cinegetic stabilită incorect.

Astfel, efectivele reale ale speciilor monitorizate sunt considerate a fi cele rezultate în urma metodei recensământului, întrucât observațiile au fost făcute de la distanțe mici comparativ cu potențialul dispozitivului cu termoviziune utilizat, fie din autoturism, fie din puncte înalte, erorile de detectabilitate posibile putând fi neglijabile. În același timp, studii de specialitate în care dispozitivele cu termoviziune au fost utilizate de la înălțime (cu ajutorul dronelor) sau de la sol au demonstrat o detectabilitate de 100% a animalelor sălbatice.

În plus, reprezintă o metodă completă de monitorizare, astfel fiind excluse erori de extrapolare sau de stabilire a suprafețelor de probă.

Raportul între consumatorii primari și cei secundari rezultat în urma metodei clasice aplicate până în prezent

este mult mai mare și mai puțin îngrijorător comparativ cu realitatea din teren. După cum se poate observa, anual sunt extrase doar 5 exemplare de *V. vulpes*, efectivul real fiind evaluat la doar 10 exemplare, în timp ce metodele aplicate în prezentul studiu indică o populație de cel puțin 32 exemplare. Astfel, pentru o populație de 32 ex., cota de recoltă ar trebui să fie de 16 ex., în timp ce pentru 10 ex. cota ar fi de 5 ex. (Ordinul 578/2023). În același timp, sporul anual pentru *V. vulpes* poate fi chiar de 100%, întrucât față 4-5 până la 10 pui (Ruetter & Albaret 2011).

Unele studii efectuate la nivel mondial referitoare la dieta vulpii, demonstrează faptul că iepurele de câmp reprezintă un procent de până la 47% din hrana consumată de vulpe (Castaneda et al. 2022).

În fondul cinegetic analizat, metodele tradiționale de evaluare au generat erori (*C. capreolus* și *M. meles* nu au fost monitorizate în mod direct, nefiind nici măcar în fișa fondului), efectiv supraevaluat pentru *L. europaeus* (iepure de câmp) și subevaluat pentru *V. vulpes*. Astfel de discrepanțe afectează direct deciziile de management, în special în ceea ce privește stabilirea cotelor de recoltă și planificarea măsurilor de conservare (Acevedo et al. 2010).

De exemplu, absența unei zone de refugiu pentru *C. capreolus*, lipsa hrănirii complementare în sezonul rece și inexistența unor măsuri clare de control al prădătorilor afectează stabilitatea și creșterea efectivului. În același timp, cota de recoltă pentru *L. europaeus* pare disproporționat de mare în raport cu densitatea reală, ceea ce poate conduce, în timp, la scăderea numărului de reproducători (Hewson 1976, Gill & Morgan 2010).

Aplicarea unei metodologii diversificate, care a inclus camere cu senzor de mișcare, observații directe și analiza urmelor, a permis identificarea limitărilor fiecărei metode și a demonstrat valoarea abordărilor complementare în studiul faunei sălbatice (Rovero et al. 2013, Newey et al. 2015). Spre exemplu, camerele photo trap s-au dovedit utile în monitorizarea activității speciilor nocturne sau criptice precum *V. vulpes*, dar au limitări în terenuri deschise sau în zone cu densități scăzute (Witmer 2005).

Supravegherea bazată pe o singură metodă, în special în contextul speciilor cu comportamente sezoniere variabile, riscă să genereze concluzii eronate (Sutherland 2006). Comportamentul evasiv, habitatul preferențial și influențele antropice pot modifica semnificativ detectabilitatea speciilor (Cagnacci et al. 2010, Boitani & Powell 2012).

Datele obținute pentru vulpe sugerează o prezență mai ridicată decât cea estimată anterior. Acest rezultat este susținut și de alte studii europene care indică o adaptabilitate ecologică ridicată și o expansiune a acestei specii în habitate diversificate, inclusiv în cele antropizate (Goszczyński 1986, Heydon et al. 2000, Castañeda et al. 2022).

Se propun următoarele

- Amplasarea unei camere foto-trap la fiecare 1000 ha de teren pentru monitorizarea permanentă a faunei sălbatice dar și a posibilelor acțiuni de braconaj (Rovero et al. 2013)
- Construirea unor observatoare pentru facilitarea observațiilor directe asupra căpriorului și realizarea evaluărilor anuale (Zaccaroni et al. 2018).
- Aplicarea periodică a metodei recensământului pentru cunoașterea dinamicii populațiilor de interes cinegetic și raportului între consumatori (Prosekov et al. 2020).
- Stabilirea zonei în care a fost semnalată prezența speciei *Capreolus capreolus* ca zonă de refugiu a fondului cinegetic, aici aflându-se și cele mai mari densități ale populației de *L. europaeus*. În prezent zona de refugiu se află în NV-ul fondului, 70% din suprafața acesteia fiind acoperită de vii și livezi. Totodată, se recomandă amenajarea corespunzătoare a zonei având în vedere o populație de 6 exemplare de *C. capreolus*.
- Alegerea unor perimetre de probă reprezentative în cazul evaluărilor în eșantioane și aplicarea corectă a metodei suprafețelor de probă pentru vânatul mic, , cu participarea unui număr suficient de bătaiași și observatori și evitarea aplicării unor erori de detectabilitate stabilite în mod eronat (Conform ordinului 2847 din 14 noiembrie 2022).
- În cazul aplicării metodei transectelor sau recensământului cu ajutorul unui dispozitiv cu termoviziune se recomandă ca autoturismul utilizat să permită observarea de la o înălțime suficient de mare încât vizibilitatea să nu fie redusă de desimea vegetației (Brožovský et al 2025).

5. Concluzii

În urma prezentului studiu, se poate concluziona, cu un grad ridicat de certitudine, că metodele tradiționale de evaluare aplicate anual, în fondul cinegetic analizat, nu oferă o imagine fidelă și suficient de detaliată pentru o gestionare eficientă a populațiilor de mamifere de interes cinegetic. *Capreolus capreolus* (căprior) și *Meles meles* (bursuc) nu au fost monitorizate direct, iar estimările privind *Lepus europaeus* (iepure de câmp) sunt supraevaluate, iar cele privind *Vulpes vulpes* (vulpe) sunt subevaluate.

Rezultatele obținute confirmă necesitatea aplicării unor metode de monitorizare complementare, adaptate ecologiei fiecărei specii, sezonului și particularităților habitatului. Această abordare oferă o bază solidă pentru elaborarea planurilor de management și conservare, fiind esențială pentru menținerea echilibrului ecologic în fondurile cinegetice și pentru protejarea biodiversității.

Bibliografie

- Acevedo P, Ferreres J, Jaroso R, Durán M, Escudero M A, Marco J, & Gortázar C (2010). Estimating roe deer abundance from pellet group counts in Spain: An assessment of methods suitable for Mediterranean woodlands. *Ecological Indicators*, 10(6), 1226-1230.
- Boitani L, & Powell R A (eds.). (2012). *Carnivore ecology and conservation: A handbook of techniques*. Oxford University Press.
- Brožovský J, Hartová V, Kotek M, Hart J, & Kumhálová J (2025). Use of thermal imaging camera for wild animal detection along roads. *Research in Agricultural Engineering*, 71(1).
- Cagnacci F, Boitani L, Powell R A, & Boyce M S (2010). Animal ecology meets GPS-based radiotelemetry: A perfect storm of opportunities and challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365(1550), 2157-2162.

- Castañeda I, Doherty T S, Fleming P A, Stobo-Wilson A M, Woinarski J C, & Newsome T M (2022).** Variation in red fox *Vulpes vulpes* diet in five continents. *Mammal Review*, 52(3), 328–342.
- Cerini F, Childs D Z, & Clements C F (2023).** A predictive timeline of wildlife population collapse. *Nature Ecology & Evolution*, 7(3), 320–331.
- Cotta V, & Bodea M (2008).** Vânătorul și vânătoria în România. Ed. Ceres, București.
- Gill R M, & Morgan G (2010).** The effects of varying deer density on natural regeneration in woodlands in lowland Britain. *Forestry*, 83(1), 53–63.
- Goszczyński J (1986).** Diet of foxes and martens in central Poland. *Acta Theriologica*, 31(30), 491–506.
- Havens K J, & Sharp E J (2016).** Thermal imaging techniques to survey and monitor animals in the wild: a methodology. Academic Press. Elsevier.
- Hărdălău D, Codrean C, Iordache D, Fedorca M, & Ionescu O (2024).** The expanding thread of ungulate browsing—A review of forest ecosystem effects and management approaches in Europe. *Forests*, 15(8), 1311.
- Hewson R (1976).** A population dynamic of the mountain hare (*Lepus timidus*) in north-east Scotland from 1956–1969. *Journal of Animal Ecology*, 45(2), 395–414.
- Heydon M J, Reynolds J C, & Short M J (2000).** Variation in abundance of foxes (*Vulpes vulpes*) between three regions of rural Britain, in relation to landscape and other variables. *Journal of Zoology*, 251(3), 253–264.
- Hohenlohe P A, Funk W C, & Rajora O P (2021).** Population genomics for wildlife conservation and management. *Molecular Ecology*, 30(1), 62–82.
- Instrucțiunile din 2 noiembrie 2022** pentru evaluarea efectivelor unor specii de faună cinegetică admise la vânătoria și pentru reglementarea modului de stabilire a cotelor de recoltă pentru acestea. MMAP, *Monitorul Oficial* nr. 1.094 bis din 14 noiembrie 2022.
- Ionescu O, Ionescu G, Jurj R, Cazacu C, Adamescu M, Cotovelea A, Pașca C, Popa M, Mirea I, Sirbu G, Chiriac S, Pop M, Atilla S, & Deju R (2013).** Ghid sintetic de monitorizare pentru speciile de mamifere de interes comunitar din România. Ed. Silvică, pp. 47–57.
- Legea nr. 407/2006** privind vânătoria și protecția fondului cinegetic. Parlamentul României, *Monitorul Oficial* nr. 944 din 22 noiembrie 2006.
- Legea nr. 149/2015** privind modificarea și completarea Legii vânătorii și a protecției fondului cinegetic nr. 407/2006. Parlamentul României, *Monitorul Oficial* nr. 453 din 24 iunie 2015.
- Long R A, MacKay P, Zielinski W J, & Ray J C (Eds.). (2012).** Noninvasive survey methods for carnivores. Washington, DC, Island Press.
- Newey S, Davidson P, Nazir S, Fairhurst G, Verdicchio F, Irvine R J, & van der Wal R (2015).** Limitations of recreational camera traps for wildlife management and conservation research: A practitioner's perspective. *Ambio*, 44(Suppl 4), 624–635.
- Nistoreanu V, Savin A, Țurcan V, Larion A, Paladi V, & Sîtnic V (2021).** Metode de cercetare în teren a faunei de vertebrate terestre. Ministerul Educației și Cercetării, Institutul de Zoologie, Chișinău.
- Ordinul nr. 2.847/2022** privind aprobarea Instrucțiunilor pentru evaluarea efectivelor unor specii de faună cinegetică și stabilirea cotelor de recoltă. MMAP, *Monitorul Oficial* nr. 1094 din 14 noiembrie 2022.
- Ordinul nr. 578/2023** privind modificarea alin. (1) al art. 85 din Instrucțiunile pentru evaluarea efectivelor și stabilirea cotelor de recoltă. MMAP, *Monitorul Oficial* nr. 187 din 6 martie 2023.
- Prosekov A, Kuznetsov A, Rada A, & Ivanova S (2020).** Methods for monitoring large terrestrial animals in the wild. *Forests*, 11(8), 808.
- Rahman D A, & Rahman A (2021).** Performance of unmanned aerial vehicle with thermal imaging, camera trap, and transect survey for monitoring of wildlife. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 771(1) 012011.
- Rovero F, Zimmermann F, Berzi D, & Meek P (2013).** Which camera trap type and how many do I need? A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 24(2), 148–156.
- Rozylowicz L, Bodescu F P, Gavrilidis A A, Miu I V, Moale C, Manolache S, Niță A, Matache M L, & Ciocanea C M (2018).** Tehnici de monitorizare a deplasărilor animalelor sălbatice. București. Universitatea din București.
- Ruette S, & Albaret M (2011).** Reproduction of the red fox *Vulpes vulpes* in western France: does staining improve estimation of litter size from placental scar counts? *European Journal of Wildlife Research*, 57, 555–564.
- Sutherland W J (Ed.). (2006).** Ecological census techniques: A handbook. Cambridge University Press.
- Valkama J, Korpimäki E, Arroyo B E, Beja P, Bretagnolle V, Bro E, ... & Viñuela J (2005).** Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: A review. *Biological Reviews*, 80(2), 171–203.
- Witmer G W (2005).** Wildlife population monitoring: Some practical considerations. *Wildlife Research*, 32(3), 259–263.
- Zaccaroni M, Dell'Agnello F, Ponti G, Riga F, Vescovini C, & Fattorini L (2018).** Vantage point counts and monitoring roe deer. *The Journal of Wildlife Management*, 82(2), 354–361.

Abstract

Monitoring of the game species – Case study: Hunting area 29 “Bătinești”, Vrancea County (Romania)

Managing game populations requires effective monitoring methods to ensure sustainable wildlife management. This study uses direct and indirect techniques to analyze and compare various methods for estimating animal populations in Hunting Fund 29 Bătinești, Vrancea County. The research included thermal imaging transects, camera traps, track analysis, nocturnal visual surveys, and sample plot methods. The results showed significant variations between the methods, each with specific advantages. The transect method provided accurate density estimates for species such as *Lepus europaeus* and *Vulpes vulpes*, while camera traps offered detailed information on *Capreolus capreolus*, including population structure and behavior. Track monitoring helped determine species occupancy areas, and the survey provided an overview of the wildlife populations in the study area. The study confirms that combining these methods improves the accuracy of population estimates and contributes to more effective game management, allowing both species conservation and the prevention of ecosystem and agricultural damage.

Keywords: fauna monitoring, thermal cameras, wildlife management, *Lepus europaeus*, *Vulpes vulpes*, *Capreolus capreolus*.

Rezumat

Monitorizarea populațiilor de mamifere de interes cinegetic - Studiu de caz: Fondul cinegetic 29 "Bătinești", Vrancea (România)

Gestionarea populațiilor de interes cinegetic necesită metode eficiente de monitorizare pentru a asigura un management sustenabil al faunei. Acest studiu analizează și compară mai multe metode de estimare a efectivelor de animale din Fondul Cinegetic 29 Bătinești, județul Vrancea, utilizând atât tehnici directe, cât și indirecte. Cercetarea a inclus metode precum transectele cu termoviziune, camerele foto-trap, analiza urmelor de prezență, recensământul vizual nocturn și metoda suprafețelor de probă. Rezultatele obținute au indicat variații semnificative între metode, fiecare având avantaje specifice. Metoda transectelor a permis o estimare precisă a densității unor specii, precum *Lepus europaeus* și *Vulpes vulpes*, în timp ce camerele foto-trap au furnizat informații detaliate despre *Capreolus capreolus*, inclusiv despre comportamentul și structura populației. Monitorizarea urmelor a ajutat la stabilirea suprafețelor de ocupare a speciilor, iar recensământul a oferit o imagine de ansamblu a efectivelor faunistice din întreaga zonă studiată. Studiul confirmă că utilizarea combinată a acestor metode îmbunătățește acuratețea estimărilor populaționale și contribuie la un management cinegetic mai eficient, permițând atât protecția speciilor, cât și prevenirea pagubelor asupra ecosistemului și agriculturii.

Cuvinte cheie: monitorizare, camere cu termoviziune, populație



Pinus sylvestris în condițiile mlaștinii / turbăriei de la Tinovul Mohoș, Masivul Ciomatu (foto Dănuț Chira)





Flori de cireș sub zăpezile târzii – Brașov (foto Dănuț Chira)