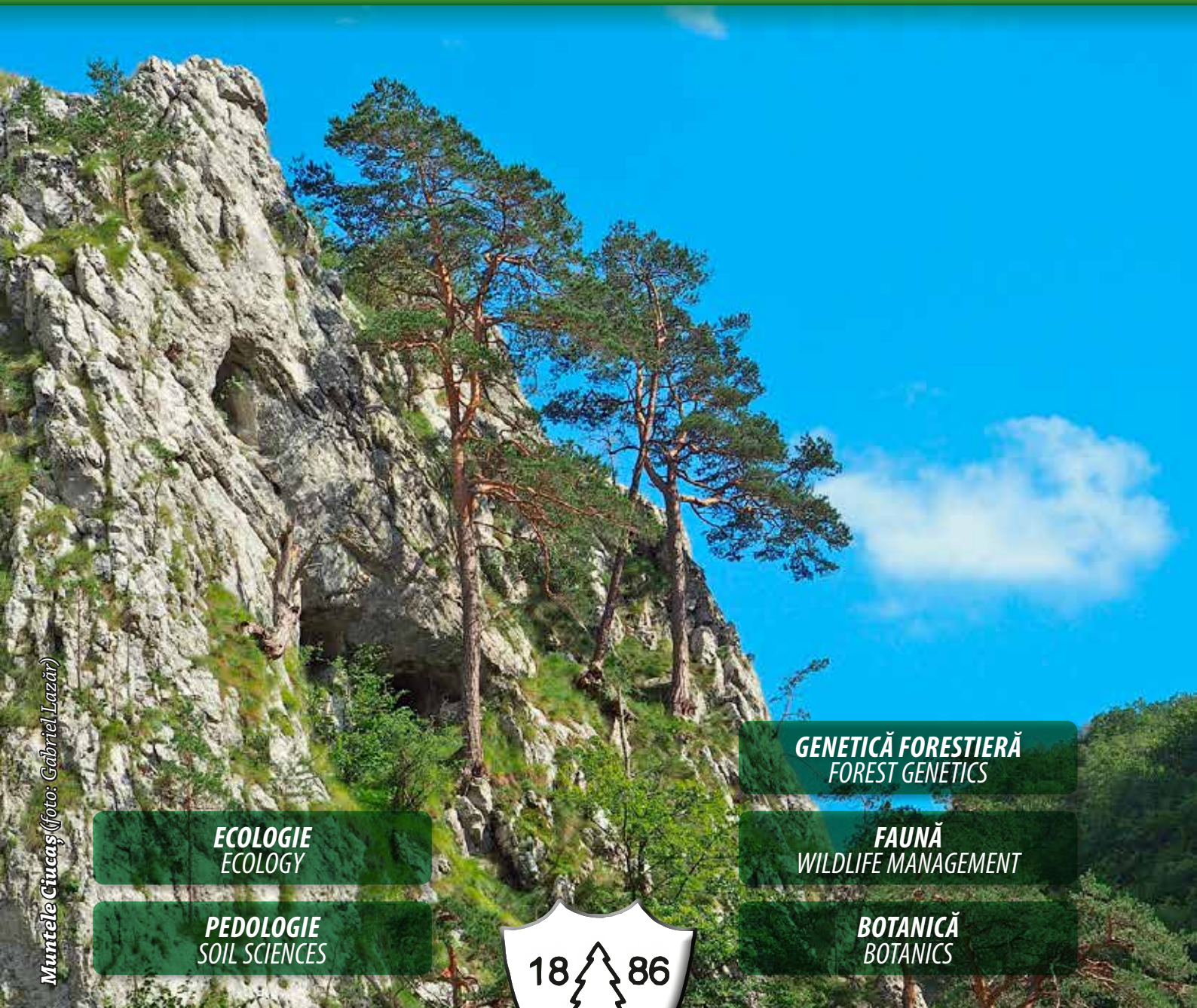


Revista de **Silvicultură** și **Cinegetica**

Anul XXI | Nr. 39 | 2016



Muntele Ciucaș (foto: Gabriel Lazăr)

ECOLOGIE
ECOLOGY

PEDOLOGIE
SOIL SCIENCES

GENETICĂ FORESTIERĂ
FOREST GENETICS

FAUNĂ
WILDLIFE MANAGEMENT

BOTANICĂ
BOTANICS



SOCIETATEA PROGRESUL SILVIC

www.progresulsilvic.ro

PAG.	CUPRINS	AUTOR	ADRESE
5	Apelul Societății Progresul Silvic privind împăduririle din sud-estul României Call of the Society „Forestry Progress” for afforestation and protection forest bells in SE Romania	 1. Manole Greavu 2. Victor Greavu 3. Gheorghe Gavrilescu	1. CS III – INCDS Tulcea 2. Ing. INCDS Tulcea 0743-524972 victor_greavu@yahoo.com 3. Președinte Soc. „Progresul Silvic”
7	Editorial. Arborele, ca miracol al naturii și prieten al omului Tree, a miracle of the nature and a friend of humans	Valentin Bolea	CSI – Progresul Silvic fil. Brașov, INCDS Brașov
13	Pădurile României – semnale din străinătate Romanian forest – signals from abroad	 Stelian Radu	CSI - INCDS Simeria, MO ASAS
16	Răsărirea și creșterea puiștilor stejarului pedunculat (<i>Quercus robur</i> L.) în funcție de perioada semănatului Germination and development of common oak (<i>Quercus robur</i> L.) seedlings function of seeding period	 Petru Cuza	Universitatea de Stat din Rep. Moldova petrucuza@mail.ru
22	Multiplicarea vegetativă a stejarului brumăriu în scopul instalării unei livezi semincere Grafting the grayish oak (<i>Quercus pedunculiflora</i>) in order to establish the first seed orchard in Romania	 1. Marius Budeanu 2. Gheorghe Achim 3. Ecaterina N. Apostol* 4. Neculae Șofletea 5. Cristiana Dinu	1. CSII – INCDS Brașov marius.budeanu@icas.ro 0726 009162 2. Prof. – Univ. Craiova, SCDP Vâlcea achimgheorghe555@yahoo.com 3. CSIII – INCDS București – autor corespondent* cathyches@yahoo.com 4. Prof. – UTBv, FSEF, 5. AC – INCDS București cristianapif@yahoo.com
29	Importanța stejarului pufos (<i>Quercus pubescens</i>) pentru pădurile României în contextul schimbărilor climatice Importance of pubescent oak (<i>Quercus pubescens</i>) for Romanian forests in the context of climate change	 1. Ecaterina N. Apostol 2. Cristiana G. Dinu 3. Bogdan Apostol* 4. Liviu Al. Ciuvăț 5. Adrian Lorenț 6. Ioana Pleșca 7. Dragoș Postolache 8. Ștefan Leca 9. Cristian M. Enescu	1. CSIII – UTBv; INCDS București cathyches@yahoo.com 2. AC – INCDS București 3. CSIII – INCDS București – autor corespondent* 4. CSIII – INCDS Tulcea 5. CSIII – INCDS București 6. AC – INCDS București 7. CSIII – INCDS Cluj Napoca 8. CSIII – INCDS București 9. As.univ. – USAMV București
34	<i>Fagus sylvatica</i> f. <i>leucodermis</i> Georg. et Tătăranu și <i>Fagus sylvatica typica</i> Schur: o analiză fenotipică comparativă <i>Fagus sylvatica</i> f. <i>leucodermis</i> Georg. et Tătăranu and <i>Fagus sylvatica typica</i> Schur: a phenotypic comparative analysis	 1. Radu Popescu, 2. Neculae Șofletea*	1. Drnd. – Universitatea Transilvania din Brașov (UTBv), Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere (FSEF), 0731-328304 ducu_cnd88@yahoo.com 2. Prof. – UTBv/FSEF +40-268-416000 nic.sofletea@unitbv.com – autor corespondent*
41	Arbuștii și lianele din Parcul N. Titulescu, Brașov Shrubs and lianas from the N. Titulescu Park, Brașov	 1. Valentin Bolea 2. Costel Mantale	1. CS I – INCDS Brașov 0720-532055 revsilvicin@gmail.com valentinbolea@yahoo.com 2. AC – INCDS Brașov 0268-419936 mccostel2003@yahoo.com

PAG.	CUPRINS	AUTOR	ADRESE
54	Depunerile atmosferice în suprafețele de cercetare de lungă durată – ICP Forests – în România Atmospheric deposition in long-term research plots – ICP Forests – in Romania	 Ion Barbu	CS I – INCDS Câmpulung Moldovenesc +40-0741-022357 ionbarbu51@gmail.com
65	Soluții tehnice de reducere a fenomenului de uscare anormală a stejarului din pădurile D.S. Satu Mare Technical solutions to diminish the common oak forest decline in Satu Mare State Forest Administration	 1. Cezar Ungurean 2. Sorin Dumbravă 3. Andrei Adorjani 4. Șerban Davidescu 5. Florin Dănescu*	1. IDT I – INCDS Brașov e-mail: ucezar@yahoo.com 2. IDT I – INCDS Brașov 3. IDT I – INCDS Brașov 4. IDT I – INCDS Brașov 5. CSIII – INCDS București florindanescu31@yahoo.com – autor corespondent*
74	Evaluarea activităților de reconstrucție ecologică Assessment of ecological restoration activities	 Roxana Teșileanu	AC – INCDS Brașov 0268-419936 roxana.te@web.de
85	Descrierea solurilor din cadrul Direcțiilor Silvice Giurgiu și Maramureș Description of the soils from the Giurgiu and Maramures Forest Directorate	 1. Vlad Crișan 2. Raluca Enescu 3. Mariana Dincă	1. AC – INCDS Brașov vlad_crsn@yahoo.com 2. AC – INCDS Brașov 3. CSIII – INCDS Brașov
90	Analiza dinamicii spațio-temporale a arborilor din suprafețele experimentale permanente în Rezervația "Izvoarele Nerei" The spatio-temporal analysis of trees dynamics from permanent experimental plots from "Izvoarele Nerei" Reserve	 1. Daniel Turcu 2. Diana Vasile 3. Oliver Merce 4. Virgil Scărlătescu 5. Vlad Crișan 6. Any Mary Petrițan	1. CSII – INCDS Timișoara turcu_dani@yahoo.com 2. CSIII – INCDS Brașov 3. CSIII – INCDS Timișoara 4. CSIII – INCDS Mihăești 5. AC – INCDS Brașov 6. CSII – INCDS Brașov
96	Posibilități de valorificare a speciei invazive <i>Amorpha fruticosa</i> L. în România Valorisation possibilities of invasive indigobush (<i>Amorpha fruticosa</i> L.) in Romania	 1. Liviu A. Ciuvăț 2. Diana Vasile 3. Cristiana Dinu 4. Ecaterina Apostol 5. Bogdan Apostol 6. Any-Mary Petrițan	1. CSIII – INCDS Tulcea ciuvat.liviu@yahoo.com 2. CS III – INCDS Brașov 3. AC – INCDS București 4. CSIII – INCDS București 5. CSIII – INCDS București 6. CSII – INCDS Brașov
100	Testarea unei metode complementare de evaluare a populațiilor de vânat mic – studiu de caz Insula Mare a Brăilei Testing a new method for evaluating small game populations – case study Insula Mare a Brăilei (SE Romania)	 1. Mihai Fedorca 2. Georgeta Ionescu 3. Cezar Spătaru 4. Ancuța Fedorca	1. AC – INCDS Brașov, UTBv / FSEF 2. CSII – INCDS Brașov, UTBv / FSEF 3. AC – INCDS Brașov, UTBv / FSEF 4. CSIII – INCDS Brașov, UTBv / FSEF
104	Aspecte referitoare la fauna cinegetică din estul Banatului în deceniul 1939-1948 Some aspects of the cynegetic fauna in the east of Banat (1939-1948)	 Sorin Geacu	Dr. – Academia Română, Institutul de Geografie, București, geacusorin@yahoo.com

PAG.	CUPRINS	AUTOR	ADRESE
110	Importanța coridoarelor ecologice în proiectarea ecoductelor Importance of ecological corridors in designing ecoducts	 Aurelian Candrea-Grigoraș	Drnd. – UTBv/FSEF, Fundația Carpați alcandrea@yahoo.com 0742737841
114	Herbarul „Alexandru Beldie” – o colecție de plante și o importantă bază de date pentru specialiști „Alexandru Beldie” Herbarium – a collection of plants and an important database for specialists	 1. Diana Vasile 2. Lucian Dincă 3. Adrian Andreica 4. Ion Voiculescu	1. CS III – INCDS Brașov 0766-488473 diana_vasile@ymail.com 2. CS I – INCDS Brașov 0268-419936 3. Conf. – UTBv / FSEF 4. CS III – INCDS București
120	Accesarea schemei de ajutor de stat “Sprijin pentru prima împădurire și crearea de suprafețe împădurite”	 Alexandrina Ilica	Președinte Soc. Progresul Silvic – Filiala Alba
122	Necrolog Darie Parascan In memoriam Darie Parascan	Ion Micu	Conf. – UTBv / FSEF
124	Necrolog Mihai Frunză In memoriam Mihai Frunză	1. Gheorghe Gavrilescu 2. Mihai Daia	1. Preș. - Soc. Progresul Silvic 2. Conf. - USAMV București

Comitetul de redacție:

- CS I dr. ing. **Valentin Bolea** – Institutul Național de Cercetare și Dezvoltare în Silvicultură (INCDS) – Stațiunea Brașov, redactor șef,
- CS I dr. ing. **Dănuț Chira** – INCDS Stațiunea Brașov, redactor șef, responsabil Cercetare,
- CS III dr. ing. **Eugen N. Popescu** – INCDS Brașov, redactor șef adjunct, responsabil Producție silvică,
- Conf. dr. ing. **Ion Micu** – Facultatea de Silvicultură și Exploatarea Forestieră (FSEF), Universitatea Transilvania Brașov (UTBv), responsabil Cinegetică,
- Prof. dr. ing. **Neculae Șofletea** – MC ASAS, FSEF, UTBv, responsabil Învățământ silvic,
- CS I dr. ing. **Stelian Radu** – INCDS Simeria, MO, ASAS
- Ing. **Petre Bradosche**, Toury-Lurcy, FRANȚA,
- Ing. **Rudolf Rösler**, Leitender Forstdirector, Regensburg, GERMANIA,
- Prof. dr. ing. **Ladislav Paule**, Technical University of Zvolen, SLOVACIA,
- Ing. **Fausto R. Morales Alfaro**, COSTA RICA,
- Profesor asociat **Sorin Popescu** – Texas A&M University, SUA,
- CS II dr. ing. **Marius Budeanu** – INCDS Brașov,
- CS III dr. ing. **Diana Vasile** – INCDS Brașov.

Secretariat de redacție:

- AC **Costel Mantale** – secretar.

Membri:

- Ing. **Gheorghe Gavrilescu**, Președinte Societatea „Progresul Silvic” București,
- Prof. dr. ing. **Ion Florescu** – membru titular (MT) ASAS, FSEF, UTBv,
- Prof. dr. ing. **Ioan Vasile Abrudan** – rector UTBv,
- Ing. **Ilica Alexandrina** – Președinte Societatea “Progresul Silvic” Filiala Alba Iulia,
- CS III ing. **Ecaterina Apostol** – INCDS București,
- CS I dr. ing. **Iovu – Adrian Biris**,
- CS I dr. ing. **Ioan Blada** – INCDS București, membru al Academiei de științe din New York,
- Ing. **Ion Cotârlea** – DS Sibiu,
- Prof. dr. ing. **Petru Cuza** – Universitatea de Stat din Rep. MOLDOVA,
- IDT I dr. ing. **Șerban Davidescu** – director INCDS Brașov,
- CS I dr. geogr. biol. **Sorin Geacu** – Institutul de Geografie, Academia Română București,

- Prof. dr. ing. **Ovidiu Ionescu** – prodecan FSEF, UTBv,
- CSI Lector dr. ing. **Dana Malschi** – Fac. Știința Mediului Univ. Babeș-Bolyai Cluj Napoca, MA ASAS,
- CSI dr. ing. **Teodor Marușca** – director general Institutul C&D pt. Pajiști Brașov, membru asociat (MA) ASAS,
- Ing. **Maria Munteanu** – Președinte Societatea “Progresul Silvic” Filiala Brașov – Covasna,
- Prof. dr. ing. **Neculai Patrichi** – director Institutul C&D Ecologie Acvatică, Pescuit și Acvacultură – ICDEAPA Galați, Univ. Dunărea de Jos, Galați, MA ASAS,
- CS I dr. ing. **Flaviu Popescu** – INCDS Simeria,
- Prof. dr. ing. **Gheorghe Postolache** – Grădina Botanică (Institut) a Academiei de Științe a Moldovei, MOLDOVA,
- CSIII dr. ing. **Dragoș Postolache** – INCDS Cluj-Napoca,
- Ing. **Costel Stan** – Președinte Societatea „Progresul Silvic” Filiala Argeș,
- Prof. dr. ing. **Tatiana Șesan** – MC ASAS, Fac. Biologie, Univ. București,
- Dr. ing. **Nicolae Tudose** – INCDS Brașov,
- Dr. ing. **Marius Ureche** – director tehnic DS Sibiu, președinte Progresul Silvic – filiala Sibiu.

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

Revista de Silvicultură și Cinegetică

ISSN 1583–2112

ISSN 2284-7936 (online)

www.progresulsilvic.ro

Indexare în baza de date: CABI (Full text), Google Scholar

Brașov, Str. Cloșca nr. 13, tel: 0268.419.936, fax.: 0268.415.338, email: revsilvcin@gmail.com, valentinbolea@yahoo.com

Editura Silvică

Editori: Societatea „Progresul Silvic”, Institutul Național de Cercetare – Dezvoltare în Silvicultură “Marin Drăcea” – Stațiunea Brașov
Layout și tipar: EURO PRINT COMPANY S.R.L. Buzău | 0338.101.253 | europrint2006@yahoo.com



APELUL SOCIETĂȚII PROGRESUL SILVIC PRIVIND ÎMPĂDURIRILE DIN SUD-ESTUL ROMÂNIEI

MANOLE GREAVU, VICTOR GREAVU, GHEORGHE GAVRILESCU

Obiectivul acestui semnal de alarmă este necesitatea imperioasă a extinderii culturilor forestiere în sud-estul României (în afara fondului forestier existent).

Suprafețele împădurite în sud-estul României (situate în afara fondului forestier) au fost în ultimii 25 de ani ne semnificative, deși unanim se consideră că zona este supusă deșertificării, iar ca o cale de împiedicare a deșertificării este împădurirea, fie măcar sub forma perdelelor de protecție ale câmpului agricol sau ale căilor de comunicații (Blujdea 2005, Catrina 2007, Dănescu & Costăchescu 2014, Giurgiu & Badea 2015, Barbu 2016).

Ca principale impedimente ale extinderii culturilor agro-silvice sau forestiere, se invocă problema obținerii acceptului a sute de mii de proprietari de terenuri agricole și lipsa fondurilor în acest demers (Greavu & Greavu 2014, Legea 289/2002, Legea 231/2011). Într-adevăr, identificarea și contactarea puzderiei de proprietari este o problemă. De ce nu se începe împedeluirea terenurilor agricole aflate în Domeniul Statului?

Există sute de mii de hectare ale statului în Dobrogea, Delta Dunării, Balta Mare a Brăilei, Lunca îndiguită a Prutului etc. unde nu s-a mișcat nimic, deși proiectele au fost întocmite (Costăchescu et al. 2012, Greavu et al. 2012 etc.). De ce statul nu impune obligația marilor latifundiari care lucrează pământul în aceste zone să înființeze perdele forestiere a terenurilor agricole?

O soluție pentru asigurarea cu fonduri, ar fi accesarea de fonduri europene. În exercițiul bugetar 2007-2013 prin Programul Național de Dezvoltare Rurală, la măsura 22.1 (Împădurirea terenurilor agricole degradate) nu s-a accesat mai nimic, dar agronomii s-au bucurat că au folosit banii la alte măsuri (cum ar fi dezvoltarea zootehniei).

Este momentul să se intervină, în primul rând de la nivelul Ministerului Apelor și Pădurilor, să se solicite clar care sunt fondurile destinate împăduririi și să se stimuleze implementarea proiectelor. Proiectarea împăduririi pe suprafețe mai mici de 40 de hectare nu este avantajoasă pentru cei care întocmesc documentația.

Semnalăm faptul că în Dobrogea, unde există cu precădere terenuri în pantă expuse degradării prin eroziune, se întârzie acțiunile de împădurire (Ianculescu 2007,

Greavu et al 2012). Aceste terenuri sunt trecute la categoria pășune, dar pe ele se poate pășuna numai 2-3 luni pe an. Pentru aceste pășuni, ce aparțin comunităților locale, se primesc subvenții importante pentru ameliorarea lor, dar în realitate ele fiind deja erodate, nu se pot face supraînsămânțări având și panta mare. Aceste terenuri s-ar putea împăduri, dar se preferă încasarea unor bani, deși toată lumea e conștientă că acțiunea de ameliorare doar prin supraînsămânțare este total ineficientă. Subvențiile nu se acordă dacă pășunile au și vegetație lemnoasă (tufărișuri, arbori), considerându-se că sunt neîntreținute. Acest fapt împiedică aplicarea sistemelor agro-silvo-pastorale, funcționale în țările mediteraneene cu condiții mai apropiate Dobrogei (Marușca 2012, Mihăilă et al. 2012).

Totodată, agronomii au semnalat beneficiile perdelelor asupra stabilității culturilor agricole (Malschi 2004, 2005), respectiv că, în ultima perioadă, o parte (cca 7%) a terenurilor agricole s-a degradat, ieșind din circuitul agricol. Schimbările climatice amplifică acest proces (EEA 2012, Sandu et al. 2015, Sin & Popescu 2015). De ce nu se împăduresc pentru prevenirea erodării și deșertificării?

Bibliografie

- Barbu I., 2016.** Adaptarea pădurilor României la schimbările climatice. Ed. Silvică.
- Blujdea V., 2005.** Contribuția sectorului forestier la reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră în contextul strategic al abordării schimbărilor climatice. *Silvologie*, IVa: 185-200.
- Catrina I., 2007.** Bazele științifice și perspectivele înființării perdelelor forestiere în România. *Revista pădurilor*, 6: 3-12.
- Costăchescu C., Dănescu F., Mihăilă E., 2010.** Perdele forestiere de protecție. Ed. Tehnică Silvică.
- Costăchescu C., Dănescu F., Ianculescu M., Mihăilă E., Nițu D., 2012.** Technical solutions to set up networks of field protection forest belt in the Romanian Plain and the Dobrogea Plateau. *RSC* 30: 48-55.
- Dănescu F., Costăchescu C., 2014.** Crearea rețelei naționale de perdele forestiere de protecție, premisă importantă pentru ameliorarea condițiilor de mediu, între necesitate și posibilitate de realizare. *RSC* 35: 63-70.
- EEA 2012.** Climate change, impacts and vulnerabilities in Europe. European Environment Agency, report 12.
- Giurgiu V., Badea O., 2015.** Pădurile și schimbările de mediu în România. Ed. Academiei Române.

- Greavu M., Mănescu M., Vals S., Feta V., Dogaru M., 2012.** Considerații privind proiectarea perdelelor forestiere de protecție a câmpurilor și a căilor de comunicație în Dobrogea și Bărăganul de est. *RSC*, 30: 27-29.
- Greavu M., Greavu V., 2014.** O abordare nouă a modului de realizare a sistemului național de perdele forestiere de protecție a terenurilor agricole și a căilor de comunicație. *RSC*, 35: 60-62.
- Ianculescu M., 2007.** Perdelele forestiere de protecție – premisă pentru atenuarea modificărilor climatice și de prevenire a deșertificării. În simpozionul "Dobrogea în contextul deșertificării", Consiliul Județean Constanța și Ministerul Agriculturii, Pădurilor și Dezvoltării Rurale (MADR).
- Ianculescu M., 2008.** Dezbateră transfrontalieră de interes regional pe tema: „Perdelele forestiere de protecție în contextul schimbărilor climatice”. *Revista pădurilor*, 3: 43-50
- Lupe I., 1986.** Pădurea și agricultura: trecut, prezent și viitor (cu referire asupra perdelelor forestiere de protecție). În Giurgiu V. (ed.): Pădurile noastre: ieri, astăzi, mâine. *Lucrări ICAS, seria II*: 107-120.
- Malschi D., 2004.** The protective agroforestry belts as an ecological technology for the pests control and sustainable development of cereal crops in Transylvania. *Buletin USAMV-Cluj Napoca*, 60: 120-126.
- Malschi D., 2005.** Conservarea și utilizarea durabilă a biodiversității prin sistemul de agricultură cu perdele forestiere de protecție antierozională. *EcoTerra (Journal of Environmental Research and Protection)*: 7(7): 8-8.
- Malschi M., Mureșanu F., Tritean N., Șerbănescu R., 2009.** Importanța agroecologică a perdelelor agroforestiere. *Anale INCDA Fundulea LXXVII*: 223-234.
- Marușca T., 2012.** Sistemul agrosilvopastoral durabil, în contextul încălzirii globale a climei. *RSC*, 30: 67-77.
- Mihăilă E., Costăchescu C., Dănescu F., 2012.** Sisteme agrosilvice. *RSC*, 30: 59-66.
- Mușat I., 2006.** Perdelele forestiere, mijloc sigur de protecție a căilor de comunicație împotriva înzăpezirilor. *Revista pădurilor*: 36-41.
- Popescu E., Popescu F., 2001.** Considerații asupra evoluției perdelelor forestiere de protecție în România în perioada 1860-2001. *Revista de Silvicultură* 13-14: 101-111.
- Sandu I., Mateescu E., Sirbu C., Stâncălie G., 2015.** Impactul fenomenelor meteorologice extreme asupra mediului, în contextul schimbărilor climatice. Ed. Academiei Române.
- Sin G., Popescu A., 2015.** Măsurile de prevenire și reducere a efectelor fenomenului de secetă generată de schimbările climatice. Ed. Academiei Române.
- *** 1999. Strategia Națională de Dezvoltare Durabilă.
- *** PNDR 2007-2013
- *** 2011. Legea nr. 231/2011 pentru modificarea și completarea Legii 289/2002 privind perdelele forestiere de protecție. MO 825.

ARBORELE, CA MIRACOL AL NATURII ȘI PRIETEN AL OMULUI

VALENTIN BOLEA

1. Constrângerile la care sunt supuși arborii în zonele urbane

O privire atentă asupra arborilor din orașe indică o stare fitosanitară necorespunzătoare a lor.

- » Arbori canceroși (40-60%), ca urmare a executării târzii, sau incorecte, a tăierilor de formare, de îngrijire și de regenerare, sau a unor lucrări care nu sunt adecvate stadiilor de dezvoltare a speciilor și particularităților de ramificație.
- » Exemplare înclinate ale unor specii heliofile, cum sunt *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, *Salix babylonica*, *Larix decidua*, plantate în pâlcuri prea dese sau la distanțe prea mici față de clădiri (fig. 1).



Fig.1. *Platanus hybrida*, plantat prea aproape de clădiri

- » Poluarea cu clor, din sare, evidențiată de necroze marginale și apicale, afectează funcționarea stomatelor, care rămân deschise și în orele cu temperaturi ridicate, diminuând rezistența arborilor la secetă prin favorizarea unor pierderi excesive de apă.
- » Ionii de natriu, din sarea folosită la dezzăpeziri, sunt adsorbiți de coloizii solului și substituie cationii de Ca^{++} , Mg^{++} , și K^{++} . Limitarea absorbției magneziului, calciului și potasiului determină o slabă dezvoltare a sistemului radicular și apare dezechilibrul dintre aportul și pierderile de apă (Hendrickx & Paul

1981). Analizele foliare din aliniamentele de *Aesculus hippocastanum* au indicat că în 2008 cele mai poluate orașe cu natriu au fost Bistrița (4303 ppm), București (4046 ppm), Reghin (3980 ppm), Cluj (3938 ppm) și Suceava (3837 ppm) (Bolea & Chira 2009) (fig. 2).

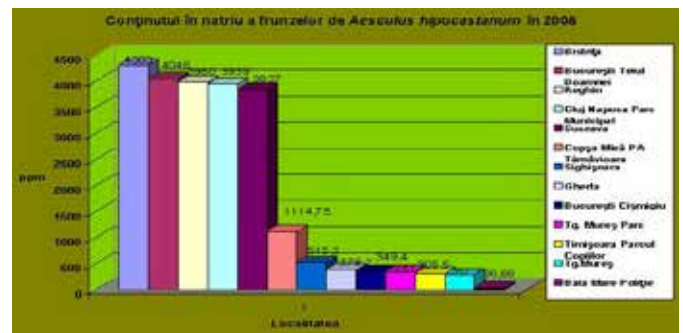


Fig. 2. Conținutul în natriu a frunzelor de castan porcesc

- » Arborii îndeplinesc funcția de purificare a aerului cu prețul „suferinței” fiziologice, al diminuării creșterilor, al apariției de malformații și necroze sau a infestării cu insecte (fig. 3) și, chiar al uscării (Ulrich et al 1991).



Fig. 3. *Tilia cordata*, afectat de poluare

⇒ Influența negativă a dioxidului de sulf se manifestă prin: cazuri teratologice, căderea frunzelor înainte de vreme, decolorări sub formă de pete între nervurile secundare care, apoi, se unesc sub forma unor benzi paralele cu aceste nervuri.

⇒ Florul, transportat și stocat la extremitatea frunzelor lungi și înguste (brad, molid, pin silvestru, larice), sau la extremitatea lobilor (paltin) și la marginea frunzelor întregi (nuc, fag), produce o ondulare.

⇒ Oxizii de azot produc: cloroze și necroze foliare, acoperirea frunzelor cu un strat strălucitor de consistența cerii și căderea frunzelor.



Fig.4. Pinul negru de pe b-dul Griviței, căruia i s-a făcut o tapă ca apoi să fie tăiat



Fig.5. Tăierea pădurii din fața Cetății Brașovului

⇒ Praful de ciment, conținând particule mari cu oxizi de calciu și magneziu, prin depunere și acumulare pe organele plantelor, reduce suprafața foliară activă, blochează stomatele, perturbă fotosinteza, respirația și transpirația, produce încrețirea limbii foliare, modificarea nervațiunii și defolieri parțiale sau totale.

⇒ Excesul de fier provoacă o colorare a frunzelor, de la verde smarald la verde închis, stagnarea creșterii frunzelor și rădăcinilor sau uscarea completă a frunzelor.

⇒ Conținuturi importante de plumb în sol perturbă asimilarea calciului. Poluarea cu vapori și aerosoli ai oxidului de plumb afectează organele reproducătoare și chiar existența arborelui. Plumbul și alte metale grele (cromul, mercurul, cadmiul) provoacă cloroze asemănătoare cu carența de fier (Oroian et al. 2012).

⇒ În cazul zincului și manganului excedentul provoacă decolorarea nervurilor (devin mai deschise la culoare) față de restul frunzelor, între nervuri apar pete clorotice sau necrotice, iar rădăcinile se dezvoltă mai slab sau se brunifică.

⇒ De asemenea, concentrațiile mari de cupru provoacă schimbări în permeabilitatea membranelor celulare, cloroze galben – lămâi și necroze brune, care se propagă de la periferia frunzei.

➤ Arborii rezistă la constrângerile din zonele urbane, în funcție de spațiul de nutriție din sol și de aprovizionarea cu apă și aer, limitate, mai ales, la aliniamentele de pe trotuare, la care nu se asigură o suprafață neasfaltată de minim 2 m² în jurul tulpinilor (Ioja et al. 2010).

➤ Numărul mare și varietatea agresiunilor mecanice, de rărire sau inelare a scoarței, de efectuarea a unor scrijelări, sau deschideri de tape în tulpină (fig. 4) și, mai ales, a tăierilor pentru construcții, ori sub motivul punerii în lumină a firmelor și a diferitelor obiective turistice ori istorice (Poarta Ecaterinei, Turnurile sau Cetățuia Brașov – fig. 5) indică clar un nivel foarte scăzut, ori totală lipsă a conștientizării valori inestimabile a arborilor din mediul urban.

2. Conștientizarea efectului de arbore

Un arbore este o ființă care respiră alături de noi și care departe de a ne sărăci aerul, îl purifică (Baycan-Levent & Nijkamp 2009).

⇒ Un arbore matur produce într-un sezon de vegetație necesarul de oxigen inhalat de 10 oameni într-un an (Milescu 2011). În 24 ore, un arbore de 100 ani, cu înălțimea de 25 m și diametrul coroanei de 15 m, produce 40,8 kg oxigen necesar pentru 72 oameni și preia din atmosferă 15,1 kg CO² pe care îl încorporează în biomasă, reducând efectul de seră. O suprafață foliară de 1mp, a unui stejar, eliberează într-o oră 1 g de oxigen și consumă 1,5 g bioxid de carbon (Bernatsky 1980).

⇒ După capacitatea de metabolizare a sulfului la Baia Mare (Bolea ș.a. 2001) și Brașov (Bolea, Chira 2005), speciile se ierarhizează astfel: *Betula pendula* 8724 ppm, *Populus x canadensis* 8230 ppm, *Populus tremula* 5650 ppm; *Quercus petraea* 4891 ppm; *Fagus sylvatica* 4840 ppm; *Quercus robur* 3719 ppm; *Quercus rubra* 3627 ppm; *Chamaecyparis lawsoniana* 2991 ppm; *Pinus sylvestris* 2200 ppm; *Quercus cerris* 2198 ppm; *Juniperus sabina* 2066 ppm; *Picea abies* 1890 ppm; *Quercus pedunculiflora* 1697 ppm; *Quercus frainetto* 1434 ppm, *Abies alba* 1233 ppm; *Picea pungens* 949 ppm; *Thuja occidentalis* 929 ppm; *Abies concolor* 794 ppm; *Thuja plicata* 678 ppm; *Pinus nigra* 653 ppm și *Taxus baccata* 614 ppm.

⇒ După capacitatea de metabolizare a clorului, speciile din Brașov se ierarhizează astfel: *Populus x canadensis* 31320 ppm; *Fraxinus americana* 20460 ppm; *Tilia cordata* 20240 ppm; *Acer platanoides* 17650 ppm; *Acer pseudoplatanus* 16420 ppm; *Ulmus glabra* 15340 ppm, *Fagus sylvatica* 7900 ppm; *Carpinus betulus* 6010 ppm; *Picea abies* 4220 ppm; *Quercus petraea* 3940 ppm; *Tilia tomentosa* 2330 ppm, *Thuja plicata* 1900 ppm; *Thuja occidenta-*

lis 1530 ppm; *Chamaecyparis lawsoniana* 1510 ppm; *Taxus baccata* 1050 ppm; *Pinus strobus* 900 ppm, *Juniperus sabina* 680 ppm; *Pinus sylvestris* 550 ppm; *Picea pungens* 540 ppm; *Abies concolor* 470 ppm; *Pinus nigra* 340 ppm; *Abies alba* 330 ppm; *Betula pendula* 250 ppm și *Quercus robur* 210 ppm.

⇒ Arborele are o complexitate de aptitudini cu care intervine eficient în conservarea și ameliorarea stării de sănătate a omului (Berman et al. 2012). Pinul emană *pinosilvina* sau acidul parasorbic, care ucide bacteriile, iar nucul *juglona*. Lemnul de *Thuja plicata* conține substanțe antibiotice, cu acțiune bacteriostatică fungistatică și fungicidă (Bodea et al. 1966). Stejarul influențează pozitiv tensiunea arterială, îmbunătățește oxigenarea sângelui și asigură un somn mai liniștit (Pătroescu et al. 2004).

⇒ Coroanele arborilor rețin 50% din apa de ploaie, pe frunze și ramuri, care apoi se scurge și este absorbită de sistemul radicular, împiedicând astfel alunecările de teren și eroziunea solurilor.

Puterea de interceptare a precipitațiilor depinde de suprafața și rugozitatea frunzelor, calitatea coroanei și vârsta, eșalonându-se astfel pe specii: brad, molid, duglas, pin, larice și foioase.

Din apa absorbită inițial, arborele restituie 99,8% în atmosferă, prin transpirație: 85 l/zi în cazul mesteacănului și 200 l/zi în cazul teiului (la începutul sezonului de vegetație). Un arbore matur, cu o coroană de 10-12 m diametru, eliberează în atmosferă 200-300 l apă într-o singură zi (Hubert 1997).

⇒ Rădăcinile arborelui constituie echivalentul subteran al coroanei, dar pot depăși de 2-3 ori raza proiecției coroanei. Cele mai multe ocupă stratul de 0,5-1,0 m pătrunzând însă și până la 3-9 m adâncime. Perișorii absorbanti, cu care se termină rădăcinile, largesc până la 18 ori suprafața rădăcinilor. Puse cap la cap rădăcinile unui arbore pot însuma lungimi de peste 100 km (Milescu 2011).

⇒ Arborele transformă energia solară în energie chimică potențială prin intermediul apei și al substanțelor din sol, influențând temperatura și umiditatea aerului și solului, precipitațiile, depunerile de zăpadă, topirea zăpezilor, înghețul și dezghețul solului, sau formarea scurgerilor.

⇒ Trei arbori plantați în jurul unei case pot micșora facturile de aer condiționat cu până la 50%, iar o perdea de arbori plantată în fața casei, ca un scut împotriva vântului, răcirii din timpul iernii (poate micșora factura la încălzire cu până la 90%) (Milescu 2011) sau căldurii excesive din timpul verii (Oliveira et al. 2011).

⇒ Arhitectura arborilor, care variază fără sfârșit, ne oferă exemple inepuizabile de fantezie decorativă, nici muntele, nici marea nu ating această varietate (Norman 2006).

3. Cum tratăm arborele - acest musafir atotbinefăcător din orașele noastre?

Arborele este un oaspete drag oamenilor. Prezența lui pe străzi și parcuri dă viață clădirilor, trotuarelor și

orașului, pe care îl umple de culoare, arome, cântec de păsări. Modest, adaptabil și rezistent, chiar și la poluare, arborele se mulțumește cu un minim de spațiu, de lumină, de apă și sol care se poate asigura prin activități, care ne fac cinste și ne înfrumusețează viața.

În funcție de temperament, arborii necesită lumină, mai multă sau mai puțină. Cei heliofilii nu trebuie înghesuiți în pâlcuri la distanțe sub 10 m între arbori (fig. 6), sau la distanțe față de clădiri mai mici decât înălțimea arborelui, la maturitate adică 15-20 m față de clădiri (fig. 7a, 7b). Astfel mestecenii, pinul silvestru, laricele, teiul, dispunând de lumină suficientă, vor crește drept, simetrici, bine structurați, rezistenți la depunerile de zăpadă, la vânturi puternice și vijelii (Țenche-Constantinescu et al. 2015).



Fig. 6. *Betula pendula* înghesuiți, la distanțe prea mici

La toate speciile, mai ales la cele pretențioase față de sol, trebuie să asigurăm un minim de 2 m² suprafață neasfaltată pentru aerisire, udare și îngășare periodică.

Forma naturală a arborilor izolați este perfectă, dar dacă tot vrem să intervenim cu lucrări de elagare, formare, întreținere, regenerare, să evităm tăierile brutale a ramurilor mai groase de 6 cm, tăierile în scaun, sau tot felul de „mallpractisuri” care nu se potrivesc speciei sau sistemului de ramificație (fig. 8) (Femmig 2010).

Este jenant să vezi că mai toți arborii orașelor sunt canceroși, putregăioși, înclinați, deformați și mor prea devreme, fără a atinge longevitatea lor firească (Whitehead 2009).



Fig. 7a, 7b. Arbori heliofilii înclinați datorită distanței prea mici față de clădiri



Fig. 8. Gard viu de carpen, năingrijit

4. Contribuția „Revistei de Silvicultură și Cinegetică” la salvarea arborilor monumentali ai naturii

Campania de salvare a arborilor remarcabili a fost deschisă de S. Radu și C. Coandă prin articolul din Revista de Silvicultură și Cinegetică nr. 21/2005 intitulat: „Să salvăm arborii remarcabili – adevărate comori vii pe cale de dispariție” și de Apelul Societății „Progresul Silvic” de pe coperta aceleiași număr de revistă.

În editorialul numărului următor (RSC 22/2006) se atrage atenția asupra pădurilor urbane și a măsurilor speciale de ocrotire a arborilor excepționali din România: identificarea pe ocoale silvice, evidența prin „Atlasul arborilor excepționali”, diagnoza foliară și lucrările de îngrijire. Se precizează „Domeniile de aplicare a metodei arborilor bioindicatori și bioacumulatori” de V. Bolea și D. Chira (RSC 22/2006). Se publică «Protestul Societății „Progresul Silvic”» privind tăierea arborilor de pe strada Castanilor din Brașov pentru amenajarea unor locuri de parcare.

În RSC nr. 23/2007, V. Bolea și D. Vasile lansează, în premieră pentru literatura silvică din România, noțiunea de „Pădure urbană” și se publică un îndrumar tehnic privind „Metoda bioindicatorilor și bioacumulatorilor în detectarea, evaluarea și supravegherea poluării” de V. Bolea și D. Chira.

În numărul următor al revistei, nr. 24/2008, E. Beldeanu publică: „Particularității de ordin sanogen ale mediului pădurilor datorate speciilor forestiere componente”, iar cercetătorii V. Bolea, D. Chira și D. Vasile fac precizări privind „Creșterea capacității arborilor de sechestrare a CO₂”. Mesajul arborilor, în baza analizelor foliare, a fost folosit în RSC nr. 25/2009 pentru a reliefa efectele dezasastroase ale poluării cu plumb, cadmiu, sulf, cupru, fier și zinc la Copșa Mică și au fost publicate fotografiile relevante privind defrișarea arborilor din Parcul de Sud, de la Șesul Băii din Baia Mare.

Apelurile Societății „Progresul Silvic” au atins un maximum în RSC nr. 26/2010: „Încetarea agresiunilor împotriva arborilor, primul pas în acțiunea de diminuare a concentrației bioxidului de carbon din aer!” în care G. Gavrilescu, V. Bolea și D. Vasile demonstrează prin fotogra-

fii și analize foliare situațiile tragice ale arborilor din Brașov cauzate de vătămările fizice și de folosirea sării pentru dezapeziri și prezintă soluții și măsuri pentru încetarea acestor agresiuni. În continuare este redată „Carta europeană a arborelui de agrement”. Pornind de la articolul „Degradarea mediului și violența fenomenelor meteorologice la Brașov” scris de prof. Marin Marcu și Viorela Marcu, Societatea „Progresul Silvic” face un apel care incriminează defrișările de pe Warthe și cere imperios renunțarea la construirea unui casino pe vârful muntelui Tâmpa. „Diagnozele foliare de la Copșa Mică”, articol prezentat de V. Bolea, D. Vasile și M. Ionescu relevă în toată gravitatea ei efectele poluării cu plumb, cadmiu, zinc, sulf, fier, cupru și natriu de la Copșa Mică în comparație cu Dumbrăveni, Târnăvioara, Baia Mare, Giurgiu, Brașov, Târgu Mureș, Gherla, Cluj, Suceava, Bistrița, București, Sighișoara, Reghin, Timișoara, Tulcea, Călărași, în cazul unor specii cum sunt salcâmul, sălcioara, plopul negru, mojdreanul, catalpa, castanul porcesc, salcia și arțarul american.

Un alt apel al Societății „Progresul Silvic” cere oprirea tăierii arborilor din aliniamentul de molid de pe strada Mihai Viteazu și din stația de parcare de pe Livada Poștei Brașov.

Un protest vehement și documentat științific, susținut cu fotografii color sugestive și citate celebre după Marin Drăcea (1938), referitor la tăierile abuzive de arbori de pe străzile Brașovului, Colina Universității și Dealul Cetățuții, a fost publicat în RSC nr. 27 /2010, pe ultimele 10 pagini. Acest protest, completat cu noi date și noi fotografii a fost continuat și în RSC nr. 28/2011.

În RSC nr. 29 /2011 s-a publicat un serial de trei articole privind arborii excepționali și anume: „Exemplare celebre ale speciei *Quercus robur*” de V. Bolea și D. Vasile; „Regele stejarilor de pe pășunea din Homorod” de D. Vasile și K. Peter și „Regele molizilor din Poiana Brașov” de V. Bolea și G. Ienășoiu, urmat de un „Proiect de lege privind conservarea arborilor excepționali din România” elaborat de V. Bolea, C. Balabasciuc, I. Florescu și C.D. Stoiculescu.

Alte două articole sau publicat în RSC nr. 30/2012: „Ierarhizarea exemplarelor de ulmi excepționali din România” sub semnătura V. Bolea și „Ulmul (*Ulmus laevis* Pall.) excepțional din localitatea Căpeni” elaborat de D. Vasile, C. Cojanu și K. Peter.

O suită de 5 articole privind arborii excepționali s-a publicat în RSC nr. 31 /2012 sub următoarele titluri: „Arbori excepționali din arboretumul Mihăiești” elaborat de E. Stuparu; „Arbori indigeni și exotici remarcabili în Arboretumul Simeria” de C. Coandă; „Arborii faimoși din Brașov” de V. Bolea, G. Ienășoiu; „Arborii din paradisul vegetației de la Baia Mare – partea I – Parcul și aliniamentele” de V. Bolea, M. Leșan, N. Pop; „Informații privind arborii excepționali” de C. Constandache, I. Cotârlea, S. Geacu, C. Stoiculescu, I. Nădișan, M. Ureche, T. Marușca, F. Damian; „Educația și formarea profesională privind managementul arborilor de vârstă înaintată” de M. Ureche; „Arborii monument ai naturii din județele Iași și Neamț” de I. Lupu, E. Bomber, L. Cantemir; „Arborii notabili din parcul municipiului Sf. Gheorghe, Județul Covasna” de M.

E. Munteanu, T. Bîrlă și „*Simptome similare poluării cu radiații electromagnetice (Wi-Fi) la arborii din zona verde a municipiului Iași*” de I. Lupu și V. Bolea.

Articole deosebit de valoroase s-au publicat în RSC nr. 32 /2013 privind: „*Performanțe biometrice și de longevitate ale arborilor din România*” elaborat de V. Bolea, D. Vasile și G. Ienășoiu; „*Estimarea vârstei teiului (Tilia cordata Mill.) din Leliceni – declarat arborele anului în 2011*” de D. Vasile, G. Ienășoiu, T. Șerban; „*Arborii din paradisul vegetației de la Baia Mare – partea a II-a – Piemonturile colinare*” de V. Bolea, M. Leșan, N. Pop; „*Ațiuni model de ocrotirea a arborilor întreprinse de Asociația Dendro – Ornamentală „Anastasia Fătu” din Iași*” de I. Lupu, L. Cantemir, C. Custof, E. Bomber și D. Pirdriu și „*Implicarea Revistei de Silvicultură și Cinegetică în identificarea și evaluarea pe baza standardelor europene a arborilor excepționali din România*” de M. E. Munteanu și V. Bolea. În acest din urmă articol se precizează că societatea „*Progresul Silvic*”, filiala din Brașov, a organizat două sesiuni științifice privind „*Arborii excepționali din România*”, una în 13 septembrie 2011 când s-a participat la încoronarea regelui molizilor din Poiana Brașov și alta în 27 iunie 2013 când s-au prezentat performanțele biometrice și de longevitate ale arborilor din România în ierarhia europeană.

O contribuție importantă pentru ocrotirea arborilor o prezintă îndrumările tehnice publicate în RSC nr. 33 din 2013 și anume: „*Ghidul de bune practici în crearea aliniamentelor de arbori de-a lungul drumurilor*” și „*Ghidul de bune practici în conservarea arborilor excepționali*” elaborate de V. Bolea. În aceeași revistă s-au publicat de către D. Vasile, M. Ureche și L. Ciuvăt: „*Evaluarea și managementul arborilor veterani – Sesiune de instruire organizată în cadrul proiectului VET ree*”, precum și: „*Teiul lui Eminescu din grădina publică*” publicat de I. Lupu și D. Panaite, respectiv „*Cea mai veche glădiță din țară, în curtea Bisericii «Buna Vestire» din Iași*” scris de I. Lupu, C. Custof și R. Prisăcariu.

Pentru completarea „*Ghidului de bune practici*” în numărul următor al RSC (34/2014) a apărut „*Ghidul de gestiune al aliniamentelor de arbori*” scris de V. Bolea. O interesantă recenzie este făcută de S. Radu pentru cartea: „*Unsere 500 ältesten Bäume*” și continuă valoroasele articole de identificare și descriere a arborilor excepționali: „*Plopii fără soț din Bucium – Iași, la vârsta de 302 ani*” elaborată de I. Lupu, D. Panaite, V. Rachieru și L. Cantemir, precum și: „*Arborii excepționali din Maramureș*” descriși de I. Nădișan.

Dezvăluiri interesante despre arbori se fac în RSC 35 /2014 prin articolele: „*Arborii – izvor și protector al sănătății noastre*”, publicat de I. Mușat și „*Principii active din plante*” scris de I. Munteanu.

De asemenea, în RSC 36/2015 N. Pătrânjan descrie „*Fagii orientali din parcul dendrologic Alba Iulia*”. Iar colectivul I. Lupu, M. Caba, R. Ciobanu și C. Cristof prezintă „*Exemplele excepționale de salcie plângătoare și plop tremurător din Iași*”. La ediția aniversară a 20 ani de apariție a revistei, acest număr se încheie cu un bilanț al contribuțiilor la salvarea arborilor excepționali din România.

G. Gavrilescu și V. Bolea publică în RSC 37 din 2015 un „*Proiect de lege privind conservarea arborilor de agreement din România*” care poate fi analizat, discutat și ameliorat de toți specialiștii din țară: De asemenea, V. Bolea și C. Mantale prezintă în același număr al revistei un studiu despre: „*Rășinoasele din Parcul Titulescu Brașov*”.

Ultimul număr al RSC (38/2016) începe cu „*Apelul Societății Progresul Silvic pentru salvarea arborilor și pădurilor*” elaborat de G. Gavrilescu și V. Bolea. Important pentru arborii excepționali este articolul scris de I. Popa: „*Arborii multisecolari între mit realitate*” care permite reactualizarea ierarhiei după longevitate pe baza unor măsurători mai precise. De asemenea, interesant pentru brașoveni este articolul „*Arborii foioși din Parcul Nicolae Titulescu Brașov*” elaborat de V. Bolea și C. Mantale. Dacă mai adăugăm și ultimele articole din prezenta revistă nr. 39/2016: „*Arborele ca miracol al naturii și prieten al omului*” se poate concluziona că, începând din 2005, Revista de Silvicultură și Cinegetică a fost alături de miracolul naturii – arborele în mod constant și susținut, nu numai cu articole, ci și cu ghiduri de bune practici proteste, apeluri, propuneri legislative. Deși pare o activitate bogată, în raport cu rolul complex și multifuncțional al arborelui în viața noastră (Whitehead 2009), consider că inginerii silvici și biologii, ca și întreaga populație a țării este încă mult prea îndatorată arborilor (Van Herzele et al. 2005), care cu atâta modestie ne dăruiesc în permanență sănătatea, frumusețea și bucuria naturii.

Bibliografie

- Baycan-Levent T., Nijkamp P., 2009.** Planning and Management of Urban Green Spaces in Europe: Comparative Analysis. *Journal of Urban Planning and Development* 135. 1-12.
- Beldeanu E.C., 2008.** Particularități de ordin sanogen ale mediului pădurilor, datorate speciilor forestiere componente. *Revista de Silvicultură și Cinegetică* 24: 23-25.
- Berman M.G., Kross E., Krpan K.M. Askren M.K., Burson A., Deldin P.J., Kaplan S., Sherdell L., Gotlib I.H., Jonides J., 2012.** Interacting with nature improves cognition and affect for individuals with depression. *Journal of Affective Disorders*, 140(3), 300-305.
- Bernatzki A., 1980.** Tree ecology and preservation. 1. Ed. Amsterdam, Elsevier.
- Bodea C., Neamțu G., Timas V., 1966.** *Rev. Roum. Chim.* 11: 1123-1126.
- Bolea V., Chira D., 2005.** Atlasul poluării în Brașov. Ed. Silvodel.
- Bolea V., Surdu D., 2001.** Capacitatea de metabolizare a sulfului și pragul de toxicitate cu sulf la speciile forestiere. *Revista de Silvicultură și Cinegetică* 13-14.
- Femmig J., 2010.** Principii de bază pentru formarea coroanei arborilor. *Revista Pădurilor*, 1: 10-19.
- Hubert M., 1997.** Soigner un arbre. Les arbres racontent... *Cahiers D'arbre Actuel* no 4. Institut pour le Développement Forestier.
- Hendrickx M., Paul R., 1981.** Influence des fondants chimiques sur le sol et les végétaux. *ERA Bull.*, 11-12: 25-36.
- Ioja C.I., 2009.** Arborii declarați monumente ale naturii – elemente protejate de interes local. În Ioja: Metode și tehnici de evaluare a calității mediului în aria metropolitană a municipiului București. Ed. Univ. București: 84-89.
- Ioja C.I., Pătrosescu M., Niță M., Rozyłowicz L., Ioja A., Onose D.A., 2010.** Categories of residential spaces after their accessibility to urban parks – indicator of sustainability in human settlements. *WSEAS Transactions on Environment and Development*, 5: 307-314.

Milescu I., 2011. Almanahul pădurilor. Ed. Petre Maior, Reghin.

Norman J., 2006. Living for the City. A New Agenda for Green Cities. Policy Exchange, London.

Oliveira S., Andrade H., Vaz T., 2011. The cooling effect of green spaces as a contribution to the mitigation of urban heat: a case study in Lisbon. *Build. Environ.*, 46 (2011): 2186–2194.

Oroian I., Viman O., Mihăiescu T., Odagiu A., Paulette L., 2012. The air microelemental pollution and trees health status. A case study: quantification of air pollution with Pb, using trees as bioindicators. *Bulletin UASVM Horticulture* 69(2): 461-463.

Pătroescu M., Iojă C., Necșuliu R., Brăilescu C., 2004. The quality of oxygenating surfaces. The green areas of Bucharest. A case studies. *Revue Roumaine de Géographie*, 48: 205-216.

Țenche-Constantinescu A.M., Madoșa E., Chira D., Hernea C., Țenche-Constantinescu R., Lalescu D., Borlea F., 2015. *Tilia* sp. – urban trees for future. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca* 43(1): 259-264.

Ulrich R.S., Simons R., Losito B., Fiorito E., Miles M., Zelson M., 1991. Stress recovery during exposure to natural and urban environments. *Journal of Environmental Psychology* 11: 201-230.

Van Herzele A., Collins K., Tyrväinen L. 2005. Involving people in urban forestry: A discussion of participatory practices throughout Europe. In Konijnendijk C.C., Nilsson K., Randrup T. B., Schipperijn J. (Eds), *Urban forests and trees*. Springer, Berlin, 207–228.

Whitehead M. 2009. The wood for the trees: Ordinary environmental injustice and the everyday right to urban nature. *International Journal of Urban and Regional Research* 33: 662-681.

Abstract

Tree, a miracle of the nature and a friend of humans

In urban environment, trees from green areas are stressed by human activities, such as: brutal maintaining works, extraction, injuries, pollution, etc. Even so, city trees are one of the main important source of oxygen, healthy volatile substances, carbon sequestration, pollutant metabolizing, water regulation, soil protection, microclimate optimisation, and landscape architecture improvement.

The Forestry Progress, through the Review of Silviculture and Cinegetics, periodically publish awareness papers on the exceptional role of the trees in urban environment, respectively protest to many abusive or inadequate tree cuttings. Even so, a strong initiative of tree protection, supported by a large coalition of NGO's, academic society, and many other environment organisations, is still needed.

Keywords: green areas, city environment, tree management.

PĂDURILE ROMÂNIEI – SEMNALE DIN STRĂINĂTATE

STELIAN RADU

În cazul unor analize pertinente privind principalele etape și factorii determinanți ai dramei pădurilor României, din ultima jumătate de veac, ar trebui să se cunoască și opiniile obiective ale unor organizații și foruri științifice internaționale, ca și ale unor specialiști străini, cunoscători neutri ai pădurilor și silviculturii din țara noastră.

Din păcate, aceste opinii sunt puțin cunoscute în țară, iar, uneori, au fost chiar ignorate de către diferiți factori de decizie. De aceea, pentru a împărtăși informații celor interesați de valorile și soarta patrimoniului nostru silvic, în monografia „Pădurile virgine și cvasivirgine ale României”, publicată în anul 2013 sub redacția acad. Victor Giurgiu, au fost incluse și două capitole distincte privind „proiectul – Inventarul, strategia durabilă și protecția pădurilor virgine din România” (PIN – MATRA /2001 – cap 12) și „Pădurile virgine și cvasivirgine din România în atenția comunității științifice din Europa” (cap 13).

În completarea acestora ne vom referi, în paginile ce urmează, la patru publicații ce cuprind informații privind pădurile noastre, în diferite perioade istorice, apărute în SUA (1973), Germania (2011) și în Franța (2016).

I. În articolul „A Look at Forestry in Romania, / „O privire asupra silviculturii din România”, publicat de pedologul american dr. Willard H. Carmean în „Journal of Forestry” (vol. 71, no. 11, 1973), sunt cuprinse date și considerații edificatoare privind o perioadă controversată a economiei forestiere centralizate din țara noastră. În opinia autorului, sistemul respectiv întrunea și multe avantaje incontestabile privind, în primul rând, integritatea, stabilitatea și conservarea pădurilor, ca și efortul semnificativ al sectorului silvic, în economia țării. Datele statistice generale sunt completate de o amplă descriere a specificului pădurii românești în cele trei mari zone fitogeografice (montană, colinară și câmpie), fiind subliniate totodată buna gospodărire a pădurilor, protecția și funcțiile lor protective și productive). În final, se evidențiază nivelul înalt al silviculturii din România și avantajele integrării industriei forestiere în managementul unitar al pădurilor.

De altfel, autorul nu este singurul specialist străin care evidențiază și avantajele incontestabile ale gospodăririi centralizate a pădurilor în fostele țări cu economie dirijată.

În concluzie, considerăm că opiniile și aprecierile autorului, expuse îndeosebi în partea introductivă și în finalul articolului său, merită atenția și sunt demne de a fi cunoscute de cititorii români.

II. Albumul „Europas Wilde Wälder” / „Pădurile sălbatice ale Europei” (fig. 1) a fost publicat la München în anul 2011 de către Greenpeace și îi are ca autori pe fotograful Markus Mauthe și biologul Thomas Henningsen. Mai multe imagini de excepție din album provin din Dogogled, Retezat și Rusca Montană, din păduri în care aceștia au fost conduși, cu multă competență și dăruire, de către regretatul silvicultor român Walter Frank.



Fig. 1. Coperta albumului „Europas Wilde Wälder”

Referitor la aceste păduri, autorii menționează că „în toate țările est – europene mai supraviețuiesc, din păcate, numai puține păduri sălbatice (primare), dar o suprafață întinsă, de peste 50 000 ha de astfel de păduri mai există, încă, în România ... În Carpații Meridionali se mai păstrează – afirmau ei – încă, făgete multisekulare. Aici întâlnim și unul dintre cele mai mari făgete naturale din Europa (Izvoarele Nerei), cu arbori în vârstă de peste 400 de ani ... În Carpații românești întâlnim mari populații de urși, dar și de lupi, râși și pisici sălbatice, iar dintre păsări, acvila de

munte, vulturul negru și vulturul sur”.

Harta Europei din acest volum redă localizarea – și în unele cazuri chiar întinderea – celor 27 de rezervații forestiere prezentate de autori prin fotografii și comentarii. În ea se evidențiază frapant, prin culoarea verde-închis, localizarea și mărimea „*landschaft-urilor forestiere cu păduri virgine (seculare), încă intacte în prezent*”. Astfel de păduri, se afirmă în textul explicativ al hărții, se mai întâlnesc numai în Finlanda, Norvegia, România, Rusia și Suedia. În proporție de 92% acestea sunt păduri boreale de rășinoase, localizate preponderent în sectorul nordic al continentului nostru, iar 90% dintre ele sunt în Rusia. În sud, ele apar insular, numai în Caucaz și în Carpații Meridionali din România, cu o proporție semnificativă a foioaselor. Pădurile din această categorie sunt reprezentate pe hartă și cu numerele lor de ordine (21, 22, 23, 24, 27 și, respectiv, 11, cele din România).

Cea de a doua categorie, indicată numai pentru restul numerelor (până la 26, inclusiv), cuprinde „*landschaft-uri forestiere primordiale (ursprüngliche)*” – cu naturalitate ridicată, însă neintacte (deci cu un anumit grad de amprentă umană).

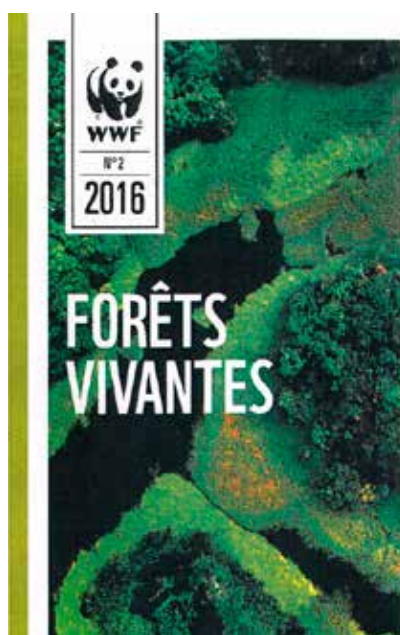


Fig. 2. WWF – „Forêt vivantes”

Textul explicativ ce însoțește harta cuprinde lista completă a celor 27 zone/rezervații forestiere cu păduri sălbatice (*Wilde Wälder*) din Europa, prezentate în album. În introducere se menționează faptul că harta respectivă a fost elaborată de *Greenpeace* cu participarea unor centre de cercetare ecologică din Rusia (două centre), Finlanda, Suedia și SUA (Global Forest Watch). Ea reprezintă rezultatul unor teme și îndelungate explorări realizate cu ajutorul sateliților, dublate, însă, și de cercetări terestre în zonele respective. În prima categorie a *landschaft-urilor* cu păduri virgine (seculare) au fost incluse numai spații naturale intacte, legate între ele și acoperite predominant de arbori, cu o suprafață de 500 km² (50 000 ha). Aceste zone cu păduri primare/virgine intacte ar reprezenta 6% din suprafața totală a continentului european (?). Toate pădurile virgine

(*Urwälder*) sunt în același timp – după autori – păduri sălbatice (*Wilde Wälder*).

Se menționează faptul că în întreaga Europă se mai regăsesc, însă dispersat, numeroase (mai mici) păduri sălbatice care, de asemenea, și-au păstrat specificul lor natural sau chiar virgin, dar care nu au fost reprezentate în harta menționată deoarece ele sunt foarte mici ca suprafață și luate împreună nu pot însuma un procent din teritoriul european.

Referitor la poziționarea de excepție a unor păduri din România, datorită valorii lor ecologice atestată de *Greenpeace*, de reputeate centre științifice internaționale și de autorii albumului analizat, nu ne putem exprima decât regretul profund că aceste păduri nu au putut fi încă promovate pe lista UNESCO a patrimoniului natural mondial și că ele sunt în prezent supuse unor acțiuni distructive care le descalifică și exclud din prima categorie ca și din clasamentul mai sus menționat.



Fig. 3. „Naturalité des eaux et des forêt”

III. Articolul „*Vieilles forêt des Carpates, patrimoine mondial en danger*” / „*Pădurile seculare din Carpați, patrimoniu mondial în pericol*” publicat de WWF – Franța în „*Forêt vivantes*” / „*Păduri în viață*” (no. 2, 2016) (fig. 2), prezentat în original, ne aduce, de această dată, numai vești triste, îndeosebi pentru țara noastră. Așa cum reiese și din titlu, în ultimii ani au crescut presiunile distructive asupra unor păduri cu statut special de protecție și recunoscute de UNESCO ca valori naturale ale patrimoniului mondial. Chiar și în venerabila rezervație *Bialowieza* (dintre Polonia și Bielorusia), ca și în Parcul Național *Šumava* din Cehia, pădurile sunt afectate de exploatare nedurabile ca urmare a presiunii unor factori politici. Cazul cel mai grav, semnalat în articol, se petrece, din păcate, în țara noastră, unde recent „*exploatarea ilegală de lemn de către gigantul Schweighofer în pădurile românești reamintesc (faptul) că lemnul este exploatat ile-*

gal și vândut chiar în interiorul Uniunii Europene”.

În volumul „*Naturalité des eaux et des forêts*” / „*Naturalitatea apelor și pădurilor*”, apărut recent (2016) tot în Franța (fig. 3), în care se publică (cu întârziere, din motive economice) comunicările colocviului cu același titlu, ținut la Chambéry în perioada 17-20 septembrie 2013, apar două semnalări negative și mai grave, sub forma a două imagini fotografice făcute în țara noastră.

În același volum, în articolul „*Les grands espaces à haute naturalité à travers l'Europe*” / „*Marile spații cu naturalitate ridicată din Europa*” (pag. 200–202), autorul englez Toby Aytroid prezintă exploatarea forestieră realizate prin tăieri rase pe suprafețe enorme (mai mulți versanți) în păduri de rășinoase din munții României. Deci, în opoziție cu titlul și conținutul articolului, unul dintre gravele cazuri negative din țara noastră.

Dacă în trecut mai primeam din străinătate și semnale pozitive, îmbucurătoare, privind pădurile și silvicultură din țara noastră, în prezent situația s-a schimbat radical.

În fața acestor crude realități, constatăm că prima chemare post-decembristă a Societății „*Progresul Silvic*” –

SALVAȚI PĂDURILE ROMÂNIEI – ignorată aproape unanim în acest nefast sfert de veac, a devenit, în prezent, de cea mai mare și stringentă actualitate pentru noi toți.

Bibliografie

Aytroid T., 2016. Les grands espaces à haute naturalité à travers l'Europe. In Vallauri D., Chauvin C., Brun J.-L., Fuhr M., Sardat N., Andre J., Eznard-Machet R., Rossi M., de Palma J.-P. (coord.), *Naturalité des eaux et des forêts*, 200–202.

Carmean W.H., 1973. A Look at Forestry in Romania. *Journal of Forestry*, 71, 11.

Giurgiu V., 2013. Pădurile virgine și cvasivirgine ale României. Cap 12. Inventarul, strategia durabilă și protecția pădurilor virgine din România. PIN – MATRA/2001; Cap. 13. *Pădurile virgine și cvasivirgine din România în atenția comunității științifice din Europa*. Silvologie. Ed. Academiei Române.

Mauthe M., Henningsen T., 2011. Europas Wilde Wälder. *Greenpeace*, München.

***, 2012. Soc. „*Progresul Silvic*”. Salvați pădurile României. <http://www.csnmeridian.ro/articol/ro/1307/>

***, 2016. Vieilles forêts des Carpates, patrimoine mondial en danger. WWF, *Forêt vivantes*, 2: 2.

RĂSĂRIREA ȘI CREȘTEREA PUIEȚILOR STEJARULUI PEDUNCULAT (*QUERCUS ROBUR* L.) ÎN FUNCȚIE DE PERIOADA SEMĂNATULUI

PETRU CUZA

1. Introducere

Regenerarea stejarului pedunculat prin sămânță este mai dificilă din cauza periodicității mari a fructificației, parazitării ghindelor, ritmului lent de dezvoltare a puietilor, climei mai aride etc. (Bolea *et al.* 1991, Nețoiu 2005, Simionescu *et al.* 2012, Dănescu *et al.* 2015). În completarea regenerării naturale, silvicultorii plantează puieti de stejar sau seamănă direct ghinda. A doua variantă este mai simplă, mai ieftină, iar puietii dezvoltați au rădăcini pivotante mai adânci, ceea ce le conferă o rată mare a supraviețuirii în primul an și o rezistență mai mare la secetă în timp (Valkonen 2008, Farlee 2013, Zadworny *et al.* 2014).

La efectuarea lucrărilor de împădurire este important să se țină seama de alegerea corectă a epocii de semănat a ghindei stejarului pedunculat. Această necesitate se invocă pentru că, în fiecare din sezoanele când se execută semănăturile (toamna sau primăvara), este posibilă influența specifică a unor factori naturali nefavorabili, ceea ce ar putea pricinui pagube ghindei încorporate în sol sau puietilor răsăriți (Löff & Birkendal 2009).

Semănăturile de toamnă pot suferi pierderi în ierni cu geruri puternice dacă nu sunt protejate de litieră sau zăpadă, ghindele degerând dacă sunt expuse direct la temperaturi sub -6°C (Eaton *et al.* 2016). În același timp, pe parcursul lungii perioade de iarnă este mare riscul utilizării în calitate de hrană a ghindei semănate de către rozătoare și mistreți (Birkendal *et al.* 2010, Simionescu *et al.* 2012, Farlee 2013, Castro *et al.* 2015).

Conservarea ghindei stejarului pedunculat (la temperaturi cuprinse între -3°C și $+4^{\circ}\text{C}$, la umiditatea de 46%, timp de 2-6 luni) este dificilă pentru că diminuarea umidității semințelor (la 37-43% sau mai puțin) reduce foarte mult puterea lor de germinație (Özbingöl & O'Reilly 2005). Putrezirea ghindei (produsă mai ales de *Ciboria batschiana*) reduce supraviețuirea semințelor (Schröder 2002).

Semănăturile de primăvară, la rândul lor, pot fi afectate de către înghețurile târzii și seceta de primăvară (Chaar & Colin 1999, Gosling 2007, Simionescu *et al.* 2012, Pu-

chaika *et al.* 2016, Turcsán *et al.* 2016).

Chiar dacă semănăturile efectuate oferă rezultate bune în ceea ce privește procentul puietilor răsăriți, de o importanță practică deosebită este ca stejăreii, începând cu primii ani de viață, să aibă creșteri rapide și vitalitate ridicată. În diferite perioade de timp, chiar și cele de scurtă durată, rapiditatea de creștere a puietilor de stejar pedunculat proveniți de la diferiți arbori este supusă unor variații evidente. Cauzele creșterii diferențiate a stejăreilor în culturile forestiere pot fi diferite. Influența mărimii ghindei asupra vigoriei și rapidității de creștere a puietilor se manifestă până la vârsta de 15-18 ani (Luchianet 1979). Perioada semănăturii influențează ritmul de creștere a puietilor de stejar (Cuza 2006, Cuza 2007). Însă, rolul determinant asupra proceselor de creștere a descendenților îl au însușirile ereditate ale arborilor seminceri (Lăzărescu *et al.* 1967, Gračan 1993, Maurer *et al.* 2000, Bodgan 2004, Forestry Commission 2005, Cuza 2009a). Relațiile de creștere a puietilor stejarului pedunculat de diferite proveniențe se schimbă pe parcursul creșterii și dezvoltării arborilor în culturile experimentale (Luchianet 1979, Neruş 1979, Chira *et al.* 1995, Baliuckas *et al.* 2001, Cuza 2009b). Mai mult decât atât, influența factorului ereditar în exprimarea caracterelor energiei de creștere în regenerări are loc treptat, stadial, pe parcursul înaintării în vârstă a descendenților (Contescu *et al.* 1980, Cuza 2011, Hayda 2014). De aceea, evidențierea raporturilor de creștere dintre diferite descendențe și sesizarea schimbărilor care se manifestă, în timp, asupra creșterii lor, sub influența anumitor factori, devine un obiectiv important în vederea estimării eficacității ereditare a arborilor seminceri.

2. Material și metode

Pentru a estima eficiența epocii de semănat a ghindei stejarului asupra răsării, supraviețuirii și energiei de creștere a puietilor, pe lotul experimental al Rezervației Științifice „Plaiul Fagului” s-au efectuat semănături de toamnă (cu ghinda recent recoltată) și semănături de primăvară (cu ghinda care în perioada rece a fost strati-

ficată în amestec cu rumeguș de lemn).

Ghinda pentru semănături a fost recoltată de la 64 arbori din interiorul („în masiv”) rezervației de semințe de stejar pedunculat. Separat a fost recoltată ghinda de la 6 arbori de stejar izolați, care cresc la marginea masivului forestier („la lizieră”). O parte din ghinda recoltată a fost păstrată până în primăvară, separat pentru fiecare arbore, în amestec cu rumeguș de lemn umed, la temperatura de 0-5°C.

Semănatul s-a făcut pe un teren descoperit care se găsește la baza versantului din preajma luncii râulețului Rădeni. Terenul are o ușoară înclinare (5°) spre sud-est. Solul este cenușiu tipic (faeoziom gleic – SRCS 2003). Condițiile staționale ale terenului sunt asemănătoare cu cele ale arboretului din care s-a recoltat ghinda.

Lotul experimental are formă dreptunghiulară și include 4 variante cu 5 repetiții. Variantele se separă unele de altele prin parcele ale unei populații diferite. În experiment au fost prevăzute parcele pătrate cu latura de 7 m. În interiorul unei parcele, la intervale regulate de 1,0 x 1,0 m, au fost pregătite câte 64 de cuiburi. În fiecare cuib au fost încorporate câte 5-6 ghinde, la adâncimea de 6-8 cm.

3. Rezultate și discuții

Răsărirea ghindei a fost relativ constantă indiferent de sezonul de semănare (în medie: 70,85% toamna vs

69,40% primăvara), acțiunea factorilor limitativi (atacuri de agenți biotici înainte și/sau după semănare, pierderi fiziologice prin păstrare și/sau în sol după semănare) dovedindu-se compensatoare (tab. 1). Pentru momentul răsării, rezultatele testului nu confirmă ipoteza conform căreia energia ghindelor crescute în arborii-mamă care beneficiază de condiții de fructificare mai bune – spațiu, lumină, căldură (pe lizieră) – este superioară (Vivas *et al.* 2014).

Locul recoltării (masiv vs lizieră) și numărul genitorilor (64 arbori în primul caz și doar 6 în al doilea) nu a influențat procentul de răsărire al ghindei (69,15% la stejarii din masiv vs 71,1% la cei de la marginea acestuia). Rezultatul este normal ținând cont de distanța mică dintre cele două categorii de arbori-mamă din care au fost recoltate semințele și stațiunea similară în care se dezvoltă aceștia. Genotipuri diferite se dezvoltă natural la distanțe mari (și densități reduse), care să asigure izolarea și să împiedice polenizarea cu alte genotipuri, sau respectiv cel puțin în condiții foarte diferite de habitat care favorizează dezvoltarea de ecotipuri diferite (Petit *et al.* 2004, Hampe *et al.* 2010). Hibridarea din arborete naturale care conțin mai multe specii de cvercinee, precum și intervențiile antropice prin crearea de plantații cu proveniențe și specii variate de stejari, pot schimba distribuția naturală a genotipurilor de stejar (Apostol *et al.* 2015, Curtu *et al.* 2015).

Tab. 1. Principalii indicatori statistici la nivelul populațiilor pentru răsărire și supraviețuire

Locul recoltării	Perioada de semănat	Răsărirea (%) – 2002			Supraviețuirea (%) – 2006		
		$\bar{X} \pm mM$	σ	C, %	$\bar{X} \pm mM$	σ	C, %
Masiv	Toamna	67,0 ± 1,49	24,81	37,0	0,91 ± 0,03	0,06	6,2
	Primăvara	71,3 ± 1,76	29,04	40,7	0,93 ± 0,03	0,07	7,6
Lizieră	Toamna	74,7 ± 1,51	25,06	33,5	0,93 ± 0,01	0,02	2,6
	Primăvara	67,5 ± 1,93	20,91	40,0	0,77 ± 0,07	0,15	19,3

Media generală a răsării pentru un cuib cu 5-6 ghinde semănate este de 70,1 ± 3,60%, ceea ce înseamnă că pentru a obține minim 3 puiți la un cuib este nevoie să fie semănate în spațiul unui cuib câte 5 ghinde. Rezultatele obținute sunt apropiate de datele prezentate în manualul de împăduriri de către I. Damian (1978), potrivit cărora este suficient să se folosească 6-8 ghinde în cuib pentru a obține 4-5 puiți.

Supraviețuirea puiților stejarului după 5 sezoane de vegetație de la semănare a fost foarte bună (peste 90%) la trei din cele patru variante testate (tab. 1). Doar la descendențele stejarelor de la lizieră semănate primăvara indicele de supraviețuire a fost semnificativ mai coborât (77%), continuând evoluția mai slabă de la răsărire a acestei variante (tab. 1). Remarcăm că puiții care au înregistrat cel mai scăzut procent de supraviețuire, provin din ghinda recoltată de la un număr foarte redus de arbori, rezultatul putând fi afectat de factori locali (pondere accidentală a factorilor de mediu, autopolenizare mai ridicată, influența maternă etc.) (Langner 1959, Franklin 1969, Cuza 2006, Cuza 2007, Vivas *et al.* 2014).

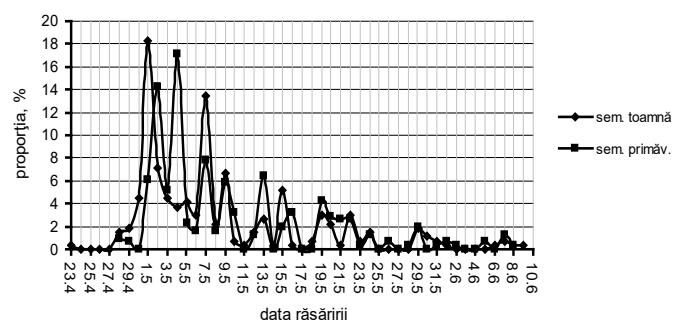


Fig. 1. Proportia și perioada de răsărire a primului puiet din interiorul cuibului în semănăturile de toamnă și primăvară

Un anumit interes în practica pepinierelor îl prezintă alegerea corespunzătoare a termenelor de semănat ale semințelor speciilor lemnoase în perioada de primăvară. Unii cercetători consideră importantă rezolvarea problemei respective prin efectuarea semănăturilor de toamnă, ceea ce permite evitarea răsării timpurii a plantulelor (în special la aninul negru, molid, larice și altele) și vătămarea puiților răsăriți de către înghețurile târzii de primăvară (Novoseliscăea & Smirnov 1983). În cazul nostru, semănăturile au fost

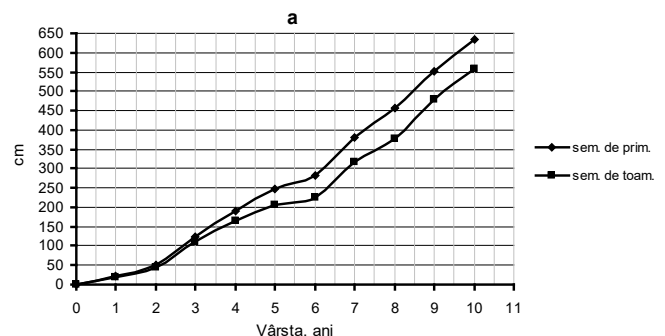
efectuate primăvara devreme (anul 2002), imediat după topirea zăpezii (în a doua decadă a lunii martie). Rezultatele dinamicii răsării în anul 2002 a puietilor de stejar proveniți din semănăturile de primăvară și toamnă se prezintă în figura 1; indicele de răsărire a fost evaluat după ziua răsării primului puiet din interiorul cuibului. Răsărirea puietilor de stejar a decurs într-o perioadă de timp relativ îndelungată, de circa șapte săptămâni (cuprinsă între 23 aprilie și 9 iunie). Răsărirea în masă s-a produs în perioada 30 aprilie – 8 mai (fig. 1). În acest răstimp, în cadrul semănăturilor de toamnă răsărirea a cuprins 60,8%, iar în cele de primăvară 56,0% din numărul total de puieti răsăriți. În zilele care au urmat proporția puietilor de stejar răsăriți scădea lent. Indiferent de perioada semănăturii răsărirea puietilor a decurs similar. Chiar dacă semănatul ghindei s-a efectuat primăvara devreme (la 19 martie), adică peste puțin timp după topirea zăpezii, răsărirea puietilor a început aproximativ după cca. 5 săptămâni de la data semănării. Rezultatele obținute sugerează ideea că răsărirea puietilor este condiționată de temperatura stratului de sol unde a fost încorporată ghinda și mai puțin de perioada de semănare. De aceea, este binevenit ca semănăturile de primăvară să se efectueze imediat după topirea zăpezii pentru ca ghinda să beneficieze din plin de umiditatea solului. Semănatul ghindei în perioada de primăvară poate fi efectuată cât mai devreme fără riscul că plantulele răsărite vor suferi din cauza înghețurilor târzii de primăvară. Aceste afirmații sunt în concordanță cu recomandările unui șir de cercetători care propun ca ghinda conservată în perioada rece a anului să fie semănată primăvara devreme în solul pregătit în prealabil (Popa 1958, Novoseliscăea & Smirnov 1983).

În semănăturile efectuate primăvara comparativ cu cele de toamnă se observă o creștere ușor mai rapidă a puietilor stejarului pedunculat în înălțime și după diametru pe parcursul primilor 10 ani de viață. Rezultatele acestor cercetări sunt prezentate pe figura 2 din care reiese că în primii 2 ani de viață viteza de creștere a stejăreilor proveniți din semănăturile efectuate toamna și primăvara au fost asemănătoare. Astfel, la descendențele multiple din masiv înălțimea puietilor proveniți din semănăturile de primăvară a fost după primul an de viață cu 1,9 cm (9,6%) mai mare decât la puietii rezultați din semănăturile de toamnă. După al 2-lea și până la sfârșitul celui de-al 5-lea sezon de vegetație este evidentă o accelerare a energiei de creștere a puietilor proveniți din semănăturile de primăvară în comparație cu cei obținuți prin semănăturile efectuate toamna. Astfel, după cel de-al 4-lea an de viață puietii proveniți din semănăturile de primăvară i-au depășit cu 15,4% în înălțime pe cei obținuți din semănăturile de toamnă ($t_{calc.} = 6,45$; $p < 0,001$). Acești puieti au crescut și după diametru semnificativ mai rapid (cu 11,4%) decât stejăreii din semănăturile de toamnă. În al 6-lea an de viață au sporit diferențele dintre descendențele provenite din semănăturile diferitelor sezoane, care în continuare practic au rămas constante. În acest context, menționăm că la vârsta de 8 ani

înălțimea puietilor obținuți din semănăturile de primăvară a fost de 1,2 ori mai mare în comparație cu a celor proveniți din semănăturile de toamnă (fig. 2.a). Odată cu înaintarea în vârstă se mărește diferența dintre energia de creștere a puietilor de stejar care provin din ghinda semănată în anumite anotimpuri. Probabil că, condițiile de timp geroase ale iernii au slăbit vitalitatea ghindei și a embrionilor în curs de germinare în semănăturile de toamnă, ceea ce a determinat scăderea energiei de creștere a acestor descendenți în comparație cu cei obținuți din semănatul de primăvară. De aici reiese că semințele pregătite pentru semănat prin stratificare (cu respectarea condițiilor de umiditate și temperatură) și încorporate în sol primăvara foarte timpuriu pot asigura (cel puțin în zonele cu ierni geroase și sol neprotejat de litieră sau zăpadă) puietilor obținuți prin folosirea acestui procedeu o putere de creștere mai mare în comparație cu cazul când semănăturile se execută toamna cu sămânța recent recoltată.

În baza datelor analizate concluzionăm că perioada semănatului are o anumită importanță practică pentru că poate asigura ridicarea eficacității lucrărilor de îngrijire a puietilor în perioada timpurie de cultivare a stejarului. Pentru justificarea acestei afirmații, menționăm că creșterea rapidă a puietilor proveniți din semănăturile de primăvară a determinat formarea, de-a lungul timpului, la stejărei, a unor coroane profunde, bine exprimate.

Datorită particularităților creșterii acestor puieti, la mijlocul sezonului al 4-lea de vegetație coroanele mai multor stejărei au început să se unească formând umbră la suprafața solului. Asemenea condiții mai puțin favorabile, legate de insuficiența de lumină care ajungea la sol, au cauzat stânjenirea buruienilor și schimbarea treptată a compoziției speciilor erbacee. Multe buruieni care copleșeau stejăreii, cum a fost de exemplu chirăul (*Elymus repens*), au dispărut treptat. Reducerea gradului de acoperire a vegetației adventive ca rezultat al unirii coroanelor la stejărei a avut două momente pozitive. În primul rând, a cauzat scăderea concurenței dintre puieti și buruieni pentru elementele minerale și a redus pierderile neproductive ale umidității din sol. În al doilea rând, acest fapt a determinat reducerea volumului lucrărilor de îngrijire a puietilor. La puietii proveniți din semănăturile de toamnă fenomenul închiderii masivului în cel de-al 4-lea an de vegetație nu a fost observat.



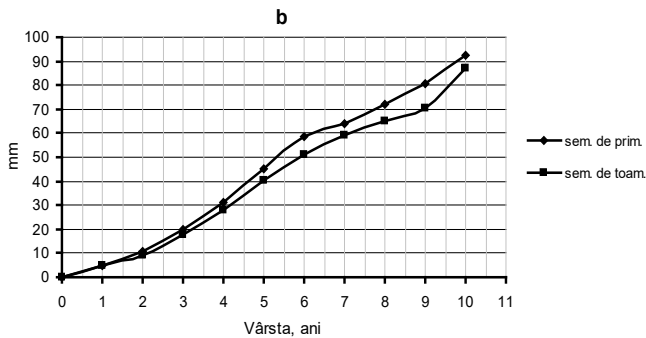


Fig. 2. Dinamica creșterii în înălțime (a) și după diametru (b) a puietilor stejarului pedunculat proveniți din semănăturile de primăvară și toamnă

Menționăm că pe parcursul primului an de viață stejăreii proveniți din semănăturile de primăvară au fost prășiți de 5 ori, iar în cel de-al 4-lea an, în rezultatul creșterii viguroase coroanele puietilor au început să se unească, fapt care a determinat ca lucrările de întreținere să se reducă doar la 2 prașile. La stejăreii obținuți din semănăturile de toamnă tendința formării stării de masiv ca rezultat al unirii coroanelor la puietii nu a fost exprimată și din acest motiv în această variantă au fost efectuate 3 prașile. În al 5-lea an de viață puietii proveniți din semănăturile de toamnă au fost îngrijiți în continuare prin efectuarea mobilizării solului prin prășire, lucrarea fiind executată de 2 ori. Abia în cel de-al 5-lea an de viață la acești puietii coroanele s-au dezvoltat suficient și au început să se unească. Stejăreii proveniți din semănăturile de primăvară au fost în acest an prășiți parțial doar o dată. Evidențierea tendinței de creștere rapidă a puietilor de stejar proveniți din semănăturile de primăvară pe parcursul primilor 5 ani de viață poate fi folosită în practica lucrărilor de împădurire. În acord cu prevederile procedurilor tehnologice existente, îngrijirea puietilor de stejar în funcție de favorabilitatea condițiilor staționale se execută pe parcursul a 5-7 ani în culturile forestiere. Este evident că o asemenea întreținere a culturilor de stejar necesită anumite cheltuieli financiare și brațe de muncă. Aplicarea tehnologiilor bazate pe constituirea culturilor de stejar prin efectuarea semănăturilor de primăvară permite reducerea numărului de ani necesari pentru întreținerea culturilor și implicit reduce cheltuielile legate de cultivarea puietilor de stejar. Astfel, aplicarea anumitor procedee tehnologice de instalare a plantațiilor pot reduce substanțial cheltuielile financiare legate de îngrijirea stejarului în primii ani de viață. Având în vedere rezultatele obținute, este binevenit ca la constituirea culturilor forestiere să se aplice semănăturile de primăvară ale stejarului, fapt care ar permite obținerea unor culturi repede crescătoare și viguroase, ceea ce va determina reducerea perioadei de timp până la constituirea stării de masiv a arboretului.

În scopul determinării ritmului de creștere în înălțime a puietilor în baza valorilor medii ale variantelor testate, a fost calculată media generală și construite curbele de creștere absolută și relativă a stejăreilor. Analiza ritmului de creștere în înălțime a puietilor de stejar a

evidențiat creșteri inegale ale puietilor de la un an la altul. Pe parcursul primilor 2 ani de viață puietii au crescut în înălțime lent (fig. 3). În următorii ani creșterea puietilor a devenit mai rapidă. Rapiditatea de creștere a puietilor după al 2-lea an de viață a sporit de 1,3 ori în raport cu anul precedent, iar în al 3-lea an viteza de creștere a puietilor s-a intensificat considerabil (de 3,4 ori, comparativ cu primul an). Creșterea lentă în înălțime a puietilor în primii 2 ani după semănare este determinată de particularitățile acestei specii de a se înrădăcina puternic, adică de a-și canaliza energia mai întâi în dezvoltarea unui sistem radicular (pivotant) puternic și după aceea de a-și dezvolta partea aeriană (Rubțov *et al.* 1954). Aceasta este o reacție de adaptare a stejarului la un climat mai secetos. Sistemul radicular este masiv, ramificat și cu pivotul puternic dezvoltat (Grudnicki 2003). Particularitatea biologică specifică a stejarului de a crește mai lent în primii ani de viață face ca specia să devină mai puțin atractivă pentru silvicultori la efectuarea lucrărilor de împăduriri. Atenția deosebită care trebuie acordată puietilor de stejar prin îngrijirea lor repetată timp de 5-7 ani, adică până la realizarea de către puietii a stării de masiv, face ca silvicultorii să renunțe la această specie în activitățile de împăduriri. Se preferă de multe ori speciile repede crescătoare în primii ani după plantare, dar mai puțin valoroase, așa cum este de exemplu salcâmul (*Robinia pseudacacia*), care cere cheltuieli mai mici la cultivare. Investigațiile științifice întreprinse până în prezent au determinat că salcâmul crește rapid pe terenuri improprii exigențelor ecologice ale speciei până la vârsta de 10-12 ani, iar după aceea creșterea în înălțime scade considerabil, iar în condiții nefavorabile (Clinovschi *et al.* 2007) specia intră în declin și începe să se usuce treptat (Simionescu *et al.* 2012). Acest proces este evident în special în salcâmetele care cresc în sudul Republicii Moldova (Dascaliuc *et al.* 2005). Stejarul pedunculat, dimpotrivă, crește mai încet în primii 5 ani, perioadă în care pivotul rădăcinii are o creștere anuală puternică atingând lungimea de 1 metru și mai mult. Ulterior creșterea în înălțime se activează, putând fi de până la 1-1,5 m lungime pe an și rămâne activă până la vârste înaintate de 150-200 ani (Negulescu & Stănescu 1964). Lemnul de stejar întrunește calități tehnologice deosebite, iar buștenii groși sunt valoroși și se bucură de renume mondial (Nepveau 1993, Diaz-Maroto & Tahir 2016, Eaton *et al.* 2016). Cele expuse constituie argumente pentru cultivarea în condiții staționale corespunzătoare a stejarului pedunculat, specie pe care profesorul M. Drăcea (1938) a numit-o „aristocrat al pădurilor și diamant al lemnului”, care avea o vastă răspândire pe meleagurile noastre în trecut.

Modelările evoluției vegetației forestiere în acord cu prognozată încălzirea climatică prefigurează o creștere importantă a suprafețelor cu stejar pedunculat în toată Europa (Barbu *et al.* 2016).

Cercetările de față demonstrează că, cultivarea stejarului după anumite procedee tehnologice poate reduce cheltuielile legate de îngrijirea puietilor. Acesta este un

argument în plus pentru extinderea suprafețelor ocupate de stejarul pedunculat.

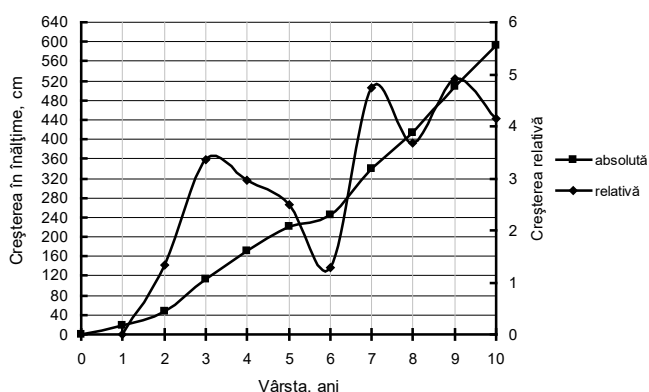


Fig. 3. Creșterea în înălțime a culturilor de descendențe materne de stejar pedunculat

4. Concluzii

Răsărirea puieților (descendențelor materne) de stejar nu a fost influențată semnificativ de locul în care au crescut arborii-mamă (în masiv sau la marginea pădurii) și de numărul genitorilor (64 în masiv și 6 pe lizieră), nici de perioada de semănare (toamnă sau primăvară).

În semănăturile de primăvară, comparativ cu cele de toamnă, creșterea puieților în înălțime și diametru a fost mai rapidă, diferențele amplificându-se treptat pe toată perioada observațiilor de 10 ani. Este posibil ca perioadele foarte geroase, care s-au menținut în timpul iernii (specifice Republicii Moldova), să fi determinat scăderea energiei ghindei (transmisă apoi vigorii descendenților) în semănăturile efectuate toamna. De aceea, pentru a evita aceste riscuri, este indicat ca la efectuarea lucrărilor de împăduriri semănăturile să se realizeze primăvara foarte devreme, cu ghinda optim stratificată în prealabil.

Pe parcursul primilor doi ani de viață puieții stejarului pedunculat au avut creșteri lente în înălțime, care au devenit mai active în anii următori, ceea ce a condus la reducerea impactului buruienilor și reducerea manoperei întreținerilor culturilor mai pregnant în varianta semănăturilor de primăvară.

Bibliografie

Aizen M.A., Woodcock H., 1996. Effects of acorn size on seedling survival and growth in *Quercus rubra* following simulated spring freeze. *Canadian Journal of Botany* 74: 308-314.

Apostol E.N., Curtu A.L., Șofletea N., 2015. Structura taxonomică intraspecifică într-un complex de cvercinee din estul României, la contactul cu zona silvostepii externe. *Revista de Silvicultură și Cinegetică* 37: 47-51.

Baliuckas V., Lagerstrom T., Eriksson G., 2001. Within-population variation in juvenile growth rhythm and growth in *Quercus robur* L. and *Fagus sylvatica* L. *Forest Genetics* 8(4): 259-269.

Barbu I., Curcă M., Barbu C., Ichim V., 2016. Adaptarea pădurilor României la schimbările climatice. Ed. Silvică.

Birkedal M., Lof M., Olsson G.E., Bergsten U., 2010. Effects of granivorous rodents on direct seeding of oak and beech in relation to site preparation and sowing date. *Forest Ecology and Management* 259: 2382-2389.

Bodgan S., Katičić-Trupčević I., Kajba D., 2004. Genetic variation in growth traits in a *Quercus robur* L. open-pollinated progeny test of the Slavonian provenance. *Silvae Genetica*, 53: 5-6.

Bolea V., Crișan A., Pătrășcoiu N., 1991. Vătămări cauzate de agenții criptogamici primordiilor florale și ghindelor cu embrionul în formare la *Quercus robur* L., *Q. petraea* (Matt.) Liebl. și *Q. frainetto* Ten. *Revista pădurilor*, 4.

Calmé S., Bigras F.J., Margolis H.A., Hébert C., 1994. Frost tolerance and bud dormancy of container-grown yellow birch, red oak and sugar maple seedlings. *Tree Physiol* 14 (12): 1313-1325.

Castro J., Leverkus A.B., Fuster F., 2015. A new device to foster oak forest restoration via seed sowing. *New Forests* 46: 919-929.

Cavender-Bares J., 2005. Impacts of freezing on long-distance transport in woody plants. In: Holbrook N.M., Zwieniecki M. (eds.): *Vascular transport in plants*. Oxford, UK: Elsevier Inc, 401-424.

Chaar H., Colin F., 1999. Impact of late frost on height growth in young sessile oak regenerations. *Annals of Forest Science* 56: 417-429.

Chira D., Chira F., Dănescu F., 1995. Cercetări privind selecția stejarului pedunculat. *Analele ICAS, Seria I*, 43: 11-29.

Clinovschi F., Roșu C., Palaghianu C., 2007. Specii lemnoase utilizate la împădurirea terenurilor degradate din silvostepa nordică a Moldovei. Studiu de caz. *Analele Univ. „Ștefan Cel Mare” Suceava, S. Silvicultură*, 2: 5-12.

Curtu A.L., Crăciunesc I., Enescu C.M., Vidalis A., Șofletea N., 2015. Fine-scale spatial genetic structure in a multi-oak-species (*Quercus* spp.) forest. *iForest Bioscience and Forestry* 8(3): e1-e9.

Cuza P., 2006. Studiul creșterii la descendenții din arborii individuali de stejar pedunculat (*Quercus robur* L.). *Analele științifice ale Universității de stat din Moldova. Seria „Științe chimico-biologice”*: 317-323.

Cuza P., 2007. Growth rate tests for material descendents of pedunculate oak (*Quercus robur* L.). *Buletinul Grădinii Botanice Iași*, 14: 113-120.

Cuza P., 2009a. Manifestarea eritabilității caracterelor energiei de creștere la descendenții stejarului pedunculat. *Mediul ambiant* 2 (44): 31-36.

Cuza P., 2009b. Specificul creșterii descendenților stejarului pedunculat (*Quercus robur* L.) de diferită proveniență geografică. *Mediul ambiant*, 6 (48): 32-37.

Cuza P., 2011. Particularitățile populaționale și morfo-fiziologice ale speciilor de stejar și rolul lor în menținerea fitocenozelor forestiere în Republica Moldova. Autoref. al tezei de doctor habilitat în biologie. Chișinău.

Damian I., 1978. Împăduriri. Ed. Didactică și Pedagogică, București.

Dascaluiuc A., Cuza P., Gociu D., 2005. Starea și perspectivele de ameliorare a pădurilor de stejar pufos (*Quercus pubescens* Wild.) din Republica Moldova. *Analele științifice ale Universității de Stat din Moldova. Seria „Științe chimico-biologice”* 405-413.

Dănescu F., Ungurean C., Chira F., Horga D., Jung T., 2015. Uscarea anormală a stejarului din O.S. Livada. *Revista de Silvicultură și Cinegetică* 37: 66-79.

Deans J.D., Harvey F.J., 1996. Frost hardiness of 16 European provenances growing in Scotland. *Forestry* 69(1): 5-11.

Diaz-Maroto I.J., Tahir S., 2016. Analysis of physical properties of wood in three species of galician oaks for the manufacture of wine barrels part I: wood infradensity. *Wood Research* 61 (5): 683-696.

Drăcea M., 1938. Considerațiuni asupra domeniului forestier al României. *Bucovina*. I. E. Toronțoiu. București.

Eaton E., Caudullo G., Oliveira S., de Rigo D., 2016. *Quercus robur* and *Quercus petraea* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In San-Miguel-Ayaz J., de Rigo D., Caudullo G., Houston Durrant T., Mauri A. (eds.): *European Atlas of Forest Tree Species*: 160-163.

Esteso-Martínez J., Gil-Pelegrín E., 2004. Frost resistance of seeds in Mediterranean oaks and the role of litter in the thermal protection of acorns. *Ann. For. Sci.* 61: 481-486.

Farlee L.D., 2013. Direct seeding of fine hardwood tree species. In: Van Sambeek J.W., Jackson E.A., Coggeshall M.V., et al. (eds.): *Managing fine hardwoods after a half century of research*. Proc. Seventh Walnut Council. Res. Symp. 2011 Gen. Tech. Rep. NRS-P-115. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station: 31-47

Forestry Commission, 2005. Selecting the Right Provenance of Oak for Planting in Britain. Information note. Jason Hubert of Forest Research, FCIN077: 1-8. [https://www.forestry.gov.uk/PDF/fcin077.pdf/\\$FILE/fcin077.pdf](https://www.forestry.gov.uk/PDF/fcin077.pdf/$FILE/fcin077.pdf)

- Franklin E. C., 1969.** Inbreeding depression in metrical trail of loblolly pine (*Pinus taeda* L.) as a result of self-pollination. North Carolina State Univ. Sch. Forest Resurs. Tech. Rep. 40: 1-19.
- Frost I., Rydin H., 1997.** Effects of Competition, Grazing and Cotyledon Nutrient Supply on Growth of *Quercus robur* Seedlings. *Oikos* 79 (1): 53-58
- Gosling P., 2007.** Raising trees and shrubs from seed. Practice Guide. Forestry Commission. [https://www.forestry.gov.uk/pdf/fcpg018.pdf](https://www.forestry.gov.uk/pdf/fcpg018.pdf/$FILE/fcpg018.pdf).
- Gračan J., 1993.** Preliminary results of common oak (*Quercus robur* L) provenance experiments in Croatia. *Annales des Sciences Forestières* 50: 215s-221s.
- Grudnicki F., 2003.** Biomecanica sistemelor radicolare ale arborilor forestieri. *Bucovina forestieră* XI(1): 39-48.
- Hampe A., El Masri L., Petit R.J., 2010.** Origin of spatial genetic structure in an expanding oak population. *Molecular Ecology* 19(3):459-71.
- Hayda Y.I., 2014.** Provenance tests as the tool for study of forest tree species response to climate change. Ukraine National Forestry University – NLTU, 24_9/3.
- Langner W., 1959.** Selbstfertilität und Inzucht bei *Picea omorika* (Pančič) Purkyne. *Silvae Genetica* 8: 84-93.
- Lăzărescu C., Nițu C., Enescu V., Duran V., Gava M., Strâmbel M., Constantin A., 1967.** Cercetări privind influența provenienței asupra dezvoltării culturilor la molid, pin silvestru, gorun, stejar și frasin 1961-1965. CDTEF, București.
- Löf M., Birkendal M., 2009.** Direct seeding of *Quercus robur* L. for reforestation: The influence of mechanical site preparation and sowing date on early growth of seedlings. *Forest Ecology and Management* 258(5): 704-711.
- Luchianet V. B., 1979.** Vnutrividovaea izmencivosti duba cereșeatogo v țentralinoi lesostepi. Voronej: Voronej. un-t.
- Maurer W.D., Tabel U., König A.O., Stephan B.R., Müller-Starck G., 2000.** Provenance trials on *Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. in Rhineland-Palatinate (Germany): preliminary results of phenotypic and genetic surveys. *Glasnik za Šumskie Pokuse*, 37: 329-345.
- Negulescu E.G., Stănescu V., 1964.** Dendrologia, cultura și protecția pădurilor. Vol. I. Ed. Didactică și Pedagogică, București.
- Neruș M. I., 1979.** Ocobenosti rosta nasajdenii duba cereșeatogo razlicinogo proishojdenia. // Lesnaea geobotanica i biologia drevesnih rastenii. Tula: 76-77.
- Nețoiu C., 2005.** Principalii dăunători seminofagi ai cvercineelor și măsuri de control ai acestora. *Oltenia. Studii și comunicări. Științele Naturii*, XXI: 133-140.
- Novoseliscea A. I., Smirnov F. D., 1983.** Spravocinic po lesnim pitomicam. Moskva: *Lesnaea promišlenosti*.
- Özbingöl N., O'Reilly C., 2005.** Increasing acorn moisture content followed by freezing-storage enhances germination in pedunculate oak. *Forestry*, 78(1): 73-81.
- Petit R.J., Bodénès C., Ducouso A., Roussel G., Kremer A., 2004.** Hybridization as a mechanism of invasion in oaks. *New Phytologist* 161(1), 151-164.
- Popa G., 1958.** Tehnica culturilor forestiere. III – Împăduriri. Ed. Agro-silvică de stat, București.
- Puchałka R., Koprowski M., Przybylak J., Przybylak R., Dąbrowski H.P., 2016.** Did the late spring frost in 2007 and 2011 affect tree-ring width and earlywood vessel size in Pedunculate oak (*Quercus robur*) in northern Poland? *Int J Biometeorol.* 60: 1143-1150.
- Rubțov Ș., Bindiu C., Grobnc G., 1954.** Cercetări în legătură cu tehnica producerii puietilor de stejar cu rădăcina fasciculată. *Analele ICAS*, 15(1): 414-444.
- Sakai A., Larcher W., 1987.** Frost survival of plants. Responses and adaptation to freezing stress. Springer Verlag, New York.
- Schröder T., 2002.** On the geographic variation of *Ciboria batschiana* (Zopf) Buchwald, the main pathogenic fungus on acorns of *Quercus robur* and *Q. petraea* in Europe. *Dendrobiology*, 47, Supplement: 13-19.
- Shaw M.W., 1968.** Factors affecting the natural regeneration of sessile oak (*Quercus petraea*) in North Wales. I and II, *J. Ecol.* 56: 565-583, 647-660.
- Simionescu A. (ed.), 2012.** *Starea de sănătate a pădurilor din perioada 2001-2010.* Ed. Mușatinii, Suceava: 33-61, 123-156, 163-164, 197-198.
- Suszka M.G., 2011.** Consequences of cutting off distal ends of cotyledons of *Quercus robur* acorns before sowing. *Annals of Forest Science* 68 (2): 433-442.
- Turcsán A., Steppe K., Sárközi E., Erdélyi E., Missoorten M., Mees G., Mijnsbrugge K.V., 2016.** Early Summer Drought Stress During the First Growing Year Stimulates Extra Shoot Growth in Oak Seedlings (*Quercus petraea*). *Front Plant Sci.* 2016; 7: 193.
- Valkonen S., 2008.** Survival and growth of planted and seeded oak (*Quercus robur* L.) seedlings with and without shelters on field afforestation sites in Finland. *For Ecol Manag* 255:1085-1094.
- Vivas M., Zas R., Sampedro L., Solla A., 2014.** Environmental maternal effects mediate the resistance of maritime pine to biotic stress. *PlosOne* 8(7):e70148.
- Xia K., Hill L.M., Li D.-Z., Walters C., 2014.** Factors affecting stress tolerance in recalcitrant embryonic axes from seeds of four *Quercus* (Fagaceae) species native to the USA or China. *Ann Bot.* 114(8): 1747-1759.
- Zadworny M., Jagodzinski A.M., Łakomy P., Ufnalski K., Oleksyn J., 2014.** The silent shareholder in deterioration of oak growth: common planting practices affect the long-term response of oaks to periodic drought. *For Ecol Manag* 318:133-141.

Abstract

Germination and development of common oak (*Quercus robur* L.) seedlings in function of sowing period

The peculiarities of rising and growing of common oak (*Quercus robur* L.) descendants according to the sowing period and the genitor's specificity were investigated. The emergence of oak seedlings was not significantly influenced by the sowing period and the number of maternal genitors. In spring crops, compared with autumn, the growth of seedlings in height and diameter was faster, the differences gradually increasing throughout the 10-year period of observation. It is possible that the frosty period, which was maintained in the winter, has led to a decrease in the viability of the acorn and then this unfavorable influence was transmitted to the vigor of the autumn crops progeny. During the first two years of life, the seedlings of the common oak had slow increases in height, which became more active in the following years. That led to the decreasing the concurrence of the weeds and the reduction of the crop maintenance works of the crops in the spring crops. In order to avoid the risks caused by the possible damaging action of winter negative temperatures, it is advisable that the afforestation works should be carried out very early in the spring, with optimally stratified acorns.

Keywords: seed conservation, autumn vs spring seeding, young plant energy

MULTIPLICAREA VEGETATIVĂ A STEJARULUI BRUMĂRIU ÎN SCOPUL INSTALĂRII UNEI LIVEZI SEMINCERE

MARIUS BUDEANU, GHEORGHE ACHIM, ECATERINA NICOLETA APOSTOL*, NECULAE ȘOFLETEA, CRISTIANA DINU

1. Introducere

Pentru creșterea capacității de bioacumulare și a rezistenței pădurilor se impune utilizarea în lucrările de împădurire a materialelor forestiere de reproducere provenite din surse valoroase (Namkoong *et al.* 2002, Nanson 2004, White *et al.* 2007, Porth & El-Kassaby 2014). Livezile semincere (denumite în România și plantaje) se încadrează în categoria surselor de semințe *Calificate* și, mai rar, *Testate* (Pârnuță *et al.* 2012).

În contextul actual al schimbărilor climatice, trebuie valorificată la maximum capacitatea de adaptare a unor specii, în special în ecosistemele marginale, unde nivelul de vulnerabilitate este și mai ridicat (Lindner *et al.* 2010, Potop & Constantinov 2010, Dumitrescu *et al.* 2014, Barbu *et al.* 2016, Ionita *et al.* 2016). În acest context, speciile termofile și xerofite, printre care se regăsește și stejarul brumăriu (*Quercus pedunculiflora* K. Koch), reprezintă o soluție pentru menținerea vegetației forestiere în silvostepă, dar și în zonele limitrofe din câmpia forestieră (Dascaluic *et al.* 2005, Postolache & Popescu 2006, Cuza 2007, Șofletea & Curtu 2007, Cuza & Florență 2010).

Creșterea intervalului de timp dintre două fructificații abundente la cvercinee și restricțiile impuse de legislația în vigoare (Legea 107/2011) în privința transferului materialelor forestiere de reproducere, impune asigurarea necesarului de materiale forestiere de reproducere la nivelul fiecărei regiuni de proveniență. Cele mai indicate surse de semințe sunt livezile semincere de clone care, pe lângă o declanșare rapidă a procesului de fructificație (după cca. 5 ani de la instalare) prin inducerea fenomenului de ciclofizis, permit transmiterea fidelă a însușirilor arborelui donator, prin topofizis (Șofletea 2005). Schema largă de plantare, 8 x 10 m conform ultimelor cercetări (Buiteveld *et al.* 2001, Kajba *et al.* 2007), precum și posibilitatea menținerii rameților la înălțimi mici (prin reducția fusului, scopul principal fiind producția de semințe, nu de lemn) permit mecanizarea lucrărilor de întreținere și a activităților de recoltare a ghindei (Pârnuță 2010).

Prin utilizarea clonelor cu caracteristici superioare, semințele rezultate ca urmare a polenizării libere constituie sursă de material forestier de reproducere genetic superior (Ramesh & Gunaga 2012). Câștigul genetic este cu atât mai mare cu cât clonele prezintă o mai bună suprapunere a fenofazei înfloririi. În acest scop, în premieră națională, selectarea și dispunerea clonelor în viitoarea livadă semincere va ține cont și de observații fenologice, dorindu-se constituirea unei livezi semincere cu rameți proveniți din clone cu aceeași perioadă de derulare a fenofazei înfloririi. Atunci când diferențele fenologice dintre clone sunt marcante, ar fi de dorit ca rameții învecinați să provină din clone din aceeași categorie fenologică.

Obiectivul general al cercetărilor îl reprezintă instalarea unei livezi semincere de stejar brumăriu, care să asigure de la vârste reduse material seminologic de calitate superioară și din fructificații cu periodicitate mică, pentru întreaga zonă de silvostepă din Dobrogea. Pentru îndeplinirea obiectivului general, în lucrarea de față ne propunem să prezentăm cele mai importante aspecte din etapa de obținere a plantelor altoite, a cărei realizare presupune:

- » Alegerea arborilor donatori de ramuri altoi (Budeanu *et al.* 2014);
- » Efectuarea tăierilor de stimulare a lăstăririi în coroarele ortetilor (arborii donatori de ramuri altoi);
- » Prelevarea de ramuri altoi;
- » Multiplicarea vegetativă prin altoire;
- » Dezvoltarea plantelor altoite.

Observațiile fenologice privind perioada înfloririi ortetilor reprezintă o altă ipoteză de lucru ce va fi dezbătută în prezentul material.

2. Locul cercetărilor și metoda de cercetare

Lucrările de teren s-au desfășurat în Dobrogea, în raza ocoalelor silvice Murfatlar (Direcția Silvică Constanța),

Babadag și Ciucurova (ambele în Direcția Silvică Tulcea). În sezonul de vegetație 2014, în livada semincere Murfatlar (O.S. Murfatlar, UP IV, u.a. 35P, 36P) au fost selecționați, materializați în teren și descriși un număr de 60 rameți ce aparțin la 20 clone de stejar brumăriu varietatea *atrachocladus*. În anul 2015 au fost identificați încă 7 rameți ce aparțin la alte două clone. De asemenea, în alte două populații naturale surse de semințe situate în raza ocoalelor silvice Babadag (UP IV, u.a. 74, 75A) și Ciucurova (UP V, u.a. 4A) au fost selecționați câte 10 arbori donatori de ramuri altoi (Budeanu *et al.* 2014). Detalii suplimentare despre istoricul livezii semincere Murfatlar, localizarea, precum și alte date referitoare la caracteristicile biotopului, atât din livada semincere cât și din populațiile naturale surse de semințe unde au fost aleși ortei, s-au prezentat anterior (Budeanu *et al.* 2014).

Tăierile de stimulare a lăstării în coroanele ortetilor, lucrări efectuate în scopul obținerii de ramuri altoi viguroase, s-au executat înainte de începutul sezonului de vegetație 2015 (la începutul lunii martie). S-au aplicat trei intensități de intervenție, ținându-se cont și de desimea coroanelor:

- » **V₁**, intervenții ce au vizat doar tăierea unor ramuri având diametrul la inserție mai mic de 2 cm (tăieri superficiale), lucrări care să conducă la reducerea coroanelor arborilor cu maximum 10%;
- » **V₂**, tăieri ce au vizat îndepărtarea unor ramurilor cu diametrul de 3-5 cm și care se încadrează la tăieri moderate (coroanele arborilor se reduc cu 10 – 25%);
- » **V₃**, intervenții ce au vizat tăierea de ramuri cu diametrul de 6-8 cm și se încadrează la tăieri forte (coroanele arborilor se reduc cu 26-40%).

În vara anului 2015, în livada semincere Murfatlar s-a monitorizat dezvoltarea lujerilor anuali și, atunci când aceștia erau prea deși, au fost răriți.

Prelevarea de ramuri altoi, lucrare ce trebuie efectuată în repausul vegetativ, atunci când temperatura aerului nu a coborât sub 0°C cu 48 ore înainte de recoltare, se efectuează cu respectarea următoarelor condiții:

- » ramurile prelevate să aparțină speciei și chiar varietății intraspecifice indicate,
- » se admit doar ramurile cu lemnul maturat și muguri bine dezvoltați,
- » diametrul optim al ramurii altoi este de 10-16 mm,
- » ramurile să prezinte o stare de sănătate foarte bună (fără boli, dăunători și viroze),
- » după recoltare se parafinează la ambele capete pentru a evita deshidratarea,
- » se etichetează, menționându-se specia, clona, proveniența și data recoltării,
- » nu se admit ramuri altoi provenite din lăstari lacomi sau care prezintă răni mecanice și necaluate.

La altoirea stejarului, puietii portaltoi trebuie să îndeplinească anumite condiții:

- » să aparțină aceleiași specii, pentru evitarea incompatibilității cu altoiul, ori apariția în livada de semințe

a unor exemplare din alte specii, în cazul rezecției altoiului, exemplare care, dacă nu sunt identificate și înlăturate, ar putea să conducă în final la contaminare cu polen străin;

- » lemnul maturat, cu rădăcini bine formate, hidratate, de culoare specifică, cu rănilor toaletate; minimum trei rădăcini, una principală de minim 25 cm lungime și 2 secundare;
- » diametrul părții aeriene să fie de 10-16 mm la înălțimea de 20-25 cm de la colet;
- » puietii să prezinte o stare fito-sanitară foarte bună (fără agenți patogeni, trebuie verificați fitopatologic);
- » se etichetează, cu menționarea speciei și varietății din care provin, precum și data recoltării;
- » se ambalează în saci care să împiedice deshidratarea în timpul transportului.

Multiplicarea vegetativă a ramurilor altoi s-a realizat la S.C.D.P. Vâlcea. Altoirea s-a efectuat în mediu controlat, folosind o instalație ce asigură stimularea calusării. Pentru altoirea materialului biologic prelevat s-a utilizat metoda *copulației perfecționate*. Condiția de bază pentru utilizarea metodei este ca altoiul și portaltoiul să aibă aceeași grosime, în cazul de față, 10-16 mm (Achim 2007). Înainte de altoire, atât ramurile altoi cât și puietii portaltoi se dezinfectează cu fungicide, după care ramurile altoi se lasă la scurs și zvântat și se depun spre păstrare, până la declanșarea multiplicării vegetative, într-o cameră frigorifică, la temperatura de 1-4°C. Fortărea prealabilă (prefortărea) a puietilor portaltoi este o verigă esențială pentru reușita altoirii în mediu controlat și trebuie efectuată înainte de altoire.

Dezvoltarea plantelor altoite pe parcursul a două sezoane de vegetație se efectuează în sera climatizată a INCDS Brașov. Aici, plantele altoite repicate în pungi din polietilenă, se monitorizează permanent, în scopul efectuării la timp a tuturor lucrărilor necesare pentru dezvoltarea optimă a acestora: ruperea ramurilor pornite din portaltoi, udarea plantelor, stropirea împotriva agenților patogeni, umbrirea, precum și asigurarea unei temperaturi de cel puțin 5°C, în perioada în care temperatura aerului din seră coboară sub această valoare (în special iarna).

Observațiile fenologice privind fenologia de primăvară a clonelor de stejar brumăriu varietatea *atrachocladus* identificate în livada semincere Murfatlar s-au derulat în perioada 22 martie – 3 mai 2016, la un interval, în medie, de patru zile. În funcție de stadiul de dezvoltare al mugurilor foliari și formării frunzelor, arborii au fost clasificați în patru stadii de dezvoltare (Cheșnoiu *et al.* 2009), iar față de momentul atingerii stadiului I (înmugurirea) au fost clasificați în precoce, intermediari și tardivi. Fenofaza înfloririi a fost considerată ca fiind perioada de timp în care amenții exemplarelor fertile au eliberat polen.

3. Rezultate și discuții

Selecția ortetilor (exemplarele donatoare de altoaie), denumiți și arbori *cap de clonă*, s-a efectuat după crite-

riul apartenenței la varietatea *atrichoclados*, recunoscută pentru valențele sale de termofilie și xerofitism (Apostol *et al.* 2015).

Tăierile de stimulare a lăstării în coroanele ortetilor, lucrări efectuate în scopul obținerii de ramuri altoi viguroase, s-au efectuat la sfârșitul repausului vegetativ 2014-2015, în livada seminceră Murfatlar și în două populații naturale surse de semințe din județul Tulcea (Babadag și Ciucurova).

În livada seminceră Murfatlar, în anii 2014 și 2015 au fost identificați rameții de stejar brumăriu ce aparțin varietății *atrichoclados*, iar 67 dintre ei au fost materializați în teren. Aceștia aparțin la 22 de clone și sunt de vitalitate normală – viguroasă. Dintre cei 67 de rameți incluși în acest experiment, 10 au fost parcurși cu intervenții de intensitate mare (V_3), 30 cu tăieri moderate (V_2) și 27 cu intervenții superficiale, V_1 (foto 1).

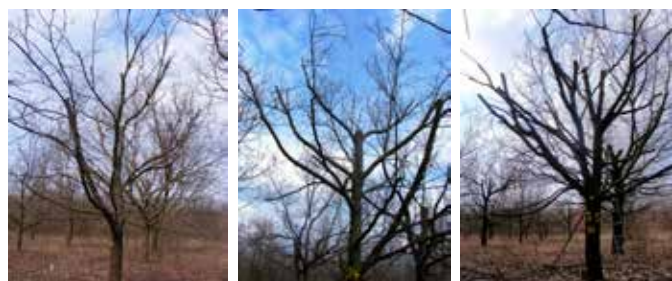


Foto 1. Tăieri superficiale (stânga), moderate (centru) și puternice (dreapta), executate la Murfatlar

La mijlocul sezonului de vegetație 2015 s-a analizat reacția imediată a ortetilor. S-a constatat o strânsă corelație între intensitatea intervențiilor și numărul de lujeri anuali rezultați, astfel:

- » Toate exemplarele parcurse cu tăieri de intensitate ridicată (V_3) au produs un număr mare de lujeri anuali, fiind necesară rădirea acestora în scopul obținerii de lăstari cu dimensiuni mai mari.
- » Exemplarele parcurse cu tăieri de intensitate moderată (V_2) au avut o reacție în general moderată, doar 10% dintre acestea au produs un număr mare de lujeri anuali, ce au fost rădiți.
- » Exemplarele parcurse cu tăieri superficiale (V_1) au produs un număr mic de lujeri anuali, nefiind necesară rădirea acestora.

În rezervația de semințe administrată de ocolul silvic Babadag, dintre cei 10 arbori incluși în experiment, trei au fost parcurși cu intervenții de intensitate mare (V_3), patru cu tăieri de intensitate medie (V_2), în timp ce pentru trei dintre arbori s-au practicat tăieri de intensitate redusă. În rezervația Dulgheru (O.S. Ciucurova), doi arbori au fost parcurși cu intervenții de intensitate mare (V_3), patru cu tăieri de intensitate medie (V_2), în timp ce pentru patru arbori s-au practicat tăieri de intensitate redusă. Intervențiile au comportat un grad ridicat de dificultate întrucât arborii sunt mult mai înalți decât rameții din livada Murfatlar.

Prelevarea de ramuri altoi s-a efectuat în luna fe-

bruarie, anul 2016. În acea perioadă temperatura aerului nu a coborât sub 0°C cu 48 de ore înainte de recoltare. În livada seminceră Murfatlar, în unitatea amenajistică 35P, din cei 42 de rameți ce aparțin la 18 clone s-au prelevat un număr de 806 ramuri, rezultând o medie de 45 ramuri per clonă. Între intensitatea tăierilor în coroanele ortetilor și numărul de ramuri altoi recoltate a rezultat o corelație pozitivă și foarte semnificativă ($r= 0,68^{***}$). După intervenții de intensitate redusă (V_1) doar trei rameți au produs lujeri anuali viabili, iar numărul ramurilor recoltate s-a situat cu mult sub media consemnată în cazul efectuării unor tăieri pregătitoare de intensitate moderată (V_2) sau forte (V_3). În unitatea amenajistică 36P, din cei 25 de rameți ce aparțin la 13 clone s-au prelevat un număr de 603 ramuri, rezultând o medie de 46 ramuri per clonă. Și de această dată s-a obținut o corelație directă și semnificativă ($r= 0,55^{**}$) între intensitatea tăierilor și numărul de ramuri altoi recoltate. După intervenții de intensitate mare rameții au generat adeseori un număr mare de lujeri anuali, fiind necesară rădirea acestora. După intervenții superficiale (V_1) rameții, fie au generat un număr redus de lujeri anuali viabili, fie nu au produs lujeri anuali viabili (Tab. 1).

În arboretele naturale surse de semințe din județul Tulcea, atât la Babadag cât și la Ciucurova arborii cu vârsta medie de circa 100 ani, mult mai mare decât vârsta rameților de la Murfatlar (30 ani), nu au reacționat la tăierile de stimulare executate la nivelul coroanelor generând ramuri cu diametrul sub limita de 10 mm recomandată de specialiști. Cu toate acestea, deși lujerii anuali nu au prezentat dimensiunile optime pentru altoire, s-au prelevat ramuri și s-au întreprins toate eforturile necesare pentru reproducerea lor, deoarece acești arbori sunt deosebit de importanți pentru asigurarea diversității genetice a viitoarei livezi semincere.

Tab. 1. Corelația dintre numărul de ramuri recoltate și intensitatea intervențiilor

Loc	Int.	Rt	Rp	Ram	Cor
Murfatlar 35P	V1	17	3	37	0,68***
	V2	19	17	562	
	V3	6	6	207	
Murfatlar 36P	V1	10	6	107	0,55**
	V2	11	10	324	
	V3	4	4	172	
Babadag	V1	3	2	39	0,85**
	V2	4	4	111	
	V3	3	3	112	
Ciucurova	V1	4	2	51	0,72**
	V2	4	4	105	
	V3	2	2	80	
TOTAL	V1	34	13	234	0,64***
	V2	38	35	1102	
	V3	15	15	571	
	total	87	63	1907	

Loc: Locul recoltării; Int.: intensitatea tăierilor în coroană: V1= tăieri superficiale, V2= tăieri moderate, V3= tăieri forte; Rt: Nr. total rameți (parcurși); Rp: Nr rameți din care s-au prelevat ramuri; Ram: Nr ramuri prelevate; Cor: Coeficient de corelație între Int și Ram

Și în populații naturale s-a obținut același tip de corelație, pozitivă și semnificativă, între intensitatea tăierilor de stimulare a lăstării realizate la nivelul coroanelor arborilor și numărul de ramuri altoi prelevate (Tab. 1).

Multiplicarea vegetativă prin altoire s-a realizat la S.C.D.P. Vâlcea, în perioada martie – aprilie 2016. Altoirea s-a realizat în mediu controlat folosind metoda de altoire **copulație perfecționată**, ce presupune ca altoiul și portaltoiul să aibă aceeași grosime la locul de îmbinare. Puietii portaltoi, tot de stejar brumăriu, au fost furnizați de către Direcția Silvică Tulcea, beneficiarul final al cercetărilor.

Înainte de altoire, atât ramurile altoi cât și portaltoi se dezinfectează cu fungicide (Topsin, zeamă bordeleză etc.). După dezinfectare, ramurile altoi se lasă la scurs și zvântat, după care se ambalează în saci de polietilenă și se depun spre păstrare, în vederea altoirii, într-o cameră frigorifică la temperatura de 1-4°C. Fortărea prealabilă (prefortărea) este o verigă esențială pentru reușita altoirii în mediu controlat. În acest sens, prefortărea puietilor portaltoi, având rădăcinile fixate în rumeguș bine umectat, se efectuează la temperatura de 25-27°C pentru o perioadă de 12-16 zile. Înainte de altoire se prefortează și ramurile altoi, la aceeași temperatură ca și portaltoiul, pentru o perioadă de 3-4 zile.

Descrierea metodei: portaltoiul se scurtează la înălțimea dorită, apoi se execută o tăietură oblică lungă de 2-3 ori diametrul acestuia. Tăietura se execută dintr-o singură mișcare a briceagului de altoit, netedă și perfect plană. Se alege o ramură altoi care are grosimea portaltoiului și se execută aceeași secțiune ca la portaltoi. Pentru realizarea unei îmbinări perfecte, se execută cu briceagul, atât la altoi cât și la portaltoi câte o pană de îmbinare. Lama briceagului se așează în treimea superioară a secțiunii oblice și prin tragere de la stânga la dreapta cu apăsare de sus în jos, până aproape de baza secțiunii oblice. Înainte de a fi scoasă lama briceagului, de la efectuarea penei, aceasta se înclină puțin spre altoitor pentru a deschide și a ușura îmbinarea. Astfel se realizează penele de îmbinare ale simbiionților. Se combină altoiul cu portaltoiul prin apăsare până când cele două secțiuni se suprapun perfect, după care se leagă strâns cu rafie și se parafinează. Rolul legării punctului altoit este de a menține strânsă suprapunerea zonelor generatoare de calus și de a păstra integritatea plantei altoite (simbiiontului) la manipulări sau când este supus unor acțiuni mecanice.

După altoire urmează etapa de **calusare**, care s-a efectuat cu ajutorul unei instalații concepute special de către specialiștii SCDP Valcea. Folosind această instalație, atât altoiul cât și portaltoiul rămân în stadiul de repaus vegetativ, stimularea celulelor celor doi simbiionți producându-se numai pe porțiunea de unire a acestora. Instalația este utilizată de la intrarea până la ieșirea din repausul vegetativ a materialului biologic folosit, structurat pe 1-3 cicluri de producție. Durata unui ciclu este cuprinsă între 25-30 zile în funcție de perioada de dormanță în care se află simbiionții. Pentru calusare, instalația

se încarcă cu materialul biologic la care rădăcinile se acoperă cu rumeguș, turbă sau perlit umezit. După ce instalația este pornită, la punctul de altoire se realizează temperatura de 25-27°C, iar la nivelul rădăcinilor și al mugurilor de pe ramura altoi se menține o temperatură de doar 5-8°C.

Din totalul de 1900 plante altoite, 69% au încheiat cu succes etapa fiziologică de alipire între simbiionți, fiind apte pentru repicat. Cele mai mari procente de calusare s-au obținut la clonele: B4, B6, C1, C3 (toate 100%), M16 (96%) și M2 (94%), iar cel mai scăzut la clonele: M14 (23%), B5 (24%), B10 (25%), M20 (54%) și C9 (58%), unde M= Murfatlar, B= Babadag, C= Ciucurova.

Dezvoltarea plantelor altoite: După încheierea calusării, plantele altoite au fost păstrate în depozit la temperatura de 2-4°C până în decada a III-a a lunii aprilie când au fost transportate la Brașov, unde, în sera I.N.C.D.S. "Marin Drăcea", sunt atent monitorizate, în scopul unei dezvoltări optime, înainte de transferul la Tulcea, pentru înființarea livezii semincere.

Din totalul plantelor altoite și calusate ce aparțin la 20 de clone originare din livada semincere Murfatlar, 96% au fost repicate în pungi, iar 62% dintre ele s-au prins și au început primul sezon de vegetație (Tab. 2). În privința intrării în vegetație, cele mai bune rezultate s-au consemnat pentru clona 27 (93%), în timp ce clona 17 a obținut un rezultat modest (13%). La jumătatea sezonului de vegetație 2016 s-a efectuat înlăturarea benzii din rafie plastifiată ce întărea legătura dintre cei doi simbiionți. S-au verificat cu mare atenție toate plantele a căror ramură pleca din zona de îmbinare pentru a evita utilizarea unor puietii proveniți din portaltoi. Cu această ocazie, 20% dintre plante au fost excluse din experiment. La sfârșitul sezonului de vegetație au rezultat 450 plante altoite considerate viabile, ce aparțin la 20 clone originare din livada semincere Murfatlar, rezultând o medie de 23 plante / clonă. Față de numărul de plante intrate în vegetație, 73% au încheiat primul sezon de viață, iar față de numărul inițial de puietii altoiți, procentul de reușită este de 29% (Tab. 2).

Din totalul de 133 plante altoite și calusate ce aparțin celor 9 clone originare din rezervația de semințe Seremeț, 96% au fost repicate în pungi, iar 86% dintre acestea au intrat în vegetație. Intervenția de înlăturare a benzii de rafie și reverificare a plantelor a dus la excluderea a 28 de plante. La sfârșitul primului sezon de vegetație au supraviețuit 43% dintre plante altoite originare din rezervația de semințe Seremeț (O.S. Babadag), ce aparțin la 9 clone (Tab. 2).

Din totalul de 145 plante altoite și calusate ce aparțin celor 8 clone originare din rezervația de semințe Dulgheru (O.S. Ciucurova), 98% au fost repicate în pungi iar 63% dintre acestea au intrat în vegetație. Intervenția de înlăturare a benzii de rafie a dus la excluderea a 14 plante. La sfârșitul primului sezon de vegetație au supraviețuit 45% dintre plantele altoite originare din rezervația de semințe Dulgheru (Tab. 2).

Tab. 2. Reușita altoirii și supraviețuirea plantelor altoite la sfârșitul primului sezon de vegetație

Clona	PA	Pcal	Prep	Piveg	Psveg
	buc.	%	buc.	%	buc.
Murfatlar 20 clone	1561	67	991	62	450
Babadag 9 clone	181	74	128	86	77
Ciucurova 8 clone	158	92	142	63	71
TOTAL 37 clone	1900	69	1261	65	598

PA: Puietii altoiți; Pcal: Plante calusate; Prep: plante repicate în seră; Piveg: Plante intrate în vegetație dintre cele repicate; Psveg: plante altoite rămase în seră la sfârșitul sezonului de vegetație

Raportând numărul total de plante altoite care au încheiat cu succes primul sezon de vegetație la numărul de puietii altoiți rezultă un procent de reușită de 31,5%. Acest rezultat se datorează și lucrărilor de îngrijire executate corect și la momentul oportun de către specialiștii implicați în proiect (Foto 2).



Foto 2. Obținerea plantelor altoite și monitorizarea acestora în primul sezon de vegetație

Principalele activități derulate din momentul intrării în vegetație și până la finalul primului sezon bioactiv au fost:

- » eliminarea mugurilor și a lăstarilor de pe portaltoi,
- » rădirea ramurilor de pe altoi: se recomandă să rămână una singură – viitor trunchi. Va fi aleasă ramura cu poziție dominantă și dispunere cât mai verticală, care să prezinte și o vigoare suficient de bună.
- » înlăturarea benzii de rafie pentru a nu strangula,
- » udatul: în funcție de temperatura și umiditatea atmosferică s-a stabilit și intervalul de udare. În perioadele caniculare au fost necesare două udări pe săptămână, executate dimineața, înainte de ora 8,00. În perioadele mai răcoroase, în special în toamnă, a fost suficientă o udare pe săptămână. Cantitatea de apă utilizată la fiecare udare a fost de circa 0,5-0,7 l/plantă.
- » stropiri împotriva făinării: folosind produse pe bază de sulf (de contact) și sistemice (Topsin, Score, King etc.), s-a efectuat mai întâi un tratament cu caracter preventiv, imediat după repicarea plantelor, și ulterior, ori de câte ori s-a constatat apariția făinării, în medie o dată la 3 săptămâni;

Ramurile dezvoltate în sezonul de vegetație 2016 (o singură ramură păstrată la fiecare plantă) au avut, la finalul perioadei bioactive, o lungime medie de 14,5 cm, iar cele mai lungi ramuri s-au identificat la plantele altoite originare de la Babadag (18 cm), superioare cu 28% celor provenite din livada seminceră Murfatlar și cu 20% celor de la Ciucurova (Fig. 1). În privința diametrului mediu al ramurilor altoi și al puietilor portaltoi, măsurat în zona de alipire dintre simbionți, valoarea medie a fost de 10,2 mm iar valorile cele mai reduse s-au consemnat în cazul ramurilor prelevate din populațiile naturale de la Babadag (B) și Ciucurova (C) (Fig. 1).

Între diametrul la nivelul zonei de îmbinare și lungimea ramurii dezvoltate în primul sezon de vegetație a rezultat o corelație directă și distinct semnificativă ($r=0.14^{**}$). Așadar, pe lângă faptul că utilizarea unor ramuri altoi cât mai groase reprezintă o condiție pentru reușita altoirilor, acestea influențează favorabil și dezvoltarea ulterioară a plantelor altoite, cel puțin în primul sezon de vegetație.

În paralel cu etapele de altoire și dezvoltare a plantelor altoite, în livada seminceră Murfatlar s-au derulat și **observații fenologice** având ca scop identificarea unor clone de stejar brumărieu var. *atrichocladus* ce înfloresc în aceeași perioadă, în scopul dispunerii alăturate a acestora în viitoarea livadă seminceră, în scopul asigurării unei polenizări superioare cu repercursiuni pozitive în procesul fructificării. Din analiza de ansamblu a structurii fenologice referitoare la înflorire, în livada semincera Murfatlar s-a constatat o foarte bună supraunere a fenofazei de diseminare a polenului, perioada cuprinsă între 12 și 28 aprilie fiind cea în care au înflorit aproape toate exemplarele fertile, cu un vârf în jurul datei de 20 aprilie (Fig. 2).

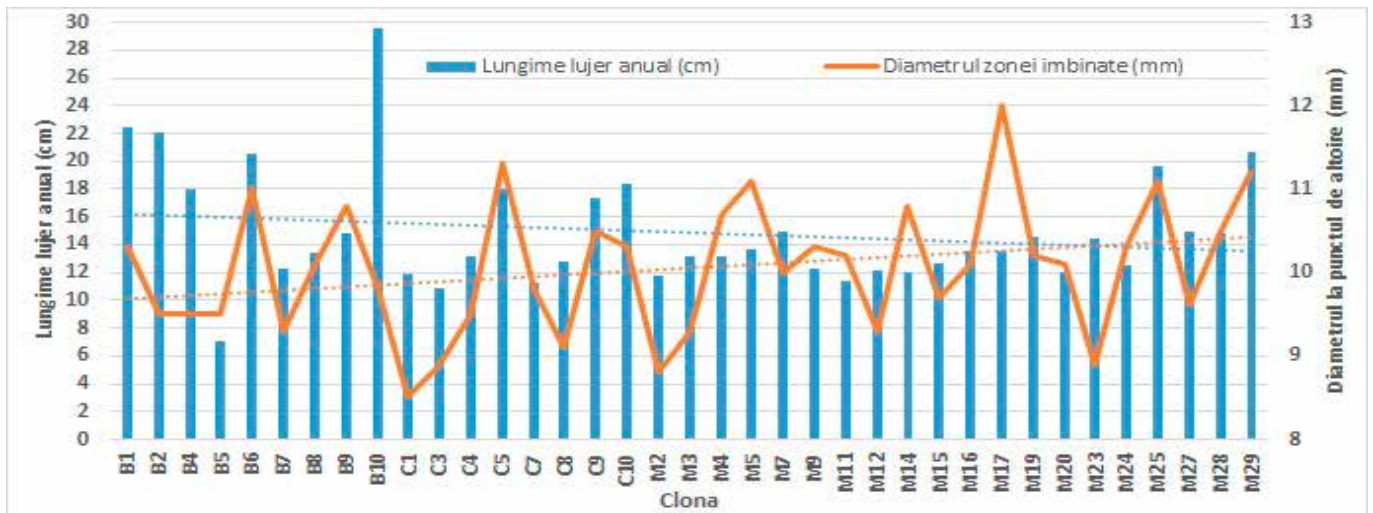


Fig. 1. Dinamica clonelor de stejar brumăriu în funcție de diametrul zonei de alipire și lungimea lujerilor anuali

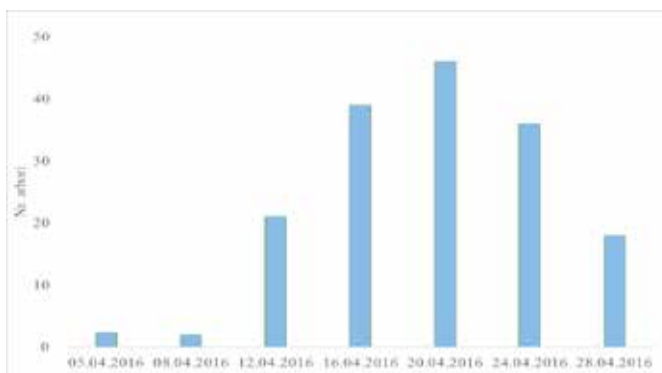


Fig. 2. Numărul de donatori care prezintă suprapunere a fenofazei în floririi (control genetic privind fecundarea) în momentul observațiilor

Intervalul de timp în care rameții de stejar brumăriu var. *atrachocladus* au diseminat polen a fost în medie de 5 zile. Nu se recomandă utilizarea puietilor ai căror donatori au fost: rametul corespunzător arborelui numerotat cu 1 în studiul fenologic și care aparține clonei 5, a remetului cu numărul 21 ce aparține clonei 14 și a rametului cu numărul 32 ce aparține clonei 12, întucât aceștia au înflorit cu 2 săptămâni mai devreme decât ceilalți rameți.

4. Concluzii

Pentru obținerea de ramuri altoi viabile sunt necesare intervenții de intensitate moderată – forte, în coroanele ortetilor, lucrări ce se execută cu un an înainte de prelevarea ramurilor. Între intensitatea intervențiilor și numărul de ramuri altoi prelevate a rezultat o corelație pozitivă și foarte semnificativă.

Pentru reușita operațiunii de altoire trebuie ca simbiozii (altoiul și portaltoiul) să fie viguroși, cu un diametru în zona de alipire de cel puțin 10 mm.

Instalația de stimulare a calusării ce permite multiplicarea vegetativă prin altoire a stejarului brumăriu în mediu controlat utilizând metoda de altoire copulație perfecționată, a condus la îmbunătățirea considerabilă a procentului de reușită al altoirilor, rezultatul consemnat la sfârșitul primului sezon de vegetație indicând un procent de 31.5% plante viabile.

Prin identificarea și utilizarea clonelor donatoare, care prezintă aceeași perioadă de înflorire, în livada semincă nou instalată panmixia va asigura o producție de semințe genetic superioare, cu implicații semnificativ pozitive din punct de vedere al caracterelor calitative și cantitative, obiective de bază în ameliorarea speciilor forestiere.

Finanțare și mulțumiri

Cercetările s-au derulat în cadrul contractului de cercetare științifică încheiat între INCDS "Marin Drăcea" și Regia Națională a Pădurilor – ROMSILVA (Tema 14.1). Autorii acestui articol aduc mulțumiri personalului tehnic din cadrul ocoalelor silvice Murfatlar, Babadag, Ciucurova și Niculițel, pentru sprijinul acordat în etapele derulate în teren, precum și colegilor Costel Mantale, Dan Pepelea, Robert Ivan și Alexandru Liviu Ciuvăț, pentru implicarea în lucrările de teren. În etapa de multiplicare vegetativă și-au adus contribuția și colegii Emanuel Ichim, Daniel Simeanu, Maria Pearcu, Elena Adela Ichim, Ion Poenariu de la SCDP Vâlcea, iar monitorizarea plantelor altoite, la INCDS Brașov, a fost realizată beneficiind și de sprijinul colegelor noastre Gabriela Lupu, Mioara Olteanu și Mihaela Vieru.

Bibliografie

- Achim G., 2007.** Contribuții la stabilirea unor procedee noi de înmulțire eficientă a nucului și alunului. Ed. Conphys.
- Apostol E.N., Curtu A.L., Șofletea N., 2015.** Structura taxonomică intraspecifică într-un complex de cvercinee din estul României, la contactul cu zona silvostepii externe. *Revista de Silvicultură și Cinegetică* 37: 47-51.
- Barbu I., Curcă M., Barbu C., Ichim V., 2016.** Adaptarea pădurilor României la schimbările climatice. Ed. Silvică.
- Budeanu M., Șofletea N., Achim G., Daia M.L., Petcu C., 2014.** Date preliminare privind înființarea unei livezi semincere de stejar brumăriu în Dobrogea. *Revista de Silvicultură și Cinegetică* 35: 34-38.
- Buiteveld J., Bovenschen J., De Vries S.M.G., 2001.** Paternity analysis in a seed orchard of *Quercus robur* L. and estimation of the amount of background pollination using microsatellite markers. *Forest Genetics* 5(4): 331-337.
- Cheșnoiu E.N., Șofletea N., Curtu A.L., Toader A., Radu R., Enescu M., 2009.** Bud burst and flowering phenology in a mixed oak forest from Eastern Romania. *Annals of Forest Research* 52(1): 199-206.

- Cuza P., 2007.** Variabilitatea caracterelor morfometrice ale arborilor în populațiile stejarului pufos (*Quercus pubescens* Wild.) din Republica Moldova. *Studia Universitatis. Seria „Științe ale naturii”*, Chișinău, 1: 205-209.
- Cuza P., Florență G., 2010.** Particularitățile de creștere a puietilor stejarului pufos (*Quercus pubescens* Willd.) de diferită proveniență ecologică. *Studia Universitatis, Seria Științe ale naturii* 6(36): 49-52.
- Dascaluic A., Cuza P., Gociu D., 2005.** Starea și perspectivele de ameliorare a pădurilor de stejar pufos (*Quercus pubescens* Wild.) din Republica Moldova. *Analele Științifice ale Universității de Stat din Moldova, Seria Științe chimicobiologice*, 405-413.
- Dumitrescu A., Bojariu R., Bîrsan M.-V., Marin L., Manea A., 2014.** Recent climatic changes in Romania from observational data (1961-2013). *Theor Appl Climatol*, 122(1): 111-119.
- Ionita M., Scholz P., Chelcea S., 2016.** Assessment of droughts in Romania using the Standardized Precipitation Index. *Natural Hazards* 81(3): 1483-1498.
- Kajba D., Paviči N., Bogdan S., Katičić I., 2007.** Pomotechnical treatments in the broadleaf clonal seed orchards. *Šumarski list* 131(11-12): 523-528.
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Seidl R., Delzon S., Corona P., Koltröstrom M., Lexer M.J., Marchetti M., 2010.** Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259(4): 698-709.
- Matei F., 2011.** Health status of greyish and downy oak forest of Romanian Plain. *Analele Universității din Oradea, Fascicula: Protecția Mediului* 16: 329-336.
- Nanson A., 2004.** Génétique et amélioration des arbres forestières. Les presses agronomiques de Gembloux.
- Namkoong G., Boyle T.J.B., El-Kassaby Y.A., Palmberg-Lerche C., Eriksson G., Gregorius H.-R., Joly H., Kremer A., Savolainen O., Wickneswari R., Young A., Zeh-Nlo M., Prabhu R., 2002.** Criteria and indicators for sustainability forest management: assessment and monitoring of genetic variation. Forest Genetic Resources Working Papers no. FGR/37E, Rome, Italy. Forest Resources Development Service, Forest Resource Division.
- Pârnuță G., 2010.** Genetica și ameliorarea arborilor. Ed. Silvică.
- Pârnuță G., Budeanu M., Stuparu E., Scărlătescu V., Cheșnoiu E.-N., Tudoroiu M., Filat M., Nica M.-S., Teodosiu M., Lorentz A., Daia M., Dinu C., 2012.** Catalogul național al materialelor de bază pentru producerea materialelor forestiere de reproducere. Ed. Silvică.
- Postolache D., Popescu F., 2006.** Evaluarea diversității genetice a unor populații de stejari din Republica Moldova. *Mediul ambiant* 5(29): 36-41.
- Porth I., El-Kassaby Y.A., 2014.** Assessment of the Genetic Diversity in Forest Tree Populations Using Molecular Markers. *Diversity* 6(2): 283-295.
- Potop V., Constantinov T., 2010.** Manifestarea fenomenelor de uscăciune și secetă în Republica Moldova. Tipografia centrală Chișinău.
- Ramesh V., Gunaga R., 2012.** Flowering phenology in Teak seed orchards – genetic variation, measurement and implications to seed orchard fertility. In: Xiaoyang Zhan (ed.): Phenology and Climate Change, InTech, DOI: 10.5772/35658.
- Șofletea N., 2005.** Genetica și ameliorarea arborilor. Ed. Pentru Viață.
- Șofletea N., Curtu A.L., 2007.** Dendrologie. Ed. Universității “Transilvania”, Brașov.
- White T.W., Adams W.T., Neale D.B., 2007.** Forest genetics. CAB International, CABI Publishing.
- ICAS, 2008.** Amenajamentul UP IV Cobadin, O.S. Murfatlar.
- ICAS, 2014.** Amenajamentul UP IV Heracleea, O.S. Babadag.
- ICAS, 2014.** Amenajamentul UP V Dealul Bujorilor, O.S. Ciucurova.
- *** 2011.** Legea 107 / 2011, privind comercializarea materialelor forestiere de reproducere. M.O. 430 din 20.06.2011.

Abstract

Grafting the grayish oak (*Quercus pedunculiflora*) in order to establish the first seed orchard in Romania

With the purpose of establishing a seed orchard of gray oak (*Quercus pedunculiflora*) which will provide acorns for the whole area of the Dobrogea forest steppe (region of south-eastern Romania), in this paper are presented the most important aspects of obtaining grafted plants stage, whose accomplishment involves carrying out the following steps:

- » choosing trees donors of grafts, stage which was previously discussed (Budeanu *et al.* 2014),
- » performing cuttings for stimulating growth of annual branches in tree crowns of grafts donors,
- » sampling of graft branches,
- » vegetative multiplication by grafting,
- » monitoring of grafted plants.

Another working hypothesis which will be discussed in this material is represented by performing of phenological observations regarding flowering period of tree graft donors, which will allow, for the first time in Romania, the arrangement of grafted plants in the future seeds orchard to be carried out in strong correlation with flowering period of the clones: the clones with flowering in the same period will be placed beside.

To obtain viable graft branches one year before sampling branches are necessary to performed moderate – high intensity interventions in the crowns of grafts donors. Between the interventions intensity and the number of graft branches sampled were resulted a positive and very significant correlation.

Gray oak vegetative multiplication, in a controlled atmosphere, through *improved copulation* method, it was resulted in a 31.5% rate of success of grafting at the end of the first growing season.

In the Murfatlar seed orchard were identified donor clones of gray oak var. *atriconclados* that are flowering in the same period, thus will be assured the genetic gain in the 2nd seed orchard generation.

Keywords: breeding program, grafting, oak seed sources, phenological observations

IMPORTANCE OF PUBESCENT OAK (*QUERCUS PUBESCENS* WILLD.) FOR ROMANIAN FORESTS IN THE CONTEXT OF CLIMATE CHANGE

ECATERINA NICOLETA (CHESNOIU) APOSTOL, CRISTINA GEORGETA DINU, BOGDAN APOSTOL, ALEXANDRU LIVIU CIUVĂȚ, ADRIAN LORENTȚ, IOANA (GAFENCO) PLEȘCA, DRAGOȘ POSTOLACHE, ȘTEFAN LECA, CRISTIAN MIHAI ENESCU

1. Introduction

In Romania, in the last three decades, an increase in the annual average air temperature by 0.5 °C was recorded (Simota *et al.* 2014). By 2040, in the southeastern Romania, it is expected that the average temperature will increase by 1.3 °C and the average amount of rainfall will decrease by 10% (Simota *et al.* 2014). Also, in the south-west of the country, a significant tendency of warming was observed (Pravaliu *et al.* 2014). Moreover, it is expected that the global warming will cause changes in the water cycle (Păcurar 2007) and, as a consequence, the plants will migrate to higher elevations (Târziu 2010, Barbu 2016). Particularly, in Romania, due to forest fragmentation, the effects of climate change are expected to increase (Giurgiu 2010).

In this context, forest species with high adaptability to cope with climate change should be promoted within the forest ecosystems. One of the most suitable drought-resistant tree species is *Quercus pubescens* Willd. (downy oak, pubescent oak, white oak), a thermophilic and xerophilic taxon (Șofletea *et al.* 2011).

Downy oak is a deciduous oak species included in section *Dascia* Kotschy, series *Lanuginosae* Simk (Șofletea & Curtu 2007). As part of the Genus *Quercus* L. (oaks), which is one of the most ecologically and economically important taxa covering large parts of northern hemisphere and consists of about 300 to 500 species (Nixon 1993, Dzialuk *et al.* 2007), downy oak is distinguished by its resistance to extreme climatic conditions as found in forest-steppe habitats where it shows a slow growth rate.

2. Morphological description

Pubescent oak is a middle-size tree, which usually grows 15-20 m in height (Beldie 1952, Mitchell 1994, White *et al.* 2005, Șofletea & Curtu 2007, Doniță 2008, Bordács *et al.* 2009), rarely exceeding 25 m (Menitsky 2005, Humphries *et al.* 2006).

The bark is very rough, dark grey and divided into small flakes (Figure 1).



Fig. 1. *Quercus pubescens* morphological aspects
(Photo: E.N. Apostol)

The twigs are very variable in color, usually brown-grey and hairy. The buds are small, ovoid, hairy and orange-brown.

The leaves are very variable in shape, 4.5 – 8(12) cm long, with 3-6 pairs of lobes, sometimes with curly or wavy edges (Șofletea & Curtu 2007). In spring, the leaves are densely hairy on both sides, but in autumn, the hairs are located only on the abaxial part, mainly along the veins and at the bottom of lamina.

A single pubescent oak tree produces both male flowers and small female flowers. Male flowers are in the form of catkins, and when the pollen is released the catkins are yellow-brown, elongated (Chesnoiu *et al.* 2009). Usually, 1-3 female flowers are situated at the top of the stalks. The female flowers are pale green, situated on 2mm long peduncles and they have deep red stigmas (Mitchell 1994).

The fruit is an acorn, usually two on the same fruit peduncle (Enescu *et al.* 2012), narrow ovoid, acuminate and the cup is sessile or could have a very short peduncle (Șofletea & Curtu 2007), usually no more than 1 cm long (Figure 2) and the cups have scales pressed together (Enescu *et al.* 2012). According to a recent study, the length of cupule peduncle is the morphological descriptor with the highest discriminating power between pubescent oak and its closely related taxon, *Quercus virgiliana* Ten. (Enescu *et al.* 2013). The edge of cupule may be curved, regular or irregular and the shape of cupule scales could be triangular, pyriform or pyriform with gibbosity (Di Pietro *et al.* 2016).



Fig. 2. Acorn of pubescent oak (Photo: C.M. Enescu)

3. Distribution and habitat

Downy oak has a wide distribution range that extends from the north-east of the Iberian Peninsula to Asia Minor and includes also areas bordering the Caspian Sea. *Q. pubescens* is frequently found on dry sunny slopes from forest steppe (>300 m) up to 500–600 m in the hilly area (Feurdean *et al.* 2011). Pubescent oak, together with pedunculate oak and sessile oak are the most common oak species in Central Europe (Arend *et al.* 2011, Botnarescu & Florență 2011).

In Romania, *Q. pubescens* occurs naturally on an area of approximately 9700 ha (IFN 2012), and it is mainly distributed in Dobrogea, Oltenia, Muntenia and South of Moldova, but also in Transilvania, at altitudes up to 650 m (Șofletea & Curtu 2007).

Across its distribution range, downy oak can be found in association with other oak species (e.g. *Quercus robur*, *Quercus pedunculiflora*, *Quercus frainetto*, *Quercus cerris*, *Quercus virgiliana*, *Quercus petraea*) and different tree and shrub species (e.g. *Tilia* sp., *Carpinus* sp., *Acer* sp., *Cornus* sp.), but also can grow as the main species or even can create pure forest stands.

4. Ecology

Pubescent oak grows in dry (xeric) conditions and resists very well drought periods (Čermák *et al.* 2008), being one of the most important tree species for Romania in this regard (Mănescu 2005, Șofletea & Curtu 2007, Florență 2015).

It is well adapted to extreme site conditions and it has a high survival capacity due to the reduction of collar

buds and biomass (Wellstein & Cianfaglione 2014).

5. Threats and Diseases

Downy oak is susceptible to *Phytophthora cinnamomi* Rands., *Phytophthora ramorum* (Werres *et al.* 2001) and highly vulnerable to *Phytophthora quercina* (Jung and Burgess 2009), especially in the Mediterranean countries (Pasta *et al.* 2016). In Romania, it is mostly affected by defoliators (*Lymantria dispar*, *Tortrix viridana* and geometrids) (Simionescu *et al.* 2012).

The regeneration of the species is in danger due to pollution, heavy metal accumulation in soil (Cocozza *et al.* 2012), and because of grazing (Milios *et al.* 2014), which may lead to ecosystem deterioration.

6. Importance of species in the context of climate change

In Europe, climate change is materialized by increasing temperatures and intensification of droughts that may cause several consequences to forests ecosystems. In this context, some of the potential adaptive strategies may include: (i) maintenance of current forest types; (ii) providing *in situ* conservation; (iii) assisted migration and substitution of species; (iv) extinction risks for populations with low ecological plasticity (Bussotti *et al.* 2015). It is expected that marginal forest tree populations will have the strongest response to climate change (He *et al.* 2005).

One of the main effects of climate change in Europe consists in oak decline. According to recent studies (Șimonca *et al.* 2011, Dănescu *et al.* 2015, Doležal *et al.* 2016, Tulik & Bijak 2016), the climate conditions observed in the last decades, especially drought, represent one of the main factors that cause population decline or even increased mortality in oak species, such as pedunculate oak (*Quercus robur* L.).

In comparison with pedunculate oak, *Q. pubescens* has a remarkable strategy of tolerance to drought (Damesin & Rambal 1995, Poyatos *et al.* 2008, Contran *et al.* 2012), by restricting its physiological activity during drought periods (Weber *et al.* 2007). Moreover, it was also reported that in mixed downy oak-Scots pine stands, *Q. pubescens* is more resistant to drought in comparison with *Pinus sylvestris* L. (Eilmann *et al.* 2006).

Thanks to the above-mentioned feature, *i.e.* drought-tolerance, downy oak is one of the main tree species used in landscape architecture in big cities, such as Rome, where it is contributing to the decreasing of air temperature due to the significant carbon sequestration capability (Gratani & Varone 2006).

In Romania, in the context of contemporary climate change, downy oak is expected to play an important ecological role especially in the specific parts of the country that are affected by desertification. Due to improper land management in the last two centuries, characterized by unsustainable exploitation of oak species, including pubescent oak, conversion of forests to agricultural land and promoting non-native species, such as black locust, together with unfavorable climate

conditions from last decades a general trend towards an aridization process was observed. Sites where oaks were growing centuries ago, nowadays include pure black locust stands, which account for around 250000 ha in Romania, being mainly located in arid regions like Oltenia, Bărăgan, Dobrogea (Enescu & Dănescu 2013). By taking into consideration the above-mentioned as-

pects, developing both *in-situ* and *ex-situ* conservation, measures for pubescent oak are stringently needed (Dascaluic et al. 2005). One of the main problems found for the dynamic management of this species at the national level is represented by very low number of forest stands designated as sources for production of reproductive material and stands designated as forests genetic resources (FGR) (Figure 3).

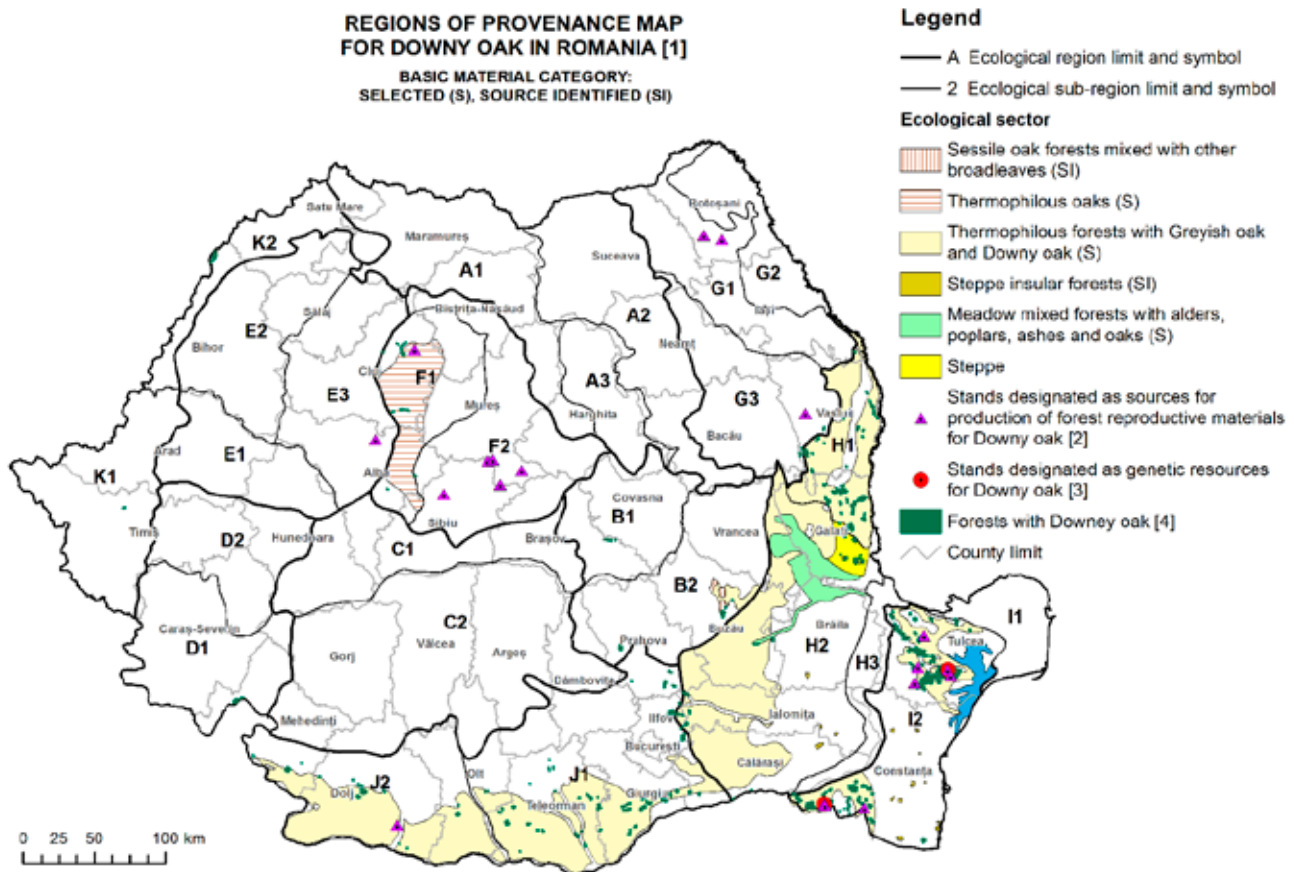


Figure 3. Distribution of basic material and of Forest Genetic Resources across Provenance Regions Map for downy oak in Romania ([1] Pârnuță et al. 2010, [2] Pârnuță et al. 2012, [3] Pârnuță et al. 2011, [4] Doniță et al. 2008)

Also, the shortage of storage facilities for the reproductive material and *in-vitro* propagation technologies represent also a big challenge for foresters.

Expanding future species distribution range through generative propagation should be taken into account, as proven to be more effective compared with vegetative techniques (Matei 2011).

In Central Europe, downy oak should be regarded as a suitable alternative, which will benefit from the warming climate in the summer (Holland et al. 2016). This strategy can be successfully integrated in Romania.

7. Conclusions

The current situation on downy oak resources management in Romania shows the growing need to designate new stands for reproductive material production and forests genetic resources.

Due to its capability to grow in habitats with extremely high temperatures and low level of precipitation, pubescent oak has a very important ecological role.

Future research projects and management measures should be focused on promoting this species at the national level, within its entire ecological range, especially in sites where it represents the only solution for afforestation.

Acknowledgements

Ecaterina Nicoleta Apostol (Chesnoiu)'s research was supported by the Sectorial Operational Programme Human Resources Development (SOP HRD), financed from the European Social Fund and by the Romanian Government under the project number POSDRU/159/1.5/S/134378 and by the Nucleu-GEDEFOR Programme.

References

- Arend M., Kuster T., Günthardt-Goerg M.S., Dobbertin M., 2011. Provenance – specific growth responses to drought and air warming in three European oak species (*Quercus robur*, *Q. petraea* and *Q. pubescens*). *Tree Physiology* 31(3): 287-297.
- Beldie A., 1952. Genul *Quercus*. In Nyarady E. (ed.): *Flora R.P.R.* vol. I. Ed. Academiei R.P.R., 224-261.

- Botnarescu V., Florență G., 2011.** Răspândirea stejarului pufos (*Quercus pubescens*) în Moldova În: Materialele Simpozionului științific internațional: Rezervația „Codrii” 40 ani. Chișinău: Î.E.P. Știința, 56-59.
- Bordács S., Zhelev P., Schirone B., 2009.** EUFORGEN, Technical Guidelines for genetic conservation and use for pubescent oak (*Quercus pubescens* Willd.). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy, 1-6.
- Bussotti F., Pollastrimi M., Holland V., Brüggemann W., 2015.** Functional traits and adaptive capacity of European forests to climate change. *Environmental and Experimental Botany* 111: 91-113.
- Čermák J., Tognetti R., Nadezhdina N., Raschi A., 2008.** Stand structure and foliage distribution in *Quercus pubescens* and *Quercus cerris* forests in Tuscany (Central Italy). *Forest Ecology and Management* 255: 1810-1819.
- Chesnoiu E.N., Șofletea N., Curtu A.L., Toader A., Radu R., Enescu M., 2009.** Bud burst and flowering phenology in a mixed oak forest from Eastern Romania. *Annals of Forest Research*, 52 (1): 199-206.
- Cocozza C., Palumbo G., Colombo C., Pinto V., Tognetti R. 2012.** Eco-physiological characteristics and cadmium accumulation in Downy oak (*Quercus pubescens* Willd.). *Forest* 9: 217-226.
- Contran N., Gunthardt-Goerg M.S., Kuster T.M., Cerana R., Crosti P., Paoletti E., 2013.** Physiological and biochemical responses of *Quercus pubescens* to air warming and drought on acidic and calcareous soils. *Plant Biology*, 15 (s1): 157-168.
- Damesin C., Rambal S., 1995.** Field study of leaf photosynthetic performance by a Mediterranean deciduous oak tree (*Quercus pubescens*) during a severe summer drought. *Tree Phytologist* 131(2): 159-167.
- Dascalui A., Cuza P., Gociu D., 2005.** Starea și perspectivele de ameliorare a pădurilor de stejar pufos (*Quercus pubescens* Willd.) din Republica Moldova. *Analele științifice ale Universității de Stat din Moldova, Seria Științe chimico-biologice*: 405-413.
- Dănescu F., Ungurean C., Chira F., Horga D., Jung T., 2015.** Uscarea anormală a stejarului din O.S. Livada. *RSC* 37: 66-79.
- Di Pietro R., Di Marzio P., Medagli P., Misano G., Silletti G.N., Wagensommer R.P., Fortini P., 2016.** Evidence from multivariate morphometric study of the *Quercus pubescens* complex in southeast Italy. *Botanica Serbica* 40(1): 83-100.
- Doležal J., Lehečková E., Sohar K., Altman J., 2016.** Oak decline induced by mistletoe, competition and climate change: a case study from central Europe. *Preslia* 88: 323-346.
- Doniță N., 2008.** *Quercus virgiliana* Ten., un arbore de interes pentru silvicultura din zonele aride. *Revista Pădurilor* 4: 18-19.
- Doniță N., Bândiu C., Biriș, I. A., Gancz, V., Apostol J., Marcu C., 2008.** Harta forestieră a României pe unități ecosistemice, scara 1:500 000. Ed. Silvică.
- Dzialuk A., Chybicki I., Welc M., Sliwiska E., Burczyk J., 2007.** Presence of Triploids among Oak Species. *Annals of Botany*, 99: 959-964.
- Eilmann B., Weber P., Rigling A., Eckstein D., 2006.** Growth reactions of *Pinus sylvestris* L. and *Quercus pubescens* Willd. to drought years at a xeric site in Valais, Switzerland. *Dendrochronologia* 23(3): 121-132.
- Enescu C.M., Șofletea N., Curtu A.L., 2012.** Fruit morphological variability of pubescent oak (*Quercus pubescens* Willd.) in two geographical regions of Romania. *Revista Pădurilor* 6: 19-23.
- Enescu C.M., Dănescu A., 2013.** Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) – an invasive neophyte in the conventional land reclamation flora in Romania. *Bulletin of the Transilvania University of Brașov, Series II: Forestry • Wood Industry • Agricultural Food Engineering* 55(2): 23-30.
- Enescu C.M., Curtu A.L., Șofletea N., 2013.** Is *Quercus virgiliana* a distinct morphological and genetic entity among European white oaks? *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* 37(5): 632-641.
- Feurdean A., Tanțău I., Fărcaș S., 2011.** Holocene variability in the range distribution and abundance of *Pinus*, *Picea*, *Abies*, and *Quercus* in Romania; implications for their current status. *Quaternary Science Reviews* 30(21-22): 3060-3075.
- Florență G., 2015.** Particularitățile biologice ale stejarului pufos (*Quercus pubescens* Willd.) din Republica Moldova. Teză de doctorat, Univ. de Stat din Moldova, Chișinău, http://www.cnaa.md/files/theses/2015/23404/ghergh_e_florenta_thesis.pdf
- Giurgiu V., 2010.** Forests and climate change. *Revista Pădurilor* 3: 3-17.
- Gratani L., Varone L., 2006.** Carbon sequestration by *Quercus ilex* L. and *Quercus pubescens* Willd. and their contribution to decreasing air temperature in Rome. *Urban Ecosyst* 9: 27-37.
- He H.S., Hao Z., Mladenoff D.J., Shao G., Hu Y., Chang D., 2005.** Simulating forest ecosystem response to climate change warming incorporating spatial effects in north-eastern China. *Journal of Biogeography* 32: 2043-2056.
- Holland V., Koller S., Lukas S., Brüggemann W., 2016.** Drought and frost – induced accumulation of soluble carbohydrates during accelerated senescence in *Quercus pubescens*. *Trees* 30: 215-226.
- Humphries C., Press C., Sutton D., 2006.** Guide to trees of Britain & Europe. Philip Publ.
- Inventarul Forestier Național (IFN), 2012.** Rezultate IFN Ciclul I (2008-2012).
- Matei F., 2011.** Health status of greyish and downy oak forest of Romanian Plain. *Analele Universității din Oradea, Fascicula: Protecția Mediului* 16: 329-336.
- Mănescu M., 2002.** Cercetari privind evolutia arboretelor instalate pe terenurile degradate din Dobrogea. *Anale ICAS*, 45: 165-170.
- Menitsky Yu. L., 2005.** Oaks of Asia. Science Publishers.
- Milios E., Pipinis E., Kitikidou K., Batziou M., Chatzakis S., Akritidou S., 2014.** Are sprouts the dominant form of regeneration in a lowland *Quercus pubescens* – *Quercus frainetto* remnant forest in North-eastern Greece? A regeneration analysis in the context of grazing. *New Forests* 45(2): 165-177.
- Mitchell A., 1994.** Trees of Britain & Northern Europe. Collins Field Guide.
- Nixon K.C., 1993.** Infrageneric classification of *Quercus* (Fagaceae) and typification of sectional names. *Annales des Sciences Forestières* 50 (suppl. 1): 25s-34s.
- Pasta S., de Rigo D., Caudullo G., 2016.** *Quercus pubescens* 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. e019e5c+.
- Păcurar V.D., 2007.** Possible climate change influence on land degradation processes and forest reclamation. *Proceedings of Lucrările sesiunii științifice bienale cu participare internațională Pădurea și Dezvoltarea Durabilă*, Brașov, România: 367-370.
- Pârnuță G., Lorentz A., Tudoroiu M., Petrila M., 2010.** Regiunile de proveniență pentru materialele de bază din care se obțin materialele forestiere de regenerare. Ed. Silvică.
- Pârnuță G. (coord.), 2011.** Catalogul național al resurselor genetice forestiere. Ed. Silvică.
- Pârnuță G. (coord.), 2012.** Catalogul național al materialelor de bază pentru producerea materialelor forestiere de reproducere. Ed. Silvică.
- Poyatos R., Llorens P., Pinol J., Rubio C., 2008.** Response of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and pubescent oak (*Quercus pubescens* Willd.) to soil and atmospheric water deficits under Mediterranean mountain climate. *Annals of Forest Science* 65: 306.
- Pravaliu R., Sirodev I., Peptenatu D., 2014.** Changes in the forest ecosystems in areas impacted by aridization in south-western Romania. *Journal of Environmental Health Science & Engineering* 12:2.
- Simionescu A., Chira D., Mihalciuc V., Ciornei C., Tulbure C., 2012:** Starea de sănătate a pădurilor din România din perioada 2001-2010. Ed. Mușatinii, Suceava, 216-221, 261-294.
- Simota C., Dumitru S., Vizitiu O., Coteț V., Ignat P., Mateescu E., Alexandru D., Cofas E., 2014.** Ghid de bune practici agricole pentru atenuarea efectului schimbărilor climatice asupra agriculturii. ICPA, ANM, USAMV București. Document available at: www.icpa.ro/documente/ADER%20511_ghid.pdf.
- Șimonca V., Orioan I., Tăut I., 2011.** The Research of some Elements from Climate Regime with the Influence of the Forests from River Somes upon Vegetation Condition, *ProEnvironment*, 4: 20-26.

Șofletea N., Curtu L., 2007. Dendrologie. Ed. Universității Transilvania, Brașov.

Șofletea N., Enescu C.M., Curtu A.L., 2011. Small-scale morphological descriptors analysis in four Romanian oak stands reported to Series *Lanuginosae* Simk. *Bulletin of Transilvania University of Brașov, Series II: Forestry • Wood Industry • Agricultural Food Engineering* 53(2): 77-84.

Târziu D.R., 2010. Climate change and quality of life on Terra. *Revista Pădurilor* 3: 18-23.

Tulik M., Bijak S., 2016. Are climatic factors responsible for the process

of oak decline in Poland? *Dendrochronologia* 38: 18-25.

Weber P., Bugmann H., Rigling A., 2007. Radial growth responses to drought of *Pinus sylvestris* and *Quercus pubescens* in an inner-Alpine dry valley. *Journal of Vegetation Science* 18(6): 777-792.

Wellstein C, Cianfaglione K., 2014. Impact of Extreme Drought and Warming on Survival and Growth Characteristics of Different Provenances of Juvenile *Quercus pubescens* Willd. *Folia Geobotanica* 49: 31-47.

White J., White J., Walters S.M., 2005. *Trees – A field guide to the trees of Britain and Northern Europe*. Oxford University Press.

Abstract

In the last three decades, an increase in the annual average air temperature by 0.5 °C was recorded in Romania. By 2040, it is expected that the average temperature will increase by 1.3 °C and the average amount of rainfall will decrease by 10%. In this context, species able to adapt to the contemporary climate change should be promoted. One of the most suitable species is *Quercus pubescens* Willd. (downy oak, pubescent oak). This species is expected to play an important ecological role especially in the specific parts of the country that are affected by desertification. By taking into consideration the above-mentioned aspects, the *in-situ* and *ex-situ* conservation of pubescent oak is needed. One of the main problems regarding the management of this species at national level is represented by the very low number of stands designated as sources for production of reproductive material and stands designated as genetic resources. Future research projects and management measures should be oriented in promoting this species at national level, especially in sites where it represents the only solution for afforestation.

Keywords: climate change, *Dascia*, pubescent oak, *Quercus pubescens*, genetic resource

Rezumat

Importanța stejarului pufos (*Quercus pubescens* Willd.) pentru pădurile României în condițiile schimbărilor climatice

În România, în ultimele trei decade, a fost înregistrată o creștere a temperaturii medii a aerului cu 0,5 °C. Până în anul 2040, este de așteptat ca temperatura să crească cu 1,3 °C, iar cuantumul precipitațiilor să se reducă cu 10%. În acest context, speciile capabile a se adapta la schimbările climatice contemporane ar trebuie promovate. Una dintre acestea este stejarul pufos (*Quercus pubescens* Willd.). Este preconizat că această specie va deține un rol ecologic important mai ales în anumite regiuni ale țării afectate de deșertificare. Având în vedere aspectele prezentate anterior, conservarea *in-situ* și *ex-situ* a stejarului pufos este necesară. Una dintre problemele majore cu privire la managementul acestei specii la nivel național este reprezentată de numărul mic de arborete desemnate surse de material reproductiv și arborete desemnate resurse genetice. Viitoarele proiecte de cercetare și măsuri manageriale ar trebui să promoveze această specie la nivel național, mai ales în stațiunile unde reprezintă singura soluție de împădurire.

Cuvinte cheie: *Dascia*, stejar pufos, schimbări climatice, *Quercus pubescens*

FAGUS SYLVATICA F. LEUCODERMIS GEORG. ET TĂTĂRANU ȘI FAGUS SYLVATICA TYPICA SCHUR: O ANALIZĂ FENOTIPICĂ COMPARATIVĂ

RADU POPESCU, NECULAE ȘOFLETEA

1. Introducere

Îmbunătățirea continuă a tehnologiilor de îngrijire și conducere a culturilor forestiere prin cunoașterea variabilității morfologice a speciilor, inclusiv a diferitelor forme și varietăți ale acestora, reprezintă un obiectiv prioritar în contextul actual al modificărilor climatice. Aceasta deoarece arboretele trebuie să îndeplinească cu maximă eficiență efectele de protecție și producție, în condițiile gestionării durabile a pădurilor (Untaru *et al.* 2012).

Cunoașterea unităților intraspecifice precum și a caracteristicilor fiecăreia în parte este deosebit de importantă, prin prisma capacității de adaptare a speciei. Deși o specie poate fi caracterizată suficient de bine prin caractere și trăsături medii, numeroase date din ultimul timp consideră necesară schimbarea acestei asmuții, plecând de la faptul că variabilitatea intraspecifică poate afecta diferite procese ecologice (Albert *et al.* 2011), căpătând astfel conotație adaptivă. Cu toate acestea, trebuie avut în vedere și faptul că, apariția unor caractere se poate produce și prin geneza unor variații neutrale, fără efecte în adaptare la mediu (Whitehead & Crawford 2006).

Fagul (*Fagus sylvatica* L.), este o specie de mare reprezentativitate în pădurile europene, cu atât mai mult în cele ale României, în care deține o pondere de 31% ca suprafață, respectiv de 38% ca volum pe picior (IFN 2008-2012, http://www.mmediu.ro/app/webroot/uploads/files/2016-06-08_Rezultate_IFN.pdf).

Din perspectiva structurii taxonomice intraspecifice, fagul prezintă în arealul său de răspândire un număr mare de subspecii, varietăți și forme. Dintre cele care se regăsesc în pădurile României, literatura (Săvulescu 1952 – red. princ., Stănescu 1979, Stănescu *et al.* 1997, Șofletea & Curtu 2007) consemnează infrataxonii: *F. s. ssp. sylvatica*, *F. s. ssp. moesiaca* (considerat în unele zone din arealul său extracarpatic chiar ca specie, deși date din evaluări genetice și morfologice (Denk 1999) converg spre considerarea sa în nomenclatura sinonimă a speciei *F. sylvatica*), *F. s. var. pendula*, *F. s. var. vulgaris*, *F. s. f. czeczottae*, *F. s. f. beckii*, *F. s. f. leucodermis*, *F. s. f. quercoides* etc. De asemenea, în arealul fagului acesta înregist-

trează o gamă largă de rase geografice, a căror geneză rezultă din evoluția îndelungată supusă presiunii selective a mediului: *Fagus sylvatica borealis* – pe litoralul Mării Baltice, la altitudini mici; *F. s. britanica* – în sudul Angliei; *F. s. scandinavica* – în sudul Peninsulei Scandinave; *F. s. celtica* – în nordul Franței; *F. s. pomeranica* – în Danemarca). Totodată, unele populații de fag din arealul său general au fost caracterizate drept climati-puri: *F. s. pyrennaica* – din Prinei; *F. s. gallica* – din Munții Jura; *F. s. alpina* – din Alpii Vestici; *F. s. austriaca* – din Alpii Austriei; *F. s. apenninica* – din Apenini; *F. s. hercynica* – din zona montană și colinară a Europei Centrale; *F. s. carpatica* – din Carpații Slovaciei; *F. s. polonica* și *F. s. silesiaca* – din munții Poloniei; *F. s. transsilvanica* – din Carpații Românești; *F. s. balcanica* – din Balcani; *F. s. podolica* – din Podișul Podolic și Moldovenesc) – (Stănescu *et al.* 1997).

Fagus sylvatica leucodermis este o formă puțin reprezentată în arealul speciei, dar care datorită culorii albe specifice a scoarței, fără pete cenușii, a atras atenția biologilor și, desigur, a silvicultorilor. În literatura de specialitate sunt foarte puține date referitoare la această formă a fagului. Contradicțiile cele mai frecvente pleacă încă de la încadrarea sa taxonomică. Astfel, Korac (1974) consideră că este o formă specifică doar pentru *Fagus moesiaca*, deși, așa cum s-a precizat anterior, chiar și statutul de specie de sine stătătoare al acestuia este discutabil. O altă părere este aceea conform căreia această formă apare sub influența condițiilor climatice și de sol (Stănescu 1979). Mai mult, se apreciază că fagul leucodermic are lemn deosebit de valoros, de culoare albă, omogen, ușor fizibil, cu inele înguste, de lățime egală și procent mic de inimă roșie (Stănescu 1979).

La noi în țară, prezența unor astfel de arborete este semnalată de Dumitriu-Tătăranu *et al.* (1960) la Telciu (Bistrița-Năsăud), Comandău (Covasna), Șinca Nouă (Brașov), Buila-Vânturarița și Muntele Stogu (Vâlcea), Ilișești (Suceava). De asemenea, Pașcovici (1994) semnalează această formă a fagului în pădurea Păltinoasa (Suceava), iar Enescu (1975) în zona Săcărâmb (Hunedoara) și Suharău (Botoșani).

Dintre arboretele de fag leucodermic existente la noi în țară, mai reprezentative par a fi cele din Pădurea Pălinoasa, în bazinul pâraului Bucoviciorul, Ocolul Silvic Gura Humorului și respectiv de la Săcărămb, Ocolul Silvic Simeria. Această ultimă locație, supranumită și „pădurea de argint”, care face obiectul cercetărilor de față, este constituită ca arie naturală protejată (Măgurile Săcărămbului, categoria a IV-a IUCN; http://www.mmediu.ro/beta/wp-content/uploads/2012/05/2012-05-02_sesiunea3_listaariilornaturaleprotejate.pdf; <http://www.drumetiimontane.ro/arii-naturale-protejate/judetul-hunedoara/magurile-sacarambului>), în suprafață de 13 ha, tocmai pentru a conserva genofondul de „fag alb”.

Cercetările efectuate au urmărit atât caracterizarea morfologică a populației respective, cât și evaluarea unor indici structurali ai acesteia, prin comparație cu o populație de *F. sylvatica typica* existentă în aceeași regiune fitoclimatică, în condiții staționale echivalente. S-a emis ipoteza că datele obținute vor oferi noi argumente pentru conservarea resursei genetice respective.

2. Localizarea cercetărilor

Cercetările au fost localizate în u.a. 334B, UP III Certej, Ocolul Silvic Simeria, pentru arboretul de *F. s. f. leucodermis* și respectiv în u. a. 68B, UP IV Roșcani, Ocolul Silvic Dobra, pentru arboretul de referință constituit din exemplare de *F.s. var. typica*. Arboretul de *F. s. var. typica* a fost astfel ales astfel încât să se afle în condiții staționale echivalente. Astfel, tipul de stațiune în ambele arborete este 4.4.3.0.: Montan – premontan de făgete de bonitate superioară, brun edafic mare, cu *Asperula – Dentaria*, iar altitudinea medie în ambele locații este de 850 m. Temperatura medie anuală (7,9°C) și precipitațiile medii anuale de 950 mm (valori determinate din Atlasul Climatologic al României), determină o valoare a indicelui anual de ariditate de Martonne de 53. Totodată, solul este un eutricambosol tipic, astfel că, caracteristicile climatice și edafice sunt optime pentru fag. Totodată, cele două arborete sunt echivalente și ca tip de structură (relativ echiene) și vârstă (100 ani).

Ambele arborete sunt păduri de interes științific, de ocrotire a genofondului și ecofondului forestier: arboretul de *F.s. f. leucodermis* este inclus în Catalogul Național al materialelor de bază ca sursă de semințe selecționate (Cod unic: FA-E130-2, Pârnuță et al. 2012), fiind în același timp și arie naturală protejată categoria IV IUCN (fig. 2), în timp ce arboretul de referință de *F.s. typica* face parte din zona tampon pentru „Codrii Seculari Dobrișoara” (fig. 1).



Fig. 1. Localizarea suprafețelor de cercetare



Fig. 2. Arboretul de *Fagus sylvatica f. leucodermis* (OS Simeria, UP III, ua 334B)

3. Material și metode de lucru

În fiecare din cele două arborete au fost analizate câte 60 exemplare, din câte 6 suprafețe de cercetare, fiecare a câte 10 arbori.

Un prim set de date a rezultat din evaluarea fenotipică a arborilor prin descriptorii ai trunchiurilor și coroanelor concretizați în:

a. *Caractere măsurate sau calculate:*

- » diametrul de bază (măsurat pe două direcții, valoarea maximă și respectiv minimă, din cm în cm);
- » înălțimea (H), măsurată cu Vertex;
- » diametrul proiecției coroanei pe sol (D), măsurat pe două direcții: valoarea maximă și respectiv minimă;
- » înălțimea elagată (H_e), măsurată cu Vertex;
- » înălțimea coroanei: $H_c = H - H_e$;
- » suprafața proiecției verticale a coroanei: $SPVC = \pi ab$, în care $a = H/2$ și $b = D/2$.

Formula pentru $SPVC$ rezultă din asocierea formei generale a coroanei fagului cu un elipsoid (Bartelink 1997).

Pentru calculele și interpretările statistice ale acestor descriptorii s-a testat normalitatea distribuției cu statistica Student.

b. *Caractere evaluate prin scări de departajare a claselor:*

- » clasa Kraft;
- » rectitudinea tulpinii, conform scării de cuantificare: 1-trunchi rectiliniu; 2-trunchi cu curbură în treimea superioară; 3-trunchi cu curbură în treimea mijlocie; 4-trunchi cu curbură în treimea inferioară; 5-trunchi sinuos;
- » forma tulpinii, evaluată astfel: 1-tulpină fără înfurcări; 2-tulpină cu o înfurcare; 3-tulpină cu două sau mai multe înfurcări.

Un al doilea set de date a rezultat din analiza descriptorilor frunzelor. În acest scop, din fiecare dintre cele două arborete s-au recoltat câte 5 frunze complet dezvoltate/arbore, din câte 20 arbori, care au fost măsurate și analizate cu ajutorul WinFolia (fig. 3), rezultând date pentru descriptorii: lungimea laminei (LL), lungimea

pețiolului (LP), lățimea laminei (WL), distanța de la lățimea maximă a laminei până la baza ei (WBL), numărul perechilor de nervuri (N) și distanța dintre nervurile secundare din zona mijlocie a frunzei (NV).

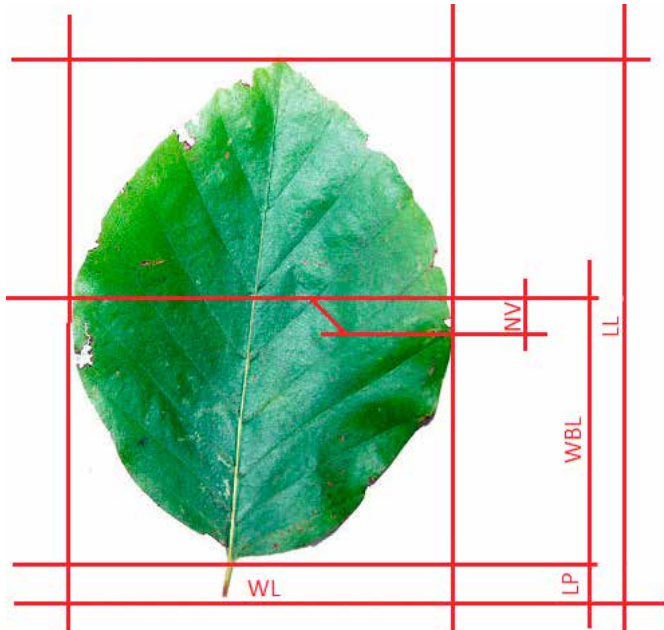


Fig. 3. Descriptorii morfologici ai frunzelor

Un al treilea set de date a constat în analiza creșterilor radiale și respectiv determinarea densității convenționale a lemnului. În acest scop, în fiecare din cele două locații s-au prelevat carote de creștere din câte 5 arbori aleși din categoria diametrului mediu al celor 60 arbori evaluați intrapopulațional. Creșterile radiale au fost măsurate și procesate cu software-ul echipamentului WinDendro. Pentru determinarea densității convenționale a fost folosită metoda saturației (Ketylwerth 1954). Probele de creștere au fost fierte în apă distilată până la saturație, împărțite în trei părți egale (1/3 interioară, 1/3 mijlocie și 1/3 exterioară), cântărite, uscate și apoi cântărite din nou cu ajutorul termobalanței. Densitatea convențională a fost determinată cu formula:

$$\delta_c = \frac{1}{\frac{1}{\delta_{sl}} + \frac{m_{\max}}{m_0} - 1}$$

unde:

δ_c – densitatea convențională

δ_{sl} – densitatea substanței lemnoase (constantă egală cu 1,53 g/cm³)

m_{\max} – masa probei saturate

m_0 – masa probei uscate

Al patrulea set de date a constat din analiza unor indici de caracterizare a structurii celor două arborete diferențiate după apartenența taxonomică intraspecifică (Ciubotaru & Păun 2014) și anume:

Indicele de diversitate a diametrelor. Acest indice a fost propus de Pommerening (2002) și se calculează cu relația:

$$T = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{1}{n} \sum_{j=1}^n (1 - d_{ij}) \right)$$

în care: N reprezintă numărul suprafețelor de probă; n – numărul arborilor considerați vecini arborelui analizat; d_{ij} – valoare acordată în funcție de diametrul arborelui analizat d_i și a celui vecin d_j ($d_{ij} = 0$ dacă $d_i > d_j$ și $d_{ij} = 1$ dacă $d_i < d_j$).

Pentru fiecare arboret, N a avut valoarea 60, considerându-se suprafața de probă constituită din fiecare arbore și vecinii acestuia.

Neomogenitatea distribuției diametrelor. S-a evaluat cu formula propusă de Pommerening (2002):

$$N_d = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n |D_{1i} - D_{2i}|$$

în care: n – este numărul claselor de diametre; D_{1i} – reprezintă frecvența arborilor din clasa i de diametre, în populația 1; D_{2i} – reprezintă frecvența arborilor din clasa i de diametre, în populația 2; cele două populații sunt reprezentate de arboretele analizate.

Valorile acestui indice sunt incluse în intervalul [0,1] și se interpretează astfel:

- » dacă $N_d > 1$: distribuția arborilor pe categorii de diametre în cele două populații este diferită;
- » dacă $N_d < 0$: distribuția arborilor pe categorii de diametre în cele două populații este asemănătoare;

Indicele de diversitate a coroanelor. A fost propus de Jaehne și Dohrenbusdh (1997) și se calculează cu relația:

$$K = \left[1 - \log \left(\frac{\sum_{i=1}^n Ka_{\min}}{n} \right) \right] + \left(\frac{\sum_{i=1}^n Kd_{\min}}{\sum_{i=1}^n Kd_{\max}} \right)$$

în care: n este numărul de arbori selectați pentru calculul indicatorului (se recomandă 4 arbori/suprafață de cercetare: doi cu diametrele cele mai mici ale coroanelor, respectiv doi cu diametrele cele mai mari); Ka_{\min} – cea mai mică înălțime a coroanei, din cele măsurate; Kd_{\min} – cel mai mic diametru al coroanelor măsurate; Kd_{\max} – cel mai mare diametru al coroanelor măsurate.

Prelucrarea datelor experimentale și reprezentarea grafică a rezultatelor a fost efectuată cu ajutorul Microsoft EXCEL și STATISTICA 8.0.

4. Rezultate și discuții

Descriptorii trunchiurilor și coroanelor

Din analiza valorilor medii din cele două populații statistice cu specificitate taxonomică intraspecifică (tab. 1) au rezultat valori aproape egale pentru diametrul de bază și înălțimea medie a arborilor. În raport cu înălțimea realizată la vârsta de 100 ani, cele două arborete se încadrează la clasa I-a de producție. În cele două arborete, valoarea coeficientului de corelație Pearson între cele două variabile este de 0,61-0,62, indicând un nivel mediu de corelare între diametrul de bază și înălțime, valoarea lui r fiind foarte apropiată de cea

obținută anterior ($r=0,57$) de Budeanu și Marin (2013). Totodată, în ambele populații analizate au rezultat indici de zveltețe de circa 82, valoare convenabilă din perspectiva asigurării stabilității celor două arborete la vânt și zăpadă.

Valoarea foarte apropiată determinată în cele două arborete pentru diametrul de bază mediu (37,8 cm pentru *F.s. f. leucodermis*, respectiv 38,3 cm pentru *F.s. typica*) indică reacția similară față de condițiile de mediu, de asemenea asemănătoare în cele două cazuri. Aceeași concluzie a rezultat și din valoarea identică de 0,36 a indicatorului sintetic structural N_d (neomogenitatea distribuției diametrelor – [Pommerening (2002), în Ciubotaru & Păun (2014)], deoarece neomogenitatea este dovedită doar când N_d tinde spre 1. Ori, în cazul de față N_d reprezintă doar circa 1/3 din valoarea maximă posibilă, indicând un nivel relativ ridicat de similaritate între cele două arborete (tab. 2). Pe de altă parte, între cele două arborete a rezultat o diferență importantă în privința indicelui de diversitate a diametrelor [T – Pommerening (2002), în Ciubotaru & Păun (2014)], care are valoare mult mai mare în arboretul de *F.s. typica* (tab. 2).

Un bun indicator al calității lemnului precum și al valorii sale economice, îl reprezintă înălțimea elagată. În acest caz, făgetul leucodermic este superior prin faptul că, în medie, prezintă trunchiuri fără crăci pe o înălțime de 21,4 m, valoare superioară cu 13,2 % față de media realizată de *F.s. typica*.

În contextul valorilor medii similare realizate de cei doi infrataxonii pentru diametrul de bază și înălțime, din analiza datelor privind dimensiunile coroanelor, dimpotrivă, diferențele între aceștia sunt notabile, deși gradul de închidere al arboretelor este similar. Astfel, pentru fagul leucodermic au rezultat coroane mult mai largi decât în arboretul de *F.s. typica* (diferență de 44%), dar mai scurte (diferență de 24%). În acest context, din calculul suprafeței proiecției verticale (laterale) a coroanei (SPVC) a rezultat o valoare mai mare cu 6,4 m² (15,9%) pentru *F.s. f. leucodermis*. Se poate prezuma că fagul leucodermic ar înregistra o deviație față de fagul tipic în privința comportamentul față de lumină, dar aceasta este doar o supoziție care ar trebui evaluată prin cercetări adecvate.

Tab. 1. Valori determinate pentru descriptorii ai trunchiurilor și coroanelor

Descriptorul fenotipic	Valori medii pentru arborii evaluați	
	<i>F.s. f. leucodermis</i>	<i>F.s. typica</i>
Diametrul de bază (cm)	37,8 ± 2,57	38,3 ± 1,9
Înălțimea - H (m)	31,2 ± 0,79	31,1 ± 0,58
Înălțimea elagată - He (m)	21,4 ± 1,18	18,9 ± 1,32
Diametrul coroanei - Dc (m)	6,07 ± 0,72	4,21 ± 0,43
Înălțimea coroanei - Hc (m)	9,8 ± 1,16	12,2 ± 1,37
Suprafața proiecției verticale a coroanei - SPVC (m ²)	46,7 ± 7,78	40,3 ± 5,6

Pe de altă parte, este posibil ca aceste rezultate să fie determinate de plasticitatea cunoscută a fagului de a realiza coroane de forme și mărimi diferite (Schröter *et al.* 2012, Dieler & Pretzsch 2013). În acest context,

datele noastre experimentale indică diferențe între cele două arborete studiate, deoarece indicele de diversitate a coroanelor [K – Dehrendbusch (1997), în Ciubotaru & Păun (2014)] este mai mare cu 41,8% în arboretul de *F.s. typica* (tab. 2).

Tab. 2. Indici structurali ai diametrelor de bază și coroanei

Infrataxonul	T	N_d	K
<i>F.s. f. leucodermis</i>	0,33	0,36	0,86
<i>F.s. typica</i>	0,75	0,36	1,22

T: Indicele de diversitate a diametrelor; N_d : Neomogenitatea distribuției diametrelor; K: Indicele de diversitate a coroanelor

Pe de altă parte, analiza încadrării arborilor incluși în cele două eșantioane de cercetare relevă în făgetul leucodermic o pondere mai mare cu circa 25% a celor din clasa I-a Kraft. Cu toate acestea, ponderea mult mai mare a arborilor din plafonul superior în făgetul leucodermic, nu se corelează pozitiv cu frecvența înfurcilor, așa cum ar fi fost de așteptat. Dimpotrivă, în populația statistică respectivă numai 15% din arbori sunt cu înfurciri, față de 33% în făgetul tipic. Cu toate acestea, ar fi speculativ să se considere că fagii leucodermici sunt mai rezistenți la acțiunea factorilor climatici care determină înfurciri. De altfel, analizând acest aspect prin determinarea autocorelațiilor spațiale, Dounavi *et al.* (2010) au ajuns la concluzia că distribuția spațială a arborilor cu înfurciri nu a fost asociată în mod clar structurilor familiale, al căror determinism este genetic, concluzionând că responsabile de acest frecvent defect al fagului ar fi manifestări și reacții aleatorii și, de asemenea, variații de micro-mediu. Teissier Du Cros *et al.* (1988) apreciază că o parte din înfurcirile fagului sunt determinate de poliociclismul formării lujerilor, deoarece aceștia se formează uneori nu numai din muguri terminali, ci și din cei laterali. Desigur, în literatură sunt numeroase consemnări privind geneza înfurcilor la fag ca urmare a temperaturilor scăzute din perioada de pornire a mugurilor în vegetație (Ningre & Colin 2007, Hofmann *et al.* 2015). Deși arbori înfurciți se întâlnesc și în condiții de umbră sau la exemplare izolate (Nicolini & Caraglio 1994), intensitatea mai mare a luminii, mai ales în arborete tinere, pare a fi un factor agravant (Stăncioiu & O'Hara 2006). De aceea, ca urmare a faptului că în arboretele cercetate de noi condițiile climatice și cele actuale privind consistența sunt similare (consistență aproape plină), se impune continuarea cercetărilor prin metode adecvate pentru a justifica procentul mult mai mic de arbori cu trunchiuri înfurcate în făgetul leucodermic.

Descriptorii frunzelor

Caracterele dimensionale ale frunzelor sunt importante atât pentru evaluări ecologice, cât și pentru identificarea unor infrataxonii ai fagului.

Din datele experimentale prezentate în tabelul 3 se constată că frunzele de fag leucodermic au, în medie, lungime și lățime mai mare decât la fagul tipic. La ambii infrataxonii frunzele pot fi asociate formei eliptice, deoarece lățimea maximă este în zona mediană, rezultând un surplus de 9,2% pentru suprafața medie a unei

frunze de *F.s. f. leucodermis*. Totodată, frunzele acestuia sunt mai scurt pețiolate, iar distanța mai mare între nervuri (evaluată în zona mediană a frunzelor) trebuie interpretată prin corelarea cu lungimea laminei, în condițiile în care numărul perechilor de nervuri nu diferă în cele două situații analizate. Numărul perechilor de nervuri (*N*) corespunde profilului fenotipic descris pentru *F. sylvatica* în literatura de specialitate și folosit ca descriptor de diferențiere față de *F. orientalis* (Stănescu *et al.* 1997). Relevant este faptul că descriptorii respectivi se încadrează în valorile prezentate de Ciocîrlan (2014) pentru alte populații din România, respectiv de Šijačić-Nikolić *et al.* (2013), Hatziskakis *et al.* (2011), Papageorgiou *et al.* (2008) și Denk (1999) pentru populații extracarpatice.

Creșterile radiale și densitatea convențională a lemnului

Analiza carotelor de creștere la arbori din categoria diametrului mediu din colectivitățile analizate a confirmat vârsta de circa 100 ani a arboretelor respective. A rezultat o creștere medie radială anuală mai mare cu circa 5% în arboretul de *F.s. typica* (1,63 mm/an) față de arboretul de *F.s. f. leucodermis* (1,56 mm/an), însă diferența este nesemnificativă ($DL5% > d$; d =diferența între cele două valori medii). Prin comparație, în Podișul Sucevei, la arbori de fag din categoria de diametre de 44 cm, superioară diametrului mediu de circa 38 cm din studiul nostru, creșterea medie radială a fost mai mică, de 1,45 mm/an (Roibu & Avăcăriței 2006), în timp ce în zona Brașovului, în trei resurse genetice forestiere cu vârsta de 100 ani, creșterea medie radială a fost mai mare, de 1,73 mm/an (Budeanu *et al.* 2016).

Tab. 3. Valori medii ale descriptorilor fenotipici ai frunzelor

Descriptorul fenotipic	Valori medii la arborii analizați	
	F.s. f. leucodermis	F.s. typica
Lungimea laminei – LL (cm)	9,45±0,17	9,00±0,13
Lățimea laminei – LW (cm)	6,05±0,14	5,82±0,22
Lungimea pețiolului – LP (cm)	0,68±0,03	0,86±0,07
Distanța din zona de lățime maximă până la baza laminei – WBL (cm)	4,93±0,11	4,53±0,29
Distanța dintre nervuri – NV (cm)	1,20±0,16	1,03±0,07
Numărul perechilor de nervuri – N	8,13±0,25	8,15±0,33

În Slovenia, la arbori de aceeași vârstă cu cei din studiul de față, dar în condiții climatice mult mai bune (temperatura medie anuală de 10,2°C și un quantum al precipitațiilor medii anuale de 1384 mm/an) Čufar *et al.* (2008) au raportat o valoare evident mai mare (1,89 mm/an). Cele trei exemple alăturate valorilor determinate de noi, demonstrează reactivitatea fagului față de condiții climatice diferite, așa cum a rezultat din numeroase alte studii (Dittmar *et al.* 2003, Lebourgeois *et al.* 2005, Jump *et al.* 2006). Pe de altă parte, deși între cei doi infrataxononi nu au rezultat diferențe marcante cu privire la coeficientul de variație a creșterilor radiale anuale (37,3% la *F.s. f. leucodermis*, respectiv 38,1% la *F.s. typica*), totuși, creșterile au fost destul de fluctuante cu vârsta (fig. 4). Mai mult, dinamica acestora a fost di-

ferită la cei doi infrataxononi, așa cum se constată în figura 5, din care rezultă că *F.s. f. leucodermis* a avut creșteri radiale mai mari în majoritatea anilor din primul deceniu, dar mai ales pentru multe din creșterile realizate după vârsta de circa 70 ani.

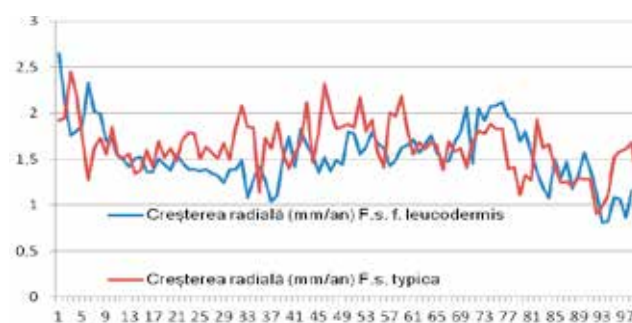


Fig. 4. Variația lățimii inelelor anuale cu vârsta

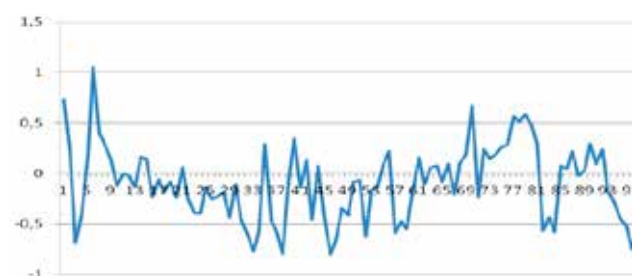


Fig. 5. Diferența (mm) între cei doi infrataxononi pentru lățimea inelului anual realizat la aceeași vârstă (valorile pozitive indică diferența în plus pentru *F.s. f. leucodermis*, respectiv cele negative diferența în plus pentru *F.s. typica*)

Din analiza dinamicii creșterilor medii periodice decenale (fig. 6) a rezultat că arborii de probă analizați au înregistrat, în medie, valori ridicate ale acestora în prima decadă, însă mai mari cu 9,4% la fagul leucodermic (2,0 mm/an, față de 1,82 mm/an în arboretul raportat la forma tipică a speciei). Începând cu a doua decadă, la fagul leucodermic s-a înregistrat o ușoară reducere a creșterilor radiale, până în decada 31-40 ani, apoi s-a produs o reactivare, cu valori maxime în decada 71-80 ani. În arboretul de *F.s. typica*, începând cu a doua decadă s-a produs o activare constantă a creșterilor radiale, înregistrându-se valori maxime în intervalul 41-60 ani. În concluzie, dacă facem abstracție de creșterile din primul deceniu, care au fost fluctuante la ambii taxoni, după stabilizarea relativă a dinamicii acestora, valorile maxime la fagul leucodermic s-au realizat cu o întârziere de circa 20 ani, după care s-a produs o diminuare mult mai accentuată decât la *F.s. typica*. În schimb, pentru valorile medii din cele 10 perioade decenale a rezultat o mai mare variabilitate în cazul fagului leucodermic (18,6%, față de 11,3% în arboretul de *F.s. typica*).

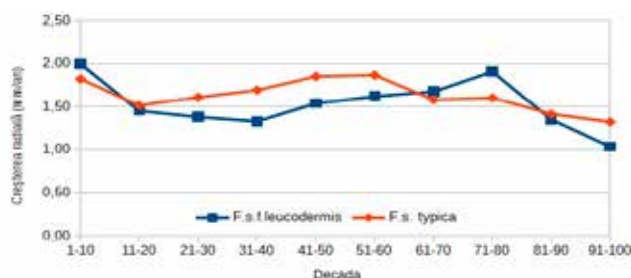


Fig. 6. Creșterile medii radiale periodice pe intervale de 10 ani

Deoarece nu s-au efectuat analize corelative pentru determinarea influenței condițiilor climatice asupra creșterilor radiale, nu putem să formulăm concluzii în acest sens. Totuși, în literatura de specialitate se discută despre activarea creșterilor în condiții de aport sporit de CO₂ (Karnoski 2001, Medlyn *et al.* 2001). Desigur, există și date care susțin că perioadele de secetă, care nu au lipsit în ultimul deceniu, ar fi putut determina o reducere a creșterilor (Bauwe *et al.* 2015), aspect care ar trebui clarificat în viitor mai ales pentru explicarea declinului accentuat al creșterilor din ultimele două decenii în arboretul de *F.s. f. leucodermis*.

Referitor la densitatea convențională a lemnului, valorile determinate sunt similare la cei doi infrataxonii (0,582 g/cm³ la *F.s.f. leucodermis*, respectiv 0,583 g/cm³ la *F.s. typica*; diferențe nesemnificative – $t_{exp} < t_{0,001}$). Aceste valori sunt similare cu cele comunicate de Decei (1987) pentru diferite populații autohtone de până la 1000 m altitudine, la arbori de 90 ani (0,584 g/cm³), respectiv de 100 ani (0,588 g/cm³) sau de Chave *et al.* (2009), care au utilizat valoarea de 0,585 g/cm³ ca factor de conversie pentru biomasă. Pe de altă parte, Bartelink (1997) a utilizat ca factor de conversie pentru calculul biomasei o valoare mai mică, de numai 0,550 g/cm³. Valori mai mici decât cele rezultate din determinările noastre au fost raportate de Nepveau (1981), în Franța, lângă Lyon (0,509 la 0,548 g/cm³), sau de Sopushynskyy *et al.* (2005) în Ucraina, cu variații de la 0,529 g/cm³ la altitudinea de 600 m, la 0,503 g/cm³ la altitudinea de peste 950 m.

5. Concluzii

Studiul de caz comparativ între arborete din aceeași regiune ecologică, unul de *Fagus sylvatica* f. *leucodermis*, respectiv altul de *F.s. typica*, aflate în condiții staționale echivalente și având aceeași vârstă, a reliefat similitudinii pentru multe din caracterele/ însușirile morfologice analizate, ca de exemplu: diametrul de bază, înălțimea totală, densitatea convențională pentru probele recoltate de la înălțimea de 1,30 m.

Totuși, deși cele două arborete sunt similare în privința diametrului mediu realizat la vârsta de circa 100 ani, indicele de diversitate a diametrelor (T) este superior în arboretul de *F.s. typica*.

În populația statistică de *F.s. f. leucodermis* au rezultat coroane mult mai largi decât în cea de *F.s. typica* (diferență de 44%), dar mai scurte (diferență de 24%), ceea ce s-a concretizat într-o valoare mai mare cu 15,9% a suprafeței verticale a proiecției coroanei (SPVC) pentru *F.s. f. leucodermis*. De asemenea, la acest taxon a rezultat o valoare mai mare cu 9,2% pentru suprafața medie a frunzei. Totuși, *F.s. typica* a prezentat o valoare mult mai mare a indicelui de diversitate a coroanelor (K). Creșterile radiale anuale s-au concretizat într-un spor de circa 5% pentru *F.s. typica*, care însă nu este semnificativ din punct de vedere statistic (DL5%>d). Totuși, din analiza dinamicii creșterilor radiale au rezultat diferențe între cei doi infrataxonii. Astfel, creșterile medii periodice decenale au atins valorile maxime cu circa două decenii mai repede la *F.s. typica*.

Notă: Adresăm mulțumirile noastre d-lui conf.dr.ing. Florin Dinulică de la Universitatea Transilvania din Brașov, care ne-a asigurat suportul logistic în analiza carotelor de creștere și determinarea densității convenționale a lemnului.

Bibliografie

- Albert C.H., Grassein F., Schurr F.M., Vieilledent G., Violle C., 2011.** When and how should intraspecific variability be considered in trait-based plant ecology? *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 13(3): 217-225.
- Bartelink H.H., 1997.** Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (*Fagus sylvatica* L.). *Annales des Sciences Forestières*, 54(1): 39-50.
- Bauwe A., Jurasinski G., Scharnweber T., Schröder C., Lennartz B., 2015.** Impact of climate change on tree-ring growth of Scots pine, common beech and pedunculate oak in northeastern Germany. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 9(1), 1.
- Bolte A., Czajkowski T., Kompa T., 2007.** The north-eastern distribution range of European beech – a review. *Forestry*, 80(4): 413-429.
- Budeanu M., Marin M., 2013.** Variabilitatea fenotipică a unor surse de semințe de fag (*Fagus sylvatica* L.) din centrul României. *Revista de Silvicultură și Cinegetică* 32: 101-104.
- Budeanu M., Petritan A.M., Popescu F., Vasile D., Tudose N.C., 2016.** The Resistance of European Beech (*Fagus sylvatica*) From the Eastern Natural Limit of Species to Climate Change. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca* 44(2): 625-633.
- Chave J., Coomes D.A., Jansen S., Lewis S.L., Swenson N.G., Zanne A.E., 2009.** Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters* 12(4): 351-366.
- Ciocirlan E., 2014.** Structura genetică în populații marginale de Fag (*Fagus sylvatica* L.) din România – Evaluări cu markeri moleculari. <http://webbut.unitbv.ro/teze/rezumate/2014/rom/CiocirlanElena.pdf>.
- Ciubotaru A., Păun M., 2014.** Structura arboretelor. *Ed. Universității Transilvania*.
- Čufar K., Prislán P., de Luis M., Gričar J., 2008.** Tree-ring variation, wood formation and phenology of beech (*Fagus sylvatica*) from a representative site in Slovenia, SE Central Europe. *Trees* 22(6): 749-758.
- Decei I., 1987.** Contribuții la cunoașterea densității lemnului. *Revista pădurilor* 102(2), 77-100.
- Denk T., 1999.** The taxonomy of *Fagus* in western Eurasia. 2: *Fagus sylvatica* subsp. *sylvatica*. *Feddes Repertorium*, 110(5-6): 381-412.
- Dieler J., Pretzsch H., 2013.** Morphological plasticity of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in pure and mixed-species stands. *Forest Ecology and Management*, 295: 97-108.
- Dittmar C., Zech W., Elling W., 2003.** Growth variations of common beech (*Fagus sylvatica* L.) under different climatic and environmental conditions in Europe – a dendroecological study. *Forest Ecology and Management*, 173(1): 63-78.
- Dounavi A., Koutsias N., Ziehe M., Hattemer H.H., 2010.** Spatial patterns and genetic structures within beech populations (*Fagus sylvatica* L.) of forked and non-forked individuals. *European journal of forest research*, 129(6): 1191-1202.
- Dumitriu-Tătăranu I., Pașcovschi S., Beldie A., 1960.** Arbori și arbuști forestieri și ornamentali cultivați în RP R. *Ed. Agro-Silvică*.
- Enescu V., 1975.** Ameliorarea principalelor specii forestiere-parte specială. *Ed. Ceres*.
- Haralamb A., 1963.** Cultura speciilor forestiere. *Ed. a 2-a. Ed. Agro-Silvică*.
- Hatziskakis S., Tsiripidis I., Papageorgiou A.C., 2011.** Leaf morphological variation in beech (*Fagus sylvatica* L.) populations in Greece and its relation to their post-glacial origin. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 165(4): 422-436.
- Hofmann M., Durka W., Liesebach M., Bruelheide H., 2015.** Intraspecific variability in frost hardness of *Fagus sylvatica* L. *European Journal of Forest Research*, 134(3): 433-441.
- IFN 2008-2012;** http://www.mmediu.ro/app/webroot/uploads/files/2016-06-08_Rezultate_IFN.pdf
- Jump A.S., Hunt J.M., Penuelas J., 2006.** Rapid climate change relat-

- ed growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology*, 12(11): 2163-2174.
- Karnosky D., 2001.** The Impact of Carbon Dioxide and Other Greenhouse Gases on Forest Ecosystems: Report No. 3 of the IUFRO Task Force on Environmental Change (Vol. 8). CABI.
- Keylwerth R., 1954.** A contribution to qualitative increment analysis. *Holz als Roh- und Werkstoff* 12(3): 77-83.
- Korac M., 1974.** Nova forma bukve (*Fagus moesiaca* (DM) Cz. f. *leucodermis* f. nova.) (*Fagus moesiaca* (DM) Cz. f. *leucodermis* f. nova.) Naucni Skup. *Odelje Prir.-Mat. Nauk.* (Beograd), 1(1), 31-33.
- Lebourgeois F., Bréda N., Ulrich E., Granier A., 2005.** Climate-tree-growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). *Trees*, 19(4): 385-401.
- Medlyn B.E., Barton C.V.M., Broadmeadow M.S.J., Ceulemans R., De Angelis P., Forstreuter M., Freeman M., Jackson S.B., Kellomäki S., Laitat E., Rey A., Roberntz P., Sigurdsson B.D., Strassemeier J., Wang K., Curtis P.S., Jarvis P.G., 2001.** Stomatal conductance of forest species after long-term exposure to elevated CO₂ concentration: A synthesis. *New Phytologist*, 149(2): 247-264.
- Milescu I., Alexie A., Nicovescu H., Suci P., 1967.** *Fagul. Ed. Agro-silvică.*
- Nepveu G., 1981.** Prédiction juvénile de la qualité du bois de hêtre. *Ann Sci For* 38(4): 425-447.
- Nicolini E., Caraglio Y., 1994.** Influence of various architectural characteristics on the development of forked axis in *Fagus sylvatica* as function of canopy presence. *Can. J. Bot.* 72: 1723-1734.
- Ningre F., Colin F., 2007.** Frost damage on the terminal shoot as a risk factor of fork incidence on common beech (*Fagus sylvatica* L.). *Annals of Forest Science*, 64(1): 79-86.
- Papageorgiou A.C., Vidalis A., Gailing O., Tsiripidis I., Hatziskaki S., Boutsios S., Galatsidas S., Finkeldey R., 2008.** Genetic variation of beech (*Fagus sylvatica* L.) in Rodopi (N.E. Greece). *European Journal of Forest Research* 127(1): 81-88.
- Pașcovici V., 1994.** Necesitatea constituirii unei noi rezervații forestiere de protecție (R.F.P.) cu fag ornamental de Pălinoasa (*Fagus s. moldavica* ssp. nova). *Bucovina Forestieră* 2: 26-30.
- Pârnuță G., Budeanu M., Stuparu E., Scărlătescu V., Cheșnoiu E.N., Tudoroiu M., Filat M., Nica M.S., Teodosiu M., Lorentz A., Daia M., Dinu C., 2012.** Catalogul Național al materialelor de bază pentru producerea materialelor forestiere de reproducere din România. *Ed. Silvică.*
- Roibu C.C., Avăcăriței D., 2006.** Aspecte auxologice pentru fâgete naturale din Podișul Sucevei. *Analele Universității „Ștefan cel Mare” Suceava, Secțiunea Silvicultură* 2: 89-98.
- Săvulescu T., 1952, 1976.** Flora RPR-RSR, Vol. 1-13. *Ed. Academiei Române.*
- Schröter M., Hårdtle W., von Oheimb G., 2012.** Crown plasticity and neighborhood interactions of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in an old-growth forest. *European Journal of Forest Research*, 131(3): 787-798.
- Šijačić-Nikolić M., Milovanović J., Nonić M., Knežević R., Stanković D., 2013.** Leaf morphometric characteristics variability of different beech provenances in juvenile development stage. *Genetika*, 45(2): 369-380.
- Sopushynskyy I., Vintoniv I., Teischinger A., Michalak R., 2005.** The influence of site factors on wood density and moisture content of beech in the Ukrainian Carpathians. *Wood Research*, 50(1), 43-49.
- Stancioiu P.T., O'Hara K.L., 2006.** Morphological plasticity of regeneration subject to different levels of canopy cover in mixed-species, multiaged forests of the Romanian Carpathians. *Trees-Struct. Funct.* 20: 196-209.
- Stănescu V., Șofletea N., Popescu O., 1997.** Flora forestieră lemnoasă a României, *Ed. Ceres.*
- Stănescu V., 1979.** Dendrologie. *Ed. Didactică și Pedagogică.*
- Șofletea N., Curtu L., 2007.** Dendrologie. *Ed. Universității Transilvania din Brașov.*
- Teissier Du Cros E., Thiebaut B., Duval H., 1988.** Variability in beech: budding, height growth and tree form. *Annales des Sciences forestières*, 45(4): 383-398.
- Untaru E., Constandache C., Nistor S., 2012.** Starea actuală și proiecții pentru viitor în privința reconstrucției ecologice prin împăduriri a terenurilor degradate din România. *Revista pădurilor*, 128(1): 16-26.
- Whitehead A., Crawford D.L., 2006.** Neutral and adaptive variation in gene expression. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(14): 5425-5430.

Abstract

***Fagus sylvatica* f. *leucodermis* Georg. et Tătăranu and *F. sylvatica typica* Schur: a phenotypic comparative analysis**

The comparative case study between stands in the same ecological region, one of *Fagus sylvatica* f. *leucodermis*, and the other of *F. s.* var. *typica*, of the same age and being in equivalent site conditions, revealed similarities between many of the morphological characters analyzed, such as: breast height diameter, total height, basic wood density for the samples gathered at the height of 1.30 m.

However, although the two stands are similar in terms of average diameter achieved at age of about 100 years, the diameters index of diversity (T) is superior in the *F.s.* var. *typica* stand.

In the statistical population of *F.s.* f. *leucodermis*, there were larger crowns than in the *F.s.* var. *typica* (a difference of 44%) but shorter (a difference of 24%), which resulted in a value, higher with 15.9% of the crown vertical projection (SPVC) for *F.s.* f. *leucodermis*. Moreover, at this taxon was resulted a value greater with 9.2% for the average area of the leaf. However, the value of the crowns index of diversity (K) was much larger at *F.s.* var. *typica*.

The annual radial growths have resulted in an increase of about 5% for *F.s.* var. *typica*, which however is not significant from the statistic point of view (DL5%>d). Yet, the analysis of the radial growth dynamic revealed differences between the two infrataxons. Thus, the average of decennial radial growths has reached their maximum values with about two decades faster in the case of *F.s.* var. *typica*.

Keywords: *Fagus sylvatica*, radial increments, wood density, leaf descriptors, quantitative traits

ARBUȘTII ȘI LIANELE DIN PARCUL „NICOLAE TITULESCU”, BRAȘOV

VALENTIN BOLEA, COSTEL MANTALE

1. Introducere

În Revistele din Silvicultură și Cinegetică nr. 37/2015 și 38/2016 s-au descris sumar arborii rășinoși și foioși din Parcul „Nicolae Titulescu” Brașov (Bolea & Mantale 2015, 2016). Se cuvine ca în acest număr 39 /2016 să încheiem serialul dendrologic cu articolul „Arbuștii și lianele din Parcul Nicolae Titulescu”.

Arbuștii sunt mai puțin impunători, dar prin talia lor sub 7 m sunt mai accesibili admirației populației, își etalonează minunatele culori și parfumuri ale florilor și fructelor într-o perioadă mai lungă a anului și ne umplu sufletele de farmec și relaxare prin variatele și armonioasele forme pe care le pot lua: tufe sferice ori ovale, garduri vii de diferite forme ornamentale. Și, îndeplinind cu atâta succes rolul lor decorativ, acești arbuști formează un subarboret cu funcțiile sale tradiționale, în complexul ecosistem forestier urbanizat. Dacă parcul nostru este plin de verigițe și răsună de cântecelele păsărilor, aceasta se datorează și arbuștilor, care le asigură hrana și adăpostul.

Obiectivul acestui articol este nu numai conștientizarea frumuseții și funcțiilor psiho-sanitare ale acestor zone verzi ci și a necesității stringente de ocrotire a tot ce este verde și organism viu de către societate și de îmbunătățire a activității de plantare, formare, întreținere și remediere în conformitate cu specificul fiecărei specii de plante.

2. Descrierea speciilor

2.1. *Syringa vulgaris* L.

Cel mai răspândit arbust din Parcul Titulescu, prezent în 93 de puncte, sub formă de tufă solitară (24 exemplare de 1,5-7,0 m înălțime și 23-75 cm circumferință tulpinii) ori în buchete de 2-30 exemplare (în 69 de cazuri) este bine cunoscutul liliac, cu frunzele verzi-închise, glabre, în formă de inimă, și florile liliachii-roșiatică sau albe, puternic și foarte plăcut parfumate. El ne oferă o etalare uimitoare de flori, primăvara târziu până la începutul verii (tab. 1).

Preferă o poziție în plin soare, crescând aplecat pe marginea aleilor, ori sub *Chamaecyparis lawsoniana*, *Betula pendula* ori *Taxus baccata*, dar formează amestecuri fru-

moase cu *Philadelphus coronarius*, *Chaenomeles speciosa* și *Hibiscus siriacus*.

Este o specie termofilă, cu o bună adaptare la ger și la ghețuri. Rezistă la secetă și suportă poluarea cu sulf și clor. Cere soluri bogate, dar merge și pe cele scheletice calcaroase (Haralamb 1967). Este o specie iubită de oameni, dar și ruptă de cei necivilizați, prezentând vârfuri rupte, tulpini rănite sinuoase, crăpate, cu putregai, scorburi sau cioturi putregăioase. Exemplarele bătrâne au 1-30% ramuri uscate.

Pentru a ajuta plantele tinere să crească într-o tufă compactă, cu tulpini puternice, după plantare, în prima primăvară, se taie toate tulpinile slabe sau vătămate. Pentru a stimula formarea lujerilor floriferi, se taie o treime din vârfurile tulpinilor principale.

Tăierile de întreținere se fac imediat după înflorire prin rețezarea tulpinilor bătrâne, care au făcut flori, până la o pereche de muguri sănătoși, asigurând o perioadă maximă de creștere și o bună etalare de flori în anul următor. De asemenea, se taie tulpinile subțiri, slabe sau supranumerare, până la o pereche de muguri sănătoși.

În cazul arbuștilor neparcuși cu tăieri de formare și întreținere când plantele cresc în exces și au multe tulpini uscate, iarna se taie jumătate din tulpini, până la 45 cm de sol, și se extrag toți lăstarii subțiri, slabi sau nedoriți. În al doilea an se taie complet toate tulpinile subțiri sau slabe și se înlătură toate ramurile mature care au rămas din anul anterior.



Foto 1. *Syringa vulgaris*

Tab. 1. *Syringa vulgaris* – Date biometrice și fitosanitare

Nr	Ne	Ct	H	(m)	Rc	Observații
	(cm)	t	c	T	(m)	
1	3					
2	2					
3	3					
4	2					
5	3	5,0	1,5			1
6		3,5				
7		2,0				
8	7					
9	10	3,5				
10		3,5				
11	3	5,0				
12	1		4,5	1,5		c=70 cm înclinate
13	1		4,5	1,5		c=49 cm spre alee
14	1		4,5	1,5		c=49 cm
15	10					
16	8	3,0				
17	3					cu Hedera helix
18	25	6,0				
19	8					
20	6		4,5	1,5		
21	6		4,5	1,5		
22	7		4,5	1,5		
23	2		4,5	1,5		
24	1		4,5	1,5		aplecat
25	2		4,5	1,5		
26	1		4,5	1,5	6	
27	5		5,5	1,5	7	
28	2		5,5	1,5	7	
29	9		3,0	1,5		
30	2		3,0	1,5		
31	5					
32	10					
33	15					
34	1	61	25	1,5	2,0	
35	30				3,0	
36	10				4,0	
37	11				2,5	
38	1	75			6,5	Bătrâni, Ramuri uscate 30% Aplecat deasupra băncilor, flori de toamnă
39	1	61				
40	1	63				
41	1	57				
42	1	69				
43	4				1,5	
44	1	73			6,1	Bifurcat, sub Chaemecyparis
45	1	43				Poluare cu sulf
46	1	44			1,5	
47	1	47			1,5	
48	3					Tufe
49	1	41	2,5		4,2	Trunchi crăpat cu scorbura
50	5					
51	10					
52	5				3,5	Poluare cu clor și sulf
53	6					
54	19					
55	2				3,0	
56	3	36				

Nr	Ne	Ct	H	(m)	Rc	Observații
57	4					
58	1	49		5,0		
59	1	44				
60	1	33				
61	20					
62	5					
63	15					
64	6					
65	2			3,0		
66	8			2,5		
67	1			3,5		Vârf uscat, cor. 1% uscată, înclinat
68	1	48		7,0	3,2	Strâmb cu putregai
69	17					Sub Betula
70	5					Sub Betula, Poluare put. clor
71	7					
72	3					
73	1					
74	8					
75	1	24			3,0	Aplecat, vârf rupt
76	1	23				
77	2					
78	3					
79	12	35			3,7	
80		20				
81	10				2,5	Poluare cu sulf
82	1	40			2,0	Poluare cu sulf
83	3	21			1,2	
84	3	29			1,8	
85	3	31			2,8	Aplecat
86	1	35			4,2	Foarte aplecat
87	5	30			3,9	2
88	1	70		4,5	3,6	
89	4	29		3,5	3,2	
90	1	45			4,6	Poluare sulf, clor
91	1	45				
92	1	45				
93	1	40				

Nr: nr curent; Ne: număr exemplare; Ct: circumferință tulpină; H: înălțime: t-tulpină, c-coroană, T-total; Rc: raza coroanei; Obs.: observații: 1) În amestec cu *Philadelphus coronarius*, *Chaenomeles speciosa* și *Hibiscus siriacus*; 2 – Aplecați sub *Taxus* 50 lăstari subțiri, ciot putregăios, tulpini rănite sinuoase

2.2. *Forsythia viridissima* Lindl.

Vestitoare a primăverii printr-o „ploaie de aur”, în 80 de puncte ale Parcului Titulescu, *Forsythia* constituie centre de atenție foarte mult apreciate de populație. Arbustul de 1,5-4,0 m înălțime, sub formă de tufe izolate (6 exemplare), grupe de 10 exemplare (în 50 de puncte) sau garduri vii cu câte 25-100 exemplare (în 24 de puncte), de la începutul până la mijlocul primăverii se acoperă de-a lungul tulpinilor, chiar înaintea înfrunzirii cu flori mici, galbene-aurii sau galbene-lămâie (tab. 2) (Dumitriu-Tătăranu 1960).

În pâlcuri, se amestecă armonios cu *Symphoricarpos rivularis*, *Chaenomeles japonica*, *Sambucus nigra*, iar în garduri vii cu *Spiraea vanhouttei*.

Are pretenții reduse față de climă și sol, dar suportă greu umbrirea, sub *Pinus nigra*, *Thuja plicata*, *Acer negun-*

do și mai ales sub *Taxus baccata*, sub care se apleacă și se usucă. De asemenea poluarea cu clor îi provoacă nu numai necroze ci și uscări, până la 70%. Poate fi invadat de *Clematis vitalba*, liană care îl incomodează la creștere și înflorire.

Ca să înflorească la potențialul său maxim, *Forsythia* are nevoie de o tăiere anuală regulată.

Plantele tinere se parcurg cu tăieri de formare, pentru a le ajuta să crească dense, cu lăstari puternici formați de la nivelul solului. După plantare se taie creșterile slabe ori vătămate și tulpinile rămase, până la două treimi din lungime, pentru a ajuta apariția de noi lăstari de la baza plantei, pe măsură ce aceasta se fortifică.

Prin tăieri anuale de întreținere se înlătură tulpinile bătrâne stimulând astfel producția de noi lăstari, care fac flori. Tulpinile vechi se taie la jumătate, imediat după înflorire, deasupra unor muguri sănătoși sau a unui lujer. Se taie la sfârșitul primăverii sau la începutul verii pentru a avea o perioadă maximă de creștere și o bună producție de flori anul viitor. La arbuștii maturi se înlouiesc 1/4 – 1/5 din tulpini bătrâne în fiecare an, pentru a asigura lumina și spațiul necesar pentru noii lăstari.

Dacă aceste tăieri nu se execută sau dacă arbustul îmbătrânește, se formează tufe cu tulpini supranumerice, subțiri, slabe, cu flori puține, și plantele vor deveni sensibile la boli și dăunători. Astfel, se fac necesare tăierile de remediere pe etape în 2 sau 3 ani.

Iarna târziu sau primăvara se lasă 3-4 tulpini puternice și se taie toate celelalte tulpini până la 5 – 7 cm de la nivelul solului pentru a stimula apariția lăstarilor de înlocuire. În anul următor se taie complet toate tulpinile subțiri sau slabe, cât și cele 3-4 tulpini bătrâne rămase, aproape de nivelul solului.



Foto 2. *Forsythia viridissima*

Tab. 2. *Forsythia viridissima* – date biometrice și fitosanitare

N. crt.	Nr. ex.	H (m)			Rc (m)	Observații
		t	c	T		
1	3			1,5		
2	3					
3	3			3,0	2	În amestec cu <i>Symphoricarpus rivularis</i> , <i>Chaenomeles japonica</i> , <i>Sambucus nigra</i>
4	2					În amestec cu <i>Spiraea</i>
5	3			2,5		
6	1					
7	20			1,5		
8	30			1,5		
9	10					
10	20					
11	15					
12	1			1,5		
13	30					
14	100			3,0		
15	20			3,0		
16	50					
17	1					
18	1					
19	1			3,5		
20	6					
21	10					
22	20					
23	15					
24	5					
25	15					
26	25					
27	20					
28	50					
29	50					
30	60			4,0		Înflorit
31	30					
32	100					Invadat de <i>Clematis vitalba</i>
33	5					
34	3			2,0		
35	50			3,0		
36	10			2,0		
37	30			4,0		
38	10			2,0		
39	15			2,0		
40	20			3,0		
41	25			3,5		
42	20			3,0		
43	20			3,0		
44	10			2,0		
45	15			2,5		
46	15			3,0		Cu <i>Clematis vitalba</i> și sub <i>Acer platanoides</i>
47	20			3,0		
48	50			4,0		
49	20			3,0		
50	10			3,5		
51	30			3,0		
52	5			2,5		
53	10			2,5		
54	20			2,3		
55	20			2,5		
56	15			2,5		

N. crt.	Nr. ex.	H (m)			Rc (m)	Observații
		t	c	T		
57	17			2,5		
58	20			3,0		
59	15			2,2		
60	30			1,7		Sub Pinus nigra, uscați
61	15			2,5		Poluare cu clor
62	30			3,0		Aplecat și uscat 70%
63	20			2,5		Poluare cu clor (uscat 20%)
64	15			2,0		Înflorit 10%
65	5			1,5		Aplecat
66	20			3,5		
67	15			3,0		Sub Thuja plicata
68	30			2,5		
69	30			3,0		
70	15			2,5		
71	25			2,5		Sub Pinus nigra
72	20			2,5		Sub Taxus baccata
73	15			2,0		Aplecat
74	30			2,5		Între două Taxus baccata
75	20			1,8		Sub Acer negundo
76	25			3,0		
77	3			1,5		
78	1					În completare la Berberis vulgaris
79	25			2,5		
80	30			3,0		

2.3. Philadelphus coronarius L.

Răspândită în 30 de puncte ale parcului, sub formă de tufe solitare, în grupe de 3 – 7 exemplare și, mai ales, garduri vii, iasomia este unul din cei mai frumoși arbuști, cu flori albe, intens mirositoare, dispuse de-a lungul tulpinilor arcuite, de la începutul până la mijlocul verii (mai – iunie).



Foto 3. *Philadelphus coronarius*

Vegetează activ pe solurile compacte, deficitare în elemente minerale sau afectate de secete temporare, atinând 2,5 – 4,0 m înălțime și chiar 6,0 m înălțime (Șofletea & Curtu 2007). Rezistă bine la fum și suportă umbrirea de *Acer sacharinum*, *Catalpa speciosa* ori *Betula pendula*, dar înflorește mai slab. Este sensibil la ger și înghețuri, dar își reface tufe prin lăstărire.

Pentru a le determina să crească în tufe dense, cu lăstari puternici de la baza plantei se fac tăieri de formare, după plantare, prin extragerea tulpinilor vătămate

și tăierea tulpinilor rămase până la circa jumătate din înălțime.

Ca să înflorească bine, iasomia are nevoie de o tăiere anuală de întreținere prin înlăturarea unui sfert din tulpinile bătrâne pentru a lăsa lumina și a crea spațiu de creștere noilor lăstari. Tăierea se face la nivelul solului, vara târziu, asigurând perioada de maximă creștere necesară pentru o bună producție de flori. Forma plantei se asigură tăind tulpinile bătrâne care au făcut flori chiar deasupra unui mugure sănătos sau a unui lujer lateral nou, bine plasat.

Dacă s-au neglijat tăierile de formare și întreținere tufe de iasomie devin voluminoase, supraaglomerate cu tulpini slabe și mai puține flori. În aceste cazuri, frecvente în Parcul Titulescu, sunt necesare tăieri severe de remediere, în etape eșalonate și se taie până la jumătate din lungimea lor. Tulpinile rămase se taie la 5-7 cm de sol, pentru a stimula noile tulpini să crească. În anul următor se înlătură complet toate tulpinile subțiri sau slabe. Cele 3-4 tulpini bătrâne rămase se taie până la nivelul solului.

Tab. 3. *Philadelphus coronarius* – date biometrice și fitosanitare

Nr	Ne	H (m)			Observații
		t	c	T	
1	5	2.0	1.5		În amestec cu Syringa, Chaenomeles, Hibiscus siriacus
2	1				
3	3				
4	5	2.0			
5	1				Alternativ cu Acer platanoides
6	1				
7	1				
8	1				
9	25-30				
10				6.0	
11	15			3.5	
12	7				Sub 2 mesteceni
13	30			3.0	
14				4.0	
15	30			3.5	Sub Catalpa și A. sacharinum
16				6.0	
17	25			3.0	
18	7			2.5	
19	60			4.0	Sub Acer sacharinum
20	2			5	Tulpini cu câte 30 lăstari
21	60			3.5	6 m fâșia
22	7	10			4,21 fâșia
23		15			
24		33			
25	5	36			5.07
26		22			3.63
27		31			3.10
28		24			3.10
29		27			4.1
30		22			4.0

2.4. *Chaenomeles speciosa* (Sweet) Nakai



Foto 4. *Chaenomeles speciosa*

Acest arbust de 1,7-3,0 m înălțime, foarte ramificat, cu ramuri divergente, ne surprinde, primăvara devreme, prin apariția florilor roșii-flacără până la roz sau cărămizii, ca niște nestemate.

Florile strălucitoare, solitare sau în buchete de 2-6, care apar în discordanță cu lujerii spinoși, care apar înaintea frunzelor, simbolizează trezirea la viață pentru un nou sezon de vegetație, în 31 puncte ale parcului (tab. 4). Treptat ele suntacompaniate de frunze, ovate sau obovate, crenat-serate, glabre, pielioase, verzi-închis, lucitoare, care reîntregesc coroana și completează frumusețea arbustului, împreună cu fructele globuloase de 2-4 cm diametru și galbene sau portocalii – deschise.

Originar din Japonia, arbustul are perspective și pe viitor având pretenții reduse față de sol, rezistă bine la ger și înghețuri și suportă seceta. Cu temperamentul său variabil crește în amestec cu *Symphoricarpus albus*, *Sambucus nigra*, *Forsythia viridisima*, *Phyladelphus coronarius*, *Syringa vulgaris*, *Hibiscus siriacus*, *Clematis vitalba* și *Acer platanoides*. Suportă umbra laterală de la *Thuja plicata* și *Pinus nigra* sau *Malus*, dar sub coroana deasă de *Taxus baccata* crește aplecat.

Lucrarea de formare de primăvară, după plantare, constă în tăierea tulpinilor subțiri, slabe sau vătămate la două treimi din lungimea inițială.

Tăierea de întreținere se face după înflorire, primăvara târziu sau la începutul verii, prin extragerea tulpinilor încrucișate, care se freacă și a lăstarilor subțiri prea numeroși. În fiecare an se taie 1-2 tulpini vechi. Toți lăstarii laterali se taie până la 3-4 frunze.

Când tulpinile interioare se îndesesc prea mult, se taie o treime dintre tulpini până la 15 cm de la sol și peste 2-3 ani se repetă aceeași operațiune.

Tab. 4. *Chaenomeles speciosa* – date biometrice și fitosanitare

Nr	Ne	H total m	Rc m	Observații
1	1			
2	1			În amestec cu <i>Symphoricarpus</i> , <i>Sambucus</i> , <i>Forsythia</i>
3	1	2.0		În amestec cu <i>Symphoricarpus</i> , <i>Syringa</i> , <i>Hibiscus</i>

Nr	Ne	H total m	Rc m	Observații
4		2.0	2.0	
5	3			
6	2	3.0		
7	1			
8	1	2.0	5	
9	50			
10	20			
11	1			
12	5	2.5		
13	25	2.5		
14	7	1.7		Statuia St. O. Iosif
15	1	1.7		
16	1	3.0	3.5	
17	2	2.5		
18	25	2.5		
19	20	2.0		
20	100	3.0		
21	30	2.5		
22	10	2.0		Sub <i>Thuja plicata</i>
23	7			
24	15	2.5		
25	10	2.5		Sub <i>Pinus nigra</i>
26	30	2.5		Sub <i>Taxus</i> , aplecat
27	25	2.5		
28	50	2.5		
29	35	2.5		
30	25	3.0		Sub <i>Malus</i>
31	20	2.8		Cu <i>Clematis</i> și sub <i>Acer platanoides</i>

2.5. *Spiraea x vanhouttei* (Briot) Zbl.

O întâlnim în 25 puncte ale Parcului Titulescu, sub formă de tufă izolată, pălcuri de 5-15 exemplare, rotunde sau garduri vii de-a lungul aleilor. Este un arbust de 0,8-3,0 m înălțime, cu ramuri compacte, dese, arcuite – pendule și frunze mici de 3,4 cm, rombice, lobulate și serate în jumătatea superioară, frumos glaucescente pe dos.

În mai – iunie lujerii formați în anul anterior se acoperă de atât de multe inflorescențe, flori mici, albe, încât par niși. Datorită frumuseții, arbustul este cunoscut și sub numele „*cununa miresei*”. Toamna frunzele au culoarea portocaliu – deschis spre galben, înainte de a cădea.

Este o specie adaptabilă, cu cerințe mici față de climă și sol și rezistență mare la ger, secetă, umbră și poluare cu fum și praf (Kessler 2008).

În gardurile vii crește în amestec cu *Mahonia aquifolium* și *Acer platanoides* sau este parazitată de *Hedera helix*.

După plantare, se taie creșterile bătrâne și se retează de la jumătatea lor tulpinile rămase pentru a stimula formarea de noi lăstari de la baza plantei.

În fiecare an se înlătură aproximativ un sfert din tulpinile bătrâne, pentru a face loc noilor lăstari. Tulpinile care au făcut flori se taie cât mai aproape de sol, la începutul verii, pentru a asigura plantei o perioadă maximă de creștere și o mai bună etalare a florilor în anul următor. Tulpinile care au făcut flori se scurtează de la jumătate, tăindu-se deasupra unui mugure sănătos sau a unui lujer lateral bine plasat.



Foto 5. *Spiraea x vanhouttei*

În cazul arbuștilor bătrâni, la începutul verii se lasă 3-4 tulpini puternice și restul se taie la 5-7 cm de sol pentru a favoriza dezvoltarea noilor tulpini. În anul următor se taie cele 3-4 tulpini bătrâne rămase până aproape de sol.

Tab. 5. *Spiraea x vanhouttei* – date biometrice și fitosanitare

Nr. crt	Nr. ex	H total m	Observații
1	1	0.8	Tufă izolată
2			Gard viu
3			Gard viu, alea cu <i>Quercus rubra</i> și <i>Hedera helix</i>
4			Gard viu pe 2 laturi ale unui dreptunghi, pe o latură cu <i>Hedera helix</i>
5			Gard viu de-a lungul străzii Lungă
6		2.3	Gard viu Rozarium
7	5		
8	10	2.0	
9		2.5	
10	25	2.5	
11	200	2.5	Gard viu
12	100	3.0	
13		2.5	Gard viu cu <i>Mahonia</i> și <i>Acer platanoides</i>
14	50	3.0	
15	1	2.5	Tufă izolată
16			Gard viu
17			Gard viu
18		2.8	Fâșie de 4,5 cm
19	30	2.5	
20	50	2.5	
21	60	2.3	
22		2.5	Fâșie de 3 m
23	40	3.0	
24	15	1.8	
25	50	1.9	Rotondă

2.6. *Berberis vulgaris* L.

În 16 puncte din Parcul Titulescu, mai ales pe marginea dinspre bd. Revoluției, atrage atenția un arbust tufos, cu ramurile spinoase și arcuite spre exterior și cu frunze mici de 2-4 cm, obovate, glabre, cu marginile spinos serate (Haralamb 1967).

Arbustul crește izolat, sau în grupe de 12-39 exemplare globuloase (foto 6) sau garduri vii, cu 300 exemplare și atinge 0,4-4,0 m înălțime (tabelul 6). Cele mai groase,

de 7-11 cm diametru, prezintă semne de îmbătrânire, având 5% lujeri uscați sau sunt parazitare de *Hedera helix*. În contextul schimbărilor climatice, prezintă însușiri ecologice care o favorizează, și anume: rezistența la ger, adaptare la soluri excesiv uscate, superficiale, scheletice și suportă locurile însorite. În mediul urban se remarcă rezistența la fum. Unele garduri vii sunt completate cu *Forsythia viridissima*. Altele vegetează sub umbra unor specii ca *Prunus avium* sau chiar *Picea abies* (tab. 6).

În luna mai, arbustul încântă prin florile galbene, grupate în raceme pendente de 4-6 cm, plăcut și puternic mirositoare.

Toamna, farmecul arbustului crește prin înroșirea frunzelor și formarea bachelor elipsoidale de 8-12 mm lungime roșii. Ciorchinele de fructe strălucitoare decorative, rămân pe lujeri până spre iarnă.



Foto 6. *Berberis vulgaris*

Această specie, de interes ornamental, decorativă prin port, flori, fructe și frunziș, care vara este de culoare verde, iar toamna devine arămiu strălucitoare, dar și cu o mare importanță terapeutică, în medicina tradițională, ar merita mai degrabă denumirea de *dragină* decât pe cea de *dracilă*.

Tab. 6. *Berberis vulgaris* – date biometrice și fitosanitare

Nr	Ne	H-total m	Rc m	Observații
1	1			
2	1	1.8		
3	2			
4	2			
5	2	0.8		
6	300	1.7		
7	15	2.5		
8	15	2.5		
9	20	2.0		
10	10	2.0		Cu <i>Hedera helix</i>
11	25	2.5		
12	20	2.5		
13	12	4.0		5% lujeri uscați
14	21	3.5		5% lujeri uscați
15	39	1.8		Gard viu completat cu <i>Forsythia</i>
16		1.5		Sub <i>Prunus avium</i>

2.7. *Rosa canina* L.

În rapsodia florală din Parcul Titulescu, trandafirii ocupă un loc important, fiind prezenți în 17 puncte sub forma unor exemplare izolate, grupate câte 3-5 în rînduri ovale ori în rozarium, înconjurată de garduri vii de *Spiraea x vanhouttei*; unde sunt crescute pentru etalarea culorii de ansamblu.

Reprezentate de specia sălbatică, sau de hibrizi moderni, trandafirii încântă prin florile lor colorate și fin parfumate. Florile sunt solitare sau în inflorescențe, cu un singur rînd de petale sau cu mai multe rînduri de petale, flori roșii, roz-deschis, albe ori bej, gălbui aurii, de o frumusețe cuceritoare, de la începutul verii până toamna târziu.

Arbustul are 1-2,5 m înălțime, lujeri și tulpini cu ghimpi și frunze lucioase imparipenat-compuse, cu foliole mici ovate, simplu și imperfect-dublu-serate, glabre pe ambele fețe, verde-deschis până la roșu-arămiu (Dumitriu-Tătăranu 1960). Măceșa este elipsoidală, de 1,5-2 cm lungime, roșie stacojie, cu proprietăți culinare și farmaceutice, conținând vitaminele C, P și D.

Primăvara, pentru a crea un schelet de tulpini echilibrat se înlătură tulpinile vătămate, rupte și cele care cresc în centrul tufei. Celelalte tulpini puternice și sănătoase se taie la 7-15 cm de la sol, până la un mugure orientat spre exterior.

Tăierile de întreținere se fac iarna târziu sau primăvara devreme, prin extragerea tulpinilor moarte, bolnave, ori vătămate, subțiri sau slabe care cresc în centrul tufei și a tulpinilor rămase, care se taie la 25 cm de la sol, deasupra unui mugure orientat spre exterior.

În cazul trandafirilor netăiați, cu multe tulpini subțiri și slabe, sensibile la dăunători și cu flori puține se fac tăieri de remediere în 2 etape. În prima iarnă se taie jumătate din tulpinile bătrâne, lăsând butuci de 2,5-5 cm lungime, În iarna următoare se înlătură toate tulpinile subțiri și bătrâne care au mai rămas.

Trandafirii rezistă la ger, înghețuri, preferă soluri eubazice-mezobazice, se adaptează pe cele superficiale, uscate, scheletice, fiind rezistenți la schimbările climatice (Marcu 2004).



Foto 7. *Rosa canina*

Tab. 7. *Rosa canina* – date biometrice și fitosanitare

Nr	Ne	Ht (m)	Obsevații
1	1		
2	1		
3	1		
4	1		
5	1		În rondul oval înconjurat de gardul viu cu <i>Spiraea</i> sau <i>Buxus</i>
6			
7	1		
8	1		
9	1		
10	1		
11	5		
12	1	1.0	
13	1	1.9	
14	1		
15	1		
16	3	1.3	
17	5	1.5	

2.8. *Rhus typhina* L.

La liziera luminoasă a parcului, dinspre Bulevardul Revoluției se pot admira exemplare izolate sau pâlcuri de 2-12 exemplare de oțetar roșu, un arbust de mare valoare ornamentală, de 1,5-3,0 m înălțime, cu o coroană neregulat ramificată, dar cu ramurile ascendente.



Foto 8. *Rhus typhina*

Ne atrag atenția, în primul rînd, lujerii foarte groși, cu măduva foarte largă. Pe acești lujeri brun – roșcați, catifelat-păroși, stau mugurii mici și globulari care au baza ascunsă într-o cicatrice în formă de semilună.

De asemenea, frunzele imparipenat – compuse, cu 11-31 foliole, impresionează prin mărimi de până la 50 cm lungime și culori roșii-arămii spre toamnă. Ele persistă pe ramuri până în anul următor.

Prin iunie-iulie apar florile verzi-gălbui, păroase, în panicule terminale erecte de 10-20 cm lungime, care se transformă în panicule fructifere, roșii-violacei, care persistă pe ramuri până primăvara.

Specia suportă solurile sărace cu grad moderat de alcalinitate din parc, preferă stațiunile cu multă căldură estivală și, important, în contextul schimbărilor climatice, rezistă bine la secetă și ger (Sofletea & Curtu 2007).

Tab. 8 *Rhus typhina* – date biometrice și fitosanitare

Nr	Ne	H totală (m)	Observații
1	3	1.5	
2	1	2.0	
3	1	2.5	
4	5	1.8	
5	12	2.0	Fâșie de 3m
6	2	2.0	15,1 m, fâșie
7	1		2,10 m, 0 tulpină cu 3 ramuri, var. laciniata

2.9. *Buxus sempervirens* L.

Arbust cu frunze persistente, pieltoase, verzi închis lucitoare pe față, este menținut prin tăieri repetate (o dată primăvara și de două ori vara), la înălțimi de 1,3-1,5 m și, mai rar, la 2,5 m. Este întâlnit în 7 puncte din parc, sub formă de garduri vii liniare, ronduri circulare, exemplare globulare în jurul statuii lui Titulescu și în forme geometrice, excepționale, în rondul central, perpendicular pe strada Lungă (tab. 9).

Este o specie foarte apreciată, nu numai că se modelează ușor în forme variate prin tundere, dar și pentru pretențiile modeste față de sol, pentru toleranța față de poluarea cu fum și praf, pentru rezistența la ger și înghețuri, pentru longevitatea mare și, mai ales, pentru că suportă bine uscăciunea.



Foto 9. *Buxus sempervirens*

Tab. 9 *Buxus sempervirens* – date biometrice și fitosanitare

Nr	Forma	H totală (m)	Rc (m)	Ne	Observații
1	Gard viu	1.5			
2					
3		2.5	4.0		
4	Globulos	1.4		30	În jurul statuii Titulescu
5	Globulos	1.3	1.0		Sferic
6	Gard viu	1.3			De o parte și alta a aleii perpendicular față de strada Lungă
7	Gard viu	1.3			

2.10. *Sambucus nigra* L.

Prezintă sub forma unor tufe solitare de 2,5-3,0 m înălțime, ori grupe mixte, în amestec cu *Symphoricarpos albus*, *Chaenomeles japonica* sau *Forsythia viridissima*,

de 5-6 plante (tab. 10), socul negru este prețuit pentru frunzele deosebite, imparipenat compuse, de 4-12 cm lungime, cu 5 foliole ovate, late, având o varietate de culori vii de la verde, galben – auriu până la purpuriu. De la mijlocul primăverii până la începutul verii, apar florile, plăcut și intens mirositoare, mici, albe, alb-gălbui sau pătate cu roz, care se dispun în inflorescențe racemiforme, sau umbeliforme, în vârful tulpinilor, urmate vara de bace roșii sau negre, decorative..

Suferă din cauza gerurilor mari din iarnă și a înghețurilor, care cauzează uscarea porțiunii terminale a lujerilor și este exigent față de sol.

După plantare, iarna sau primăvara devreme, se fac tăierile de formare, prin care se retează plantele până la 15 cm de sol și se înlătură tulpinile subțiri, slabe, pentru a ajuta noii lăstari să crească de la baza tulpinii.

Tăierile de întreținere se fac anual cu regularitate. Se îndepărtează lemnul mai bătrân și se favorizează lăstărirea. De asemenea, se taie toate tulpinile slabe, subțiri. Tăierile tulpinilor în vârstă de un an se fac iarna, cât mai aproape de vechiul schelet de ramuri, lăsând tulpinile vechi lungi de 2,5-5,0 cm din care vor apărea noile tulpini. Dacă vechii lăstari de creștere s-au supraaglomerat se taie o parte din ei cu un ferăstrău.

Exemplarele de soc negru, neparcursse cu tăieri implică tăierea completă de remediere, ori, în timpul iernii, se taie toate tulpinile bătrâne cât mai aproape de vechiul schelet de ramuri.

Tab. 10. *Sambucus nigra* – date biometrice și fitosanitare

Nr. crt.	Nr. ex	H totală (m)	R. cor. (m)	Observații
1	1	3.0	2.0	În amestec cu: <i>Symphoricarpos</i> , <i>Chaenomeles</i> , <i>Forsythia viridissima</i>
2	1	2.5	4.0	Tufă izolată solitară
3	1			Tufă izolată solitară
4	1			Tufă izolată solitară
5	1			Tufă izolată solitară
6	6			Grupuri mari
7	5		2.0	Grupuri mari

2.11. *Deutzia scabra* Thumb

Acest arbust își aduce aportul de frumusețe în 6 pâcuri, pure sau în amestec cu *Acer negundo*, cu câte 10-50 exemplare, de 2,5-4,0 m înălțime, care te farmecă cu florile sale albe sau roz, dispuse în panicule lungi de 6-12 cm (tab. 11).

Viabilitatea arbustului arată că rezistă bine la înghețuri, la fum și la praf și are pretenții mici față de sol. Cel mai bine dezvoltate exemplare beneficiază de multă lumină.

Tab. 11. *Deutzia scabra* – date biometrice și fitosanitare

Nr	Ne	H totală (m)	R. cor. (m)	Observații
1	50	4,0		Pâcuri
2	30	4,0		
3	10	3,0		
4	15	2,5		
5	50	3,0		
6	50	3,5	3,53	În amestec cu <i>Acer negundo</i>

2.12. *Mahonia aquifolium* (Pursh) Nutt.

Pe liziera arborilor de pe marginea aleii paralele cu bd-ul Revoluției, se pot admira opt tufe dese de mahonie, cu frunze persistente, coriace, verzi închis lucitoare, care devin vineții ori roșiatice iarna (tab. 12). La vârful acestor tufe de 1,3-2,5 m înălțime, în aprilie – mai apar florile mici galbene, grupate în raceme. Puține imagini sunt mai tonice primăvara decât cea a florilor galben – aurii de mahonie. Adierile primăverii însoțesc aceste imagini cu parfumul delicat, ca de crin, al florilor. Prin septembrie florile se transformă în bace alungite, negre-brumate, de 5-8 mm lungime, cu efecte decorative deosebite.

Învinețirea frunzelor iarna este determinat de modificarea compoziției pigmentilor, specia rezistând bine la ger. De asemenea, topoclimatul din Brașov, prin umiditatea atmosferică ridicată, asigură condiții de vegetație optimă pentru mahonie, care are cerințe mijlocii față de căldură și este rezistentă la ger.

În amestec cu *Spiraea x vanhouttei* se întâlnește și în constituirea unui gard viu.

Pe lângă valoarea ornamentală, are și utilizări farmaceutice, conținând berberină – o substanță cu efecte hipotensive.



Foto 10. *Mahonia aquifolium*

Tab. 12. *Mahonia aquifolium* – date biometrice și fitosanitare

Nr. crt.	Nr. ex	H totală (m)	R. cor. (m)	Observații
1	1	1,3		Tufă izolată
2	3	1,7	5	Fâșie
3	1	2,5		Amestec cu <i>Spiraea</i>
4	3	1,5	4	Fâșie

2.13. *Cotoneaster integerrimus* Medik.

Bârcoacele este un arbust mic, de 1,2-1,5 m înălțime (tab. 13), care asigură structură și formă parcului Titulescu printr-o excelentă etalare de flori, primăvara și vara, și de fructe mici toamna până târziu în iarnă.

Lujerii subțiri, brun-verzui, lucitori și frunzele de 1,5-4,0 cm, obovate, verzi, glabre, scurt pedicelate (4-6 mm) oferă eleganță arbustului (Haralamb 1967).

Florile roșiatice, în cime nutante înșirate de-a lungul

tulpinilor, de la începutul până la mijlocul verii și fructele roșii-purpuri de 6-8 mm, cu resturile caliciului persistente la vârful, măresc atractivitatea celor 3 exemplare din parc.

Specia vegetează viguros pe substratele calcaroase din parc mai ales dacă beneficiază de cât mai multă lumină și este rezistentă la secetă, ceea ce este de apreciat în perspectiva schimbărilor climatice.



Foto 11. *Cotoneaster integerrimus*

Tăierea de formare se face în prima primăvară după plantare prin înlăturarea tulpinilor moarte sau vătămate și tăierea tulpinilor rămase la 15-20 cm de la sol.

Tăierea de întreținere se face mai rar, doar pentru a împiedica aglomerarea în centrul plantei, prin extragerea tulpinilor moarte sau vătămate (tăierea se face la 5-7 cm de la sol) și retezarea ramurilor încrucișate.

Iarna, înainte să înceapă noua creștere, se practică din 2 în 2 ani tăierile de remediere, prin extragerea celor mai groase tulpini (se taie la 60 cm deasupra solului) și rărirea noilor lăstari pentru a preveni supraaglomerarea.

Tab. 13. *Cotoneaster integerrimus* – date biometrice

Nr. crt.	Nr. ex	H totală (m)	Diam. tufei (m)
1	1	1,2	6,0
2	1	1,5	2,0
3	1	1,2	

2.14. *Symphoricarpus rivularis* Suksd.

Trei tufe de hurmuz își aduc contribuția la creșterea biodiversității în Parcul Titulescu (tabelul 14) și a valorii decorative prin frunzele ovate, neregulat lobate, florile alb-roz, în raceme spiciforme terminale, care încântă privirile din iunie până în septembrie și prin fructele sferice, albe, care îi conferă un aspect plăcut toamna și în timpul iernii.

Este un arbust de 1,3-3,0 m înălțime, care rezistă bine la ger și înghețuri, tolerează solurile compacte și cu un anumit grad de sărăturare, și suportă poluarea cu gaze industriale și praf. Se dezvoltă bine în locuri semiumbră sau însorite, formează amestecuri cu *Chaenomeles japonica*, *Sambucus nigra* sau *Forsythia viridissima* și se poate tunde de mai multe ori pe an.

Tab. 14. *Symphoricarpus rivularis* – date biometrice și fitosanitare

Nr	Ne	H totală (m)	R. cor. (m)	Observații
1	1	3	2	În amestec cu <i>Chaenomeles speciosa</i> , <i>Sambucus nigra</i> <i>Forsythia viridissima</i>
2	1	1,3	1,0	
3	1	2,0		

2.15. *Cornus sanguinea* L.

Sângerul constituie puncte de atracție în tot timpul anului prin tulpinile sale în culori vii: verde pal, când sunt tinere, roșu portocaliu, galben lucitor sau negru-albăstriu, la maturitate, prin frunzele sale lat-eliptice, roșii-purpurii toamna, florile alb-verzui în corimbe umbeliforme, prin mai – iunie și prin drupele sferice, la început roșcate, apoi negre-albăstrii de 5-8 mm diametru, prin septembrie – octombrie (Șofletea & Curtu 2007).

În parc pot fi văzute trei tufe izolate de 1,7-2,0 m înălțime, care își etalează culorile vii, beneficiind de lumină.

Este o specie remarcabilă prin rezistența la ger, la climatul secetos și toleranța la solurile grele, argiloase și compacte. Sângerului îi merge bine chiar dacă este neglijat, dar are nevoie de o poziție deschisă, însorită pentru a avea cele mai frumoase culori.

După plantare, iarna sau la începutul primăverii se taie sever la 15 cm de sol, pentru a favoriza apariția unor noi lăstari de la bază.

În fiecare an se fac tăieri de întreținere pentru a avea cele mai atrăgătoare culori de iarnă. Se înlătură lemnul mai vechi pentru a favoriza formarea unor noi lăstari și se înlătură tulpinile slabe, subțiri și bolnave. La începutul primăverii se taie o treime din tulpini, cât mai aproape de vechiul schelet și de asemenea se taie 5 cm din vârf de unde vor porni noi lujeri.

Tab. 15. *Cornus sanguinea* – date biometrice

Nr. crt	Nr. ex	Ht (m)
1	1	1,8
2	1	1,7
3	1	2,0

2.16. *Vaccinium vitis – idaea* L.

Două tufe mici de 1,0 m înălțime (tab. 16), cu frunze persistente mici (1-3 cm) pielose, de culoare verde – închis, lucitoare, cu flori albe, nuanțate cu roșu, în raceme dese de la mijlocul primăverii până la mijlocul verii și bace vii colorate, roșii lucitoare, sferice.

Merișorul este rezistent la temperaturi scăzute și tolerant la uscăciune avansată.

Tăierea de formare se face după plantare, prin înlăturarea tulpinilor slabe sau vătămate și tăierea tulpinilor rămase până la circa jumătate din lungimea lor. Astfel se favorizează creșterea de noi lăstari de la baza plantei.

Iarna târziu, prin tăieri de întreținere, se scurtează toate tulpinile lungi, viguroase și se înlătură tulpinile supranumerice. Astfel se obține un schelet compact, dens și se ajută creșterea noilor lăstari.

Când arbuștii îmbătrânesc și devin supraaglomerati, cu o mulțime de tulpini și răzlețe, care fac flori mai puține și

mai mici, se practică tăieri severe de remediere. Iarna târziu sau primăvara, devreme se taie tulpinile bătrâne puternice, până la 10-15 cm de la sol și se înlătură toate tulpinile subțiri și slabe, pentru a ajuta creșterea de noi lăstari.

Tab. 16. *Vaccinium vitis-idaea* – date biometrice

Nr. crt	Nr. ex	H totală (m)	R. cor. (m)
1	1	1,0	2,5
2	1	1,4	2,0

2.17. *Hibiscus syriacus* L.

Zămoșita de Siria este un arbust de 3 m înălțime (tabelul 17), care din iulie până în septembrie are flori mari de 6 – 10 cm diametru foarte frumoase, campanulate, alburii – liliachii cu vine și pete purpurii – albăstrii. Deși are o mare valoare ornamentală este puțin prezentă în gardurile vii din parc. Având în vedere pretențiile reduse față de sol și, mai ales, rezistența la secetă și insolajie, ar fi necesară extinderea lui într-o poziție însorită, orientată spre sud (Pârnu 2003).

După plantare, când începe să crească, primăvara, se taie tulpinile slabe sau vătămate, iar celelalte tulpini se taie la jumătate din lungimea lor pentru a ajuta apariția de noi lăstari de la baza plantei.

Prin tăierile de întreținere se extrag tulpinile subțiri, slabe, până la jumătate din lungimea lor și se înlătură toate tulpinile moarte sau ofilite.

Tăierile de remediere se fac pentru reechilibrarea plantelor înclinate și pentru prevenirea vătămării rădăcinilor șubrede ori a atacurilor de fungi (se înlătură tulpinile moarte).

Tab. 17. *Hibiscus syriacus* – date biometrice

Nr. crt	Nr. ex	H (m)		Observații
		Tulp.	Cor.	
1	1	3,0	1,5	În amestec cu: <i>Phyladelphus</i> , <i>Syringa</i> , <i>Chaenomales</i>

2.18. *Ligustrum vulgare* L.

Printre numeroasele garduri vii care marchează rundurile de flori, cărările și aleile, cele de lemn câinesc se disting printr-o ramificație bogată, frunze alungit-ovate, verzi-întunecate care rămân verzi și iarna (cele de la baza ramurilor), flori albe în panicule terminale piramidale care apar târziu în iunie – iulie și bace negre lucitoare, sferice, care rămân pe ramuri și iarna.



Foto 12. *Ligustrum vulgare*

Suportă gerurile și înghețurile, climatele calde și sece-toase și solurile necompacte și alcaline.

Se tunde o dată primăvara, de două ori vara și niciodată iarna.

Tab. 18. *Ligustrum vulgare* L. – date biometrice și fitosanitare

Nr. crt	Nr. ex	Forma
1	20	Gard viu oval în completarea spireii

2.19. *Hedera helix* L.

Plantă decorativă prin frunzele discolore dorsoventral, lucioase pe față, pietroase și persistente, promovată pentru acoperirea suprafețelor din rondurile de flori sau a trunchiurilor la diferite specii de arbori și arbuști (Negruțiu 1980): *Syringa vulgaris*, *Cupresus arizonica*, *Betula pendula*, *Pinus silvestris*, *Malus floribunda*, *Picea pungens*, *Prunus cerasifera* var. *pissardi*, *Thuja plicata*, *Pinus nigra*, *Magnolia kobus*, *Pirus piraster*, *Acer platanoides*, *Sorbus torminalis*, *Catalpa bignonioides*, *Prunus avium* (tab. 19).

Ca liană agățătoare se prinde de trunchiuri prin rădăcini adventive, cu peri sugători, care afectează vitalitatea plantei gazdă, mai ales în cazul speciilor exotice, mai puțin adaptate la noi, cum este *Cupresus arizonica*, care are o stare de vegetație necorespunzătoare, având 30% din lujeri uscați.

Ca plantă târătoare, iedera, împiedică creșterea buruienilor și oferă un plus de culoare și un punct de interes și adăpost pentru vietățile sălbatice din ecosistem.



Foto 13. *Hedera helix*, pe tulpina de *Pinus silvestris*

În Parcul Titulescu din Brașov, cu multă umiditate atmosferică și cu soluri moderat acide – alcaline, formate pe substraturi calcaroase, iedera vegetează bine, dar trebuie atenție mărită la copiii care vizitează parcul, dat fiind că fructele – bace, negre-albăstrui, globuloase de 6 mm diametru, care se maturizează prin aprilie – mai, sunt atrăgătoare, dar toxice.

În cazul covoarelor, în prima primăvară se fac tăieri de formare prin înlăturarea unei treimi din lungimea lăstarilor. Pentru menținerea plantei în spațiul alocat se fac tăieri de întreținere prin retezarea ușoară a vârfurilor, în vederea ramificării și asigurării unei acoperiri mai bune. Primăvara, înainte să înceapă noua creștere, se taie toate tulpinile care cresc dincolo de spațiul alocat, retezându-le până la 60 cm în interiorul tufei și lăsând loc pentru creșterea lăstarilor. Tulpinile prea viguroase se taie până la punctul lor de origine. Iederele cățărătoare sunt crescute ca plante unidimensionale și sunt dirijate în sus pe tulpină.

Tab. 19. *Hedera helix* – date biometrice

Nr	Forma	
1	Covor	În ronduri de flori
2	Covor	În ronduri de flori
3	Cățărător	Pe <i>Syringa vulgaris</i> până la 1,8 m înălțime
4	Cățărător	Pe <i>Cupresus arizonica</i> până la 3 m înălțime
5	Cățărător	Pe <i>Betula pendula</i> la 4 m
6	Cățărător	La 5 m înălțime pe <i>Betula pendula</i>
7	Cățărător	La 1,8 m pe <i>Pinus silvestris</i>
8	Covor	Pe lângă gardul viu de <i>Spiraea</i> sub <i>Q. robur</i>
9	Covor	Pe lângă gardul viu de <i>Spiraea</i> , patruleter
10	Cățărător	Pe 2,5 m pe <i>Betula pendula</i>
11	Cățărător	Pe <i>Malus floribunda</i>
12	Covor	De-a lungul gardului viu oval de <i>Spiraea</i>
13	Cățărător	Pe 3 m din tulpină <i>Picea pungens</i>
14	Cățărător	Pe 1,5 m <i>Prunus cerasifera</i> var. <i>pissardi</i>
15	Cățărător	Pe 0,5 m <i>Thuja plicata</i>
16	Cățărător	3 m pe <i>Pinus nigra</i>
17	Cățărător	3 m pe <i>Pinus nigra</i>
18	Covor	Sub <i>Magnolia</i>
19	Cățărător	Pe 1,5 m din <i>Pirus piraster</i>
20	Cățărător	Pe 2,0 m din <i>Acer platanoides</i>
21	Cățărător	Pe 1,5 m din <i>Sorbus torminalis</i>
22	Cățărător	Pe 2,0 m din <i>Catalpa bignonioides</i>
23	Cățărător	Pe 1,2 m din <i>Picea pungens</i>
24	Cățărător	Pe <i>Prunus avium</i>
25	Covor	Sub <i>Pirus piraster</i>
26	Cățărător	Pe <i>Pinus sylvestris</i> până la 8 m
27	Cățărător	Pe <i>Malus floribunda</i> până la 3 m

2.20. *Clematis vitalba* L.

Este o liană agățătoare, volubilă, la care pețiolul frunzei se transformă în cârcel de prindere.

Frunzele opuse, imparipenat compuse, florile în panicle alb-verzui, terminale și fructele – achene plumoase nu prezintă importanță pe plan peisagistic.

În Parcul Titulescu s-a instalat pe *Forsythia viridissima* și pe *Chaenomeles speciosa* (tabelul 20), pe care le umbrește, facilitează retenția zăpezii și producerea rupturilor.

Pe plan estetic creează o notă de disconfort în peisaj.

Tab. 20. *Clematis vitalba* – date biometrice și fitosanitare

Nr. crt	Nr. ex	Observații
1	1	Instalat pe <i>Forsythia viridissima</i>
2	1	Instalat pe <i>Forsythia viridissima</i>
3	1	Instalat pe <i>Chaenomeles speciosa</i>

3. Discuții

Dezvoltarea zonelor verzi constituie un deziderat major al zilelor noastre (Sonea & Palade 1969, Appleton & Chaplin 2001, Baumeister 2007, EC 2008), mai ales în colectivitățile urbane aglomerate (Alpopi 2007, Barton & Pretty 2010), contribuind în mod esențial la ameliorarea mediului artificializat (Bodin & Hartig 2003, Armson et al. 2012), cu efecte benefice asupra sănătății oamenilor (Cimprich & Ronis 2003, Yamaguchi 2006, Bell et al. 2008, Li et al. 2008, Maas et al. 2009, van Os et al. 2010, Dadvand et al. 2014, Lee et al. 2014, Sbihi et al. 2015).

Monitorizarea stării plantelor lemnoase din parcuri oferă datele elementare pentru managementul optim al acestor specii (Bolea & Chira 2005, 2009, Ciupa et al. 2005).

Arbuștii constituie o atracție indiscutabilă a parcului „Nicolae Titulescu”, dar performanțele lor sub aspectul numărului, a mărimii florilor și a duratei de înflorire pot fi îmbunătățite (Bolea & Ciobanu 2003).

Tăierile de formare, din primii ani de viață ajută arbuștii să producă un cadru de ramuri puternice, bine proporționate mai rezistente la frângeri sau crăpare, să asigure o înflorire mai abundentă și mai atrăgătoare și să ușureze tăierile din anii următorii. Ele vor asigura un echilibru între producția de tulpini lemnoase tinere și etalarea regulată de flori și fructe. Tăierea tulpinilor slabe dirijează energia spre producerea de flori și fructe mai mari (Bradley 2002, Pretzsch et al. 2015, NYC 2016).

Tulpinile colorate, strălucitoare, ale sângerului, frunzele mari, colorate primăvara și vara, ale socului apar doar din creșterea în sezonul curent, care se obține prin tăierea amplă a întregii plante până la 10-15 cm de la nivelul solului, în fiecare an.

Tăierile de formare vor oferi un spațiu – tampon împotriva dăunătorilor sau a bolilor. Astfel se reduce posibilitatea apariției mușgaiurilor, și se micșorează suprafețele preferate de afide care își găsesc adăpost pe porțiunile slăbite și ascunse ale plantelor. Infecțiile fungice, care cauzează cancere, se instalează pe o rană sau o tăietură de aceea orice tăiere trebuie să înceapă cu îndepărtarea lemnului mort, bolnav sau vătămat (Chira et al. 2003, Iliescu 2005).

Mulți arbuști din parcul Titulescu sunt neglijați, sunt prea deși, cu multe tulpini uscate, ori au formă inestetică și necesită o tăiere de întinerire ori de remediere, care se aplică în mai multe sezoane, în funcție de specificul plantei.

Poziționarea corectă a unei tăieturi curate, folosind unelte ascuțite, asigură mai multă protecție decât orice modalitate de acoperire a răni. Zona barierei naturale, produsă de plantele lemnoase pentru a rezista la invazia organismelor care provoacă putrezirea, este vizibilă și este zona ușor umflată în care lăstarul lateral sau creanga se unește cu tulpina. Tăierea exact în acest punct mărește șansele ca tăietura să se vindece repede. Din același motiv, orice tăietură a unei crengi trebuie să fie cu aproximativ 3 cm deasupra unui mugure, deoarece mugurii produc substanțele care ajută rana să se vindece repede.

Bibliografie

- Armson D., Stringer P., Ennos A.R., 2012.** The effect of tree shade and grass on surface and globe temperatures in an urban area. *Urban For. Urban Greening*, 11/3 (2012), pp. 245–255
- Appleton B.A., Chaplin L.T., 2001.** The New York / MidAtlantic Gardener's Book of Lists. Dallas: Taylor Publishing, 2001.
- Alpopi C., 2007.** Premise pentru un model durabil al dezvoltării orașelor. *Cercetări practice și teoretice în Managementul Urban*, 2(4).
- Barton J., Pretty J., 2010.** What is the best dose of nature and green exercise for improving mental health? A multi-study analysis. *Environ Sci Technol*, 44: 3947–3955.
- Baumeister N., 2007.** New Landscape Architecture. Braun
- Bell J.F., Wilson J.S., Liu G.C. 2008.** Neighborhood greenness and 2-year changes in body mass index of children and youth. *Am J Prev Med* 35(6): 547–553.
- Bodin M., Hartig T., 2003.** Does the outdoor environment matter for psychological restoration gained through running? *Psychol Sport Exerc*, 4: 141–153.
- Bolea V., Ciobanu D., 2003.** Ghidul eco-turistului în pădurile din Săcele. Ed. "Pentru viață".
- Bolea V., Chira D., 2005.** Atlasul poluării în Brașov. Ed. Silvodel.
- Bolea V., Chira D., 2009.** Monitorizarea poluării prin bioindicatori. Ed. Cybela, Baia Mare.
- Bolea V., Mantale C., 2015.** Rășinoasele din Parcul Titulescu Brașov. *Revista de Silvicultură și Cinegetică* nr. 37.
- Bolea V., Mantale C., 2016.** Arborii fioși din Parcul Nicolae Titulescu Brașov. *Revista de Silvicultură și Cinegetică* nr. 38.
- Bradley S., 2002.** Tăierea plantelor ornamentale. Enciclopedia RAD.
- Cimprich B., Ronis D.L., 2003.** An environmental intervention to restore attention in women with newly diagnosed breast cancer. *Cancer Nursing* 26 (4), 284.
- Ciupa V., Oarcea C., Oarcea Z., Radu R., 2005.** Timișoara verde – Sistemul de spații verzi al Timișoarei. Ed. Marineasa.
- Chira D., Tăut I., Chira F., 2003.** Bolile. În: Simionescu A., Mihalache G. (ed.): Protecția pădurilor. Ed. Mușatinii, Suceava.
- Dadvand P., Villanueva C.M., Font-Ribera L., Martinez D., Basagaña X., Belmonte J., Vrijheid M., Gražulevičienė R., Kogevinas M., Nieuwenhuijsen M.J., 2014.** Risks and Benefits of Green Spaces for Children: A Cross-Sectional Study of Associations with Sedentary Behavior, Obesity, Asthma, and Allergy. *Environ Health Perspect* 122(12).
- Dumitriu-Tătăranu I., 1960.** Arbori și arbuști forestieri și ornamentali cultivați în R.P.R. Ed. Agro-Silvică.
- EC, 2008.** Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.
- Haralamb A., 1967.** Cultura speciilor forestiere (III). Ed. Agro-Silvică.
- Iliescu A.-F., 2005.** Cultura arborilor și arbuștilor ornamentali. Ed. Ceres.
- Kessler Jr. R.J., 2008.** Drought-Tolerant Landscapes for Alabama. Alabama A&M and Auburn Universities, *Alabama Cooperative Extension System*, ANR-1336.
- Lee J., Tsunetsugu Y., Takayama N., Park B.J., Li Q., Song C., Komatsu M., Ikei H., Tyrväinen L., Kagawa T., Miyazaki, Y., 2014.** Influence of forest therapy on cardiovascular relaxation in young adults. *Evid Based Complement Alternat Med*: 1–7.
- Li Q., Morimoto K., Kobayashi M., Inagaki H., Katsumata M., Hirata Y., Hirata K., Suzuki H., Li Y.J., Wakayama Y., Kawada T., Park B.J., Ohira T., Matsui N., Kagawa T., Miyazaki Y., Krensky A.M., 2008.** Visiting a forest, but not a city, increases human natural killer activity and expression of anti-cancer proteins. *Int J Immunopathol Pharmacol*, 21: 117–127.
- Maas J., Verheij R.A., de Vries S., Spreeuwenberg P., Schellevis F.G., Groenewegen P.P., 2009.** Morbidity is related to a green living environment. *J Epidemiol Community Health* 63(12): 967–973.
- Marcu M., 2004.** Clima Municipiului Brașov – Topoclimat și Microclimat. *Revista de Silvicultură și Cinegetică* 19–20.

- Negruțiu F., 1980.** Spații verzi. Ed. Didactic. & Pedagog.
- NYC, 2016.** Street Tree Planting Standards for New York City. Available on file:///C:/Users/User/Downloads/Tree-Planting-Standards.pdf
- Pârvu C., 2003.** Enciclopedia plantelor. Plante din flora României Editura Tehnică Vol I – IV.
- Pretzsch H, Biber P., Uhl U., Dahlhausen J., Rötzer T., Caldentey J., Koike T., van Con T., Chavanne A., Seifert T., du Toit B., Farnden C., 2015.** Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. *Urban Forestry & Urban Greening* 14: 466-479
- Sbihi H., Allen R.W., Becker A., Brook J.R., Mandhane P., Scott J.A., Sears M.R., Subbarao P., Takaro T.K., Turvey S.E., Brauer M., 2015.** Perinatal exposure to traffic-related air pollution and atopy at 1 year of age in a multi-center Canadian birth cohort study. *Environ Health Perspect* 123: 902–908.
- Sonea V., Palade L. 1969.** Arboricultură ornamentală și arhitectură peisajeră. Ed. Didactică și Pedagogică, București.
- Sofletea N., Curtu C., 2007.** Dendrologie. Ed Universității Transilvania Brașov.
- van Os J., Kenis G., Rutten B.P.F., 2010.** The environment and schizophrenia. *Nature* 468 (7321), 203–212.
- Yamaguchi M., Deguchi M., Miyazaki Y., 2006.** The effects of exercise in forest and urban environments on sympathetic nervous activity of normal young adults. *J Int Med Res.*, 34: 152-159.

Abstract

Shrubs and lianas from the N. Titulescu Park, Brașov

Small woody species were inventoried (20 tables including 2 lianas and 18 shrubs – 8 local and 10 exotic) in the central park of Brașov City, Romania. The most important ecological, ornamental, and biometrical characteristics have been described. Particular tending operations were recommended for each species.

Keywords: biometric, shape, phytosanitary status, ornamental value, maintaining works.

DEPUNERILE ATMOSFERICE ÎN SUPRAFEȚELE DE CERCETARE DE LUNGĂ DURATĂ – ICP FORESTS – ÎN ROMÂNIA

ION BARBU

1. Introducere

În România, cercetarea sistematică a fluxurilor depunerilor atmosferice în ecosistemele forestiere a început în anul 1996, după 5 ani de tatonări metodologice (Barbu and Dițoiu 1995) vizând optimizarea preluării eşanțioanelor și analiza acestora în laborator (Barbu 1991, 1998) în acord cu prevederile manualelor elaborate în cadrul Programului ICP Forests.

Primele ecosisteme au început să fie investigate în nordul țării, la Solca, Rarău și Deia (aprilie 1996), iar din ianuarie 1997 alte trei ecosisteme reprezentative sunt monitorizate în sudul țării, pe un traseu de la Fundata către Mihăiești (Argeș) și Ștefănești (lângă București) (Badea *et al.* 1998, Barbu and Iacoban 1998, Barbu *et al.*, 1995-2010). După anul 2008 s-au adăugat două sit-uri noi, considerate reprezentative pentru ecosistemele de gorun din Subcarpații Sudici (Stâlpeni) și pentru arboretele amestecate de molid și brad din Carpații Meridionali (Predeal) (Barbu *et al.* 1995-2010).

Pentru înțelegerea corectă a ciclurilor biogeochimice în ecosistemele forestiere, cunoașterea fluxului depunerilor atmosferice de ioni minerali este esențială. În zone intens poluate, fluxul depunerilor atmosferice și conținutul acestora pot influența semnificativ chimismul soluției solului și în acest fel nutriția arborilor și starea lor de sănătate (Ceianu *et al.* 1984, Barbu 1991, Bonneau and Souchier 1994, Badea *et al.* 1998, Augusto *et al.* 2002, McLaughlan *et al.* 2007).

Depunerile atmosferice pot fi separate în cel puțin două componente:

- » *depuneri umede* produse de hidrometeori măsurabili (ploaie, zăpadă). În care particulele și gazele din atmosferă sunt dizolvate și transferate la suprafața solului prin picăturile de ploaie sau fulgii de zăpadă (Baes and McLaughlin 1984, Barbu 1991, Binkley and Högberg 1997, Barbu and Iacoban 1998, Gilcă 2014).
- » *depuneri uscate* în care particulele și gazele se depun direct pe sol sau în coroanele arborilor. Tot aici se includ și depunerile produse de ceață, rouă, brumă,

chiciură etc. Acestea, de cele mai multe ori, nu pot fi corect estimate iar după depunere, apa, de regulă, se evaporă lăsând la suprafața corpurilor o parte dintre componentele dizolvate în picăturile hidrometeorice (Simpson *et al.* 2006, Solberg *et al.* 2009).

Depunerile atmosferice totale se pot estima, fie prin măsurarea separată și însumarea valorilor depunerilor umede și uscate, fie prin măsurarea directă a depunerilor totale cu colectori care au suprafața de recepție deschisă în permanență (*bulk deposition*) (IUFRO 1985, UN 1988, EC-UN/ECE 2001, Vesteng *et al.* 2007).

Pentru zonele în care se fac măsurători continui asupra concentrației ionilor poluanți din aer s-au stabilit anumite relații între aceste valori și cantitatea totală a depunerilor; gradul de determinare al acestor relații este însă relativ redus deoarece adesea depunerile umede provin din nori (mase de aer) care s-au format la distanțe mari de locul măsurării, iar deplasarea lor s-a făcut cu straturile superioare ale atmosferei, producând condensarea în precipitații numai în anumite condiții (zone frontale, precipitații orografice sau de convecție etc.) (Burschel 1985, Binkley and Högberg 1997, De Vries *et al.* 2009, Barbu *et al.* 1995-2010).

Pădurea, prin dezvoltarea pe verticală a unui obstracol permeabil cu grosimea de 5-50 m, constituit din coroanele și trunchiurile arborilor, reprezintă un filtru extrem de eficient pentru reținerea unei mari cantități din depunerile uscate și oculte (Kantor and Vincent 1970, Hutte 1986, Laubhann *et al.* 2009).

Măsurarea conținutului precipitațiilor ajunse sub coronamentul pădurii și al scurgerilor pe fusul arborilor, reprezintă o tehnică acceptată de estimare a capacității de retenție a ionilor poluanți de către pădure. Totuși, aceste valori trebuie corectate deoarece, cel puțin anumiți ioni minerali sunt absorbiți direct pe frunze (NH_4), iar alții sunt excretați (cationii bazici) prin procesele fiziologice cunoscute (Ulrich 1983, UN 1988, Badea *et al.* 1998).

2. Locul cercetărilor

Cercetările în domeniul monitoringului forestier au

vizat cunoașterea sectorială a parametrilor de stare ai subsistemelor (atmosfera, sol, stare de sănătate a arborilor, creștere, nutriție etc. – Manion 1981, Frelich *et al.* 1989, Badeau *et al.* 1996, Vitousek and Farrington 1997, Clark *et al.*, 2001, Oren *et al.* 2001, Finzi *et al.* 2002, Hart and Classen 2003, Fagerli & Aas 2008) prin programe de cercetare, iar rezultatele urmează a fi integrate la nivel național, cu scopul evidențierii impactului poluării atmosferice asupra ecosistemelor forestiere (Ulrich 1983, Mayer 1985, Smith and Shortle 1996, Spiecker *et al.* 1996, Hättenschwiler *et al.* 1997, Badea *et al.* 1998, Juknys *et al.* 2003, Longauer 2004, Ciais *et al.* 2008, Sol-

berg *et al.* 2009, Thomas *et al.* 2010, Dincă *et al.* 2012). Măsurătorile efectuate în perioada 1996-2012 au condus la realizarea unei baze de date suficiente pentru a se încerca obținerea unor metadate, care vor putea fi utilizate pentru interpretarea funcționării ecosistemelor forestiere (Barbu 1991, Barbu and Iacoban 1998, Barbu *et al.* 1995-2010).

Monitoringul depunerilor atmosferice în pădurile României s-a efectuat în 9 puncte cuprinzând ecosisteme forestiere variate (tab. 1). Dintre acestea, 4 puncte au fost analizate în lucrarea de față: Ștefănești, Mihăiești, Fundata și Rarău.

Tab. 1. Caracteristicile suprafețelor de cercetare permanentă pentru monitorizarea fluxului de precipitații și ioni minerali în ecosisteme reprezentative din rețeaua FUTMON

Nr. suprafață	Nume	Perioada de funcționare	Alt. (m)	Număr captatori precipitații						Tip vegetație
				Teren liber	Sub cor.	Profil sol				
						10 cm	20 cm	40 cm	60 cm	
1	Ștefănești	1998-2012	86	2	8	2	2	2	2	Șleau de cîmpie
2	Stâlpeni	2009-2012	500	2	8	2	2	2	2	Goruneto-făget de deal
3	Mihăiești	1998-2012	500	2	8	2	2	2	2	Gorunet
4	Fundata	1998-2012	1300	2	8	2	2	2	2	Făget montan
5	Predeal	2009-2012	1185	2	8	2	2	2	2	Amestec de molid cu brad
6	Rarău	1998-2012	1100	2	6	2	2	2	2	Amestec de rășinoase cu fag
7	Solca Br	1996-2006	520	2	6	2	2	2	2	Brădet afectat de uscare
8	Solca Mo		510	2	6	2	2	2	2	Plantații de molid și brad
9	Deia		790	2	6	2	2	2	2	Amestec de molid și brad

Tab. 2. Principalele caracteristici ale colectoarelor utilizați pentru măsurarea și eșantionarea precipitațiilor

Tipul de colector	Suprafața de Recepție	Dimensiuni	Nr. de captatori instalați	
			Teren liber	Sub coronament
Jgheab PVC	1000 cm ²	100 x 10 cm	2	6
Cilindru din poli-etenă	83 cm ²	Diam. 10 cm	4	8
Lizimetre ptr. captarea apei din sol la 10, 20, 40 și 60 cm	500 cm ²	50 x 10 cm	-	2 la fiecare nivel

2. Metode de prelevare utilizate

Pentru măsurarea și eșantionarea precipitațiilor s-au utilizat două tipuri de captatori instalați în teren liber și sub coronamentul pădurii iar pentru determinarea fluxului apei în solurile forestiere se folosesc plăci lizimetrice instalate la diferite adâncimi (10cm, 20cm, 40cm și 60cm) pe profilul solului. În tabelul 2 s-au sintetizat caracteristicile colectoarelor utilizați.

Integrarea datelor experimentale obținute din măsurarea cantitativă și calitativă a precipitațiilor în teren liber, sub coronamentul pădurii și pe profilul solului până la adâncimea de 60 cm, va permite cunoașterea mai detaliată a modului de funcționare a ecosistemelor cercetate și a efectelor ionilor poluanți asupra stării de sănătate a pădurilor. Prin integrarea rezultatelor obținute din estimarea fluxului de ioni poluanți, cu cele din analiza periodică a parametrilor chimici ai solului și cu analizele foliare ale arborilor care edifică ecosistemele respective se va putea realiza un model al schimburilor

de ioni între atmosferă, pedosferă și biosferă (Iacoban 2009, Badea 2013).

Frecvența prelevării probelor a fost stabilită la două săptămâni în sezonul de vegetație (1 și 16 ale fiecărei luni în perioada aprilie-octombrie) și la o lună în sezonul rece (noiembrie-martie). Probele colectate sunt măsurate separat la fiecare colector iar eșantionul pentru analiză se realizează prin amestecarea cantităților colectate din care se extrage o probă medie de 0,8-2 l care se transferă la laborator după etichetare.

Detalii privind eșantionarea, pregătirea probelor și analiza acestora în laborator au fost prezentate în referatele anterioare (Barbu 1995-2010) și în manualul publicat recent, care reunește întreaga metodologie de desfășurarea a cercetărilor intensive pe termen lung, în sit-urile FUTMON (Badea *et al.* 2008).

3. Rezultate

Analiza pe care o prezentăm în continuare reprezintă o sinteză a trendurilor observate în regimul precipitațiilor și al fluxurilor de ioni minerali, considerați responsabili pentru vitalitatea arborilor și asigurarea circuitelor biogeochimice în ecosistemele forestiere în perioada 1998-2012. Se prezintă, de asemenea, prima încercare de corelare a influenței regimului precipitațiilor și a fluxului de poluanți pe bază de sulf și azot asupra creșterii inelului anual al arborilor reprezentativi din ecosistemele forestiere studiate.

Prelevarea și analiza carotelor care au servit la realizarea seriilor dendrocronologice reprezentative pentru fiecare specie în parte s-a făcut pe baza metodelor stan-

dardizate (Popa and Sidor 2010). Datele referitoare la indicele de creștere radială ne-au fost furnizate de către laboratorul specializat din cadrul ICAS (INCDS).

3.1. Analiza variabilității regimului sezonier al precipitațiilor și impactul acestora asupra creșterii arborilor în perioada 1998-2012

Pe baza datelor acumulate din măsurătorile periodice efectuate în perioada 1996-2012 în cadrul progremelor de cercetare vizând monitoringul depunerilor atmosferice (Barbu *et al.* 1995-2010) și monitoringul secetei și riscului de apariție a incendiilor (Barbu and Popa 2003) au fost calculate și analizate precipitațiile atmosferice înregistrate în punctele de monitoring. Valorile obținute au servit la calculul unor indicatori, lunari sau anotimpuali, cu scopul studierii influenței variabilității precipitațiilor asupra stării de sănătate a arborilor și asupra creșterilor și acumulărilor de biomasă.

Datele anotimpuale au fost coroborate cu hărțile publicate în cadrul programului GPCC (<http://www.dwd.de/>

bvbw). Menționăm că, pe baza hărților GPCC accesate din site-ul menționat, a fost întocmit Atlasul regimului precipitațiilor pe teritoriul României în perioada 1900-2010 (Barbu 2010 manuscris ICAS).

3.1.1. Rezultate obținute în suprafața de cercetare de lungă durată (SCLD) Ștefănești

În tabelul 3 au fost sintetizate valorile anuale și anotimpuale ale variabilelor independente (% precipitațiilor anotimpuale, fluxul de ioni în teren liber și în soluția solului) și dependente (indicele creșterii radiale a arborilor din seria dendrocronologică Ștefănești) care fac obiectul analizei.

În fig. 1 au fost reprezentate valorile procentuale ale precipitațiilor anotimpuale, calculate ca raport între precipitațiile efective din sezonul analizat și precipitațiile medii multianuale ale sezonului respectiv. De asemenea a fost reprezentată valoarea medie a indicelui de creștere radială pentru stejar, extras din seria dendrocronologică întocmită special pentru SCLD Ștefănești.

Tab. 3. Principalele caracteristici ale variabilelor luate în studiu în SCLD Ștefănești

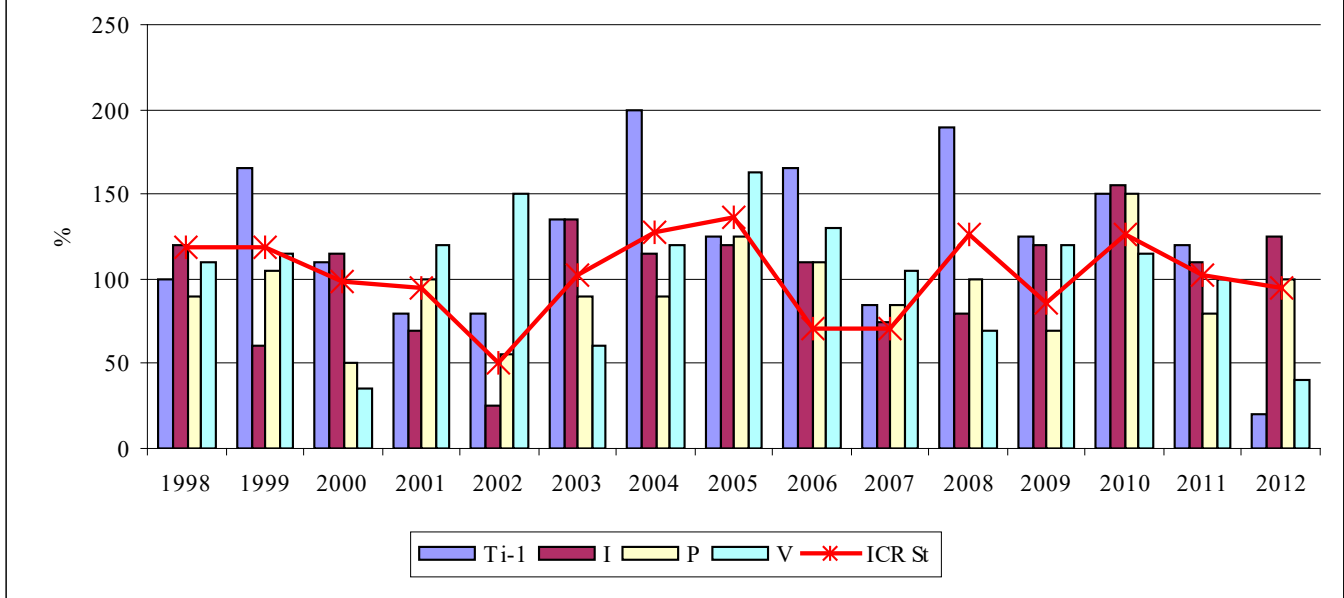
Anul	Precipitații (%) din medie				Flux de ioni TL (kg/ha/an)			Flux de ioni (kg/ha/an) la 10cm in sol			ICR St
	Ti-1	I	P	V	TLN-NH4	TLS-SO4	TLN-NO3	SoN-NH4	SoS-SO4	SoN-NO3	
1998	100	120	90	110	4.4	10.7	9.2	0.2	1.9	2.5	119
1999	165	60	105	115	8	9.6	5.5	13.1	1.9	2.9	119
2000	110	115	50	35	7.3	17.9	10.1	7.3	17.9	10.1	99
2001	80	70	100	120	6.7	12.1	3.5	6.7	12.1	3.5	95
2002	80	25	55	150	12.6	9.4	2.6	0.5	6.4	5.6	50
2003	135	135	90	60	13.4	10.8	4.9	0.0	1.8	3.1	102
2004	200	115	90	120	19	14.2	11.5	0.9	2.1	1.2	128
2005	125	120	125	163	20.3	11.7	4.5	1.1	2.2	1.3	136
2006	165	110	110	130	15.1	8.5	2.0	7.4	5.1	2.3	70
2007	85	75	85	105	14.6	10.4	2.1	4.9	1.5	0.8	71
2008	190	80	100	70	4.8	9.1	2.0	0.3	1.1	3.8	127
2009	125	120	70	120	6.1	5.7	2.1	0.0	1.0	3.4	86
2010	150	155	150	115	9.4	10.2	1.9	4.8	1.7	3.8	126
2011	120	110	80	100	6.6	3.2	1.2	38.9	0.9	0.2	102
2012	20	125	100	40	8.1	5.8	2.3	0.0	1.4	5.5	94

*) ICR – indice de creștere radială

Tab. 4. Tablou de corelație între variabilele independente luate în studiu și indicele creșterii radiale (ICR) la stejar în SCLD Ștefănești

	Ti-1	I	P	V	TL N-NH4	TL S-SO4	TL N-NO3	Sol N-NH4	Sol S-SO4	Sol N-NO3	res (ICR)
Ti-1	1.000										
I	0.123	1.000									
P	0.273	0.411	1.000								
V	0.207	-0.297	0.265	1.000							
TL N-NH4	0.219	0.052	0.210	0.448	1.000						
TL S-SO4	0.192	0.001	-0.108	-0.101	0.287	1.000					
TL N-NO3	0.232	0.155	-0.260	-0.148	0.151	0.745	1.000				
Sol N-NH4	0.065	-0.044	-0.065	0.017	-0.223	-0.575	-0.284	1.000			
Sol S-SO4	-0.058	-0.500	-0.222	0.515	0.374	0.188	-0.049	-0.187	1.000		
Sol N-NO3	-0.357	-0.186	-0.079	-0.276	-0.343	-0.138	-0.246	-0.510	0.327	1.000	
res (ICR)	0.480	0.476	0.548	-0.060	-0.010	0.230	0.389	-0.009	-0.600	-0.267	1

Fig. 1 Variația precipitațiilor sezoniere (exprimate în %) și a indicilor de creștere la stejar în SCLD Ștefănești în perioada 1998-2012



Analiza corelațiilor simple (tab. 4)

Indicele de creștere radială (ICR) calculat pentru seria dendrocronologică Ștefănești se corelează pozitiv cu precipitațiile din toamna anului anterior (Ti-1 $r=0,480$), cu precipitațiile din iarnă ($r=0,476$) și cu precipitațiile din primăvară ($r=0,548$). Indicele de creștere se corelează pozitiv cu poluanții măsurați în teren liber $r=0,230$ pentru $N-NO_3$ și $0,389$ pentru $S-SO_4$. Cu poluanții din soluția solului la 10cm, indicele de creștere se corelează negativ cu valori foarte ridicate pentru $S-SO_4$ ($r=-0,600$) și $N-NO_3$ ($r=-0,267$).

Explicația acestei diferențe de comportament al creșterii față de fluxul de sulf ar fi că sulful din soluția solului, la 10 cm, este rezultatul acumulărilor din precipitațiile ajunse la sol în anul curent și probabil al acumulărilor anterioare. Frecvența foarte ridicată a rădăcinilor fine în stratul superior de sol ar fi o altă explicație a efectului negativ al compușilor de sulf ajunși în sol asupra creșterii anuale ale stejarului la Ștefănești.

Analiza corelațiilor multiple

Ecuția de regresie multiplă lineară pentru estimarea indicelui de creștere anual în funcție de precipitațiile din toamna anului anterior (Ti-1) până în vara anului curent are forma:

$$y_{res} = 36.7 + 0.20T_{i-1} + 0.15I + 0.402P - 0.125V$$

$$r=0,719$$

$$r^2=0,517$$

Rezultă că, precipitațiile sezoniere, explică 51,7% din variabilitatea creșterii radiale la stejarul de la Ștefănești.

3.1.2. Rezultate obținute în suprafața de cercetare de lungă durată (SCLD) Mihăiești

În tabelul 5 și 7 au fost sintetizate valorile anuale și anotimpuale ale variabilelor independente (% precipitațiilor anotimpuale, fluxul de ioni în teren liber și în soluția solului) și dependente (indicele creșterii radiale a arborilor din seria dendrocronologică Mihăiești – fag și gorun) care fac obiectul analizei.

În fig. 2 și 3 au fost reprezentate valorile procentuale ale precipitațiilor anotimpuale, calculate ca raport între precipitațiile efective din sezonul analizat și precipitațiile medii multianuale ale sezonului respectiv. De asemenea a fost reprezentată valoarea medie a indicelui de creștere radială pentru fag și gorun, extras din seria dendrocronologică întocmită special pentru SCLD Mihăiești.

Tab. 5. Principalele caracteristici ale variabilelor luate în studiu în SCLD Mihăiești (Fa)

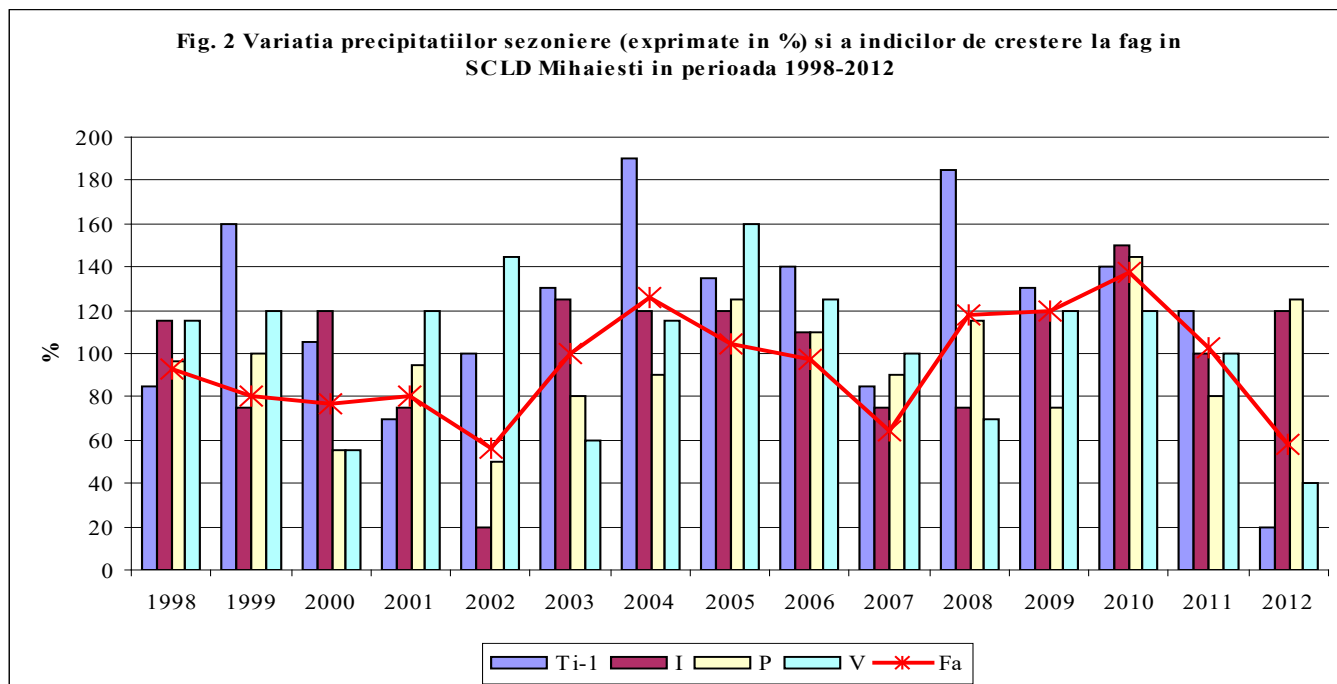
Anul	Precipitații (%) din medie				Flux de ioni TL (kg/ha/an)			Flux de ioni (kg/ha/an) la 10cm în sol			ICR Fa
	Ti-1	I	P	V	TLN-NH4	TLS-SO4	TLN-NO3	SoN-NH4	SoS-SO4	SoN-NO3	
1998	85	115	96	115	4.9	10.7	5.0	1.0	0.8	0.9	93
1999	160	75	100	120	4.6	12.2	0.8	2.0	1.8	1.2	81
2000	105	120	55	55	2.7	8.7	0.6	0.3	0.6	0.8	77
2001	70	75	95	120	4.4	14.9	0.5	1.7	4.3	2.7	81
2002	100	20	50	145	4.9	9.4	0.8	0.6	1.3	1.2	56
2003	130	125	80	60	6.7	12.5	2.1	2.1	1.5	0.2	100
2004	190	120	90	115	5.6	16.7	2.4	3.0	1.3	0.4	126
2005	135	120	125	160	10.1	9.4	2.3	11.2	2.8	3.2	104

Anul	Precipitații (%) din medie				Flux de ioni TL (kg/ha/an)			Flux de ioni (kg/ha/an) la 10cm in sol			ICR
	Ti-1	I	P	V	TLN-NH4	TLS-SO4	TLN-NO3	SoN-NH4	SoS-SO4	SoN-NO3	
2006	140	110	110	125	8.3	12.5	2.5	2.0	3.9	4.4	97
2007	85	75	90	100	7.5	9.7	2.1	3.0	3.9	3.2	65
2008	185	75	115	70	4.9	8.4	2.0	0.9	3.4	4.9	118
2009	130	120	75	120	3.5	7.3	1.9	0.6	3.3	0.9	120
2010	140	150	145	120	7.8	6.2	1.2	1.6	2.7	0.2	138
2011	120	100	80	100	7.9	4.4	1.3	7.1	1.3	0.3	102
2012	20	120	125	40	4.4	7.1	1.6	4.2	1.6	1.1	58

*) ICR – indice de creștere radială

Tab. 6. Tablou de corelație între variabilele independente luate în studiu și indicele creșterii radiale (ICR) la fag în SCLD Mihăiești

Ti-1	I	P	V	TL N-NH4	TL S-SO4	TL N-NO3	Sol N-NH4	Sol S-SO4	Sol N-NO3	res (ICR)
P	0.074	1.000								
V	0.274	-0.241	1.000							
TL N-NH4	0.209	0.211	0.476	1.000						
TL S-SO4	0.233	-0.129	-0.108	0.194	1.000					
TL N-NO3	0.042	0.308	0.200	0.097	0.216	1.000				
Sol N-NH4	-0.018	0.200	0.345	0.269	0.705	-0.193	1.000			
Sol S-SO4	0.056	-0.126	0.385	0.278	0.283	0.117	-0.111	1.000		
Sol N-NO3	0.134	-0.328	0.299	0.145	0.259	0.139	0.097	0.098	1.000	
res (ICR)	0.715	0.581	0.388	0.189	0.274	-0.021	0.233	0.062	0.140	-0.079



Analiza corelațiilor simple (tab. 6)

În SCLD Mihăiești, indicele de creștere radială la fag se corelează pozitiv și foarte puternic cu precipitațiile din toamna anului anterior Ti-1 ($r=0,715$) și din iarnă ($r=0,581$) și mai slab, dar tot pozitiv, cu precipitațiile din primăvară ($r=0,388$) și vară ($r=0,189$). Fluxul de azot nitric și amoniacal se corelează pozitiv cu creșterea radială, coeficientul de corelație având valori de 0,274 pentru N-NH₄ și 0,233 pentru N-NO₃. Fluxul de sulf influențează negativ, dar slab, creșterea radială ($r=0,021$). Fluxul de ioni poluanți din sol se corelează slab, dar pozitiv, cu creșterea radială. Efectul fertilizant al azotului din depuneri atmosferice este mai evident decât efectul

negativ al depunerilor de sulf.

Analiza corelațiilor multiple

Ecuția de regresie multiplă lineară pentru estimarea indicelui de creștere anuală în funcție de precipitațiile din toamna anului anterior (Ti-1) până în vara anului curent are forma:

$$y_{res} = -7.9 + 0.352T_{i-1} + 0.402I + 0.094P - 0.1V$$

$r=0,902$
 $r^2=0,813$

Rezultă că, precipitațiile sezoniere, explică 81,3% din variabilitatea creșterii radiale la fagul de la Mihăiești.

Tab. 7. Principalele caracteristici ale variabilelor luate în studiu în SCLD Mihăiești (Go)

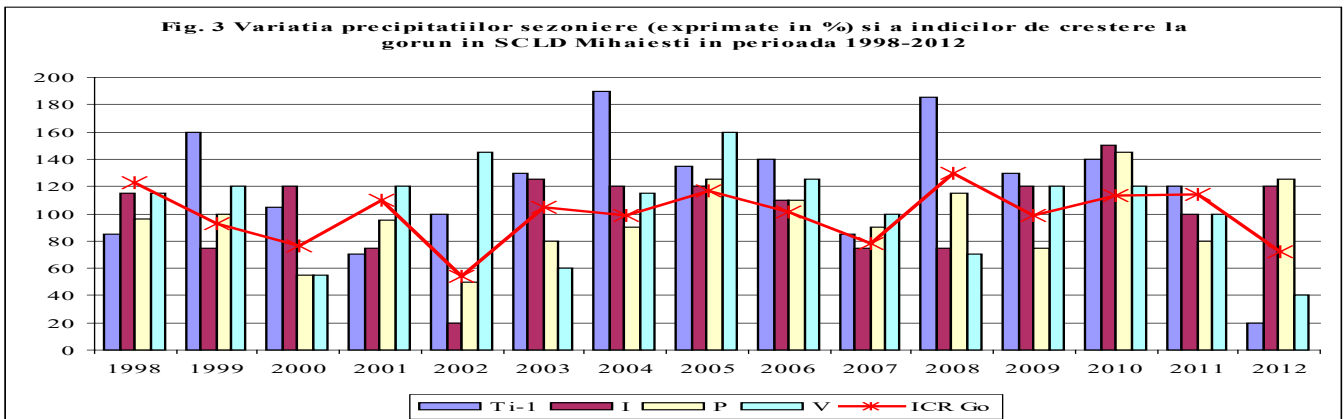
Anul	Precipitații (%) din medie				Flux de ioni TL (kg/ha/an)			Flux de ioni (kg/ha/an) la 10cm în sol			ICR
	Ti-1	I	P	V	TLN-NH4	TLS-SO4	TLN-NO3	SoN-NH4	SoS-SO4	SoN-NO3	
1998	85	115	96	115	4.9	10.7	5.0	1.0	0.8	0.9	123
1999	160	75	100	120	4.6	12.2	0.8	2.0	1.8	1.2	92
2000	105	120	55	55	2.7	8.7	0.6	0.3	0.6	0.8	76
2001	70	75	95	120	4.4	14.9	0.5	1.7	4.3	2.7	110
2002	100	20	50	145	4.9	9.4	0.8	0.6	1.3	1.2	54
2003	130	125	80	60	6.7	12.5	2.1	2.1	1.5	0.2	105
2004	190	120	90	115	5.6	16.7	2.4	3.0	1.3	0.4	99
2005	135	120	125	160	10.1	9.4	2.3	11.2	2.8	3.2	117
2006	140	110	110	125	8.3	12.5	2.5	2.0	3.9	4.4	101
2007	85	75	90	100	7.5	9.7	2.1	3.0	3.9	3.2	78
2008	185	75	115	70	4.9	8.4	2.0	0.9	3.4	4.9	130
2009	130	120	75	120	3.5	7.3	1.9	0.6	3.3	0.9	99
2010	140	150	145	120	7.8	6.2	1.2	1.6	2.7	0.2	113
2011	120	100	80	100	7.9	4.4	1.3	7.1	1.3	0.3	115
2012	20	120	125	40	4.4	7.1	1.6	4.2	1.6	1.1	72

^{x)} ICR – indice de creștere radială

Tab. 8. Tabloul de corelație între variabilele independente luate în studiu și indicele creșterii radiale (ICR) la gorun în SCLD Mihăiești

	Ti-1	I	P	V	TL N-NH4	TL S-SO4	TL N-NO3	Sol N-NH4	Sol S-SO4	Sol N-NO3	res (ICR)
Ti-1	1.000										
I	0.082	1.000									
P	0.074	0.453	1.000								
V	0.274	-0.241	0.062	1.000							
TL N-NH4	0.209	0.211	0.476	0.424	1.000						
TL S-SO4	0.233	-0.129	-0.108	0.194	-0.097	1.000					
TL N-NO3	0.042	0.308	0.200	0.097	0.216	0.136	1.000				
Sol N-NH4	-0.018	0.200	0.345	0.269	0.705	-0.193	0.066	1.000			
Sol S-SO4	0.056	-0.126	0.385	0.278	0.283	0.117	-0.111	0.018	1.000		
Sol N-NO3	0.134	-0.328	0.299	0.145	0.259	0.139	0.097	0.098	0.720	1.000	
res (ICR)	0.433	0.409	0.498	0.129	0.338	0.011	0.431	0.233	0.245	0.220	1.000

Fig. 3 Variația precipitațiilor sezoniere (exprimate în %) și a indicilor de creștere la gorun în SCLD Mihăiești în perioada 1998-2012



Analiza corelațiilor simple (tab. 8)

Gorunul în SCLD Mihăiești evidențiază aproape același tip de corelații cu precipitațiile sezoniere ca și la fag dar valoarea coeficienților de corelație este ceva mai redusă, dar rămâne foarte semnificativă. Astfel, între precipitațiile din toamna anterioară și creșterea radială a fost găsit un coeficient de corelație $r=0,433$. Aceleași valori ridicate ale corelației au fost găsite între precipitațiile din iarnă și din primăvară.

Fluxul de sulf, în teren liber, are o influență nesemnifi-

catică asupra creșterii radiale dar fluxul de azot nitric și amoniacal are o influență directă și pozitivă asupra creșterii radiale, stabilindu-se un coeficient de corelație $r=0,338$ pentru $N-NH_4$ și $r=0,431$ pentru $N-NO_3$.

Fluxul de ioni poluanți din sol se pare că se corelează pozitiv, dar slab, cu indicele de creștere radială. În soluțiile cu capacitate ridicată de neutralizare a acizilor minerali, sulful suferă o serie de transformări care îl fac asimilabil de către plante sub formă de nutrienți (SO_4 (NO_3)₂, SO_4 (NH_3)₂).

Analiza corelațiilor multiple

Ecuția de regresie multiplă lineară pentru estimarea indicelui de creștere anual în funcție de precipitațiile din toamna anului anterior (Ti-1) până în vara anului curent are forma:

$$y_{res} = 31.259 + 0.175T_{i-1} + 0.149I + 0.291P - 0.037V$$

r=0,665

r²=0,442

Rezultă că, precipitațiile sezoniere, explică 44,2% din variabilitatea creșterii radiale la gorunul de la Mihăiești.

3.1.3. Rezultate obținute în suprafața de cercetare de lungă durată (SCLD) Fundata

În tabelul 9 au fost sintetizate valorile anuale și anotimpuale ale variabilelor independente (% precipitațiilor anotimpuale, fluxul de ioni în teren liber și în soluția solului) și dependente (indicele creșterii radiale a arborilor din seria dendrocronologică Fundata (fag) care fac obiectul analizei.

În fig. 4 au fost reprezentate valorile procentuale ale precipitațiilor anotimpuale, calculate ca raport între precipitațiile efective din sezonul analizat și precipitațiile medii multianuale ale sezonului respectiv. De asemenea a fost reprezentată valoarea medie a indicelui de creștere radială pentru fag, extras din seria dendrocronologică întocmită special pentru SCLD Fundata.

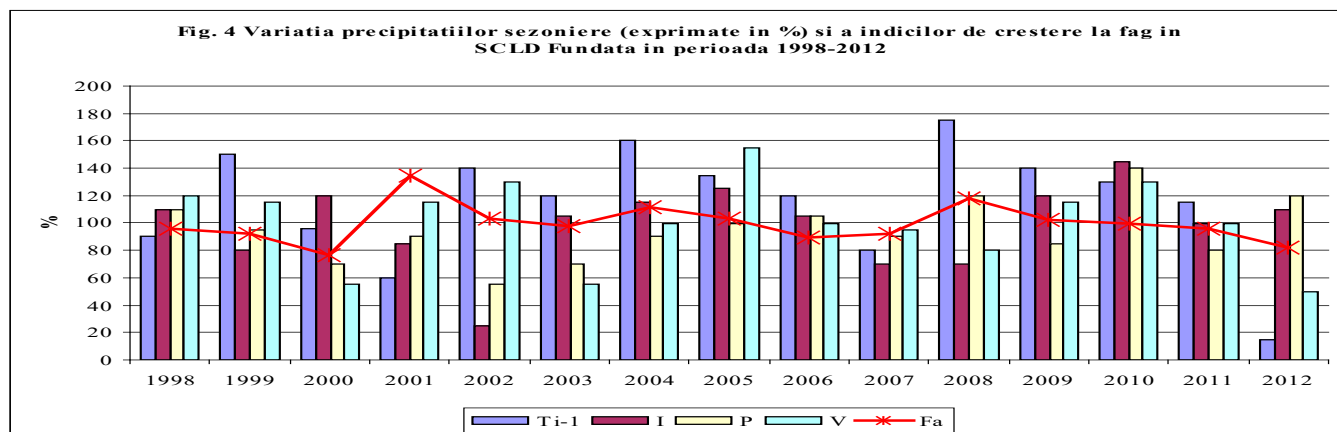
Tab. 9. Principalele caracteristici ale variabilelor luate în studiu în SCLD Fundata (Fa)

Anul	Precipitații (%) din medie				Flux de ioni TL (kg/ha/an)			Flux de ioni (kg/ha/an) la 10cm in sol			ICR
	Ti-1	I	P	V	TLN-NH4	TLS-SO4	TLN-NO3	SoN-NH4	SoS-SO4	SoN-NO3	
1998	90	110	110	120	8.8	12.1	2.4				96
1999	150	80	95	115	11.2	10.6	2.9				92
2000	96	120	70	55	8.5	7.3	1.6				76
2001	60	85	90	115	3.7	10.5	2.6	6.6	5.9	7.0	135
2002	140	25	55	130	4.5	7.7	1.7	4.3	7.3	4.1	103
2003	120	105	70	55	4.1	7.0	2.8	2.3	3.3	2.0	98
2004	160	115	90	100	5.9	7.4	1.6	3.8	2.9	1.2	111
2005	135	125	100	155	7.3	7.4	2.6	6.7	3.3	1.2	103
2006	120	105	105	100	5.0	7.6	2.1	4.0	4.1	4.5	90
2007	80	70	90	95	7.4	10.0	3.4	5.5	4.6	4.7	92
2008	175	70	120	80	3.1	6.3	2.1	3.0	5.3	4.9	118
2009	140	120	85	115	2.1	5.2	1.6	1.4	3.9	1.1	103
2010	130	145	140	130	3.7	6.1	1.2	2.7	3	2.2	100
2011	115	100	80	100	2.3	4.1	1.3	6.2	2.9	4.9	96
2012	15	110	120	50	4.09	5.13	1.95	10.2	3.63	2.44	82

x) ICR – indice de creștere radială

Tab. 10. Tablou de corelație între variabilele independente luate în studiu și indicele creșterii radiale (ICR) la fag în SCLD Fundata

P	-0.095	0.460	1.000								
V	0.369	-0.033	0.110	1.000							
TL N-NH4	-0.002	-0.024	-0.053	0.112	1.000						
TL S-SO4	-0.131	-0.276	-0.037	0.277	0.705	1.000					
TL N-NO3	-0.201	-0.315	-0.079	-0.005	0.492	0.676	1.000				
Sol N-NH4	-0.771	-0.057	0.138	-0.149	0.262	0.058	0.192	1.000			
Sol S-SO4	-0.017	-0.873	-0.367	0.161	-0.038	0.492	0.209	0.003	1.000		
Sol N-NO3	-0.279	-0.582	-0.090	-0.066	-0.161	0.444	0.255	0.236	0.587	1.000	
res (ICR)	0.258	-0.237	0.048	0.390	-0.385	0.173	0.090	-0.210	0.409	0.387	1



Analiza corelațiilor simple (tab. 10)

În SCLD Fundata influențele cele mai mari asupra creșterii radiale sunt cele determinate de precipitațiile din toamna precedentă ($r=0,258$) și cele din vară ($r=0,390$). Precipitațiile din iarnă au efect negativ asupra creșterilor (probabil datorită reducerii lungimii sezonului de vegetație). Precipitațiile din primăvară au efect indiferent asupra creșterilor. Fluxul poluanților din teren liber se corelează negativ cu creșterile pentru azotul amoniacal ($N-NH_4$; $r=-0,385$). Fluxul de sulf și de azot nitric se corelează pozitiv dar slab cu indicele de creștere radială. Și în sol, fluxul de azot amoniacal se corelează negativ cu creșterile ($r=-0,210$) iar fluxul de azot nitric și sulf se corelează pozitiv cu creșterile radiale.

Efectul de fertilizant al $N-NO_3$ este evidențiat de coeficientul de corelație ridicat și pozitiv ($r=0,387$). Efectul pozitiv al sulfului poate fi explicat prin capacitatea foarte ridicată de tamponare a ionilor acizi de către solul rendzinic format pe substrat calcaros în zona cercetată.

Analiza corelațiilor multiple

Ecuția de regresie multiplă lineară pentru estimarea indicelui de creștere anual în funcție de precipitațiile din toamna anului anterior ($Ti-1$) până în vara anului curent are forma:

$$y_{res} = 83.703 + 0.044T_{i-1} - 0.140I + 0.101P + 0.149V$$

$r=0,481$
 $r^2=0,231$

Rezultă că, precipitațiile sezoniere, explică 23,1% din

variabilitatea creșterii radiale la fagul de la Fundata.

3.1.4. Rezultate obținute în suprafața de cercetare de lungă durată (SCLD) Rarău

În tabelul 11 au fost sintetizate valorile anuale și anotimpuale ale variabilelor independente (% precipitațiilor anotimpuale, fluxul de ioni în teren liber și în soluția solului) și dependente (indicele creșterii radiale a arborilor din seria dendrocronologică Rarău (molid) care fac obiectul analizei.

În fig. 5 au fost reprezentate valorile procentuale ale precipitațiilor anotimpuale, calculate ca raport între precipitațiile efective din sezonul analizat și precipitațiile medii multianuale ale sezonului respectiv. De asemenea a fost reprezentată valoarea medie a indicelui de creștere radială pentru molid, extras din seria dendrocronologică întocmită special pentru SCLD Rarău.

Analiza variabilității regimului sezonier al precipitațiilor exprimat prin proporția (%) din media multianuală a perioadei în intervalul 1998-2011, evidențiază abateri mari de la o perioadă la alta și de la un an la altul fără a se observa un trend anume. Compararea indicelui de creștere radială la molid cu această variație nu evidențiază legături directe. Doar analiza prin intermediul regresiei lineare multiple pune în evidență influența mai mare a precipitațiilor din timpul primăverii și al verii și influența negativă a precipitațiilor din toamnă și iarnă.

Tab. 11. Principalele caracteristici ale variabilelor luate în studiu în SCLD Rarău (Mo)

Anul	Precipitații (%) din medie				Flux de ioni TL (kg/ha/an)			Flux de ioni (kg/ha/an) la 10cm în sol			ICR Mo
	Ti-1	I	P	V	TLN-NH4	TLS-SO4	TLN-NO3	SoN-NH4	SoS-SO4	SoN-NO3	
1998	100	76	110	120	7.2	10.5	4.4	2.1	5.9	9.1	91
1999	170	120	85	115	6.3	8	1.9	3.0	3.3	3.2	108
2000	105	100	75	85	4.7	7.5	1.5	1.3	2.2	1.4	104
2001	80	90	75	120	4.8	8.2	2.3	2.5	4.7	4.8	139
2002	180	40	65	120	4.8	6.9	1.8	3.5	5.2	6.2	84
2003	120	80	50	95	4.8	5.7	1.5	5.6	4.5	8.8	86
2004	110	98	80	105	4.5	6.2	2	3.8	4.7	5.4	94
2005	125	100	120	150	5.6	4.7	2.3	9.2	5.6	4.6	94
2006	75	65	130	140	6.8	8.8	2.4	4.3	4.9	1.9	89
2007	70	90	90	115	5.2	6.8	2.4	4.7	5.8	2.1	108
2008	160	70	155	125	3.3	4.9	1.9	3.7	2.6	0.7	111
2009	125	115	85	95	3.4	4.4	1.9	2.1	3	1	125
2010	105	130	120	115	3.5	4	1.9	2.1	3	1	106
2011	110	100	80	100	2.4	3.1	1.9	3.9	2	0.6	87

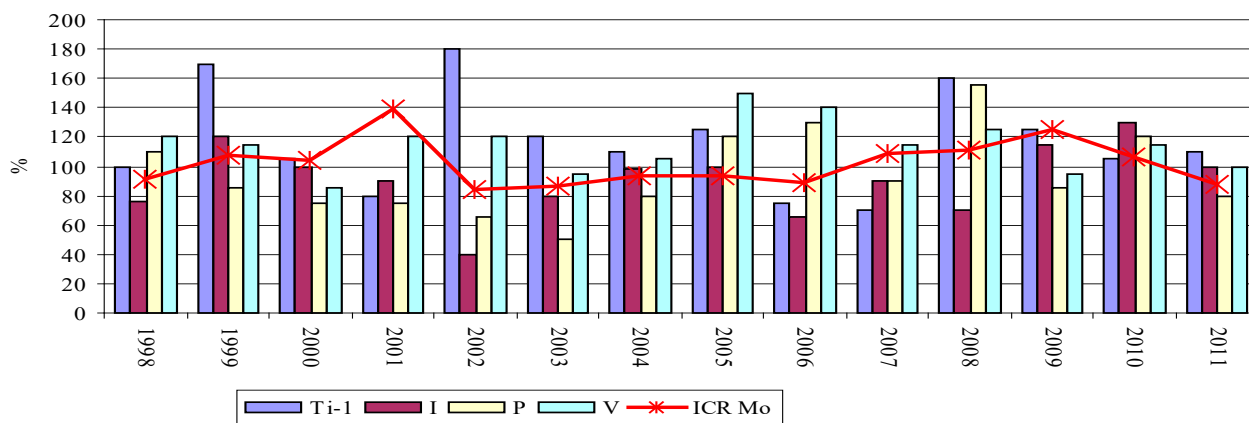
^{x)} ICR – indice de creștere radială

Tab. 12. Tablou de corelație între variabilele independente luate în studiu și indicele creșterii radiale (ICR) la molid în SCLD Rarău

	Ti-1	I	P	V TL N-NH4 TL S-SO4 TL N-NO3 Sol N-NH4 Sol S-SO4 Sol N-NO3 res (ICR)							
Ti-1	1.000										
I	-0.155	1.000									
P	-0.036	-0.011	1.000								
V	0.002	-0.297	0.645	1.000							
TL N-NH4	-0.162	-0.273	0.081	0.458	1.000						
TL S-SO4	-0.214	-0.381	-0.044	0.188	0.856	1.000					
TL N-NO3	-0.326	-0.190	0.316	0.379	0.592	0.596	1.000				
Sol N-NH4	0.032	-0.151	0.140	0.563	0.151	-0.279	-0.059	1.000			

	Ti-1	I	P	V TL N-NH4 TL S-SO4 TL N-NO3 Sol N-NH4 Sol S-SO4 Sol N-NO3 res (ICR)							
Sol S-SO4	-0.253	-0.449	-0.033	0.547	0.687	0.517	0.564	0.449	1.000		
Sol N-NO3	0.073	-0.407	-0.391	0.079	0.535	0.485	0.441	0.210	0.674	1.000	
res (ICR)	-0.169	0.411	0.053	-0.109	-0.225	-0.005	-0.095	-0.382	-0.224	-0.360	1.000

Fig. 5 Variația precipitațiilor sezoniere (exprimate în %) și a indicilor de creștere la molid în SCLD Rarău în perioada 1998-2012



Analiza corelațiilor simple

În SCLD Rarău, analiza coeficienților de corelație dintre indicele de creștere radială la molid și principalii factori determinanți luați în studiu, evidențiază următoarele :

- » coeficienți de corelație negativi între precipitațiile din toamna anterioară și vara curentă cu creșterea radială;
- » coeficienți de corelație pozitivi și semnificativi între precipitațiile din iarnă și primăvară cu creșterea radială a molidului;
- » fluxul de poluanți luați în studiu se corelează negativ cu creșterile radiale, influențele cele mai mari având

fluxul de ioni poluanți din sol.

Analiza corelațiilor multiple

Ecuția de regresie multiplă lineară pentru estimarea indicelui de creștere anual în funcție de precipitațiile din toamna anului anterior (Ti-1) până în vara anului curent are forma:

$$y_{res} = 85.4 - 0.05T_{i-1} + 0.26I + 0.048P - 0.047V$$

$r=0,429$
 $r^2=0,184$

Rezultă că, precipitațiile sezoniere, explică 18,4% din variabilitatea creșterii radiale la molid de la Rarău.

Fig. 6 Influența altitudinii SCLD asupra coeficientului de corelație multiplă dintre precipitațiile anotimpuale și indicele de creștere radială

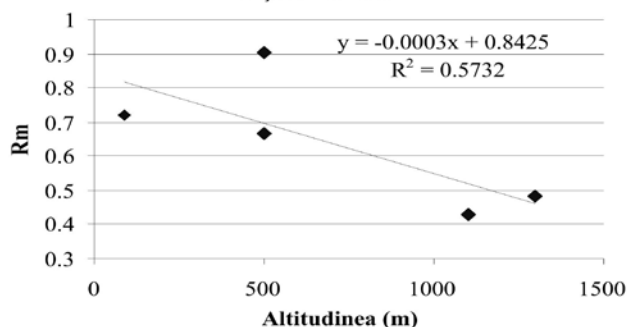
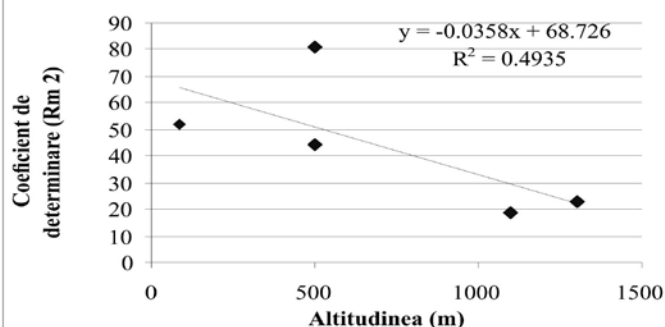


Fig. 7 Variația coeficientului de determinare (R2) al creșterilor radiale în funcție de precipitațiile anotimpuale în raport cu altitudinea SCLD



4. Concluzii

Pattern-ul corelațiilor dintre precipitațiile anotimpuale și indicele creșterii radiale a arborilor din ecosistemele cercetate.

Numărul ecosistemelor cercetate este insuficient pentru obținerea unor date cu caracter de reprezentativitate la nivel național, dar dată fiind amplasarea în transecte, cele două mari grupe de ecosisteme cercetate permit formularea unor concluzii plauzibile referitoare

la ordinul de mărime al fluxurilor și influențelor factorilor majori (climat, circulația atmosferei, macrorelief, altitudine etc.) în fluxul depunerilor totale. Pe de altă parte diversitatea structurală a arboretelor care se dezvoltă în condițiile menționate permit evidențierea și diferențierea rolului modifier al pădurii asupra fluxului de ioni minerali la suprafața solului în pădure.

Rezultatele obținute din aceste cercetări servesc la compararea situației cu alte țări europene și vor contribui la realizarea *monitoringului european* al depunerilor atmosferice (ICP Forest Reports, Badea *et al.* 1998, EC-UN/ECE 2001, De Vries *et al.* 2009, www.icp-forests.org/Reports.htm).

Pe baza analizelor de mai sus au fost stabilite următoarele tipare (pattern-uri) ale influenței precipitațiilor sezoniere asupra creșterilor radiale ale arborilor:

Precipitațiile din toamna anului anterior influențează puternic creșterea stejarului și gorunului de la Ștefănești și Mihăiești, stabilindu-se un coeficient de corelație de +0,480 la Ștefănești (stejar) și +0,715 la Mihăiești (gorun). Pentru ecosistemele montane de la altitudine, influența precipitațiilor din toamna anterioară, este mult mai redusă ($r=0,258$ la Fundata și $r=-0,169$ la Rarău);

Precipitațiile din iarnă influențează, de asemenea, pozitiv și puternic creșterile la stejar și gorun, stabilindu-se coeficientul de corelație de $r=0,476$ la Ștefănești și $r=0,581$ la Mihăiești. Pentru SCLD Fundata, coeficientul de corelație are valoare negativă ($r=-0,237$), iar pentru Rarău pozitivă ($r=0,411$);

Precipitațiile din primăvară au, de asemenea, efect pozitiv asupra creșterilor, coeficientul de corelație fiind de 0,548 pentru stejar la Ștefănești și 0,388 pentru gorun la Mihăiești. Pentru ecosistemele montane de la Fundata (fag) și Rarău (molid) coeficienții de corelație au valori foarte scăzute ($r=0,048$ respectiv $r=0,053$);

Precipitațiile de vară, practic nu influențează semnificativ creșterea arborilor, coeficienții de corelație calculați având valori reduse pozitive la Mihăiești ($r=0,189$) sau negativ și nesemnificativ la Ștefănești ($r=-0,060$).

Calculul regresiei multiple care estimează indicele de creștere radială în funcție de precipitațiile anotimpurale, a pus în evidență o legătură foarte strânsă între precipitațiile din toamna anului anterior și cele din iarnă și primăvară, însă variabilă de la o suprafață la alta.

Se observă o scădere, asigurată statistic, a coeficientului de corelație de la 0,8 la altitudinea de 100 m la 0,45 la altitudinea de 1300 m (fig. 6). Altfel spus, influența precipitațiilor asupra mărimii inelului anual este maximă la altitudini mici și minimă la altitudini mari. Calculul coeficientului de determinare al influenței precipitațiilor sezoniere asupra creșterilor (fig. 7) evidențiază faptul că la altitudini mici, indicele de creștere radială a arborilor este determinat de precipitații în proporție de peste 60%, iar la altitudini mari doar în proporție de 20-30%.

Fluxurile de poluanți (azot nitric, azot amoniacal, sulf) au influențe mult mai difuze asupra creșterilor (cu rare excepții locale: sulful la Ștefănești, azotul la Mihăiești în teren liber).

Bibliografie

- Augusto L., Ranger J., Binkley D., Rothe A., 2002.** Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Ann. For. Sci.* 59(3): 233-253.
- Badea O., Pătrășcoiu N., Geambașu N., Barbu I., Bolea V., 1998.** Forest condition monitoring in Romania. 1990-1996. Office National des Forêts, Département des Recherches Techniques.
- Badea O. Neagu Ș., Dumitru M., Nițu D., Iacob C., Iuncu H., Leahu I., Geambașu N., Dănescu F., Blujdea V., Ionescu M., Barbu I., Iacoban C., Popescu F., Vădineanu A., Andrei M., Bytnerowicz A., Musselman R., Seceleanu I., Tamaș Ș., 2008.** Manual privind metodologia de supraveghere pe termen lung a stării ecosistemelor forestiere aflate sub acțiunea poluării atmosferice și modificărilor climatice. 13-21.
- Badea O. (ed.), 2013.** Cercetări ecologice pe termen lung în ecosisteme forestiere reprezentative din Parcul Natural Bucegi. Ed. Silvică.
- Badeau V., Becker M., Bert D., Dupouey J.-L., Lebourgeois F., Picard J.-F., 1996.** Long-Term Growth Trends of Trees: Ten Years of Dendrochronological Studies in France. In Spieker H., Mielikäinen K., Köhl M., Skovsgaard J. (eds.): Growth Trends in European Forests. Springer, 167-181.
- Baes C.F., McLaughlin S.B., 1984.** Trace elements in tree rings: evidence of recent and historical air pollution. *Science*, 224: 494-497.
- Barbu I., 1991.** Moartea bradului – simptom al degradării mediului. Ed. Ceres.
- Barbu I., Dițoiu V., 1995.** Cercetări asupra conținutului de ioni poluanți a apelor din precipitațiile căzute în jud. Suceava în perioada 1991-1994. *Bucovina Forestieră*, 3(2): 37-49.
- Barbu I., Iacoban C., 1998.** Atmospheric deposition (1996-1997). In: Badea O., Pătrășcoiu N., Geambașu N., Barbu I., Bolea V., Forest condition monitoring in Romania. 1990-1996. Office National des Forêts, Département des Recherches Techniques.
- Barbu I., 1995-2010.** Monitoringul depunerilor atmosferice în ecosisteme forestiere reprezentative din România. Rapoarte științifice ICAS.
- Barbu I., Popa I., 2003.** Monitoringul secetei în pădurile din România. Ed. Tehnică Silvică.
- Binkley D., Högberg P., 1997.** Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? *Forest Ecology and Management*. 92: 119-152
- Bonneau M., Souchier B., 1994.** Pédologie. Ed. Masson.
- Burschel P., 1985.** Waldschäden – Forstwirtschaft – Witterung. Betrachtung zu zwei Publikationen aus der chemischen Industrie. *AFZ* 3: 43-49.
- Ceianu I., Bândiu C., Barbu I., Geambașu N., 1984.** Cercetări privind fenomenul de uscare intensă la bradul din Bucovina. Manuscris ICAS București
- Ciais P., Schelhaas M.J., Zaehle S., Piao S.L., Cescatti A., Liski J., Luysaert S., Le-Maire G., Schulze E.-D., Bouriaud O., Freibauer A., Valentini R., Nabuurs G.J., 2008.** Carbon accumulation in European forests. *Nature Geoscience* 1, 425-429.
- Clark D.A., Brown S., Kicklighter D.W., Chambers J.Q., Thomlinson J.R., Ni J., 2001.** Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. *Ecological Applications* 11: 356-370.
- De Vries W., Solberg S., Dobbertin M., Sterba H., Laubhann D., van Oijen M., Evans C., Gundersen P., Kros J., Wamelink G.W.W., Reinds G.J., Sutton M.A., 2009.** The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and heathlands. *Forest Ecology and Management*, 258: 1814-1823
- Dincă L., Lucaci D., Iacoban C., Ionescu M., 2012.** Metode de analiză a proprietăților și soluției solurilor. Ed. Silvică.
- EMEP, 1996.** Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe. Manual for sampling and chemical analysis, EMEP/CCC-Report 1/95, Norwegian Institute for Air Research.
- EC-UN/ECE, 2001.** Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. 2001 Technical Report.
- *** www.icp-forests.org/Reports.htm
- Gîlcă G. (coord.), 2014.** Starea calității aerului atmosferic pe teritoriul Republicii Moldova pentru anul 2014. Ministerul Mediului al Republicii Moldova, Serviciul Hidrometeorologic de Stat, Direcția Monitoring al Calității Mediului: 88-97. http://www.meteo.md/monitor/anuare/2014/anuaraer_2014.pdf
- Fagerli H., Aas W., 2008.** Trends of nitrogen in air and precipitation: model results and observations at EMEP sites in Europe, 1980-2003. *Environmental Pollution*, 154: 448-461.
- Finzi C., DeLucia E.H., Hamilton J.G., Richter D.D., 2002.** The nitrogen budget of a pine forest under free air CO₂ enrichment. *Oecologia*, 132: 567-578.
- Frelich L.E., Bockheim J.G., Leide J.E., 1989.** Historical trends in tree-ring growth and chemistry across an air-quality gradient in Wisconsin.

Canadian Journal of Forest Research, 19(1): 113-121.

- Hart S.C., Classen A.T., 2003.** Potential for assessing long-term dynamics in soil nitrogen availability from variations in ^{15}N of tree rings. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 39: 15-28.
- Hättenschwiler S., Miglietta F., Raschi A., Körner C., 1997.** Thirty years of *in situ* tree growth under elevated CO_2 : a model for future forest responses? *Global Change Biology*, 3: 463-471.
- Hutte P., 1986.** Vom Waldsterben bedrohte Walder Polens. *AFZ* 33: 819.
- IUFRO, 1985.** Inventorying and Monitoring Endangered Forest. IUFRO Conference, August 19-24, Zurich, Switzerland.
- Juknys R., Vencloviene J., Stravinskiene V., Augustaitis A., Bartkevicius E., 2003.** Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) growth and condition in a polluted environment: from decline to recovery. *Environmental Pollution*, 125: 205-212.
- Iacoban C., 2009.** Evaluarea poluării atmosferice în ecosisteme forestiere din România. Ed. Silvică.
- Kantor J., Vincent G., 1970.** Kann das Tannensterben in unseren ländern. Verhindert werden? *Lesn* 16. Praha.
- Laubhann D., Sterba H., Reinds G.J., de Vries W., 2009.** The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *Forest Ecology and Management*, 258: 1751-1761.
- Longauer R., Gömöry D., Paule L., Blada I., Popescu F., Mankovska B., Müller-Starck G., Schubert R., Percy K., Szaro R.C., Karnosky D.F., 2004.** Genetic effects of air pollution on forest tree species on the Carpathian Mountains. *Environmental Pollution*, 130: 85-92.
- Manion P.D., 1981.** Decline diseases of complex biotic and abiotic origin. In Manion P.D. (ed.). *Tree disease concept*, 324-339.
- Mayer H., 1985.** Meteorologie und neuartige Waldschaden. *AFZ* 51/52
- McLaughlin S.B., Wullschlegel S.D., Nosal M., 2002.** Diurnal and seasonal changes in stem increment and water use by yellow poplar trees in response to environmental stress. *Tree Physiology*, 23: 1125-1136.
- McLaughlan K., Craine J.M., Oswald W.W., Leavitt P.R., Likens G.E., 2007.** Changes in nitrogen cycling during the past century in a northern hardwood forest. *Proc Nat Acad Sci USA*, 104 (18): 7466-7470.
- Oren R., Ellsworth D.S., Johnsen K.H., Phillips N., Ewers B.E., Maier C., Schäfer K.V.R., McCarthy H., Hendrey G., McNulty S.G., Katul G.G., 2001.** Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO_2 -enriched atmosphere. *Letters to Nature* 411: 469-472.
- Popa I., Sidor C.G., 2010.** Rețeaua națională de serii dendrocronologice – RODENDRONET. 1. Conifere. Ed. Silvică.
- Simpson D., Fagerli H., Hellsten S., Knulst J.C., Westling O., 2006.** Comparison of modelled and monitored deposition fluxes of sulphur and nitrogen to ICP-forest sites in Europe. *Biogeosciences* 3: 337-355.
- Solberg S., Dobbertin M., Reinds G.J., Lange H., Andreassen K., Fernandez G.P., Hildingsson A., de Vries W., 2009.** Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. *Forest Ecology and Management* 258: 1735-1750.
- Smith K.T., Shortle W.C., 1996.** Tree biology and dendrochemistry. In Dean J.S., Meko D.M., Swetnam T.W. (eds.), *Tree rings, Environment and Humanity*. Radiocarbon, 629-635.
- Spiecker H., Mielikäinen K., Köhl M., Skovsgaard J.P. (eds.), 1996.** Growth trends in European Forests. EFI Research Report nr. 5. Berlin, Springer.
- Thomas R.Q., Canham C.D., Weathers K.C., Goodlae C.L., 2010.** Increased tree carbon storage in response to nitrogen deposition in the US. *Nature Geoscience* 3: 13-17.
- Ulrich B., 1983.** Acute and chronische Wirkungen von Luftverunreinigungen auf unsere Walder. Rehein Ruhr Druck. *Sander Dortmund*, 85-92.
- Ulrich B., 1983.** Stabilität von Waldökosystemen unter dem Einfluss des „Sauern Regen“. *AFZ* 26/27: 670-677.
- Vesteng V., Myhre G., Fagerli H., Reis S., Tarrason L., 2007.** Twenty-five years of sulphur dioxide emission reduction in Europe. *Atmos. Chem. Phys.* 7: 3663-3681.
- Vitousek P.M., Farrington H., 1997.** Nutrient limitation and soil development: Experimental test of a biogeochemical theory. *Biogeochemistry*, 37: 63-75.
- *** 1988. Forest decline in Europe in 1987 attributed to pollutants. UNITED NATIONS, Economic and Social Council Economic Commission for Europe. Ses. 46, 11-14 oct. 1988.
- www.icp-forests.org/Reports.htm

Abstract

Atmospheric deposition in long-term research plots – ICP Forests – in Romania

Seasonal rainfalls have a large influence on tree radial increment variability of the dominant species from plain and hilly zones (51.7% on common oak of Ștefănești / Danube Plain, respectively 44.2% on sessile oak and 81.3% on European beech of Mihăiești / Getic Plateau, in all cases more relevant being the precipitation from autumn to spring). Rainfall influence on tree increment is less important in mountain areas: 23.1% on European beech of Fundata / Transylvanian Alps (with a peak in summer precipitation) and 18.4% on Norway spruce of Rarău / Oriental Carpathians.

Pollutant fluxes (nitrates, ammonium, sulphur) have diffuse low role on wood increment variation (with rare local exceptions: sulphur in Ștefănești, nitrogen on grass land of Mihăiești).

Keywords: seasonal rainfalls, tree radial increment, sulphur, nitrates, ammonium.

SOLUȚII TEHNICE DE REDUCERE A FENOMENULUI DE USCARE ANORMALĂ A STEJARULUI DIN PĂDURILE D.S. SATU MARE

CEZAR UNGUREAN, SORIN DUMBRAVĂ, ANDREI ADORJANI, ȘERBAN DAVIDESCU,
FLORIN DĂNESCU*

1. Introducere

Fenomenul de uscare are consecvenții periodice în arboretele de cvercinee din zona de câmpie. Pădurile de stejar pedunculat din Câmpia joasă a Someșului au fost afectate de-a lungul timpului de uscări deosebite (Lupe et al. 1963, Marcu 1966, Chira & Chira 1998, Dănescu et al. 2011, Simionescu et al. 2012, Tăut et al. 2015).

După perioadele cu precipitații abundente din 2005-2006, unele suprafețe din fondul forestier din O.S. Livada au fost afectate de inundare pluvială, stagnare prelungită a apei din precipitații și de procese de uscare a vegetației forestiere. Astfel de procese s-au manifestat în arborete cu baza de cvercinee (șleauri de câmpie cu stejar, stejăreto-șleauri, stejărete etc.). În prezent se admite că fenomenul de uscare din această perioadă a fost determinat de un complex de factori care a inclus factori de natură climatică (alternanța unor perioade de stagnare a apelor cu perioade de secetă excesivă), factori de natură edafică (unele însușiri specifice ale solurilor), factori de natură antropică (gospodărirea necorespunzătoare a pădurilor în regimul crângului, acțiuni abuzive, poluare) și factori biotici dăunători (atacuri de insecte, ciuperci etc.). Din acest complex de factori au putut fi reținuți ca factori de importanță majoră, care au acționat pe suprafețe mari și un timp îndelungat, alternanța unor perioade de stagnarea apelor cu secete prelungite și însușirile fizice și hidrofizice nefavorabile ale solurilor, asociate uneori cu gospodărirea necorespunzătoare a pădurilor. În condițiile unor precipitații foarte abundente ca cele din anul 2005, aceleași însușiri fizice și hidrofizice nefavorabile ale solurilor au favorizat, de cele mai multe ori, acumularea apei din precipitații și deci inundarea pluvială a terenurilor, precum și stagnarea prelungită a apei, determinând uscarea parțială sau chiar totală a arboretelor. Procesele amintite s-au manifestat mai intens și efectele negative au fost mai accentuate în condiții de relief concav (relief larg și ușor depresi-

nat și văiugi închise, meandrate, mai adânc depresiionate). Deci, procesele amintite s-au manifestat în condiții climatice ieșite din comun (precipitații cu un nivel excepțional), dar pe fondul unor însușiri edafice în general nefavorabile (specifice solurilor grele) și/sau al unor condiții de relief deficitare în ceea ce privește drenajul extern (terenuri depresionare largi sau mai înguste, uneori însă și terenuri orizontale) (Dănescu et al. 2015).

Previziunile meteorologice indică o accentuare a extremelor climatice în următoarele decenii, iar în zona luată în studiu o amplificare a alternanțelor hidrice (Păltineanu et al. 2005, Mareș & Sanislai 2010, Șerban 2010, Spinoni et al., 2015, EEA 2016, Marx et al. 2016), cu consecințe asupra stabilității ecosistemelor forestiere (Agapi 2012, Barbu et al. 2016).

Încălzirea climatică și comerțul cu plante vii favorizează apariția de noi și noi dăunători și boli care pot agrava declinul arboretelor slăbite de factori abiotici (Gibbs et al. 1997, Santini et al. 2012, Denman et al. 2014).

Obiectivele studiului:

- » studierea eficienței și funcționalității actuale a sistemului de drenuri din terenurile forestiere afectate de uscarea anormală a stejarului din O.S. Livada (DS Satu Mare);
- » stabilirea de soluții pentru reabilitarea și dezvoltarea sistemului actual de drenuri din O.S. Livada în vederea asigurării unui regim hidrologic corespunzător în zonă.

2. Loc

Teritoriul ce face obiectul studiului este situat în raza Ocolului Silvic Livada – Direcția Silvică Satu Mare, în trupul de pădure Livada, pe teritoriul U.P. III Livada, parcelele 29-85 și U.P. IV Mujdeni, parcelele 86-110.

Suprafața teritoriului care face obiectul studiului are o structură pe proprietari și folosințe variate (tab. 1, fig. 1).

Tab. 1. Situația administrativă a teritoriului

Deținător pădure	Total	Pădure	CR	TAd	C	THv	Pep	Dr	LS	CEL
U.P. III – f.f. RNP	659,6	630,3	2,5	2,5	0,7	1,3	0,5	1,6	20,2	0,0
U.P. IV – f.f. RNP	141,0	135,0	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	2,4	0,9
Total fond forestier RNP	800,6	765,3	2,5	2,5	0,7	4,0	0,5	1,6	22,6	0,9
F.f. Primăria Bicsad-U.P. IV	84,9	83,6	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0
U.P. III – f.f. Medieșu Aurit	217,4	213,9	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0
U.P. IV – f.f. Medieșu Aurit	92,3	91,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0
Total f.f. Primăria Medieșu Aurit	309,7	305,2	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0
F.f. Parohia greco-catolică Prilog-U.P. IV	7,7	7,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
F.f. Primăria Orasul Nou-U.P. III	22,6	21,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1
U.P. III – f.f. Târșuț	46,2	44,3	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,3	1,0
U.P. IV – f.f. Târșuț	63,3	62,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
Total f.f. Primăria Târșuț	109,5	107,1	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,8	1,0
Total f.f. U.P. III	945,8	910,0	2,5	4,0	0,7	1,9	0,5	1,6	22,5	2,1
Total f.f. U.P. IV	389,2	380,3	0,0	0,7	0,0	2,7	0,0	0,0	4,6	0,9
Total	1335,0	1290,3	2,5	4,7	0,7	4,6	0,5	1,6	27,1	3,0

F.f: Fond forestier; CR: Clasa de regenerare; TAd: terenuri administrative; C: construcții; THv: teren pt. hrană vânat; Pep: pepiniere; Dr: Drumuri; LS: Linii somiere; CEL: culoar linie electrică

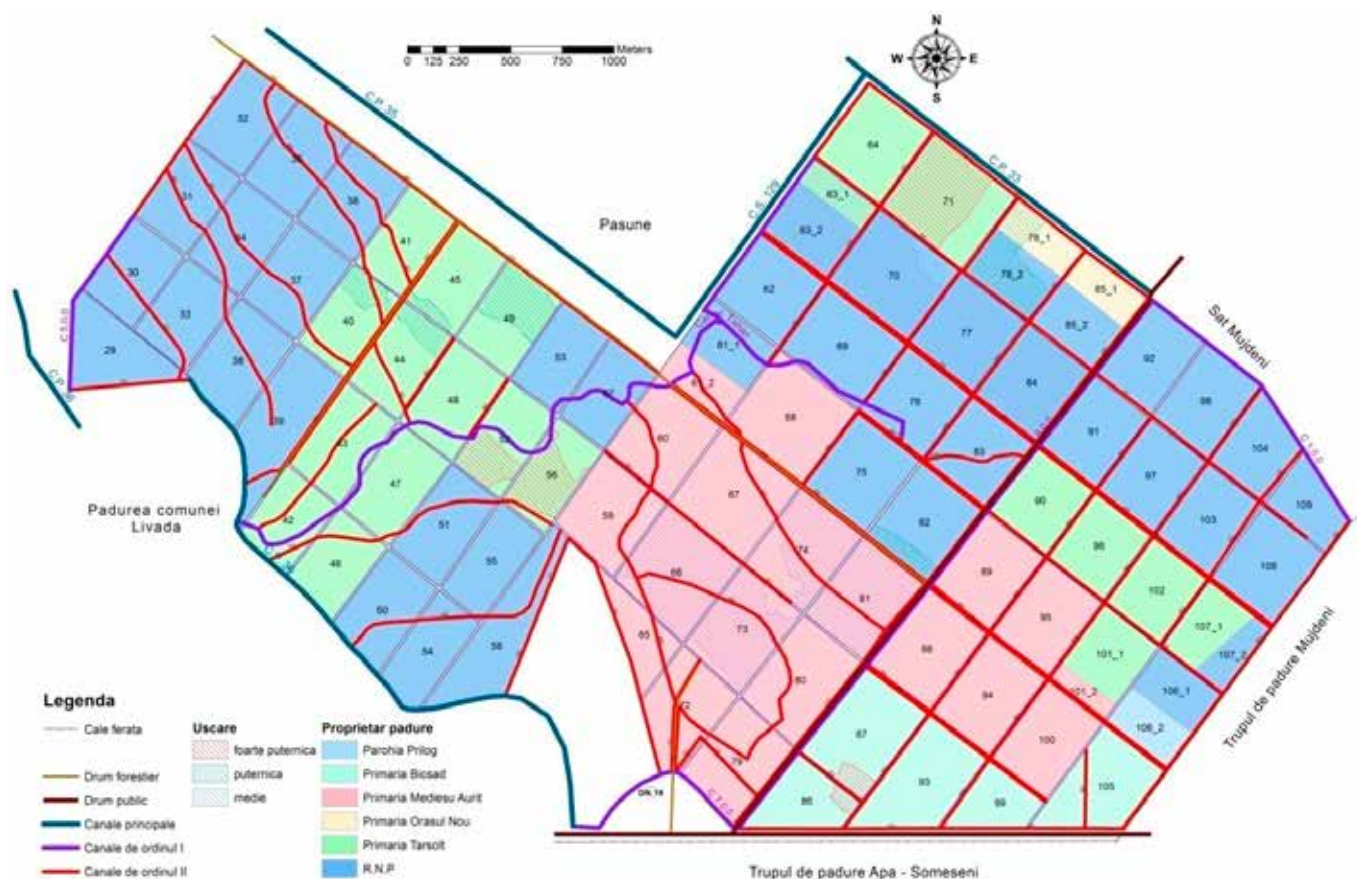


Figura 1. Repartiția pe deținători a fondului forestier și lucrări de desecare executate

3. Cadrul natural

3.1. Geomorfologie. Trupul de pădure Livada este situat în Câmpia Someșului (altitudini: 135-143 m, teren plan, uneori foarte slab înclinat sau ușor depresionar), între râurile Tur și Talna, zonă denumită înaintea constituirea sistemului de drenuri drept „Mlaștinile Turului”.

3.2. Litologie. Substratul litologic al zonei este relativ uniform, alcătuit din formațiuni sedimentare de vârstă cuaternară, reprezentate prin alternanțe de argile, prafuri, nisipuri și pietrișuri, supuse în timp proceselor de

tasare.

Prin analiza dispunerii pe verticală a straturilor de pământ au fost identificate două complexuri litologice cu permeabilitate și granulație diferită, care contribuie decisiv la stagnarea apelor în pădurea Livada.

» Complexul I, întâlnit la suprafață până la adâncimea de 2-4m, este constituit din argile și prafuri, materiale cu o permeabilitate redusă, care favorizează stagnarea apelor rezultate din precipitații în zonele lipsite de scurgere externă.

» Complexul II apare sub primul complex și este constituit, în general, din pietriș și nisip (adesea bolovăniș), cu permeabilitate mai mare.

3.3. Hidrologie. Din punct de vedere hidrografic, trupul de pădure Livada este situat în bazinul râului Tur, iar principalele cursuri de apă ce drenează apa din teritoriu sunt Pr. Talna și Pr. Egheer (în bună parte regularizate ca șanțuri de irigații sau drenare). Drenajul defectuos al terenurilor, coroborat cu uscarea masivă a pădurilor din 1957-1960 și accentuarea fenomenului de înmlăștinare în urma inundațiilor din anii 1970-75 au condus la realizarea unui sistem de drenuri (canale de desecare) dispuse, în principal, în lungul liniilor somiere (Lupe et al. 1963, Florea & Munteanu 1972, Ujvari & Teaci 1974, Karácsonyi 1994-1995, Sofronie & Bayer 2012, Sanislai 2015). În prezent, sistemul de desecare existent este, în bună parte, nefuncțional.

Apa freatică apare în complexul II (permeabil) și provine din precipitații și din alimentarea cursurilor de suprafață. Apa subterană este cu nivel liber sau sub presiune. Mai ales în perioadele de primăvară, cu precipitații foarte bogate, nivelul apei freatice crește cu 1,5-3 m, schimbând circulația apelor subterane în regim ascensional.

Direcția generală de scurgere a apelor subterane este est-vest. Panta apei subterane este de 0,5-5%.

3.4. Climatologie. Climatul este temperat cu influențe atlantice și mediteraneene, relativ umed (Iar 49,5 anual și 35 în sezonul de vegetație), cu un maxim al precipitațiilor în luna iunie (83,1 mm) și umezeala relativă medie anuală este de 71%.

Regimul hidric este alternant, cu exces de umiditate (stagnări ale apelor) primăvara și deficit de umiditate în toial verii.

Regimul eolian este moderat, cu influență preponderent atlantică.

Precipitațiile abundente, asociate cu lipsa unui drenaj fizic corespunzător datorită stratului de argilă practic impermeabil și a pantei reduse a terenului, reprezintă principalele cauze care determină stagnarea apelor în cuprinsul trupului de pădure Livada.

3.5. Condiții pedo-staționale. În trupul de pădure Livada a fost corectată încadrarea stațiunilor (față de amenajamentul întocmit în 2002) din zona afectată de uscare, recomandându-se introducerea noțiunii de risc de inundare pluvială și de stagnare îndelungată a apei din precipitații în denumirea tipurilor de stațiuni (Dănescu et al. 2011, Dănescu et al. 2015):

-TS 8335* „Câmpie forestieră joasă (NV) (stejar, frasin) Pm, luvosoluri și luvosoluri albice stagnice, edafic mijlocii, cu floră higrofilă” (tip nou de stațiune).

-TS 8336 „Câmpie forestieră joasă (NV) (stejar, frasin) Pm(s), luvosoluri stagnice, edafic mari, cu floră higrofilă”.

-TS 8711* „Câmpie forestieră de subsidență cu frăsineto-stejăret Pm(s), faeziom glic (lăcoviște), edafic mijlociu-mare, cu floră higrofilă”.

3.6. Vegetația forestieră. Arboretele din trupul de pădure Livada (stejărete, stejăreto-șleauri, de câmpie) au fost afectate de uscările de la sfârșitul anilor 1950, și au fost înlocuite de stejărete artificiale pure sau în amestec cu frasin, carpen, diverse moi, diverse tari și rare stejărete regenerare din lăstari. Datorită volumului mare de lucrări de împădurire (cca. 1000 ha), proveniența puieților de stejar a fost diversă, deși se recomandă o promovare a proveniențelor rezistente în astfel de condiții (Marcu 1966, Chira et al. 2004).

În arboretele cu consistență redusă, se accentuează fenomenul de înmlăștinare.

4. Lucrări executate în trecut. Efectul și comportarea acestora

Între anii 1920-1948 s-au executat lucrări hidroameliorative în luncile Someșului și Turului, care au avut ca rezultat înrăutățirea simțitoare a condițiilor de vegetație din trupul de pădure Livada, întrucât apele pluviale provenite de pe terenurile agricole erau deversate în pădure. De asemenea, prin executarea de diguri și berme în fondul agricol, a fost blocat drenajul extern al terenurilor forestiere, eliminarea apelor de suprafață făcându-se exclusiv prin drenaj biologic și evaporație.

În urma uscării masive a stejarului din perioada 1956-1960 a fost realizat un sistem de desecare constituit din canale de ordinul I, II și III, în lungime de 150 km, precum și reîmpădurirea suprafețelor exploatate (cca. 80% din suprafața trupului de pădure). Sistemul de desecare proiectat a constat din canale de ordinul I și II dispuse pe liniile parcelare și somiere, precum și în interiorul parcelelor, acolo unde microrelieful a impus-o. Canalele de ordinul III au fost dispuse perpendicular pe cele de ordinul I și II, amplasate la distanțe cuprinse între 50 și 100 m (Pandi 1988, Karácsonyi 1994-1995, Sofronie & Bayer 2012, Sanislai 2015).

În urma inundațiilor din 1970, cât și datorită neexecutării lucrărilor de întreținere a canalelor, sistemul de desecare nu a mai funcționat în mod corespunzător, ceea ce a dus la stagnarea apei pe suprafețe mari (Bătinaș et al. 2014). Ca urmare, în perioada 1979-1980 a fost reluată acțiunea de desecare în trupul Livada. În acest sens, I.C.A.S., prin stațiunea Brașov, a întocmit documentațiile tehnico-economice pentru realizarea lucrărilor de reabilitare și extindere a sistemului de drenuri existent (ICAS, 1980, 1981, 1982). Punerea în operă a lucrărilor proiectate au fost realizate în perioada 1980 – 1985.

Au fost proiectate și realizate 9135,1 m canale de ordinul I (adâncime 1,0-1,5m și lățime la fund 0,6-1,0m), dispuse pe liziera trupului de pădure sau pe traseul pârâului Tehan. Apa din aceste canale este preluată de canalele colectoare ale sistemului agricol CP 33, CP 35 și CP36 situate pe conturul trupului de pădure Livada.

Au mai fost realizate 72178m canalele de ordinul II (adâncime 0,6m și lățime la fund 0,6m) dispuse fie de-a lungul liniilor somiere, fie pe traseul unor vechi canale de desecare sau pe liziera pădurii. Suprafața preconiza-

tă a fi deservită de aceste canale este de până la 60 ha, excepțional 100 ha.

În interiorul parcelelor au fost executate canale de ordinul III (adâncime 0,3m și lățime la fund 0,5m). Lungimea totală prevăzută a acestor canale este de 93000 m, din care 37900 m canale pe trasee existente și 55100 m canale noi.

Au mai fost propuse și executate 91 podețe tubulare amplasate la intersecțiile canalelor de ordinul I sau II cu liniile somiere sau drumurile de acces. În zona de descărcare a canalelor din fondul forestier în canalele agricole au fost prevăzute pereuri sau traverse de fund pentru prevenirea eroziunilor și călugări din lemn cu acționare manuală cu rol de a împiedica intrarea apelor din canalele agricole în pădure în cazul ploilor excepționale.

În prezent, toate canalele agricole sunt invadate de ierburi care reduc secțiunile și vitezele de scurgere (Radu 2007).

Canalul principal C500 a fost realizat necorespunzător, nefiind asigurată legătura cu canalul agricol CP36 și nu au fost respectate cotele la fundul canalului.

Pe canalele de ordinul I și II s-au produs întreruperi ca urmare a deformării podețelor tubulare (podețe realizate din tuburi cu lungimea de 1,0 m) s-au a colmatării cu resturi vegetale sau ierburi.

La executarea canalelor, pământul rezultat din săpături a fost depozitat pe marginea drenurilor și nu a fost împrăștiat, conform prevederilor din documentația tehnică. În acest fel au fost realizate berme de-a lungul canalelor, care blochează scurgerea apelor din teren spre canalele de drenare.

Cea mai mare parte a canalelor de ordinul III sunt astupate de crengi și frunze, multe dintre ele nu mai pot fi identificate sau apar ca niște mici depresiuni (10-20 cm) pe teren.

5. Lucrări propuse

Ținând seama de situația actuală din trupul de pădure Livada, în vederea ameliorării condițiilor staționale sunt necesare următoarele categorii de lucrări:

- » reabilitarea sistemului de drenuri existent;
- » îndesirea rețelei de canale de desecare în arboretele afectate de uscare și în alte zone în care se semnaleză stagnarea prelungită a apelor;
- » împădurirea terenurilor goale rezultate în urma extragerii arborilor uscați sau în curs de uscare.

5.1. Lucrări de reabilitare a sistemului de drenuri existent

Lucrările de reabilitare a drenurilor existente se referă la canalele de ordinul I și II, deoarece numai acestea au putut fi identificate pe teren. Aceste lucrări vor consta din decolmatarea, reprofilarea și curățarea de ierburi și vegetație arbustivă a canalelor și refacerea podețelor de pe liniile somiere.

Reprofilarea canalelor presupune readucerea acestora la cotele și dimensiunile prevăzute în proiectele de desecare întocmite în anii 1980-1982. Volumele de săpătură au fost stabilite prin compararea profilului actual al canalelor (determinat prin măsurătorile efectuate pe teren) și profilul canalelor prevăzut în planșele de execuție ale canalelor. Au mai fost prevăzute lucrări de degajarea vegetației ierbacee și arbustive de pe taluzele canalelor, precum și finisări ale platformelor și taluzurilor canalelor.

Pentru asigurarea scurgerii libere a apelor din teren spre drenurile de desecare este necesară (pe unele porțiuni) realizarea unor străpungeri prin bermele artificiale create cu ocazia execuției canalelor.

De asemenea, este necesară reprofilarea canalului C-500 pe o lungime de cca. 250 m pentru a se asigura scurgerea apelor provenite din parcelele 30 și 31 spre canalul agricol CP 36. Aceasta presupune adâncirea canalului existent cu 1,50 m în dreptul bornei 54 și asigurarea unei pante continue descendente între borna 55 și borna 53.

Pentru realizarea racordării între canalul C-500 și canalul agricol CP 36 este necesară executarea unui canal din pământ prin teren agricol (pășune proprietatea comunei Livada). Pentru a nu se bloca accesul pe pășune este necesară și realizarea unui podeț tubular Ø1000 amplasat pe canalul de racordare propus.

Refacerea podețelor tubulare presupune recondiționarea timpanelor podețelor, înlocuirea tuburilor tip PREMO distruse și a podețelor realizate din tuburi cu lungimea de 1,0 m (podețele realizate din tuburi cu lungimea de 1,0 m s-au dovedit nefuncționale deoarece tuburile s-au deplasat datorită traficului pe liniile somiere cu căruțe sau alte utilaje de transport a masei lemnoase). Peste tuburi este necesară așternerea unui strat de balast cu grosimea de 30 cm pentru realizarea racordării în plan vertical cu terenul și protejarea tuburilor.

Inventarul lucrărilor necesare, cu cantitățile aferente, repartizate pe proprietarii fondului forestier, este prezentat în tabelele 2 și 3.

Tab. 2. Lucrări de reabilitarea sistemului de desecare

Proprietari	Lungime			Săpătură canale	Străpungeri	Total	Nivelare platformă	Politură taluz
	Canale	Străpungeri	Total					
	m	m	m	mc	mc	mc	100 mp	100 mp
Canale de ordinul I								
RNP	12014,0	2992,0	15006,0	3130,0	718,0	3848,0	131,2	311,8
Prim. Bixad	590,0	142,0	732,0	240,0	34,0	274,0	11,6	23,9
Prim. Medieșu Aurit	590,0	142,0	732,0	240,0	34,0	274,0	11,6	23,9
Prim. Târșolt	336,0	91,0	427,0	130,0	22,0	152,0	8,7	17,3

Proprietari	Lungime			Săpătură canale	Străpungeri	Total	Nivelare platformă	Politură taluz
	Canale	Străpungeri	Total					
	m	m	m					
Total ord. I	13530,0	3367,0	16897,0	3740,0	808,0	4548,0	163,1	376,9
Canale de ordinul II								
RNP	35759,6	2080	37839,6	8604	1053	9657	614,5	1090,4
Prim. Târșolt	12562,8	209	12771,8	3839	50	3889	165,4	252,5
Prim. Medieșu Aurit	19179,8	770	19949,8	4193	185	4378	313,4	529,5
Prim. Bicsad	4480,9	358	4838,9	911	86	997	81,3	122,8
Paroh. Prilog	400	46	446	88	11	99	6,7	10,4
Prim. Orașu Nou	337,1	0	337,1	67	0	67	5,4	6,8
Total ord. II	72720,2	3463	76183,2	17702	1385	19087	1188	2014,7
Total	86250,2	6830,0	93080,2	21442,0	2193,0	23635,0	1337,6	2351,2

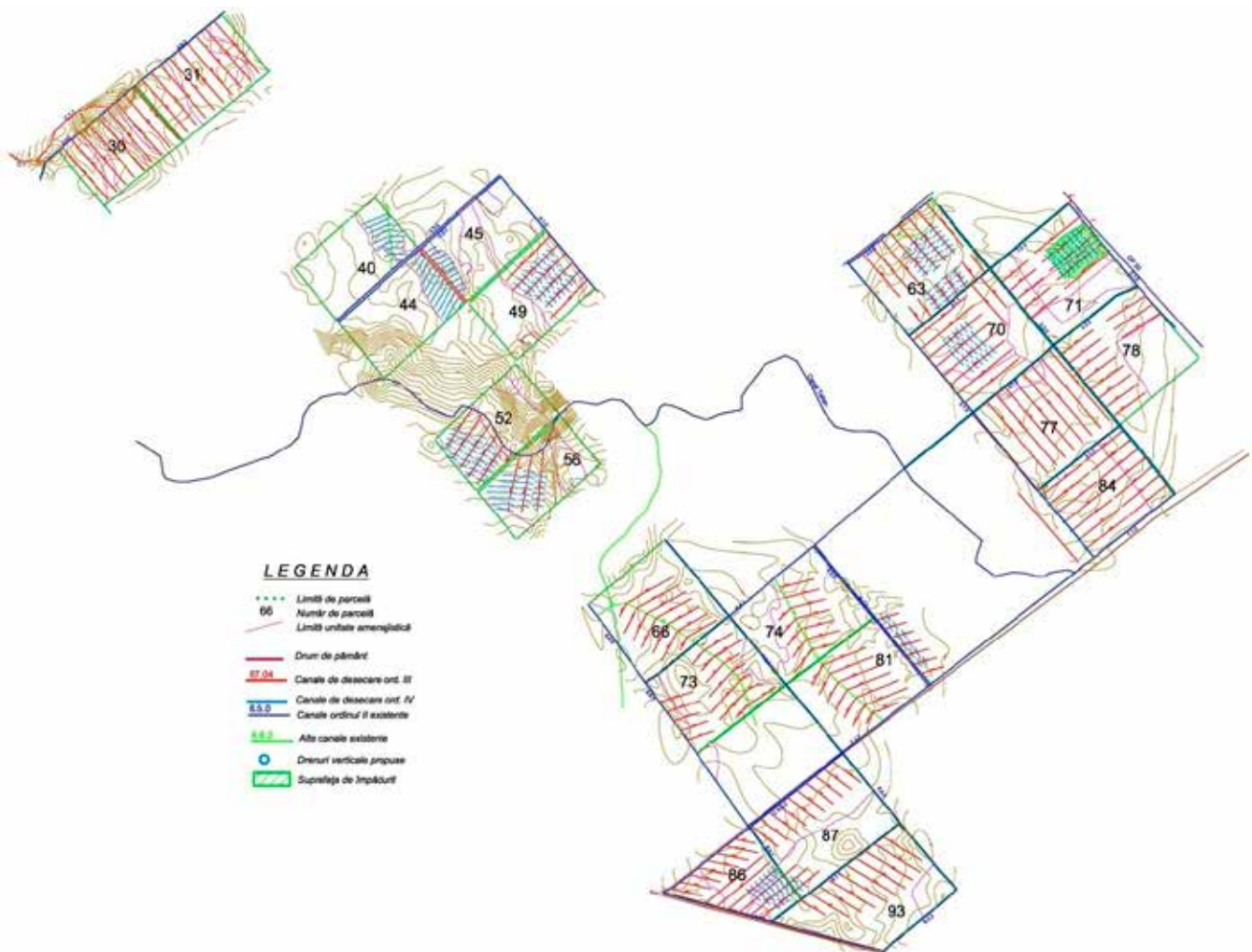


Fig. 2. Lucrări de îndesire a rețelei de desecare existente

Tab. 3. Refacere podețe

Nr. crt.	Deținători pădure	Podețe de refăcut		
		Ø800	Ø1000	Total
1	RNP	32	19	51
2	Primăria Târșolt	2	-	2
3	Primăria Medieșu Aurit	6	-	6
4	Primăria Bicsad	3	-	3
5	Parohia Prilog	1	-	1
6	Primăria Orașu Nou	-	-	-
	Total	44	19	63

Lucrările de reabilitarea canalelor de drenaj se vor executa manual. Pentru săparea drenurilor noi și realizarea străpungerii între canalul C500 și canalul agricol CP36 se pot utiliza și excavatoare de capacitate mică. La refacerea podețelor tubulare s-a prevăzut prepararea betoanelor la fața locului datorită accesului dificil în interiorul pădurii Livada, a volumelor mici de beton de turnat în fiecare loc și gradul mare de dispersare a punctelor de lucru. Executarea lucrărilor se recomandă să se realizeze în perioada uscată a anului, când accesul în interiorul trupului de pădure este mai facil.

5.2. Lucrări de îndesire a rețelei de desecare

Ținând seama de situația înregistrată cu ocazia culegerii datelor de teren, cât și de informațiile furnizate de personalul silvic cu privire la durata de stagnare a apelor și nivelul acestora, precum și de intensitatea fenomenului de uscare, au fost stabilite parcelele în care se va interveni cu lucrări de desecare.

În vederea evacuării excesului de apă din parcele au fost propuse următoarele categorii de lucrări:

- canale de racordare a canalelor existente la canalele de desecare agricole cu rol de a asigura descărcarea sistemului de drenuri existent în trupul de pădure Livada în canalele agricole, ce vor asigura tranzitarea apelor spre emisarul Egher; în acest sens vor fi executate patru racorduri: racordul C.1, cu lungimea de 160, ce va prelua debitul aferent parcelei 29 și cel furnizat de canalul C.1.1, cu lungimea de 443m (deservește parcelele 30, 31, 33, 34, 36, 37, 39, 40), racordul C.2, cu lungimea de 25 m, care va face legătura dintre canalul 2.1.1 și canalul agricol CP 33 și racordul C.3, cu lungimea de 25m, ce face legătura între canalul 2.1.0 și CP 33; pentru a nu se întrerupe accesul în zonă, pe cele patru canale de racordare au fost prevăzute podețe tubulare $D=1000\text{mm}$; au fost dimensionate canalele C.1 și C.1.1, iar canalele C.2 și C.3 au fost dimensionate constructiv; pentru a se preveni eroziunile în canal se recomandă brăzduirea fundului și taluzurilor canalelor;
- drenuri deschise tip I, cu rol de colectarea și evacuarea apelor stagnante din interiorul parcelelor; aceste drenuri au următoarele caracteristici geometrice: d (distanța dintre drenuri) = 50m, b (lățimea la fundul canalului) = 0,4m, h (adâncimea minimă) = 0,4m, m (înclinarea taluzurilor) = 1/1,25, i (panta la fund a canalelor) = 0,2%; aceste canale se vor descărca fie în canalele existente de pe liniile somiere, fie în drenuri verticale, acolo unde, datorită configurației terenului, nu este posibilă racordarea la canalele existente; aceste canale au fost dimensionate hidraulic în

funcție de suprafața deservită, caracteristicile soluțiilor și condițiile meteorologice specifice zonei;

- drenuri deschise tip II, cu rol de colectarea apelor din micro-depresiunile dintre canalele de tip I sau din terenurile cu exces de umiditate cu suprafață redusă, unde nu este necesară amplasarea drenurilor de tip I; aceste drenuri au următoarele caracteristici geometrice: d (distanța dintre drenuri) = 25m, b (lățimea la fundul canalului) = 0,3m, h (adâncimea minimă) = 0,3m, m (înclinarea taluzurilor) = 1/1,25, i (panta la fund a canalelor) = 0,5%; aceste canale se vor descărca fie în drenurile de tip I (cel mai frecvent), fie în canalele existente de pe liniile somiere; dimensionarea acestor canale a fost făcută constructiv, dată fiind suprafața deservită mică (maxim 0,5 ha);
- drenuri verticale, propuse experimental, cu rol de evacuarea apelor stagnante din suprafețele unde nu este posibilă evacuarea excesului de apă prin canale deschise (parcela 84) datorită configurației concave a terenului (cota terenului în mijlocul parcelei este cu numai 30 cm mai sus față de fundul canalelor perimetrice existente); tot experimental, s-a propus executarea (parcela 84) de drenuri deschise care urmează să fie descărcate în drenuri verticale; aceste drenuri au următoarele caracteristici geometrice: d (distanța dintre drenuri) = 20m, H (adâncimea drenurilor) = 7-8m (funcție de grosimea stratului impermeabil de argilă, D (diametrul drenurilor) = 0,6m; aceste drenuri vor fi executate din tuburi perforate din material plastic umplute cu material drenant (piatră spartă) și învelite în plasă de sârmă sau NETESIN pentru a întârzia colmatarea drenurilor și pentru protecția tuburilor; la dimensionarea acestor drenuri s-a ținut seama de suprafața deservită și debitul de drenat.

În continuare, prezentăm tabelar parcelele (subparcelele) în care au fost prevăzute lucrări de desecare, cu o descriere succintă a vegetației forestiere, a stării lucrărilor de drenare executate în trecut (tab. 4) și a lucrărilor nou propuse.

Tab. 4. Descrierea succintă a stării actuale

Parcela /u.a.	Starea vegetației forestiere	Nivelul apelor stagnante	Lucrări executate	Lucrări propuse
30, 31	în general plantații de ST, STR, FR, apar și SAC, CA pe suprafețe restrânse; stare de vegetație bună	stagnare ape mai ales spre limita cu sectorul agricol	pe liziera pădurii canal existent (5.0.0) parțial colmatat și fără scurgere	conectarea canal 5.0.0 la canalul agricol drenuri tip I pe toată suprafața
40 B	arboret de ST bătrân, subarboret CA, alun, fenomene de uscare la ST, consistența 0,2-0,7	stagnare îndelungată a apei, numeroase microdepresiuni	prin mijlocul u.a. canal (4.0.2) parțial colmatat	drenuri tip II pe toată suprafața
44 B, 45 A	arboret ST, FR cu vârsta de 50 ani, consistența 0,3-0,6, uscare la ST	stagnare îndelungată a apelor, microdepresiuni fără arbori	pe limita spre parc. 40, 41 canal existent (4.2.0) parțial colmatat	drenuri tip I pe limita parcelelor racordate la canalul 4.2.0 drenuri tip II pe toată suprafața
49 B	arboret ST, FR 65 ani, consistența 0,2-0,8, subarboret CA, alun pe 0,3S, uscare ST	stagnare îndelungată a apelor, microdepresiuni fără arbori	canal (4.1.0) pe liziera pădurii parțial colmatat	drenuri tip I pe toată suprafața racordate la canalul 4.2.0 drenuri tip II pe 0,7S racordate la canalele tip I
52 A, 56 B	arborete ST,FR,CA de 40-50 ani, consistența 0,2-0,8, ST în bună parte uscat, stare de vegetație lăncedă, goluri în arboret	numeroase ochiuri cu apă stagnantă		drenuri tip I pe toată suprafața cu descărcare în canalul Tehan drenuri de tip II pe toată suprafața cu descărcare în drenurile de tip I
66	arboret de ST, FR, CA 45 ani, consistența 0,4-0,8, stare de vegetație slabă în mijlocul parcelei, arboret mai viguros spre parcele 62, uscare slabă-mijlocie la ST	în mijlocul parcelei și spre parc. 64 ochiuri cu apă stagnantă	pe liniile somiere canale (3.1.0, 3.0.0, 3.1.1, 2.2.0) parțial colmate	drenuri tip I pe 0,9S cu descărcare în drenurile perimetrice (3.0.0 și 3.1.1) drenuri tip II pe 0,5S, descărcare în drenuri tip I

Parcela /u.a.	Starea vegetației forestiere	Nivelul apelor stagnante	Lucrări executate	Lucrări propuse
70	arboret 40 ani, ST, FR, consistența 0,3-0,7, în mijlocul parcelei stare de vegetație slabă, goluri, uscare la ST	în mijlocul parcelei ochiuri cu apă stagnantă	pe liniile somiere canale (3.1.1, 3.1.0, 2.2.0, 3.1.2), parțial colmatate	drenuri pe tip I pe 0,8S, cu descărcare în canalele 3.1.0, 3.1.1 drenuri tip II pe 0,4S, descărcare în canale tip I
71 A, B, C	arborete 40-45 ani, consistența 0,1-0,7, ST, FR, uscare puternică la ST, în u.a. 71A goluri mari	numeroase ochiuri cu apă stagnantă	pe liniile somiere canale (2.1.0, 2.2.0, 2.2.1, 2.2.2) parțial colmatate	drenuri tip I pe toată suprafața cu descărcare în canalele 2.1.0 și 2.2.0 drenuri tip II în 0,6S cu descărcare în drenurile de tip I
77	arboret ST, FR, CA de 45 ani, consistența 0,3-0,8, goluri în mijlocul parcelei, uscare slabă-mijlocie la ST	microdepresiuni cu apă stagnantă în mijlocul parcelei	pe liniile somiere canale deschise (2.2.0, 3.1.0, 3.1.2, 3.1.3) parțial colmatate	drenuri tip I pe toată suprafața cu descărcare în canalul 3.1.2
78 A	arboret ST, FR, CA 40 ani, consistența 0,2-0,7, uscare slabă-mijlocie la ST	mici microdepresiuni cu apă stagnantă	pe liniile somiere canale existente (2.1.0, 2.2.0, 2.2.2), parțial colmatate	drenuri tip I pe toată suprafața cu descărcare în canalele 2.2.0 și 2.1.0
84	arboret ST, FR 40-50 ani, consistența 0,3-0,8, subarboret CA, alun 0,3S, uscare slabă ST	mici goluri cu apă stagnantă	pe liniile somiere canale deschise (2.2.0, 3.1.0, 3.1.3, 7.1.0) parțial colmatate	drenuri tip I pe 0,5S cu descărcare în drenuri verticale drenuri verticale 0,5S
66, 73 74 B, 81	arborete de ST, FR, CA, consistența 0,5-0,8, subarboret alun 0,2S, stare de vegetație bună, uscare slabă la ST	mici goluri cu apă stagnantă	pe liniile somiere canale deschise (6.6.1, 6.6.3, 6.6.4, 6.5.0, 6.4.1, 7.1.0), prin parc. 66, 73 canalele 6.6.0 și 6.6.2, prin parc. 74, 81 canalul 6.3.0; canalele parțial colmatate	drenuri tip I pe 0,4-0,6S, cu descărcare în canalele 6.3.0, 6.6.2 și 6.6.3
82 A	arboret ST, FR, CA cu consistența 0,2-0,8, mai scăzută spre limita cu parc. 81; spre parc. 81 uscare mai puternică	spre parc. 81 goluri cu apă stagnantă	spre parc. 81 canal deschis 6.4.0 parțial colmatat, spre drumul comunal canal deschis 7.1.0	drenuri tip I pe 0,2S cu descărcare în canalul 6.4.0 drenuri tip II 0,1S cu descărcare în canalele tip I
86, 87	arborete ST, FR cu subarboret de CA, alun, consistența 0,2-0,8, mai scăzută în u.a. 86 C, 87B, uscare medie la ST	în u.a. 86 C, 87 B microdepresiuni cu stagnări de apă; lângă drumul comunal stagnări de apă datorită colmatării canalului C.8.0.0	spre DC canal deschis (C.8.0.0) cu două guri de descărcare în canalele 7.1.0 și 7.0.0; canal deschis spre DN19 (8.7.0) canal deschis spre limita cu parc. 99 și 100 (8.7.2, 8.5.2)	drenuri tip I pe toată suprafața în parc. 86 cu descărcare în canalele C.8.0.0 și 8.7.0 drenuri tip I pe 0,5S în parc. 87 cu descărcare în canalele C.8.0.0 și 8.7.0 drenuri tip II pe 0,2S cu descărcare în canalele de tip I
93	arboret ST, FR, CA de 40 ani, consistența 0,3-0,9, mai scăzută spre p. 86-87, uscare slabă-moderată la ST	microdepresiuni cu stagnări de apă spre p. 86-87	canale deschise pe liniile somiere (8.7.0, 8.7.1, 8.6.0, 8.7.2)	drenuri tip I pe 0,3S, spre limita cu p. 86-87 cu descărcare în canalul 8.7.1

Tab. 5. Racorduri

Denumire canal	P	L	Vu	Vt	Podete
		m	mc/ml	mc	D = 1000
C-1	30	160	3,25	520	1
C-1.1	30	443	3,16	1400	1
C-2	64	25	2,40	60	1
C-3	71	25	2,40	60	1
Total		653	3,12	2040	4

P: parcela; L: lungime, Vu: volum unitar; Vt: volum total

Tab. 6. Lucrări de desecare

Parcela	Drenuri tip I				Drenuri tip II			Drenuri verticale
	Lungime	Volum unitar	Volum total	Ampriză canal	Lungime	Volum unitar	Volum total	
	m	mc/ml	mc	mp	m	mc/ml	mc	
30	2700	0,60	1620	2,6/7020				
31	2700	0,60	1620	2,6/7020				
40	-	-	-	-	913	0,23	210	
44	300	0,60	180	2,6/780	1157	0,23	266	
45	300	0,60	180	2,6/780	501	0,23	115	
49	1450	0,60	870	2,6/3770	1240	0,23	285	
52	1160	0,60	696	2,6/3016	1240	0,23	285	
56	720	0,60	432	2,6/1872	1228	0,23	282	
63	2720	0,60	1632	2,6/7072	1680	0,23	386	

66	2080	0,60	1248	2,6/5408				
70	2510	0,60	1506	2,6/6526	960	0,23	221	
71	1900	0,60	1140	2,6/4940	960	0,23	221	
73	2160	0,60	1296	2,6/5616				
74	1460	0,60	876	2,6/3796				
77	1600	0,60	960	2,6/4160				
78	1880	0,60	1128	2,6/4888				
81	1980	0,60	1188	2,6/5148				
82	700	0,60	420	2,6/1820	480	0,23	110	
84	3045		1827	2,6/7917				14
86	2680	0,60	1608	2,6/6968	1120	0,23	258	
87	1500	0,60	900	2,6/3900				
93	2140		1284	2,6/5564				
Total	37685		22611	2,6/97981	10566		2429	14

Lungimile de canale propuse, pe tipuri, volumul acestora, precum și numărul de drenuri verticale propuse sunt prezentate, pentru fiecare parcelă în parte, în tabelele 5 și 6.

Lucrările de terasamente necesare pentru executarea canalelor de racordare și a celor de tipul I se pot executa parțial mecanizat, cu excavatoare de capacitate mică, dar aducerea profilelor la cotă și finisarea taluzurilor vor fi realizate manual. Drenurile de tip II vor fi executate manual, dat fiind volumul redus pe metru liniar și adâncimea redusă. Săparea drenurilor verticale se va realiza cu motoburghie.

5. Concluzii

Uscarea anormală a stejarului în trupul de pădure Livada se manifestă în condițiile conjugării efectelor nefavorabile ale acțiunii factorilor climatici (alternanțe de perioade secetoase cu perioade cu stagnare îndelungată a apei), ale factorilor edafici (soluri cu conținut ridicat de argilă), ale factorilor antropici și ale factorilor biotici destabilizatori (insecte, ciuperci).

Precipitațiile abundente (suplimentate de apele provenite din topirea zăpezii), asociate cu lipsa unui drenaj fizic corespunzător datorită stratului de argilă practic impermeabil și a pantei reduse a terenului (uneori relief depresionar), reprezintă principalele cauze care determină stagnarea apelor în cuprinsul trupului de pădure Livada.

Datorită drenajului extern defectuos și a orizontului Bt care împiedică infiltrarea apelor provenite din precipitații, evacuarea apelor de suprafață (provenite preponderent din precipitații) se realizează, în principal, prin evaporare și drenaj biologic.

În general, stagnarea supraterană este de intensitate în general slabă sau foarte slabă (are durata de 1-2 luni), dar solul este saturat cu apă o perioadă mult mai îndelungată (2 până la 6 luni).

Pentru eliminarea excesului de umiditate din trupul de pădure Livada au fost executate canale deschise cu descărcare în canalele de desecare executate pentru sectorul agricol.

În prezent, sistemul de desecare realizat funcționează necorespunzător ca urmare a obturării canalelor cu resturi vegetale și vegetație erbacee higrofită sau în urma scoaterii din funcțiune a podețelor ce asigurau trecerea peste canale pe liniile somiere.

Un aspect important în buna funcționare a sistemului de desecare îl constituie lucrările de întreținere. După cum s-a observat, neexecutarea acestui gen de lucrări a condus la scoaterea din funcțiune, atât a sistemului de drenuri realizate în anii '60, cât și a celui realizat în perioada 1980-1985. Lucrările de întreținere sunt hotărâtoare pentru canalele de ordinul II și, în special, III, în cazul cărora, datorită dimensiunilor reduse, colmatarea se produce foarte repede.

Pentru funcționarea eficientă a sistemului de desecare este obligatorie refacerea tuturor canalelor și podețelor, indiferent de proprietarul pădurilor prin care se desfășoară aceste canale.

Întrucât descărcarea canalelor de desecare se face în canale aparținând sectorului agricol, eficiența sistemului de desecare din trupul de pădure Livada este condiționată de buna funcționare a drenurilor principale ce deservește terenurile arabile.

Ca urmare se fac următoarele recomandări:

- » parcurgerea periodică, în special după perioadele ploioase a întregului traseu al rețelei și îndepărtarea eventualelor obstacole create, a crengilor, frunzelor;
- » cosirea periodică a ierbii, în special pe fundul canalelor;

- » îndepărtarea la sfârșitul toamnei a frunzelor de pe fundul canalelor;
- » reprofilarea canalelor deteriorate și recondiționarea podețelor care nu mai funcționează în bune condiții;
- » pentru buna funcționare a sistemului de drenuri sunt necesare întrețineri curente anuale și, la cinci ani, vor fi executate lucrări de recondiționare a întregului sistem.

Drenarea eficientă a pădurilor din trupul Livada presupune, pe lângă reabilitarea sistemului de canale existent, și realizarea unor noi capacități de preluare și evacuare a apelor pluviale, constând în canale deschise sau drenuri verticale. Aceste lucrări vor fi realizate în zone depresionare sau părți ale trupului de pădure în care canalele existente nu sunt capabile să asigure evacuarea eficientă a excesului de umiditate.

Bibliografie

- Agapi I., 2012.** Impactul schimbărilor climatice asupra culturilor de stejar (*Quercus robur*) de proveniență ecologică diferită. Xth International Conference of Young Researchers, Chișinău, Moldova, November 23, 69. *Proscience.asm.md/conf/conf_2012.pdf*
- Barbu I., Curcă M., Barbu C., Ichim V., 2016.** Adaptarea pădurilor României la schimbările climatice. Ed. Silvică.
- Băținaș R., Sorocovschi V., Sanislai D., 2014.** The flood waves analysis at Turulung gauging station on Tur River. *Riscuri și Catastrofe*, 1: 158-165.
- Chira F., Chira D., 1998.** Forest decline in Romania. In: Cech T.L., Tomiczek C., Hartman G. (eds.): Disease – Environment Interactions in Forest Decline. *Proceedings of IUFRO Workshop "Complex diseases"*, Vienna, 29-34.
- Chira F., Chira D., Dănescu F., Chirodea I., 2004.** Testări de proveniențe de stejar pedunculat. *Revista de Silvicultură și Cinegetică (RSC)*, 19-20: 71-76.
- Dănescu F., Mihăilă E., Costăchescu C., Drăgan D., 2011.** Măsuri 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 O.S. Livada. *RSC* 37: 66-79.
- Denman S., Brown N., Kirk S., Jeger M., Webber J., 2014.** A description of the symptoms of Acute Oak Decline in Britain and a comparative review on causes of similar disorders on oak in Europe. *Forestry*, 1-17, doi: 10.1093/forestry/cpu010.
- Florea N., Munteanu I., 1972.** Harta terenurilor cu exces de umiditate din România. *Rev. Știința solului*, 4: 27-37.
- Gibbs J.N., Greig B.J.W., 1997.** Biotic and abiotic factors affecting the dying-back of pedunculate oak *Quercus robur* L. *Forestry* 70: 399-406.
- ICAS, 1980.** Desecări în pădurea Livada, O.S. Livada – studiu de amplasament; 2285/1980.
- ICAS, 1980.** Desecări în pădurea Livada, O.S. Livada, obiect I – proiect tehnic; 2354/1980.
- ICAS, 1981.** Desecări în pădurea Livada, O.S. Livada, obiect II – proiect tehnic; 2492/1981.
- ICAS, 1982.** Desecări în pădurea Livada, O.S. Livada, obiect III – proiect tehnic; 2762/1982.
- ICAS, 2002.** Amenajamentul OS Livada, UP III Livada, UP IV Mujdeni.
- Karácsonyi C., 1994-1995.** Date istorice despre apele și lucrările de hidroameliorații efectuate în nord-vestul României. Satu Mare, *St. și com*, XI-XII: 195-233.
- Lupe I., Marcu G., Spîrchez Z., Arghiriade C., 1963.** Cercetări hidrologice și de refacere a pădurilor în stejăretele cu fenomene de uscăre din pădurile Livada și Noroieni. *Anale ICAS*, 23(2): 73-94.
- Marcu G. (ed.), 1966.** Studiul cauzelor și al metodelor de prevenire și combatere a uscării stejarului. Centrul de Documentare Tehnică pt. Economia Forestieră.

- Mareş O., Sanislai D., 2010.** Tendinţe climatice actuale în bazinul hidrografic al Someşului inferior. Studiu de caz – Municipiul Satu Mare. *Geographia Napocensis*, IV(1): 101-110.
- Marx A., Bastrup-Birk A., Louwagie G., Wugt-Larsen F., Biala K., Füssel H.-M., Schweiger O., Settele J., Civic K., Delbaere B., Borrelli P., Jones A., Lugato E., Panagos P., Barredo Cano J.I., 2016.** Terrestrial ecosystems, soil and forests. In **EEA: Climate change, impacts and vulnerability in Europe**. <http://www.eea.europa.eu/publications/climate-change-impacts-and-vulnerability-2016>
- Pandi G., 1988.** Amenajarea hidrotehnică a bazinului Crasna și efectele ei asupra activității hidrologice. *Hidrotehnica*, 33, 8.
- Păltineanu C., Mihăilescu I.F., Dragotă C., Vasenciuc F., Prefac Z., Popescu M., 2005.** Corelația dintre indicele de ariditate și deficitul de apă climatic și repartiția geografică a acestora în România, *Analele Universității „Spiru Haret”, Seria Geografie*, 8: 23-28.
- Radu O., 2007.** Consecințe ale colmatării canalelor de desecare, în sistemul de desecare-drenaj Rotopânești-Rădășeni-Fântâna Mare, Județul Suceava. *USAMV Iași, Lucrări Științifice, seria Agronomie*, 50: 257-262.
- Sanislai D.N., 2015.** Riscuri induse de excedentul de apă în Câmpia Someșului. *Rezumat teză doctorat*. UBB Cluj Napoca.
- Santini A., Ghelardini L., De Pace C., Desprez-Loustau M.L., Capretti P., et al., 2013:** Biogeographic patterns and determinants of invasion by alien forest pathogens in Europe. *New Phytologist*, 197(1): 238-250.
- Simionescu A., Chira D., Mihalciuc V., Ciornei C., Tulbure C., 2012:** Starea de sănătate a pădurilor din România din perioada 2001-2010. Ed. Mușatinii, Suceava.
- Sofronie C., Bayer C., 2012.** Planul de management al resurselor de apă din bazinul hidrografic Someș –Tisa. UTPRES, Cluj Napoca.
- Spinoni J., Naumann G., Vogt J., 2015.** Spatial patterns of European droughts under a moderate emission scenario. *Advances in Science Research*, 12: 179–186.
- Șerban E., 2010.** Hazarde climatice generate de precipitații în Câmpia de Vest situată la nord de Mureș. Ed. Universității din Oradea.
- Tăut I., Șimonca V., Badea O., Moldovan M., 2015.** The Favorable Climatic Regime in Triggering the Decline of Oak Stands. *ProEnvironment* 24(8):583-589.
- Ujvari I., Teaci D., 1974.** Considerațiuni cu privire la excesul de apă ca expresie a bilanțului hidrologic al terenului în perioadele cu supraumectare, cu aplicație la partea de Vest a României. *Lucrările Conferinței Naționale de Știința Solului*, Satu Mare, 14 B.

Abstract

Technical solutions to diminish the oak forest decline in Forest State Administration of Satu Mare

Oak decline phenomenon in Livada Forest District (NW Romania) is the result of joint action of certain elements such as climatic, edaphically, geomorphological and anthropogenic factors. Major factors in triggering the drying phenomenon are long periods of stagnation of water in the territory and unfavourable hydro-physical characteristics of soil (determined by the geological structure of the territory). Over time, land drainage works were performed, the most important being conducted during 1980-1985 on the basis of technical documentations drafted by I.C.A.S. This drainage system consisted of open channels which took over stagnant water from territory and discharged it into drainage channels belonging to agricultural sector. Currently, due to lack of maintenance works and of some execution deficiencies, the drainage system no longer functions at expected parameters. For ensuring an appropriate hydrological regime in Livada forest, is necessary to rehabilitate the existing drainage channels through works of desilting canals and pipe culverts rebuilding. Also, for drainage of some lowland areas is required to extend the system using open channels or vertical drains.

Keywords: oak decline, drainage system, maintaining works, Romania.

ASSESSMENT OF ECOLOGICAL RESTORATION ACTIVITIES

ROXANA TESILEANU

1. Introducing the field of ecological restoration

1.1. Research framework

The aim of this study is to present and analyze the main types of social-economic assessment approaches applied in the field of ecological restoration: the substantive and the procedural assessment. On the basis of this aim, different questions are to be dealt with:

- » What is ecological restoration and what attributes possess restored ecosystems?
- » How does the substantive assessment tackle the challenge of assessing ecological restoration plans?
- » How does the procedural assessment tackle the challenge of assessing ecological restoration plans?
- » Which of the two assessment approaches is more appropriate in the context of ecological restoration?

1.2 What is ecological restoration (ER)?

According to the Primer developed by the Society of Ecological Restoration (SER), "ecological restoration is the process of assisting the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged, or destroyed" (SER 2004: 3). The above definition is rather general as it does not specify what is meant by "recovering an ecosystem" or what type of "assisting" measure should be used in the restoration process (SER 2004). It seems clear, however, that a restored ecosystem should present certain general ecological attributes, indicative of its improved ecological state (SER 2004: 3), namely, the ecosystem is:

- » self-sustaining (all the functional and structural entities necessary to sustain ecological processes are given),
- » resilient to persist after normal periodic stress events,
- » integrated into the landscape it occurs in, with the organic and inorganic flows between the restored ecosystem and the surrounding ecosystems ensured, and

- » made up of native species to the greatest practicable extent.

The restoration of a damaged ecosystem does not, however, bring about changes restricted to the ecosystem itself. In most parts of the world, ecosystems are intimately interlinked with local social-economic systems. Therefore, in addition to the ecological attributes listed above, a restored ecosystem possesses potential social-ecological attributes that also express its improved state within the entire social-ecological system (Carey 2007). These include acting as a source of employment (SER 2004, Golet et al. 2006, Carey 2007), of recreation opportunities, and of measures for ensuring local flood or erosion protection (Golet et al. 2006, Carey 2007). Of course, not all restored ecosystems have to express the entire range of possible attributes. Which attributes should characterize a specific restored ecosystem will depend on the goals and objectives of a restoration program and on the rationales behind it (SER 2004).

1.3 Goals and objectives behind restoration activities

Before starting a restoration activity, its goals and objectives, as well as the rationales behind it, have to be clarified (Carey 2007, SER 2004). The societal values attached to ecosystems have three main dimensions: ecological, social and economic (Constanza 2000, Gregory 2000, Proctor 2005, Tesileanu 2008), and the goals and objectives of a restoration project tend to be phrased accordingly (SER 2004). This becomes even more relevant if we consider that a restored ecosystem has two main benefits, namely, the improved ecosystem functioning and better human well-being (Weesie & van Andel 2008: 2). This report concentrates only on the social-economic aspects of restoration activities, which relate mainly to the impacts of restoration activities on human well-being. It does not assess the ecological dimensions of restoration and the discussion of ecological models, concepts and methodologies developed within the field of restoration ecology¹.

¹ Restoration ecology is a science which provides ecological models, concepts and methodologies for restoration activities, whereas ecological restoration is the actual practice of restoration (SER 2004: 11). In addition to implementing ecological knowledge, the practice of restoration inevitably deals with the social and economic impacts of a restoration activity.

1.4 Unifying rationales behind restoration activities

The main point to consider when assessing the impacts of restoration activities is the extent to which ecosystems and human well-being are improved (Weesie & van AnDEL 2008: 2). Decisions involving environmental goods and services affect these, which in turn, send feed-back to the decision and policy-makers² (Weesie & van AnDEL 2008: 2). In the case of damaged ecosystems, the ecological and socio-economic feed-back sent to the decision-makers usually has clear negative connotations (Carey 2007).

The main reasons for trying to restore damaged ecosystems are, therefore, either biocentric, i.e. triggered by the ecological feed-back, or pragmatic: triggered by the socio-economic feed-back. The biocentric and pragmatic rationales are clearly interrelated, because even if a damaged ecosystem is restored for the sake of locals this inevitably also improves the state of the ecosystem and vice-versa. Seeing a restoration program only through the eyes of a mainstream economist or of an ecologist concerned solely with the biocentric dimensions of restoration, will mean that part of the value attached to ecosystems will be left out. A useful concept when trying to unify the biocentric and pragmatic rationales for ecological restoration is that of "restoration of natural capital"³, which can be defined as "an activity that integrates investment in and replenishment of natural capital stocks to improve the flows of ecosystem goods and services, while enhancing all aspects of human well-being" (Aronson et al. 2007: 5). Hence, the term restoration of natural capital clearly addresses both biocentric and pragmatic concerns. Because the term unifies competitive preferences, it indicates contexts when a decision remains rational⁴ while changing perspectives. Considering more than one perspective gives us a better overview of decision problems because we are provided with a more inclusive "psychological account" (framework of decision consequences and reference points) that could stop preference reversals⁵ (Tversky & Kahneman 1981, Fischhoff et al. 1980).

1.5 What is substantive and procedural assessment?

The field of environmental decision-making often deals with complex, ill-defined decision problems (Proctor 2005, Fischhoff 1997). In order to cope with this complexity, various assessment models are used which synthesize and compress relevant information, and deliver abstract representations of real-world decision contexts. They inevitably generate a certain degree of information loss, which, ideally, does not bias final decisions.

The process of synthesizing information in assessment models takes place in concordance with two basic theories of rationality, namely, that of substantive rationality and that of procedural rationality (Munda 2004: 673). This study, therefore also differentiates between substantive and procedural assessment.

1.5.1 Substantive assessment

Substantive rationality offers the theoretical basis for the theory of rational choice in the field of mainstream economics (Simon 1976). According to this theory, a substantively rational behavior "is appropriate to the achievement of given goals within the limits imposed by given conditions and constraints [...] Given these goals, the rational behavior is determined entirely by the characteristics of the environment in which it takes place" (Simon 1976: 131). Substantively rational behavior requires a well-defined decision problem, described by means of well-defined constraints that are generated by exogenous factors (Simon 1978, Dosi & Egidi 1992). Accordingly, substantively rational individuals are perfectly informed about the outcomes of choices, and they differ so slightly in beliefs and strategies that such differences are considered insignificant. Moreover, all substantively rational individuals possess the necessary computational capacity to correctly make logical inferences based on well-defined constraints and preferences. A substantive assessment of a choice refers to assessing the well-defined outcomes of a choice, and not to the actual process of choosing (Munda 2004: 673, Ley and Johnson 1990: 471). In the substantive assessment, the process of choosing occurs somehow "automatically" (like a routine) on the basis of previously well-defined premises and is applied to well-defined choice problems. In this report we briefly present two substantive assessment models used in ecological restoration: a mainstream assessment model based on the optimal restoration level and an assessment model from ecological economics based on the concept of critical natural capital.

1.5.2 Procedural assessment

Procedural rationality, in contrast, deals with complex, ill-defined choice problems, where solutions cannot be described on the basis of previously made inferences/assumptions. Procedural rationality deals with "situations in which the subject must gather information of various kinds and process it in different ways in order to arrive at a reasonable course of action" (Simon 1976: 132). The process of choosing cannot be preformed automatically as a routine because an "intervention of thought" (Simon 1976: 132), rather than an impulse, is required. The outcome of procedural rationality de-

² The ecological and socio-economic feed-back of a decision concerning environmental goods and services is assessed by the socio-economic, environmental and natural sciences (Weesie & van AnDEL 2008:2).

³ According to Aronson et al. (2007: 4), natural capital represents the "stock of physical and biological natural resources that consist of renewable natural capital [...]; nonrenewable natural capital [...]; replenish able natural capital [...]; and cultivated natural capital."

⁴ A rational decision is characterized by coherence while changing perspectives, and therefore a rational decision should be transitive (Fischhoff et al. 1980: 136, Tversky & Kahneman 1981).

⁵ Preference reversals occur when we come to contradictory (incoherent) decisions if we change the analysis perspective (Tversky & Kahneman 1981).

pends on the amount and type of information gathered and processed, on the agent's limited cognitive capacity to process information and on the agent's goals (Ley & Johnson 1990: 471). Procedural rationality refers more to the processes of preference construction, than to the final outcome, and generally makes no a priori assumptions about what a solution should optimally look like (Munda 2004: 673, Ley & Johnson 1990: 471). The aim of procedural assessment is "not to discover a solution, but to construct or create something which is viewed as liable to help an actor taking part in a decision process either to shape, and/or to argue, and/or to transform his preferences, or to make a decision in conformity to his goals (constructive or creative approach) (Roy 1990)" (Munda 2004: 674). In order to reach its aim, procedural assessment requires a previous empirical revealing of people's goals rather than taking over an external system of values and goals (Ley & Johnson 1990: 472). Because the procedural assessment does not provide a previously well-defined assessment model, but only general procedural principles of assessment refined at the level of the specific decision problem, the present report aims at briefly analyzing the procedural assessment in general by means of a series of applications from the field of ecological restoration.

The next two sections analyze the two main types of assessment used in valuing restoration activities: the substantive and procedural assessment.

2. Substantive assessment models in the field of ecological restoration

2.1 Mainstream assessment model of restoration activities

Restoration activities imply financial costs. It is therefore important to test whether they are societally justified or not (Figuerola 2007). One way to do this is to assess the amount of environmental benefit restored ecosystems generate and see if its value is greater than that of the restoration costs (Holl & Howarth 2000). This type of procedure has been widely applied in the field of environmental conservation, especially using the contingent valuation method. However, in the field of ecological restoration such economic assessments are rather rarely mentioned in the literature (Weber & Stewart 2008). The following paragraphs present a case-study from the field of mainstream assessment of restoration activities and general limitations faced by the mainstream valuation techniques, when applied in the field of ecological restoration.

2.1.1 An application of the mainstream assessment model in the field of ER

Various restoration options on the Middle Rio Grande in Albuquerque, New Mexico were assessed economically by Weber and Stewart (2008). The aim of the restoration activity was to restore approximately 1,600 ha of riparian area (vegetation and channel) and 27 km of river, degraded due to wetland loss, channel stabilization, upstream and downstream impoundments, invasion of exotic tree species, etc. In order to assess the

economic benefits of restoration, a choice experiment (CE) and a contingent valuation (CV) analysis were performed. The results of the former analysis delivered estimated benefits of over \$ 150 per household per year, and the results of the latter analysis of nearly \$ 50 per household per year. Discrepancy between the CV and CE bids remain an unclear issue and they are a phenomenon that is often mentioned in the literature of economic valuation. The results seem to be sensitive also to the aggregation technique used, which depends on the type of adjusting procedure used to account for differences between the features of the sample and those of the population under consideration (Weber & Stewart 2008: 8). The study "confirms high public value" for the restoration project in Albuquerque, leading to a neutral cost-benefit ratio. It does not, however, assess ecosystem services like e.g. water filtration. The exclusion of ecosystem services out of the analysis is done with the statement that they do not represent human values. But, does this statement hold in the case of ecosystem services like flood and erosion protection or watershed protection which are, when disturbed, of great importance for local communities? If local communities become aware of the value of ecosystem services, then ecosystem services are certainly attributed values by locals. This leads us to the next paragraph which presents the main limitations of the mainstream assessment when applied in the field of ecological restoration.

2.1.2 The illusion of attaining the optimal amount of restored natural capital

One approach embedded in mainstream economics describes the optimal amount of restored natural capital as being the difference between the total amount of natural capital used in production minus the amount of natural capital that restores itself without human intervention. Following Figuerola (2007), such a restoration level should attain the steady-state equilibrium when the stock of natural capital remains constant over time (Figuerola 2007: 29). This seems to be reasonable at the first glance. However, as we will further explain, setting an optimal amount of restored natural capital faces at least three main problems, namely, the aggregation problem, the scales problem, and the problem of valuing at the margin near ecological thresholds.

1) The aggregation problem

The problem with the approach of setting the optimal restoration amount by maximizing the societal utility is that it inherits the meanwhile "classical" problem of aggregating individual utilities to societal utility. That this aggregation procedure does not apply for environmental decision-making is actually widely accepted (Farber et al. 2002, Chee 2004), mostly because in the case of environmental decision-making we often confront ourselves with **commons dilemmas**. Commons dilemmas appear when "the external effects of numerous individually optimal ("rational") decisions may combine into a collectively suboptimal ("irrational") situation, which actually nobody wants" (Vlek & Steg 2007: 9). Particularly in the field of ecological restora-

tion, where the socially driven sources of ecosystem degradation have to be curtailed, aggregating individual utilities to societal utility of a restored ecosystem just simply does not seem adequate anymore.

2) The scales problem

Directly deriving from the aggregation problem, the second main problem faced by the mainstream assessment model is the problem of scales. Commons dilemmas are social dilemmas with temporal (present and/or future impacts), and spatial (regarding near and/or remote places) dimensions (Staats 2005). The question is then how does the mainstream assessment model deal with the temporal and spatial dimensions of a decision problem?

» Addressing the temporal scale of a decision problem

The economic and ecological systems are closely inter-related and impact on each other. However, they are ticking at different times, if taken separately (Farber et al. 2002). The model of optimal restoration amount includes consumption and production processes without them being brought at the common temporal denominator with the ecological processes (Figueroa 2007: 32). This becomes problematic in cases when two particular states occur at the same time: i) economic substitution possibilities and society's total saving rate are "high enough to compensate for natural capital reduction" within the formula of welfare maximization⁶ (Figueroa 2007: 33); and at the same time ii) ecological thresholds are being exceeded due to excessive production and consumption rates.

» Addressing the spatial scale of a decision problem

The overall objective of a restoration activity is to improve the state (ecological, economic and social state) of a degraded ecosystem. As a consequence, it appears appropriate to assess the benefits provided by restored ecosystems, in order to decide if restoration should take place or not. The following question arises: How can we assess ecosystem benefits, in a coherent and politically and socially acceptable way? The answer might lie in the multi-scale nature of ecosystems (Bingham et al. 1995: 77). It is known that ecosystems harbor complex multi-scale processes, which produce ecosystem services noticeable mostly at the landscape level, but which are the result of the synergistic, antagonistic and cumulative effects on smaller spatial scales (Norgaard et al. 2007: 42, Chee 2004). Most mainstream economists argue that if the ecologists cannot deliver the exact explanations of such effects, they can hardly be assessed (Figueroa 2007). This is true from the atomistic-mechanistic perspective of the mainstream economics, which does not take into account but discrete units of goods, whose economic value is equal to their sum as a whole (Chee 2004). Yet, even if such small scale effects

(if taken separately) are not quite well understood at the small spatial scale, it still remains possible to assess the value of their common result/output at the landscape level. And, it is up to the science and practice of restoration to develop management approaches that do not disturb the processes at the small scales, by according them the necessary spatial scope to unfold. For the ecosystem valuation and management, this means that we have to find a way to consciously deal with uncertainty/the lack of scientific ecological knowledge, and this might include being generous to the spatial needs of small scale ecological processes and assess and manage at the landscape level.

The atomistic approach of mainstream economics generates not only an inadequate spatial perspective on the assessment problem, but it also facilitates valuations at the margin, which can prove themselves highly risky particularly near ecological thresholds (Farber et al. 2002). This third main problem of the mainstream model will be presented in the next point.

3) The problem of valuing at the margin near ecological thresholds

It was shown in the previous point that choosing the appropriate scale of assessment could considerably ease the task of assessing ecosystem services. Besides, it would also offer a new perspective on the unit of measurement that should be used in valuations. Farber et al. (2002) illustrate this idea in an example of valuing the tree density in a flood protection area. They argue that, in this case, there are two ways of setting the value of the trees, namely, valuing at the margin or valuing at the whole (Farber et al. 2002: 379). Valuing at the margin is a basic concept in the mainstream economics, and it assesses the marginal value of an additional unit of a good, under certain constraints. It is like valuing the value of an additional ice-cream, after we have already eaten two. It seems logical that the utility of the third ice-cream is lower than the utility of the first one. But this kind of reasoning is dangerous in the case of degraded ecosystems. And we will explain why by means of Farber et al.'s (2002) example. In Farber et al.'s example, the curve representing the flood protection value of trees (fig. 1) has two components: an efficiency component and a sustainability component. For both components the flood severity increases with decreasing tree density. But, in the efficiency area where the tree density is greater than T^* ⁷, the value of flood protecting trees behaves linearly, whereas in the sustainability area (which is below T^*) it behaves non-linearly. In the efficiency area we can allow ourselves to value at the margin, because small changes in tree density cause small changes in the flood severity (elastic behavior). On the other hand, in the sustainability area of the

⁶ The mainstream formula of welfare maximization is $\max W = \int_{-\infty}^0 U(C_t, Z_t) e^{-rt} dt$, where: W represents the society's welfare, U the society's utility, C_t the consumption level at the moment t , Z_t the amount of natural capital at the moment t , and rt the society's saving rate at the moment t (Figueroa 2007: 29).

⁷ T^* represents the tree density well in excess of the critical threshold (Farber et al. 2002: 384). Because of the uncertainty related to the exact coordinates of the ecological threshold, T^* is not equal to the critical point (inflection point), as the zone between the critical point and T^* represents some kind of "safety zone" and is arbitrarily set.

curve small changes in tree density can cause exceptionally high marginal values (inelastic behavior), and put at risk human lives and communities. Therefore, in the sustainability area we have to be aware of the value of the forest as a whole and stop concentrating on the value of single trees.

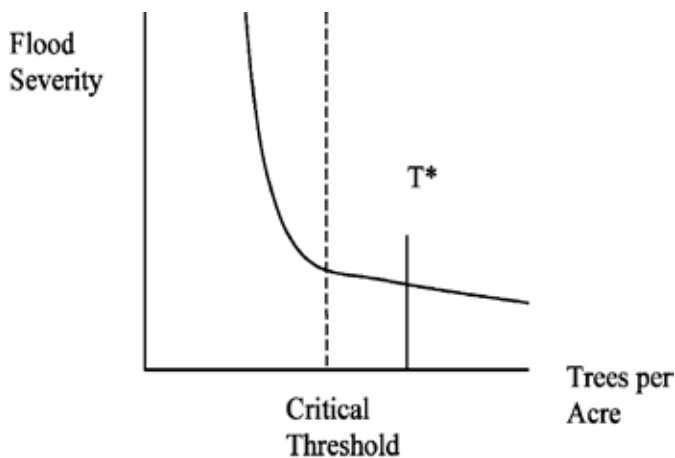


Fig. 1: The flood protection value (from Farber et al. 2002)

Valuing at the whole near ecological thresholds should become an important concept in the field of restoration assessment, because degraded ecosystems (which are the objects of restoration activities) already find themselves near ecological thresholds. Assessing at the margin in the case of restoration projects dealing with ecosystem services (like e.g. flood protection, water filtering, or erosion protection) represents a great methodological problem.

2.2 An ecological economics assessment model of restoration activities

Many of the limitations of the mainstream model raise concern in the field of ecological economics. Alternative assessment concepts are, therefore, proposed. One assessment model offered by ecological economics and tailored for the assessment of restoration activities is based on the concept of the critical natural capital (CNC) (Farley & Brown Gaddis 2007). The concept of CNC builds on the idea that not all natural capital is essential for human survival, since "not all natural capital is equally important" to human activities and since not all natural capital is non-substitutable (Farley & Brown Gaddis 2007: 20). However, that part of natural capital which is essential and non-substitutable, is considered critical, and represents the critical natural capital. On the basis of CNC it is decided whether a restoration activity is "imperative"⁸ (p.20) (in the sense that it can avoid falling behind an ecological threshold), or if res-

toration is optional and can be assessed by means of the marginal analysis of the mainstream economics. This kind of approach signals that the above assessment model of ecological economics tries to offer a "compromise" between the principles of ecological economics and mainstream economics (Blingnaut et al. 2007: 15). Let us further analyse if this approach can also be put into practice, and if it deviates from some basic principles of ecological economics, for the sake of coming to terms with the limitations of the mainstream assessment model of restoration activities.

2.2.1 The dilemma of putting theory into practice

The concept of CNC points out the fact that ecological thresholds have to explicitly be taken into account when assessing management options regarding degraded ecosystems. As a consequence, the assessment model based on CNC explicitly confronts itself with the uncertainty generated by the lack of scientific knowledge about the exact delimitations of ecological thresholds (Farley & Brown Gaddis 2007: 27). Therefore, it clearly recognizes the concept of "bounded rationality"⁹ and the necessity to find a way to cope with uncertainty. Unfortunately, the model based on CNC rests on a theoretical level, and no recommendations are made about how to implement it into practice (Farley & Brown Gaddis 2007). In the literature of environmental valuation one proposed way to deal with the "cloud of uncertainty" shadowing project assessments, is to develop an ethical framework and assess according to it. But how such a framework should look like, and whose ethical principles should be adopted are questions that an objective assessment model like the one based on the CNC cannot deal with (Farley & Brown Gaddis 2007: 27).

2.2.2 The "imperativeness" of a restoration activity

When distinguishing imperative and optional restoration projects, one important principle of ecological economics is abandoned, namely, the permanent attempt to link social and ecological systems when assessing the contexts of a decision problem. The model based on CNC clearly delineates study objects for the marginal economic analysis and for ecological assessments, performed separately and on different study objects. From this point of view, no integrated assessments are recommended or even seen as possible. However, integrated assessments represent a powerful tool of ecological economics in promoting sustainable development paths¹⁰ through combined social, ecological and economic assessment. Integrated assessments are the key to finding "scientifically credible, well funded, socially acceptable, and economically viable" (Cosgrove 2003:

⁸ At this point we note that we do not agree with the "imperativeness" of a restoration activity performed without previously testing for its social acceptance and justification, but we use the word "imperative" for the purpose of presenting the assessment model of restoration activities developed on the basis of CNC.

⁹ The concept of bounded rationality is used in psychology to express the fact that the human organism possesses a "finite mind" (Kahneman 2003, p. 163) and thus, cannot master all implications of its actions without grasping at some normative standard. In the case of environmental decision-making, as long as the lack of scientific knowledge about impacts of decisions on the ecological processes is present, we deal with the challenge of deciding under bounded rationality (Turner 1999, p.36).

¹⁰ According to Vatn and Bromley (1994), sustainable development paths represent visions about how a society should develop, in order to "reduce the competition between the 'man-made' [...] economy and the environment" (p. 144), and in order to gain acceptance at two levels of scope (individual and social).

24) restoration programs, which cannot be justified and performed only due to the ecological or scientific imperativeness of restoration. Actually, this is also the paradigm of ecological restoration: "ecology as if people mattered; economics as if nature mattered" (Aronson et al. 2006: 261). Developing assessment models, which promote no link between socio-economic and ecological aspects or between science and society, transposes us back to the era before ecological economics established itself as a science.

As we have seen throughout the present section, no optimal solution can be discovered by means of previously made assumptions; neither by means of the marginal analysis which searches for the optimal amount of natural capital, nor by means of the theory of critical natural capital which indirectly implies the discovery of an optimal amount of critical natural capital. When we deal with complex problems we cannot expect to find optimal solutions based on a priori rules (Munda 2004).

3. From substantive to procedural assessment in the field of ER

3.1 Shortcomings of substantive assessment "in a world of transformations"

Optimal steady-state solutions, derived by means of the economic marginal analysis or optimal CNC analysis, imply an optimal steady-state management of natural resources, thus, they imply convex ecological processes. This becomes difficult or impossible to put into practice if we consider the non-convex multi-stable character of ecosystem processes and the non-convex character of the "Human-Nature interactions" characterizing many of the social-ecological systems¹¹ (Dasgupta & Mäler 2003: 500-501, Folke 2006: 254). I will further describe the non-convex character of ecosystem processes and of social-ecological systems, and the conclusions drawn upon it.

3.1.1 The non-convex multi-stable character of ecosystem processes

The non-convex character of ecosystem processes arises from the fact that ecosystem processes taking place at a specific spatial scale (small, intermediate or large spatial scale) and operating at a specific temporal scale (at a fast, intermediate or slow pace) are interconnected to other processes that are taking place at different spatial and temporal scales above and below the scale in question (Folke 2006: 259). The consequence of this interrelation/interplay of ecological processes across scales is that such interconnected processes are characterized by multiple equilibrium points, or in other words by a multi-stable behavior/state (Folke 2006: 256). The non-convex dynamics of ecological processes become observable only if we consider minimum three sets of variables that "are operating at qualitatively different speeds"; otherwise we observe a linear behavior of processes (Folke 2006: 255). For example the non-convex

population dynamics in predator-prey interactions (two variables: predator and prey), may become visible if predation equations are combined with equations related to other processes taking place at different time scales (e.g. reproduction variable). According to Holling (2003), in the above example two stable equilibrium points appear within a single stability domain (Folke 2006: 254). The non-convex character (multi-stable behavior) of ecological processes is described by means of the panarchy model (fig. 2) presented by Gunderson and Holling (2001) (Folke 2006: 258).

In the panarchy model a series of adaptive cycles is distinguished comprising small and fast processes, processes of intermediate size and speed, and large and slow processes. The adaptive cycles are nested one within the other across spatial and temporal scales. Each adaptive cycle contains four phases: alpha – phase of reorganization and renewal, omega – phase of collapse and readjustments, r – phase of exponential/abrupt change, and k – phase of gradual change. The adaptive cycles are interrelated through multiple connections, which drive the overall dynamics of the modeled system. Two of these connections, labeled "revolt" and "remember", are highlighted in the heuristic model of the panarchy, because they balance in the model the creative and conservative power of ecosystems (Folke 2006: 259). The creative power of ecosystems consists in the fact that after a disturbance in one of the adaptive cycles, like e.g. a fire of intermediate size and speed in a forest stand, a renewal of ecosystem's structures and functions follows (Folke 2006: 259). The renewal and reorganization of structures and functions does not imply that the forest stand in our example will return to its original state (Folke 2006: 257), rather the renewal of the forest stand in our example depends on the survived species, seed bank, remained physical structures and wider landscape influences (Folke 2006: 259). Thus, more generally, the renewal of ecosystem structures and functions after a disturbance depends on "the influences from states and dynamics at scales above" and influences across time (Folke 2006: 259). These influences are often represented by slowly changing variables (like e.g. pedogenesis, biodiversity, or keystone species like long-lived organisms – Carpenter & Gunderson 2001: 455) and incorporate the conservative power of ecosystems, as they provide the basis for renewal and self-organization after disturbances (Folke 2006: 259), maintaining the overall dynamics of the panarchy model (Bunnell 2002). The creative and conservative power of ecosystems is also suggested in the dual definition of ecosystem resilience, according to which, resilience represents "the capacity of a system to absorb disturbance and re-organize while undergoing change so as to still retain essentially the same function, structure, identity and feedbacks" (Folke 2006: 259).

An optimal, steady-state ecosystem management ignores the variations in slowly changing variables, in

¹¹ According to Carpenter and Folke (2006) a social-ecological system represents an "integrated system of ecosystems and human society with reciprocal feed-back and interdependence. The concept emphasizes the humans-in-nature perspective" (Carpenter & Folke 2006: 309).

spite of the fact that these variations could lead to high oscillations or even collapse in rapidly changing variables that directly concern people (like e.g. fish stocks, timber stocks). Thus, optimal steady-state management actually misses the aim of ensuring constant stocks of environmental resources and ecosystem services (Carpenter & Gunderson 2001: 455).

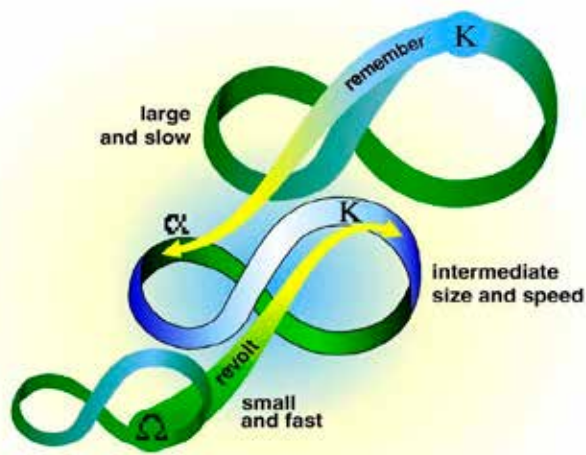


Fig. 2: Panarchy, a heuristic model of nested adaptive renewal cycles emphasizing cross scale interplay (from Folke 2006: 258)

3.1.2 The non-convex, multi-stable character of social-ecological systems and adaptive economic analysis

Taking the non-convex character of ecosystem processes into account is one of the basic principles of the adaptive economic analysis of environmental resources (Carpenter & Gunderson 2001, Brock et al. 2002). Models of adaptive economic analysis were developed for some specific coupled human and ecological systems characterized by non-convex relationships. For example, Brock et al. (2002) present the non-convex relationship between the level of agricultural activity around a lake and the state of that lake (oligotrophic or eutrophic state). Brock et al.'s model (2002) highlights the dynamic character of coupled systems that are able to evolve from an initial state to another state (out of a set of possible reachable states). Their transition depends on their initial state and their transition probability, which is a function of the consumption and production activities of the decision makers. Referring to Brock et al.'s example (2002), an increased agricultural activity causes increased loadings of phosphorus in the lake. The effect on the lake's state is small until a point is reached when the lake "flips from an oligotrophic state with a relatively high value of ecosystem services to a eutrophic state with a relatively low value" (Brock et al. 2002: 275). The restoration of the lake's state, in the case when the change is reversible, requires a level of agricultural activity far below the level where the flip occurred. This phenomenon is called hysteresis and implies the retardation of an effect because of the non-linear relationship between the level of phosphorus loading ($da/dt=0$) and the change of the lake's state ($dx/dt=0$) (see fig. 3).

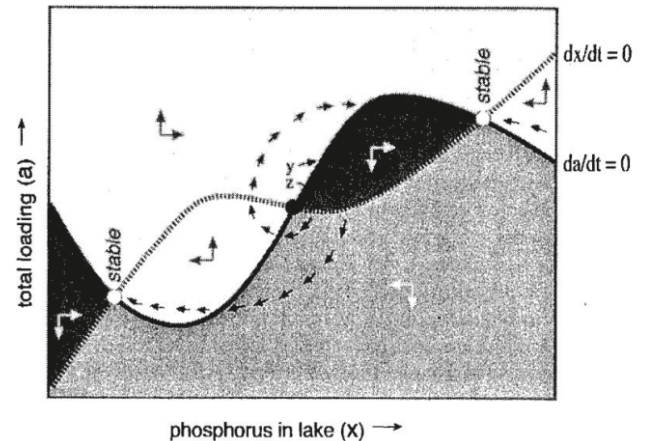


Fig. 3: The non-linear relationship between the level of phosphorus loading and the state of the lake, characterized by the level of phosphorus in the lake (after Brock et al. 2002: 277)

As we observe in fig. 3, the relationship between the level of loading and the state of the lake presents two stable equilibria. The left one finds itself within the oligotrophic state and the right one within the eutrophic one. The middle intersection point is an "unstable spiral". A steady-state optimal management would concentrate on maintaining the lake near the left point where the loading is maximal and phosphorus level minimal, but which can easily lead to a flip into a eutrophic state because of delayed effects of increased P loadings. Therefore, a dynamic analysis should consider the transient states of a lake (p. 280). As a consequence, optimal management should find the "time path" of the loadings "that will maximize the present value of future utility" (Brock et al. 2002: 280). Dynamic state-dependent loading schedules (instead of constant optimal loading levels) require the location of all initial pairs (x,a) that converge to the desired optimum. The same point is suggested also by Carpenter and Gunderson (2001) who propose the introduction of adaptive bag limits for fisheries, in order to maintain the capacity of ecosystems to provide ecosystem services continuously. Thus, the adaptive economic analysis concentrates mainly on maintaining the ecosystem's capacity to provide a continuous flux of ecosystem services, rather than on maintaining a constant level of "optimal" production and consumption level of ecosystem services.

3.1.3 Discussion on the non-convex relationships of the SES and on the adaptive economic analysis

Ensuring a continuous flow of ecosystem services is the main aim of adaptive economic models. They consciously address interactions and feedback loops between human activities and ecosystems, and are based on the experience and observations of environmental managers and other stakeholders involved which detect non-linear relations within coupled human and ecological systems (Dasgupta & Mäler 2003, Carpenter & Gunderson 2001). The adaptive economic analysis takes into account the probability of transition of coupled human and ecological systems between two equilibria, recognizing the fact that most complex systems are able to

undergo a process of development. Thus, adaptive economic analysis contrasts with the theory of substantive rationality, which takes all premises for granted, does not explain how problems within a system appear and can be solved, and which is, thus, "incapable of creating a genuine economic dynamics" (Simon 1992: 5). An adaptive economic analysis of a coupled human and ecological system requires the identification of the initial state of the system (Brock et al. 2002), it stresses the need for gathering new information about the system's dynamics and the types of data needed to frame and solve decision problems (Carpenter & Gunderson 2001), recognizing the fact that humans are rationally bounded. Moreover, it envisages stakeholders as being part of the coupled human and ecological system and acting as "drivers" of the system's trajectory, thus, as being endogenous to the system (Liu et al. 2007, Walker et al. 2002). Based on the above conclusions, we can state that the adaptive economic analysis of coupled social and ecological systems takes over the basic principles of the theory of procedural rationality.

3.1.4 Implications of the adaptive economic theory on the environmental policy and management

Let us use the above discussion on the non-convex relationships of the coupled human and ecological systems to describe their implications on the environmental policy and management. Brock et al. (2002) have shown in their example presented at point 3.1.2 that two stable equilibrium points can be achieved by the lake's system, the left one representing the equilibrium point in the oligotrophic state (see fig. 3). This point represents the non-cooperative equilibrium point in the oligotrophic state (the Nash non-cooperative equilibrium), under which stakeholders do not take into account the actions of other stakeholders, thus the "incentives to act strategically are minimal" (Brock et al. 2002: 286). According to Brock et al. (2002), even if managing towards the Nash equilibrium point might keep the lake under the oligotrophic state, there might be points on the graphic that are farer from the flip point than the Nash equilibrium point, and still generate better outcomes for stakeholders. These points of "cooperative outcomes" could be achieved by means of cooperative actions (Brock et al. 2002: 286). These two approaches, assessing and managing towards the Nash equilibrium point, and assessing and managing towards the point of cooperative outcome, require different contexts. Assessing and managing towards the Nash equilibrium point implies a large number of stakeholders acting as "drivers" of the system, in order to minimize strategic actions. This approach can be used in the policy practice in the case of e.g. designing adaptive taxation (Brock et al. 2002). On the other hand, a cooperative outcome requires a relatively small and stable number of stakeholders acting as drivers of the system. This requirement is given because, according to Brock et al. (2002: 287), organizing collective action implies certain conditions:

- » Most users of the common resource are aware that their actions, if harmful to the resource, will then be harmful to themselves.
- » Most users are affected in similar ways by the management strategy.
- » Users face relatively low information, transformation and enforcement costs.
- » Most users are capable of sharing generalized norms of reciprocity and trust, in order to build an initial social capital.

Managing towards the point of cooperative outcome is becoming more and more popular in the practice of ecological restoration, where local communities might "self-evolve institutions", in order to self-organize the process of restoration and the avoidance of future tragedies of the common resources (Olsson et al. 2004). The next section presents two examples of such cooperative outcomes.

3.2 Applications of processed assessment in the valuation and practice of ecological restoration

Collective actions and cooperative outcomes as parts of the adaptive economic theory are based on the main principles of procedural rationality. Thus, they represent instantiations of procedural assessment. We will further present two case studies from the field of ecological restoration, which exhibit some of the features of conventional collective actions and of procedural assessment. The first case study presented by Olsson et al. (2004) describes the collective action, which led to the restoration of the crayfish habitat in Lake Racken, Western Sweden and to the restoration of the spawning grounds for the native brown trout in the tributaries of the same lake. The collective action took shape at the initiative of a local group, named the "liming group", which dealt by itself with the problem of increasing acidification of the lake. This local steward group self-organized in order to monitor and lime the lake, drawing on the personal observations and assessments of its members. Their action ensured the provision of freshwater and sustained fish production in the Lake Racken area. As a further step, the liming group self-evolved in the Lake Racken Fishing Association and developed measures of sustainable use and habitat improvement for crayfish and brown trout for the entire Lake Racken catchment. The self-organizing process of the local group was encouraged by the state by means of two new laws that widened the rights and responsibilities of the fishing associations. Moreover, as a response to the self-organizing process at the local level, an action program at the landscape level was started to secure noble crayfish populations (APNC). The APCN is a joint action program of the Norwegian and Swedish environmental institutions. It includes local fishing associations, county administration boards, municipalities, rural economic and agricultural associations, the Swedish EPA, and fishery departments of both countries (Olsson et al. 2004: 79).

The second case study presented by Golet et al. (2006) describes the collective action which supported the restoration of the Sacramento River in the Hamilton City area. A local group of stakeholders organized themselves and formed the Hamilton City Working Group with the aim of increasing the flood protection in the Hamilton City area, which was often exposed to flooding and actions of evacuation. They elaborated recommendations for governmental restoration programs and made possible the development of restoration alternatives that reconnect the river to its historical floodplain and simultaneously reduce flooding risks on the local community. Although the process of self-organization got started, it did not evolve like in the Swedish case study in a local institution which organized the assessment of restoration plans and sought after solutions. The

reason might lay in the fact that the local community was more attracted to decreasing flooding risks than restoring the Sacramento River, although the two aims are interconnected. Explaining this relationship to the locals was the role of governmental institutions, which started the assessment process of different restoration plans working close with the local stakeholders. Therefore, this assessment process was mainly a top-down process, started at a higher level than the one of the local community.

Although the above two case studies were not designed as procedural assessment studies, they still share main features of what this study understands under procedural assessment (see point 1.4). Table 1 presents these features in relation to the two case studies.

Table 1: Essential features of the procedural assessment in relation to the Lake Racken study and Sacramento River study

Essential features of procedural assessment	Case study: Lake Racken	Case study: Sacramento River
Place sensitivity: - considering the non-linearities of the specific SES	Relationship between acidification and the water and habitat quality was particularly highlighted in the case study, which described a bottom-up assessment process.	Relationship between restored floodplains and improved flooding protection was stressed in the case study, which dealt with a mainly top-down assessment process.
Accepting the concept of bounded rationality: - combining different sources of knowledge	Local ecological knowledge, expert knowledge when needed.	Mainly expert knowledge, but increased participation of locals at the assessment process.
Enhancing collective action and self-organizing processes	The Liming Group actively assessed and restored the lake by itself; fishing associations at the local level and APNC (action program to secure noble crayfish populations) – a joint platform of the Norwegian and Swedish environmental agencies, enhance restoration at the landscape level. The self-organizing process was encouraged by means of two laws that widened the rights and the responsibility of fishing associations.	Hamilton City Working Group – developed recommendations for restoration plans and expressed local concerns, but did not conduct and manage the assessment process, which was mainly a top-down process. The self-organizing process of the locals was not strong enough to self-evolve institutions that actively seek for and implement solutions by themselves.
Respond to local concerns: - linking local problems with restoration activities - unifying rationales behind restoration activities - raise local awareness - supporting local initiatives of self-organization	Ensure the provision of ecosystem services: fish production, freshwater quality. Regulating and supporting ecosystem services are not always apparent to people (Carpenter et al. 2006), building a collective vision and trust ensures local support for restoration projects.	Ensure flood protection. If regulating and supporting ecosystem services are not apparent to people, build a collective vision and trust to increase the local support for restoration projects (“focus on community values in addition to science and technical analyses” – Golet et al. 2006:874).

4. Discussion

When we think about degraded ecosystems, we think about coupled human and ecological systems characterized by non-convex human-nature interactions, which are driving these systems on undesirable trajectories (like the one of degradation). Thus, when assessing a restoration program, we cannot assume that the social-ecological system is well-balanced and perfectly functioning. On the contrary, a problem in the system occurred and a solution to it has to be found. Two main approaches are dealing with the challenge of assessing restoration activities: the one based on the theory of substantive rationality, and the one based on the theory of procedural rationality. The main limitation of the substantive rationality when applied in the context of degraded ecosystems is that it assumes convex, well-balanced relationships within social-ecological systems. Thus, in the case of ecological restoration, the substantive assessment fails from the start, being based on false theoretical assumptions. An approach is needed, which takes into account the non-convex dynamics of the SES, and is aware of the fact that uncertainty is in-

herent to the system. In this report, it is argued that the theory of procedural rationality combined with the adaptive economic analysis might provide the appropriate approach needed for the assessment of restoration activities, namely, the procedural assessment. The procedural assessment consciously addresses some main issues arisen in the field of ecological restoration:

- » it unifies the biocentric and pragmatic rationales behind ecological restoration, as it envisages a coupled human-ecological system, with humans acting as "drivers" of the system's trajectory,
- » it aims at identifying and considering the non-convex relationships within the SES, in order to ensure a continuous flow of ecosystem services,
- » it recognizes the fact that the scientific team conducting the assessment is rationally bounded and therefore it has to gain and combine different sources of knowledge (e.g. local ecological knowledge, expert knowledge) in order to formulate appropriate recommendations,
- » it identifies local concerns, recommending ways to

link problems of the local community with restoration activities,

- » it supports local initiatives of self-organization, as these might come to better outcomes than the Nash equilibrium point.

The aim of the procedural assessment is to identify what components of the social-ecological system govern its dynamics. The outcomes of the assessment are used to organize a "response to an environmental crisis" (Ols-son et al. 2004:77), like the crisis of interrupted regulat- ing and supporting ecosystem services. Thus, the procedural assessment makes no a priori assumptions about what the optimal level of restored natural capi- tal or the optimal production and consumption level of ecosystem services should be. On the contrary, it indi- cates solutions about how a continuous flow of ecosys- tem services might be achieved in cases where social- ecological systems experience non-convex human-nat- ure interactions with undesired impacts on regulating and supporting ecological processes.

Although I identified some case studies from the prac- tice of ecological restoration which present the main features of the procedural assessment, I could not find a case study that consciously combines the principles of procedural rationality and the adaptive economic anal- ysis. Conducting such studies in the field of ecological restoration might elucidate the drivers of the ecological and socio-economic degradation of the social-ecolog- ical systems, increasing the chances of ecological and socio-economic success of restoration initiatives.

Acknowledgments

This article is the result of my work at WSL 2009. I kindly thank to dr. Irmi Seidl at WSL who coordinated my work.

References

- Aronson J., Le Floc H.E., 2000.** Restoration of natural capital: pros and problems. *Restoration Ecology* 8(3): 214-216.
- Aronson J., Clewell A.F., Blingnaut J.N., 2006.** Ecological restoration: a new frontier for nature conservation and economics. *Journal of Nature Conservation* 14: 135-139.
- Aronson J., Milton S. J., Blingnaut J. N., 2006.** Nature conservation as if people mattered. *Journal of Nature Conservation* 14: 260-263.
- Aronson J., Milton S.J., Blingnaut J.N., 2007.** Restoring natural capital: definition and rationale. *Restoring natural capital: Science, Business, and Practice.* J. Aronson, Milton, S. J., Blingnaut, J. N. Washington, Island Press: 3-9.
- Arthur W.B., 1994.** Inductive reasoning and bounded rationality. *American Economic Review* 84: 406-411.
- Bingham G., Bishop R., Brody M., Bromley D., Clark E., Cooper W., Constanza R., Hale T., Hayden G., Kellert S., Norgaard R., Norton B., Payne J., Russell C., Suter G., 1995.** Issues in ecosystem valuation: improving information for decision-making. *Ecological Economics*, 14, 73-90.
- Blignaut J.N., Aronson J., Woodworth P., Archer S., Desai N., Clewell A.F., 2007.** Restoring natural capital: a reflection on ethics. *Restoring natural capital: Science, Business, and Practice.* J. Aronson, Milton, S. J., Blingnaut, J. N. Washington, Island Press: 9-16.
- Brock W.A., Mäler K.-G., Perrings C., 2002.** Resilience and sustaina- bility: the economic analysis of nonlinear dynamic systems. *Panarchy – Understanding transformations in human and natural systems.* L. H. Gunderson, Holling, C. S., Island Press.
- Bunnell P., 2002.** Panarchy. From <http://www.resilience.org/608.php>.
- Carey A., 2007.** Restoring and maintaining natural capital in the Pacific Northwest. *Restoring natural capital: Science, Business, and Practice.* J. Aronson, Milton, S. J., Blingnaut, J. N. Washington, Island Press: 94-102.
- Carpenter S.R., Gunderson L.H., 2001.** Coping with collapse: ecological and social dynamics in ecosystem management. *Bioscience* 51(6): 451-457.
- Carpenter S.R., Folke C., 2006.** Ecology for transformation. *Trends in ecology and evolution* 21(6): 309-315.
- Carpenter S.R., DeFries R., Dietz T., Mooney H.A., Polasky S., Reid W.V., Scholes R.J., 2006.** Millenium ecosystem assessment: research needs. *Science* 314:257-258.
- Chase V.M., Hertwig R., Gigerenzer G., 1998.** Visions of rationality. *Trends in Cognitive Sciences* 2(6): 206-214.
- Chee Y.E., 2004.** An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*, 120, 549-565.
- Clewell A.F., Aronson J., 2006.** Motivations for the restoration of ecosys- tems. *Conservation Biology* 20(2): 420-428.
- Constanza R., 2000.** Social goals and valuation of ecosystem services. *Ecosystems*, 3, 4-10.
- Cosgrove S., 2003.** Real Restoration is Worth Funding. *Ecological Resto- ration* 21(1):24-28.
- Daily G.C., 1995.** Restoring value to the world's degraded lands. *Science* 269: 350-354.
- Dasgupta P., Mäler K.-G., 2003.** The economics of non-convex ecosys- tems: introduction. *Environmental and Resource Economics* 26: 499-525.
- DellaSala D.A., Martin A., Spivak R., Schulke T., Bird B., Criley M., van Daalen C., Kreilick J., Brown R., Aplet G., 2003.** A citizen's call for ecological forest restoration: forest restoration principles and criteria. *Ecological Restoration* 21(1): 14-23.
- Dietz T., Ostrom E., Stern P.C., 2003.** The struggle to govern the com- mons. *Science* 302: 1907-1912.
- Dosi G., Egidi M., 1991.** Substantive and procedural uncertainty – An ex- ploration of economic behaviors in changing environments. *Journal of Evolutionary Economics*, 1, 145-168.
- Fabricius C., Cundill G., 2007.** An adaptive comanagement approach to restore natural capital in communal areas of South Africa. *Restoring nat- ural capital: Science, Business, and Practice.* J. Aronson, Milton, S. J., Blingnaut, J. N. Washington, Island Press, 129-136.
- Farber S., Constanza R., Wilson M.A., 2002.** Introduction to the spe- cial issue on the dynamics and value of ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives. *Ecological Economics*, 41, 367-373.
- Farley J., Brown Gaddis E.J., 2007.** Restoring natural capital: an ecol- ogical economics assessment. *Restoring natural capital: Science, Business, and Practice.* J. Aronson, Milton, S. J., Blingnaut, J. N. Washington, Is- land Press, 17-27.
- Figueroa E., 2007.** Restoring natural capital: a mainstream economic perspective. *Restoring natural capital: Science, Business, and Practice.* J. Aronson, Milton, S. J., Blingnaut, J. N. Washington, Island Press, 28-35.
- Fischhoff B., Slovic P., Lichtenstein S., 1980.** Knowing what you want: measuring labile values. In *Cognitive processes in choice and decision behaviour*, Ed. Wallsten, 117-141.
- Fischhoff B., 1997.** What do psychologists want? Contingent valuation as a special case of asking questions. In Kopp, R. J., Pommerhene, W. W., Schwarz, N. (eds.). *Determining the value of non-marketed goods.* The Netherlands, 189-217.
- Folke C., Carpenter S., Elmqvist T., Gunderson L., Holling C.S., Wal- ker B., Bengtsson J., Berkes F., Colding J., Danell K., Falkenmark M., Gordon L., Karpenson R., Kautsky N., Kinzig A., Levin S., Mäler K.-G., Moberg F., Ohlsson L., Olsson P., Ostrom E., Reid W., Rockström J., Savenije H., Svedin U., 2002.** Resilience and sustain- able development: building adaptive capacity in a world of transforma- tions, The Environmental Advisory Council to the Swedish Government.
- Folke C., Carpenter S., Elmqvist T., Gunderson L., Holling C.S., Wal- ker B., 2002.** Resilience and sustainable development: building adap- tive capacity in a world of transformations. *Ambio* 31(5): 437-440.

- Folke C., 2006.** Resilience: the emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global environmental change* 16: 253-267.
- Golet G.H., Roberts M.D., Luster R.A., Werner G., Larsen E.W., Unger R., White G.G., 2006.** Assessing societal impacts when planning restoration of large alluvial rivers: a case study of the Sacramento River Project, California. *Environmental Management* 37(6): 862-879.
- Gregory R., McDaniels T., Fields D., 2001.** Decision aiding, not dispute resolution: creating insights through structured environmental decisions. *Journal of Policy Analysis and Management* 20(3): 415-432.
- Holl K.D., Howarth R.B., 2000.** Paying for restoration. *Restoration Ecology* 8(3): 260-267.
- Holloway L., 2007.** Targeting sustainable options for restoring natural capital in Madagascar. *Restoring natural capital: Science, Business, and Practice*. J. Aronson, Milton, S. J., Blingnaut, J. N. Washington, Island Press: 64-75.
- Kahneman D., 2003.** A psychological perspective on economics, *The American economic review*, 93, 162-168.
- Ley R.D., Johnson L.E., 1990.** Selecting goals: alternative concepts of rationality. *American journal of economics and sociology* 49(4): 469-481.
- Liu J., Dietz T., Carpenter S.R., Alberti M., Folke C., Moran E., Pell A.N., Deadman P., Kratz T., Lubchenco J., Ostrom E., Ouyang Z., Provencher W., Redman C.L., Schneider S.H., Taylor W.W., 2007.** Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317: 1513-1516.
- Munda G., 2004.** Social multi-criteria evaluation: methodological foundations and operational consequences. *European Journal of Operational Research*, 158, 662-677.
- Noorgard R.B., Barnard P., Lavelle P., 2007.** Lessons from the Millennium Ecosystem Assessment. *Restoring natural capital: Science, Business, and Practice*. J. Aronson, Milton, S. J., Blingnaut, J. N. Washington, Island Press: 36-43.
- Norton B.G., Steinemann A.C., 2001.** Environmental values and adaptive management. *Environmental Values* 10: 573-506.
- Olsson P., Folke C., Berkes F., 2004.** Adaptive comanagement for building resilience in social-ecological systems. *Environmental Management* 34(1): 75-90.
- Proctor W., 2005.** MCDA and stakeholder participation: valuing forest resources. In *Alternatives for environmental valuation*. Ed. Getzner, M., Spash, C. L., Stagl, S., Chippenham, 134-158
- SER, 2004.** The SER International Primer on Ecological Restoration, Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004.
- Simon H.A., 1976.** From substantive to procedural rationality. *Method and appraisal in economics*. S. J. Latsis. Cambridge, University Printing House: 129-148.
- Simon H.A., 1978.** Rational decision-making in business organizations. Nobel Memorial Lecture, 8 December, 1978.
- Staats H., 2005.** Understanding proenvironmental attitudes and behaviour: an analysis and review of research based theory of planned behaviour. In Bonnes, M., Lee, T., Bonaiuto, M. *Psychological theories for environmental issues*, 171-201.
- Tesileanu R., 2008.** Valuing non-market environmental goods: A critical analysis of various valuation methods. Diploma thesis, Albert-Ludwigs University, Freiburg.
- Tremblay J.-P., Hester A., Mcleod J., Huot J., 2004.** Choice and development of decision support tools for the sustainable management of deer-forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 191: 1-16.
- Tversky A., Kahneman D., 1981.** The framing of decisions and the psychology of choice. *Science*, 211, 453-458.
- Venkatachlam L., 2008.** Behavioral economics for environmental policy. *Ecological Economics* 67: 640-645.
- Vlek C., Steg L., 2007.** Human behaviour and environmental sustainability: problems, driving forces and research topics. *Journal of Social Issues*, 63, 1-19.
- Walker B., Carpenter S., Anderies J., Abel N., Cumming G., Janssen M., Lebel L., Norberg J., Peterson G.D., Pritchard R., 2002.** Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. *Conservation Ecology* 6(1): 14.
- Weber M.A., Stewart S., 2009.** Public values for river restoration options on the Middle Rio Grande. *Restoration Ecology* 17(6): 762-771.
- Weesie P.D.M., van Anel J., 2008.** An integrated framework for the instrumental valuation of nature. *Restoration Ecology* 16(1): 1-4.
- Young M.D., Hajkowicz S., Brown Gaddis E., de Groot R., 2007.** A decision-analysis framework for proposal evaluation of natural capital restoration. *Restoring natural capital: Science, Business, and Practice*. J. Aronson, Milton, S. J., Blingnaut, J. N. Washington, Island Press: 237-248.

Abstract

Degraded ecosystems pose a special challenge for the field of environmental valuation. Assessing ecological restoration activities implies identifying the non-convex human-nature interactions which drive coupled social-ecological systems on the trajectory of degradation, and formulating recommendations about what a restoration plan should look like in order to bring the coupled social-ecological system towards more desirable trajectories. This report analyzes two assessment approaches from the field of ecological restoration: the substantial and the procedural assessment. The fact that the substantive assessment fails to address the non-convexity of the human-nature interactions, points out the need for a shift from the substantive assessment to an assessment corresponding to the requirements from the field of ecological restoration. In this paper I argue that the adaptive economic analysis, which addresses non-convex relationships of a social – economic system, might be combined with the theory of procedural rationality in what is called procedural assessment. This approach might prove itself more responsive to the requirements from the field of ecological restoration.

Keywords: environmental valuation, procedural assessment, environmental decision-making.

DESCRIEREA SOLURILOR DIN CADRUL DIRECȚIILOR SILVICE GIURGIU ȘI MARAMUREȘ

VLAD EMIL CRIȘAN, RALUCA-ELENA ENESCU, MARIA DINCĂ

1. Introducere

Direcția Silvică Giurgiu are în componență 4 ocoale silvice: Bolintin, Comana, Ghimpați și Giurgiu. Conform datelor de pe site-ul Regiei Naționale a Pădurilor Romsilva, această direcție administrează o suprafață de pădure de 33583 ha, împărțită după cum urmează: rășinoase 1%, cvercinee 49%, diverse tari 27% și diverse moi 23% (www.rosilva.ro).

Direcția Silvică Maramureș este formată din 15 ocoale silvice și anume: Baia Mare (Firiza), Baia Sprie, Borșa, Dragomirești, Groșii Țibleșului, Mara, Poienile de sub Munte, Sighet, Strâmbu Băiuț, Șomcuța Mare, Tăuții Măgherauș, Târgu Lăpuș, Ulmeni, Vișeu. Suprafața administrată se ridică la 200543 ha, din care 138473 ha proprietate a statului.

Scopul prezentei lucrări este acela de a realiza o descriere a solurilor din cadrul celor două direcții silvice amintite: DS Giurgiu cu relief de câmpie și DS Maramureș cu relief preponderent de munte și deal.

2. Material și metodă

Materialul de lucru este constituit din buletinele de analiză ale solurilor din cadrul celor două direcții silvice. Buletinele de analiză fac parte dintr-o bază de date extinsă la nivel național și realizată de INCDS „Marin Drăcea” pe baza amenajamentelor silvice de după anul 1980. În buletinele de analiză sunt trecute proprietăți fizice și chimice ale solurilor, cum ar fi pH-ul, conținutul de humus, conținutul de carbonați, capacitatea de schimb pentru baze (Sb), capacitatea de schimb pentru hidrogen (Sh), capacitatea totală de schimb cationic (T), gradul de saturație în baze (V), textura. Aceste analize au fost efectuate după metodele de laborator consacrate în laboratorul de pedologie de la INCDS București (pentru analizele efectuate până în anul 2000) și în laboratorul de la INCDS Brașov, după această dată. Datele din buletinele de analiză au fost organizate într-o bază de date, analizate și prelucrate, iar apoi au fost interpretate din punct de vedere pedologic.

Pentru OS Bolintin, s-au luat în studiu buletinele de analiză ale solurilor din ultimele trei amenajamente silvice (1988, 1998, 2008), pentru OS Comana amenaja-

mente realizate în anii 1991, 2004 și 2014, iar pentru OS Ghimpați și Giurgiu cele realizate în 2004 și 2014. În total, pentru DS Giurgiu au fost analizate 119 profile de sol, cu un număr total de 337 orizonturi pedo-genetice. În cadrul DS Maramureș s-au luat în studiu buletinele de analiză ale solurilor din mai multe ediții ale amenajamentelor silvice ale celor 15 ocoale silvice componente (tab.1).

Tab. 1. Lista amenajamentelor silvice luate în studiu din cadrul DS Maramureș

Amenajamente silvice O.S.:	1980-1989	1990-1999	2000-2009	2010-2015
Baia Mare	-	1992	2002	2012
Baia Sprie	-	1992	2004	2013
Borșa	-	-	2000	2010
Dragomirești	1987	-	2009	-
Groșii Țibleșului	-	-	2007	-
Mara	-	1995	2005	2015
Poienile de sub Munte	-	-	2006	2016
Ruscova	-	-	2006	-
Sighet	-	1995	2005	2015
Strâmbu Băiuț	-	-	2007	-
Șomcuța Mare	-	1990	2003	2012
Tăuții Măgherauș	-	1992	2002	2012
Târgu Lăpuș	1987	-	2009	-
Ulmeni	-	1991	2003	2013
Vișeu	1988	1998	2008	-

În total, pentru DS Maramureș au fost analizate 868 de profile, cu un număr total de 2159 orizonturi pedo-genetice.

Pentru organizarea bazei de date s-a utilizat programul Microsoft Excel 2010, iar prelucrarea datelor s-a realizat cu ajutorul programului Statistica varianta 8.

3. Rezultate și discuții

3.1. Direcția Silvică Giurgiu

În primul rând, s-au avut în vedere tipurile de sol exis-

tente și distribuția acestora pe raza fiecărui ocol din cadrul DS Giurgiu. În OS Bolintin s-au identificat 4 tipuri de sol din 3 clase de soluri: preluvosol și luvosol (clasa Luvisoluri), faeoziom (Cernisoluri) și aluviosol (Protisoluri). În OS Comana s-a întâlnit o varietate mai mare de soluri, cuprinzând 7 tipuri de sol incluse în 5 clase: preluvosol și luvosol (clasa Luvisoluri), cernoziom și faeoziom (Cernisoluri), eutricambosol (Cambisoluri), aluviosol (Protisoluri) și vertosol (Pelisoluri). Pe raza OS Ghimpați s-au întâlnit 3 tipuri de sol, aparținând claselor Luvisoluri (preluvosol și luvosol) și clasei Protisoluri (aluviosol). Nici în cadrul OS Giurgiu nu se întâlnește o diversitate prea mare din punct de vedere edafic, fiind identificate 4 tipuri de sol: preluvosol (Luvisoluri), faeoziom și cernoziom (Cernisoluri), vertosol (Pelisoluri).

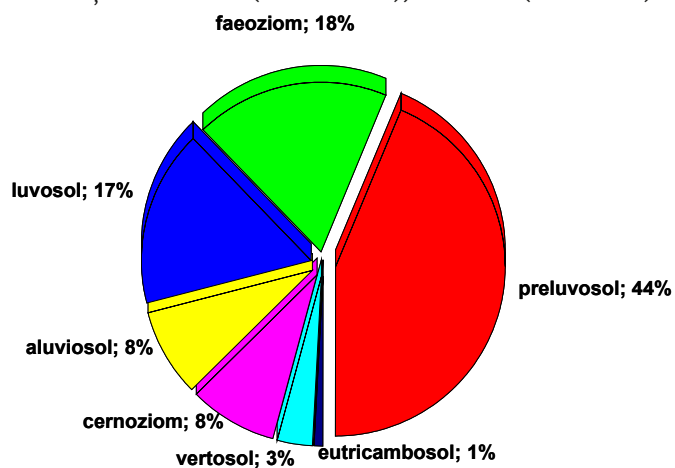


Fig. 1. Ponderea tipurilor de sol identificate în cadrul Direcției Silvice Giurgiu

Proportion of soil types identified in the Giurgiu Forest Directorate

La scara întregii direcții, cele mai răspândite sunt preluvosolurile (44%), urmate de faeoziomuri (18%) și luvosoluri (17%) (fig. 1).

La nivelul țării, luvosolul ocupă locul 2 ca răspândire în solurile forestiere (cu o suprafață totală de 1.440.052 ha), preluvosolul locul 5 (335.050 ha), iar faeoziomul locul 6 (235.282 ha) (Dincă et al. 2014). Vegetația dominantă care se instalează pe preluvosoluri este formată din cer, gorun, stejar, șleauri de câmpie și de deal (Chisăliță et al. 2015), lucru care se reflectă în distribuția vegetației din această direcție silvică, unde ponderea cea mai mare este deținută de cvercinee (49%) (www.rosilva.ro).

Variația pH-ului a fost analizată pentru principalele tipuri de soluri (preluvosol, faeoziom și luvosol). Pentru fiecare tip de sol s-au considerat valorile pH-ului diferențiate pe orizonturi genetice (fig. 2). Cele mai scăzute valori medii ale pH-ului pentru toate orizonturile se întâlnesc la luvosoluri (5,53 în orizontul A ocrice, 5,33 în orizontul E luvic și 5,68 în B argic), iar cele mai ridicate la faeoziom, acestea din urmă depășind valoarea 7 (fig. 2). Preluvosolul are valorii medii ale pH-ului pe orizonturi foarte apropiate de cele ale luvosolului (5,62 în Ao și 5,85 în Bt). Interpretând valorile medii ale pH-ului, reacția este moderat acidă pentru luvosol în toate cele trei orizonturi și în orizontul Ao al preluvosolului,

slab acidă în orizontul Bt de la preluvosol, iar pentru faeoziom reacția este neutră în orizontul A molice și slab alcalină în orizontul mineral B. Cele mai scăzute valori ale pH-ului se înregistrează în orizontul Ao, atât al luvosolului, cât și al preluvosolului (în jurul valorii 4), iar cele mai ridicate valori aparțin faeoziomului, depășind valoarea de 8,5 în ambele orizonturi. Valori scăzute ale pH-ului luvosolurilor s-au întâlnit și în alte cercetări desfășurate pe cuprinsul țării noastre, cum sunt cele din OS Livada, unde reacția luvosolurilor a fost foarte puternic acidă la suprafață până la puternic acidă la adâncimi de aproximativ 60 cm (Dănescu et al. 2015).

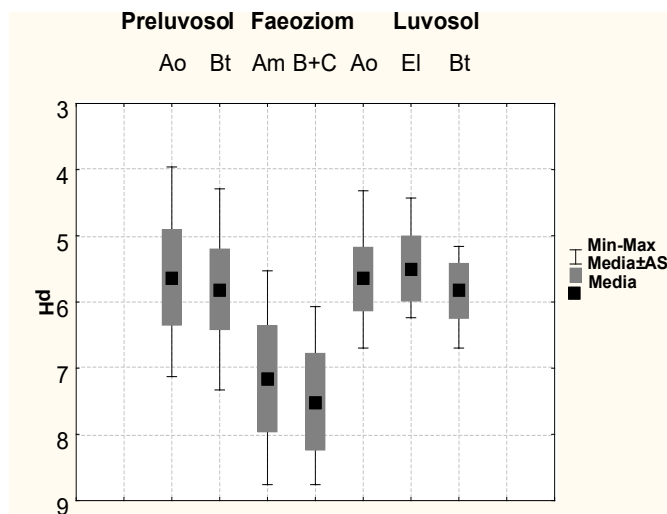


Fig. 2. Variația pH-ului pe orizonturi genetice pentru cele mai răspândite tipuri de sol din cadrul DS Giurgiu

pH variation in the genetic horizons for the most common types of soil in the Giurgiu Forest Directorate

În ceea ce privește conținutul de humus, un parametru extrem de important al solului (Vanghelova et al. 2016), pentru fiecare tip de sol identificat în DS Giurgiu s-a calculat o valoare medie a cantității de humus din orizontul A (tab. 2). Cel mai mare conținut de humus se înregistrează în cazul luvosolului, urmat apoi de preluvosol cu o valoare foarte apropiată. Aceste două soluri se încadrează în categoria solurilor intens humifere. Vertosolul, faeoziomul și cernoziomul sunt soluri moderat humifere (Dănescu et al. 1996). În cazul eutricambosolului se înregistrează cea mai mică cantitate de humus, acesta plasându-se astfel, în categoria solurilor foarte slab humifere.

Tab. 2. Conținutul mediu de humus și capacitatea totală de schimb cationic pentru tipurile de sol din DS Giurgiu

Conținut mediu de humus în orizontul A pe tipuri de sol (%)						
Preluvosol	Faeoziom	Luvosol	Aluviosol	Cernoziom	Vertosol	Eutricambosol
5,16	3,51	5,99	4,61	2,40	3,53	0,83
Capacitatea totală de schimb cationic medie pe tipuri de sol (me/100 g sol)						
27,15	21,76	24,96	17,86	15,04	15,15	4,83

Conținutul mediu de humus al solurilor din DS Giurgiu se încadrează, în general, în limitele stabilite în alte cercetări pentru solurile forestiere la nivelul întregii țări (preluvosol = 31,5 g/kg, faeoziom = 30,2 g/kg, luvosol =

27,5 g/kg, cernoziom = 24,8 g/kg, vertosol = 33,6 g/kg) (Dincă *et al.* 2012). Doar eutricambosolul înregistrează valori mai mici decât media pe țară (32,3 g/kg), acest sol fiind foarte puțin reprezentat în această direcție silvică și, deci, mediile înregistrate în cazul său nefiind semnificative.

Pentru capacitatea totală de schimb cationic s-a calculat o valoare medie per profil, care este redată pe tipuri de sol (tab. 2). Preluvosolul are o capacitate totală de schimb cationic foarte mare, urmat apoi de luvosol, faeoziom, aluviosol și cernoziom, a căror capacitate de schimb cationic se încadrează în categoria mare. Eutricambosolul, la fel ca și în cazul conținutului de humus, are o valoare mult mai scăzută a capacității totale de schimb cationic față de restul solurilor.

Pentru gradul de saturație în baze (V), s-a realizat un grafic cu variația acestuia pentru cele mai răspândite tipuri de sol din cadrul direcției (fig. 3). Se poate observa că amplitudinea de variație cea mai mare se întâlnește în cazul preluvosolului, iar cea mai mică pentru faeoziom. Pentru preluvosol, V înregistrează valori cuprinse între 55 și 95%, urmat îndeaproape de luvosol. Interpretând valoarea medie a gradului de saturație în baze, se observă că în cazul tuturor celor trei tipuri de soluri aceasta depășește valoarea de 75%, încadrându-le în categoria solurilor eubazice.

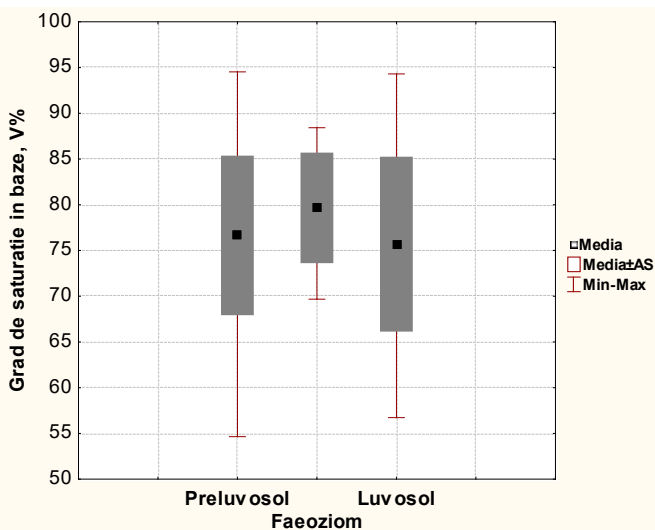


Fig. 3. Variația gradului de saturație în baze pentru cele mai răspândite tipuri de sol din cadrul DS Giurgiu

Degree of base saturation variation for most common types of soil in the Giurgiu Forest Directorate

3.2. Direcția Silvică Maramureș

În cadrul DS Maramureș, clasa dominantă de soluri este reprezentată de către Cambisoluri (79% din totalul probelor de sol recoltate din diverse locații în decursul timpului), mult mai puțin extinse fiind clasele Luvisoluri (10%), Spodisoluri (7%) și Chernisoluri (3%). Repartiția pe tipuri de sol este următoarea (fig. 4): districambosolurile ocupă 51% din totalul tipurilor de sol analizate, iar eutricambosolurile 28%, prepodzolorile 7%, luvosolurile 5%, preluvosolurile 5% și rendzinele 3%. Mai întâlnim de asemenea și alte tipuri de sol – aproximativ 1% din totalul de 868 de profile – și anume: faeoziomuri,

criptopodzolori, aluviosoluri, alosoluri, podzolori și stagnosoluri.

Rusu *et al.* (2005) au identificat următoarele tipuri principale de sol în Munții Oașului: eutricambosolul 55,09%, luvosolul 15,04%, districambosolul 13,52%, preluvosolul 7,82% și erodosolul 5,44%.

În general, în cadrul direcției, numărul de profile recoltate pe fiecare ocol silvic variază de la 15 profile la OS Șomcuța Mare până la 83 profile la Poienile de sub Munte. Pentru a putea vedea variația reacției solurilor la principalele tipuri de sol diferențiate pe orizonturi genetice, s-a realizat un grafic comparativ la nivelul direcției silvice (fig. 5).

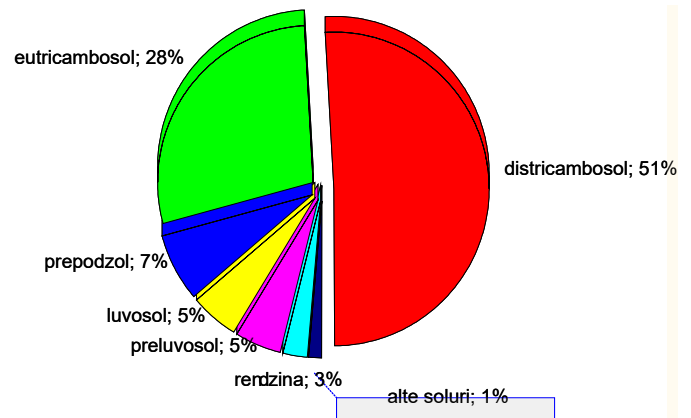


Fig. 4. Ponderea tipurilor de sol identificate în cadrul Direcției Silvice Maramureș

Proportion of soil types identified in the Maramureș Forest Directorate

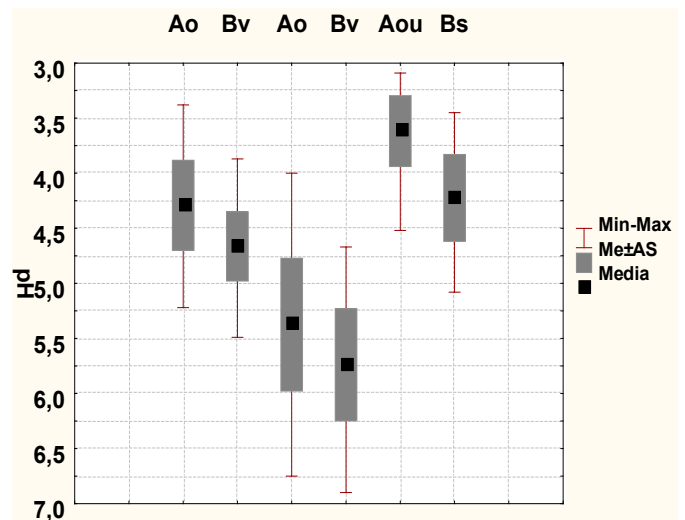


Fig. 5. Variația pH-ului pe orizonturi genetice pentru cele mai răspândite tipuri de sol din cadrul DS Maramureș

pH variation in the genetic horizons for the most common types of soil in the Maramureș Forest Directorate

Putem astfel observa că cele mai mici valori ale mediilor pH-ului se întâlnesc în cazul prepodzolorilor, respectiv în orizontul A ocric-umbric valoarea de 3,65, iar în orizontul B spodic valoarea de 4,13. Aceste valori ne arată că reacția prepodzolorilor este foarte puternic acidă. Valorile medii ale pH-ului pentru tipul de sol prepodzol în ambele orizonturi sunt apropiate de valorile 4,09 în Aou și 4,46 în Bs obținute și în alte cercetări desfășurate

pe acest tip de sol (Lupașcu și Chelariu 2014). Regăsim valorile medii ale orizonturilor districambosolurilor de 4,33 pentru A ocric și 4,68 pentru B cambic. Cele mai mari valori medii se regăsesc pentru orizonturile eutricambosolurilor, respectiv 5,40 pentru A ocric și 5,79 pentru B cambic, valori similare cu cele găsite de alți autori (Chira *et al.* 2013) pentru solurile din această zonă. Astfel, pentru orizontul A ocric reacția este moderat acidă, iar pentru orizontul B cambic reacția este slab acidă.

Valorile medii ale cantităților de humus pentru orizontul A la DS Maramureș pornesc de la 3,65% în cazul preluvosolurilor și ajung până la 11,85% în cazul prepodzolorilor (tab. 3). Damian *et al.* (2010) a obținut valori ale humusului în cazul eutricambosolurilor din zona Baia Mare afectate de poluarea cu metale grele de 2.76% – 4.44%. Putem observa faptul că valoarea medie a cantității de humus din orizontul A este în general mai mare la DS Maramureș decât la DS Giurgiu, acest fapt fiind legat de condițiile staționale diferite ale celor două zone și de natura arboretelor.

În cazul DS Maramureș, valorile medii ale capacității de schimb cationic variază între 19,39 me/100 g sol pentru rendzină și 31,33 me/100 g sol pentru prepodzolori (tab. 3). Leșan și Bârda (2012), au găsit valori ale capacității totale de schimb cationic în orizontul A cuprinse între 17,61 me/100 g sol și 58,51 me/100 g sol în cazul unor soluri din zona Baia Sprie. În cazul districambosolului, capacitatea totală de schimb cationic are valori foarte asemănătoare cu ale districambosolului din alte zone montane ale țării noastre, în care s-a obținut o valoare medie pentru toate profilele studiate de 22,91 me/100 g sol.

Tabel 3. Conținutul mediu de humus și capacitatea toatală de schimb cationic pentru tipurile de sol din DS Maramureș

Conținut mediu de humus în orizontul A pe tipuri de sol (%)					
Districambosol	Eutricambosol	Prepodzol	Luvosol	Preluvosol	Rendzină
7,24	4,04	11,85	5,11	3,65	8,29
Capacitatea totală de schimb cationic medie pe tipuri de sol (me/100 g sol)					
23,13	25,61	31,33	21,14	20,61	19,39

În cadrul DS Maramureș, media gradului de saturație în baze pentru eutricambosoluri este de peste 53%, iar cea pentru districambosoluri sub 53% (fig. 6), această caracteristică fiind parte din definiția celor două tipuri de sol. Media gradului de saturație în baze pentru orizonturile eutricambosolurilor în zona studiată este $V=66,93\%$, apropiată de media eutricambosolului din Carpații Estici ($V=58,02\%$) (Lupașcu și Chelariu 2015). De asemenea, pentru prepodzolori, această medie variază între 20% și 25%. După mediile obținute, doar pentru profilele analizate, prepodzolorile sunt oligobazice, districambosolurile sunt oligomezobazice și eutricambosolurile sunt mezobazice.

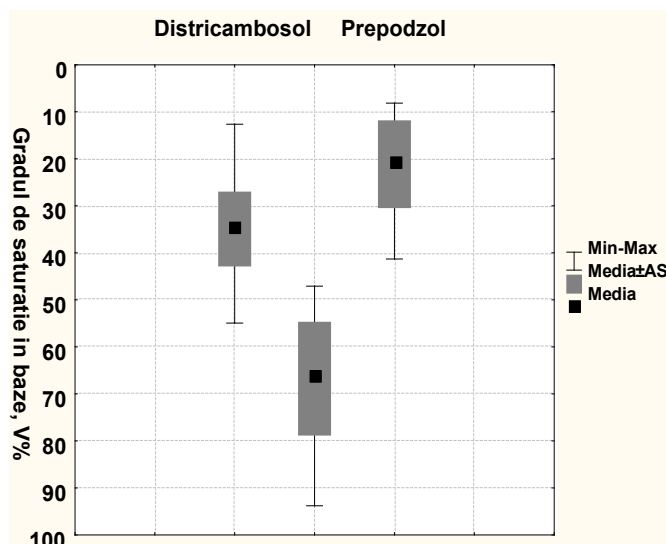


Fig. 6. Variația gradului de saturație în baze pentru cele mai răspândite tipuri de sol din cadrul DS Maramureș

Degree of base saturation variation for most common types of soil in the Maramures Forest Directorate

4. Concluzii

Cele mai răspândite tipuri de soluri din cadrul Direcției Silvice Giurgiu sunt preluvosolul, faeoziomul și luvosolul. Pe lângă acestea, în proporții mult mai mici, se mai întâlnesc aluviosoluri, cernoziomuri și vertosoluri.

Cele mai bogate soluri în humus din DS Giurgiu sunt luvosolurile, urmate la mică distanță de preluvosoluri. Solurile cele mai acide sunt luvosolurile, iar cele mai bazice faeoziomurile. Capacitatea totală de schimb cationic cea mai mare se înregistrează la preluvosoluri, iar cea mai mică la cernoziomuri. Toate solurile sunt eubazice, dar cea mai mică variație a gradului de saturație în baze o are faeoziomul.

În cadrul DS Maramureș principalele tipuri de soluri sunt districambosolul, eutricambosolul și prepodzolul. În secundar, mai apar și luvosoluri, preluvosoluri și rendzine.

Cele mai humifere soluri din DS Maramureș sunt prepodzolorile, urmate de rendzine și districambosoluri. Solurile cele mai acide în această zonă sunt prepodzolorile, iar cele mai bazice eutricambosolurile. Prepodzolorile sunt soluri oligobazice, districambosolurile sunt oligomezobazice, iar eutricambosolurile sunt mezobazice.

Diferențele dintre proprietățile chimice ale solurilor de la DS Maramureș, comparativ cu cele din DS Giurgiu se datorează, în principal, repartiției lor geografice: solurile din Maramureș sunt situate în zone montane și de deal, în timp ce cele de la Giurgiu sunt răspândite în zona de câmpie. Astfel, în DS Maramureș, solurile sunt mult mai bogate în humus decât la DS Giurgiu, sunt mai acide și au un grad de saturație în baze mai mic.

De altfel, și Geambașu *et al.* (2004), au constatat că pH-ul a înregistrat în cele 247 de suprafețe din rețeaua națională de monitoring european, la nivelul anului 1995, o clară distribuție pe marile forme de relief: valori foarte scăzute, mai rar mijlocii în zona montană, mijlocii și ridicate în zona de deal și podiș și ridicate și

foarte ridicate în zona de câmpie, iar humusul și azotul înregistrau o creștere cu altitudinea.

Aceste condiții pedologice diferite pentru cele două regiuni contribuie și ele la apariția unor arborete diferite și la o silvicultură diferențiată pentru cele 2 direcții silvice studiate.

Bibliografie

- Chira D., Ciurdac Todoran A.C., Bolea V., Chira F., Mantale C., Cătălin C., Lucaci D., et al. 2013.** Studiul A.5. Elaborarea studiului științific, a planului de acțiune și a planului financiar de implementare a acestuia, privind reconstrucția ecologică a speciei de *Castanea sativa* din aria naturală protejată. POS Mediu, 6-11. http://castanbaiamare.ro/wpcontent/uploads/2015/09/Studiul_A_5_final.pdf
- Chisăliță I., Dincă L., Spârchez Gh., Crăciunescu A., Vișoiu D., 2015.** The influence of some stagnoluvisols characteristics on the productivity of *Quercus cerris* and *Quercus frainetto* stand from O.S. Făget, D.S. Timiș. *Research Journal of Agricultural Science*, 47 (3): 23-28.
- Damian G., Damian F., Năsui D., Pop C., Pricop C., 2010.** The soils quality from the southern – eastern part of Baia Mare zone affected by metallurgical industry. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 5(1): 139-147.
- Dănescu F., Surdu A., Predan I., Bicu C., Păun R., 1996.** Modificările pozitive înregistrate de însușirile fizice și hidrofizice ale solului în UP I Letca – OS Ghimpați, ca urmare a aplicării tehnologiei de refacere a arboretelor ce include afânarea adâncă a solului. *Revista Pădurilor*, 1.
- Dănescu F., Ungurean C., Chira F., Horga D., Jung T., 2015.** Uscarea anormală a stejarului din O.S. Livada. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 37: 66-79.
- Dincă L., Spârchez G., Dincă M., Blujdea V., 2012.** Organic carbon concentrations and stocks in Romanian mineral forest soils. *Annals of Forest Research* 55 (2): 229-241.
- Dincă L., Spârchez G., Dincă M., 2014.** Romanian's forest soil GIS map and database and their ecological implications. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 9 (2): 133-142.
- Geambașu N., Surdu A., Dănescu F., Prigoreanu C., 2004.** Monitorizarea calității solurilor forestiere din România. Rezultate obținute în rețeaua europeană de 16x16 km. *Anale ICAS*, 47: 143-164.
- Leșan M.M., Bîrda M., 2012.** Determination and analysis of certain chemical and Ecopedological indicators within the „Șuior Amelioration Perimeter”, Baia Sprie Forest Division, Maramureș Forestry Department. *Chemical Bulletin of „Politehnica” University of Timisoara, Series Chemistry and Environmental Engineering*, 57(71): 29-34.

Lupașcu A., Chelariu D., 2014. Considerations on the organic matter and humus division in the soils from Maramures Mountains. *Lucrările Seminarului Geografic "Dimitrie Cantemir"*, 37: 59-64.

Lupașcu A., Chelariu D., 2015. Distribution of light lanthanides (Iree) in cambisols evolved on volcanic rocks of the Eastern Carpathians (Romania). *Lucrările Seminarului Geografic "Dimitrie Cantemir"*, 40: 57-63.

Rusu C., Breabăn I., Stan O., Stângă I.C., 2005. Influența substratului litologic asupra proprietăților fizico-chimice ale solurilor din Munții Oașului (Carpații Orientali). *Factori și Procese Pedogenetice din Zona Temperată*, 4: 5-14.

Vanguelova E.I., Bonifacio E., De Vos B., Hoosbeek M.R., Berger T.W., Armolaitis K., Celi L., Dincă L., Kjønaas O.J., Pavlenda P., Pumpanen J., Püttsepp Ü., Reidy B., Simončič P., Tobin B., Vesterdal L., Zhiyanski M., 2016. Review of forest soil carbon stocks at different scales – uncertainties and recommendations. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188 (630): 1-24.

ICAS, 1989, 1999, 2009. Studiul general OS Bolintin.

ICAS, 2004, 2014. Studiul general OS Ghimpați.

ICAS, 2004, 2014. Studiul general OS Giurgiu.

ICAS, 1991, 2004, 2014. Studiul general OS Comana.

ICAS, 1992, 2002, 2012. Studiul general OS Baia Mare (Firiza).

ICAS, 1992, 2004, 2013. Studiul general OS Baia Sprie.

ICAS, 2000, 2010. Studiul general OS Borșa.

ICAS, 1987, 2009. Studiul general OS Dragomirești.

ICAS, 2007. Studiul general OS Groșii Țibleșului.

ICAS, 1995, 2005, 2015. Studiul general OS Mara.

ICAS, 2006, 2016. Studiul general OS Poienile de sub Munte.

ICAS, 2006. Studiul general OS Ruscova.

ICAS, 1995, 2005, 2015. Studiul general OS Sighet.

ICAS, 2007. Studiul general OS Strâmbu Băiuț.

ICAS, 1990, 2003, 2012. Studiul general OS Șomcuta Mare.

ICAS, 1992, 2002, 2012. Studiul general OS Tăuții Măgheraș.

ICAS, 1987, 2009. Studiul general OS Târgu Lăpuș.

ICAS, 1991, 2003, 2013. Studiul general OS Ulmeni.

ICAS, 1988, 1998, 2008. Studiul general OS Vișeu.

www.rosilva.ro

Abstract

Description of the soils from the Giurgiu and Maramures Forest Directorate

Forest grows in plain relief in Giurgiu County and predominantly in mountain and hill relief in Maramures County. The aim of this paper is to provide a description of soils from these two areas. The work material consists of soil analysis reports from that two forest directorates. Furthermore, soil analysis reports are part of an extensive database at national level performed by INCDS "Marin Dracea" based on forest management plans made after 1980. 119 soil profiles were analyzed in total for Giurgiu, with a total of 337 soil genetic horizons. For Maramures area, 868 soil profiles were analyzed, with a total of 2159 soil genetic horizons.

The soils from Giurgiu Forest Directorate are specific to the plain area: the most common types of soils are pre-luvosol, phaeozom, and luvosol; these are soils moderately supplied with humus, weakly acid to alkaline and eubasic. The soils from Maramures Forest Directorate are characteristic to hill and mountain areas: the most common types of soils being dystric cambisol, eutriccambisol and entic podzol; these are soils rich in humus, generally acid, from oligobasic to mezobasic.

Keywords: Forest Directorate of Giurgiu and Maramures, soil description.

ANALIZA DINAMICII SPAȚIO-TEMPORALE A ARBORILOR DIN SUPRAFEȚELE EXPERIMENTALE PERMANENTE ÎN REZERVAȚIA "IZVOARELE NEREI"

DANIEL TURCU, OLIVER MERCE, ANY MARY PETRIȚAN, VIRGIL SCĂRLĂTECU, VLAD CRIȘAN,
DIANA VASILE

1. Introducere

Presiunea antropică ridicată, atât în trecut cât și în prezent, a condus la reducerea drastică a suprafeței acoperită de păduri virgine, atât în Europa, cât și în țara noastră. Pe de altă parte însă, creșterea cererii privind diferite bunuri și servicii oferite de ecosistemele forestiere, precum și nesiguranța indusă de schimbările climatice, au dus la apariția și dezvoltarea unui concept de silvicultură cât mai apropiat de natură ("close to nature") (Diaci et al. 2010). Dar pentru a gospodări o pădure într-un mod cât mai natural, sunt necesare cunoștințe aprofundate despre dinamica și procesele care se desfășoară într-o pădure neafectată de măsuri antropice (Butler-Manning 2007).

Ca urmare, pădurile virgine sau cvasivirgine (care nu a fost obiectul exploatărilor forestiere în trecut) sunt considerate drept obiecte unice și sisteme de referință foarte importante pentru înțelegerea modului în care funcționează natural un ecosistem forestier (Wirth et al. 2009).

Conform inventarului pădurilor virgine realizat de Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură Marin Drăcea (fost ICAS) (proiect PINMATRA, Biriș et al. 2004), la finalul anului 2004 au fost identificate și cartate 218500 ha de păduri virgine (Veen et al. 2010). Rezervația "Izvoarele Nerei", deține un trup compact de făgete pure virgine de 5000 ha, fiind a doua rezervație de acest tip ca mărime după Rezervația UNESCO Uholka Schyrokyj Luh din Ucraina (10000 ha).

2. Locul și metoda de cercetare

Rezervația Naturală „Izvoarele Nerei” este situată între coordonatele 45°5' – 45°10' latitudine nordică și 22°2'30" – 22°6'40" longitudine estică, având o suprafață totală de 5028 ha.

Rezervația face parte din Parcul Național Semenic – Cheile Carașului, ocupând partea de sud-est a acestuia

și reprezintă o zonă deosebit de frumoasă și de sălbatică a Parcului (Fig.1).

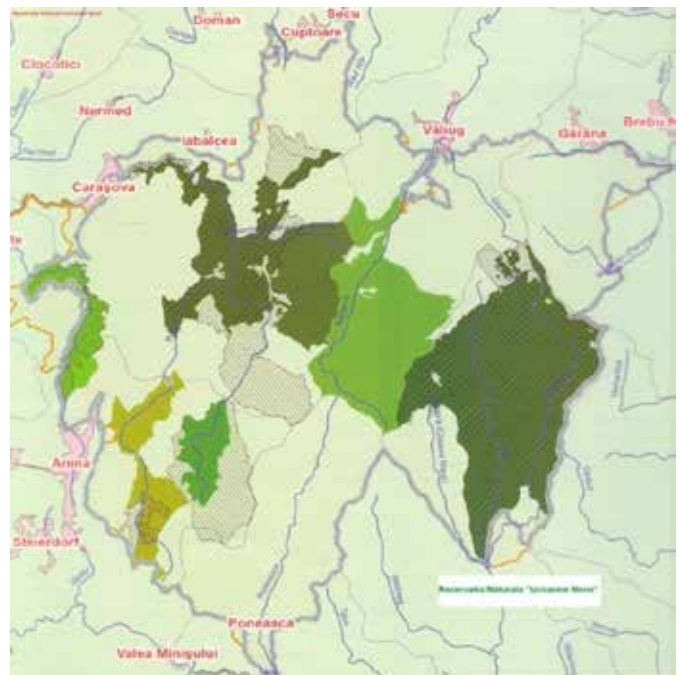


Fig. 1. Localizarea Rezervației Naturale Izvoarele Nerei” în cadrul Parcului Național Semenic – Cheile Carașului (verde închis) (după Bădescu and Sinculeț 2011)

The localisation of "Izvoarele Nerei" Nature Reserve from Semenic Natural Park – Cheile Carașului (dark green) (by Bădescu and Sinculeț 2011)

Aceasta a fost înființată în anul 1975, prin amenajamentul silvic, și cuprindea inițial doar circa 400 ha situate în partea superioară a bazinetelor Nergana și Nergănița. A fost extinsă apoi în anul 1986 (tot prin amenajament), iar în prezent se constituie ca arie protejată conform OM 552/2003 și OUG 57/2007 privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și faunei sălbatice, aprobată cu modificări și completări prin Legea nr. 49/2011. Suprafețele strict prote-

jate, încadrate în Tipul de categorie funcțională TI – excluse de la orice fel de intervenții silvotehnice, se găsesc în următoarele unități amenajistice:

» U.P. II Nergana: u.a. 19, 20, 24, 25, 28, 29, 31-33, 52-14, total 2930,0 ha

» U.P. III Nergănița: u.a. 6-63, total 1956,0 ha.

În perioada 2012-2016, țara noastră s-a alăturat altor 12 țări europene în efortul de a desemna suprafețe semnificative de păduri naturale de fag ca elemente ale Patrimoniului Mondial UNESCO, în cadrul proiectului „Primeval Beech Forests of the Carpathians and Other Regions of Europe” constituită din 67 de componente. România a participat cu 8 situri candidat (3 dintre ele având mai multe componente), totalizând aproape 24000 de hectare; Rezervația „Izvoarele Nerei” și pădurea de la Șinca fiind incluse pe această listă (Biriș et al. 2016).

Între 2004-2006 (Tomescu et al. 2006) s-a inițiat instalarea a 12 suprafețe de probă permanente de 1 ha, câte trei la fiecare din următoarele niveluri altitudinale: 800, 1000, 1200 și 1350 m. În anul 2016 s-au reinventariat 6 suprafețe experimentale (101, 102, 112, 114, 116, 119) din cele 12 inventariate în intervalul anilor 2004-2006 (Fig. 2).

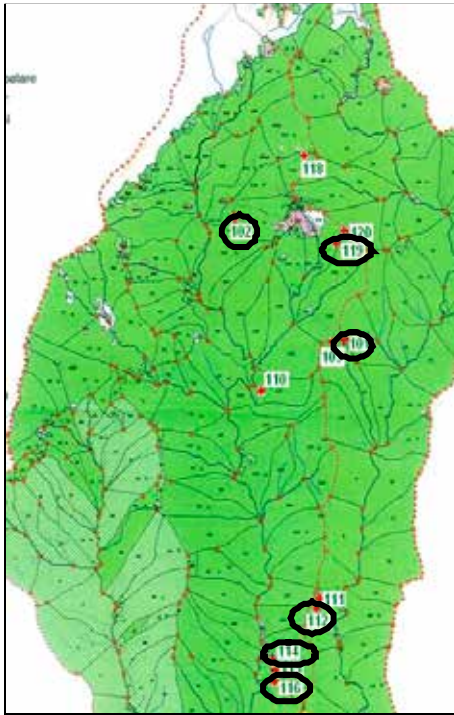


Fig. 2. Cele 6 suprafețe de probă permanente de 1 ha reinventariate (după Tomescu et al. 2004-2006)

The six inventoried permanent plots of 1 ha (by Tomescu et al. 2004-2006)

Din cele șase suprafețe experimentale reinventariate, cinci (101, 102, 112, 114, 116) au fost inițial inventariate în 2004 și una (119) în anul 2005. În acest scop, s-au determinat coordonatele pozițiilor tuturor arborilor pe picior (arborii cu o înălțime > 1,3 m și un diametru la 1,3 m (dbh) > 6 cm) cu echipamentul FieldMap (www.ifer.cz, www.field-map.com). Pentru acești arbori s-a remăsurat dbh-ul, înălțimea și înălțimea elagată. Pentru toți arborii pe picior s-a determinat dacă sunt

vii, morți pe picior sau dacă nu mai pot fi clasificați ca arbori pe picior (adică fie sunt morți culcați pe sol, fie sunt ruși cu o înălțime a cioatei mai mică decât 1,3 m – această categorie de arbori va fi denumită în continuare arbori morți pe sol (D)).

Pentru analizarea dinamicii arborilor din cadrul suprafețelor reinventariate atât a celor inventariați în anul 2004 cât și a celor nou intrați în categoria arborilor, adică a celor care în anul 2004 aveau un dbh < 6 cm, iar în 2016 unul >6 cm, arborii s-au clasificat în șapte categorii care sunt descrise în tabelul 1.

Tabelul 1. Codurile utilizate pentru descrierea dinamicii temporale a arborilor din suprafețele experimentale reinventariate (Codes used to describe the trees temporal dynamics from re inventoried experimental plots)

Tipul	Legendă	Descriere
1	V04-V16	Arbori care au fost vii în anul 2004 și sunt vii și în anul 2016
2	V04-M16	Arbori care au fost vii în anul 2004 și sunt morți pe picior în anul 2016
3	V04-D16	Arbori care au fost vii în anul 2004 și sunt morți pe sol în anul 2016
4	M04-M16	Arbori care au fost morți pe picior în 2004 și sunt morți pe picior și în 2016
5	M04-D16	Arbori care au fost morți pe picior în 2004 și sunt morți pe sol în 2016
6	Nviu	Arbori noi intrați vii (care în 2004 au avut un dbh <6 cm și în 2016 au dbh>6 cm)
7	Nmort	Arbori noi intrați morți

3. Rezultate și discuții

3.1. Variabilitatea temporală a principalelor caracteristici ale arboretelor din Rezervația „Izvoarele Nerei”

Valorile principalelor caracteristici ale suprafețelor experimentale de 1 ha la prima și a doua reinventariere sunt redată în tabelul 2.

Tabelul 2. Caracteristici generale ale suprafețelor experimentale din Rezervația „Izvoarele Nerei” la momentul celor două inventarii (The general characteristics of experimental plots from Izvoarele Nerei Reserve)

Plot	Arbori	N04 (N ha-1)	N16 (N ha-1)	SB04 (m2 ha-1)	SB16 (m2 ha-1)	Vol04 (m3 ha-1)	Vol16 (m3 ha-1)
101	Vii	350	366	48,7	46,7	868,8	856,4
	Morți	34	27	3,5	6,4	19,9	28,3
102	Vii	352	341	45,7	47,4	801,4	875,0
	Morți	25	16	1,7	2,2	6,8	11,6
112	Vii	323	352	52,7	54	1088,9	1185,5
	Morți	27	19	5,1	1,0	32,0	4,2
114	Vii	377	381	47,3	48,7	865,7	918,7
	Morți	22	15	6,4	2,1	31,3	12,7
116	Vii	386	388	47,4	48,1	927,2	970,1
	Morți	14	22	2,9	3,2	15,8	25,4
119	Vii	311	326	43,6	43,5	699,3	722,0
	Morți	19	25	1,9	5,2	8,2	23,5

* N= număr de arbori la hectar (04 – anul 2004, 16 – anul 2016); SB= Suprafața de bază la hectar,

Vol= volumul la hectar.

Caracteristica ce prezintă cele mai mari fluctuații între cele două inventarieri referitoare la arborii vii, a fost numărul de arbori la hectar, valorile modificării relative ale desimii arborilor variind în cadrul suprafețelor experimentale reinventariate de la - 3 la 9 %, cu o mediană de 3% .

Variabilitatea temporală a suprafeței de bază a fost cea mai redusă cu o mediană de circa 2% și o variație cuprinsă între - 4 și 4 %. Cea mai mare valoare a mediei modificării relative a fost obținută însă în cazul volumului pe hectar al arborilor vii (circa 5%).

3.2 Distribuția pe categorii de diametre a arborilor vii la momentul celor două inventarieri

În figura 3 este prezentată distribuția numărului de arbori vii pe categorii de diametre, pentru fiecare din cele două inventarieri (2004 - 2016), în cadrul fiecărei suprafețe de probă.

Dinamica structurii orizontale a arboretelor, respectiv modificările ce survin în intervalul dat pentru fiecare categorie de diametre este sugestiv redată și tipică pentru o pădure virgină.

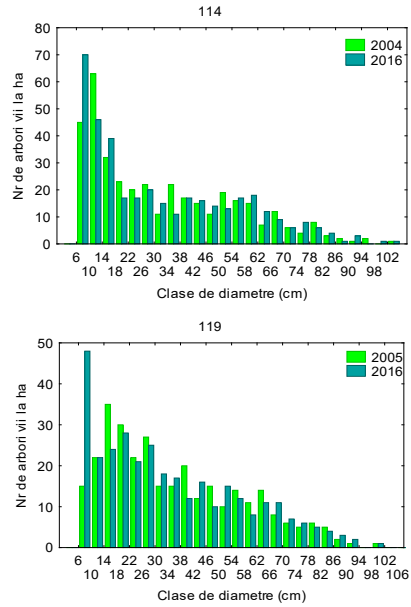
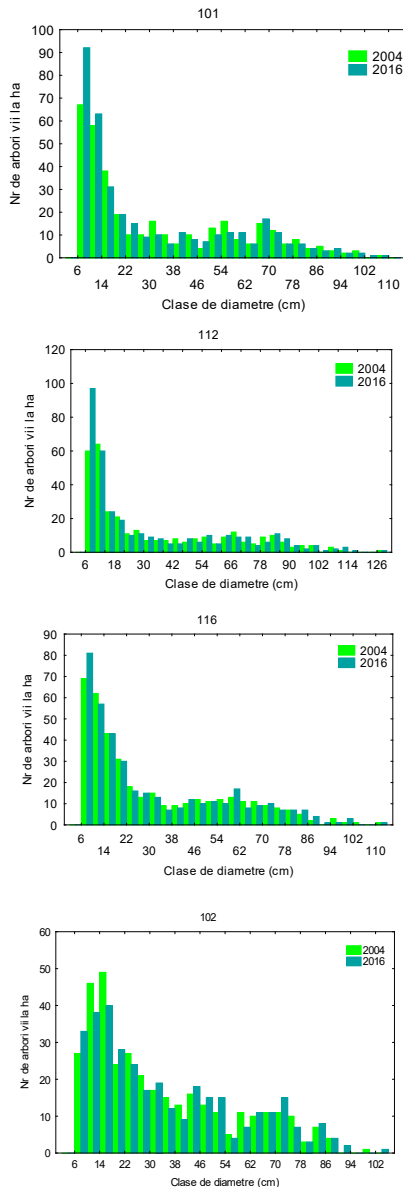


Fig. 3. Distribuția arborilor vii pe clase de diametre la momentul celor două inventarieri

Trees distribution of diameters class



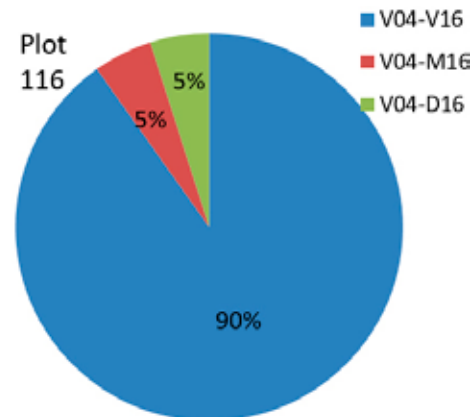
În suprafețele de probă 101, 112 și 116 variațiile în timp ale numărului de arbori pe categorii de diametre sunt relativ mici, excepție făcând categoriile mici de diametre, 8-10 cm, unde variațiile sunt mai mari. În suprafețele 102, 114 și 119 variațiile numărului de arbori pe categorii de diametre sunt mai mari, predominând de asemenea în categoriile mici de diametre.

În continuare, va fi prezentată dinamica spațio-temporală a arborilor cu exemplificarea a două suprafețe din cele șase reinventariate, respectiv din suprafața 116 care se află la cea mai joasă altitudine (800m) și suprafața 119 care se află la cea mai mare altitudine (1350m).

3.3. Dinamica spațio-temporală a arborilor din suprafața experimentală 116

Din cei 386 de arbori vii la hectar inventariați în anul 2004, 10% au murit între cele două inventarieri, 5% din ei fiind catalogați la inventarierea din 2016 ca morți pe picior și 5% ca morți pe sol (Figura 4).

Dintr-un total de 14 arbori morți pe picior în anul 2004, mai regăsim în anul 2016 doar 2 arbori morți în picioare reprezentând 14% din total iar diferența de 12 arbori reprezentând 86% din total, sunt arbori morți pe sol.



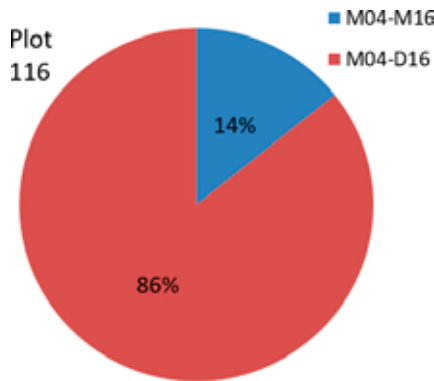


Fig.4 Dinamica arborilor care în 2004 au fost vii (stânga) și morți pe picior (dreapta) din suprafața experimentală 116
The dynamic of living trees (2004) (left) and standing dead trees (right) from experimental plot 116

Dacă analizăm dinamica spațio-temporală a arborilor din suprafața experimentală 116 din figura 5 putem observa apariția noilor arbori (având dbh > 6) pe tot cuprinsul suprafeței. Putem de asemenea distinge în sectorul sud-vestic, o desime de arbori vii precum și doi arbori morți pe picior în anul 2004 care încă au mai rămas în picioare până în momentul actualului studiu.

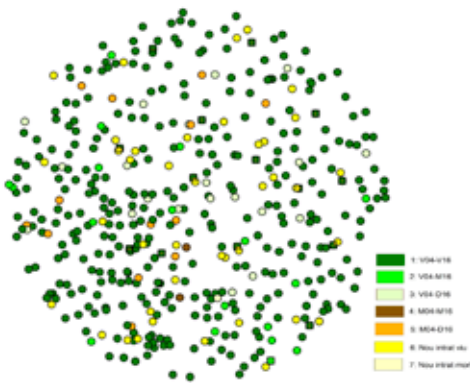


Fig.5. Distribuția spațio-temporală a arborilor din suprafața experimentală 116
Trees spatio-temporal distribution from experimental plot 116

În această suprafață experimentală 116 avem aceeași grupare a arborilor pe categorii de diametre ca și în suprafețele 101 și 112 respectiv cu valori ridicate în primele trei categorii de diametre și în care regăsim și cea mai mare mortalitate.

Arborii morți pe picior care au reușit să se mențină în această încadrare au fost foarte puțini și exclusiv din categorii de diametre mari (dbh>76 cm).

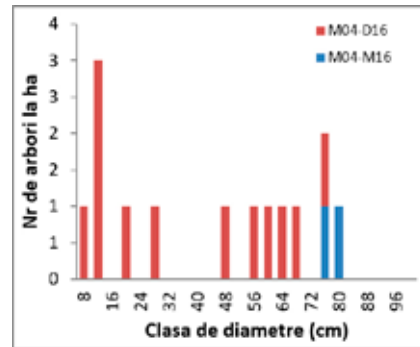
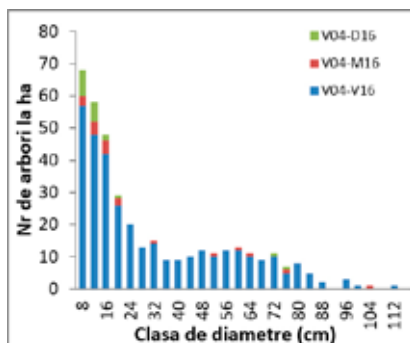


Fig. 6. Dinamica pe clase de diametre a arborilor vii (stânga) și respectiv morți pe picior (dreapta) la prima inventariere în suprafața experimentală 116

The dynamic of living trees diameter class (left) respectively standing dead trees (right) at the first inventory from experimental plot 116

3.4. Dinamica spațio-temporală a arborilor din suprafața experimentală 119

În suprafața experimentală 119 au fost inventariați un număr de 311 de arbori în anul 2004 iar din aceștia în anul 2016 s-au mai regăsit doar 286 arbori, restul de 25 arbori fiind arbori morți. Dintre aceștia, 7 arbori sunt morți pe sol și 18 arbori sunt morți în picioare (Figura 7 partea stângă).

În figura 8 se poate observa o concentrare a numărului de arbori vii nou intrați în partea nordică și vestică (codul 6 având culoarea galben), aceștia prezentând și tendințe clare de grupare. Arborii care erau morți în picioare în anul 2004 și în anul 2016 sunt morți culcați pe sol, sunt împrăștiați pe toată suprafața (codul 5 având culoarea portocalie).

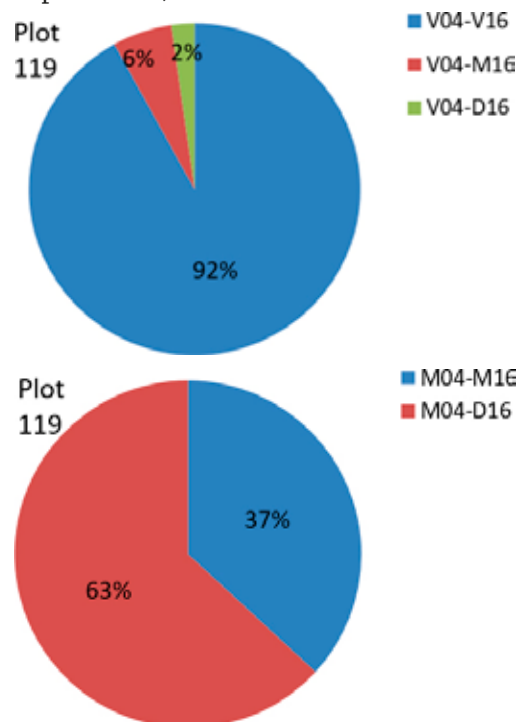


Fig. 7. Dinamica arborilor care în 2004 au fost vii (stânga) și morți pe picior (dreapta) din suprafața experimentală 119
The dynamic of living trees (2004) (left) and standing dead trees (right) from experimental plot 119

Această suprafață 119, din punct de vedere al distribuției arborilor vii pe categorii de diametre, este diferită de cea a celorlalte suprafețe analizate până acum, în sensul în care maximul numărului de arbori îl întâlnim în categoria de diametre 14 – 18 cm și nu în clasa cea mai mică de diametre (figura 9). În ceea ce privește fenomenul de mortalitate, acesta a afectat atât arborii de dimensiuni reduse cât și cei de dimensiuni mai mari. De asemenea, au fost prezenți arbori morți în picioare care au rămas în același stadiu din anul primei măsurători respectiv 2005 atât în clasele cu diametre mici cât și în cele cu diametre mari.

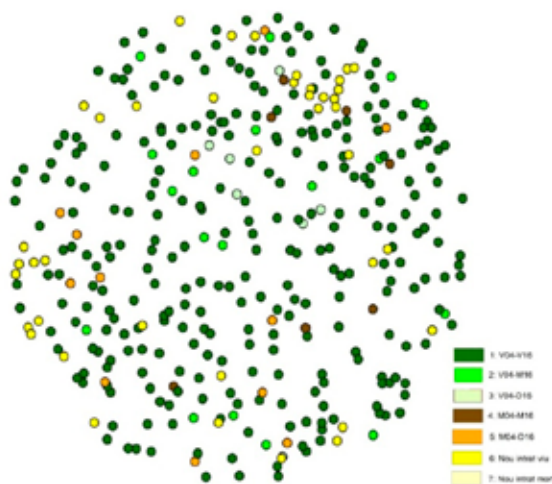


Fig. 8. Distribuția spațio-temporală a arborilor din suprafața experimentală 119

Trees spatio-temporal distribution from experimental plot 119

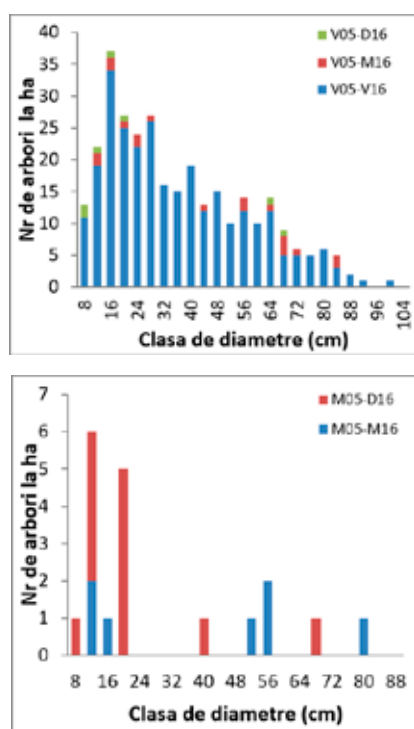


Fig. 9. Dinamica pe clase de diametre a arborilor vii (stânga) și respectiv morți pe picior (dreapta) la prima inventariere în suprafața experimentală 119

The dynamic of living trees diameter class (left) respectively standing dead trees (right) at the first inventory from experimental plot 119

4. Discuții

Complexitatea structurală și diversitatea ridicată a elementelor dimensionale a fâgetelor virgine din Rezervația "Izvoarele Nerei" s-a reflectat în studiul actual, care a vizat descrierea dinamicii spațio-temporale a acestor arborete după un interval de circa 12 ani și s-a realizat prin reinventarierea a 6 suprafețe experimentale de câte un hectar urmând ca celelalte 6 suprafețe să fie remăsurate în anul 2017. Arboretele reinventariate se caracterizează printr-o valoare deosebită, fiind comparabile din punctul de vedere al desimii, suprafeței de bază și a volumului la hectar, cu fâgete naturale din Europa – Uholka – Schyrokyi Luh din Ucraina (Commarmot et al. 2013, Zenner et al. 2015), Stuzica, Rastun, Have-sova, etc. din Slovacia (Kucbel et al. 2012), Valle Cervara în Munții Apenini din Italia (Piovesan et al. 2005), Serahn în Nord-Estul Germaniei (Oheimb et al. 2005), etc. Deși în ultimele decenii s-au intensificat studiile efectuate în pădurile virgine (Commarmot et al. 2005, Hobi et al. 2015, Petritan et al. 2015, Zeibig et al. 2005, Kucbel et al. 2012), foarte puține dintre ele au investigat dinamica spațio-temporală a diferitelor caracteristici biometrice ale arboretelor, datorită în special numărului redus de suprafețe experimentale de durată. Puține studii au fost efectuate pe suprafețe experimentale de durată în care s-au realizat una sau mai multe reinventarii. Astfel unele dintre ele s-au realizat în fâgeto-brădetele din Munții Dinarici (Diaci et al. 2007, 2010) și în fâgetele virgine din nord vestul Carpaților (Kucbel et al. 2012, Vrska et al. 2009). Acest fapt relevă importanța acestui proiect de cercetare, precum și necesitatea monitorizării și reinventarierii periodice a suprafețelor experimentale de durată instalate în arboretele virgine de mare valoare din Rezervația "Izvoarele Nerei", arborete care se caracterizează printr-o deosebită stabilitate spațio-temporală și eficiență multifuncțională.

Mulțumiri

Rezultatele prezente în acest articol au fost obținute în cadrul proiectului PN16330204 derulat în cadrul Programului Nucleu "Dezvoltarea durabilă a sectorului forestier, creșterea competitivității acestuia și a calității vieții" / DESFOR, respectiv „Gestionarea durabilă a ecosistemelor forestiere în contextul modificărilor globale de mediu” / GEDEFOR.

Bibliografie

- Bădescu B., Sinculeț T., 2011. Planul de management al Parcului Național Semenic – Cheile Carașului 2013 – 2017. Available on <http://pnsc.ro/wp-content/uploads/2016/05/plan-management-apnsc2.pdf>
- Biriș I.A., Teodosiu M., Turcu D.O., Merce O., Lorentz A., Apostol J., Marcu C., 2016. 24.000 ha de păduri primare de fag, propunerea României pentru Patrimoniul Mondial UNESCO. *Bucovina Forestieră*, 16(1): 107-116.
- Butler-Manning D., 2007. Stand structure, gap dynamics and regeneration of a semi-natural mixed beech forest on limestones in central Europe – a case study. *Freiburger Forstliche, Forschung* 38.
- Commarmot B., Bachofen H., Bundziak Y., Bürgi A., Ramp B., Shpariyk Y., Sukhariuk D., Viter R., Zingg A. 2005. Structures of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. *For. Snow Landsc. Res.* 79:1/2, 45–56.

- Commarmot B., Brändli U.-B., Hamor F., Lavnyy V. (eds), 2013.** Inventory of the Largest Primeval Beech Forest in Europe. A Swiss-Ukrainian Scientific Adventure. Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute WSL; L'viv, Ukrainian National Forestry University; Rakhiv, Carpathian Biosphere Reserve.
- Diaci J., Rozenberger D., Mikac S., Anic I., Hartman T., Boncina A., 2007.** Long-term changes in tree species composition in old-growth Dinaric beech-fir forest. *Glas. šum. pokuse* 42, 13–27.
- Diaci J., Rozenberger D., Boncina A., 2010.** Stand dynamics of Dinaric old-growth forest in Slovenia: are indirect human influences relevant? *Plant Biosystems* 144, 194–201.
- Diaci J., Adamic T., Rozman A., 2012.** Gap recruitment and partitioning in an old-growth beech forest of the Dinaric Mountains: Influences of light regime, herb competition and browsing. *Forest Ecology and Management* 285, 20–28.
- Hobi M.L., Commarmot B., Bugmann H. 2015.** Pattern and process in the largest primeval beech forest of Europe (Ukrainian Carpathians). *Journal of Vegetation Science*, 26:2, 323–336.
- Kuchel S., Saniga M., Jaloviar P., Vencurik J., 2012.** Stand structure and temporal variability in old-growth beech-dominated forests of the northwestern Carpathians: A 40-years perspective. *Forest Ecology and Management*, 264, 125–133.
- Oheimb G., Westphal C., Tempel H., Härdtle W. 2005.** Structural pattern of near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*) (Serrhan, North-east Germany). *Forest Ecology and Management*, 212:1, 253–263.
- Petritan I.C., Commarmot B., Hobi M.L., Petritan A.M., Bigler C., Abrudan I.V., Rigling A., 2015.** Structural patterns of beech and silver fir suggest stability and resilience of the virgin forest Sinca in the Southern Carpathians, Romania. *Forest Ecology and Management*, 356, 184–195.
- Piovesan G., Di Filippo A., Alessandrini A., Biondi F., Schirone B., 2005.** Structure, dynamics and dendroecology of an old-growth *Fagus* forest in the Apennines, *Journal of Vegetation Science* 16: 13–28.
- Tomescu R., Târziu D., Gancz V., Petrila M., Teodosiu M., Turcu D. O., Brad R., Stetca I., 2004–2006.** Studiul factorilor de stabilitate în ecosistemele forestiere naturale. Evaluarea posibilităților de ameliorare a practicilor silvice în vederea gospodăririi durabile a pădurilor. Forest Research and Management Institute (ICAS), The Ministry Of Agriculture, Forests and Rural Development, 3 volumes.
- Veen P., Fanta J., Raev I., Biris I.A., de Smidt J., Maes B., 2010.** Virgin forests in Romania and Bulgaria: results of two national inventory projects and their implications for protection. *Biodivers. Conserv.* 19, 1805–1819.
- Vrška T., Adam D., Hort L., Kolár T., Janík D., 2009.** European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) rotation in the Carpathians—A developmental cycle or a linear trend induced by man? *For. Ecol. Manage.* 258, 347–356.
- Wirth C., Gleixner G., Heimann M. 2009.** Old-growth forests: function, fate and value – an overview. *Ecol Stud* 207: 3–10.
- Zeibig A., Diaci J., Wagner S., 2005.** Gap disturbance patterns of a *Fagus sylvatica* virgin forest remnant in the mountain vegetation belt of Slovenia. *For. Snow Landsc. Res.* 79, 69–80.
- Zenner E., Peck J., Hobi M., Commarmot B., 2015.** The dynamics of structure across scale in a primeval European beech stand, *Forestry* (2015) 88 (2): 180–189.
- *** **Ordinul nr. 552/2003** privind aprobarea zonării interioare a parcurilor naționale și a parcurilor naturale, din punct de vedere al necesității de conservare a diversității biologice.
- *** **OUG nr. 57/2007** privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și faunei sălbatice.

Abstract

The spatio-temporal analysis of trees dynamics from permanent experimental plots from "Izvoarele Nerei" Reserve

Virgin forests are considered as important source of information to understand the processes that occur naturally in forests, knowledges which are very valuable when want to manage the forests in a "close to nature" way. According to the 2001-2004 inventory, Romania has a large surface of virgin forests, about 218500 ha, 40% of them being pure or mixed European beech forests, mainly located in the mountain area. One of the largest and most spectacular of the Romanian virgin forests is the Izvoarele Nerei Nature Reserve, a 5028 ha beech forest located on the Southern slope of the Semenice Mountain (SW Romania).

Twelve 1 ha permanent plots were established 2004-2006 in the Reserve. In each plot all living and standing dead trees with 2a dbh greater than 6 cm were recorded with FieldMap system. Last year (2016) six of these plots were remeasured using the same methods. For each plot, basic stand characteristics like stem density, basal area, volume were calculated and the dynamic of each recorded trees was documented. The temporal variability was calculated as relative change (%) between the two inventories.

The highest temporal variability was recorded in stem density of living trees and the lowest in the basal area.

The spatio-temporal dynamic of the standing trees has been exemplified on two plots, one situated at the lowest altitude (800m) and the other one the highest altitude (1350m).

The structural characteristics measured in 2004-2006 and in 2016 were similar. The distributions of number of trees by diameter categories, basal area and volume have very similar shapes for both time moments, the differences are not significant. This fact proves the high stability of the virgin pure beech forest ecosystems.

Keywords: characteristic, forest dynamic, permanent plots, trees, virgin forests.

VALORISATION POSSIBILITIES OF INVASIVE INDIGOBUSH (*AMORPHA FRUTICOSA* L.) IN ROMANIA

ALEXANDRU LIVIU CIUVĂȚ, DIANA VASILE, CRISTIANA DINU, ECATERINA APOSTOL, BOGDAN APOSTOL, ANY-MARY PETRIȚAN

1. Introduction

Amorpha fruticosa L. (false indigobush, desert false indigo) is a North American bush (height of 1 to 4 m) that was first introduced in Romania as an ornamental species (Prodan 1923, Bolea et al. 2014), after which it was used in degraded land reclamation due to its adaptability in poor site conditions and the capacity to rapidly cover the soil thus providing mainly an antierosional effect (Mănescu 2002, Xiong et al. 2012).

The species ecological amplitude and its early (second-third year) and abundant fructification that caused its wide spread in the south of the country, especially in wet areas (riparian) like floodplains and river islands. In the last decade its invasive character was highlighted, due to its negative impact on protected areas ranging from the West (e.g. Mureș Floodplain Natural Park), South (e.g. Comana Natural Park), and East of the country (e.g. Danube Delta Biosphere Reserve and Small Wetland of Braila Natural Park), furthermore being encountered in all the protected islands along the Danube River and in numerous Natura 2000 sites (Fig. 1.). According to Romania's third National Report under the Biological Diversity Convention (2005), the false indigo is considered among the most important invasive terrestrial plant species (ITPS) in the country (Dumitrașcu et al. 2013).

This review paper has intended to provide sustainable solutions to value its biopotential. This is due to the fact that little research is available about the positive aspects of *Amorpha fruticosa*, the majority of the environmental scientific community (at least at European level) being focused on its negative impact in protected habitats (Anastasiu & Negrean 2006, Jongepierová et al. 2012, Bostan et al. 2014).

As Romania is part of different international agreements regarding the conservation of biodiversity, all the national environmental strategies and protected areas management plans take into consideration the need to control (in most cases to eradicate) the river locust populations (Doniță et al. 2008).

The control measures for *Amorpha fruticosa* consists mainly of mechanical removal (chemical control being forbidden in protected areas) with little effect on the local populations due to their high vegetative and generative regeneration capacity (Enache 2010).



Fig. 1. Areas where *Amorpha fruticosa* L. is abundant



Fig. 2. Indigobush covering the banks in Small Wetland of Braila Natural Park

2. Material and method

After consulting the available bibliography on false indigo, the published results were structured in three separate categories of possible uses: *medicinal*, *food* and *industrial*. The land reclamation use of *Amorpha fruticosa* was not taken into account as it implies increasing the spread of the species.

Data of *Amorpha fruticosa* distribution in Romania were generated in a JI Project implemented in the last

15 years by the National Forest Administration – RNP Romsilva and the World Bank in the framework of the Kyoto Protocol. *Afforestation of Degraded Agricultural Land Project* in Romania covers 6500 ha in the SW, S, SE and E of the country and it's intended to mitigate climate change through reduction of CO₂ emissions by sequestration in the ecosystem carbon pools (e.g. biomass, deadwood and soil). Within the project's 184 permanent sampling plots, false indigo has been recorded especially in those located in the Danube floodplain (which make up 1/3 of the project) where it invaded the gaps within the young plantations but also under the canopy of up to 10 year old white poplar regenerations (Ciuvat 2012).

3. Results

Medicinal uses. The indigo bush fruits (pods) are the most studied part of the plant for their medicinal uses. Effect of new rotenoid glycoside from the fruits of *Amorpha fruticosa* on the growth of human immune cells was shown by Lee et al. (2006). Besides rotenoid and flavanone compounds with antimicrobial and anti-cancer properties (Fang & Casida 1998, Gao et al. 2003, Sangthong et al. 2011), the volatile oil extracted from false indigo seeds manifested moderate antibacterial activity against Gram-positive bacteria (e.g. *Staphylococcus aureus*, *Sarcina lutea*, *Bacillus cereus*, *B. subtilis*) (Ivănescu et al. 2014). The anti-bacterial and wound healing activity of the fruits were also highlighted by Qu et al. (2013).

Further development in using the plant extracts shows antioxidant activity that could be useful in therapy of free radical pathologies and neurodegenerative disorders and also has the potential to be utilized for the mammalian cell culture media formulation by replacing the animal serum and as green alternative to existing synthetic corrosion inhibitors (Jakovljević et al. 2015).

Food uses attributed to the false indigo consist mainly of melliferous products (e.g. honey, pollen and propolis), food additives (e.g. traditional spice) and an alternative forage source for game (e.g. pheasants) and livestock (e.g. sheep and goats).

Amorpha fruticosa has a high melliferous potential (Mačukanović-Jocić & Jarić 2016), the honey being reddish in colour with mild taste and fragrance. Blooming (abundant) occurs in late May – early June with a long flowering period of 20-25 days (Panchev et al. 2014), and reported quantities range between 55 kg (age 6) and 113 kg (age 9) of honey per 1 ha (Jablonski & Koltovki 2004).

As an alternative forage source De Hann et al. (2006) shows that indigobush has a high second-year leaf concentration, averaging 660 g kg⁻¹ DM. Forage quality was high, with average crude protein (CP), acid detergent fiber (ADF), and neutral detergent fiber (NDF) concentrations in July of 205, 226, and 235 g kg⁻¹, respectively.

Industrial uses could be found in the chemical and pharmaceutical fields and also as a green energy re-

source (e.g. biomass for pellets). The resinous pustules located on the plant (fruits, leaves, root) contain chemical substances ('amorpha') that can be used for pharmaceutical industry, for insecticidal or insect repellent purposes (Brett 1946, Cao et al. 1996), or for its phytotoxic, antimicrobial, antipathogen role (Marinaş et al. 2014, Hovanet et al. 2015, Liang et al. 2015).

Krpan et al. (2011) emphasize that including indigobush biomass into alternative energy flows could bring multiple benefits and development opportunities, as it would widen the range of forestry products, would reduce the cost of regeneration of lowland forests, and offer the possibility to residents of rural and urban areas of earning an income related to harvesting of *A. fruticosa* as well as introduction of biomass power plants. *Amorpha fruticosa* dry biomass production varies from 7.28 t/ha to 12.18 t/ha, with moisture less than 35%, ash content of 1.5% (Krpan et al. 2014), and calorific value of up to 16.9 MJ kg⁻¹, making it very suitable for pellet production (Mészáros et al. 2007). As a leguminous shrub, *Amorpha* is symbiotic with nitrogen fixing bacteria, being used to enrich the poor soils and to fix the mining waste materials (Wang et al. 1999, Jelea & Jelea 2008).



Fig. 3. False indigobush spreading into and under white poplar regeneration

Species management in protected areas

In recent years in protected areas along the Danube River and other major inland rivers, control measures against the spread of the river locust were implemented. The only effective measure against this invasive species proved to be the mechanical removal of the plants followed by replanting native species (Doniță et al., 2008, Enache 2010, Pedashenko 2012).

4. Conclusions

Taking in consideration *Amorpha fruticosa* already covers significant areas (inside and outside protected habitats) in Romania and the species tendency is to naturally continuous spreading into new territories we are focusing in this paper on the opportunity to sustainably control its spread by valuing its biopotential.

The main valuing possibilities for false indigo identified based on published research, are medicinal, food and industrial. Currently in Romania the species is appreciated for its high melliferous potential, but new research is undertaken on using the plant chemical compounds that can have an important role in developing new nat-

ural remedies for various health problems (e.g. heart diseases) and other green technologies (e.g. corrosion inhibitors).

Capitalizing of the species benefits can be realized in three different stages: first stage (during spring) would be the gathering pollen for honey production, second stage consisting of fruit gathering for medicinal purposes (during autumn) and final stage being the harvesting of biomass for industrial use (during winter). This way, the false indigo covered areas can be managed as short rotation crops (SRC) for biomass, with a harvesting cycle of 1 to 3 years depending on site conditions. Harvesting technology required is similar to that used for common reed. Seeds and leaves that would result after the harvesting process represent an important alternative forage source for game (e.g. pheasants).

References

- Anastasiu P., Negrean G., 2006.** Alien vascular plants in Dobrogea (Romania) and their impact on different types of habitats. Plant, fungal and habitat diversity investigation and conservation. Proceedings of IV BBC – Sofia. 590-596.
- Bostan C., Borlea F., Mihoc C., Beceneaga A.M., 2014.** Spread of *Ailanthus altissima* species in new areal and impact on biodiversity. Research Journal of Agricultural Science, 46 (1), 104-108.
- Bolea V., Chira D., Sârbu G., 2014.** Reconstrucția ecologică, îngrijirea și conducerea ecosistemelor forestiere riverane. RSC 34: 53-73.
- Brett C.H., 1946.** Insecticidal properties of the indigobush (*Amorpha fruticosa*). J. Agric. Res. 73: 81–96.
- Cao Y.P., Bai G.J., Wang G.Q., Lu C.Y., 1996.** Extraction and isolation of toxic constituents from the leaves of *Amorpha fruticosa*. J. Northwest Forestry College 11: 110–112.
- Ciuvăț L., 2012.** Monitorizarea proiectului de împădurire a terenurilor degradate, estimarea acumulării de carbon și resimularea acumulării. Manuscris ICAS București.
- Cogalniceanu D., Skolka M., Fagaras M., Anastasiu P., Preda C., Samoila C., 2007-2010.** SMDRSI – Sistem de Monitorizare și Detectare Rapida a Speciilor Invazive.
- DeHaan L.R., Ehlke N.J., Sheaffer C.C., Wyse D.L., DeHaan R.L., 2006.** Evaluation of diversity among North American accessions of false indigo (*Amorpha fruticosa* L.) for forage and biomass. Genetic Resources and Crop Evolution 53(7): 1463–1476.
- Doniță N., Biriș I.-A., Filat M., Roșu C., Petrila M., 2008.** Ghid de bune practici pentru managementul pădurilor din Lunca Dunării. Ed. Silvică.
- Dumitrașcu M., Doroftei M., Grigorescu I., Kucsicsa G., Dragotă C.-S. 2013.** Key biological indicators to assess *Amorpha fruticosa* invasive terrestrial plant species in Romanian protected areas. In Kanarachos A. & Mastorakis N.E.: Recent Advances in Environmental Science, Environmental and Structural Engineering Series 7: 144–149.
- Enache V. (coord.), 2010.** Conservarea și managementul integrat al ostroavelor de pe Dunăre, România. LIFE06NAT/RO/000177 http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=3111
- Fang N., Casida J.E., 1998.** Anticancer action of cubé insecticide: Correlation for rotenoid constituents between inhibition of NADH: ubiquinone oxidoreductase and induced ornithine decarboxylase activities. Proc Natl Acad Sci USA. 95, 7: 3380-3384.
- Gao H.H., Li W., Yang J., Wang Y., Guo G.Q., Zheng G.C., 2003.** Effect of 6-benzyladenine and casein hydrolysate on micropropagation of *Amorpha fruticosa*. Biologia Plantarum. 47, 1: 145-148.
- Hovanet M.V., Marinas I.C., Dinu M., Oprea E., Chifriuc M.C., Stavropoulou E., Lazar V., 2015.** The phytotoxicity and antimicrobial activity of *Amorpha fruticosa* L. leaves extract. Romanian Biotechnological Letters 20(4): 10670-10678.
- Ivănescu B., Lungu C., Șpac A., Tuchiluş C., 2014.** Essential oils from *Amorpha fruticosa* L. fruits – chemical characterization and antimicrobial activity. Analele Științifice ale Universității „Al. I. Cuza” Iași s. II. Biologie vegetală, 60, 1: 33-39.
- Jakovljević T., Halambek J., Radošević K., Hanousek K., Gradečki-Poštenjak M., Srček V.G., Radojčić Redovniković I., De Marco A., 2015.** The Potential Use of Indigobush (*Amorpha fruticosa* L.) as Natural Resource of Biologically Active Compounds. SEEFOR 6(2): 171-178.
- Jablonski B., Koltovki Z., 2004.** Nectar secretion and honey potential of honey-plants growing under Poland's conditions – Part XIV. Journal of Apicultural Science 48 (1): 5-10.
- Jelea M., Jelea S.G., 2008.** Efectele proceselor microbiene de drenaj minor acid asupra instalării florei spontane în depozitele de sterile sulfidice. Conservarea diversității plantelor in situ și ex situ, Univ. „A.I. Cuza” Iași, 62.
- Jongepierová I., Pešout P, Jongepier J.W., Prach K., 2012.** Ecological restoration in the Czech Republic. Nature Conservation Agency of the Czech Republic: 102, 129.
- Krpan A.P.B., Tomašić Ž., Palković P.B., 2011.** Biopotential of indigobush (*Amorpha fruticosa* L.) – second year of investigation. Šumarski List 135(13): 103-113.
- Krpan A.P.B., Tomašić Ž., Stankić I., 2014.** Study of bioproductive and energy potentials of indigobush (*Amorpha fruticosa* L.). Šumarski List 138 (1-2): 43-54.
- Lee H.J., Kang H.Y., Kim C.H., Kim H.S., Kwon M.C., Kim S.M., Shin I.S., Lee H.Y., 2006.** Effect of new rotenoid glycoside from the fruits of *Amorpha fruticosa* Linne on the growth of human immune cells. Cytotechnology 52(3): 219–226.
- Liang Y., Li X., Gu Z., Qin P., Ji M., 2015.** Toxicity of Amorphigenin from the Seeds of *Amorpha fruticosa* against the Larvae of *Culex pipiens pallens* (Diptera: Culicidae). Molecules, 20: 3238-3254.
- Marinas I.C., Maruntescu L., Bleotu C., Chifriuc C., Oprea E., Badea I., Buleandra M., Lazar V., 2014.** Flow cytometry applications in antimicrobial and antipathogenic activities investigation of *Amorpha fruticosa* essential oil. Al-X lea Congres National de Citometrie: 91-93.
- Mănescu M., 2002.** Cercetări privind evoluția arboretelor instalate pe terenurile degradate din Dobrogea. Analele I.C.A.S. 45: 165-170.
- Mačukanović-Jocić M.P., Jarić S.P., 2016.** The melliferous potential of apiflora of south Western Vojvodina (Serbia). Arch. Biol. Sci., 68(1): 81-91.
- Mészáros E., Jakab E., Várhegyi G., Tóvári P., 2007.** Thermogravimetry/mass spectrometry analysis of energy crops. Therm Anal Calorim 88(2): 477.
- Panchev H., Vasileva B., Georgiev A., 2014.** Analysis of the melliferous vegetation. Focus on the cross-border region: Sofia District and Montana District. Bulgaria – Serbia IPA Cross-border Programme, CCI 2007CB16I-PO006-2011-2-96.
- Pedashenko H.P., Apostolova I.I., Vassilev K.I., 2012.** *Amorpha fruticosa* invasibility of different habitats in lower Danube. Phytologia balcanica 18(3): 285-291.
- Qu X., Diao Y., Zhang Z., Wang S., Jia Y., 2013.** Evaluation of anti-bacterial and wound healing activity of the fruits of *Amorpha fruticosa* L. Afr J Tradit Complement Altern Med. 10(3): 458-468.
- Sangthong S., Krusong K., Ngamrojanavanich N., Vilaivan T., Puthong S., Chandchawan S., Muangsin N., 2011.** Synthesis of rotenoid derivatives with cytotoxic and topoisomerase II inhibitory activities. Bioorg. Med. Chem. Lett. 21, 16: 4813-4818.
- Wang E.T., van Berkum P., Sui X.H., Beyene D., Chen W.X., Martinez-Romerol E., 1999.** Diversity of rhizobia associated with *Amorpha fruticosa* isolated from Chinese soils and description of *Mesorhizobium amorphae* sp. nov. International Journal of Systematic Bacteriology, 49, 5: 1-65.
- Xiong Q., Liu Z. Yao G., Li B., 2012.** Antierosion effect of hedgerows in hillside croplands of Danjiangkou based on the evaluation with water erosion prediction project (WEPP) model. Yingyong Shengtai Xuebao; 21(9): p2383.

Abstract

Amorpha fruticosa (false indigo bush or indigobush) is one of the most important invasive terrestrial plant species (ITPS) found in Romania alongside *Ailanthus altissima*, *Acer negundo*, and *Fraxinus pennsylvanica*. In Romania, given its ecological requirements and initial use (degraded land reclamation), it's found especially in the floodplains of the main rivers and the Danube and most abundantly in the Danube Delta. It has a negative impact on native wetland ecosystems and control measures have been applied exclusively in protected areas.

Taking into consideration the need to diminish the aggressive spread of this ITPS, one economically viable solution would be to value its biological potential. In this respect in Romania, beekeepers have learned to take advantage of the *Amorpha fruticosa* melliferous proprieties (i.e. honey). Yet in the last decades international scientific research highlighted a number of potential uses for the indigobush, among which biomass production (i.e. pellets), and obtaining different medicinal and pharmacological products (i.e. mammalian cell culture media formulation) rank as the most important.

Through this paper the authors try to raise awareness to the valuing possibilities of *Amorpha fruticosa* as a means to control and diminish its spread in Romania and also at European level.

Keywords: indigobush, biopotential, management, economic value.

Rezumat

Posibilități de valorificare a speciei invazive *Amorpha fruticosa* L. în România

Amorpha fruticosa L. (amorfa, salcâm pitic) este una dintre cele mai importante specii de plante terestre invazive (ITPS) din România, alături de *Ailanthus altissima*, *Acer negundo* și *Fraxinus pennsylvanica*. În România, datorită cerințelor sale ecologice și utilizării inițiale (reconstrucția terenurilor degradate), acest arbust se întâlnește în special în luncile principalelor râuri și Dunării, dar cel mai abundent în Delta Dunării. Specia are un impact negativ îndeosebi asupra ecosistemelor din zonele umede, iar măsurile de control au fost aplicate în unele arii protejate. Având în vedere necesitatea diminuării răspândirii agresive a amorfei, o soluție viabilă din punct de vedere economic o constituie evaluarea potențialului său biologic. În acest sens, apicultorii români au învățat să profite de proprietățile melifere ale salcâmului pitic iar în ultimele decenii, cercetarea științifică internațională a dovedit o serie de utilizări potențiale pentru această specie, printre care producția de biomasă (ex. peleți) și obținerea diferitelor produse medicinale și farmacologice (ex. medii de cultură celulară la mamifere). Prin această lucrare autorii încearcă să evidențieze posibilitățile de valorificare ale amorfei, ca mijloc de a controla și diminua răspândirea ei în România și la nivel european.

Cuvinte cheie: amorfa, potențial biologic, management, valoare economică.

TESTAREA UNEI METODE DE COMPLEMENTARE DE EVALUARE A POPULAȚIILOR DE VÂNAT MIC – STUDIU DE CAZ INSULA MARE A BRĂILEI

MIHAI FEDORCA, GEORGETA IONESCU, ALEXANDRU GRIDAN, CEZAR SPĂTARU, ANCUȚA FEDORCA

1. Introducere

Deși în România managementul cinegetic se practică de foarte multă vreme (Almășan et al. 1963), totuși o analiză detaliată a eficienței implementării diferitelor acțiuni de management activ nu a fost realizată. Într-un articol intitulat “*Criterii de clasificare pe bonitate a fondurilor de vânătoare din România pentru speciile: fazan, iepure, căprior, cerb lopătar, cerb-carpătin, mistreț și capră neagră*”, Almășan & Popescu și colab., au actualizat o serie de criterii pentru determinarea bonității fondurilor cinegetice, dezvoltate încă din 1960 și 1961 pentru principalele specii de vânat caracteristice, însă acestea au fost bazate pe “opinia expertului” și mult mai puțin pe analiza statistică a datelor disponibile din cadrul monitorizărilor din teren.

Viteza mare a utilajelor care efectuează discuirea miriștilor, recoltarea cu combine fără instalații de avertizare a vânatului sau folosirea unor substanțe cu toxicitate ridicată în combaterea buruienilor și a insectelor, provoacă mortalități ridicate în rândul tinerelor generații și chiar a adulților. În primele faze ale dezvoltării după eclozare, puii de fazan și potârniche au nevoie de o componentă esențială în alimentație și anume nevertebratele, dar acestea se găsesc din ce în ce mai puțin datorită chimizării (Riley et. al. 1998).

După intrarea României în Uniunea Europeană, subvențiile acordate creșterii animalelor în special, dar și a agriculturii, generează o comasare a terenurilor, pentru a facilita implementarea agriculturii intensive, dar mai ales pentru a crește numărul de animale domestice, în special cel al ovinelor și al caprinelor, fapt care a determinat necorelarea cu mărimea suprafețelor pentru pășunat, conducând astfel la o supraîncărcare a acestora, dar și la pășunarea cu animalele domestice în terenurile agricole. Ba mai mult decât atât, politica de acordare a subvențiilor pe suprafață, poate determina înlăturarea perdelelor de protecție și a zonelor de refugiu, presiunea exercitată asupra vânatului mic fiind astfel din ce în ce mai mare. În acest context se impun

cercetări în vederea descoperirii celor mai eficiente măsuri de contracarare a efectelor negative directe și indirecte ale activităților antropice (Cotta and Bodea 1969, Comșia 1961, Castiov 2014).

Activitățile realizate prin intermediul colaborărilor personalului din producție cu cel din cercetare pot determina identificarea principalelor probleme cu care se confruntă speciile de vânat mic din Insula Mare a Brăilei și, apoi, elaborarea unor metode pentru creșterea eficienței economice și utilizării durabile.

Adoptarea unor măsuri adecvate pentru creșterea eficienței managementului populațiilor de vânat mic, are efecte economice (creșterea numărului de exemplare ce pot fi recoltate pe durata unui sezon de vânătoare) și ecologice (îmbunătățirea stării de sănătate a populațiilor) și încadrarea în altă categorie de bonitate, care permite efective optime mai mari și implicit toate beneficiile care rezultă din acestea (Negruțiu 1983, Negruțiu et al. 2000).

2. Scopul cercetărilor

Această cercetare are ca scop determinarea cât mai exactă a numărului de exemplare, folosind metode noi de evaluare, în vederea protecției și dezvoltării resurselor cinegetice de vânat mic, prin intermediul eficiențării managementului populațiilor de faună salbatică cu valoare economică: iepurele comun (*Lepus europaeus*), fazanul (*Phasianus cholchichus*) și potârnichea (*Perdix perdix*), cu influențe directe și asupra speciilor de vânat mic migrator (Sandort 1965).

3. Obiectivul general al cercetărilor

Protecția și dezvoltarea resurselor cinegetice de vânat mic se pot realiza prin tranziția către un management adaptativ, în care se recunoaște caracterul dinamic anual, non-liniar și complexitatea atât a populațiilor, cât și a sistemelor în care acestea sunt integrate. Astfel, obiectivul cercetărilor vizează dezvoltarea și aplicarea de metode și instrumente noi și inovative care să

permite gestionarilor de fonduri cinegetice să evalueze, prevadă și să administreze eficient și corect aceste resurse. Rezultatele obținute vor putea fi implementate în activitatea de management integrat și adaptativ al zonelor menționate, cu posibilitatea de transfer către alte fonduri cinegetice, cu importante beneficii economice, sociale și de mediu

4. Localizarea cercetărilor

Activitățile de cercetare au fost efectuate într-o zonă-pilot, cu fonduri cinegetice caracteristice zonei de câmpie. Aceste suprafețe sunt situate în zona Insulei Mari a Brăilei (Fig. 1. Fondurile cinegetice: 3 Cojocaru, 4 Frecăței, 5 Lungulețu, 6 Pelicanu, 14 Blasova, 47 Bândoiu). Aceste zone oferă spațiul adecvat în care infrastructura operațională, politicile și planurile adaptative de management cinegetic pot fi proiectate, dezvoltate și testate, fiecare în mod specific.

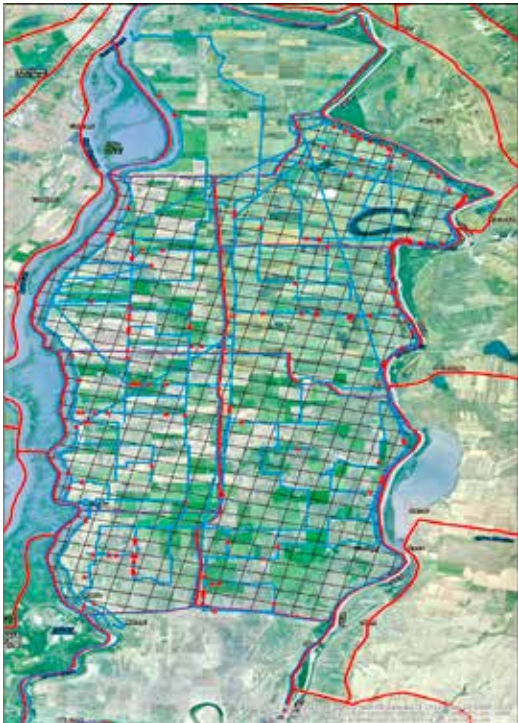


Fig. 1. Harta fondurilor cinegetice nr. 3 Cojocaru, 4 Frecăței, 5 Lungulețu, 6 Pelicanu, 14 Blasova, 47 Bândoiu, suprafețele de probă monitorizate, track-uri și puncte de prezență ale speciilor

5. Material și metoda de cercetare

Prin recunoașterea fluctuațiilor anuale ale populațiilor de vânat mic în raport cu anumiți factori abiotici foarte influenți în dinamica acestora (ploile de primăvară), managementul adaptativ trebuie să surprindă particularitățile sporului natural în funcție de anul în curs (Ionescu and Ionescu 2003). Deși efectele acestui element deosebit de influent sunt dificil de observat și cuantificat la populația de potârniche, acestea devin ușor identificabile la populația de fazani (Panek 2006). În funcție de evaluarea cât mai reală a populației de reproducători din primăvară, efectele acestor factori se pot observa prin numărarea puilor și identificarea unei medii generale la nivel de fond cinegetic (Panek et. al.

2006). În situația în care această medie este mică, factorii anuali ce au influențat această scădere implicit, au afectat și celelalte specii de vânat mic (iepure și potârniche). Astfel devine necesară adaptarea calculului sporului natural pentru aceste specii în funcție de anul în curs și nu generalizate (eliminând constrângerile legislative respectiv evitarea forțată a fluctuațiilor de peste 30% a populațiilor).

Pentru evaluarea efectivelor de fazani, metoda propusă și aplicată cuprinde 2 etape: numărătoarea reală a reproducătorilor pe sexe (inclusiv media găinilor/cocoș de fazan) în perioada de primăvară (martie – aprilie); stabilirea mediei de pui/găină și a sporului natural efectiv (iulie-august).

Evaluarea efectivelor de fazani (reproducători) din primăvară se efectuează la începutul perioadei de împerechere, în lunile martie-aprilie (cel târziu până la începutul lunii mai), la începutul sezonului de vegetație beneficiază de o vizibilitate ridicată. Se urmărește parcurgerea unor segmente de drum (transecte), în mod repetat (cel puțin de 2-3 ori), care să acopere toată suprafața accesibilă a fondului cinegetic. Transectele se stabilesc în funcție de condițiile și habitatul specific din zonă, dar și considerând preferințele speciei în această perioadă, utilizându-se drumurile accesibile, atât agricole, cât și rutiere.

Parcursul segmentelor de drum se efectuează dimineața și seara (timp de 2-3 ore după răsărit și înainte de apus), ideal după ploaie, acțiunea bazându-se pe obiceiul fazanilor de a ieși în drumuri și preferința acestora pentru zonele deschise. Această metodă de estimare a populațiilor se bazează pe cel puțin un operator care cu ajutorul unui autovehicul de teren parcurge transectele cu o viteză redusă (circa 20-30 km/h), care să permită identificarea și înregistrarea exemplarelor de fazan ieșite, pe sexe, cu ajutorul GPS-ului. După parcurgerea repetată a transectelor se va lua în considerare numărul maxim înregistrat pe sexe stabilind totodată și o medie generală a găinilor/cocoșilor de fazan.

A doua etapă o reprezintă stabilirea mediei de pui/găină și a sporului natural efectiv, în perioada iulie-august, atunci când puii sunt suficient de mari pentru a însoți găina, neconsiderând mortalitățile infantile. Condițiile de realizare sunt similare, parcurgerea transectelor fiind îngreunată de prezența vegetației și deci a vizibilității reduse. După parcurgerea a cât mai multe suprafețe din cuprinsul fondului cinegetic se va stabili o medie de pui/găină. Astfel, sporul natural este corelat direct cu populația de reproducători din primăvară.

6. Rezultate

În Insula Mare a Brăilei numărul aproximativ de masculi identificați în teren a fost 24 pentru fondul cinegetic **Cojocaru**, 12 pentru **Frecăței**, 26 pentru **Lungulețu**, 21 pentru **Pelicanu**, 41 pentru **Blasova**, 11 pentru **Bândoiu**.

Raportul sexelor (găini/cocoși) este 2, iar numărul mediu de pui calculați pentru fiecare femelă este egal cu 3 (Tab. 1).

Ca urmare a centralizării datelor colectate pe o perioadă de 8 luni, pentru fiecare fond cinegetic, evaluarea a generat rezultatele următoare:

- » 216 fazani în fondul cinegetic (f.c.) nr. 3 Cojocaru;
- » 108 fazani în f.c. nr. 4 Frecăței;
- » 234 fazani în f.c. nr. 5 Lungulețu;
- » 189 fazani în f.c. nr. 6 Pelicanu;
- » 369 fazani în f.c. nr. 14 Blasova;
- » 99 fazani în f.c. nr. 47 Bândoiu.

Tab. 1. Calculul efectiv fazani pentru fondurile cinegetice din zona Insula Mare a Brăilei

Fc	Cev	Ct	Ft	Pt	Ext
3 Cojocaru	16	24	48	144	216
4 Frecăței	8	12	24	72	108
5 Lungulețu	17	26	52	156	234
6 Pelicanu	14	21	42	126	189
14 Blasova	27	41	82	246	369
47 Bândoiu	7	11	22	66	99

Fc: Fondul cinegetic; Cev: nr. exemplare de cocoși evaluați; Ct: nr. total cocoși (+ 50% abatere); Ft: nr. total de femele (2/cocoș); Pt: nr. total pui (3/femelă); Ext: nr. total exemplare rezultat (cocoși + femele + pui)

7. Concluzii

În ceea ce privesc **măsurile manageriale** necesare populațiilor de fazan din Insula Mare a Brăilei, vom aminti cele mai importante aspecte surprinse de-a lungul cercetărilor și anume:

a) Unul dintre factorii cei mai nocivi pentru populațiile fazan, e reprezentat de problema pășunatului necontrolat (acesta se efectuează în zona digurilor și canalelor), care pe lângă diminuarea resurselor de hrană, prădarea directă făcută de către câinii însoțitori ai turmelor și deranjul pe care îl fac zilnic turmele de animale în habitatul speciilor, prin simpla trecere pe o anumită suprafață a unui număr mare de animale, poate determina inclusiv o strivire a pontelor și o prădare a puilor.

b) Un alt factor care influențează foarte mult dinamica populațiilor de fazan, cât și a altor specii, este reprezentat de agricultura intensivă. Aceasta fiind practică pe suprafețe din ce în ce mai mari, utilizând o serie de produse chimice, care deși cel puțin la prima vedere nu au un efect negativ direct asupra acestor specii, prin dispariția nevertebratelor (esențiale în primele zile din viața puilor de fazan și potârniche) și prin dispariția din culturile agricole a multor plante ierbacee (care constituiau în trecut o gamă variată de hrană), pune mari presiuni asupra speciilor (Wincentz 2009). Un alt aspect negativ al agriculturii intensive îl reprezintă viteza mare de deplasare în lucru a utilajelor agricole, care poate surprinde exemplare adulte, pe lângă puii sau pontele acestor specii, care sunt ucise de cele mai

multe ori de către aceste utilaje. Deși la primă vedere, recoltarea mecanizată a cerealelor cu aceste utilaje, oferă o cantitate mare de hrană, care aparent rămâne disponibilă pe miriști, viteza de rotire a culturilor o face practic inaccesibilă, sau accesibilă doar parțial, pentru o perioadă scurtă de timp, aceasta fiind înglobată în sol, o dată cu lucrările de pregătire a recoltelor viitoare (Vaughan et. al. 2003).

c) Un alt element important îl reprezintă dispariția remizelor, prin desecarea și destufizarea canalelor, prin defrișarea vegetației arbustive, pentru a face loc agriculturii (Rodenbeck and Voser 2008), activitate încurajată de subvențiile agricole, care se acordă pe suprafață de teren cultivată.

d) Deși poate de cele mai multe ori nu este luată în calcul, în ceea ce privește dinamica populațiilor de vânat mic, protejarea păsărilor de pradă determină o creștere a numărului acestora, fiind foarte greu de contorizat mortalitățile (care sunt mari) generate de acestea în rândul puilor, diferența de mărime dintre un pui de iepure în primele zile de viață, sau un pui de fazan/potârniche proaspăt ieșit din ou și un șoarece de câmp, fiind aproape nesemnificativă.

Bibliografie

- Almășan H., Popescu C., Andone G., Babuția T., Nițulescu M., Radu S., Radu D., Scărlătescu G., 1963.** Răspândirea speciilor de vânat din R. P. R. *Studii și Cercetări I.C.F.*, 23 (1): 35-50.
- Castiov F., 2014.** Ecologia și gospodărirea vânatului din spațiul agricol. Fazanul și Potârnichea.
- Comșia A.M., 1961.** Biologia și principiile culturii vânatului. Ed. Academiei.
- Cotta V., Bodea M., 1969.** Vânatul României. Ed. Agrosilvică.
- Ionescu O., Ionescu G., 2003.** Tehnici de cercetare și evaluarea vânatului. Ed. Universitatea Transilvania Brașov.
- International Council for Game and Wildlife Conservation, 2011.** Mowing mortality in grassland ecosystems.
- Negruțiu A., 1983.** Vânătoare și salmonicultură. Ed. Didactică și Pedagogică.
- Negruțiu A., Șelaru N., Codreanu C., Iordache D., 2000.** Fauna cinegetică și salmonicolă. Asociația Română pentru Educație Democratică.
- Panek M., 2006.** Monitoring Grey Partridge (*Perdix perdix*) Populations in Poland: Methods and results. *Wildl. Biol. Pract.* 2(2): 72-78.
- Panek M.K., Kameniarz R., Bresiński W., 2006.** The effect of experimental removal of red foxes *Vulpes vulpes* on spring density of brown hares.
- Riley T.Z., Clark W.R., Ewing E., Vohs P.A., 1998.** Survival of Ring-Necked Pheasant Chicks during Brood Rearing. *The Journal of Wildlife Management*, 62, 1: 36-44.
- Rodenbeck I.A., Voser P., 2008.** Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland. *European Journal of Wildlife Research* 54: 425-437.
- Sandsort W. 1965.** We can have more pheasants. *Color Outdoor*, 12, 2: 1-6.
- Vaughan N., Lucas E.-A., Harris S., White P.C.L., 2003.** Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. *Journal of Applied Ecology*, 40: 163-175.
- Wincentz Jensen T.L., 2009.** Identifying causes for population decline of brown hare (*Lepus europaeus*) in agricultural landscapes in Denmark. NARI, Aarhus University, Denmark (PhD thesis).t

Abstract

Testing a new method for evaluating small game populations – case study Insula Mare a Brailei

The crops provide an artificial source of concentrated food for small game species from Insula Mare a Brailei, compared with the food naturally found in the forest, which most often is used only for shelter. Although Romania hunting management has been practiced for a long time, an analysis of the efficiency of implementing different active management actions using modern spatial techniques was not performed. Development and adoption of appropriate management measures, may generate economic effects by increasing the number of individuals, but also have ecological effects, by improving the health of populations. In this research, the main objective is to determine the number of individuals of pheasants, using methods that capture accurately the annual fluctuations of populations, especially in relation to abiotic factors. The secondary objective is to determine and develop of some management measures, which are easy to apply, and can be implemented with a minimum of costs and have maximum benefits.

Keywords: small game, management, population dynamics.

ASPECTE REFERITOARE LA FAUNA CINEGETICĂ DIN ESTUL BANATULUI ÎN DECENIUL 1939-1948

SORIN GEACU

1. Introducere

Cunoașterea faunei de mamifere și păsări de interes cinegetic din diferite regiuni ale țării în anumite perioade de timp, are o mare însemnătate pentru evidențierea dinamicii spațio-temporale a acesteia. În cadrul acestui articol, s-a efectuat o analiză a acestui tip de faună din partea estică a Banatului, pentru perioada 1939-1948.

Județul Severin avea în acei ani 6422 km pătrați, desfășurându-se pe întreaga parte de răsărit a Banatului, extinzându-se pe o lungime de 160 km, între văile Mușului în partea de nord și cea a Dunării la sud. Deși reședința acestuia era în orașul Lugoj (azi în județul Timiș), locul central era deținut de orașul Caransebeș (azi în județul Caraș Severin). Teritoriul său este împărțit între următoarele actuale patru județe: Caraș-Severin (circa 60% din suprafață), Timiș (circa 30%), Arad (circa 5%) și Mehedinți (circa 5%).

Era organizat în 8 plase, poziționate astfel de la nord la sud: Birchiș (cu reședința în Birchiș, azi în jud. Arad), Balinț (cu reședința în localitatea omonimă, azi în jud. Timiș), Făget (cu reședința în comuna Făget, azi în județul Timiș), Lugoj (cu reședința în municipiul omonim), Sacu (cu reședința la Sacu, azi în județul Caraș-Severin), Caransebeș (cu reședința în acel oraș), Teregova (cu reședința în comuna cu același nume, azi în județul Caraș-Severin) și Orșova (cu reședința în orașul Orșova, azi în județul Mehedinți).

Sub aspect fizico-geografic, fostul județ Severin avea o structură complexă, incluzând mai ales unități montane (Munții Semenicului, Munții Almăjului și Munții Poiana Ruscă din Carpații Occidentali, dar și Munții Țarcu-Muntele Mic, Munții Cernei și Munții Mehedinți din Carpații Meridionali), dar și de podiș (Podișul Lipovei și Dealurile Sacoș-Zăguzeni) și câmpie (Câmpia Timișului). Altitudinile variau între 100 m și 2190 m, iar diversitatea condițiilor bio-climatice au condiționat existența unei variate faune de vertebrate.

2. Material și metodă

Datele prezentate de noi au caracter inedit, acestea rezultând din studierea materialelor deținute de fostul Inspectorat de Vânătoare al vechiului județ Severin,

păstrate la Direcția Județeană Caraș-Severin a Arhivelor Naționale din municipiul Caransebeș. Considerăm că datele sunt relevante întrucât se referă la o perioadă cu caracter special – cel de-al Doilea Război Mondial și primii ani postbelici.

Informațiile selectate, considerate utile scopului propus, au fost apoi prelucrate și cronologizate. Totodată s-a realizat, pe baza celor studiate, o îmbinare a datelor cantitative cu diferite aspecte calitative, care evidențiază « starea » din acei ani a faunei cinegetice din partea răsăriteană a Banatului. Localităților menționate în text li s-a specificat apartenența administrativă actuală.

3. Speciile de mamifere

Numărul de exemplare recoltate în județ între 1 aprilie 1939 și 31 martie 1940 a inclus: 1763 iepuri, 135 vulpi, 56 mistreți, 37 căpriori, 20 lupi, 2 cerbi (masculi), 1 urs și 1 căprior (mascul).

Între 1 aprilie 1941 și 31 martie 1942 s-au vânat: 3918 iepuri, 770 vulpi, 103 pisici sălbatice, 62 mistreți, 44 dihori, 34 căpriori (masculi), 27 jderi, 10 lupi, 4 vidre, 2 bursuci, 1 cerb (mascul) și 1 urs. Lupii se vânaseră în ziua de 26 august 1941 pe valea Bistrei lângă Obreja și Glimboca.

La Eșelnița, Orșova, Tufări și Mraconia (azi în județul Mehedinți), în 1941, erau în mare număr, lupii, pisicile sălbatice și vulpile. Tot în 1941, mulți urși erau în regiunea Borlova-Armeniș (azi în județul Caraș-Severin).

S-au înregistrat numeroase pagube produse de lupi și mistreți în anul 1941. De exemplu, la Cornea (azi în județul Caraș-Severin) se abătuseră puternice haite de lupi care zilnic făcuseră ravagii printre turmele de oi, mai mult la stânele de la Domașnea (de exemplu în ziua de 22 mai). La 22 iulie, la Topleț pe valea Cernei, mistreții distrugau cartofii, iar la 3 mai la Teregova haite de lupi distrugau – ziua – oi, miei, vaci și viței. La 30 iulie la Luncani, Tomești, Băloșești și Jupânești (azi în județul Timiș) mistreții distrugau culturile și grădinile de zarzavat, iar la 28 octombrie mistreții distrugau recoltele de porumb și cartof la Mehadia, Pecinișca, Topleț, Bârza, Eșelnița, Ogradena, Dubova, Plavișev-

îta, Svinița și Eibenthal (azi în județele Caraș-Severin și Mehedinți). La Bulza (azi în județul Timiș) se înregistraseră atacuri de mistreți la 8 septembrie, iar la 30 octombrie ei creaseră pagube la Căprioara (azi în jud. Arad). Tot mistreții, la 19 octombrie au produs pagube la Ohaba Română, Ohaba Lungă, Dubești și Zăbalt (azi în județele Timiș și Arad), iar la 21 septembrie alte pagube în localitatea Măru (nu departe de Oțelu Roșu). În luna decembrie 1941 lupii atacau oile la Bulza.

În februarie 1942, cei mai mulți mistreți (63) erau pe teritoriul comunei Rusca Montană.

Recolta de mamifere obținută de vânătorii din județ între 1 aprilie 1942 și 31 martie 1943 a cuprins: 1696 iepuri, 487 vulpi, 89 mistreți, 45 căpriori (31 masculi și 14 femele), 35 pisici sălbatice, 18 dihori, 16 lupi, 4 râși, 4 viezuri, 3 jderi, 2 vidre, 2 capre negre (1 mascul și 1 femelă), 1 cerb lopătar (mascul) și 1 urs.

În raportul Inspectoratului de Vânatoare al județului Severin pe 1942/1943 înaintat Ministerului Agriculturii și Domeniilor, se menționau mai multe aspecte:

- iepurii existau mai ales în plășile Făget, Balinț, Lugoj și Sacu. În anul 1942 ei au fost foarte puțini, iarna fiind foarte grea, iar primăvara 1942 – ploioasă și foarte friguroasă. S-au capturat și cu lațul, dar au fost prinși și de câini, pisici și ulii;
- căpriorii fuseseră decimați de lupi, dar și de braconierii «care caută carnea, nu trofeul»;
- cerbi se întâlneau pe dealurile împădurite de la Căprioara-Groși-Bulza-Pajuga (în extremitatea estică a Podișului Lipovei), apoi lângă Nădrag în Munții Poiana Ruscă, câteva exemplare ajungând la Tincova-Sacu. «Peste tot li se poartă o deosebită grijă, iar numărul lor se înmulțește»;
- cerbii lopătari existau numai pe domeniul îngrădit Mocioni din extremitatea nordică a județului, exemplare fiind slabe și degenerare;
- caprele negre se înmulțiseră după 1940, ele fiind «bine păzite»;
- mistrețul era răspândit în toate pădurile județului;
- vulpile erau în număr mare, iar pe terenurile cu faza ni ele se împușcau în totalitate;
- lupii se înmulțiseră, producând pagube la căprior; fuseseră otrăvite 6 exemplare;
- urși existau în munții din partea estică a județului, la sud de valea Bistrei.

În bazinul superior al Cernei, în anii 1942 și 1943, se vânau căpriori, capre negre, urși și mistreți.

La începutul lunii martie 1943, lupii mâncaseră 6 oi și 2 porci de pe islaz, caii și mânzul de la o căruță și 2 vaci, aproape să omoare și un copil în comuna Căprioara.

Arealele cu numeroși căpriori includeau, în 1943, teritoriile localităților: Luncavița, Brebu Nou, Bogăltin, Mehadica, Cornereva, Gârâna, Slatina-Timiș, Armeniș, Rusca și Verendin (azi în județul Caraș-Severin).

Pe teritoriul județului Severin, între 1 aprilie 1943 și 31 martie 1944, se vânaseră: 1550 iepuri, 384 vulpi, 34 mi-

streți, 31 lupi, 26 pisici sălbatice, 23 căpriori, 13 dihori, 7 bursuci, 3 jderi, 1 cerb (mascul) și 1 cerb lopătar (mascul). În acel sezon vânătoresc, numai în zona Caransebeșului se împușcaseră 190 iepuri, 44 vulpi, 2 mistreți și 2 pisici sălbatice.

În intervalul menționat, Inspectoratul de Vânatoare județean constatase următoarele:

- numărul lupilor sporise simțitor, cu toate măsurile de stârpire aplicate;
- iepurii erau în stoc foarte mic, dispărând din unele regiuni, fiind afectați de gerul târziu din primăvară;
- căpriorul, în iernile anterioare, avusese destul de mult de suferit de pe urma lupilor;
- capra neagră exista în Munții Țarcu și Retezat; ea se înmulțise «simțitor» între 1941 și 1943;
- mistreții se înmulțiseră foarte mult fiind favorizați de iarna blândă și bogăția de ghindă și jir din păduri. În unele locuri, aceștia produsese pagube serioase culturilor agricole;
- cerbii erau în număr relativ mic în nordul județului, dar exemplarele «frumoase»;
- cerbii lopătari erau pe domeniul Fiac-Bata (jud. Arad), în număr foarte mic;
- vulpile erau destul de multe, iar lupii, foarte mulți, produceau pagube mari la vânat;
- urșii, răspândiți în munții dintre valea Bistrei și Băile Herculane se înmulțiseră și produceau pagube.

În anul 1944, în plasa Balinț «din cauza pășunatului cu oi și vite cornute în păduri s-au deplasat mai multe căprioare spre câmpuri de unde nu se mai întorc la pădure, fiind distruse». Tot în acel an și mulți iepuri au fost braconati. Situația principalelor specii de vânat în sezonul de vânatoare 1944/1945, se prezenta astfel:

- puii de iepuri fuseseră distruși primăvara, prin trecerea bruscă de la timpul călduros de la început de februarie, la gerul care a urmat;
- căpriorul era numeros, dar în «iernile trecute au avut mult de suferit de pe urma lupilor și intemperțiilor». Se constatase că numărul de femele era prea mare, multe fiind sterpe;
- efectivul de capre negre începuse să crească;
- mistreții se înmulțiseră foarte mult;
- cerbii erau în număr mic, vulpile erau combătute, iar urșii se înmulțiseră;
- lupii erau foarte mulți producând pagube mari altor specii de vânat.

Numai pe teritoriul plasei Făget, în 1944/1945, se vânaseră: 180 iepuri, 43 vulpi, 6 căpriori (5 masculi și 1 femelă) și 1 lup.

În plasa Balinț între 1 aprilie 1944-31 martie 1945, căprioarele erau în «sporire considerabilă», la fel iepurii și dihorii, bursucii erau puțini, iar în rândul nevăstui-cilor se semnalaseră cazuri în care acestea atacaseră iepurii. Se constatase atunci braconaj la iepuri, căprioare și chiar mistreți, realizat de militari din unitățile

staționate în regiune. Erau reclamate totodată, de către localnici, și cazuri de atac al mistreților asupra oilor și vitelor.

Pe ansamblul județului, în 1944/1945 cerbii, căpriorii și mistreții erau braconajați «nemilos».

Situația braconajului în județul Severin în 1944/1945 era descrisă astfel în documentele vremii: «Braconajul în stil extraordinar de mare și nestingherit este în primul rând cauza decimării așa de mult a stocului de vânat. Braconajul se exercită și la vânatul mic, dar mai cu seamă la vânatul mare. Cauza că braconierii s-au înmulțit așa de mult este lipsa de carne, abundența armelor și a muniției clandestine, lipsa aproape completă a bunei paze și peste tot lipsa de conștiință, lipsa de frică față de organele polițien-ești-administrative și de justiție. Aproape în fiecare casă se află arme și muniție clandestine, mai cu seamă arme militare cu repetiție automată. Dimineața și seara răsună vâile și pădurile de păciturile armelor braconierilor. În schimb, organele de pază, în cea mai mare parte sunt lipsite de arme și mai cu seamă de muniție. Braconierii poartă arme ghintuite și, în cele mai multe cazuri, nu vânează singuri, fapt ce înfricoșează paznicii de vânătoare și vânătorii, care din aceste motive nici nu mai ies pe teren. Jandarmeria lipsește peste tot. Rezultatul este că se braconază nestingherit și nelimitat, iar vânatul se stârpește cu desăvârșire. Mereu primim rapoarte și denunțuri telefonice că armatele în trecere și cantonate vânează pe teren; aranjează chiar și goane la iepuri. Altă pacoste pentru vânat sunt câinii de pe lângă gospodăriile rurale. Țăranul nu iese la câmp fără a scoate și 1-2 câini cu el, care apoi, pe teren, aranjează goană la vânat, orice amenințare, orice intervenție pe lângă autoritățile administrative nu dau nici un rezultat, iar cartușul ajungând azi la preț formidabil. Nici paznici, nici vânători nu mai trag decât rareori la câini hoinari. Noi nu avem ce mai face; trebuie să se facă impuneri grele după fiecare câine ce nu se ține acasă legat în curte, iar prin organele veterinare să fie luate măsuri de stârpire a câinilor vagabonzi ce se înmulțesc din zi în zi și la primăvară ne vor stârpi cu desăvârșire noua generație de vânat» (Dos. 31/1943-1944, f. 4-5).

La Dobrești, în anul 1945, viezurii și mistreții distruseră în întregime recoltele și, tot atunci, la Luncani, mistreții – în număr mare – distrugau culturile de cartofi (azi în județul Timiș).

Pe teritoriul județului, s-au împușcat între 1 aprilie 1945 și 31 martie 1946: 8472 iepuri, 896 vulpi, 92 mistreți, 69 pisici sălbatice, 66 lupi, 41 dihori, 35 căpriori (27 masculi și 8 femele), 30 jderi, 15 viezuri și 4 vidre. Căprioarele fuseseră vânat în zonele Lugoj și Caransebeș, la: Vârciorova (Bolvașnița) – 9 (7 masculi și 2 femele), Drinova – 5 (3 masculi și 2 femele), Armădia – 5 (4 masculi și 1 femelă), Lugoj – 3 (2 masculi și 1 femelă), Valea Lungă – 3 (2 masculi și 1 femelă), Botești – 3 (2 masculi și 1 femelă), Jurești – 2 (masculi), Criciova – 2 (masculi), Cireșu – 1 (mascul), Măguri – 1 (mascul) și Scăiuș – 1 (mascul).

În 1945/1946 situația unor specii de mamifere se prezenta astfel:

a. efectivul de iepuri se refăcuse, pentru că «în unele re-

giuni pe unde au trecut armate sau au cantonat, numărul lor a fost foarte redus, căci nu odată ni s-au semnalat [la Inspectoratul de Vânătoare din Lugoj n.n.] vânători aranjați de ostași care trăgeau cu tot felul de arme, chiar și cu arme automate»;

- b. numărul căprioarelor se redusese în unele regiuni «enorm de mult», iar în altele erau decimate, propunându-se interzicerea vânării lor timp de trei ani;
- c. numărul caprelor negre se diminuase datorită braconajului extins cu arme și capcane;
- d. efectivul mistreților fusese redus simțitor de braconieri;
- e. cerbii din nordul județului și regiunea Nădrag fuseseră puternic braconajați, propunându-se sistarea vânării trei ani a acestora;
- f. puțini cerbi lopătari mai erau pe domeniul Mocioni, dar tot degenerați;
- g. urșii erau în număr «satisfăcător», efectivul de vulpi sporea, iar lupii înmulțindu-se s-au extins în regiuni unde nu apăreau deloc (în plasa Teregova vânați 6 lupi).

În sezonul vânătoresc 1946-1947 se constata situația de mai jos:

- a. numărul caprelor negre se diminuase «în mod simțitor» din cauza braconajului;
- b. cerbii fuseseră mult decimați de braconieri. Specia mai exista în nordul județului și în jurul localității Nădrag;
- c. în multe regiuni, din cauza braconierilor, căprioarele fuseseră «stârpite aproape până la ultimul exemplar», pe mesele unor locuitori fiind atunci carne de căprior!
- d. numărul mistreților și al vulpilor se redusese;
- e. râsul era identificat doar în Munții Țarcu lângă Poiana Mărului (la sud-est de Oțelu Roșu) – 16-17 exemplare, din care 3 fuseseră prinse folosindu-se curse;
- f. datorită secetei muriseră mulți iepuri.

Mamiferele vânat în județul Severin între 1 aprilie 1946 și 31 martie 1947, s-au încadrat următoarelor specii: iepure – 5510 exemplare, vulpe – 841 exemplare, pisică sălbatică – 52 exemplare, mistreț – 48 exemplare, lup – 29 exemplare, viezure – 19 exemplare, dihor – 10 exemplare, vidră – 9 exemplare, jder – 7 exemplare, căprior – 5 exemplare (masculi), urs – 4 exemplare, râs – 3 exemplare și cerb lopătar – 1 exemplar (femelă). Numai membrii Societății de Vânătoare «Căprioara» din Caransebeș împușcaseră atunci 89 de vulpi.

În 1947, în zona Orșova, lupii produsese mari pagube. Totodată, în luna octombrie 1947 lângă Eibenthal și Baia Nouă (azi în județul Mehedinți) lupii au produs «pagube enorme», iar mistreții pagube la porumb. Tot atunci, în regiunea Turnu Ruieni (azi în jud. Caraș-Severin) pagube produsese și urșii.

În luna iunie 1947, în regiunea Caransebeșului, mistreții erau «destul de mulți», căpriorul «numeros», lupii se înmulțiseră «considerabil», numărul vulpilor era mai mare în arealele deluroase și de câmpie și mai puține la

munte, iar urșii existau pe valea Bistrei «unde mâncau vitele locuitorilor, cauzând chiar pagube însemnate, fiind mâncați chiar boi de talie mare și robuști».

La 9 octombrie 1947 primăria Borlova (azi în județul Caraș-Severin) atenționa Inspectoratul de Vânătoare din Lugoj de faptul că «în ultimul timp urșii au distrus animalele domestice ale locuitorilor comunelor din jur și în special al comunei Borlova. Recent au venit chiar la marginea satului».

Întâi și situația răspândirii unor specii în anul 1947: iepurii și vulpile erau întâlnite în aproape toată regiunea, căpriorii, lupii și mistreții erau tot specii larg răspândite, jderi se recoltau la Cănicea, Borlova, Plavișevița, Pârvova și Ogradena (azi în jud. Caraș-Severin și Mehedinți), cerbii erau mai mulți la Cornea și Căprioara, urșii la est de Sadova Nouă, Borlova-Vercerova, Măru și Turnu Ruieni (în Munții Țarcu), viezuri mai mulți se observaseră la Bucoșnița, Borlova, Pârvova și Ogradena și râșii la est de Borlova (în regiunea Muntele Mic).

În anul 1947 în Munții Poiana Ruscă se vânau urși, cerbi, căpriori, mistreți, jderi.

Pe teritoriul plasei Balinț – în 1947/1948 – căpriorul «se împușca fără nici o cruțare», în majoritatea locurilor fiind o specie stabilă, dar în altele apărea doar temporar. Iepurele era «îndestulător», iar vulpile puține. Pisicile sălbatice erau numeroase, constatându-se că ele «emigrează din păduri la tușișurile de la șesuri, dar nu vor spori întrucât nimeni nu le lasă în viață». Dihorul – în sate – era «distrus cu toate mijloacele». Și nevăstuica era răspândită.

În plasa Făget, tot în 1947/1948, iepurele avea populații numeroase, iar numărul exemplarelor de pisică sălbatică era «în descreștere». Apăruseră și lupii, iar numărul mistreților sporise, constatându-se că «peste tot se văd urmele lăsate de ei». Bursucii produceau pagube în rândul iezilor de căprioară. Populația de căprior se diminuase mult, apreciindu-se că «pentru a avea stocul de căprioare ca în anii de dinaintea războiului, este nevoie de o ocrotire intensivă încă pe un timp de circa 10 ani».

Membrii Societății Vânătorilor din Lugoj, recoltaseră în intervalul 1937-1947, 64229 exemplare aparținând la șapte specii, din care patru de mamifere și trei de păsări (Tab. 1).

Tab. 1. Numărul de exemplare recoltate ale unor specii de mamifere și păsări de membrii Societății Vânătorilor din Lugoj în intervalul 1937-1947

An	Vulpi	Dihori	Nevăstuici	Viezuri	Ciori și coțofene	Ulii
1937	2	1	8	-	3592	132
1938	3	2	1	-	2340	109
1939	29	1	12	-	1560	276
1940	14	6	4	1	9850	281
1941	16	6	1	-	8950	170
1942	15	1	2	-	12560	202
1943	15	-	-	-	341	175
1944	14	-	-	-	828	129
1945	19	-	-	-	1400	97
1946	11	-	-	-	7800	45
1947	-	-	-	-	7800	20

Recolta realizată în județ în 1947/1948 a fost următoarea: iepuri – 5662 exemplare, vulpi – 881 exemplare, pisici sălbatice – 59 exemplare, mistreți – 48 exemplare, lupi – 30 exemplare, viezuri – 20 exemplare, vidre – 19 exemplare, dihori – 10 exemplare, jderi – 7 exemplare, căpriori – 6 exemplare (1 mascul și 5 femele), urși – 4 exemplare și râși – 3 exemplare.

4. Păsări de interes vânătoresc

Pe teritoriul județului Severin, între 1 aprilie 1939 și 31 martie 1940 se împușcaseră: 196 rațe sălbatice, 165 sitari, 135 fazani, 134 porumbei sălbatici, 37 potârniche, 20 găște sălbatice, 17 prepelițe, 16 becaține și 5 cocoși de munte, iar recolta obținută între 1 aprilie 1941 și 31 martie 1942 a inclus: 962 rațe sălbatice, 379 porumbei sălbatici, 332 sitari, 250 prepelițe, 165 potârniche, 158 fazani, 48 găște sălbatice, 27 cocoșari, 17 becaține, 13 spurcaci, 10 cocori și 1 cocoș de munte. Între 1 aprilie 1942 și 31 martie 1943 s-au vânat: 559 rațe sălbatice, 356 porumbei sălbatici, 106 sitari, 63 găște sălbatice, 61 potârniche, 28 fazani, 5 cocori, 4 prepelițe și 1 ieruncă.

Fazanii, în 1942-1943, se vânau în două areale: Silagiu-Sacoș-Duboz (la sud de Buziaș) și Cladova-Pădurani-Topla (la nord de Lugoj).

În raportul Inspectoratului de Vânătoare al județului Severin pe 1942/1943 trimis la București se arăta că:

- fazanii fuseseră colonizați în 1932 de Societatea Vânătorilor din Lugoj, care intenționa și crearea unei fazanerii;
- scăzuse numărul potârnicilor, astfel că, dacă în 1935-1936 erau «foarte multe», în 1942-1943 ele deveniseră «o raritate»;
- rațele sălbatice erau numeroase pe teritoriile plaselor Orșova, Caransebeș, Sacu, Lugoj, Balinț, Făget și Margina;
- prepelițele erau în număr redus, dar numărul porumbeilor sălbatici și turturelelor era important.

Recolta realizată în județ între 1 aprilie 1943 și 31 martie 1944 a totalizat: 589 rațe sălbatice, 334 porumbei sălbatici, 108 sitari, 58 găște sălbatice, 56 potârniche, 27 fazani, 6 becaține, 5 cocori, 4 prepelițe și 2 cocoșari. În 1943/1944 doar în zona Caransebeșului se recoltaseră 151 rațe sălbatice și 74 sitari.

În 1943/1944 se constata că:

- numărul ciorilor era «considerabil», iar pagubele produse vânatului zburător erau apreciate ca fiind «incalculabile». Ele s-au împușcat, s-au otrăvit, li s-au distrus cuiburile cu ouă, iar Camera Agricolă Județeană din Lugoj acordase premii celor care au prezentat picioare de ciori ucise;
- potârnicile și fazanii erau în număr foarte mic, dispărând de pe anumite areale;
- rațele sălbatice și becaținele erau în număr mic pentru că și bălți erau puține;
- fazan exista doar în plășile Lugoj, Sacu și Balinț;
- potârnicile erau în număr foarte redus (fiind distruse de răpitoare), iar sitarii apăreau pe valea Bistrei;

f. prepelițele erau tot foarte puține, iar porumbeii sălbatici și turturelele în număr ceva mai mare.

Potârnicchi existau chiar și la Domașnea (aproape de pasul carpatic «Poarta Orientală») în 1943, iar în anul următor, în plasa Balinț, numărul prepelițelor era redus.

Pentru sezonul 1944/1945, Inspectorat de Vânătoare Severin aprecia că:

a. ciorile erau combătute (împușcate, otrăvite, distruse ouăle), iar premii erau acordate în continuare de Camera Agricolă pentru cei care prezentau picioare de ciori ucise;

b. rațele sălbatice erau în număr mic, becaținele destul de puține, fazanii ocrotiți, potârnicchile și prepelițele în număr foarte redus, porumbeii sălbatici și turturelele în număr mai mare.

Doar în plasa Făget, în 1944/1945, se împușcaseră: 378 ciori, 149 coțofene, 32 porumbei sălbatici, 27 sitari, 12 prepelițe, 8 rațe sălbatice, 8 găște sălbatice și 6 potârnicchi.

În plasa Balinț, între 1 aprilie 1944 și 31 martie 1945, fazanii fuseseră afectați de braconaj, iar multe potârnicchi fuseseră iarna distruse de ulii porumbari. Pentru acestea din urmă, se realizaseră pe teren hrănitivi lângă Târgoviște (Balinț), Fădimac, Cutina și Bethausen (azi în județul Timiș). De asemeni prepelițele erau puține, iar rațele sălbatice se vânaseră pe Bega.

Fazani existau pe teritoriile localităților Bara, Cutina, Bethausen și Lăpușnic (la nord de Lugoj) în 1944/1945.

Iată și situația în județ în 1945/1946: rațele sălbatice și becaținele erau în număr mic, prepelițele puține, porumbeii și turturelele în număr mare, iar efectivul de potârnicchi crescuse pentru că se sistase vânarea lor, iar iarna li s-a administrat hrană.

Pe teritoriul plasei Balinț, în 1947/1948: fazanul era «suficient răspândit» însă populația lui scăzuse «vertiginos». Potârnicchile numărau puține perechi. Și prepelițele erau puține, iar uliul porumbar era «prea puțin vânat».

În județ s-au împușcat în perioada 1 aprilie 1945-31 martie 1946: 750 rațe sălbatice, 384 sitari, 217 ciori, 117 porumbei sălbatici, 113 potârnicchi, 78 prepelițe, 49 fazani, 37 găște sălbatice și 13 becaține.

În 1946-1947, numărul fazanilor era în ușoară creștere, prepelițele fuseseră puține, la fel și rațele (secând multe bălți), în schimb numărul porumbeilor și al turturelelor era «foarte mare».

Numărul păsărilor de interes cinegetic vâdate în Severin între 1 aprilie 1946 și 31 martie 1947, a cuprins: rațe sălbatice – 511 exemplare, porumbei sălbatici – 148 exemplare, sitari – 142 exemplare, prepelițe – 75 exemplare, găște sălbatice – 71 exemplare, fazani – 34 exemplare, potârnicchi – 18 exemplare, cocori – 11 exemplare, ierunci – 8 exemplare, cocoșari – 6 exemplare, cocoși de munte – 2 exemplare și becaține – 1 exemplar.

La 31 iulie 1947 se aprobase recoltarea a 30 de cocoși de fazan din zona Lugojului.

În anul 1947 unele păsări erau răspândite astfel: potârnicchi mai multe se observaseră la Găvojdia, Balinț, Brebu Nou, Buceșnița, Caransebeș, Zăgăjeni, Știuca, Gruni, Țipari, Bruznic, Oloșag, Săceni și Răchita (azi în jud. Timiș și Caraș-Severin), iar fazanii la Susani, Țipari, Hezeriș, Vișag, Rădmănești, Bruznic și Bunea Mare (azi în jud. Timiș). Locuitorii din Bacău de Mijloc (azi în jud. Arad) vânau mulți sitari, iar ierunci se întâlneau mai multe în plasa Făget.

Pe teritoriul plasei Făget, referitor la potârnicchile existente în 1947/1948, se menționau următoarele: «*deși nu au dispărut încă sunt în descreștere deoarece turmele de oi s-au înmulțit foarte mult în toate comunele, iar locuitorii s-au obișnuit să pască toate terenurile în tot timpul anului, doar cu excepția vremurilor cu zăpadă mare. Pentru salvarea potârnicchilor ar fi de luat măsuri eficiente pe teren, altfel va dispărea peste scurt timp. Opreliștea vânării potârnicchilor nu ar duce nici un rezultat, ba chiar este o măsură negativă, căci vânătorii se dezinteresează de vânatul de care nu dispun. Ar fi de dorit ca cel puțin pe zonele de protecție să se procedeze la apărarea potârnicchilor și la hrănirea lor intensivă în timpul iernii*». Se constata și o înmulțire a coțofenelor și gaițelor. Pe teritoriul acelei plase, tot în 1947/1948, «*braconajul s-a diminuat pentru că s-a terminat muniția pentru arme[le] militare ce se aflau la locuitori*».

Recolta obținută în județ în 1947/1948 a cuprins: 555 de rațe sălbatice, 148 porumbei sălbatici, 146 sitari, 75 prepelițe, 71 găște sălbatice, 34 fazani, 18 potârnicchi, 8 ierunci, 6 cocoșari, 2 cocoși de munte și 1 becațină.

5. Concluzii

Cercetarea efectuată a condus identificarea a numeroase date, pe care le considerăm a fi foarte utile în conturarea unei imagini despre fauna de interes cinegetic a unui areal variat din sud-vestul României. În apropiere de Lugoj exista atunci și un areal cu fazani, unul din puținele – la vremea aceea – din țară. Este interesant că o serie de specii care se vânau curent în acel timp, prin diminuări populaționale și restrângeri de areale, au devenit azi protejate de lege. Între 1944 și 1947, s-a practicat un braconaj intens asupra unor specii de mamifere și păsări, astfel că, recoltele raportate oficial și menționate de noi, le considerăm a fi mai mici decât cele reale.

Bibliografie

Arhivele Naționale, Direcția Județeană Caraș-Severin – Caransebeș. *Fond Inspectoratul de Vânătoare al Județului Severin*, Dos. 17/1941 (f. 250, 292, 293, 296, 352, 373, 686, 821), Dos. 19/1942 (f. 48, 186), Dos. 23/1942-1943, Dos. 24/1942-1946 (f. 2-3, 14-16, 23-25), Dos. 26/1943 (f. 3-16), Dos. 27/1943 (f. 18), Dos. 31/1943-1944 (f. 1, 4-5, 21), Dos. 32/1945 (f. 6, 221, 253, 272, 333, 430), Dos. 40/1946-1947 (f. 18), Dos. 43/1947 (f. 131), Dos. 45/1947 (f. 17-18, 25, 26, 248), Dos. 46/1947 (f. 18), Dos. 47/1947 (f. 135, 262), Dos. 49/1947-1948 (f. 3-4), Dos. 50/1947 (f. 238, 310), Dos. 52/1948-1951 (f. 3-4).

Abstract

Some aspects of the cynegetic fauna in the east of Banat (1939-1948)

Having a knowledge of the mammalian and bird fauna of cynegetic interest found in certain regions of Romania during some time periods, is particularly important for assessing its dynamic space-and-time situation. The analysis made in this paper refers to the eastern part of Banat (represented at the time by Severin County alone) over the 1939-1948 interval. The author analysed the quantitative and qualitative data of the former Severin County Hunting Inspectorate, currently held by Caraş-Severin County Direction of the National Archives, Caransebeş city. The findings are considered to be quite relevant, having in view that they cover a special period of time, namely, the years of the Second World War and the first post-war years, when poaching was an intense and wide practice.

At that time, Severin County encompassed 6,422 sqkm, extending along 160 km between the valleys of the Mureş in the north and of the Danube in the south. Although Lugoj Town (now in Timiș County) was the county-capital at the time, it was Caransebeş Town (in Caraş-Severin County today) which held the central position. Nowadays, the Severin County territory is divided among four counties: Caraş-Severin (60%), Timiș (30%), Arad (5%) and Mehedinți (5%).

The mammalian and bird fauna was pretty diverse and fairly rich as proved by the wealthy crops harvested in various years. Close to Lugoj Town, there was a pheasant territory, one of the few (at the time) existing in Romania. Noteworthy, several species, currently hunted then, resulting in diminished populations and reduced territories over the years, are now being protected by law.

Keywords: cynegetic fauna, East Banat (former Severin County), Romania.

IMPORTANȚA CORIDOARELOR ECOLOGICE ÎN PROIECTAREA ECODUCTELOR

AURELIAN CANDREA-GRIGORAȘ

1. Introducere

Fragmentarea habitatelor în zonele naturale reprezintă o mare amenințare pentru conservarea biodiversității la nivel mondial pe termen lung. Coridoarele sunt importante deoarece acestea pot fi un instrument pentru menținerea viabilității populațiilor în peisajele fragmentate, având ca rezultat consolidarea conectivității (Forman 1995, Kubeš 1996, Perault & Lomolino 2000).

Uneori coridoarele sunt denumite și coridoare de habitat, coridoare ale faunei sălbatice sau structuri ecologice. Ele pot face parte parțial sau total din rețelele ecologice și de habitat, care cuprind arealul de bază al speciei. Coridoarele, nodurile de legătură pot fi asociate cu sinonime cum ar fi: drumuri verzi, centuri verzi sau spații deschise (Hilty et al. 2006).

Pentru menținerea permeabilității habitatelor, la intersecția acestora cu infrastructura de transport se impune adoptarea unor soluții tehnice care să asigure continuitatea coridoarelor ecologice. Structurile de traversare variază în proiectare și construcție, dar toate sunt localizate de-a lungul unui coridor, ele fiind utilizate cu același scop. Folosirea ecoductelor în proiectarea infrastructurii, atenuează efectele negative pe care le resimt speciile de faună, reducând costul fizic și mortalitatea la traversare. Structurile de trecere cele mai eficiente sunt proiectate în funcție de eco-etologia speciilor umbrelă și de topografia peisajului (Bekker & Luell 2004, Clevenger & Waltho 2004). Acestea pot fi ineficiente, indiferent de tipul constructiv ales, dacă habitatul va fi inadecvat și va avea modificări antropice majore (Clevenger & Waltho 2004, Jackson & Griffin 2000, Haas 2001).

2. Coridoarele ecologice

Conform literaturii de specialitate, un coridor ecologic este un element din peisaj, de formă mai mult sau mai puțin liniară, care diferă prin structură și funcție de zona înconjurătoare și care facilitează deplasarea speciei țintă (umbrelă) prin zone cu tipuri de habitate mai puțin favorabile acesteia (Szabó et al. 2013). Coridoarele ecologice mai pot fi clasificate și după continuitatea lor. Coridoarele continue sunt fâșii de habitat

neîntrerupte, pe când coridoarele de tip “stepping stone” sunt fragmente mici de habitat optim. Ambele tipuri de coridoare asigură conectivitatea între habitatele de bază, permițând și stimulând mișcările sezonale ale populațiilor.

Tipuri de coridoare ecologice

Coridoare neplanificate

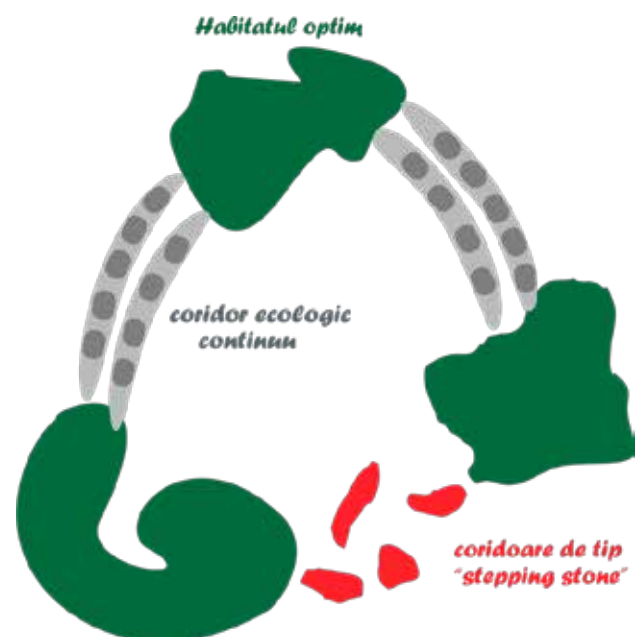


Fig. 1. Componentele cheie ale peisajului: Habitatul optim (verde închis), coridor ecologic continuu (gri), coridor fragmentat (roșu)

Sunt elemente de peisaj care îmbunătățesc conectivitatea. Acestea sunt de multe ori locații în care habitatul optim sau chiar habitatul marginal este lăsat nederanjat, oferind o structură vegetativă diferită de matricea înconjurătoare (utilizări adiacente ale terenurilor și habitate) (Kubes 1996). În medii foarte modificate, habitatul rămas poate fi perturbat, invadat de specii ruderales sau părăsit de vegetație, unele specii de plante și animale având în continuare posibilitatea de a utiliza ruta. Gardurile, paravânturile, vegetația de pe marginea drumului și șanțurile pot servi la sporirea conectivității (Bennett 1990, Merriam & Lanoue 1990, Poague et al. 2000).

Coridoarele rutiere (benzi de vegetație de-a lungul drumurilor) sunt un exemplu de habitat. Ele pot oferi habitat atât pentru plante și animale dar pot și acționa ca un canal de circulație între părți de habitat.

Coridoarele planificate

Chiar și atunci când sunt planificate coridoare, conectivitatea pentru biodiversitate poate fi doar unul dintre scopurile propuse. Unele coridoare se concentrează exclusiv și în mod explicit pe nevoile ecologice. Acestea pot reprezenta o zonă tampon pentru elemente de peisaj liniare de importanță deosebită pentru biodiversitate, cum ar fi zonele riverane, păstrând arii prioritare intacte pentru conservarea speciilor individuale. Ipoteza majoră în desemnarea unor astfel de coridoare este că vor îmbunătăți starea de conservare prin promovarea unuia sau mai multor obiective de menținere a conectivității.

Clasificarea regională a coridoarelor ecologice

Coridoare ecologice la nivel național

La nivel național, coridoarele ecologice asigură conectivitatea între zone de bază (SCI – Situri de Importanță Comunitară, SPA – Arii de Protecție Specială Avifaunistică, sau alte zone bogate din punct de vedere al diversității biologice), cu suprafețe ce depășesc 1000 km². Conform clasificării făcute de *Jongman* din anul 1995, în funcție de dimensiuni, componentele rețelelor ecologice se pot situa la nivel de mega-scară, atunci când avem sisteme naturale foarte mari, cu suprafețe ce depășesc 10000 km² și macro-scară, unde sisteme naturale sunt de zece ori mai mici (>1000km²) și sunt unite prin zone de pasaj cu o lățime mai mare de 10 km. Scopul coridoarelor ecologice la nivel național este acela de a asigura conectivitatea zonelor nucleu, unde există suprafețe nealterate mari ale ecosistemelor sau cu impact antropic redus, valoroase din punct de vedere al biodiversității și menținerii unor populații viabile de specii sălbatice și habitate naturale, la nivel național și internațional.

Coridoare ecologice la nivel regional

La nivel regional, coridoarele ecologice asigură conectivitatea între zonele de bază, cu o suprafață medie (10 – 1000 km²), reprezentând elementele rețelelor ecologice de nivel regional. După dimensiuni, distingem componente ale rețelelor ecologice la nivel de mezo-scară, unde sistemele naturale nu depășesc 1000 km² și unde coridoarele de legătură au o lățime de maxim 10 km. (*Jongman* 1995). La nivel regional, scopul coridoarelor ecologice este acela de a asigura conectivitatea zonelor nucleu, unde există suprafețe medii de ecosisteme, cu impact antropic redus, dar și semi-naturale, valoroase din punct de vedere al biodiversității. Acestor ecosisteme le este asigurată menținerea unor populații viabile de specii sălbatice și habitate naturale, la nivelul unor regiuni geografice/biogeografice, precum și îmbunătățirea funcțiilor și serviciilor ecosistemice.

Coridoare ecologice la nivel local

La nivel local, coridoarele ecologice asigură conectivita-

tea între zonele nucleu cu suprafața mică, sub 10 km². Conform clasificării lui *Jongman* 1995, se constituie componente ale rețelelor ecologice la nivel de micro-scară, unde sistemele naturale au o mărime de până în 10 km², iar coridoarele de dispersie nu au mai mult de 100 m. Coridoarele ecologice de nivel local au ca scop asigurarea conectivității între zone nucleu cu suprafețe mici în vederea menținerii și îmbunătățirii stabilității ecologice la nivel local, funcțiilor ecosistemelor și a proceselor esențiale pentru speciile sălbatice și habitatele naturale protejate din aceste zone.

Un coridor ecologic trebuie privit ca un ecosistem, având o structură și funcții ecosistemice (flux de energie, flux de informație, circuit de materie) cu o dinamica specifică, contribuind direct la conservarea biodiversității și la valoarea totală a habitatului. Coridoarele ecologice pot reprezenta refugii importante pentru speciile rare și amenințate, mai ales în cazul în care suprafețele habitatelor naturale au fost diminuate (*McDowell et al.* 1991). Toate coridoarele, indiferent de mărimea lor, permit realizarea panmixiei, evitând astfel apariția unor populații cu caracter izolat, deplasări sezonale între habitate pentru diferite nevoi ale speciei, recolonizarea în zone favorabile atunci când habitatul devine neutilizabil datorită dezastrelor naturale sau schimbărilor climatice (*Merrow* 2007). Coridoarele vor permite, de asemenea, mobilitatea speciilor într-un context urbanizat, atunci când o mare parte din habitatul rămas este fragmentat.

3. Importanța proiectării structurilor de tip „ecoduct” pentru menținerea permeabilității coridoarelor ecologice

Conectarea fragmentelor de habitat rămase este esențială pentru supraviețuirea viitoare a multor specii. În plus față de conservarea speciilor, ecoductele oferă și beneficii socio-economice. Siguranța șoferului este îmbunătățită atunci când faunei sălbatice i se oferă locuri sigure de traversare în punctele critice, riscul de accidente fiind diminuat sau chiar eliminat atunci când o astfel de alternativă viabilă se oferă. Îndepărtând animalele sălbatice de pe traseul căilor de comunicație se reduce numărul coliziunilor, pagubele umane și materiale. La identificarea unui potențial coridor, pentru asigurarea resurselor necesare supraviețuirii speciilor, se vor adopta soluțiile tehnice optime, în funcție de speciile umbrelă, mărimea populațiilor și de calitatea habitatului (*Chisholm et al.* 2010).

Ecoductele și toate celelalte construcții speciale destinate traversării infrastructurii de către animalele sălbatice nu trebuie evaluate izolat. Acestea trebuie să facă parte integrantă din conceptul general de **menținere a permeabilității habitatului între populații**. Pasajele pentru faună pot fi considerate elemente minore, dar foarte importante pentru menținerea conectivității între habitate în coridoarele ecologice, îmbunătățind semnificativ circulația animalelor în prezența unei infrastructuri majore (*Ovaskainen* 2012).

Construcția de ecoducte este o strategie riscantă, ele

fiind structuri speciale și costisitoare, amplasamentul, forma și dimensiunile fiind stabilite doar după un studiu solid al efectivelor speciilor umbrelă, al rutelor de migrație și al topografiei terenului. Se recurge la utilizarea acestor soluții tehnice doar în habitatele importante, viabile, a căror continuitate a fost întreruptă de infrastructură și având ca rezultat obținerea unei conectivități parțiale.



Fig. 2. Construcția unui ecoduct pe traseul coridorului ecologic la autostrada LUGOJ – DEVA (Foto Flaviu Vodă)

În fig. 2 și fig. 3 sunt ilustrate etapele de construcție ale unui ecoduct din România, respectiv din șantierul autostrăzii LUGOJ-DEVA, tronsonul DEVA-ILIA. Aceasta este un exemplu pozitiv de menținere a conectivității atunci când infrastructura majoră intersectează un coridor ecologic important. Toate structurile de acest tip, care sunt construite pe traseul coridoarelor ecologice din țara noastră, reprezintă subiecte de studiu în cadrul unui proiect național aflat în derulare, rezultatele acestuia urmând să fie făcute publice la finele anului 2017.



Fig. 3. Pasaj Multifuncțional – Autostrada LUGOJ – DEVA(localitatea BRĂNIȘCA, jud HUNEDOARA) (Foto Flaviu Vodă)



Fig. 4. Ecoduct finalizat – Statul MONTANA, SUA (Foto Flaviu Vodă)



Fig. 5. Ecoduct amplasat pe traseul coridorului ecologic (Google Earth)

Imaginea satelitară din fig. 4 și 5 ilustrează un ecoduct funcțional din SUA, construit pentru menținerea conectivității la nivel local și regional, principalele elemente de peisaj fiind evidențiate în desen.

4. Concluzii

Identificarea locațiilor optime de amplasare ale ecoductelor nu se realizează arbitrar, ele necesitănd o evaluare minuțioasă și logică a principalelor elemente orografice ale terenului, a efectivelor de specii umbrelă, identificarea rutelor de deplasare a animalelor sălbatice în coridoarele ecologice, în special atunci când există habitate cu un potențial ridicat în susținerea unui faune cinegetice valoroase din punct de vedere cinegetic. Gestionarea terenurilor învecinate este un factor esențial în maximizarea eficienței structurilor de traversare a infrastructurii, dincolo de atenuarea propriu-zisă a impactului negativ al drumurilor.

Proiectarea structurilor de trecere pentru fauna sălbatică trebuie corelată cu nevoile speciilor umbrelă, dar trebuie să conțină și elemente care să faciliteze și să încurajeze folosirea lor de către celelalte specii. Adiacent construcției structurilor de tip ecoduct, instalarea și întreținerea gardurilor de pe aliniamentul drumului reprezintă cea mai bună soluție în atingerea scopului propus, menținând continuitatea coridorului ecologic și reducând mortalitatea rutieră înregistrată la efectivele de animale sălbatice.

Implementarea cu succes a unui proiect de menținere a permeabilității coridoarelor ecologice la intersecția acestora cu o infrastructură majoră, prin proiectarea de ecoducte, se poate realiza prin implicarea tuturor entităților ca factori de decizie, atât în ceea ce privește procesul de proiectare-construcție cât și în managementul speciilor de faună. Monitorizarea pe termen lung al funcționalității structurilor proiectate este necesară pentru o evaluare post-construcție ca expresie a reușitei soluției alese și implementate.

Acknowledgement

This paper is supported by the Sectorial Operational Programme Human Resources Development (SOP HRD), ID134378 financed from the European Social Fund and by the Romanian Government.

Bibliografie

- Ament R., Callahan R., McClure M., Reuling M., Tabor G., 2014.** Wildlife Connectivity: Fundamentals for Conservation Action. Centre for Large Landscape Conservation: Bozeman, Montana.
- Bekker H.G.J., Iuell B., 2004.** Habitat fragmentation due to infrastructure. In: Irwin C.L., Garrett P., McDermott K.P. (eds.), *Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation*. Centre for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC, 1-14.
- Bennett A.E., 1990.** Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology* 4: 109-22.
- Bennett A.F., 1998, 2003.** Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. <https://portals.iucn.org/library/efiles/edocs/FR-021.pdf>
- Clevenger A.P., Waltho N., 2004.** Long-term, year-round monitoring of wildlife crossing structures and the importance of temporal and spatial variability in performance studies. In Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. (eds.), *Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation*, 293-302.
- Clevenger A.P., Waltho N., 2005.** Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121: 453-464.
- Clevenger A.P., Ford A.T., 2010.** Terrestrial mitigation: Wildlife crossing structures, fencing, and other highway design considerations. In Beckmann J., Clevenger A.P., Huijser M., Hilty J. (eds.): *Safe passages: Highways, wildlife and habitat connectivity*. Island Press, Washington D.C., USA: 17-50.
- Chisholm M., Bates A., Vriend D., Cooper D., 2010.** Wildlife Passage Engineering Design Guidelines. https://www.edmonton.ca/city_government/documents/WPEDG_FINAL_Aug_2010.pdf
- Forman R.T.T., 1995.** Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. University of Cambridge.
- Haas C.D., 2001.** Responses of mammals to roadway underpasses across an urban wildlife corridor, the Puente-Chino Hills, California. In Irwin C.L., Garrett P., McDermott K.P. (eds.): *Proceedings of the 2001 International Conference on Ecology and Transportation*, 580.
- Hilty J.A., Lidicker Jr. W.Z., Merelender A.M., 2006:** Corridor ecology. The Science and Biodiversity Conservation. IslandPress.
- Jackson S.D., Griffin C.R., 2000.** A strategy for mitigating highway impacts on wildlife. In Messmer, T.A. and B. West (eds). *Wildlife and Highways: Seeking Solutions to an Ecological and Socio-economical Dilemma*. The Wildlife Society, 143-159.
- Jongman R.H.G., 1995:** Nature Conservation Planning in Europe: Developing Ecological Networks, Landscape and Urban Planning.
- Kubeš J., 1996.** Biocentres and corridors in a cultural landscape: A critical assessment of the territorial system of ecological stability. *Landscape and Urban Planning*, 35: 231-240.
- McDowell C.R., Low A.B., McKenzie B., 1991.** Natural remnants and corridors in Greater Cape Town: their role in threatened plant conservation. In Saunders D.A. & Hobbs R.J. (eds.). *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales: 27-39.
- Merriam G., Lanoue A., 1990.** Corridor use by small mammals: Field measurement for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. *Landscape Ecology* 4: 123-131.
- Merrow J., 2007:** Effectiveness of amphibian mitigation measures along a new highway. Irwin C.L., Garrett P., McDermott K.P. (eds.), *Proceedings of the 2007 International Conference on Ecology and Transportation*, 370-376.
- Ovaskainen O., 2012.** Strategies for Improving Biodiversity Conservation in the Netherlands: Enlarging Conservation Areas vs Constructing Ecological Corridors. 1-19.
- Perault D.R., Lomolino M.V., 2000.** Corridors and mammal community structure across a fragmented, old-growth forest landscape. *Ecological Monographs*, 70: 401-422.
- Poague K.L., Johnson R.J., Young L.J., 2000.** Bird use of rural and urban converted railroad rights-of-way in southeast Nebraska. *Wildlife Society Bulletin*, 28: 852-864.
- Szabó S., Both J., Pop M., Chiriac S., Sandu R.M., 2013.** Ghid practic pentru prevenirea degradării și fragmentării habitatului ursului brun și asigurarea conectivității siturilor Natura 2000 în România.

Abstract

Importance of ecological corridors in designing ecoducts

Habitat fragmentation in natural areas represents a great threat to global biodiversity conservation in the long term. The corridors are important because they can be a tool to maintain the viability of populations in fragmented landscapes, resulting in a stronger connectivity. In order to keep habitat patency at the intersection with the transport infrastructure, we need viable technical solutions, thus maintaining continuity of ecological corridors. Ecoducts and all the other special structures for infrastructure crossing by wild animals should not be evaluated in isolation. They should be an integral part of the overall concept of maintaining habitat patency between populations.

Keywords: ecological corridor, ecoduct, permeability, infrastructure, habitat

HERBARUL „ALEXANDRU BELDIE” – O COLECȚIE DE PLANTE ȘI O IMPORTANTĂ BAZĂ DE DATE PENTRU SPECIALIȘTI

DIANA VASILE, LUCIAN DINCĂ, ADRIAN INDREICA, ION VOICULESCU

1. Introducere

Herbarul reprezintă o documentare fundamentală asupra diversității speciilor. Procesul de conservarea plantelor implică presarea și dezinfectarea prin deshidratare și tratamente chimice ori termice a exemplarelor vegetale. Apoi acestea sunt fixate pe foi de hârtie de dimensiuni standard, însoțite de o etichetă cu informații referitoare la numele speciei (însoțit de autorul denumirii), locul culegerii (cât mai detaliat posibil), data colectării, numele persoanei care a colectat/determinat materialul (Fig. 1). Colecția specimenelor de plante reprezintă un "Herbar", care poate fi din punct de vedere al accesibilității privat sau public (Constable *et al.* 2010).

Istoria ierbarelor este foarte veche. Se presupune că primul botanist care a creat o colecție de plante uscate (primul ierbar) a fost italianul Luca Ghini (1490-1556) un profesor faimos din Bologna (Italia), care a fondat grădinile botanice din Pisa și Florența și care, în anul 1551, avea o colecție de aproximativ 300 specii de plante. Cel mai vechi ierbar care a mai supraviețuit, a fost făcut împreună cu unul din elevii săi, Gherardo Cibo și datează din anul 1532 (Jigău *et al.* 2009, Flannery 2011).

Ierbarele au început să devină din ce în ce mai folosite în următorii ani, mai ales pentru colecțiile de plante medicinale, deoarece acestea erau foarte importante pentru botaniștii din acea vreme.

Cele mai vechi foi cu plante uscate erau legate sub formă de cărți, dar în perioada botanistului suedez Carolus Linnaeus, respectiv Carl von Linné, au început să fie păstrate nelegate, în dosare, pentru a permite mișcarea lor mai ușoară în cazul reclasificării. Această metodă de păstrare este utilizată și în zilele noastre (Flannery 2011).

Ierbarul creat de Linnaeus este găzduit de Linnean Society of London și a fost digitalizat, astfel încât poate fi vizualizat de oricine dorește să vadă modul cum însuși părintele taxonomiei a presat plantele sale.

O altă mare colecție digitalizată este aceea a plantelor colectate de Darwin în călătoria sa cu H.M.S. Beagle.

Acest ierbar se află la Universitatea din Cambridge, iar plantele au fost montate de către profesorul și mentorul lui Darwin, John Henslow. Darwin a colectat peste 2700 de exemplare, pe care Henslow le-a montat pe 950 de coli.

Există multe alte colecții cu ierbare provenite din diverse explorări, cum ar fi plantele adunate de Joseph Banks și echipa sa în călătoria căpitanului Cook pe Endeavor; acestea se păstrează la Muzeul de Istorie Naturală din Londra. Apoi, ierbarele cu plantele colectate de Meriwether Lewis din expediția lui William Clark, care se găsesc la Academia de Științe Naturale din Philadelphia, unde Lewis a învățat modalitatea de păstrare a plantelor, înainte de a pleca în expediție. Din această colecție, 239 de foi au încă atașate la etichetele originale puse de Lewis (Munger 2003).

La rândul său, Jean-Jacques Rousseau, a avut o bogată colecție personală de plante, dar și exemplare de plante ale altor colecționari, cum ar fi Ducesa de Portland, o celebră colecționară de materiale de istorie naturală din secolul XVIII (Cook 2007).

În ultima vreme, peste 80000 de specii de plante vasculare sunt postate on line, astfel că pot fi vizualizate colecțiile de plante ale ierbarului Linnean al Muzeului de Istorie Naturală din Suedia, ale ierbarului Institutului Național de Biodiversitate din Costa Rica, precum și ale Ierbarului John Clayton din Marea Britanie (Larkin 1999).

2. Importanța ierbarelor

Este recunoscut faptul că toate colecțiile din muzee sunt surse importante de informații pentru biologi, ecologi, biogeografi, geneticieni, sau simpli pasionați de natură. Anumite relații sau procese naturale nu pot fi descrise și analizate fără ajutorul colecțiilor de plante și animale (Lavoie *et al.* 2007).

Ierbarele reflectă capacitatea unui taxon de a-și finaliza ciclul său de viață într-un anumit loc și într-un anumit timp și, în unele cazuri, furnizează informații despre condițiile predominante de creștere ale acestu-

ia (Woodward & Bazzaz 1988, Kouwenberg *et al.* 2003, Zangeri & Berenbaum 2005, Johnson 2011, Barkworth & Murell 2012).

S-a observat cum colecțiile biologice au un rol important în societate, contribuind la ameliorarea sănătății oamenilor (prin urmărirea istoricului bolilor infecțioase, reconstruirea nivelurilor istorice de contaminare), prin identificarea dăunătorilor agricoli și evaluarea pierderilor de biodiversitate cauzate de activitățile antropice (Prather *et al.* 2004, Suarez & Tsutsui 2004).

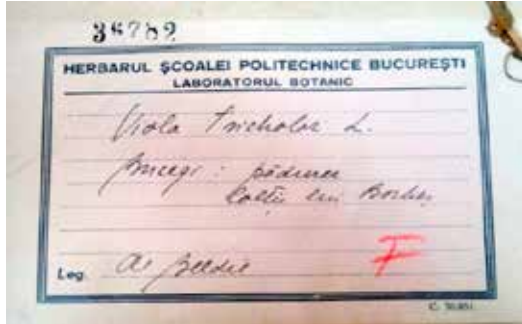


Fig. 1. Etichete din herbarul Al. Beldie de la INCDS "Marin Drăcea" București

Labels from Herbarium Al. Beldie of INCDS "Marin Drăcea" București

Spre exemplu, în Canada, au fost folosite unele colecții de ierbare în scopul identificării priorităților de conservare (MacDougall *et al.* 1998), al observării declinului unor specii (Hedenäs *et al.* 2002) și al reconstituirii evoluției unor fenomene fenologice (Primack *et al.* 2004, Bolmgren & Lönnberg 2005, Lavoie & Lachance 2006).

O altă utilizare deosebit de utilă și importantă a ierbarelor este cea din domeniul biogeografiei, prin care se urmărește reconstrucția modului de răspândire a plantelor invazive (Stuckey 1980, Pyšek 1991, Pyšek & Prach 1993, 1995, Weber 1998, Lambrinos 2001, Mihulka & Pyšek 2001, Saltonstall 2002, Delisle *et al.* 2003, Lavoie *et al.* 2005, Chauvel *et al.* 2006).

O importanță tot mai mare o au ierbarurile în studierea încălzirii globale. Astfel, observarea posibilelor efecte ale schimbărilor climatice asupra florei endemice din California s-a bazat pe studierea exemplarelor din ierbare legate de datele climatice (Loarie *et al.* 2008). Aceasta este una dintre cele mai noi tendințe în munca cu ierbarurile: georeferențierea sau identificarea coordonatelor GIS pentru specii. Acest lucru face mult mai ușoară realizarea hărților cu distribuția speciilor și face informațiile din ierbare foarte importante.

Georeferențierea se face de obicei împreună cu digitalizarea datelor de pe etichetele speciilor și cu crearea de

imagini digitale de înaltă rezoluție (Funk 2010).

Alte studii au validat utilizarea colecțiilor de plante ca surse de date fenologice în cercetările referitoare la schimbările climatice. De exemplu, predicțiile privind perioada de vârf când are loc înflorirea orchideelor (*Ophrys sphegodes*) (Robbirt *et al.* 2010) bazate pe datele din ierbare, se corelează bine cu perioada de vârf a înfloririi observată în teren. Aceste informații sugerează o valoare foarte mare a ierbarurilor pentru viitor; compararea datelor istorice cu cele actuale poate ajuta la urmărirea modificărilor în perioadele de înflorire.

Întocmirea hărților corologice (Sanda & Ștefănuț 2003) ori evaluarea gradului de periclitate al speciilor și întocmirea listelor cu plante rare (Dihoru & Negrean 2009) se bazează în primul rând pe datele din ierbare, ca surse de informații certe, verificabile.

Un studiu realizat la Kew Royal Botanic Gardens a constatat că identificarea taxonilor noi s-a bazat mai mult pe exemplarele din ierbare decât pe cele colectate din teren (Bebber *et al.* 2010).

Dintre speciile noi de plante care s-au colectat mai recent, 16% au fost descrise și identificate la 5 ani de la colectare; 25% au avut de așteptat peste 50 de ani pentru a fi identificate, iar într-un caz, identificarea s-a realizat după mai bine de 210 ani. Autorii acestui studiu afirmă că aproximativ 70000 de plante care încă nu au o denumire științifică așteaptă o atenție mai mare din partea taxonomiștilor (Flannery 2011).

La nivel internațional există o bază de date a ierbarurilor publice – Index herbariorum (sciweb.nybg.org/science2/IndexHerbariorum.asp.html), gestionată de Grădina botanică din New York. Aici, cei interesați pot găsi informații referitoare la numărul de coli, principalele colecționari, grupele taxonomice și zonele geografice acoperite de herbar, precum și datele de contact ale curatorilor (administratorilor de herbar). La nivel național, Institutul de Biologie din București deține o bază de date cu informații de pe etichetele tuturor corolilor (la nivelul anului 2000) din ierbarurile publice din țară.

3. Colecția de plante a Herbarului Alexandru Beldie

Despre Alexandru Beldie, ne vorbește Vladimir Nicolau într-un articol din Revista Pădurilor (la care și Al. Beldie colaborase cândva) descriindu-l pe acesta ca "doctor în științe silvice, eminent botanist, părinte al Rezervației naturale din munții Bucegi, pionier al alpinismului românesc între 1930 și 1940, cercetător științific și autor al unor importante volume privind studiul plantelor lemnoase și flora României, redactor științific al volumelor 12 și 13 din monumentală lucrare „Flora României” (13 volume), autor – singur sau în colaborare – a peste 90 de titluri de articole, comunicări, hărți privind subiecte din silvicultură, botanică, ecologie, protecția naturii, turismul montan și alpinism. Un om de știință și suflet, îndrăgostit de flori și de piscuri, muzician prin pasiune (și practică!), decorat în război și prizonier în URSS” (Nicolau 2004).

Botanist de prestigiu, Al. Beldie a descris noi subspecii de plante din flora țării noastre, noi date asupra răspândirii speciilor cunoscute; a contribuit la sistematica unor grupe de plante (*Acer*, *Cerastium*, *Quercus*, *Rhamnus*, *Salix*, *Sesleria*, *Tilia*, *Ulmus* etc.) și a cunoscut în detaliu flora și vegetația Munților Bucegi. A publicat ca singur autor chei de determinare pentru plantele lemnoase din România (Beldie 1953), flora Munților Bucegi (Beldie 1967, 1972) și flora vasculară a României (Beldie 1977).

În cartea Flora R.S.R, există câteva varietăți de plante, identificate de Al. Beldie și care i-au purtat numele: *Iris dacica* Beldie, *Ulmus ambigua* Beldie, *Quercus valachica* Beldie ș.a.

A fost unul dintre promotorii protecției mediului, fiind primul custode al rezervației naturale din munții Bucegi, viața sa fiind împărțită între laboratorul de dendrologie, ierbare, pădure, pajiști alpine și abrupturile montane (Leonăchescu 2012).

Alexandru Beldie cercetătorul cu o activitate științifică de excepție, considerat, pe drept cuvânt, un „academician” care n-a primit oficial acest titlu decât foarte târziu (în anul 1991) se stinge în 04.06.2003 într-un anonim aproape total (Dihoru 2003).

În anul 2002, Cristian Stoiculescu a scris un amplu studiu pe tema Parcului Național Bucegi, ca un „Omagiu neobositului cercetător al Bucegilor, Domnului dr. doc. ing. silvic Alexandru Beldie, la împlinirea vârstei de 90 ani”. Dr. Stoiculescu a avut, de asemenea, o inițiativă deosebită: a adresat un memoriu directorului general al Regiei Naționale a Pădurilor din acea vreme, prin care a propus valorificarea operei de excepție a savantului Al. Beldie. În acest sens, a formulat zece acțiuni prin care s-ar putea realiza aceasta și s-a bucurat să afle că memoriul a fost aprobat. Prin urmare, discuțiile de la nivelul ICAS au prins contur și dintre propunerile respective o menționăm pe cea care s-a materializat: **Ierbarul de la ICAS întocmit de omul nostru de știință – un model în domeniu – să se conserve și să se numească „Ierbarul Alexandru Beldie”** (Leonăchescu 2012).

Decizia s-a aplicat imediat, iar ierbarul este păstrat și conservat în incinta INCDS ”Marin Drăcea” din București (Fig. 2).



Fig. 2. Herbarul Al. Beldie
The Al. Beldie Herbarium

Herbarul de la INCDS ”Marin Drăcea” București este un depozitar al unui material certificat pentru studii științifice, de la anchete ecologice ale parcurilor naționale și naturale, până la material al cărui ADN poate fi prelevat pentru studii filogenetice.

Mostrele de ierbar (Fig. 3) care alcătuiesc această colecție cu peste 60.000 de planșe cuprind următoarele categorii de plante:

- » specii forestiere ierboase și lemnoase (arbori, arbuști, subarbuști);
- » mușchi, licheni și ferigi;
- » plante de pe Lista roșie: *Festuca amethystina*, *Centaurea atropurpurea*, *Veronica fruticans*, *Euphrasia coerulea*, *Ranunculus ophioglossifolius* etc.

Colecția academicianului Al. Beldie (10.000 coli cu plante culese de el) reprezintă doar o parte din întregul ierbar care este alcătuit, printre altele, din colecții particulare donate și din planșe provenite din colecții străine obținute în urma unor schimburi. Astfel, găsim aici plante de pe toate continentele: Herbarul botanic din Calcutta (*Acer villosa* Wal. var. *homsonii* – Flora of Darjeeling – determinat de J.M.Cowan); Herbar Krishnagiri (*Anacardium occidentale* (Kaju)); Flora Corsica – *Anarrhinum corsicum* – din data de 04.07.1878. –locul de colectare: Bastelica – determinat de Reverchon), iar ca vechime sunt planșe de ierbar din prima jumătate a secolul al XIX-lea.



Fig. 3. Exemplare de *Veronica fruticans* Jacq.
Samples of *Veronica fruticans* L



Fig. 4. Exemplare de *Euphrasia coerulea* Hoppe et Fűrnrö
Samples of *Euphrasia coerulea* Hoppe et Fűrnrö

Mostrele sunt păstrate în mapele originale (Fig. 5) și sunt aranjate în 30 de module (Fig. 6), fiecare modul având câte 20 de sertare (Fig 7). Schema de organizare a speciemenelor din ierbar urmează un sistem taxonomic natural axat pe principii filogenetice de clasificare. Astfel, plantele sunt aranjate și grupate după gradul de înrudire dintre ele și relațiile lor evolutive.



Fig. 5. Mapa originală a genului *Gentiana*
The original portfolio of *Gentiana* genus



Fig. 6. Dulapurile în care se află mostrele cu specii
Cupboards with the samples of species



Fig. 7. Sertarele în care se păstrează mapele originale
The drawers which hold the original portfolios

Mostrele sunt etichetate fiecare, iar etichetele (Fig. 1) prezintă următoarele date:

- » denumirea științifică și populară a speciei respective;
- » încadrarea taxonomică a speciei;
- » locul colectării;
- » data colectării;
- » date sumare despre biotopul plantei colectate;
- » numele celui care a colectat planta;
- » numele celui care a determinat planta.

În mometul actual, se creează o bază de date (Tab. 1) în care este trecut: numărul sertarului și care sunt speciile care se află în mapele din sertar, din ce colecție face par-

te fiecare specie, data la care a fost colectată planta, locul colectării, cine a determinat planta sau cine a colectat-o, precum și gradul de conservare, care s-a codificat cu cifre de la 1 la 4 (1=plantă bine conservată, întreagă, corect atașată de planșă, 2=plantă detașată de planșă, cu părți desprinse dar existente, 3=plantă detașată de planșă, cu părți lipsă și 4=plantă detașată și fragmentată, cu peste 50% lipsă).

În general, piesele din ierbar au un grad de conservare de 1, 2 și 3. S-a constatat că plantele cu o masă vegetală mai voluminoasă (ex. genul *Pinus*) au un grad de conservare mai slab 2, 3 și 4 (plantele sunt detașate de planșa suport și li se desprind acele).

Tab. 1. Tabel de inventariere a colecției botanice – extras

Sertar nr.	Planșa nr.	Herbar/Colecție botanică/ Instituție (de pe eticheta planșei de Herbar)	Numele speciei	Data colectării	Locul colectării	Colectat/Determinat de:	Gradul de conservare (1...4)
1	1	Herbarul Laborator Botanic Școala Politehnică București	<i>Acer argutum</i> Max.		Grădina Botanică Hochschule Viena	Jirasek	1
1	2	Herbarul Laborator Botanic Școala Politehnică București	<i>Acer diabolicum</i> Bl. ex Koch	1923	Viena	Jirasek	1
1	3	Herb. Hort. Bot. Calcuttensis	<i>Acer campbelli</i> Hook f et Th. ex Hiern		Darjeeling		1

Acest ierbar, ca de altfel toate ierbarele, reprezintă o bogată bază de date, deoarece poate fi consultat de foarte mulți specialiști, cum ar fi: naturaliști, taxonomiști, ecologi pentru studierea diversității și distribuției speciilor, precum și de biochimiciști, farmaciști, specialiști în biologia moleculară pentru autentificarea unor specii, dar și de amatori.

Având în vedere că este dificil pentru specialiști să viziteze Herbarium-ul ori de câte ori au nevoie, acest ierbar urmează să fie digitalizat, adică, va urma un proces de colectare a datelor și a imaginilor exemplarelor și stocarea lor într-un format digital. Prin informatizare, această valoroasă colecție poate fi accesată și analizată dintr-o privire în diferite moduri, lucru care altfel nu ar fi posibil. După cum s-a putut observa, multe ierbare sunt disponibile acum online (Ierbarul virtual de la Universitatea din Chicago, ierbarul virtual din Australia etc.), prin urmare baza de date pe care o va pune la dispoziție INCDS "Marin Drăcea", cu un catalog al speciilor online ar aduce multe beneficii cercetătorilor, iar pe de altă parte, informațiile din acest ierbar vor maximiza valoarea specimenelor din colecție.

4. Concluzii

Una dintre valorile deosebite ale ierbarelor este aceea că, pe lângă stocarea unor importante date asupra plantelor, acestea mențin interesul oamenilor pentru istoria plantelor, deoarece în general, organismele vii sunt privite ca un obiectiv important de cercetare. Plantele sunt organisme pivot pentru monitorizarea și măsurarea biodiversității la nivel mondial, deoarece acestea cuprind o componentă bogată în specii în aproape toate habitatele de pe pământ.

Colecția păstrată în incinta INCDS "Marin Drăcea" București se remarcă atât prin frumusețea exempla-

relor, cât mai ales prin valoarea lor științifică, absolut toate păstrând etichetele originale și fiind identificate și culese de personalități ale silviculturii și botanicii românești și internaționale. Plantele herborizate sunt adevărate comori și din perspectiva mărturiei pasiunii celor care le-au colectat, pasiune care astăzi este destul de străină pentru noi (Armstrong & de Zegher 2004). Fiecare coală poartă cu ea o fărâcă din viața celui/celor care au explorat lumea vegetală, iar herbarul în ansamblu este un jurnal al destinului unor oameni deosebiți, legați de pasiunea lor pentru plante.

Cele peste 60.000 de planșe ale Herbarului Al Beldie, cu specii forestiere, mușchi, licheni ferigi și plante rare, provenite de pe toate continentele, păstrate în condiții speciale în cele 600 de sertare, vor fi accesibile prin digitalizare tuturor specialiștilor, studenților și iubitorilor de plante din întreaga lume.

Bibliografie

- Armstrong C., de Zegher C., 2004.** Ocean Flowers: Impressions from Nature. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Barkworth M.E., Murrell Z.E., 2012.** The US Virtual Herbarium: working with individual herbaria to build a national resource. În: Blagoderov V., Smith V.S. (Ed) No specimen left behind: mass digitization of natural history collections. *ZooKeys*, 209: 55-73.
- Bebber D.P., Carine M.A., Wood J.R.I., Wortley A.H., Harris D.J., Prance G.T., Davidse G., Paige J., Pennington T.D., Robson N.K.B., Scotland R.W., 2010.** Herbaria are a major frontier for species discovery. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107: 22169-22171.
- Beldie A., 1953.** Plantele lemnoase din R.P.R. Ed. Agro-Silvică, 464 p.
- Beldie A., 1967.** Flora și vegetația Munților Bucegi. Ed. Academiei R.S.R.
- Beldie A., 1972.** Plantele din Munții Bucegi. Determinator. Ed. Academiei R.S.R.
- Beldie A., 1977-1979.** Flora României. Determinator ilustrat al plantelor vasculare. vol. I-II. Ed. Academiei R.S.R.
- Bolmgren K., Lönnberg K., 2005.** Herbarium data reveal an association between fleshy fruit type and earlier flowering time. *International Journal of Plant Sciences*, 166: 663-670.

- Chauvel B., Dessaint F., Cardinal-Legrand C., Bretagnolle F., 2006.** The historical spread of *Ambrosia artemisiifolia* L. in France from herbarium records. *Journal of Biogeography*, 33: 665-673.
- Cook A., 2007.** Botanical exchanges: Jean-Jacques Rousseau and the Duchess of Portland. *History of European Ideas*, 33: 142-156.
- Constable H., Guralnick R., Wiczorek J., Spencer C., Townsend Peterson A., 2010.** A new model for biodiversity data sharing. *PLoS Biology* 8(2): e1000309.
- Delisle F., Lavoie C., Jean M., Lachance D., 2003.** Reconstructing the spread of invasive plants: taking into account biases associated with herbarium specimens. *Journal of Biogeography*, 30: 1033-1042.
- Dihoru G., 2003.** In memoriam: Beldie C. Alexandru, 29.08.1912 – 4.06.2003. *Revista Pădurilor*, 118(5): 51-55.
- Dihoru G., Negrean G., 2009.** Cartea roșie a plantelor vasculare din România. Ed. Academiei Române.
- Flannery M.C., 2011.** Moonstruck by Herbaria. *The American Biology Teacher*, 73, 5: 291-294.
- Funk V.A., 2010.** Putting too fine a point on it: Eduardo Garcia-Milagros. *Plant Press*, 13: 6-7.
- Hedenäs L., Bisang I., Tehler A., Hamnede M., Jaederfelt K., Odelvik G., 2002.** A herbarium-based method for estimates of temporal frequency changes: mosses in Sweden. *Biological Conservation*, 105: 321-331.
- Jigău O., Pavel O., Roșu G., Tudor A., Ardei I., 2009.** Cum să-ți faci un ierbar. Ed. Ion Borcea, Bacău, 352-354.
- Johnson J.P., 2011.** Marauding Moths. The Scientist. marauding-moths/.
- Kouwenberg L.R., McElwain J.C., Kürschner W.W., Wagner F., Beerling D.J., Mayle F.E., Visscher H., 2003.** Stomatal frequency adjustment of four conifer species to historical changes in atmospheric CO₂. *American Journal of Botany* 90: 610-619.
- Lambrinos J.G., 2001.** The expansion history of a sexual and asexual species of *Cortaderia* in California, USA. *Journal of Ecology*, 89: 88-98.
- Larkin M., 1999.** Herbarium images launched. *New York Botanical Garden Specimen Catalog. The Lancet*, Vol. 354.
- Lavoie C., Dufresne C., Delisle F., 2005.** The spread of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea*) in Quebec: a spatiotemporal perspective. *Ecoscience*, 12: 366-375.
- Lavoie C., Lachance D., 2006.** A new herbarium-based method for reconstructing the phenology of plant species across large areas. *American Journal of Botany*, 93: 512-516.
- Lavoie C., Jodoin Y., Goursaud de Merlis A., 2007.** How did common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) spread in Quebec? A historical analysis using herbarium records. *Journal of Biogeography*, 34: 1751-1761.
- Leonăchescu N.P., 2012.** Un secol de la nașterea omului de știință Alexandru C. Beldie. *Eco-design & restaurare*, 1(3): 41-48.
- Loarie S., Carter B., Hayhoe K., McMahon S., Moe R., Knight C., Ackerly D., 2008.** Climate change and the future of California's endemic flora. *PLoS ONE*, 3(6): e2502.
- MacDougall A.S., Loo J.A., Clayden S.R., Goltz J.G., Hinds H.R., 1998.** Defining conservation priorities for plant taxain southeastern New Brunswick, Canada using herbarium records. *Biological Conservation*, 86: 325-338.
- Mihulka S., Pyšek P., 2001.** Invasion history of *Oenothera* congeners in Europe: a comparative study of spreading rates in the last 200 years. *Journal of Biogeography*, 28: 597-609.
- Munger S.H., 2003.** Common to This Country: Botanical Discoveries of Lewis and Clark. New York, NY: Artisan.
- Nicolau V.M., 2004.** Să ne amintim de Alexandru Beldie. *Revista Pădurilor*, 119, 4: 50-53.
- Prather L.A., Alvarez-Fuentes O., Mayfield M.H., Ferguson C.J., 2004.** Implications of the decline in plant collecting for systematic and floristic research. *Systematic Botany*, 29: 216-220.
- Primack D., Imbres C., Primack R.B., Miller-Rushing A.J., Del Tredici P., 2004.** Herbarium specimens demonstrate earlier flowering times in response to warming in Boston. *American Journal of Botany*, 91: 1260-1264.
- Pyšek P., 1991.** *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic: dynamics of spreading from the historical perspective. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 26, 439-454.
- Pyšek P., Prach K., 1993.** Plant invasion and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography*, 20: 413-420.
- Pyšek P. & Prach, K. 1995.** Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera*: a century of spreading reconstructed. *Biological Conservation*, 74, 41-48.
- Robbirt K.M., Davy A.J., Hutchings M.J., Roberts D.I., 2010.** Validation of biological collections as a source of phenological data for use in climate change studies: a case study with the orchid *Ophrys sphegodes*. *Journal of Ecology*, 99: 235-241.
- Saltonstall K., 2002.** Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 99: 2445-2449.
- Sanda V., Ștefănuț S., 2003.** Atlas Florae Romaniae. I. Pinophyrina. Ed. Vergiliu.
- Stuckey R.L., 1980.** Distributional history of *Lythrum salicaria* (purple loosestrife) in North America. *Bartonia*, 47: 3-20.
- Suarez A.V., Tsutsui N.D., 2004.** The value of museum collections for research and society. *BioScience*, 54: 66-74.
- Weber E., 1998.** The dynamics of plant invasions: a case study of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. *Journal of Biogeography*, 25: 147-154.
- Woodward F.I., Bazzaz F.A., 1988.** The response of stomatal density to CO₂ partial pressure. *Journal of Experimental Botany*, 39: 1771-1781.
- Zangeri A.R., Berenbaum M.R., 2005.** Increase in toxicity of an invasive weed after reassociation with its coevolved herbivore. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102 (43): 15529-15532.

Abstract

„Alexandru Beldie” Herbarium – a collection of plants and an important database for specialists

The Herbarium “Al. Beldie” from National Institute for Research & Development in Forestry “Marin Drăcea” is a depository of an scientific material for scientific studies from the ecological surveys of national and natural parks up to material whose DNA can be collected for phylogenetic studies. This herbarium contain more than 60000 samples (paper sheets) with plant species, respectively: trees, moss, lichens, ferns and a lot of plants from the Red List. The samples are introduced in their original portfolio and are arranged in 30 cupboards, each of cupboard contain 20 drawers. This collections preserved in NIRDF “Marin Drăcea” Bucharest are based on the samples beauty and of the scientific value, all of them keeping the original labels and being identified and collected by romanian and international personalities of forestry and botany. All the samples of the collection will be accessible to all the worldwide researchers, specialists and students, by digitization.

Keywords: plant collection, herbarium, plant species, Al. Beldie.

CU PRIVIRE LA ACCESAREA SCHEMEI DE AJUTOR DE STAT “SPRIJIN PENTRU PRIMA ÎMPĂDURIRE ȘI CREAREA DE SUPRAFEȚE ÎMPĂDURITE” AFERENTĂ MĂSURII 8 “INVESTIȚII ÎN DEZVOLTAREA ZONELOR ÎMPĂDURITE ȘI ÎMBUNĂTĂȚIREA VIABILITĂȚII PĂDURILOR”, SUBMĂSURA 8.1 “ÎMPĂDURIRI ȘI CREAREA DE SUPRAFEȚE ÎMPĂDURITE” DIN CADRUL PROGRAMULUI NAȚIONAL DE DEZVOLTARE RURALĂ 2014 – 2020

ALEXANDRINA ILICA

Din analiza Ghidului solicitantului afișat pe site-ul Agenției de Plăți și Intervenții în Agricultură (APIA) – versiunea 1.0 / 2016, am constatat că există impedimente serioase în accesarea fondurilor alocate pentru această măsură.

Subsemnata își desfășoară activitatea în județul Alba, județ în care se găsesc deopotrivă suprafețe încadrate în zona de câmpie, deal și munte.

Am fost contactată, în calitate de proiectant, de numeroși potențiali beneficiari ai măsurii, dornici să împădurească diverse suprafețe. Din discuțiile cu aceștia a rezultat că:

- » toți dețin suprafețe mici, majoritatea sub 5 ha, acesta fiind specificul zonei,
- » doar 1% din potențialii solicitanți ar împăduri teren arabil, acesta fiind relativ puțin și utilizat pentru necesitățile agricole,
- » majoritatea covârșitoare a solicitanților doresc să împădurească pajiști permanente, respectiv pășuni și fânețe, indiferent de zona unde sunt situate: câmpie, deal sau munte.

Analizând prevederile Ghidului – Cap 2.1.2 *Criterii privind eligibilitatea terenurilor*, am constatat că **nu** se pot accesa fonduri pentru pajiști permanente, din următoarele motive:

1. Sunt eligibile doar pajiștile cu “eroziune de suprafață foarte puternică și excesivă” (e3 și e4) și pajiștile cu eroziune de adâncime (ogașe, ravene, torenți), alunecări active, prăbușiri, surpări și scurgeri noroioase, aglomerări de pietriș, grohotiș, stâncării, depozite de aluviuni torențiale, sărături și terenuri cu aciditate puternică și foarte puternică.
2. Împădurirea unor astfel de terenuri este extrem de grea; soluțiile tehnice sunt foarte costisitoare, se implementează în timp și nu pot fi acoperite cu banii prevăzuți în măsură. Subliniem că nu se acceptă completări peste 20% decât o singură dată – motivat de

calamități, ceea ce în condiții atât de vitrege nu este suficient.

3. Pădurea care s-ar crea în aceste stațiuni ar avea strict o valoare protectivă, dar, în nici un caz valoare economică.
4. Chiar dacă, teoretic, ar exista solicitanți pentru împădurirea unor astfel de terenuri, nu ar exista proiectanți care să întocmească proiectul tehnic de împădurire întrucât măsura impune la Cap. B. *Elaborarea proiectului de împădurire*, ca proiectantul să dețină și atestat conform ord. 1763/ 2015 – cod 5a – proiectare pentru grupa “6e” care semnifică “lucrări de combatere a eroziunii solului și de ameliorare a terenurilor afectate de alunecări. Aceste amenajări cuprind lucrări pentru protecția solului, regularizarea scurgerii apei pe versanți și stingerea formațiunilor torențiale”.

Din Lista persoanelor fizice autorizate în baza O.M. 1763 / 2015 rezultă că în toată țara există doar 5 persoane care dețin atestat pentru grupa “6e”, dar acestea ar trebui să fie și PFA pentru a putea întocmi proiectul de împăduriri, ceea ce limitează și mai mult numărul acestora.

Cât privește persoanele juridice atestate să proiecteze lucrări din grupa “6e”, acestea sunt doar două în întreaga țară (conform Listei afișate pe site-ul ministerului).

Menționăm că persoanele fizice și juridice atestate conform O.M. 718 / 2010 **nu pot** întocmi un astfel de proiect pentru că Ghidul precizează clar că se cere atestat în baza O.M. 1763 / 2015 litera “6e” (pe lângă “6g”, pe care îl au majoritatea celor atestați).

Concluzii

- » Practic, măsura nu se poate accesa de către deținătorii de pășuni și fânețe întrucât terenurile lor nu sunt atât de catastrofal degradate precum cer condițiile de eligibilitate ale Versiunii 1.0 – 2016 ale Ghidului submăsurii 8.1.

- » Nu există proiectanți pentru categoriile de teren eligibile prin actualele prevederi din Ghid.
- » În majoritatea județelor țării, altele decât cele din sud, cărora le este dedicată, măsura 8.1 nu poate fi accesată decât într-o proporție nesemnificativă (mici suprafețe de teren arabil).

Propuneri

- » Dacă se dorește accesarea fondurilor europene alocate, creșterea suprafețelor împădurite și în zonele cu condiții naturale mult mai favorabile pentru instalarea pădurilor, propunem extinderea eligibilității și asupra pajiștilor permanente cu grad de eroziune slabă-puternică (e0-e3).
- » În cazul în care, din motive care nouă ne scapă, nu se agreează această propunere și nu este posibilă implementarea ei, propunem ca, pentru a informa corect potențialii beneficiari, precum și pe funcționarii de la APIA, să se precizeze clar, **încă de la început**, categoriile de teren avute în vedere, și anume: în loc de “categoriile de folosință: teren arabil, culturi permanente, pajiști permanente” să se scrie “categoriile de folosință” teren arabil, culturi permanente și pajiști permanente **cu grave fenomene de degradare**”.
- » Insistăm, totuși, să se ia în considerare prima propunere, care ar avea ca efect împădurirea de suprafețe (mai mici, dar mai numeroase) și în alte județe decât cele din sudul țării.

Ne exprimăm rezerva că toate fondurile alocate vor fi consumate pentru lucrări în județele deficitare în păduri din sudul țării, mai ales că O.M. 857 / 19 07 2016 a devenit aplicabil abia în februarie 2017, iar scadența este anul 2020, care se apropie vertiginos.

PROF. DR. ING. DARIE PARASCAN – MEMBRU TITULAR A.S.A.S.

În august 2016, cu doar câteva zile înainte de prăznuirea adormirii Maicii Domnului, în a zecea zi a lunii, ne-a părăsit vrednicul de pomenire prof. dr. ing. Darie Parascan, dascăl al multor generații de ingineri silvici, cadru didactic remarcabil al Universității Transilvania din Brașov.

Profesorul nostru s-a născut la data de 23 sept. 1927 în comuna bucovineană Cacica, renumită nu numai prin salinele sale și basilica minor Santa Maria ci și prin vrednicia locuitorilor. A văzut lumina zilei în familia lui Ion și Aurora Parascan, agricultori, gospodari vrednici ai acestei comune. Printre numeroasele calități umane și profesionale ale profesorului nostru am admirat în mod deosebit și pe aceea că era foarte mândru de originea lui țărănească. A fost un om deosebit, o personalitate remarcabilă în profesie și un perfecționist al cunoașterii în toate domeniile științelor legate de biologie în general și de ecosistemul forestier în special. Poate nu foarte mulți dintre cei care l-au cunoscut știu că, pentru ridicarea nivelului său de competență profesională după terminarea studiilor de specialitate în silvicultură, a absolvit și o facultate de biologie.

Tânărul Darie Parascan și-a început studiile primare în comuna natală pe care le-a continuat la liceul Dragoș Vodă din Câmpulung Moldovenesc, dar a fost nevoit să le întrerupă datorită războiului. Nu a abandonat totuși școala ci s-a refugiat la Lugoj unde a continuat să învețe la liceul Coriolan Brediceanu din această localitate. După absolvirea studiilor liceale, în anul 1946 s-a înscris la Școala Politehnică din București. În al doilea an de studii s-a transferat la Institutul de Silvicultură din Câmpulung Moldovenesc – Facultatea de Silvicultură pe care a absolvit-o în calitate de șef de promoție în anul 1952. De remarcat este faptul că datorită sânguinței sale și a nivelului său de pregătire profesională, încă student fiind a fost angajat ca preparator la facultate. Apoi se transferă la Institutul Politehnic din Brașov, unde s-a și realizat din punct de vedere profesional, cunoscând consacrarea printr-o evoluție profesională de invidiat:

- » În 1962 șef de lucrări la disciplina botanică;
- » În 1966 conferențiar universitar;
- » În 1971 profesor universitar;
- » Din 1994 conducător de doctorat.

Pe lângă activitatea didactică profesorul Parascan s-a remarcat și în domeniul activității de organizare profesio-

sională, având în decursul timpului mai multe funcții, fiind: secretar științific, șef de catedră, prodecan și apoi decan al facultății, membru al senatului universității brașovene Transilvania.

Profesorul Parascan a lucrat în învățământul superior silvic și în activitățile legate de acesta, o perioadă de peste 65 de ani, ceea ce pe bună dreptate poate fi considerată o viață de om. În această perioadă a elaborat și publicat 164 lucrări științifice, dintre care 5 tratate și 130 de lucrări de cercetare. S-a remarcat în mod deosebit în domeniul fiziologiei plantelor.

Pentru activitatea prodigioasă desfășurată în decursul vieții, a fost recompensat cu mai multe distincții:

- » Premiul Traian Săvulescu al Academiei (1983);
- » Alegerea ca membru titular al A.S.A.S. (1991);
- » Doctor Honoris Cauza al Univ. Ștefan cel Mare din Suceava (2014).

Nu pot să închei această evocare a personalității celui ce a fost profesorul universitar Darie Parascan fără a menționa unele aspecte firești dar nu frecvente, la început între student și dascăl și apoi între cel îndrumat și îndrumătorul său.

În timpul studenției mele, profesorul Parascan era șef de lucrări la disciplina botanică, cursul profesorului Iuliu Moraru, al cărui student eminent fusese. Trebuie să recunosc că eu nu aveam o atracție deosebită pentru această disciplină, și sunt convins că șeful de lucrări Darie Parascan nici nu se gândea că voi avea cândva preocupări legate de cercetarea științifică. Cu alte cuvinte, nu mă remarcasem ca student studios în fața lui. De fapt eu ajunsesem la Facultatea de silvicultură pentru că eram preocupat și pasionat de fauna sălbatică sau mai precis de vânătoare și nicidecum de vegetație. În anul 1965 am absolvit facultatea de silvicultură și în urma susținerii unui proiect de diplomă în cinegetică, am fost atestat ca inginer silvic și am fost repartizat în producție unde studiul și cercetarea faunei cinegetice a fost tema mea prioritară. Am fost remarcat de corifeii activității de vânătoare din acele vremuri; mai întâi de Dr. doc. Horea Almășan și apoi de prof. Vasile Cotta care m-au inițiat în domeniul cercetării și de la care am învățat ce este metoda de cercetare și cum se întocmește. La îndemnul lor am început să culeg date din teren despre fauna cinegetică și în mod deosebit în ce privește ursul despre care se cunoșteau foarte mul-

te date din domeniul folcloric și anecdotic dar foarte puține date științifice. Încă înainte de 1989 aveam culese din teren un volum însemnat de date despre ursul brun din fauna noastră și eram destul de bine documentat cu privire la stadiul de atunci al cunoștințelor în domeniul biologiei acestei specii. Am considerat că ar fi bine ca aceste date să fie prelucrate științific și valorificate prin elaborarea unei teze de doctorat. Primul pas în realizarea acestei intenții era găsirea unui îndrumător. Problema era destul de greu de realizat întrucât după ce „prima tovarășe” a acelor vremuri a obținut titlul de doctor și academician, a preluat girul asupra cercetării științifice și implicit problema metodologiei de elaborare a tezelor de doctorat. Practic fără aprobarea ei nu te puteai înscrie la doctorat și cu atât mai puțin cineva, oricât de competent, nu putea să devină îndrumător.

În anul 1994 lucrurile începuseră să intre oarecum în matca lor firească și am aflat că urma să fie ținut un examen de înscriere la doctorat și m-am prezentat și eu. După confirmarea admiterii am consultat lista cu îndrumătorii agreeți și am constatat că printre cei foarte puțini este și profesorul Darie Parascan. M-am consultat cu cei doi cumnați ai mei care lucrau în cercetarea silvică (dr. Petre Ciobanu și dr. Ilarion Vlase) care-l cunoșteau foarte bine pe prof. Parascan întrucât și ei la început au fost cadre didactice la Facultatea de Silvicultură. În unanimitate m-au sfătuit să iau legătura cu prof. Parascan, întrucât ar fi cel mai potrivit, dar se îndoiau că mă va accepta invocând faptul că nu se pricepe la fauna cinegetică, dar în rest ar fi ideal ca îndrumător.

Am luat legătura cu profesorul și am început negocierile pentru acceptarea îndrumării mele. La început, așa cum am prevăzut, a spus că nu știe dacă poate să accepte că nu se pricepe la urși. Am răspuns că nici nu trebuie să se priceapă întrucât eu mă pricep, dar mă poate ajuta foarte mult în ce privește structurarea temei și redactarea ei. Am discutat foarte mult cu profesorul despre ecosistemul forestier și ne-am înțeles că acesta are două componente la fel de importante: unul fiind vegetația

care cât de cât este studiată și cunoscută iar cealaltă este fauna care este mai puțin cercetată și cunoscută sau este cunoscută numai din anumite puncte de vedere. Am căzut de acord că cercetările în domeniul faunei forestiere și mai ales relația acesteia de interdependență cu vegetația trebuie aprofundate. În final mi-a spus: *Bine, domnule coleg hai să încercăm. Vom învăța împreună ce este etologia.* L-am asigurat că nu mai sunt studentul de acum treizeci de ani și că am acumulat o vastă experiență în ce privește ecosistemul forestier în toată integralitatea și complexitatea lui. Pe parcurs s-a convins de aceasta și a început, din ce în ce, să se implice și suflătește în îndrumarea mea spunându-mi că dorește să facem o lucrare de înaltă ținută științifică.

Cu acest prilej am avut ocazia să-l cunosc foarte bine atât pe omul cât și pe cadrul didactic Darie Parascan și nu pot avea decât aprecieri superlative în ambele lui posturi. Un om cu mult caracter, de o corectitudine impecabilă, și în același timp un cadru didactic și un cercetător foarte bine pregătit; într-un cuvânt un adevărat om de știință.

Profesorul Parascan m-a ajutat foarte mult și în integrarea mea în rândul cadrelor didactice din învățământul superior, m-a ajutat să mă pot realiza și să ajung conferențiar universitar, m-a ajutat să implementez cursul de Etologie în programa Facultății de Silvicultură. Deși mi-a corectat din punct de vedere al rigorii terminologiei științifice lucrările pe care le-am scris, din modestie nu a fost de acord niciodată să consemnez acest aspect.

Profesorul Darie Parascan a fost mentorul meu de când am început colaborarea pentru întocmirea tezei de doctorat și până în clipa când moartea cea necruțătoare l-a luat de lângă noi. Am o înaltă stimă și considerație pentru cel ce a fost prof. dr. ing. Darie Parascan membru titular al A.S.A.S. Nu-l voi uita niciodată și pentru veșnica lui pomenire l-am trecut în pomelnicul celor din familia noastră.

Conf. Ion Micu

NE-A PĂRĂSIT UN SPECIALIST CU SUFLET MARE: INGINERUL MIHAI FRUNZĂ

În ziua în care an de an își serba ziua numelui, de Sfinții Arhangheli Mihail și Gavril, în acest an, 2016, domnul inginer Mihai Frunză a plecat dintre noi.

A plecat dintre cei care l-au cunoscut, l-au admirat și l-au iubit, lăsând în urmă imaginea unui specialist silvicultor care, pe tot parcursul vieții și activității, s-a dedicat săvârșirii binelui pentru ceilalți. A muncit necontenit, a alergat și s-a zbatut pentru a fi util pădurii, pentru a-și ajuta colegii, pentru a le acorda drepturile cuvenite nevoiașilor, cel mai adesea, neglijându-se pe sine.

Rar îți este dat să întâlnești un om de un asemenea altruism. A avut în viață două mari obiective: să îngrijească pădurea și să ajute oamenii.

S-a născut la 20 octombrie 1928, în localitatea Moara Vlăsiei, din județul Ilfov. Era al treilea copil al părinților săi, agricultori și muncitori, ce aveau să crească împreună zece copii. Dragostea pentru pădure l-a copleșit de mic, de când alerga pe malul dinspre sud al pârâului Cociovaliștea, într-un cadru mărginit de păduri de stejari: Surlari, Moara Vlăsiei, Brânzeasca, păduri ale Ocolului Silvic Snagov de astăzi.

Primele șase clase le va absolvi la școala din comuna natală, între anii 1935-1941. Aici îl va prinde începutul războiului. Urmează studiile la liceele Gheorghe Șincai, Mihai Eminescu din București. În anul 1950 este admis, prin concurs, la Facultatea de Silvicultură din Brașov, iar în 1955 obține diploma de inginer, specialitatea Silvicultură și primește repartiție la Ocolul Silvic Calarași, din cadrul Direcției Silvice București. Un an și jumătate va funcționa ca inginer de exploatare la acest ocol, iar la 1 septembrie 1956, va fi investit cu responsabilitatea de a conduce ocolul. În această calitate, a desfășurat o activitate neobosită, zi și noapte, antrenând, prin exemplul personal, întregul personal al ocolului.

Era prezent la toate activitățile ocolului, conducea personal lucrările cele mai grele, avea o forță mobilizatoare ieșită din comun și o rezistență fizică extraordinară. S-a implicat total în lucrările de amenajare ce se desfășurau în ocol. Între anii 1960- 1965, în perioada în care, acțiunea de creștere a suprafeței terenurilor ce urmau a fi destinate agriculturii, prin desecarea unei întregi salbe de lacuri și ridicarea digurilor de pământ la Dunăre, a condus ocolul atât la executarea lucrărilor silvotehnice cât și la lucrările de îmbunătățiri funciare. S-a remarcat prin efortul său în întreaga Direcție Silvică București, care se întindea la acea dată între Fetești,

Snagov și Videle, cuprinzând 18 ocoale.

În acțiunea de îndiguire a Dunării s-au pus în valoare și exploatat peste 500.000 mc material lemnos, iar apoi s-au plantat peste 3.000 ha.

În 1965, ca șef al ocolului Comana, a condus lucrările de refacere a arboretelor degradate, împădurind o suprafață de peste 3500 ha cu stejar, salcâm și plop selecționați.

Din septembrie 1973 și până în 1981 a funcționat în cadrul Inspectoratului Silvic București la serviciul de Regenerarea pădurilor, iar în perioada 1981-1989 a condus compartimentul de împăduriri în cadrul Direcției Silvice Giurgiu. În intervalul 1973-1989 a condus direct executarea lucrărilor de împădurire pe o suprafață de peste 12.200 ha de teren, ceea ce nu a fost prea mult pentru nobilul ing. Mihai Frunză.

În anul 1989, după 34 ani de activitate, s-a pensionat. Pensionarea sa nu a însemnat nicicum o scădere a ritmului activității. În cadrul Asociației Pensionarilor Silvici din România a activat fără întrerupere până în ultimul an al vieții sale.

A fost sensibil la toate necazurile pensionarilor silvici din filiala Ilfov – Giurgiu (646 membri), a căror evidență o ținea cu rigurozitate. Îi ajuta pe silvicultorii pensionari să-și obțină drepturile, îi informa, îi mobiliza la activități utile și plăcute.

La începutul anului 2016, domnul inginer Mihai Frunză a trebuit să pună punct activității fizice. Retras la Moara Vlăsiei, pentru a fi îngrijit de fratele său, Nicolae, urmarea cu ochii minții toate lucrările ce trebuiau desfășurate lunar în activitatea de regenerare a pădurilor.

Nu poate fi încheiată această succintă aducere aminte despre viața acestui silvicultor cu totul deosebit, fără a remarca spiritul de sacrificiu de care a dat dovadă toată viața, blândețea și bunătatea sufletului său.

Și-a iubit și ajutat colegii, i-a ajutat pe toți cei nouă frați ai săi, i-a ajutat atât pe cei cunoscuți, cât și pe cei necunoscuți. A fost un OM între oameni, un suflet ales, cu o energie extraordinară, un exemplu pentru semenii și pentru tinerii silvicultori.

Dumnezeu să-l odihnească în pace!

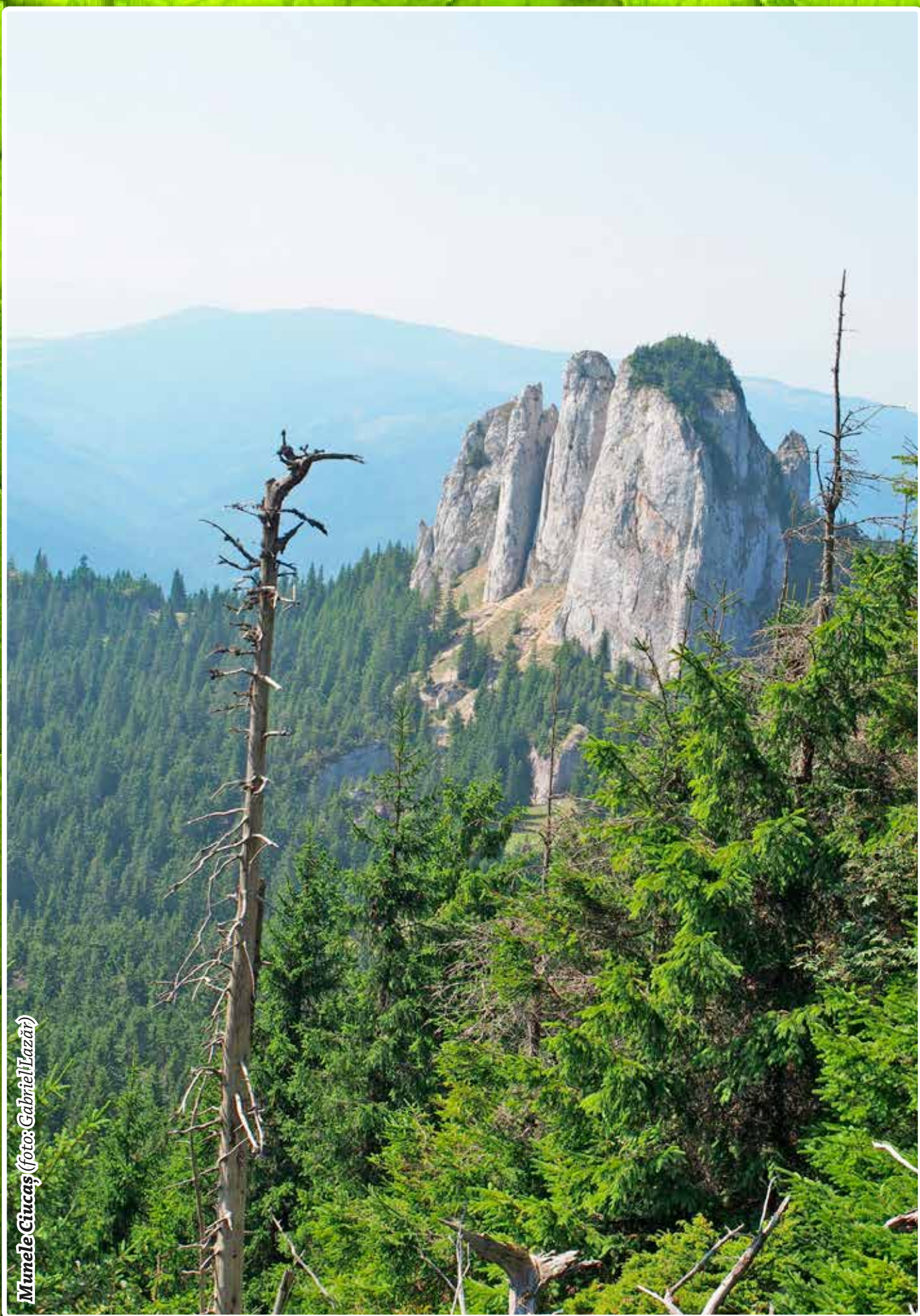
Ing. Gheorghe Gavrilescu –
Președintele Societății "Progresul Silvic"
Conf. univ. dr. ing. Mihai Daia



Solar, pepiniera Breaza, Făgăraș (foto Costel Mantale)



Pepiniera Beizadele, Ploiești (foto Dănuț Chira)



Munele Ciucaș (foto: Gabriel Lazăr)