



Universitatea  
Transilvania  
din Braşov

# TEZĂ DE ABILITARE

## Aspecte ale diversităţii vegetaţiei forestiere din România

Domeniul: Silvicultură

Autor: Conf. dr. ing. Victor Adrian INDREICA

Braşov

2022

## CUPRINS

A. SUMMARY .....	2
B. REALIZĂRI ȘTIINȚIFICE ȘI PROFESIONALE ȘI PLANURI DE EVOLUȚIE ȘI DEZVOLTARE A CARIEREI .....	5
B.1. REALIZĂRI ȘTIINȚIFICE ȘI PROFESIONALE .....	5
Cap. 1. Introducere .....	5
Cap. 2. Baze de date pentru studiul biodiversității	
2.1. Baza de date fitosociologică a pădurilor României .....	8
2.2. Proprietățile bazelor de date .....	11
Cap. 3. Clasificarea vegetației	
3.1. Pădurile xerofile continentale de gorun și stejar ( <i>Potentillo albae-Quercetum     petraeae</i> ) .....	14
3.2. Pădurile acidofile de cvercinee ( <i>Quercion roboris</i> ) .....	15
3.3. Pădurile mezofile de cvercinee ( <i>Carpinion betuli</i> ) .....	19
3.4. Pădurile termofile de stejari ( <i>Quercetalia pubescenti-petraeae</i> ) .....	22
3.5. Tipuri de habitate europene (EUNIS, Natura 2000) .....	25
Cap. 4. Analiza condițiilor ecologice ale habitatelor forestiere	
4.1. Favorabilitatea climatică pentru tipurile de vegetație central europene .....	34
4.2. Detectarea limitelor de dezvoltare a tipurilor de pădure din vestul României ...	37
4.3. Nișa ecologică a teișurilor dobrogene .....	49
Cap. 5. Cuantificarea diversității vegetației forestiere	
5.1 Alfa-diversitatea pădurilor europene .....	62
5.2 Gama-diversitatea pădurilor cu tei argintiu din SV României .....	65
5.3 Beta-diversitatea taxonomică și filogenetică a făgetelor din Europa .....	71
Cap. 6. Evaluarea stării de conservare a unor specii protejate	
6.1 Starea de conservare și diversitatea habitatelor taxonului <i>Saussurea discolor</i> var. <i>transsilvanica</i> .....	79
6.2 Condițiile ecologice și diversitatea genetică a speciei <i>Adenophora liliifolia</i> .....	92
6.3 <i>Betula nana</i> , un relict glaciatic aflat în declin pe teritoriul României .....	95
B.2. PLANURI DE EVOLUȚIE ȘI DEZVOLTARE A CARIEREI PROFESIONALE .....	97
B.3. BIBLIOGRAFIE .....	102

## A. SUMMARY

The habilitation thesis shows the evolution of research activities devoted by the author in the field of forest vegetation biodiversity. After finishing the PhD thesis in 2008 (Floristic and phytosociological researches on sessile oak forests around Braşov Depression, Romania), a post-doc project was accessed in order to construct a phytosociological database covering the oak forests over whole country of Romania (Quercion petraeae, Quercion roboris, Quercion pubescenti-petraeae, Lathyro-Carpinion, Quercion frainetto, Syringo-Carpinion). During this project, financed by the national authority for scientific research, both field and literature data was collected, standardized, stored and analyzed. A one month stage at Department of Botany and Zoology of Masaryk University in Brno, Czech Republic offered a specialization in using specific software for storing and analyzing vegetation databases. The database was further completed, with the help of other four specialists, with relevés from other vegetation alliances and deposited in the European vegetation archive (code EU-RO-007, Indreica et al. 2016) in order to be accessible for further studies at supra-national level. The suitability of such databases to describe the habitats diversity or species ecology have to be tested previously, looking for the coverage of plots both in geographic and ecological space. For this purpose, Sporbert et al. (2019) developed a methodology based on the dynamic match coefficient (DMC) that measures the fit of the available sampling over species range and climatic niche at various resolutions.

The Romanian forest database was used to validate statistically and ecologically some forest types, like Potentillo albae-Quercetum petraeae association (Indreica 2011), or to review and complete the syntaxonomical description of some alliances of Romanian forest vegetation (Indreica 2012, 2015). Such reviews applied methods of multivariate statistics, like ordination (NMDS, DCA), classification (divisive and clustering techniques), indicator species analysis, validation of optimal partitioning, creation of formal (expert system) definitions of vegetation types. Specific software were learned and applied – Juice, Turboveg, PC-ORD, Hyper-Niche, in conjunction with principles of the code of phytosociological nomenclature. In order to map the vegetation types, the skills in GIS software were acquired (DMAP, QGIS SAGA-GIS). The syntaxonomical experience gained at national level and plot-data contribution to European databases facilitated cooperation in

international-level studies, like revision and mapping of European habitat types and phytosociological alliances.

Beside identification and description of vegetation types, a more practical studies were those investigating the determinants of forest biodiversity. In this regard, a project requested by the administration of the Natural Park Măcin Mountains aimed to quantify the naturalness and diversity of submediterranean forests in SE Romania where the silver lime is supposed to form pure stands due to forests' past use history or inefficient forest management. Using indicator species and correlations between tree species and site factors was demonstrated that natural competition, not forest management, is the main driver of stand composition (Lavro and Indreica 2013). Another challenge was to identify the environmental tipping points between vegetation types in a warmer zone in order to predict the changes in vegetation or suitability of introduction of some tree species in a nowadays colder zone. In cooperation with scientists from the universities of Goettingen field data on vegetation, soil and climate were collected on three transects in western Romania following vegetation-temperature gradients (Indreica et al. 2019). The results revealed micro-climatic peculiarities that may favor competition ability or resistance of oaks, hornbeam, lime and beech (Hohnwald et al. 2020). At European level, an international group of scientists developed a method to assess the climate favourability of vegetation types based on databases (EVA, World Clim), species distribution models (Generalized Linear Models, Classification Trees, Random Forests, Multivariate Adaptive Regression Spline and Maximum Entropy) and co-occurrences of characteristic species (Baatar et al. 2019).

The ability to investigate the drivers of forest biodiversity was developed through cooperation in several European teams. In a study of Vecera et al. (2019) the alpha diversity of European forest classes was analyzed in relation with 19 environmental variables, then it was mapped by Random Forest algorithm and its hotspots were emphasized. The combined influence of environmental and historical variables upon taxonomic and phylogenetic beta-diversity of European beech forests was explored through structural equation models (in Padules Cubino et al. 2021). The generalized additive models (GAM) were applied to identify the influence of *Tilia tomentosa* on plant species gamma-diversity of a forest landscape in SW Romania, and the results enabled to draw some recommendations upon suitability of introducing silver-lime in Central Europe in order to increase forests stability to climate warming (Heinrichs et al. 2021).

The assessment of conservation status of protected plant species require field investigations upon population distribution, size, vitality, followed by analysis of species's habitat suitability, genetic diversity and populations connectivity. The skills in conducting or supporting such analysis were demonstrated for the species *Adenophora liliifolia* (Indreica 2011, Manole et al. 2015, Prausova et al. 2016), *Betula nana* (Borbely & Indreica 2019), *Saussurea discolor* (Baroga & Indreica 2021).

## **B. REALIZĂRI ȘTIINȚIFICE ȘI PROFESIONALE ȘI PLANURI DE EVOLUȚIE ȘI DEZVOLTARE A CARIEREI**

### **B.1. REALIZĂRI ȘTIINȚIFICE ȘI PROFESIONALE**

#### **Cap. 1 Introducere**

Conservarea biodiversității a devenit un obiectiv prioritar al societăților umane în contextul deteriorării/modificării calității mediului prin poluare, schimbarea folosinței terenurilor, exploatarea nesustenabilă a resurselor naturale, antropizarea sistemelor naturale, schimbări climatice (EC 1992, Puumalainen 2001, SGBD 2005, Evans 2012). Evaluarea biodiversității presupune definirea unor metode și indicatori specifici (Noss 1990, Larsson et al. 2001, EEA 2012, Biriș et al. 2014) între care se numără naturalitatea ecosistemelor (Biriș și Veen 2002, Kuiters et al. 2013, Sabatini et al. 2017), starea de conservare a habitatelor (Bounce et al. 2008), arealul habitatelor (Mücher 2009). La nivelul Uniunii Europene, aplicarea unitară a măsurilor de conservare a pădurilor a fost facilitată de adoptarea unor strategii pentru mediul înconjurător, biodiversitate și păduri (EC 2020). Aplicabilitatea indicatorilor este condiționată de completarea sau aprofundarea unor cunoștințe referitoare la (Larsson et al. 2001): (i) validarea indicatorilor, (ii) fundamentarea științifică și adaptarea la specificul speciilor și habitatelor a valorilor de referință pentru starea de conservare favorabilă și a altor valori prag ale biodiversității, (iii) includerea unor parametri pentru diversitatea genetică a arborilor, (iv) dezvoltarea/perfecționarea unor indicatori pentru monitorizarea biodiversității la nivel național, (v) planificarea și aplicarea unui management integrat al biodiversității la nivel de peisaj

Între indicatorii biodiversității legați de flora și vegetația forestieră se regăsesc (EEA 2012): (1) statutul de periclitate al speciilor, (2) lista speciilor protejate, (3) suprafața ecosistemelor, (4) numărul și calitatea habitatelor, (5) fragmentarea habitatelor naturale și seminaturale.

Pentru indicatorii (1) și (2) există la nivel național liste cu plante protejate și statutul lor de conservare (de ex. Oltean et al. 1994, Danciu et al. 2007, Dihoru și Negrean 2009). Informațiile din aceste liste necesită în anumite situații actualizări sau validări – prin includerea unor noi specii ori revizuirea categoriilor de periclitate în baza condițiilor actuale

ale distribuției, conectivității populațiilor, vitalității, structurii genetice și presiunilor ce acționează asupra speciilor.

Pentru aplicarea indicatorului (3) vegetația forestieră a beneficiat, spre deosebire de pajiști și tufărișuri, de o cartare unitară și exhaustivă a pădurilor cu ocazia amenajamentelor silvice, ceea ce a condus la o acoperire cu hărți amenajistice și alte informații detaliate pentru întregul fond forestier național. Revizuire decenală a amenajamentelor permite evaluarea tendinței de evoluție în timp a suprafețelor și tipurilor de pădure. Pentru raportările la nivel național există hărți de sinteză pentru vegetația potențială (Doniță et al. 1992) sau vegetația actuală (Doniță et al. 2008). Cu tot nivelul avansat de cunoaștere și detaliere, cartarea vegetației poate fi adaptată la nevoi specifice ale biodiversității prin modelări ale distribuției unor habitate rare ori cu suprafață redusă ce nu apar în mod curent în hărțile amenajistice, precum și efectuarea unor analize spațiale ori de statistică multivariată pentru identificarea unor corelații între parametrii biodiversității și factori staționali ori antropici.

Evaluarea indicatorului (4) poate beneficia de numeroase studii privind tipurile de vegetație forestieră, urmând diverse sisteme de clasificare și niveluri de integrare fitocenotică: tipuri de pădure (Pașcovschi și Leandru 1958), tipuri de floră indicatoare (Beldie și Chiriță 1967), tipuri de ecosisteme (Doniță et al. 1990), asociații vegetale (Doniță et al. 1992, Sanda et al. 2008, Chifu și Irimia 2014, Coldea et al. 2015), tipuri de habitate (Doniță et al. 2005). Gradul de cunoaștere a distribuției și stării de conservare a habitatelor de interes național și european a sporit odată cu dezvoltarea rețelei de arii naturale protejate naționale și desemnarea siturilor Natura 2000 (Lazăr et al. 2007, MMSC 2014, MMAP 2015). În afara ariilor protejate, conservarea biodiversității pădurilor este asigurată prin categoriile funcționale atribuite arboretelor, între care există referiri speciale la păduri cu nivel ridicat al biodiversității, sau de conservare a genofondului și ecofondului, păduri virgine și cvasivirgine, (Giurgiu et al. 2002, Biriș și Veen 2001, MAP 2018). De asemenea, acei proprietari care au optat pentru certificarea managementului forestier depun în mod voluntar eforturi pentru inventarierea elementelor de biodiversitate, delimitarea și gospodărirea adecvată a pădurilor cu valoare ridicată de conservare (Vlad et al. 2013). Îmbunătățiri în această direcție se pot aduce prin validarea pe baze statistice a tuturor tipurilor descrise, elaborarea unor criterii clare și cuprinzătoare de echivalare între sistemele naționale de clasificare și cele

europene, furnizarea unor liste particularizate și cât mai complete a speciilor diagnostice pentru tipurile de habitate.

Fragmentarea habitatelor și a populațiilor speciilor forestiere (indicatorul 5) a devenit relativ recent o preocupare a cercetării științifice, oferind în continuare numeroase oportunități de investigare a cauzelor și efectelor fragmentării asupra stării de conservare și conectivității speciilor și habitatelor (Lazăr et al. 2017).

Teza de doctorat a avut ca temă descrierea diversității florei și vegetației pădurilor cu gorun din rama depresiunii Brașovului.

Activitatea de cercetare după obținerea doctoratului s-a desfășurat pe următoarele direcții:

- clasificarea vegetației forestiere
- specii indicatoare
- ecologia tipurilor de pădure
- cartarea speciilor și habitatelor
- evaluarea stării de conservare a speciilor și habitatelor

Pentru mai buna fundamentare a studiilor fitosociologice am dezvoltat o bază de date, începută în timpul doctoratului cu pădurile de gorun din bazinul superior al Oltului, continuată cu pădurile de cvercinee din întreaga țară în cadrul unui proiect post-doc iar ulterior cu restul formațiilor forestiere și a tufărișurilor din România. În cadrul proiectului post-doc am colectat date de teren din întreaga țară, am digitalizat și cartografiat datele din literatură și am participat la un stadiu de perfecționare (în metode de arhivare și analiză a datelor) la Dep. de Botanică și Zoologie al Universității Masaryk din Brno (Rep. Cehă). Rezultatele din acest program au stat la baza publicării a două capitole în monografia sintaxonomică a vegetației lemnoase din România (Coldea et al. 2015; lucrare distinsă cu premiul Academiei Române), și a numeroase articole cu colective internaționale de autori. Concomitent am participat la mai multe proiecte care implică cartarea (inclusiv inventarierea) și evaluarea stării de conservare a habitatelor și speciilor protejate. Experiența acumulată în activitatea de cercetare a fost folosită pentru îmbunătățirea conținutului cursurilor didactice, alegerea și structura temelor de licență sau disertație coordonate. De asemenea, au contribuit la dezvoltarea cunoștințelor și abilităților de structurare și comunicare a informațiilor participările în comisiile de îndrumare a doctoranzilor, și la procesele de recenzie a articolelor de specialitate.



## Cap. 2 Baze de date pentru studiul biodiversității

### 2.1. Baza de date fitosociologică a pădurilor României

Cercetările fitosociologice la nivel european datează de peste un secol (Braun-Blanquet et Pavillard 1928), iar rezultatele lor au fost adesea publicate în diverse reviste, monografii sau teze de doctorat. Informația colectată este deosebit de vastă și poate fi valorificată prin procesarea datelor într-un mod unitar pe suprafețe mai largi sau intervale de timp mai extinse decât în studiile de origine. Astfel, se pot face evaluări sau comparații ale diversității vegetației între regiuni geografice, se pot surprinde procese dinamice ori se pot identifica corelații și legături cauzale între vegetație și factori de mediu (inclusiv schimbări climatice, presiuni antropice). În afară de utilitatea pentru ecologia fundamentală, biogeografie și biodiversitate, astfel de date reprezintă o bogată sursă de informații pentru ramuri aplicative precum conservarea naturii ori monitorizarea mediului (Dengler et al. 2012, Chytry et al. 2016).

La nivel european, primele demersuri pentru crearea unor baze de date fitosociologice naționale au început în anii 1980-1990 (Schaminee et al. 2009). Numărul și volumul acestora s-au majorat semnificativ prin efortul individual sau colectiv al unor cercetători pe măsură ce au devenit accesibile programe de stocare (precum TURBOVEG – Hennekens 1996, Hennekens et Schaminee 2001; ori JUICE – Tichy 2002) ori platforme de integrare (precum GIVD, global index of vegetation-plot databases – Dengler et al. 2011; EVA, European vegetation archive – Chytry et al. 2016; sPlot – Bruelheide et al. 2019).

Pentru vegetația forestieră din România primele baze de date au fost înregistrate pe platforma GIVD în anii 2010-2012. Acestea au rezultat din 3 inițiative individuale pe parcursul studiilor doctorale și post-doctorale și au inclus inițial: 524 de relevee în păduri de stejar și carpen din Transilvania (Szabo 2012), 816 relevee în păduri de fag din Carpați (Turtureanu 2012) și 4398 de relevee în păduri de cvercinee din România (Indreica 2012b). Ulterior, aceste baze au fost unificate, actualizate și integrate în baza de date fitosociologică europeană *European Vegetation Archive* (EVA – Chytry et al. 2016) sub numele *Romanian Forest Database* (RFD) și codul EU-RO-007 (Indreica et al. 2017). În prezent, prin contribuția celor 5 specialiști implicați voluntar (Gafta Dan, Indreica Adrian – custode, Irimia Irina, Szabo Anna și Turtureanu Dan) EU-RO-007 conține 9558 de relevee cu păduri și tufărișuri distribuite pe întreg teritoriul României (figurile 2.1, 2.2). Sunt reprezentate unități de

vegetație din clasele: Salicetea purpureae, Rhamno-Prunetea, Carpino-Fagetea, Alnetea glutinosae, Quercetea pubescenti-petraeae, Quercetea robori-petraeae, Erico-Pinetea, și Vaccinio-Piceetea.

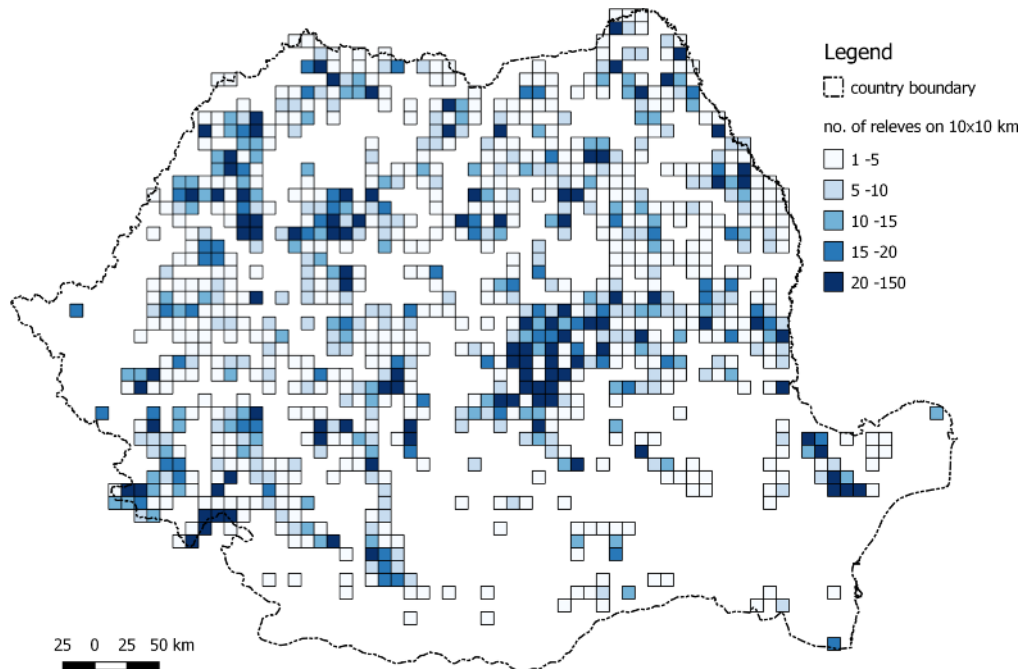


Fig. 2.1 – Densitatea releveelor din EU-RO-007 pe o rețea de 10x10 km (Indreica et al. 2017).

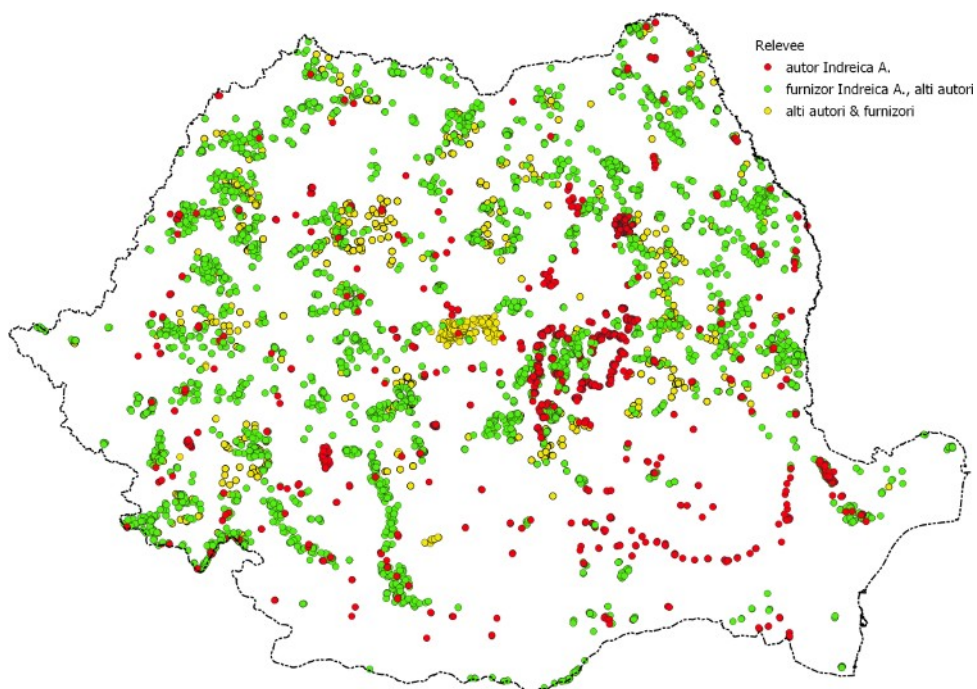


Fig. 2.2 – Distribuția releveelor pe autori ai inventarierilor și furnizori de date (2020)

Speciile dominante în relevee aparțin genurilor: *Abies*, *Acer*, *Alnus*, *Betula*, *Carpinus*, *Castanea*, *Celtis*, *Crataegus*, *Cornus*, *Corylus*, *Cotinus*, *Cotoneaster*, *Fagus*, *Fraxinus*, *Hippopăe*, *Juniperus*, *Larix*, *Picea*, *Pinus*, *Populus*, *Prunus*, *Quercus*, *Rhamnus*, *Robinia*, *Rosa*, *Rubus*, *Salix*, *Sambucus*, *Sorbus*, *Spiraea*, *Syringa*, *Tilia* și *Ulmus*.

Baza de date EU-RO-007 include informații din 340 de surse, incluzând inventarieri proprii (fig. 2) sau publicații de specialitate din perioada 1927-2016 (articole, cărți, teze de doctorat). Fiecare releveu deține, în afară de compoziția însoțită de indici de abundență-dominanță, următoarele câmpuri de date: codul unic, sursa (autorul/autorii inventarierii), data inventarierii, altitudinea, expoziția, panta, acoperirea pe straturi (arborescent, arbustiv, ierbos și nevascular), numărul de specii, localizare, unitatea de clasificare și persoana care a introdus datele. Pentru localizare sunt furnizate atât descrierile originale (toponime) cât și coordonatele geografice în sistemul WGS-84 și eroarea de măsurare/estimare a poziției geografice. În peste 90% din cazuri coordonatele nu au fost disponibile în documentul sursă, fiind necesară determinarea indirectă a acestora pornind de la descrierile ori indiciile furnizate de autorii inventarierilor. În acest sens s-au folosit hărți topografice, hărți turistice, atlase, imagini satelitare. Etapa de georeferențiere a fost cea mai mare consumatoare de timp, deoarece în multe situații hărțile la scară națională nu ofereau suficiente detalii pentru identificarea tuturor toponimelor (de ex., Dealul Iepure în Munții Plopiș), fiind necesară consultarea unor hărți regionale/locale. Eroarea de estimare a localizării releveelor variază între 100 m și 30 km (tabelul 2.1), cunoașterea acestora dovedindu-se crucială în selectarea releveelor pentru anumite studii ce presupun corelarea cu anumiți factori extrași pe baza coordonatelor, precum factori climatici, geologici, edafici, mod de gospodărire.

Tabelul 2.1 – Localizarea geografică a releveelor din EU-RO-007 (Indreica et al. 2017)

Eroare de localizare (m)	5-25	25-1000	1000-10000	> 10000 m
Proporție (%)	9	24	62	5

Deoarece baza de date are surse redactate de autori diferiți din diverse perioade de timp, a fost necesară standardizarea taxonomică, respectiv unificarea sinonimelor din compozițiile floristice. Ca listă standard a denumirii speciilor a fost adoptată cea furnizată de programul TURBOVEG (Hennekens et Shaminee 2001), iar sinonimele au fost verificate cu ajutorul Florei României (Săvulescu et al. 1952-1976, Ciocârlan 2000, Sârbu et al. 2013) și Florei Europene (Tutin et al. 1964-1993).

Pentru realizarea bazei de date au fost utilizate programele TURBOVEG (Hennekens et Shaminee 2001), Juice (Tichy 2002), QGIS, D-Map, aplicațiile GoogleEarth, OpenStreetMap și hărți topografice (DTM 1975).

Informațiile din EU-RO-007 au fost folosite integral sau parțial în diferite studii la nivel global (de ex., Cai et al. 2021), european (de ex., Vecera et al. 2019) sau național (Indreica 2015, Indreica et al. 2019). În acest fel a fost îmbunătățit gradul de cunoaștere fitosociologică și ecologică la nivel internațional, s-a extins vizibilitatea cercetărilor de pe teritoriul României, s-au integrat datele naționale într-un sistem global funcțional și transparent. De asemenea, a crescut gradul de obiectivitate în analiza vegetației la nivel național (Coldea et al. 2015).

## **2.2. Proprietățile bazelor de date**

Bazele de date la nivel continental sau mondial (Edwards et al. 2000, Bruelheide et al. 2019) sunt tot mai des folosite pentru a investiga relații interspecifice și aspecte sinecologice (Chytry et al. 2020), modele de distribuție spațială și/sau ecologică (Elith și Leathwick 2009, Wasof et al. 2015, Gomes et al. 2018), starea și dinamica biodiversității (Jandt et al. 2011, Vecera et al. 2019). Calitatea și acuratețea rezultatelor acestor investigații sunt însă afectate atât de omogenitatea și densitatea observațiilor stocate în bazele de date cât și de suprafața eșantioanelor/releveelor (Fourcaude et al. 2014). Sporbert și colab (2019) au propus o metodă pentru evaluarea gradului de acoperire cu date a arealului și nișei ecologice a speciilor. În acest sens, a fost propus un coeficient de acoperire a eșantionajului la rezoluții spațiale variabile – DMC (Dynamic Match Coefficient). Distribuția punctelor de observație a prezenței speciilor a fost extrasă din European Vegetation Archive (EVA, Chytry et al. 2016) iar referințele pentru extinderea arealului speciilor au fost hărțile din Chorological Database Halle (CDH). Modul de calcul este următorul (figura 2): (1) se reprezintă arealul speciei folosind harta corologică extrasă din CDH; (2) se reprezintă distribuția punctelor de observație din baza de date EVA; (3) se divide arealul folosind 20 de caroiaje succesive având ochiurile de rețea egale cu  $1/20, 1/19, \dots, 1/1$  din laturile hărții corologice; (4) pentru fiecare caroiaj se calculează gradul de acoperire cu eșantioane, adică proporția de ochiuri de areal care conțin puncte de observație; (5) se însumează valorile obținute la pasul anterior și divid la 2000 (suprapunere maximă,  $20 \times 100\%$ ) pentru a obține un coeficient în intervalul 0-1. Valorile DMC apropiate de 1 indică o omogenitate și o densitate mai mare a eșantionajului

raportată la atributele de referință ale speciei (areal sau nișă ecologică). Coeficientul DMC se calculează separat pentru spațiul geografic și cel climatic. Pentru nișă climatică, reducerea dimensionalității (de la 20 la 2 axe) s-a realizat prin metoda analizei componentelor principale (PCA).

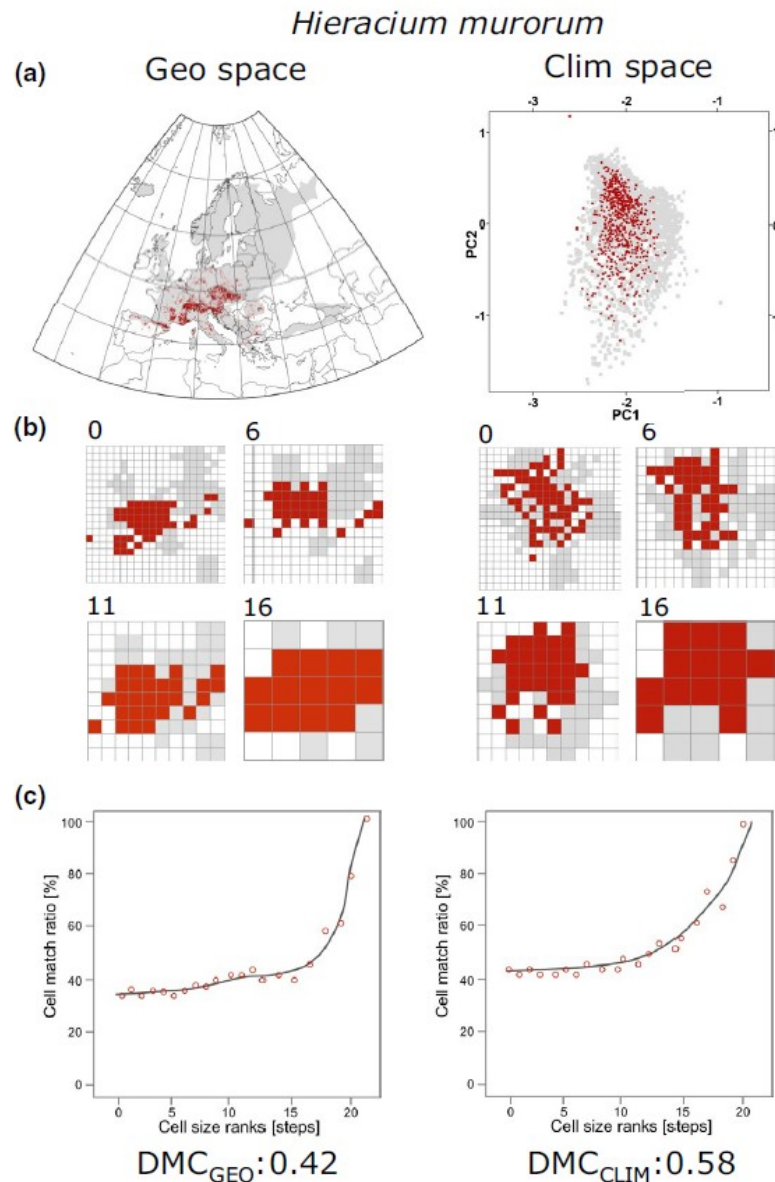


Fig. 2.3 – Ilustrarea modului de calcul a coeficientului DMC (Dynamic Match Coefficient), pentru specia *Hieracium murorum*. (a) distribuția releveelor EVA ce conțin specia, suprapuse peste harta corologică (coloana stg.) și respectiv peste nișă climatică reprezentată ca ordinogramă PCA (col. dr.); (b) exemplificarea gradului de acoperire cu relevee în 4 caroiaje de rang 0, 6, 11 și 20; (c) curba de distribuție a gradului de acoperire cu relevee în funcție de rezoluția spațiului geografic/climatic (Sporbert et al. 2019).

Din figura 2.3 se constată că punctele de inventariere cu specia *Hieracium murorum* acoperă mai bine spațiul climatic ( $DMC_{clim}=0.58$ ) decât cel geografic ( $DMC_{geo}=0.42$ ). Această

situație se poate explica prin faptul că mai multor puncte din areal le pot corespunde valori identice ale factorilor climatici (sintetici), respectiv prin aceea că eșantionajul este concentrat pe porțiuni restrânse din areal în care au loc variații climatice pe distanțe mici (de ex., gradientii altitudinali din masivele montane precum Alpi, Carpați, Pirinei).

Pentru a cuantifica în ce măsură eșantionajul se abate de la distribuția aleatoare, valorile DMC se raportează la un model nul. Acest model reprezintă mediana valorilor DMC calculate pentru 100 de simulări cu distribuții randomizate ale observațiilor speciei în arealul total al acesteia.  $DMC_{raport} = (DMC_{nul} - DMC_{obs}) / DMC_{nul}$

Între valorile observate și cele teoretice ale DMC se constată o relație pozitivă slabă pentru spațiul geografic ( $\rho = 0.389$ ) și una pozitivă puternică pentru nișa climatică ( $\rho = 0.824$ ) – figura 2.4. Marea majoritate a distribuțiilor speciilor din EVA (92%) prezintă abateri semnificative de la distribuția randomizată (au o dispersie redusă) atât pentru areal cât și pentru nișa ecologică.

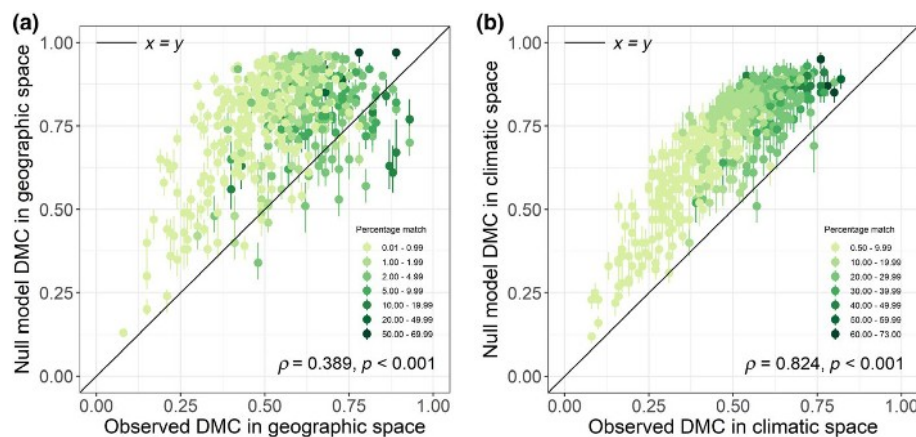


Fig. 2.4 – Relația dintre DMC observat și DMC teoretic (modelul nul) pentru 564 de specii din baza de date EVA (Sporbert et al. 2019)

Coeficientul DMC are aplicabilitate practică în următoarele situații: (1) cuantificarea reprezentativității datelor și identificarea oportunității de a modela distribuția sau ecologia speciilor pe baza observațiilor disponibile; (2) îmbunătățirea puterii de predicție a modelelor de distribuție a speciilor; (3) identificarea zonelor de areal sau a sectoarelor din gradientii ecologici care necesită inventarieri suplimentare; (4) ponderarea pe baza valorilor DMC a contribuției individuale a speciilor în modelele de analiză macro-ecologică.

### **Cap. 3. Clasificarea vegetației forestiere**

Sintaxonomia (clasificarea fitocenozelor) este o ramură a fitosociologiei care urmărește elaborarea unui sistem natural, ierarhic și inductiv de clasificare a vegetației globului (Cristea et al. 2004). Aplicabilitatea clasificărilor sintaxonomice constă în cunoașterea și gestionarea resurselor vegetale, fundamentarea măsurilor de conservare a naturii, evaluarea diversității, optimizarea productivității ecosistemelor, etc. Studiile sintaxonomice din România au fost conduse mult timp după principiile fitosociologiei tradiționale (procedeul tabelar, afectat în oarecare măsură de subiectivismul și experiența cercetătorului). Odată cu crearea bazei de date fitosociologice forestiere naționale (EU-RO-007, Indreica et al. 2017) s-au creat premise pentru analiza unitară, formală, a unui volum mai mare de date decât permitea procedeul tabelar tradițional.

În acord cu studiile recente pe plan internațional am demarat cercetări la nivel local (bazinul superior al Oltului) și apoi național care să clarifice anumite aspecte fitosociologice ori ecologice insuficient cunoscute ori controversate. De ex., numărul de asociații ale pădurilor mezofile de stejari din România (alianța *Carpinion* s.l.) diferă de la o monografie la alta – 17 asociații în Chifu et Irimia (2014) ori 10 asociații în Coldea (2015); de aceea, devin firești întrebările „ce sursă bibliografică ar trebui urmată?”, „care este de fapt diversitatea sintaxonomilor forestieri în România?”.

După definitivarea tezei de doctorat referitoare la diversitatea fitosociologică a gorunetelor din jurul depresiunii Brașovului (Indreica 2008), am abordat un proiect post-doc dedicat revizuirii sintaxonomiei pădurilor de cvercinee din România. În acest context s-au publicat mai multe articole și un capitol de carte.

#### **3.1. Pădurile xerofile continentale de gorun și stejar (*Potentillo albae-Quercetum petraeae*) pe teritoriul României**

Un prim articol s-a ocupat de fundamentarea prezenței, structurii și distribuției asociației *Potentillo albae-Quercetum petraeae* Libbert 1933 pe teritoriul României (Indreica 2011). Această asociație subtermofilă de stejar și/sau gorun a fost descrisă prima dată în anul 1933 de pe teritoriul actual al Poloniei, iar ulterior confirmată în Austria, Germania, Cehia, Slovacia. Păduri asemănătoare din România au fost descrise sub numele de *Carici montanae-Quercetum petraeae* Gergely 1962 ori *Luzulo-Quercetum Hiltzer 1932 caricetosum montanae* (Gergely 1962) Pop 1971. Se pune problema dacă acești sintaxoni

pot fi identici sau doar analogi cu Potentillo-Quercetum. Pe baza unui număr mare de inventarieri personale efectuate în perioada studiilor doctorale și post-doctorale, dar și a releveelor disponibile în baza de date fitosociologică forestieră națională (EU-RO-007), au fost confirmate similitudinile dar și particularitățile floristice și staționale cu asociația Potentillo-Quercetum. De asemenea, cu ajutorul metodei de ordonare neparametrică NMDS (scalare multidimensională non-metrică) au fost evidențiate relațiile acestei asociații cu alți sintaxoni înrudiți (Quercetum petraeae-cerridis, Luzulo-Quercetum) – figura 3.1. În acest fel s-a demonstrat că pădurile de gorun cu *Potentilla alba* constituie o unitate distinctă față de pădurile acidofile (Luzulo-Quercetum) sau pădurile termofile de gorun și cer (Quercetum petraeae-cerridis), meritând rangul de asociație.

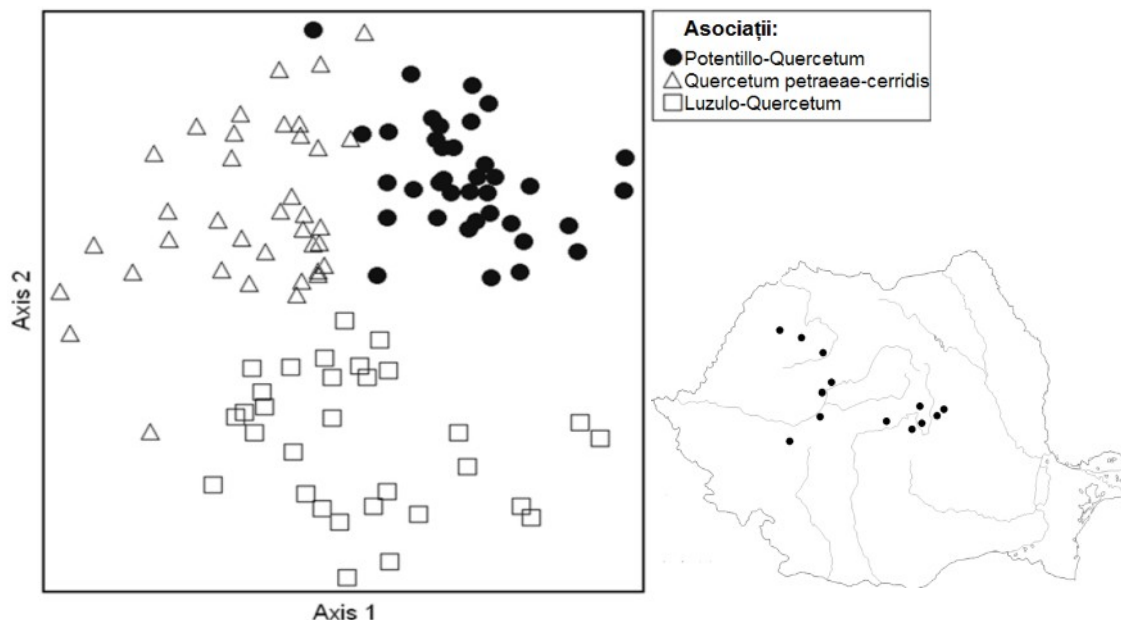


Fig. 3.1 – Ordinograma NMDS a gorunetelor subcontinentale sub-xerofile (Potentillo-Quercetum), cereto-gorunetelor subtermofile (Quercetum petraeae-cerridis) și a gorunetelor acidofile (Luzulo-Quercetum), alături de harta distribuției asociației PQ (Indreica 2011)

### 3.2. Pădurile acidofile de cvercinee (*Quercion roboris*) din România

Al doilea studiu întreprins în cadrul programului post-doc a avut ca scop clasificarea pădurilor acidofile de stejari din România comparativ cu pădurile similare din Europa (Indreica 2012). Pe lângă metodele numerice aplicate, acest studiu a presupus o documentare detaliată asupra literaturii de specialitate din România și Europa. Foarte importantă a fost consultarea publicațiilor ce conțin diagnozele asociațiilor ori subasociațiilor



În vederea validării nomenclaturale a acestor sintaxoni în acord cu principiile și articolele codului internațional de nomenclatură fitosociologică (Weber et al. 2000). Pornind de la un set de date cu 701 relevee încadrate în ordinul Quercetalia roboris de către autorii inventarierilor, s-a aplicat o filtrare pentru a păstra doar acele relevee ce corespund criteriilor de acidofilie. Astfel s-au eliminat din setul inițial releveele fără specii acidofile, cele cu proporție ridicată a speciilor eutrofe, sau cele cu diversitate specifică ridicată – peste 70 de specii pe 400 m<sup>2</sup>. Setul de date final s-a redus astfel la doar 279 relevee. Similitudinile compoziției floristice s-au testat cu metoda de clasificare divizivă TWINSpan (Two Way Indicator Species Analysis), dublată de ordonarea prin metoda analizei destinse a corespondențelor DCA (Detrended correspondence analysis). Deoarece numărul de asociații cu cvercete acidofile diferă de la autor la autor în literatura autohtonă, s-au căutat metode statistice de identificare a numărului optim de grupuri de relevee furnizat de metodele de clasificare. S-a optat pentru maximizarea sumei valorilor testului Fisher (Tichy et al. 2010); în acest caz testul Fisher arată pentru fiecare specie puterea de segregare între grupuri/partiții; s-au testat 14 variante de clasificare, având de la 2 la 15 grupuri de relevee (figura 3.2). Valoarea maximă, adică optimă, s-a obținut pentru varianta cu trei grupuri, pe care le-am considerat echivalente cu trei asociații. Analizele s-au realizat cu ajutorul programelor JUICE (Tichy 2002) și PC-ORD (McCune et Mefford 2006).

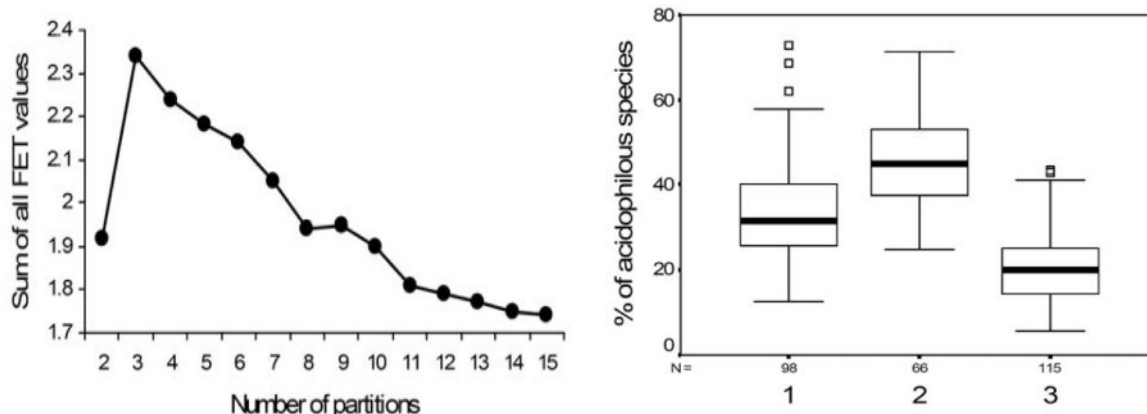


Fig. 3.2 – Detectarea numărului optim de asociații acidofile de cvercinee (stg) și variația numărului de specii acidofile în fiecare asociație (dr.) (Indreica 2012)

Speciile diagnostice pentru cele 3 asociații (tabelul 3.1) au fost identificate cu ajutorul indicelui de fidelitate phi (Chytry et al. 2002), ce exprimă în valori zecimale asocierea dintre o specie și o unitate de vegetație (grup de relevee). Pe baza interpretării speciilor diagnostice,

a condițiilor staționale și a distribuției geografice, cele trei grupuri TWINSPAN au fost asimilate cu asociațiile:

- (1) Luzulo-Quercetum petraeae Hilitzer 1932, sintaxon oligotrof mezofil cu răspândire în vestul și SE Transilvaniei, la altitudini mai mari, submontane, în stațiuni mai reci decât celelalte două asociații, având printre diagnostice unele specii de păduri boreale (*Picea abies*, *Vaccinium viis-idaea*, *Orthilia secunda*, *Hieracium transsylvanicum*).
- (2) Cytiso nigricantis-Quercetum petraeae Paucă 1941, sintaxon extrem oligotrof, xerofil, cu răspândire în partea vestică a țării.
- (3) Sorb torminlis-Quercetum petraeae Svoboda ex Blazkova 1962, sintaxon oligo-mezotrof, subtermofil, răspândit în stațiuni mai calde și mai sărace în precipitații decât celelalte două asociații, având printre speciile diferențiale unele acido-tolerante comune în pădurile termofile (*Lychnis coronaria*, *Vincetoxicum hirundinaria*, *Lathyrus niger*, *Potentilla micrantha*)

Acest studiu a evidențiat faptul că spre deosebire de vestul și centrul Europei, pădurile cu floră acidofilă din sud-estul continentului, sunt mai puțin tipice pentru alianța *Quercion roboris*, datorită solurilor cu procese de podzolire/eluviere comparativ mai reduse datorită climatului mai uscat. Prin urmare, compoziția lor floristică este mai bogată, atât în specii eu/mezotrofe cât și termofile, reprezentând de multe ori tranziții spre păduri xerofile mezotrofe subtermofile (*Quercion petraeae*) sau termofile (*Quercion frainetto*).

Tabelul 3.1 – Tabelul sintetic al asociațiilor de cvercete acidofile din România (din Indreica 2011, modificat). Valorile din dreptul speciilor reprezintă frecvența relativă a acestora în fiecare asociație. Specii diagnostice au fost considerate cele cu  $\phi > 0.20$ . Speciile nediatistice cu frecvența relativă mai mică de 10% în fiecare asociație au fost omise din tabel. Asociații: LQ=Luzulo-Quercetum, CQ=Cytiso nigricantis-Quercetum, SQ=Sorbo torminlis-Quercetum

Asociație	LQ	CQ	SQ				
Număr de relevee	98	66	115	<i>Achillea distans</i>	35	6	10
Sp. dg. grup 1				<i>Gentiana asclepiadea</i>	17	.	1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	91	33	7	<i>Iris ruthenica</i>	20	.	3
<i>Picea abies (juv.)</i>	44	5	3	<i>Orthilia secunda</i>	14	.	.
<i>Maianthemum bifolium</i>	35	.	1	<i>Anemone nemorosa</i>	23	.	8
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	76	32	26	<i>Pteridium aquilinum</i>	33	9	10
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	27	.	.	<i>Frangula alnus</i>	15	2	1
<i>Sorbus aucuparia</i>	39	9	2	<i>Melampyrum cristatum</i>	18	3	2
<i>Juniperus communis</i>	31	3	3	<i>Hierochloe australis</i>	11	.	.
<i>Picea abies</i>	20	.	1	<i>Peucedanum oreoselinum</i>	22	3	6
<i>Corylus avellana</i>	42	12	9	<i>Viola reichenbachiana</i>	35	3	21
<i>Abies alba (juv.)</i>	24	3	1	<i>Avenula praeusta</i>	10	.	.
<i>Potentilla erecta</i>	29	3	4	<i>Carex montana</i>	26	2	12
				<i>Platanthera bifolia</i>	27	8	8

<i>Ajuga reptans</i>	20	.	10	<i>Campanula persicifolia</i>	45	44	68
<i>Fagus sylvatica</i>	44	20	22	<i>Chamaecytisus hirsutus</i>	56	23	48
<i>Hieracium murorum</i>	48	24	24	<i>Trifolium medium</i>	32	18	56
<i>Hieracium transsylvanicum</i>	14	.	4	<i>Fragaria vesca</i>	51	12	38
<i>Neottia nidus-avis</i>	14	.	5	<i>Clinopodium vulgare</i>	30	14	49
<i>Rubus hirtus</i>	12	2	3	<i>Cruciata glabra</i>	51	18	63
<i>Solidago virgaurea</i>	32	17	12	<i>Galium schultesii</i>	28	14	47
Sp. dg. grup 2				<i>Genista tinctoria</i>	49	35	70
<i>Deschampsia flexuosa</i>	5	79	14	<i>Tanacetum corymbosum</i>	27	6	47
<i>Hieracium pilosella</i>	2	38	13	<i>Silene nutans</i>	28	48	17
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	7	32	10	<i>Festuca heterophylla</i>	31	3	40
<i>Genista ovata</i>	1	21	5	<i>Sedum maximum</i>	34	33	49
<i>Moehringia pendula</i>	.	15	2	<i>Hypericum perforatum</i>	23	35	37
<i>Pinus sylvestris</i>	10	24	1	<i>Hieracium sabaudum</i>	37	36	23
<i>Genista pilosa</i>	.	11	.	<i>Lychnis viscaria</i>	20	36	37
<i>Hieracium piloselloides</i>	1	17	4	<i>Hieracium umbellatum</i>	33	35	25
<i>Jovibarba heuffelii</i>	1	11	.	<i>Polytrichastrum formosum</i>	29	27	25
<i>Agrostis capillaris</i>	4	21	8	<i>Hypnum cupressiforme</i>	17	32	20
<i>Dianthus tenuifolius</i>	.	8	.	<i>Polytrichum juniperinum</i>	29	15	16
<i>Dicranum scoparium</i>	17	36	17	<i>Digitalis grandiflora</i>	8	18	26
Sp. dg. grup 3				<i>Hieracium lachenalii</i>	18	11	17
<i>Dactylis glomerata</i>	7	6	44	<i>Melampyrum bihariense</i>	14	15	18
<i>Lathyrus niger</i>	18	5	50	<i>Festuca drymeja</i>	16	8	17
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	5	2	22	<i>Symphytum tuberosum</i>	14	3	21
<i>Lathyrus hallersteinii</i>	1	.	12	<i>Fraxinus ornus</i>	2	18	23
<i>Veronica chamaedrys</i>	45	18	59	<i>Polypodium vulgare</i>	15	20	8
<i>Sorbus torminalis</i>	4	.	16	<i>Campanula rapunculoides</i>	16	2	24
<i>Dentaria bulbifera</i>	.	.	10	<i>Atrichum undulatum</i>	18	5	14
<i>Ligustrum vulgare</i>	2	.	12	<i>Mycelis muralis</i>	20	2	13
<i>Crataegus monogyna</i>	17	9	34	<i>Poa angustifolia</i>	16	.	17
<i>Carpinus betulus</i>	6	6	23	<i>Hieracium racemosum</i>	2	14	21
<i>Galium pseudaristatum</i>	3	.	13	<i>Festuca rubra</i>	18	12	7
<i>Silene viridiflora</i>	.	2	10	<i>Galium kitaibelianum</i>	.	9	17
<i>Cerasus avium</i>	.	.	8	<i>Rosa canina</i>	15	2	16
<i>Lychnis coronaria</i>	.	.	8	<i>Melittis melissophyllum</i>	19	2	11
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	2	2	12	<i>Carex digitata</i>	10	11	10
<i>Acer campestre</i>	.	.	7	<i>Melampyrum pratense</i>	15	2	11
<i>Cephalanthera damasonium</i>	.	.	7	<i>Betula pendula</i>	13	17	3
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	.	8	16	<i>Lathyrus vernus</i>	9	2	10
<i>Potentilla micrantha</i>	4	8	19	<i>Trifolium alpestre</i>	9	2	10
<i>Brachytheciastrum velutin.</i>	1	.	8	<i>Dryopteris filix-mas</i>	7	3	10
<i>Isothecium alopecuroides</i>	.	.	6	<i>Hieracium cymosum</i>	5	11	8
<i>Calamagrostis epigeios</i>	.	3	10	<i>Ranunculus auricomus</i>	9	.	10
Alte specii frecvente							
<i>Quercus petraea</i>	100	94	95				
<i>Luzula luzuloides</i>	98	85	77				
<i>Poa nemoralis</i>	61	59	83				
<i>Veronica officinalis</i>	36	70	60				
<i>Cytisus nigricans</i>	15	77	48				

### 3.3. Pădurile mezofile de cvercinee (Carpinion betuli) din România

Al treilea studiu din programul post-doc s-a axat pe sintaxonomia pădurilor mezofile de cvercinee (șleauri și cverceto-cărpinete) din România (Indreica et al. 2012c). Principala motivație a acestei cercetări a constituit-o slaba convergență, ca număr și conținut, între asociațiile alianței *Carpinion* recunoscute de diverse colective de specialiști – Täuber (1992), Coldea și Chifu (1994) ori Sanda și colab. (2008) (tabelul 2.3).

Tabelul 3.2 – Corespondența între principalele studii de sinteză asupra alianței *Lathyro hallersteinii-Carpinion* (Indreica et al. 2012c)

Nr. crt	Asociație	Sursa bibliografică		
		Täuber 1992	Coldea et Chifu 1994	Sanda et al. 2008
1	<i>Carpino-Fagetum</i> Paucă 1941	+	+	+
2	<i>Melampyro bihariensis-Carpinetum</i> Soó 1964 em. Coldea 1975	+	+	+
3	<i>Querco robori-Carpinetum</i> Soó et Pócs 1957	+	.	+
4	<i>Querco petraeae-Carpinetum</i> Soó et Pócs 1957	+	.	+
5	<i>Lathyro hallersteinii-Carpinetum</i> Coldea 1975	+	+	+
6	<i>Carpino-Quercetum cerridis</i> Klika 1938			+
7	<i>Aro orientalis-Carpinetum</i> (Dobr. et Kovacs 1973) Täuber 1992	+	+	+
8	<i>Dentario quinquefoliae-Carpinetum</i> (Dobr. et Kovacs 1973) Täuber 1992	+	.	+
9	<i>Evonymo europaea-Carpinetum</i> Chifu 1997			+
10	<i>Evonymo nanae-Carpinetum</i> (Borza 1937) Seghedin et al. 1977	+	+	+
11	<i>Corylo avellanae-Carpinetum</i> Chifu 1997	.	.	+
12	<i>Carici pilosae-Quercetum petraeae</i> Sanda et Popescu 1999	.	.	+
13	<i>Melico uniflorae-Tilietum tomentosae</i> Sanda et Popescu (1971) 1992	.	.	+
14	<i>Rusco-Carpinetum</i> Horvat 1938	+	.	+
15	<i>Populo tremulae-Carpinetum</i> Täuber 1992	+	.	+
16	<i>Tilio tomentosae-Carpinetum</i> Doniță 1968	+	+	+
17	<i>Galio kitaibelianii-Carpinetum</i> Coldea et Pop 1988	+	+	+
18	<i>Galio schultesii-Carpinetum</i> Täuber 1992	+	.	.
Numărul asociației recunoscute		13	7	17

Un prim obiectiv a vizat selecția automatizată (formală) din baza de date națională a releveelor aparținând acestui tip de vegetație. Criteriile de selecție au luat în considerare: (a) acoperirea minimă speciilor arborescente mezofile (carpen, tei), (b) acoperirea minimă a speciilor ierboase forestiere mezofile (*Asarum europaeum*, *Carex pilosa*, *Cerasus avium*, *Dentaria bulbifera*, *Galium odoratum*, *G. schultesii*, *Lamium galeobdolon*, *Lathyrus vernus*,

*Pulmonaria officinalis*, *Stellaria holostea*), (c) acoperirea maximă speciilor lemnoase din alte alianțe fitosociologice (fag, anini, paltin, plop, sălcii, brad), (d) acoperirea maximă a speciilor indicatoare de soluri acide, (e) balansarea distribuției geografice a releveelor (maxim 3 relevee pe 10x10 km). Aceste criterii au fost integrate sub forma unei definiții de tip expert-system (Kočí et al. 2003; Tichý et al. 2019) pentru definirea alianței Carpinion și aplicată automat bazei de date cu ajutorul programului Juice (Tichy 2002):

(((*Carpinus.betulus*>10% OR *Tilia.tomentosa*>10%) OR *acop.arbori.Carpinion*>*acop.arbori.total*) AND (((*acop.sp.mezofile*>25% OR *acop.sp.mezofile*>*acop.sp.oligotrofe*) AND *acop.sp.mezofile*>*acop.sp.xerofile*) AND *acop.sp.mezofile*>*acop.sp.higrofile*)) NOT ((*Fagus sylvatica*>25% OR *Fagus sylvatica*>*acop.arbori.Carpinion*) OR *nr.arbori.Alnion*>3).

Fiecare grup de specii din definiția de mai sus a fost completat pe baza literaturii de specialitate și a unor analize proprii asupra bazei de date naționale. De exemplu, din grupul speciilor oligotrofe fac parte: *Deschampsia flexuosa*, *Calamagrostis arundinacea*, *Carex montana*, *Chamaecytisus hirsutus*, *Chamaespartium sagittale*, *Genista tinctoria*, *Hieracium transsylvanicum*, *Lembotropis nigricans*, *Lychnis viscaria*, *Luzula luzuloides*, *Pteridium aquilinum*, *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*; din grupul speciilor lemnoase ale alianței Alnion fac parte: *Alnus glutinosa*, *Alnus incana*, *Frangula alnus*, *Fraxinus angustifolia*, *Fraxinus pallisiae*, *Populus alba*, *Prunus padus*, *Salix alba*, *Salix cinerea*, *Salix fragilis*, *Ulmus minor*, *Viburnum opulus*.

În urma aplicării metodelor de clasificare și ordonare numerică au fost validate doar 5 asociații de Carpinion, comparativ cu 7, 13 sau 17 asociații menționate în studiile anterioare. Pentru identificarea celor 5 asociații au fost create 16 grupe sociologice (tabelul 2.4) și 5 definiții de tip expert:

Lathyro hallersteinii-Carpinetum: ((grup *Stellaria holostea* OR grup *Galium odoratum* OR *Carpinus betulus*>5%) AND (grup *Luzula luzuloides* OR grup *Lathyrus niger* OR grup *Lychnis viscaria* OR grup *Sedum maximum*)) NOT (grup *Scutellaria altissima* OR *Carex pilosa*>25% OR grup *Circaea lutetiana* OR grup *Ranunculus ficaria*)

Circaeo lutetianae-Carpinetum: (grup *Circaea lutetiana* OR grup *Rubus caesius* OR grup *Ranunculus ficaria*) NOT (grup *Helleborus purpurascens* OR grup *Cornus mas* OR grup *Lathyrus niger* OR grup *Sedum maximum* OR *Carex pilosa*>25% OR *Tilia tomentosa*>25%)

Quercus cerridis-Carpinetum: (grup *Helleborus purpurascens* OR grup *Polygonatum latifolium* OR (grup *Arum maculatum* AND grup *Cornus mas*)) NOT (grup *Scutellaria altissima* OR *Tilia tomentosa*>25%)

Melampyro bihariensis-Carpinetum: (*Carex pilosa*>25% AND (grup *Carex pilosa* OR grup *Stellaria holostea*)) NOT (grup *Scutellaria altissima* OR *Tilia tomentosa*>25% OR grup *Circaea lutetiana* OR grup *Ranunculus ficaria*)

*Tilia tomentosae*-Carpinetum: *Tilia tomentosa*>25% OR grup *Scutellaria altissima* OR (*Tilia tomentosa*>5% AND (grup *Potentilla micrantha* OR grup *Cornus mas*))

Tabelul 3.3 – Grupele sociologice de plante folosite în definițiile de tip expert ale asociațiilor alianței Carpinion din România (Indreica et al. 2012c)

Grup	Specii componente
Arum maculatum	<i>Anthriscus cerefolium</i> , <i>Arum maculatum</i> , <i>Scilla bifolia</i> , <i>Veronica hederifolia</i>
Carex pilosa	<i>Carex pilosa</i> , <i>Euphorbia amygdaloides</i> , <i>Galium schultesii</i>
Circaea lutetiana	<i>Aegopodium podagraria</i> , <i>Circaea lutetiana</i> , <i>Sambucus nigra</i> , <i>Stachys sylvatica</i>
Cornus mas	<i>Cornus mas</i> , <i>Lithospermum purpureocaeruleum</i> , <i>Melica uniflora</i> , <i>Viburnum lantana</i>
Galium odoratum	<i>Dentaria bulbifera</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Mycelis muralis</i> , <i>Sanicula europaea</i>
Helleborus purpurascens	<i>Crocus banaticus</i> , <i>Helleborus purpurascens</i> , <i>Lilium martagon</i> , <i>Symphytum tuberosum</i>
Lathyrus niger	<i>Lathyrus niger</i> , <i>Melittis melissophyllum</i> , <i>Trifolium medium</i> , <i>Veronica chamaedrys</i>
Luzula luzuloides	<i>Calamagrostis arundinacea</i> , <i>Hieracium murorum</i> , <i>Luzula luzuloides</i> , <i>Veronica officinalis</i>
Lychnis viscaria	<i>Chamaecytisus hirsutus</i> , <i>Lembotropis (Cytisus) nigricans</i> , <i>Lychnis viscaria</i> , <i>Silene nutans</i>
Polygonatum latifolium	<i>Acer tataricum</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Polygonatum latifolium</i> , <i>Viola suavis</i>
Potentilla micrantha	<i>Aremonia agrimonoides</i> , <i>Potentilla micrantha</i> , <i>Primula acaulis</i> , <i>Tamus communis</i>
Ranunculus ficaria	<i>Carex sylvatica</i> , <i>Deschampsia cespitosa</i> , <i>Paris quadrifolia</i> , <i>Ranunculus ficaria</i>
Rubus caesius	<i>Carex remota</i> , <i>Impatiens noli-tangere</i> , <i>Rubus caesius</i> , <i>Urtica dioica</i>
Scutellaria altissima	<i>Asparagus tenuifolius</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Scutellaria altissima</i> , <i>Tilia tomentosa</i>
Sedum maximum	<i>Clinopodium vulgare</i> , <i>Sedum maximum</i> , <i>Tanacetum corymbosum</i> , <i>Vincetoxicum hirundinaria</i>
Stellaria holostea	<i>Asarum europaeum</i> , <i>Lamium galeobdolon</i> , <i>Pulmonaria officinalis</i> , <i>Stellaria holostea</i>

Definiții de tip expert s-au furnizat în cadrul mai multor sinteze sau monografii ale vegetației la nivel național (de ex. Stupar et al. 2015, Chytry et al. 2016) sau european (Chytry et al. 2020). Astfel de definiții sunt foarte utile pentru mai buna înțelegere și identificarea consecventă a asociațiilor. Procesul de creare și validare a definițiilor conduce adesea la eliminarea sau sinonimizarea acelor asociații a căror separare nu este susținută de compoziția, ecologia ori distribuția spațială a releveelor publicate/disponibile.

### 3.4. Pădurile termofile de stejari (*Quercetalia pubescenti-petraeae*)

Un al patrulea studiu de sintaxonomie forestieră s-a concretizat într-un capitol dedicat pădurilor termofile de stejari (Indreica 2015), parte dintr-o monografie fitosociologică a vegetației din România (Coldea et al. 2015). Cercetările au presupus o vastă documentare bibliografică, consultări cu specialiști în domeniu, analize statistice specifice (clasificări, ordonări, optimizări), revizuirea critică a sintaxonilor raportată la codul de nomenclatură fitosociologică, diagnozele originale, asociații înrudite, analiza spațială și corelația dintre unitățile de vegetație și unitățile biogeografice sau diverși factori staționali. S-a furnizat o descriere detaliată a fiecărei asociații și două tabele fitosociologice sintetice – unul pentru 7 asociații de tufărișuri termofile din alianța *Syringo-Carpinion orientalis* și al doilea pentru 12 asociații de păduri termofile și respectiv acidofile din alianțele *Quercion frainetto*, *Aceri tatarici-Quercion*, *Quercion petraeae* și *Quercion roboris*.

Schema sintaxonomică a unităților analizate:

#### QUERCETEA PUBESCENTIS

##### Fraxino orni-Cotinetalia

##### Syringo-Carpinion orientalis

*Syringo-Carpinetum orientalis*

*Asplenio-Syringetum vulgaris*

*Acantho longifolii-Quercetum pubescentis*

*Celto-Juglandetum regiae*

*Paeonio peregrinae-Carpinetum orientalis*

*Gymnospermio altaicae-Celtetum glabratae*

*Corno-Fraxinetum orni*

*Juglando-Coryletum columnae*

##### Quercetalia pubescenti-petraeae

##### Quercion frainetto

*Quercetum frainetto-cerridis*

*Potentillo micranthae-Quercetum petraeae*

*Fraxino orni-Quercetum dalechampii*

*Tilio tomentosae-Quercetum petraeae*

Aceri tatarici-Quercion

*Lithospermo purp.-Quercetum pubescentis*

*Quercetum pubescenti-roboris*

*Galio dasypodi-Quercetum pubescentis*

Quercion petraeae

*Quercetum petraeae-cerridis*

*Galio kitaibeliani-Carpinetum*

*Cytiso nigricanti-Quercetum petraeae*

*Carici montanae-Quercetum petraeae (Potentillo albae-Quercetum petraeae)*

#### QUERCETEA ROBORI-PETRAEAE

Quercetalia roboris

Quercion roboris

*Luzulo luzuloidis-Quercetum petraeae*

*Molinio caeruleae-Quercetum roboris*

Exemplu de descriere a unei asociații:

Numele valid al asociației: *Fraxino orni-Quercetum dalechampii* Doniță 1970

Sinonime: *Nectaroscordo-Tilietum tomentosae* Doniță 1970, *Galantho plicatae-Tilietum tomentosae* Doniță 1970, *Fragario viridis-Polyquercetum* Doniță 1970 (Art. 10<sup>1</sup>), *Carici-Quercetum frainetto* Doniță 1970, *Polyquercetum-Tilietum tomentosae* Doniță 1970 (Art. 10).

Sinonime sintaxonomice: *Tilio tomentosae-Quercetum dalechampii* Sârbu 1979 p.p., *Tilio tomentosae-Quercetum pedunculiflorae* Doniță 1968 p.p., *Violo suavis-Quercetum pedunculiflorae* Doniță 1970 p.p.

Compoziția floristică: Tabel sintetic 9, coloana 3 (tabel în Coldea et al. 2015)

Tipificare: Deoarece diagnoza originală a asociației (Doniță 1970) include doar tabel sintetic, conform codului de nomenclatură fitosociologică (Weber et al. 2000) a fost ales un neotip, adică un releveu tip selectat ulterior, din zona Podișului Babadag (locul clasic al asociației).

Relevu tip (*neotypus hoc loco*): Localizare între Ciucurova și Slava Cercheză (TL), lat. 44.89250° N, long. 28.49944° E, alt. 215 m, exp. E, încl. 5°; Acoperirea pe straturi E3 – 90%, E2 – 30%, E1 40%. Data 15.06.2012. Supr. 400 m<sup>2</sup>, Autor: Adrian Indreica.

<sup>1</sup> numărul articolului din codul de nomenclatură fitosociologică (Weber et al. 2000) în baza căruia sintaxonul respectiv a fost invalidat; de ex., art 10 stipulează că numele unei asociații trebuie să derive din numele valid al uneia sau două specii, ceea ce „Polyquercetum” nu îndeplinește.



E3 (strat arborescent): *Quercus petraea ssp. dalechampii* 4, *Tilia tomentosa* 2, *Fraxinus excelsior* 2, *Carpinus orientalis* 1

E2 (strat arbustiv): *Cornus mas* 3, *Tilia tomentosa* 1, *Carpinus orientalis* +, *Fraxinus ornus* 1, *Acer campestre* +, *Crataegus monogyna* +

E1 (strat ierbos și de regenerare): *Piptatherum virescens* 1, *Mercurialis ovata* 1, *Potentilla micrantha* +, *Scutellaria altissima* +, *Paeonia peregrina* +, *Nectaroscordum siculum* +, *Lathyrus aureus* +; *Lithospermum purpureocaeruleum* 1, *Lathyrus niger* +, *Vincetoxicum hirundinaria* +, *Viola suavis* 1; *Polygonatum latifolium* 2, *Dentaria bulbifera* 2, *Dactylis polygama* 1, *Melica uniflora* 1, *Galium aparine* 1, *Convallaria majalis* +, *Poa nemoralis* +, *Geum urbanum* +, *Carex muricata* +, *Arum orientale* +, *Ajuga genevensis* +, *Bromus benekenii* +, *Lamium purpureum* +.

Descriere: Asociația reunește păduri termofile cu gorun, tei argintiu, mojdrean și cărpiniță răspândite în ținuturi cu influențe pontice – în Dobrogea și sudul Moldovei. Ocupă versanți însoriți sau culmi în etajul nemoral, la altitudini de 100-450 m. Substratul este alcătuit din calcare sau loess. Solurile preponderente sunt de tip eutricambosol, preluvosoluri sau rendzine. Spațial intră în contact cu asociația *Paeonio-Carpinetum orientalis* Doniță 1970, respectiv *Tilio tomentosae-Carpinetum betuli* Doniță 1968. Stratul arborescent este relativ închis (acoperire 70-80%) și este compus din *Quercus petraea* s.l., *Quercus pedunculiflora*, *Tilia tomentosa*, *Fraxinus ornus* și *Carpinus orientalis*. În stratul arbustiv, care poate fi bine dezvoltat, intră *Cornus mas*, *Euonymus verrucosus*, *Crataegus monogyna*, precum și exemplare arbustive de *Carpinus orientalis* sau *Fraxinus ornus*. În stratul ierbos, dominante și constante sunt *Dactylis polygama*, *Poa nemoralis*, *Polygonatum latifolium*.

Specii diagnostice: diferențiale față de asociația *Potentilla micranthae-Quercetum petraeae* sunt *Nectaroscordum siculum*, *Galanthus plicatus*, *Symphytum tauricum*, *Lathyrus aureus*, *Paeonia peregrina*, *Anthriscus nemorosa*, *Fraxinus coriariifolia*, *Mercurialis ovata*. Dintre speciile caracteristice alianței apar mai frecvent *Fraxinus ornus*, *Carpinus orientalis*, *Potentilla micrantha*, *Scutellaria altissima*, *Asparagus tenuifolius* și *Piptatherum virescens*.

Subasociații: *typicum*, *quercetosum pedunculiflorae*

Comparații cu alte asociații: Pădurile descrise sub numele *Tilio tomentosae-Quercetum pedunculiflorae* Doniță 1968 (*Quercus pedunculiflorae-Tilietum tomentosae* Doniță

1970) și *Violo suavis-Quercetum pedunculiflorae* Doniță 1970 nu diferă în mod semnificativ de *Fraxino orni-Quercetum dalechampii*, motiv pentru care le-am considerat sinonime. Pe fondul unei compoziții floristice uniforme, schimbarea speciilor de *Quercus*, respectiv înlocuirea lui *Q. dalechampii* cu *Q. pedunculiflora*, determină doar un facies nu o asociație. Modificările de biotop, respectiv trecerea de la culmi la văi largi, realizează doar o compensare a deficitului de precipitații indus de scăderea altitudinii și nu are efecte majore asupra compoziției. Deși în diagnoza originală (Doniță 1970) *Violo suavis-Quercetum* este încadrată în alianța *Aceri tatarici-Quercion*, există o asemănare floristică ridicată cu *Tilio-Quercetum pedunculiflorae* și nu ar fi necesară o separare la nivel de alianță. Atât *Acer tataricum* cât și *Tilia tomentosa* participă în ambele asociații, alături de un nucleu comun de specii cu areal balcanic ori submediteranean (*Tilia tomentosa*, *Cornus mas*, *Paeonia peregrina*, *Asparagus tenuifolius*, *A. verticillatus*, *Piptatherum virescens*, *Myrrhoides nodosa*). Fără o creștere a ponderii taxonilor stepici, absența speciilor *Carpinus orientalis* și *Faxinus ornus* din *Violo-Quercetum* nu poate fi pusă pe seama continentalizării climatului; dimpotrivă, localizarea sa pe văile largi duce la creșterea elementelor mezofile de *Fagetalia*.

### 3.5. Tipuri de habitate europene (EUNIS, Natura 2000)

Experiența acumulată în cercetările la nivel național, atât la nivel sintaxonomic cât și informatic (baze de date, statistică multivariată, programe specifice) a fost valorificată și în cadrul unor studii la nivel internațional. De exemplu, Chytry și colab. (2020) au realizat o clasificare exhaustivă a tipurilor de habitate EUNIS la nivelul Europei, folosind o bază de date unitară (1 261 373 relevee) și un set de definiții de tip expert. Pentru ca date provenite din diverse surse să poată fi analizate unitar, a fost nevoie de o standardizare a denumirii speciilor și a scărilor de abundență-dominanță (Braun-Blanquet clasic cu 7 trepte, Braun-Blanquet extins cu 9 trepte și Domin cu 10 trepte). Numărul și conținutul grupelor funcționale de specii, precum și criteriile de clasificare a releveelor în tipuri de habitate au fost verificate și testate de fiecare specialist în funcție de domeniul de expertiză (vegetație acvatică, pajiști, păduri mediteraneene, păduri temperate, etc.). Fiecare habitat este însoțit de o descriere, o enumerare a alianțelor fitosociologice corespondente, o listă a speciilor diagnostice (coef. fidelitate  $\phi > 0.15$ ), constante (frecvența speciei peste 10% în tipul de

habitat) și dominante (acoperire mai mare de 25% din suprafața reliefului). Pentru exemplificare se redau mai jos informațiile corespunzătoare habitatului *Păduri de fag pe soluri acide* (cod EUNIS T18). Răspândirea habitatului T18 este redată în figura 3.3.

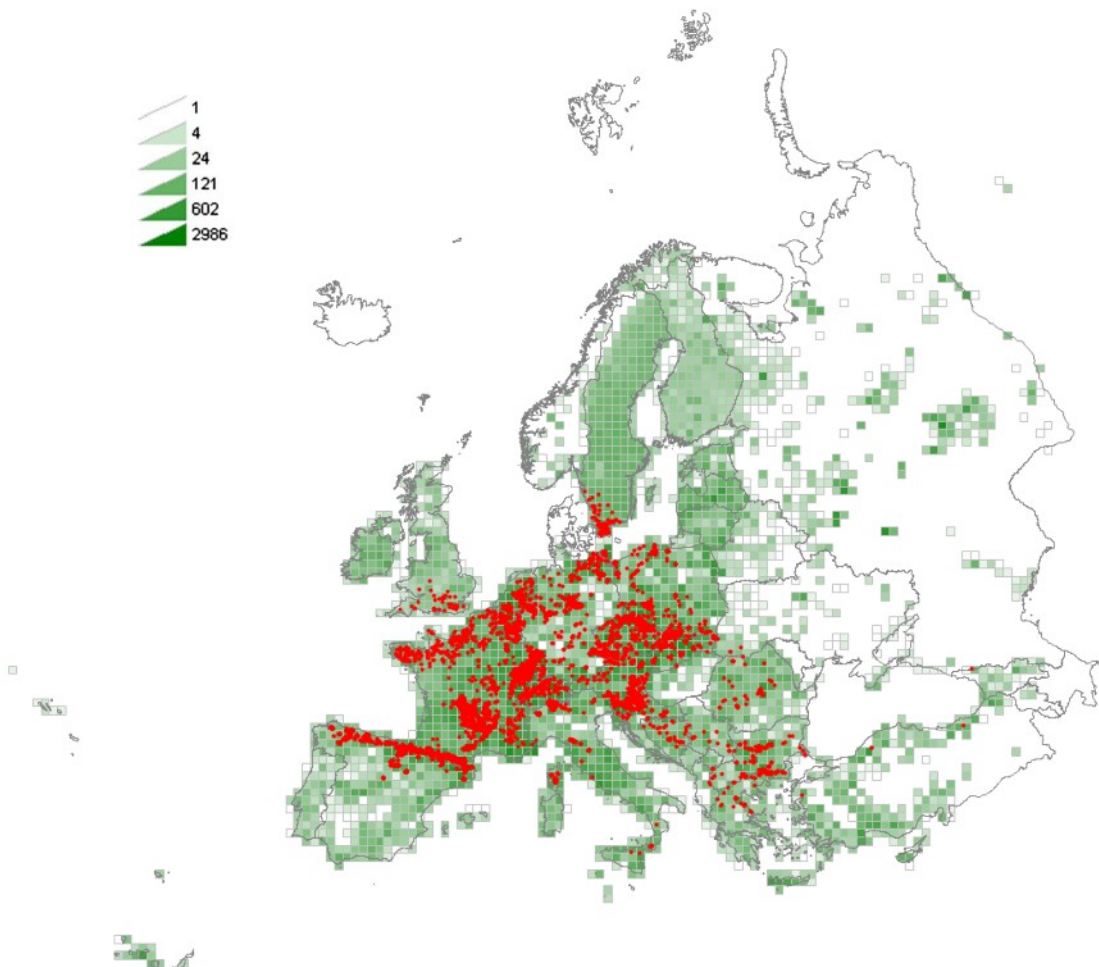


Figura 3.3 – Distribuția în Europa a habitatului EUNIS T18 *Păduri de fag pe soluri acide* (Chytrý et al. 2020). În fundal, un caroiaj de 50x50 km cu densitatea releveelor disponibile pentru păduri (valori prag notate în legendă).

Definiția habitatului T18:

```
(((<#TC Fagus-sylvatica-orientalis GR 30> AND (<Fagus sylvatica GR #SC Trees> OR <Fagus orientalis GR #SC Trees>)) AND <### +05 Acidophilous-forest-species GR ### +05 Eutrophic-deciduous-forest-species>) NOT <#TC +05 Eutrophic-deciduous-forest-species GR 25>) NOT ((<$$C Country EQ Ireland> OR (<$$C Country EQ United Kingdom> AND <$$N DEG_LAT GR 53>)) OR ((<$$N DEG_LAT GR 48> AND <$$N DEG_LON GR 26.5>) OR (<$$N DEG_LAT GR 55> AND <$$N DEG_LON GR 19>)))
```

unde: <, > = delimitatori pentru o condiție, # = indicativ pentru un grup de specii (de ex. grupul *Acidophilous-forest-species* ce conține 40 de specii), #TC = total cover (acoperirea tuturor speciilor dintr-un grup), #SC = single-species cover (acoperirea speciei din grup cu cea mai mare valoare în relevu), GR = greater than, EQ = equal, +05 = cod comun unui set de grupuri între care se compară specii diferențiale, \$\$C = indicativ pentru nume de țară, \$\$N = indicativ pentru coordonate geografice, AND, OR, NOT = operatori logici.

Definiția de mai sus se poate traduce astfel: Un relevu aparține tipului T18 dacă acoperirea însumată a fagilor (*F. sylvatica* și/sau *F. orientalis*) depășește 30% și acoperirea oricărei specii de fag e mai mare decât a oricărei alte specii arborescente și numărul de specii forestiere acidofile e mai mare decât numărul de specii forestiere eutrofe și acoperirea speciilor eutrofe nu depășește 25%; de asemenea, relevul trebuie să fie localizat în afara Irlandei iar în restul Europei să nu depășească latitudinea de 53 °N în Marea Britanie, cea de 55 °N pentru longitudini între 19-26.5 °E sau cea de 48 °N la est de 26.5 °E.

Specii diagnostice (fidelitate, coef. phi x 100): *Fagus sylvatica* 31.4, *Polytrichum formosum* 21.6, *Luzula luzuloides* 18.6, *Dicranella heteromalla* 15.5, *Quercus petraea* 15.4;

Specii constante (frecvența relativă, %): *Fagus sylvatica* 100, *Avenella flexuosa* 56, *Vaccinium myrtillus* 50, *Polytrichum formosum* 48, *Sorbus aucuparia* 37, *Pteridium aquilinum* 35, *Luzula luzuloides* 34, *Quercus petraea* 32, *Picea abies* 30, *Rubus fruticosus* aggr. 28, *Oxalis acetosella* 28, *Hieracium murorum* 27, *Dicranum scoparium* 26, *Ilex aquifolium* 23, *Abies alba* 23, *Carex pilulifera* 22, *Quercus robur* 20, *Hypnum cupressiforme* 19, *Athyrium filix-femina* 19, *Maianthemum bifolium* 18, *Prenanthes purpurea* 17, *Lonicera periclymenum* 17, *Betula pendula* 17, *Pinus sylvestris* 16, *Dryopteris dilatata* 16, *Dicranella heteromalla* 16, *Acer pseudoplatanus* 16, *Poa nemoralis* 15, *Luzula sylvatica* 15, *Veronica officinalis* 14, *Solidago virgaurea* 14, *Rubus idaeus* 14, *Luzula pilosa* 14, *Hedera helix* 14, *Dryopteris carthusiana* 13, *Corylus avellana* 13, *Calamagrostis arundinacea* 13, *Castanea sativa* 12, *Atrichum undulatum* 12, *Melampyrum pratense* 11, *Leucobryum glaucum* 11, *Frangula alnus* 11, *Carpinus betulus* 11, *Blechnum spicant* 11;

Specii dominante (frecvența relativă pentru acoperiri > 1/4, %): *Fagus sylvatica* 100, *Vaccinium myrtillus* 11, *Avenella flexuosa* 8, *Quercus petraea* 6.

Trebuie subliniat că sistemul de clasificare EUNIS-ESy permite încadrarea progresivă a releveelor în unități de ordin ierarhic diferit, în funcție de prezența elementelor diagnostice (specii, regiune biogeografică, altitudine, etc.). Astfel, dacă un relevu are suficiente elemente diagnostice el va fi încadrat la tip de habitat, însă dacă astfel de elemente lipsesc ori relevuul este unul de tranziție, cu potriviri simultane pentru mai multe tipuri, atunci se identifică doar grupa de tipuri (de ex., „păduri”) sau relevuul rămâne neclasificat. În caseta de mai jos este prezentat rezultatul clasificării automate în programul Juice a unui relevu din baza de date EU-RO-007:

Relevu nr. 5282, Autor: Indreica A., Loc: Lepsa (VN), lat: 45.931944 °N, Lon: 26.610833 °E, Supr: 400 m<sup>2</sup>, Alt: 675 m, Exp: V, Incl: 30, Acop\_E3: 65%, Acop\_E2: 0%, Acop\_E1: 70%, Acop\_E0: 5, Custode: AI, Data: 06-07-2011

E3: *Fagus sylvatica* 3, *Quercus petraea* 2, *Pinus sylvestris* 1, *Betula pendula* 1, *Picea abies* +  
E1: *Vaccinium myrtillus* 3, *Calluna vulgaris* 2, *Luzula luzuloides* 1, *Pteridium aquilinum* 1, *Polystichum aculeatum* +, *Genista tinctoria* +, *Silene nutans* +, *Hieracium murorum* +, *Vaccinium vitis-idaea* +, *Hieracium sabaudum* +, *Lembotropis nigricans* +, *Calamagrostis arundinacea* +, *Molinia caerulea* +, *Platanthera bifolia* +

E0: *Leucobryum glaucum* 1, *Hypnum cupressiforme* 1, *Polytrichum formosum* +, *Dicranum scoparium* +

EUNIS Expert-System analysis (din Juice 7.1.27, simplificat)

FREQ.	SP.No.	COVER	GROUP NAME
1.5%	5	51.9%	#TC Trees
25.0%	10	55.5%	### +05 Acidophilous-forest-species
1.5%	5	51.9%	#SC Trees
0%	0	0%	### +05 Eutrophic-deciduous-forest-species
2.2%	5	51.9%	#TC Native-trees
4.4%	2	5.9%	#TC Native-light-canopy-trees

CLASSIFICATION of selected relevé: T18 Fagus forest on acid soils

Category: 4

Structured formula answer for vegetation type T18 Fagus forest on acid soils:

1. *Fagus sylvatica* GR #SC Trees (TRUE) OR *Fagus orientalis* GR #SC Trees (FALSE) = TRUE
2. line\_1 (TRUE) AND #TC *Fagus-sylvatica-orientalis*GR30 (TRUE) = TRUE
3. line\_2 (TRUE) AND ### +05 Acidophilous-forest-speciesGR### +05 Eutrophic-deciduous-forest-species (TRUE) = TRUE

4. line\_3 (TRUE) NOT #TC +05 Eutrophic-deciduous-forest-speciesGR25 (FALSE) = TRUE
5. \$\$C Country EQ United Kingdom (FALSE) AND \$\$N DEG\_LATGR53 (FALSE) = FALSE
6. line\_5 (FALSE) OR \$\$C Country EQ Ireland (FALSE) = FALSE
7. \$\$N DEG\_LAT GR 48 (FALSE) AND \$\$N DEG\_LON GR 26.5 (FALSE) = FALSE
8. \$\$N DEG\_LAT GR 55 (FALSE) AND \$\$N DEG\_LON GR 19 (FALSE) = FALSE
9. line\_7 (FALSE) OR line\_8 (FALSE) = FALSE
10. line\_6 (FALSE) OR line\_9 (FALSE) = FALSE
11. line\_4 (TRUE) NOT line\_10 (FALSE) = TRUE

-----

CLASSIFICATION of selected relevé: T Forest

Category: 3

-----

Structured formula answer for vegetation type: T Forest

1. #TC Native-trees GR 25 (TRUE) OR #TC Native-light-canopy-trees GR 15 (FALSE) = TRUE
  2. line\_1 (TRUE) NOT #TC Non-native-trees GR 15 (FALSE) = TRUE
- 

O alternativă la clasificarea automatizată prin intermediul unui program, o reprezintă o cheie tradițională de identificare a asociațiilor sau habitatelor, după modelul cheilor dicotomice de determinare a speciilor vegetale sau animale. În domeniul fitosociologiei, astfel de chei au fost create pentru identificarea tipurilor de pădure (Pașcovschi și Leandru 1958) sau a tipurilor de pătură ierbacee (Beldie și Chiriță 1967). Acestea sunt cu precădere utile personalului silvic, studenților sau masteranzilor. Pentru cei mai puțin experimentați, identificarea asociațiilor ori habitatelor fără suportul unei chei poate conduce la rezultate arbitrare ori eronate. De exemplu, în cazul habitatelor din România (Doniță et al. 2005) listele de specii diagnostice au adesea un conținut nevalidat statistic (inclusiv specii constante, dar nu neapărat diferențiale) ori sunt incomplete (se termină cu „etc.” ori „ș.a.”). În acest caz, procesul de clasificare presupune citirea câtorva zeci de pagini și filtrarea subiectivă, adesea ineficientă, a caracterelor de diagnoză. Un suport în procesul de clasificare îl reprezintă cheile de identificare sub formă tabelară (tabelul 3.4), menite să focalizeze atenția pe elementele esențiale în clasificare, prin filtrarea și alăturarea acestora într-un spațiu grafic relativ redus.

Tabel 3.4 – Fragment din cheia de identificare a habitatelor din România având stejarul ca specie (co-)edificatoare (Indreica 2020)

Arbori dominanți	Alte sp. de arbori	Specii diagnostice din straturile ierbos și arbustiv	Cond. staționale particulare	Habitat (Doniță et al. 2005)
ST	GO, JU, UL	<i>Iris graminea</i> , <i>I. aphylla</i> , <i>Potentilla alba</i> , <i>Pulmonaria mollis</i> , [ <i>Acer tataricum</i> , <i>Carex michelii</i> , <i>Helleborus purpurascens</i> , <i>Melampyrum bihariense</i> , <i>Polygonatum latifolium</i> ]	Transilvania, stațiuni uscate	R4138 Păduri dacice de gorun și stejar pedunculat cu <i>Acer tataricum</i>
	CI, JU, FR	<i>Bupleurum praealtum</i> , <i>Iris variegata</i> , <i>Melica altissima</i> , <i>Nepeta cataria</i> , <i>Phlomis tuberosa</i> , <i>Vincetoxicum hirundinaria</i> , <i>Viola hirta</i> [ <i>Acer tataricum</i> , <i>Carex michelii</i> , <i>Polygonatum latifolium</i> ]	Moldova, stațiuni uscate	R4146 Păduri-rariști moldave de stejar pedunculat și cireș cu <i>Acer tataricum</i>
	GO, CA, CI, FR, TED, AR, JU	<i>Hepatica transsilvanica</i> , [ <i>Anemone ranunculoides</i> , <i>Dentaria bulbifera</i> , <i>Carex pilosa</i> , <i>Helleborus purpurascens</i> , <i>Isopyrum thalictroides</i> , <i>Lathyrus vernus</i> , <i>Lamium galeobdolon</i> , <i>Melampyrum bihariense</i> , <i>Mercurialis perennis</i> , <i>Polygonatum latifolium</i> , <i>Ranunculus auricomus</i> , <i>Sanicula europaea</i> ]	Vestul, nordul și centrul României, stațiuni relativ umede	R4143 Păduri dacice de stejar pedunculat cu <i>Melampyrum bihariense</i>
	CA, JU	<i>Carex praecox</i> , <i>Molinia caerulea</i> (dominantă)	Teren așezat, sol acid	R4144 Păduri dacice de stejar pedunculat cu <i>Molinia caerulea</i>
	ANN, CA, TED, (GO)	<i>Carex brizoides</i> (dominant), <i>Agrostis stolonifera</i>	Vestul României	R4145 Păduri panonice de stejar pedunculat cu <i>Carex brizoides</i>
	CI, UL, JU	-, [ <i>Convallaria majalis</i> , <i>Polygonatum latifolium</i> ] – nu se pot extrage specii caracteristice proprii; important e substratul nisipos	Nisipurile din NV României	R4148 Păduri panonice psamofile de stejar pedunculat cu <i>Convallaria majalis</i>
ST, TE	FR, CA, TED, ULM, UL	<i>Asperula taurina</i> , <i>Carpesium cernuum</i> , <i>Ornithogalum flavescens</i> , <i>Scutellaria altissima</i>	Sudul și estul României; câmpie plană, platouri, versanți slab înclinați	R4147 Păduri danubiene mixte de stejar pedunculat și tei argintiu cu <i>Scutellaria altissima</i>
ST, FR, ULM		<i>Aegopodium podagraria</i> , <i>Eupatorium cannabinum</i> , <i>Festuca gigantea</i> , <i>Frangula alnus</i> , <i>Impatiens noli-tangere</i> , <i>Physalis alkekengi</i> , <i>Rubus caesius</i> , <i>Solanum dulcamara</i>	Lunci, terase cu pânza freatică aproape de suprafață	R4404 Păduri danubian-panonice de luncă mixte de stejar pedunculat, frasin și ulmi cu <i>Festuca gigantea</i>

### Cartarea habitatelor forestiere din arii protejate.

Activitățile de cartare a habitatelor pot avea un caracter uzual în cadrul proiectelor suport pentru planurile de management ale ariilor protejate sau pentru elaborarea studiilor de biodiversitate conexe amenajamentelor silvice. În astfel de situații, procesul de identificare a habitatelor pe baza corespondenței dintre tipurile de habitat și compozițiile arboretelor se poate automatiza cu ajutorul unor formule specifice în QGIS (sau Excel)

(Indreica 2020). Astfel de formule au fost create pentru identificarea tipurilor de habitate forestiere din situl Natura 2000 Coridorul Ialomiței (Stoian 2020), printr-un proces de filtrări succesive pornind de la datele cunoscute din amenajamentele silvice – compoziție, specie dominantă, tip de pădure, tip de stațiune, caracterul actual al tipului de pădure – figura 3.4.

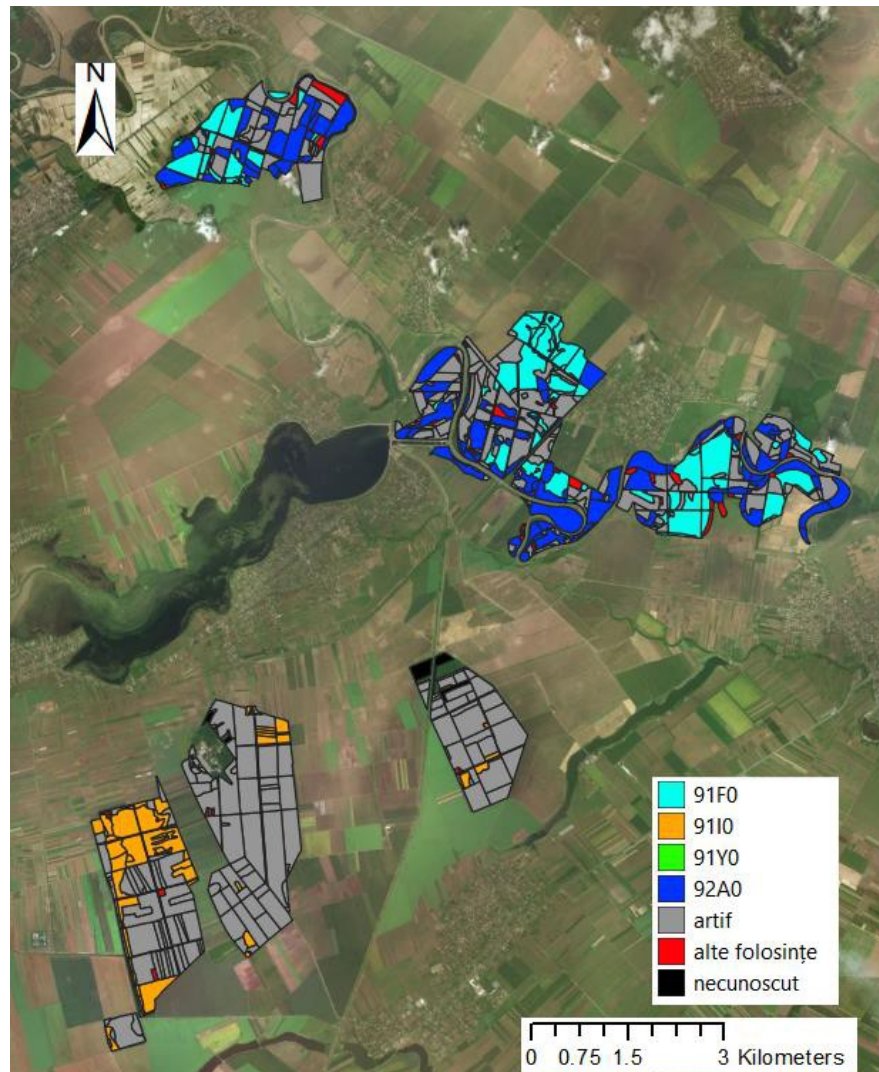


Figura 3.4 – Harta tipurilor de habitat forestier Natura 2000 din SCI Coridorul Ialomiței (fragment), obținută pe baza corespondenței cu compoziția actuală a arboretelor (Stoian 2020).

Deși literatura de specialitate (Doniță et al. 2005, Gafta și Mountford 2008) oferă corespondențe între tipuri de habitate și tipuri de pădure, a trebuit considerat că tipul de pădure din descrierea parcelară este cel natural fundamental (potențial), nu neapărat cel din teren. Astfel, un arboret cu specii exotice (salcâm, glădiță) va avea ca tip de pădure un stejăret, iar clasificarea după tipul de pădure ar conduce la o supraestimare a suprafețelor ocupate de habitatele naturale. De aceea, clasificarea a urmat mai multe etape:



Etapa 1. Atribuirea categoriei de naturalitate speciilor dominante (natural, dacă *elemprin* = CA, CE, FR, FRB, PLA, PLN, SA, ST, STB, TE, ULC; alohton-local, dacă *elemprin* = AR, ARA, CD, DD, DU, EX, FRA, GL, NU, NUA, PI, PIN, PIS, PLT, PLX, PLY, PLZ, SC, VIT)

Etapa 2. Atribuirea categoriei de naturalitate a arboretului (natural dacă *crti* = 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8; artificial dacă *crti* = 9, A, B)

Etapa 3. Atribuirea codului de habitat potențial pe baza corespondenței cu tipul de pădure (91F0 dacă *TP* = 6122, 6321, 6322, 6323, 6324, 6325, 6333; 91I0 dacă *TP* = 8111, 8112, 8221; 91Y0 dacă *TP* = 6111, 6112, 6221, 6222, 6223; 92A0 dacă *TP* = 9111, 9112, 9115, 9211, 9311, 9312, 9511, 9514, 9515, 9516, 9517, 9611, 9612, 9613; non-habitat dacă folosița terenului = administrativ, ape, clădiri, culoare pentru linii electrice, drumuri, fazanerii, linii parcelare, terenuri pentru hrana vânatului, terenuri neproductive, pepiniere).

Etapa 4. Atribuirea tipului de habitat real (egal cu tipul de habitat potențial dacă specia dominantă și arboretul sunt naturale; altfel, arboretul va fi clasificat în *artificial*, *alte folosințe* sau *necunoscut*, după caz).

Acest proces a permis clasificarea automatizată, fără erori de operator, a peste 6300 de unități amenajistice și dă posibilitatea reclasificării expeditivă în cazul în care criteriile de diagnoză sau datele de descriere parcelară se modifică, revizuiesc sau completează.

În anumite situații compoziția arboretului ori tipul de pădure nu oferă informații suficiente pentru clasificare. Este și cazul arboretelor fără descriere parcelară sau a arboretelor pure de stejar cu caracter artificial (compoziție 10 ST sau 10 STB) aflate în banda de tranziție dintre zona nemorală și zona de silvostepă. Pentru pădurile de luncă (91F0) se poate folosi cu mai mare încredere tipul stațional atunci când este disponibil, sau acesta se poate deduce mai ușor din observații asupra particularităților edafice, de relief și din poziția față de cursul de apă. Însă pentru separarea tipurilor 91Y0 (nemoral) și 91I0 (de silvostepă) în zona lor de contact, cum e pe Coridorul Ialomiței, caracterele staționale sunt mai dificil de observat direct. În cazul arboretelor artificiale nici măcar compoziția straturilor arbustiv și ierbos nu este lămuritoare. Arbuștii lipsesc sau sunt plantați, iar în stratul ierbos sunt doar specii generaliste sau ruderales. Deși există hărți bioclimatice sintetice disponibile (Pașcovschi și Doniță 1967, Doniță et al. 1992, Rivas-Martinez et al. 2011, Beck et al. 2018), aplicabilitatea lor la nivel de arboret este redusă datorită gradului ridicat de generalizare sau scării globale la care au fost produse. Pentru a suplini cartarea stațională amenajistică, s-au extrapolat condițiile climatice din arboretele cu descriere stațională disponibilă folosind hărți

tematice derivate din World Clim v.2 ( Fick și Hijmans 2017). Ca indicator sintetic s-a apelat la Indicele de ariditate forestieră (IAF, Führer et al. 2011), care se calculează astfel:  $IAF = 100 * T_{VII-VIII} / (P_{V-VIII} + P_{VII})$ , unde  $T_{VII-VIII}$  este temperatura medie din lunile iulie și august,  $P_{V-VIII}$  este suma precipitațiilor (mm) din perioada mai-august,  $P_{VII}$  precipitațiile din iulie. Transferarea la silvostepa Bărăganului a valorilor prag ale IAF identificate pentru teritoriul Ungariei (Führer et al. 2011) s-a dovedit a nu fi potrivită. Prin urmare, s-au stabilit valori prag locale ale IAF pentru zonele de vegetație prin ajustarea empirică în raport de localizarea pădurilor clasificate prin observații de teren și/sau descrieri parcelare. Astfel, zonei de silvostepă îi corespund valori IAF între 7 și 8 – figura 3.5.

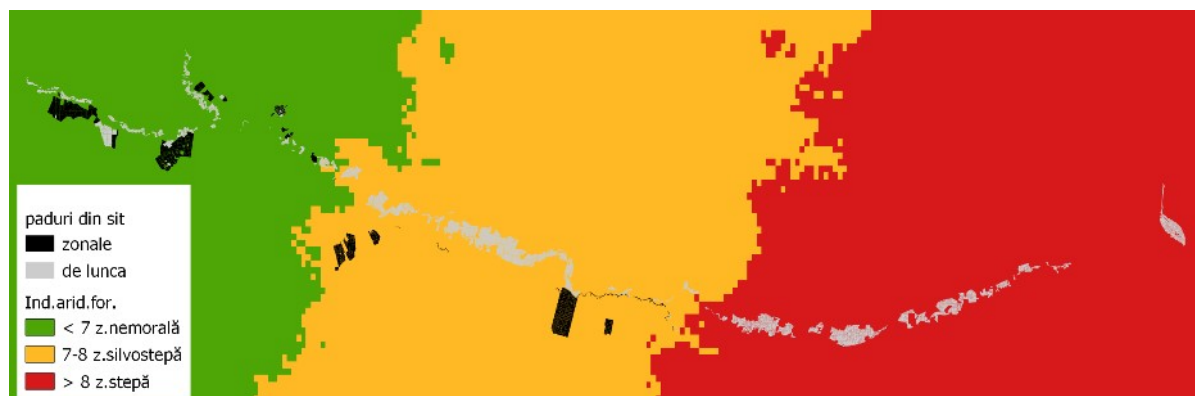


Fig. 3.5 – Clasificarea bioclimatică a zonei adiacente sitului Natura 2000 Coridorul Ialomiței, cu ajutorul indicelui de ariditate forestieră

## Cap. 4. Analiza condițiilor ecologice ale habitatelor forestiere

### 4.1 Favorabilitatea climatică pentru tipurile de vegetație central europene

Speciile și fitocenozele pot constitui instrumente de evaluare a calității biotopului. În acest sens, sunt binecunoscute studiile ce definesc legăturile dintre prezența speciilor și nivelul unor factori edafici și climatici (Beldie și Chiriță 1967, Ellenberg et al. 1991, Ewald 2007). Dezvoltarea instrumentelor statistice de modelare a distribuției speciilor (SDM – species distribution models; Elith și Leathwick 2009) a permis un plus calitativ față de etapa predominant empirică (bazată preponderent pe observații nevalidate statistic). Prin modelarea arealului speciilor în raport de factorii abiotici se pot realiza prognoze ale evoluției habitatelor/fitocenozelor sau o estimare a dinamicii biodiversității corelată cu modificări ale biotopului (ca de exemplu: schimbări climatice, eutrofizare, poluare). Din punct de vedere matematic, predicții asupra schimbării arealului habitatelor pot fi realizate prin aceiași algoritmi ca în cazul speciilor. Totuși, compozițiile actuale ale fitocenozelor nu au o vechime mare, iar exigențele ecologice diferite ale speciilor nu asigură o deplasare (spațială sau temporală) a comunităților de plante ca un tot unitar. De aceea, prognozarea distribuției viitoare a unui habitat este mai realistă dacă se consideră suma distribuțiilor individuale ale speciilor, decât a habitatului actual în întregime (Guisan și Zimmermann 2000).

Metodologia și aplicabilitatea unei astfel de analize au fost demonstrate într-un studiu de caz având ca temă cuantificarea impactului indus de modificările climatice asupra a 68 de tipuri de habitate din Austria (Baatar et al. 2019). Într-o primă etapă, s-au determinat modelele de distribuție pentru 490 de specii de plante în raport de condițiile climatice actuale și viitoare, folosind un set de date fitosociologice (EVA) și climatice (WorldClim) ce acoperă mare parte din Europa. Așadar, nișele ecologice ale speciilor au fost evaluate pe o suprafață mult mai mare decât spațiul (geografic și ecologic) al Austriei – figura 4.1. Ca algoritmi de modelare (SDM) s-au folosit: Generalized Linear Models, Classification Trees, Random Forests, Multivariate Adaptive Regression Spline și Maximum Entropy. Calitatea predicției fiecărui algoritm a fost exprimată cu TSS (true skill statistic, Allouche et al. 2006), realizând 5 repetiții cu modelări pe 70% din setul de date și validări ale modelelor pe restul de 30%. Ulterior, prezența habitatelor pentru fiecare scenariu climatic (A1B și B1 din grupa IPCC 4) a fost cuantificată (0/1) agregând prezența individuală a speciilor caracteristice; s-a

adoptat convențional următorul criteriu: un habitat este prezent într-un ochi de rețea de 1x1 km dacă cel puțin o treime din speciile sale caracteristice sunt potențial prezente în acel ochi.

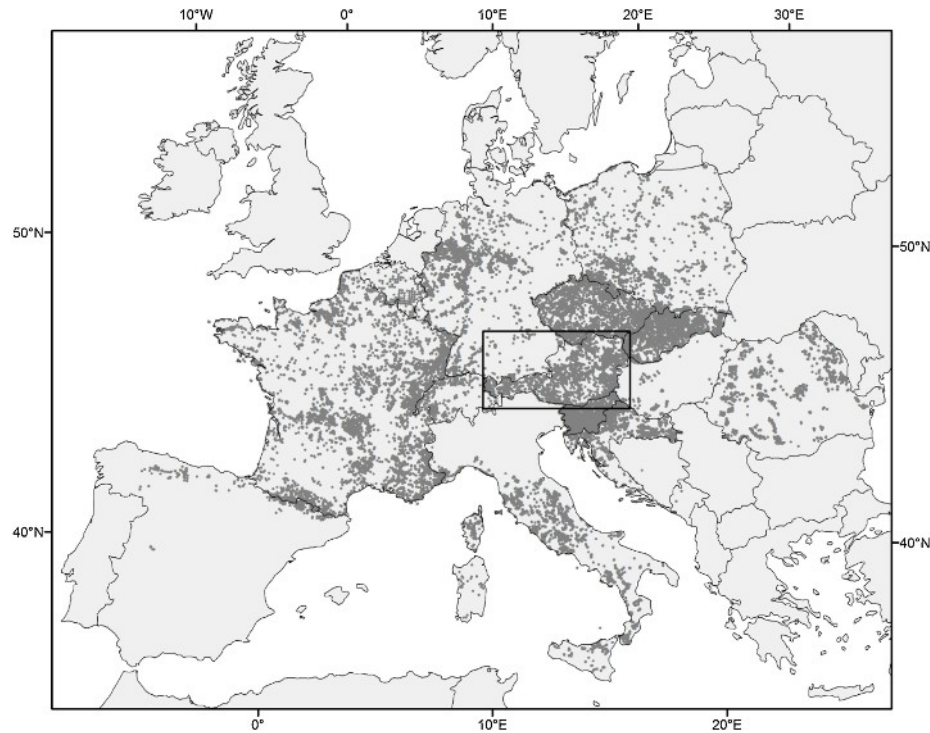


Fig. 4.1 – Localizarea releveelor folosite la calibrarea modelelor de distribuție a speciilor și zona de aplicare a estimărilor de favorabilitate a habitatelor (Austria) (Baatar et al. 2019)

Apoi, tendința favorabilității climatice a habitatului în cele 2 scenarii s-a cuantificat cu ajutorul a 2 indici: (1) OI (overall occurrence index) – se calculează pentru fiecare habitat ca medie a modificării relative a arealului total al speciilor sale caracteristice, (2) CRI (cell-related occurrence index) – se calculează pentru fiecare habitat ca proporție a arealului habitatului cu favorabilitate punctiformă (ochi de rețea de 1x1 km) pentru mai multe specii caracteristice decât în prezent. Cei doi indici (OI și CRI) iau valori între -1 și 1, valorile pozitive sugerând o creștere a favorabilității climatice pentru habitat în următorii 30/50 de ani, iar valorile negative o scădere a favorabilității. Amplificarea favorabilității poate fi cauzată de extinderea independentă a arealului speciilor caracteristice sau/și de o suprapunere mai bună a arealului speciilor caracteristice datorită translatării convergente a arealelor (nu neapărat mărirea lor). În sinteză, evaluarea tendinței habitatelor este ilustrată în figura 4.2., prin agregarea habitatelor la nivelul a 17 clase fitosociologice.

Aici se poate observa că pentru majoritatea habitatelor, modelele aplicate prognozează o scădere a favorabilității staționale și implicit o restrângere a arealului. Ca excepții, se remarcă pădurile xerofile de conifere (Erico-Pinetea) și pădurile mezofile și xerofile de foioase (Querco-Fagetea) pentru care se estimează o creștere a arealului. Anumite habitate, precum cele de pajiști xerofile (Festuco-Brometea, Koelerio-Corynephoretea) tind să aibă un areal relativ stabil,  $CRI \approx 0$ . Interesantă este observația că pajiștile alpine pe substrat bazic (Seslerietea albicantis) manifestă o probabilitate de restrângere a arealului mai redusă decât pajiștile alpine pe substrat acid (Caricetea curvulae); o posibilă explicație este aceea că numeroase specii caracteristice din Seslerietalia albicantis au preferințe pentru stațiuni ceva mai calde (expoziții sudice, substrat calcaros), așadar cu plasticitate/adaptabilitate ceva mai mare la încălzirea climatică.

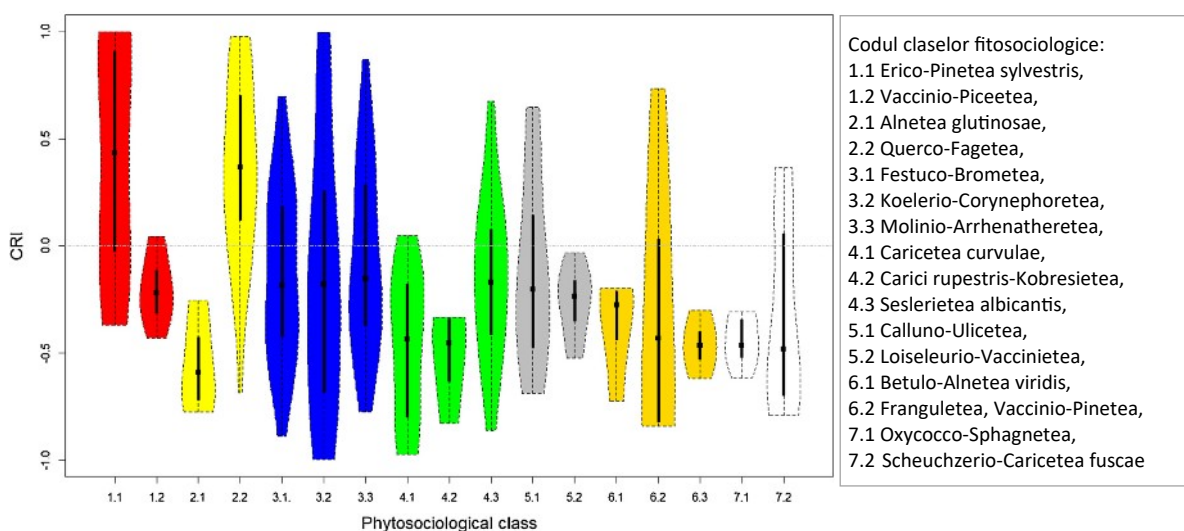


Fig. 4.2 – Tendința de modificare a favorabilității climatice în intervalul 2050-2070 pentru 68 de habitate din Austria grupate în 17 clase fitosociologice, exprimată cu indicii convergenței arealului speciilor caracteristice (CRI) (din Baatar et al. 2019).

Rezultatele studiului au aplicabilitate practică în conservare habitatelor Natura 2000. Astfel, pe termen lung o rețea de arii protejate fixă spațial poate fi inefficientă în asigurarea unor suprafețe minime pentru anumite tipuri de habitat. Pe de altă parte, gradul general de reprezentativitate a habitatelor va crește în țări cu relief alpin și subalpin, ca o consecință a migrării pe altitudine a habitatelor datorită încălzirii climatice și a faptului că rețeaua de arii protejate este mai densă în etajele altitudinale superioare. Din perspectiva dinamicii compoziționale și spațiale a ecosistemelor este necesară o abordare flexibilă a măsurilor de gospodărire, acceptând ca naturală înlocuirea sau pierderea unor habitate.

Anumite aspecte deficitare ale studiului au fost critic analizate de autori: modelele alese nu țin cont de abundența speciilor (care este crucială pentru identificarea tipurilor de habitat), sau de influența/interacțiunea altor factori (sol, relații interspecifice, impact antropic).

#### **4.2 Detectarea limitelor de dezvoltare a tipurilor de pădure din vestul României**

O altă abordare în prognoza răspândirii speciilor și habitatelor este cea a caracterizării zonelor marginale ale arealului acestora, respectiv a identificării factorilor ori combinațiilor de factori limitativi (Mellert et al. 2016, Walentowski et al. 2017), sau a vitalității genetice (Ciocîrlan et al. 2017). În acest context s-a desfășurat un proiect având ca scop identificarea limitelor ecologice ale speciilor de-a lungul unor gradienti climatici în SE Europei în vederea evaluării zonelor de risc în Europa Centrală (NEMKLIM – Nemoral deciduous forests under climatic extremes). Una din publicațiile asociate acestui proiect a urmărit identificarea limitelor nișelor ecologice ale speciilor folosind date fitosociologice, respectiv analizând modificarea compoziției floristice și respectiv a abundențelor speciilor în corelație cu factorii climatici (Indreica et al. 2019). Datele necesare acestui studiu preliminar al proiectului NEMKLIM s-au extras pentru un teritoriu de 110x210 km din SV României (figura 4.3) astfel: din baza de date fitosociologică forestieră a României EU-RO-007 (Indreica et al. 2017 – 1111 relevee georeferențiate) și din Flora României (Sârbu et al. 2013 – valorile indicilor ecologici pentru lumină [L], temperatură [T], continentalitate [K], umiditatea solului [U], reacția solului [R], nutriția azotată [N]).

Releveele au fost grupate în 3 alianțe: Symphyto-Fagion (păduri neutrofile de fag), Lathyro hallersteinii-Carpinion (păduri mezofile amestecate de cvercinee / șleauri) și Quercion frainetto (păduri xero-termofile de cvercinee). Gradientii compoziției floristice și omogenitatea unităților de vegetație au fost explorate cu ajutorul ordonării prin scalare multidimensională non-metrică (NMDS, Jongman et al. 1995) – figura 4.4. Nișele ecologice ale speciilor de arbori pot fi vizualizate, indirect, în spațiul de ordonare floristică NMDS – figura 4.5, respectiv cu ajutorul curbelor de răspuns generate prin metoda regresiei multiplicative non-metrică (NPMR – *non-metric multiplicative regression*, McCune 2006) în programul HyperNiche (McCune et Mefford 2009) – figura 4.6. Acest tip de regresie oferă rezultate optime în următoarele condiții: (i) variabila ce exprimă răspunsul speciei are o valoare maximă determinată fiziologic, (ii) speciile reacționează simultan la mai mulți factori,

(iii) răspunsul pentru un factor este condiționat de valorile celorlalți factori și (iv) răspunsul este nul dacă valorile unui factor sunt intolerabile pentru specie.

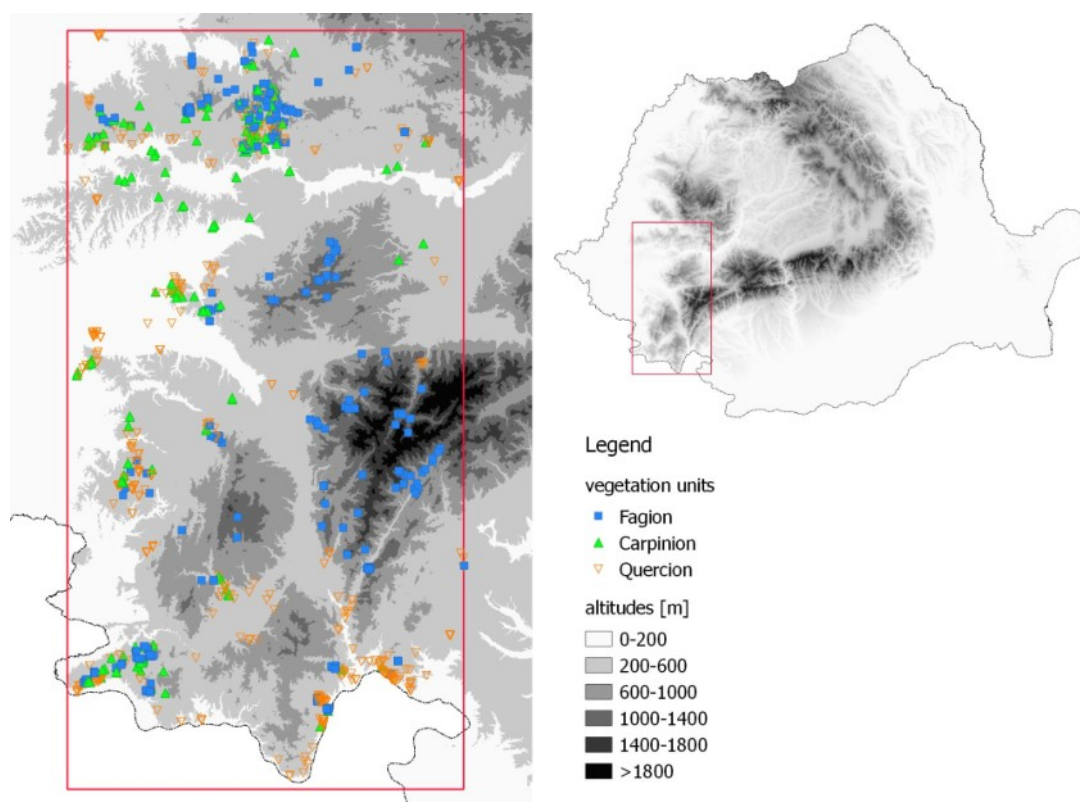


Fig. 4.3 – Distribuția releveelor forestiere din SV României (Indreica et al. 2019)

În interpretarea graficelor 3.3 și 3.5 trebuie ținut cont de faptul că factorii căldură și umiditate sunt exprimați indirect la nivelul fiecărui relevu, ca medie a valorii indicatoare a speciilor (sensul Ellenberg).

Speciile diagnostice pentru cele trei alianțe forestiere din zona studiată au fost identificate cu ajutorul parametrului *valoarea indicatoare sociologică* (*IndVal*, Dufrière și Legendre 1997) – tabelul 4.1. Acest parametru s-a calculat pentru fiecare combinație specie x alianță, ca produs între specificitatea și fidelitatea speciei pentru alianța considerată. Specificitatea (abundența relativă) a rezulta ca raport între abundența medie a speciei în alianța considerată și suma abundențelor medii ale speciei în toate cele 3 alianțe. Fidelitatea (frecvența relativă) s-a determinat ca raport între numărul de prezențe (relevee) ale speciei în alianță și numărul total de relevee din alianța respectivă. Așadar, pentru fiecare specie au rezultat câte 3 valori indicatoare, câte una pentru fiecare alianță existentă în tabelul fitosociologic. Deoarece numărul de relevee din alianțe este adesea inegal, semnificația statistică a valorilor indicatoare a fost validată prin testul Monte-Carlo (s-au efectuat

numeroase permutări aleatoare de releve între alianțe, apoi pentru fiecare *IndVal* s-a calculat probabilitatea de transgresiune  $p$  ca proporție a valorilor indicatoare ale variantelor permutate ce depășesc sau egalează *IndVal* a alianței reale). Astfel, au fost considerate specii indicatoare (diagnostice) doar cele cu probabilitatea  $p$  mai mică de 0.05.

Studiul descris mai sus a constituit o etapă preliminară a proiectului NEMKLIM, fiind elaborat cu ajutorul unor date colectate anterior (Indreica et al. 2017). Rezultatele sale au constituit un suport important pentru selectarea și amplasarea celor trei transecte specifice proiectului (figura 4.7). Criteriile pentru selectarea transectelor au fost următoarele: naturalitatea și continuitatea spațială a vegetației forestiere mature, prezența celor 3 alianțe forestiere – făgete, șleauri și cvercete termofile, existența unui relief cu culmi relativ domoale și orientare  $\pm$  sud-nord care să diminueze efectul local indus de expoziție și pantă asupra parametrilor climatici. Pe transecte s-au colectat informații asupra climatului (cu ajutorul unor senzori de temperatură și umiditate atmosferică), solului (probe pentru analize fizico-chimice), compoziției floristice, lemnului mort, litierei, creșterii în diametru a arborilor și variabilității fenotipice și genetice a populațiilor de stejari.

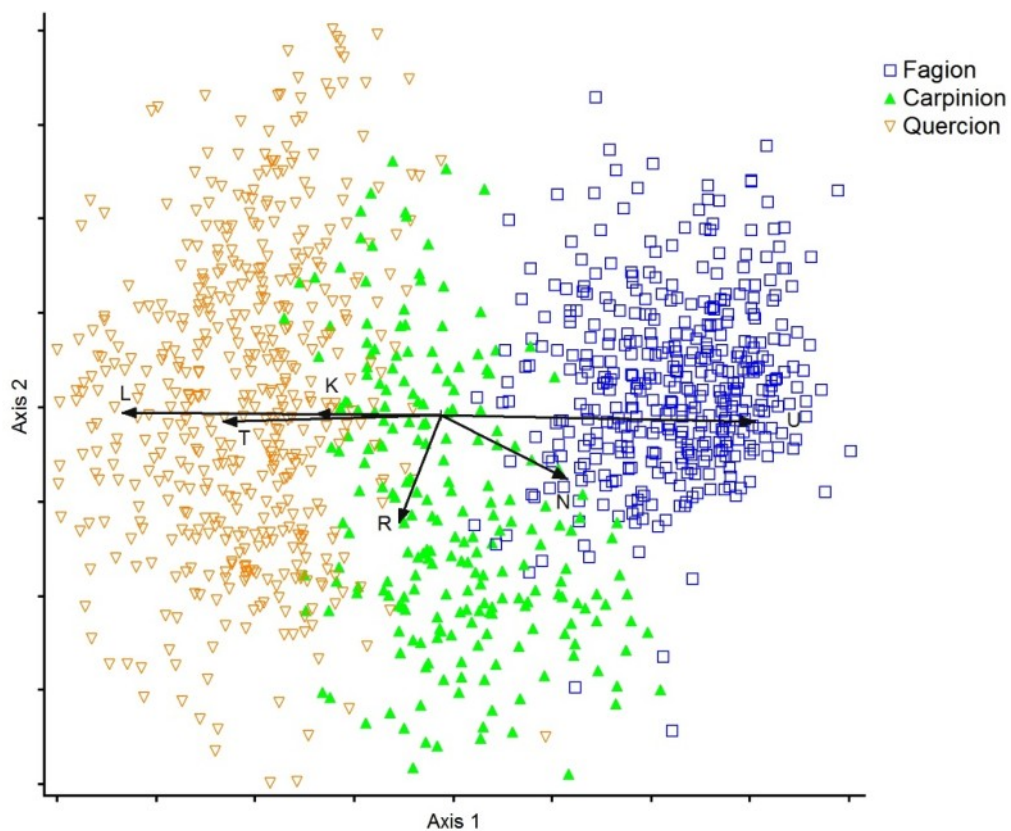


Fig. 4.4 – Ordinograma NMDS a comunităților de plante forestiere din SV României, în raport de valorile medii ale factorilor ecologici Ellenberg (L – lumină, T – temperatură, K – continentalitate, U – umiditatea solului, R – reacția solului, N – nutriția azotată).



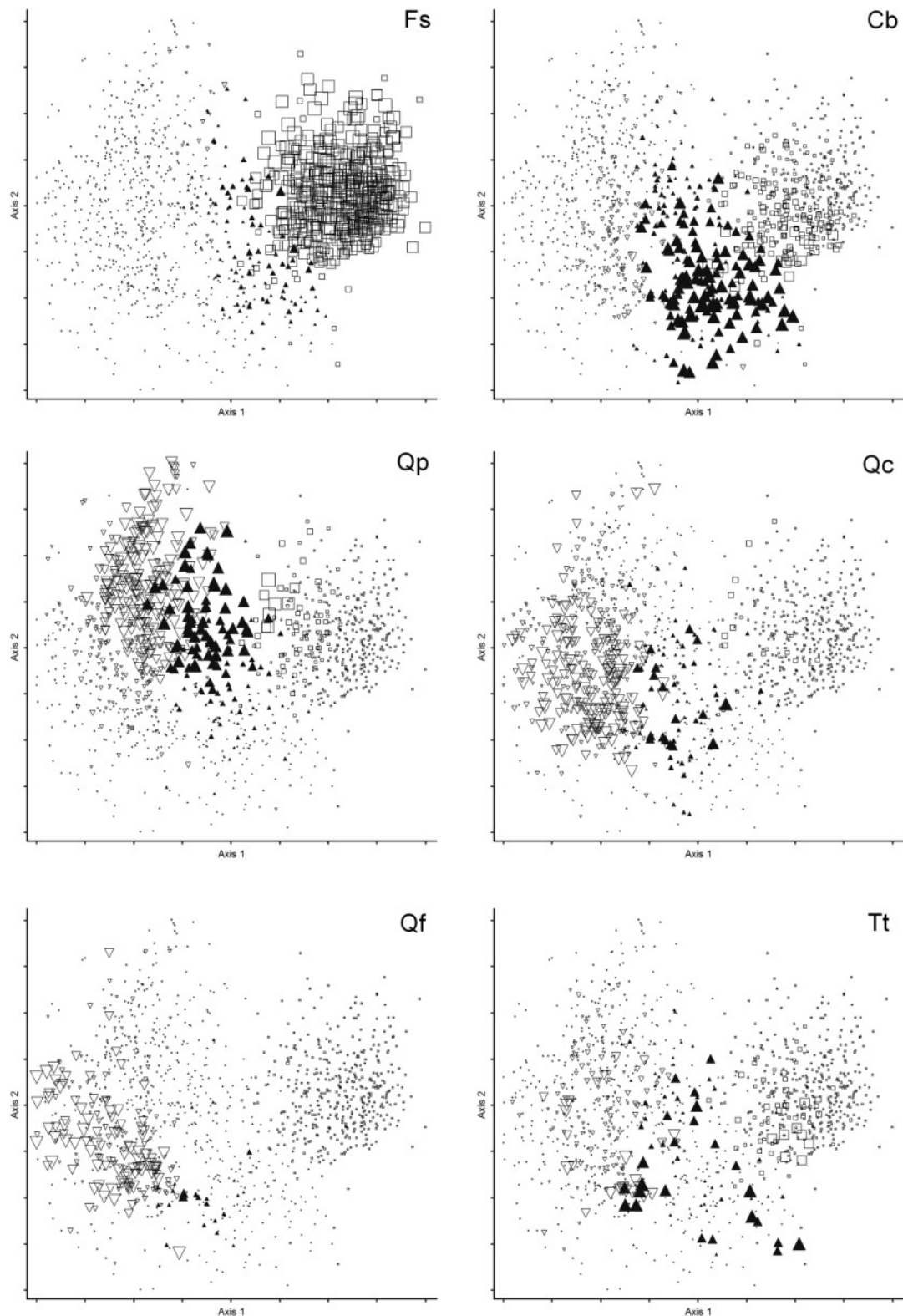


Fig. 4.5 – Domeniul ecologic al speciilor arborescente în spațiul de ordonare NMDS (figura 3.4). Coduri: Fs=*Fagus sylvatica*, Cb=*Carpinus betulus*, Qp=*Quercus petraea*, Qc=*Quercus cerris*, Qf=*Quercus frainetto*, Tt=*Tilia tomentosa*. Mărimea simbolurilor este proporțională cu abundența speciilor iar forma simbolurilor corespunde alianțelor, ca în figura 4.4

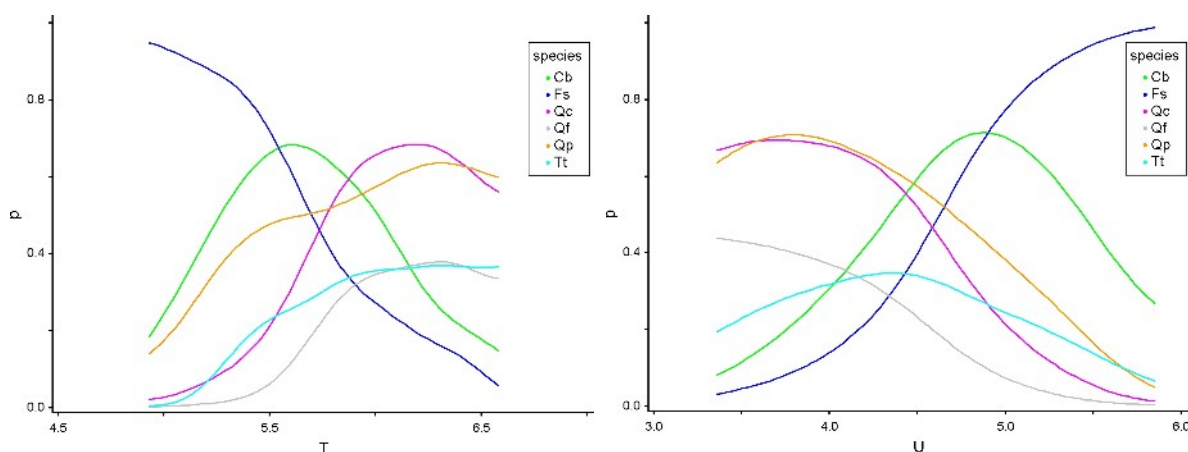


Fig. 4.6 – Curbele de răspuns față de temperatură (T) și umiditate (U) ale principalelor specii de arbori din pădurile zonei studiate în SV României. Pe axa OY este probabilitatea de apariție a speciilor (interval 0-1). Codurile speciilor: Fs=*Fagus sylvatica*, Cb=*Carpinus betulus*, Qp=*Quercus petraea*, Qc=*Quercus cerris*, Qf=*Quercus frainetto*, Tt=*Tilia tomentosa*.

Tabel 4.1. Valoarea indicatoare fitosociologică (Ind.val) a speciilor pentru alianțele forestiere nemorale din SV României. Doar speciile cu Ind.val > 10.0 sunt afișate. Speciile termofile sunt evidențiate cu bold.

Unitate de vegetație	Specii diagnostice
Symphyto-Fagion (401 relevee)	18 specii: <i>Fagus sylvatica</i> (87.5), <i>Galium odoratum</i> (36.7), <i>Dryopteris filix-mas</i> (30), <i>Lamiasstrum galeobdolon</i> (25.5), <i>Oxalis acetosella</i> (24.8), <i>Dentaria bulbifera</i> (23.7), <i>Festuca drymeia</i> (22.9), <i>Athyrium filix-femina</i> (20.2), <i>Rubus hirtus</i> (17.3), <i>Mycelis muralis</i> (17.1), <i>Luzula luzuloides</i> (16.3), <i>Polystichum aculeatum</i> (15.8), <i>Mercurialis perennis</i> (14.8), <i>Asarum europaeum</i> (14.2), <i>Dentaria glandulosa</i> (11.8), <i>Phyllitis scolopendrium</i> (11.3), <i>Epilobium montanum</i> (10.8), <i>Acer pseudoplatanus</i> (10.7)
Lathyro-Carpinion (225 relevee)	26 specii: <i>Carpinus betulus</i> (66.1), <i>Viola reichenbachiana</i> (29.9), <i>Prunus avium</i> (24.9), <b><i>Cornus mas</i></b> (23.2), <i>Acer campestre</i> (20.2), <i>Melica uniflora</i> (20), <i>Stellaria holostea</i> (19.5), <i>Pulmonaria officinalis</i> (19.2), <i>Euphorbia amygdaloides</i> (17.6), <i>Lathyrus vernus</i> (17.1), <i>Galium schultesii</i> (17.1), <i>Glechoma hederacea</i> (16.9), <b><i>Tilia tomentosa</i></b> (15.5), <i>Carex pilosa</i> (14.2), <i>Geranium robertianum</i> (14), <i>Primula vulgaris</i> (13.7), <b><i>Tamus communis</i></b> (13.6), <i>Tilia platyphyllos</i> (13.3), <i>Hedera helix</i> (13.1), <i>Ranunculus auricomus</i> (12.7), <i>Sanicula europaea</i> (12.2), <i>Carex sylvatica</i> (11.9), <i>Cornus sanguinea</i> (11.8), <i>Ajuga reptans</i> (10.6), <i>Symphytum tuberosum</i> (10.5), <i>Polygonatum multiflorum</i> (10.5)
Quercion frainetto (485 relevee)	34 specii: <b><i>Quercus cerris</i></b> (51.6), <i>Poa nemoralis</i> (40.2), <i>Dactylis glomerata</i> (39), <b><i>Fraxinus ornus</i></b> (37.8), <b><i>Quercus frainetto</i></b> (36.5), <i>Quercus petraea</i> (34.7), <i>Crataegus monogyna</i> (30.7), <b><i>Carpinus orientalis</i></b> (27.3), <i>Veronica chamaedrys</i> (26.9), <i>Brachypodium sylvaticum</i> (26.5), <b><i>Lychnis coronaria</i></b> (25.6), <i>Vincetoxicum hirundinaria</i> (25.5), <i>Lathyrus niger</i> (25), <i>Clinopodium vulgare</i> (24.5), <i>Trifolium medium</i> (23.3), <i>Festuca heterophylla</i> (22.9), <i>Tanacetum corymbosum</i> (21.9), <i>Genista tinctoria</i> (21.2), <i>Campanula persicifolia</i> (20.3), <b><i>Potentilla micrantha</i></b> (19.8), <i>Fragaria vesca</i> (19.1), <i>Ligustrum vulgare</i> (18.7), <i>Euphorbia cyparissias</i> (18.5), <i>Buglossoides purpureocerulea</i> (18), <i>Sedum maximum</i> (16.8), <i>Lembotropis nigricans</i> (16.6), <i>Pyrus pyraister</i> (16.4), <i>Rosa canina</i> (16.4), <i>Veronica officinalis</i> (15.2), <i>Silene viridiflora</i> (15.1), <i>Cruciata glabra</i> (14.8), <i>Geum urbanum</i> (14.6), <i>Chamaecytisus hirsutus</i> (13.7), <i>Rubus canescens</i> (12)

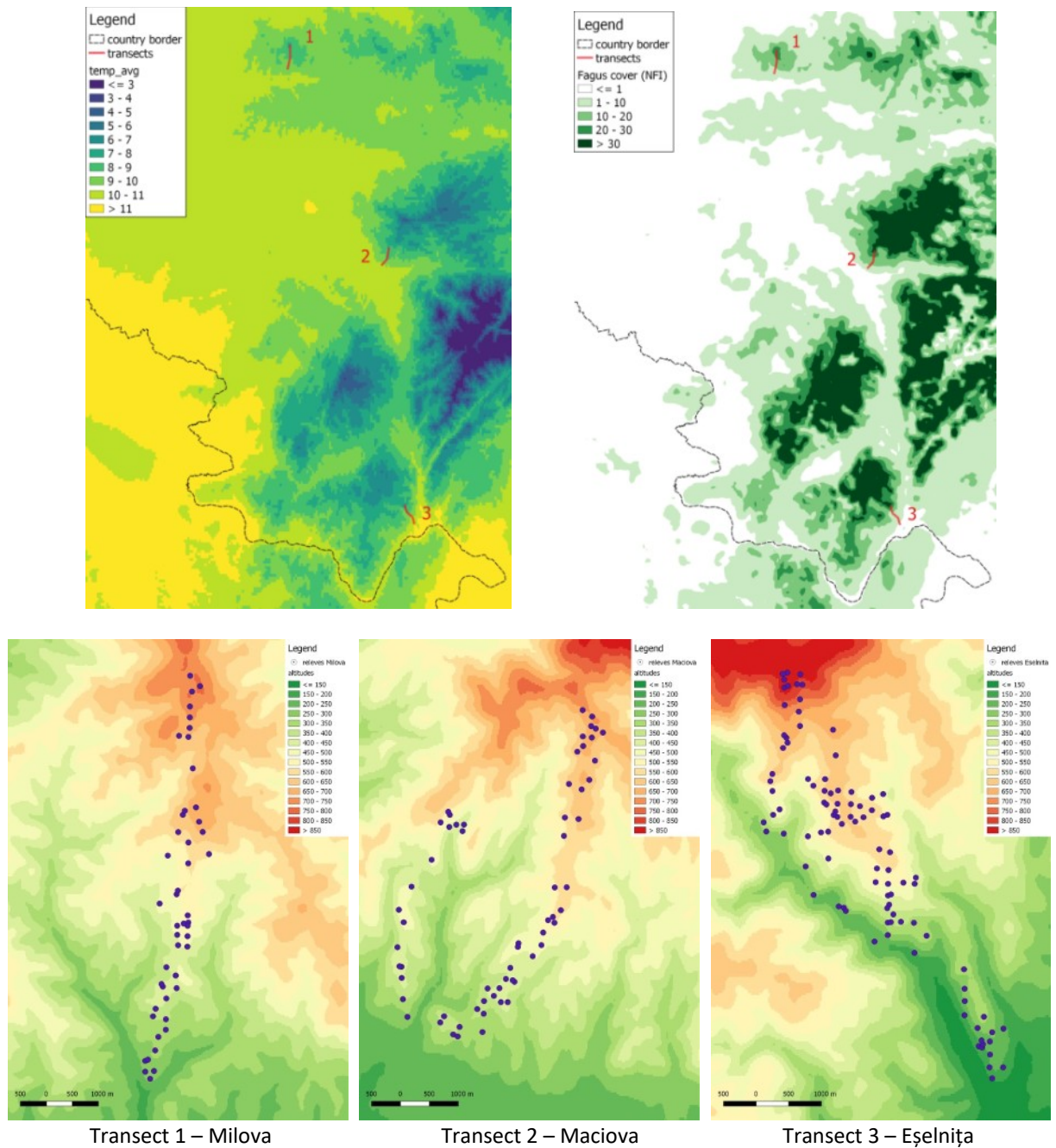


Fig. 4.7 – Amplasarea transectelor (registru superior) și a releveelor de-a lungul celor 3 transecte (registru inferior) în cadrul proiectului NEMKLIM (Indreica 2019 , 2022)

Printre obiectivele proiectului s-a regăsit acela de a identifica zonele de tranziție (tipping points) între tipurile de vegetație. Prin urmare, s-au definit în mod pragmatic patru tipuri de vegetație folosind criteriile fizionomice, care să surprindă gradientul principal al compoziției stratului arborescent: (1) făgete pure, (2) făgete amestecate, (3) șleauri și (4) cvercete xerofile (incluzînd gorunete, cerete, cereto-gorunete și cereto-gârnițete). Pentru definirea domeniului stațional al celor patru tipuri de vegetație, s-au determinat factori

ecologici atât indirect (ca medie a valorii indicatoare a speciilor) cât și direct (pe baza caracteristicilor de relief s-a estimat radiația solară, temperatura, evapotranspirația și rezerva de apă). Radiația solară potențială (RSP) s-a estimat cu ajutorul formulei propusă de McCune et Keon (2002), în funcție de latitudine, înclinarea terenului și expoziție; valoarea rezultată, în MJ/cm<sup>2</sup>/an:

$$RSP=0.339+0.808*\text{COS}(\text{lat})*\text{COS}(\text{inc})-0.196*\text{SIN}(\text{lat})*\text{SIN}(\text{inc})-0.482*\text{COS}(\text{exp})*\text{SIN}(\text{inc})$$

unde, lat=latitudinea, exp=expoziția, inc=înclinarea (panta) terenului

Temperatura medie (temp) s-a calculat în funcție de altitudine (alt) și radiația solară potențială (RSP):

$$\text{temp} = \text{temp}_s - \text{gradient}*(\text{alt}_s - \text{alt})/100 + (RSP/RSP_0 - RSP_0/RSP)$$

unde, temp<sub>s</sub> = temp. de la stația meteorologică de referință (s-au extras valori pentru baza fiecărui transect, din WorldClim), alt<sub>s</sub> = altitudinea stației de referință, gradient = gradientul de temperatură în funcție de altitudine (-0.6 °C/100m), RSP<sub>0</sub> = radiația solară potențială pe un teren plan, adică RSP pentru inc=0.

Similar s-au calculat valorile temperaturilor minime (temp\_min) și maxime (temp\_max), folosind gradienti adecvați: -0.75 °C/100m pentru temp\_max și -0.35 °C/100m pentru temp\_min); deoarece temperatura minimă se realizează în timpul nopții, ultimul termen al formulei este nul, adică (RSP/RSP<sub>0</sub> - RSP<sub>0</sub>/RSP)=0.

Evapotranspirația potențială (ETP, mm/m<sup>2</sup>/an) s-a estimat cu formula Hargreaves:

$$ETP=0.0023*(\text{temp}+17.8)*(\text{temp\_max}-\text{temp\_min})^{0.5} *RSP*0.408*10000$$

Cantitatea de apă disponibilă s-a aproximat din formula simplificată a bilanțului apei:

$$APA = \text{prec} - ETP$$

unde: APA = cantitatea de apă disponibilă (potențial) [mm/m<sup>2</sup>/an], prec = cantitatea anuală medie de precipitații, extrapolată cu gradientul +11.5 mm/100 m față de stația de referință

Variabilitatea acestor factori pe tipuri de vegetație este ilustrată în figura 4.8, alături de valorile analoage derivate din compoziția fitocenozelor. Se poate considera că primul set de diagrame (coloana stângă în fig. 4.8) reflectă condițiile de la nivelul părții superioare a coronamentului, iar cel de-al doilea set exprimă climatul intern al pădurii, ca rezultat al influenței stratului arborescent asupra climatului local.

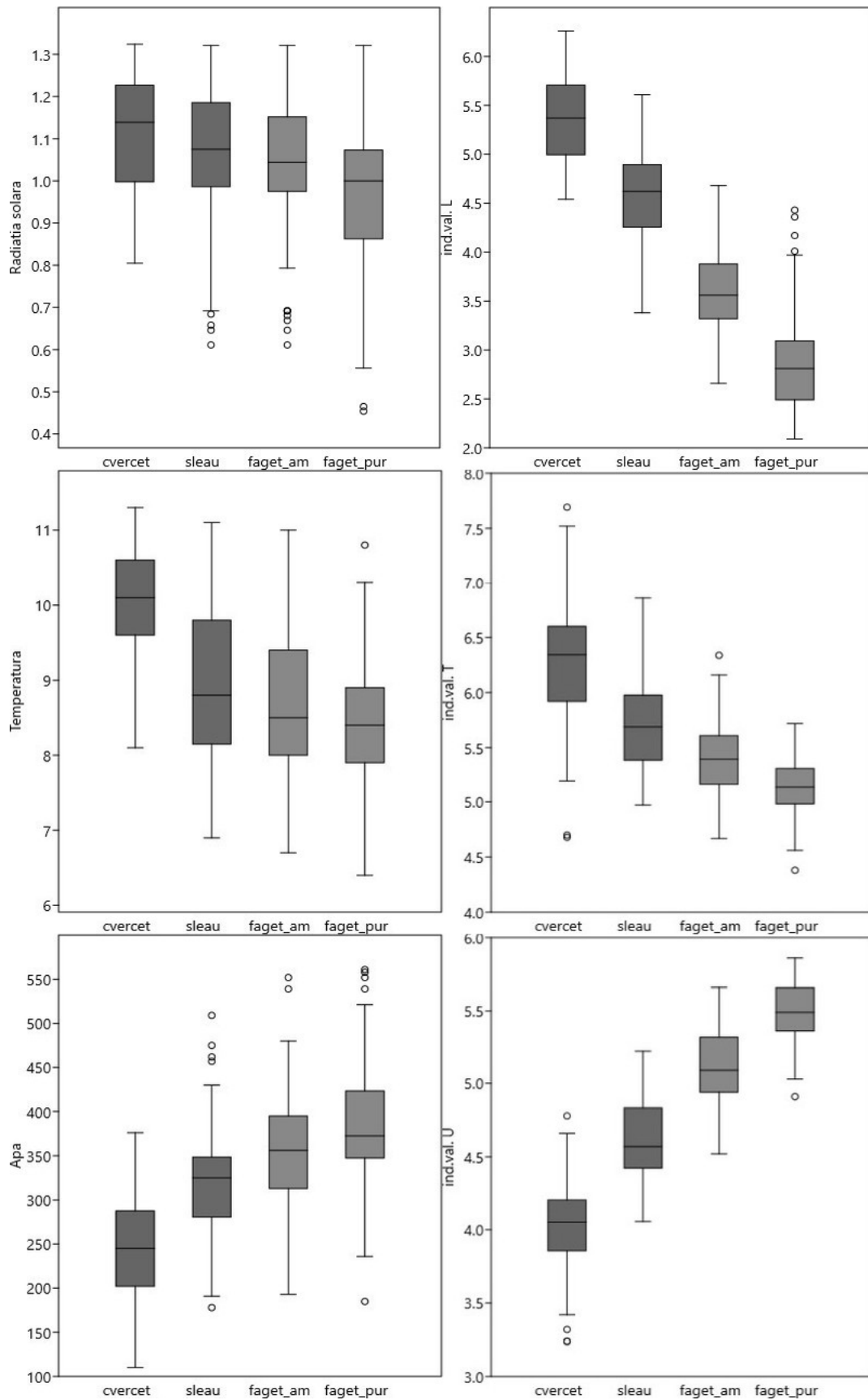


Fig. 4.8 – Variația factorilor ecologici derivați din relief (Radiatia solară, Temperatura, Apa disponibilă) și a celor derivați din compoziția fitocenozelor (ind.val. L, T, U), pentru 4 tipuri de vegetație

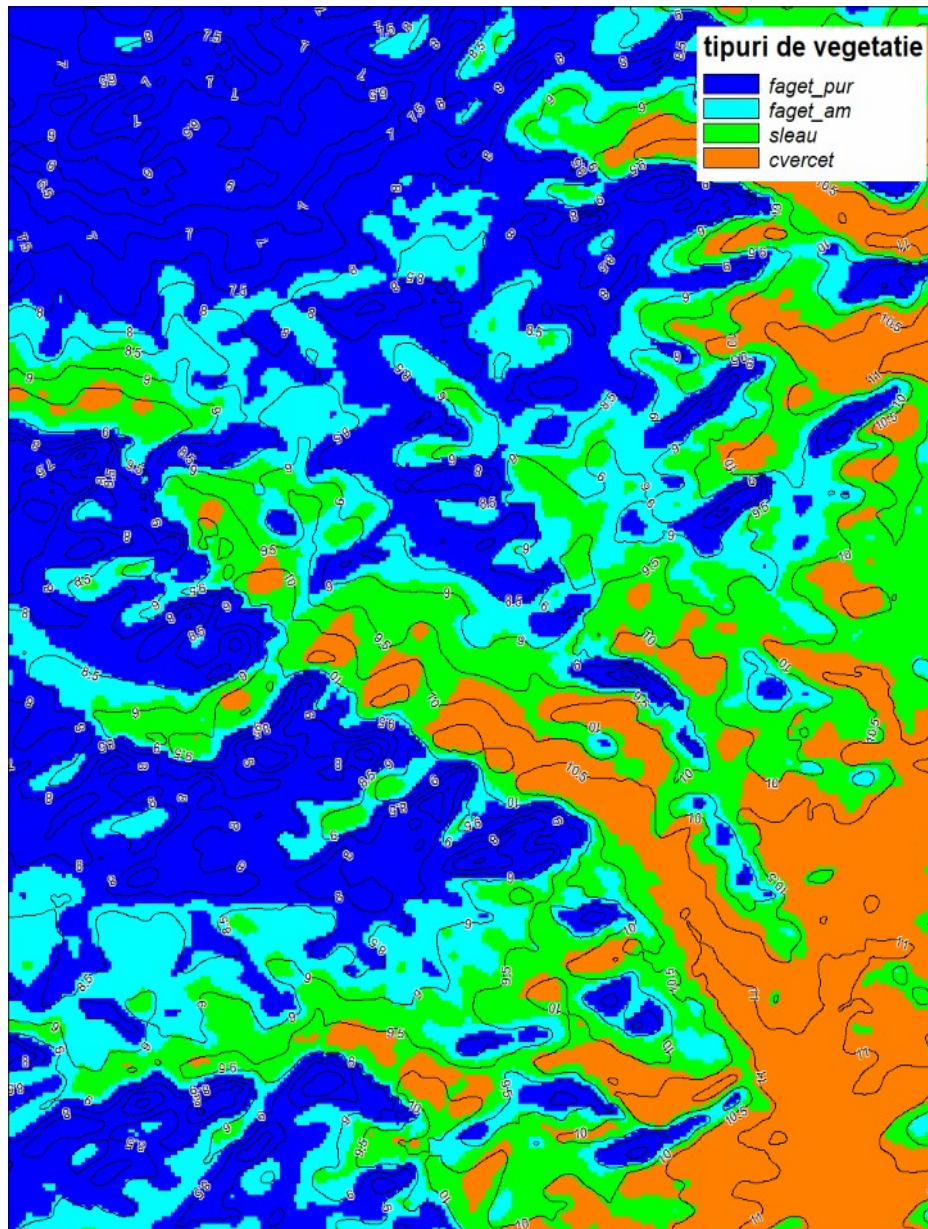


Fig. 4.9 – Harta tipurilor de vegetație potențială în zona transectului Eșelnița (MH), obținută în programul SAGA Gis prin regresie multiplă în raport de punctele de inventariere, temperatură, indicele topografic de umiditate, insolație și precipitații. Liniile reprezintă izoterme cu echidistanța de 0.5 °C.

Astfel, deși cele 4 tipuri nu diferă semnificativ în raport cu radiația solară potențială, ele se disting evident în raport de exigențele speciilor componente față de lumină. O diferențiere semnificativă se remarcă și pentru factorul umiditate, derivat atât din relief cât și din compoziția fitocenozelor. Pe de altă parte, se poate observa că temperatura are o influență mai puțin pregnantă decât umiditatea în diferențierea vegetației, ceea ce confirmă acțiunea simultană și compensatoare a factorilor staționali. Din acest motiv, în studiile ecologice pe tema efectului schimbărilor climatice asupra distribuției speciilor trebuie

considerată, pe lângă influența temperaturii, și pe cea a umidității, respectiv efectul compensator al vegetației și reliefului asupra microclimatului.

Modelarea distribuției potențiale a celor patru tipuri de vegetație forestieră s-a realizat prin metoda regresiei multiple, având ca variabile independente temperatura, indicele topografic de umiditate, radiația solară potențială și precipitațiile – figura 4.9. Din această hartă se observă că distribuția vegetației este un proces cu dependență multivariată și nu determinat doar de temperatură. Fagul poate deveni abundent sau chiar dominant în stațiuni cu temperaturi de 9-9.5 °C dacă bilanțul hidric este favorabil (versanți umbriți, depresiuni sau văi).

Cu ajutorul datelor colectate în cadrul proiectului NEMKLIM s-au publicat alte două articole ce aduc în prim-plan relațiile dintre speciile forestiere și climatul local (Hohnwald et al. 2020, Heinrichs et al. 2021).

Hohnwald și colab (2020) au investigat diferențele microclimatice între populațiile de fag aflate în optim, suboptim și limită ecologică. În acest sens, s-au considerat condiții de optim cele în care fagul realizează arborete ± pure, condiții de suboptim cele din partea mai umedă și rece a benzii cu arborete de amestec al fagului cu alte specii de foioase (proporția fagului e sub 50%), iar condiții de limită cele din partea mai caldă și uscată a arboretelor de amestec. Pe fiecare din cele trei transecte (prezentate anterior) s-au amplasat la înălțimea de aprox. 2 m față de sol câte 6 senzori de tip logger cu înregistrare a datelor la fiecare 15 minute, astfel (figura 4.10):

- în pădure de gorun și/sau cer (în afara domeniului ecologic al fagului)
- în partea inferioară altitudinal a benzii de tranziție gorun-fag (de limită)
- în partea superioară altitudinal a benzii de tranziție gorun-fag (de suboptim)
- în făget pur aflat pe versant umbrit în etajul altitudinal al benzii de tranziție gorun-fag (optim extrazonal)
- în făget pur pe versant însorit aflat în etajul altitudinal al făgetelor (optim zonal)
- în teren deschis în cadrul zonei de tranziție gorun-fag (control)

Datele climatice (temperatura și umiditatea relativă) s-au colectat din teren în perioada 15.06-26.07.2019, însumând între 32 și 42 de zile de înregistrare pe senzor. Ulterior, în funcție de parametrii înregistrați s-au calculat valorile deficitului vaporilor de apă, cu formula:

$$DVA = (1 - U/100) \times 611 \times 10^{(T / (T + 237.3)) \times 17.27}$$

unde: DVA este deficitul vaporilor de apă în hPa, U este umiditatea relativă în %, iar T este temperatura în °C.

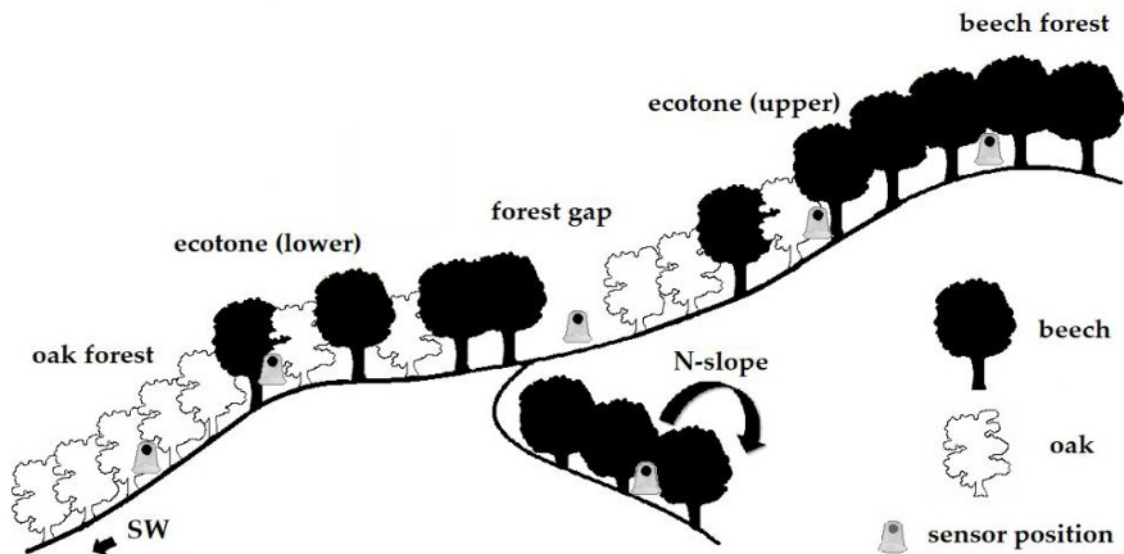


Fig. 4.10 – Schema amplasării senzorilor climatici de-a lungul gradientilor de vegetație din SV României (Hohnwald et al. 2020)

Valorile punctuale pentru cei 3 parametri climatici s-au sintetizat sub forma a 19 variabile, așa cum sunt enumerate în tabelul 4.2, alături de rangul acestora pe scara termohidrică (1=mai cald/uscat, ..., 6=mai rece/umed).

Deși intervalul de timp acoperit de observații climatice directe este mult prea mic pentru a desprinde concluzii generale, datele obținute în acest studiu permit generarea unor ipoteze cu privire la corelațiile existente între tipurile de vegetație și microclimat, în zona de SV a României. Chiar și în lipsa unor măsurători ale umidității edafice, informațiile furnizate de senzorii de tip logger pot fi acoperitoare pentru explicarea unor diferențieri fitocenotice. În acest sens, cercetări anterioare (Lendzion și Leuschner 2008, Köcher et al. 2013) au arătat că valorile ridicate ale deficitului vaporilor de apă contribuie semnificativ la deteriorarea echilibrului hidric foliar și reducerea creșterilor la fag, indiferent de umiditatea edafică.

Rezultatele studiului indică următoarele particularități microclimatice ale făgetelor din SV României în sezonul estival:

- diferențe termice între gorunete și făgetele **zonale** de 1.2 °C pentru media pe 24h, de 2.0 °C pentru media diurnă (intervalul orar 9-21), de 2.9 °C pentru media maximelor și de 3.3 °C pentru maxima absolută;



Tabel 4.2 – Variabilele climatice analizate și rangul termo-hidric al acestora pe tipuri de vegetație. T = temperatura, U = umiditatea relativă, DVA = deficitul vaporilor de apă. Rang 1 = mai cald/uscat, ... 6 = mai rece/umed. Zile senine = zile fără ploaie și cu nebulozitatea sub 50% (după Hohnwald et al. 2020)

Variabilă	Rang termo-hidric pe tipuri de vegetație...					
	Gorunet	FA de limită	FA suboptim	FA optim zonal	FA optim extraz.	Teren deschis
1. T medie pe toată perioada	2	3	5	4	6	1
2. T medie pe timpul zilei	2	4	5	3	6	1
3. T medie a maximelor zilnice	2	4	5	3	6	1
4. T maximă absolută	2	3	5	4	6	1
5. T medie pe timpul zilei (zile senine)	2	3	5	4	6	1
6. T medie a max. zilnice (zile senine)	2	4	5	3	6	1
7. U medie pe toată perioada	6	2	1	4	5	3
8. U medie pe timpul zilei	3	4	2	5	6	1
9. U medie a minimelor zilnice	2	4	3	5	6	1
10. U minimă absolută	2	5	3	4	6	1
11. U medie pe timpul zilei (zile senine)	2	3	4	5	6	1
12. U medie a min. zilnice (zile senine)	2	3	5	4	6	1
13. DVA mediu pe toată perioada	4	1	3	5	6	2
14. DVA mediu pe timpul zilei	3	1	4	5	6	2
15. DVA mediu al maximelor zilnice	3	2	4	5	6	1
16. DVA maxim absolut	2	3	4	5	6	1
17. DVA mediu diurn (zile senine)	3	2	4	5	6	1
18. DVA mediu al max. (zile senine)	3	2	4	5	6	1
19. DVA total (sumă) (zile senine)	3	2	4	5	6	1
<b>Rang termo-hidric mediu brut</b>	<b>2.6</b>	<b>2.8</b>	<b>3.9</b>	<b>4.4</b>	<b>5.9</b>	<b>1.2</b>
<b>Rang termo-hidric mediu rotunjit</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>1</b>

- diferențe termice dintre gorunete și făgetele **extrazonale** semnificativ mai reduse, de doar 0.2 °C pentru media pe 24h, de 0.6 pentru media diurnă, de 1.2 °C pentru media maximelor și de 1.6 °C pentru maxima absolută;

- pe timpul nopții gorunetele devin mai reci decât făgetele deoarece pierd prin coronamentul mai rar mai multă radiație cu lungime de undă mare; în plus, se află localizate în partea inferioară a macroversanților unde se acumulează masele de aer rece pe timpul nopților cu cer acoperit

- diferențe de umiditate atmosferică (exprimată ca deficit de saturație a vaporilor de apă) între gorunete și făgetele **zonale** de 0.6 hPa pentru media pe 24h, de 1.1 hPa pentru media diurnă, de 2.9 hPa pentru media maximelor și de 5.4 hPa pentru maxima absolută

- diferențe de umiditate atmosferică între gorunete și făgetele **extrazonale** de 0.1 hPa pentru media pe 24h, de 0.9 hPa pentru media diurnă, de 1.2 hPa pentru media maximelor și de 6.2 hPa pentru maxima absolută

- contrar așteptărilor, cele mai ridicate valori medii ale deficitului de vapori au fost înregistrate în arboretele din zona de limită a fagului și nu în gorunete; acest fapt se poate explica prin valorile DVA de pe timpul nopții, care sunt în multe situații mai reduse în gorunete decât în făgete ca urmare a răcirii nocturne mai accentuate în gorunete;

- diferențele de umiditate și căldură dintre gorunete și făgete se accentuează în orele după-amiezii, respectiv în zilele fără nori, și se datorează atât diferențelor de altitudine (200-300 m) cât și particularităților de structură a coronamentului, suprafață foliară și transmisivitate a radiației soare; astfel, temperatura de după-amiază poate fi cu 4-6 °C mai mare în gorunete decât în făgete, comparativ cu media de 2 °C pe timpul întregii zile;

- limitele maxime estivale ale căldurii și deficitului de vapori din atmosferă, realizate în interiorul făgetelor din SV României, sunt în jur de 30 °C (30.3 °C în populații de limită, 30.2 °C în populații de optim extrazonal) și respectiv 25 hPa

Prin urmare, se poate concluziona că distribuția speciilor, și implicit a tipurilor de vegetație, la scară locală este mai puternic influențată de valorile extreme decât de valorile medii, respectiv mai intens de microclimatul din timpul zilei și mai puțin de cel nocturn (când speciile sunt mai puțin active fiziologic). Condițiile particulare de relief, precum expoziția și poziția pe versant pot avea un efect compensator semnificativ asupra climatului.

### **4.3. Nișa ecologică a teișurilor dobrogene**

În legătură cu rolul teiului (în special *Tilia tomentosa*) în structura și stabilitatea pădurilor subtermofile, Lavro și Indreica (2013) au întreprins un studiu într-o zonă oarecum similară fitogeografic Banatului – în partea de nord a Dobrogei, respectiv în Munții Măcin. Lucrarea prezentată ca teză de disertație, face parte dintr-un proiect de cercetare ce vizează reconstrucția tipurilor naturale fundamentale de pădure din Parcul Național Munții Măcinului. Conform evaluărilor efectuate de Administrația Parcului, există un procent însemnat de păduri derivate prin substituirea speciilor de stejari cu specii de tei. Deoarece Directiva Habitate a CE prevede că teișurile de *Tilia tomentosa* sunt habitate de interes comunitar (91Z0), scopul lucrării a fost acela de a analiza oportunitatea intervențiilor de reconstrucție, confruntând criteriile silviculturale și cele aferente conservării biodiversității prin rețeaua Natura 2000. Obiectivele științifice ale lucrării au fost: (1) descrierea nișelor ecologice ale principalelor specii arborescente, (2) identificarea cauzelor de modificare a structurii arboretelor, (3) stabilirea relației dintre vegetația forestieră actuală și tipurile naturale.

Pentru identificarea concordanței dintre cerințele ecologice ale speciilor și potențialul stațional se pot folosi criteriile: fitocenotic, stațional sau experimental. În cazul degradării compoziției arboretelor prin derivare, preponderent este criteriul stațional (Abrudan 2006, Chiriță et al. 1977, Doniță et al. 1990). Cercetările din staționarul ecologic Babadag (Popescu-Zeletin et al. 1971) au pus în evidență particularități ale regimului termic și hidric din diverse tipuri de vegetație – date ce pot fi folosite pentru evaluarea aptitudinilor staționale ale speciilor principale de arbori și fundamentarea alegerii speciilor. Soluții corecte se pot obține prin corelarea condițiilor staționale din arboretele supuse reconstrucției ecologice cu observațiile din alte arborete din zonă, similare stațional dar corespunzătoare tipului natural fundamental. Odată cunoscute condițiile staționale se vor identifica grupele ecologice care, prin intermediul normelor tehnice pentru regenerarea pădurilor, permit selectarea compozițiilor optime.

Determinarea nișelor ecologice ale principalelor specii din șleurile dobrogene s-a bazat pe criteriul bioindicatorilor (flora indicatoare), capabili să reflecte rezultanta condițiilor de viață, respectiv lumină, căldură, apă, nutrienți, competiție. S-au folosit două metode:

a. Analiza asocierii interspecifice. În cazul gospodăririi intensive a pădurilor, speciile arborescente au adesea o valoare ecologic-informativă redusă, dar se poate obține o caracterizare corectă a condițiilor de habitat cu ajutorul plantelor din straturile arbustiv și ierbos, care au o răspândire naturală. Gradul de asociere al speciilor s-a cuantificat cu ajutorul coeficientului de fidelitate *phi*. Acesta i-a valori de la -1 (taxonii nu cresc niciodată în aceeași fitocenoză) la +1 (taxonii apar întotdeauna împreună). S-au utilizat datele fitosociologice din 353 de suprafețe de probă (relevee). În tabelul 4.3 sunt enumerate pentru principalele specii arborescente edificatoare câte zece specii fidele (valori pozitive ale coeficientului phi), respectiv antagoniste (valori negative ale coeficientului phi). Acești taxoni, cu preferințe ecologice cunoscute, reprezintă indicatori ai habitatului potențial al gorunului sau stejarului, chiar în lipsa acestora din urmă – așa cum este cazul arboretelor total derivate. Ei pot fi folosiți, complementar, la identificarea parcelelor unde se pot demara activitățile de refacere.

Din analiza datelor din tabelul 4.3 se desprind concluziile:

- gorunul (*Quercus petraea* s.l.) crește de preferință în stațiuni cu specii mezoxerofile, subtermofile, evitându-le pe cele bogate în nutrienți și regim hidric echilibrat datorită slabei sale competitivități; față de optimul său ecologic, cel fiziologic este deplasat spre dreapta pe

scara umidității edafice, de aceea productivitate mai mare și calitate mai bună a trunchiurilor se obține în condiții mezofitice dar este necesară o intervenție mai intensivă a silvicultorilor pentru menținerea aici a gorunului.

Tabel 4.3 – Relațiile de asociere interspecifică pentru principalele specii de arbori din Parcul Național Munții Măcinului

<i>Quercus petraea s.l.</i>			
Asociere pozitivă		Asociere negativă	
Specia	phi*100	Specia	phi*100
<i>Fraxinus ornus</i>	44.24	<i>Asarum europaeum</i>	-48.08
<i>Cornus mas</i>	43.31	<i>Allium ursinum</i>	-37.76
<i>Mercurialis ovata</i>	40.58	<i>Tilia cordata</i>	-34.70
<i>Nectaroscordum siculum</i>	35.28	<i>Fagus sylvatica</i>	-33.72
<i>Carpinus orientalis</i>	30.78	<i>Milium effusum</i>	-33.04
<i>Poa nemoralis</i>	30.08	<i>Galium odoratum</i>	-31.19
<i>Potentilla micrantha</i>	23.06	<i>Viola reichenbachiana</i>	-30.55
<i>Paeonia peregrina</i>	22.29	<i>Mercurialis perennis</i>	-30.27
<i>Lithospermum purpureocaeruleum</i>	22.03	<i>Stachys sylvatica</i>	-29.49
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	21.08	<i>Carex pilosa</i>	-29.45
<i>Quercus robur s.l.</i>			
Asociere pozitivă		Asociere negativă	
Specia	phi*100	Specia	phi*100
<i>Leonurus cardiaca</i>	24.63	<i>Galium aparine</i>	-22.58
<i>Acer tataricum</i>	24.63	<i>Bromus benekenii</i>	-21.90
<i>Parietaria officinalis</i>	23.05	<i>Lamium purpureum</i>	-19.69
<i>Carpinus orientalis</i>	24.32	<i>Dentaria bulbifera</i>	-19.35
<i>Arctium tomentosum</i>	22.53	<i>Corydalis solida</i>	-18.46
<i>Acer campestre</i>	21.47	<i>Stellaria media</i>	-18.51
<i>Ligustrum vulgare</i>	17.96	<i>Anthriscus nemorosa</i>	-17.83
<i>Pyrus pyraster</i>	14.52	<i>Paeonia peregrina</i>	-16.50
<i>Anthriscus sylvestris</i>	13.51	<i>Galanthus plicatus</i>	-16.47
<i>Convallaria majalis</i>	13.30	<i>Melica uniflora</i>	-16.16
<i>Tilia tomentosa</i>			
Asociere pozitivă		Asociere negativă	
Specia	phi*100	Specia	phi*100
<i>Viola suavis</i>	42.08	<i>Quercus pubescens</i>	-55.79
<i>Dentaria bulbifera</i>	40.38	<i>Vinca herbacea</i>	-55.03
<i>Carpinus betulus</i>	38.34	<i>Teucrium chamaedrys</i>	-54.54
<i>Bromus benekenii</i>	37.01	<i>Poa angustifolia</i>	-49.07
<i>Tilia platyphyllos</i>	28.93	<i>Ajuga laxmannii</i>	-48.92
<i>Ajuga reptans</i>	28.70	<i>Fragaria viridis</i>	-47.99
<i>Melica uniflora</i>	28.62	<i>Tanacetum corymbosum</i>	-47.20
<i>Polygonatum latifolium</i>	26.96	<i>Festuca rupicola</i>	-45.37
<i>Hedera helix</i>	24.62	<i>Carex praecox</i>	-44.00
<i>Carex pilosa</i>	22.94	<i>Asparagus verticillatus</i>	-42.33
<i>Carpinus betulus</i>			
Asociere pozitivă		Asociere negativă	
Specia	phi*100	Specia	phi*100

<i>Viola reichenbachiana</i>	49.71	<i>Fraxinus ornus</i>	-59.98
<i>Tilia cordata</i>	48.36	<i>Carpinus orientalis</i>	-49.20
<i>Hedera helix</i>	47.14	<i>Cornus mas</i>	-47.47
<i>Carex pilosa</i>	46.02	<i>Asparagus tenuifolius</i>	-39.01
<i>Asarum europaeum</i>	45.63	<i>Mercurialis ovata</i>	-35.93
<i>Galium odoratum</i>	44.67	<i>Quercus pubescens</i>	-32.63
<i>Mercurialis perennis</i>	43.43	<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	-30.69
<i>Dentaria bulbifera</i>	42.91	<i>Piptatherum virescens</i>	-29.81
<i>Allium ursinum</i>	41.52	<i>Fragaria viridis</i>	-29.31
<i>Milium effusum</i>	41.08	<i>Tanacetum corymbosum</i>	-28.82
<i>Fraxinus excelsior</i>			
Asociere pozitivă		Asociere negativă	
Specia	phi*100	Specia	phi*100
<i>Tilia platyphyllos</i>	32.42	<i>Quercus pubescens</i>	-33.71
<i>Tilia tomentosa</i>	30.47	<i>Tanacetum corymbosum</i>	-29.92
<i>Scutellaria altissima</i>	19.71	<i>Vinca herbacea</i>	-29.61
<i>Bromus benekenii</i>	19.62	<i>Poa angustifolia</i>	-29.29
<i>Viola suavis</i>	18.16	<i>Ajuga laxmannii</i>	-28.18
<i>Anthriscus nemorosa</i>	15.97	<i>Fragaria viridis</i>	-26.69
<i>Scilla bifolia</i>	15.45	<i>Teucrium chamaedrys</i>	-26.37
<i>Anemone ranunculoides</i>	15.37	<i>Sedum maximum</i>	-26.22
<i>Veronica hederifolia</i>	15.25	<i>Festuca rupicola</i>	-25.54
<i>Poa nemoralis</i>	14.12	<i>Asparagus tenuifolius</i>	-25.33

- stejarul (*Quercus robur* s.l.) apare frecvent însoțit de anumite plante ruderales sau nitrofile (*Leonurus cardiaca*, *Parietaria officinalis*, *Arctium tomentosum*, *Anthriscus sylvestris*); mai puține sunt speciile tipice de pădure care să aibă o asociere pozitivă semnificativă, între care se remarcă totuși *Acer tataricum* și *Convallaria majalis*; această caracterizare ar putea fi denaturată de frecvența mai redusă a stejarului în eșantionajul efectuat (însă proporțională cu situația la nivelul PNMM)

- teiul argintiu (*Tilia tomentosa*) se dezvoltă bine în compania speciilor mezofile-mezoxerofile, eu-mezotrofe, în timp ce odată cu creșterea uscăciunii, proprii pădurilor de stejar pufos, intră în regres

- carpenul (*Carpinus betulus*) are ca însoțitoare fidele plante exigente față de umiditate și troficitatea azotată, comune în pădurile de foioase central-europene; odată cu creșterea deficitului hidric intră în regres mai repede decât teiul argintiu

- frasinul (*Fraxinus excelsior* s.l.) poate deveni (co-)dominant în condiții de platou sau culmi largi, cu diferite clase de profunzime a solului, diversitate edafică ce ar explica fidelitatea scăzută din partea celorlalte specii, cu excepția teiului argintiu și a celui flutuesc

(*Tilia platyphyllos*); comparativ cu carpenul se dovedește mai tolerant la condițiile de stres hidric (în special *Fraxinus coriariaefolia*).

Intervențiile în arborete pure de tei cu scopul reînălțării stejarilor (în proporție de 20-30%) nu vor afecta negativ speciile ierboase caracteristice habitatelor dobrogene respective, deoarece astfel de specii au un grad de asociere interspecifică mai ridicată cu speciile de *Quercus*.

b. Analiza multivariată a structurii compoziționale a fitocenozelor. Metodele de ordonare numerică (analiza indirectă a gradientilor ecologici) permit vizualizarea relațiilor simultane dintre fitocenoze pe baza similitudinilor compoziției floristice. S-a utilizat metoda analizei destinate a corespondențelor, DCA (fig. 4.11). Grupurile de relevee au fost create *a priori* prin clasificare numerică divizivă (TWINSPAN). Pentru a ușura interpretarea ecologică a șleaurilor cu gorun sau stejar, s-au luat în considerare și fitocenoze aflate la extremele gradientilor termo-hidrici – păduri de stejar pufos și respectiv șleaurile cu participarea fagului (din rezervația Valea Fagilor). De asemenea, s-au calculat valorile indicatoare ale fitocenozelor, ca medii ale exigențelor speciilor componente pentru factorii lumină (L), căldură (temperatură, T), continentalitate (K), umiditate edafică (U), aciditatea (R) și conținutul de nutrienți (N) din sol. Acești factori sunt reprezentați sub formă de vectori în ordinograma din figura 15. Primele două axe de ordonare explică împreună 0.61 din variabilitatea floristică reală (0.526 + 0.084). Axa 1, ce reflectă cea mai mare parte din varianță, se corelează puternic negativ cu umiditatea solului ( $r = -0.930$ ) și troficitatea azotată ( $r = -0.813$ ), respectiv puternic pozitiv cu regimul termic ( $r = 0.919$ ), lumina ( $r = 0.861$ ) și continentalitatea climei ( $r = 0.895$ ). Reacția solului sau numărul de specii nu manifestă o corelație semnificativă cu axele, deci nu influențează clasificarea vegetației.

În diagrama de ordonare releveele reprezentând arboretele derivate sunt concentrate în partea stângă a Axei 1, alături de șleaul cu gorun și fag. Preferința lor pentru stațiunile mai umede și mai bogate în nutrienți este confirmată de poziționarea spre capătul vectorilor respectivi (U și N). Pe de altă parte, arboretele cu o proporție minimă de 20 % specii de cvercinee sunt mai apropiate ecologic de pădurile de stejar pufos, respectiv spre valori mai ridicate pentru temperatură, lumină și continentalitate. Slaba corelare dintre aciditatea solului și axele de ordonare este explicabilă prin omogenitatea mai mare a acestui factor în teritoriul studiat, fapt confirmat de determinările de pH la 50 de probe de sol din orizontul A (valori în intervalul 5.5-7.5 și media 6.9). Într-un singur releveu, în valea Jijilei, s-a

măsurat un pH mai scăzut (5.04), fiind vorba de un gorunet cu elemente de floră acidofilă (*Luzula luzuloides*, *Cytisus nigricans*, *Lychnis viscaria*, *Polytrichum formosum*).

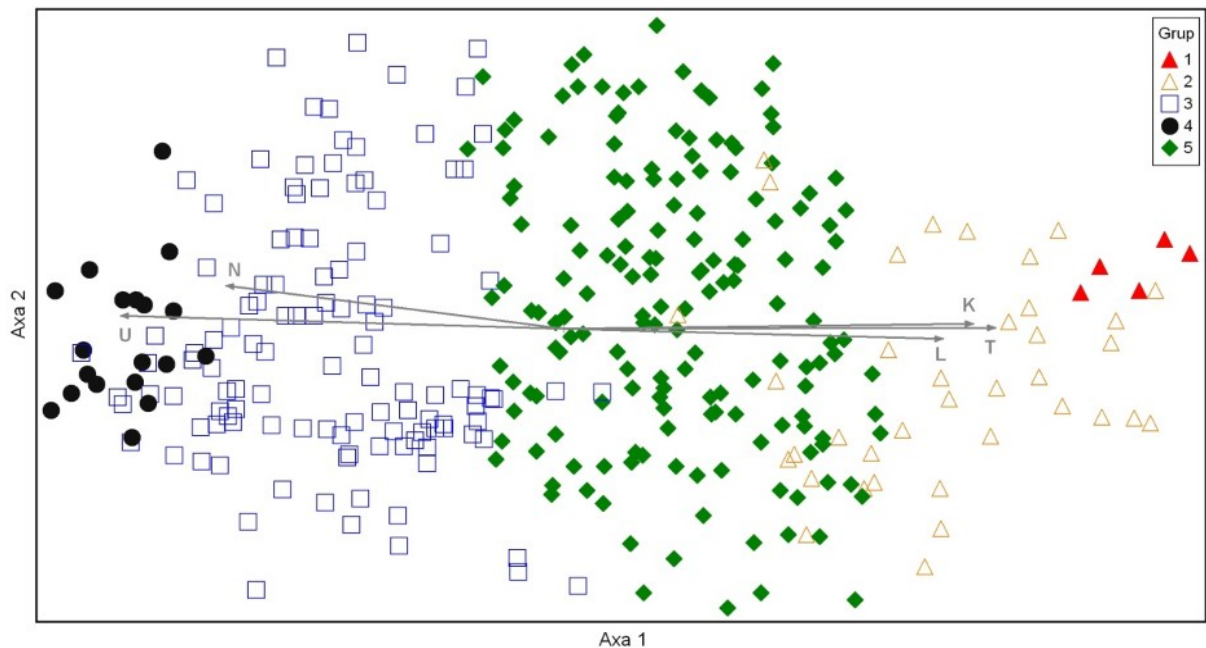


Fig. 4.11 – Diagrama ordonării DCA a releveelor din pădurile PNMM

Grupuri de relevee rezultate din clasificarea divizivă: 1 – stejăret de pufos; 2 – gorunet cu mojdrean și cărpiniță; 3 – șleau de deal dobrogean (m) și teiș amestecat; 4 – șleau de deal cu fag; 5 – goruneto-șleau și șleau dobrogean (i). Factori ecologici (reprezențați ca vectori): L – lumină, T – căldură, K – continentalitate, U – umiditate edafică, R – aciditate, N – troficitate

În figura 4.12 este redată grafic variația abundenței speciilor în lungul gradientelor ecologici rezultanți (spațiul de ordonare DCA), respectiv legătura dintre dezvoltarea arborilor și ceilalți taxoni ai fitocenozelor.

Comportamentul ecologic al speciilor este ilustrat grafic sub forma curbelor de răspuns față de factorii umiditate și temperatură (figurile 4.13 și 4.14). Modelarea este realizată cu ajutorul funcției Gauss, pe baza valorilor relativizate ale abundențelor (raportate la maximumul fiecărei specii). Analizând intervalele de optim rezultă următoarea ierarhizare față de umiditate, în ordine crescătoare: stejar pufos – mojdrean – cărpiniță – gorun – tei argintiu – carpen – fag.

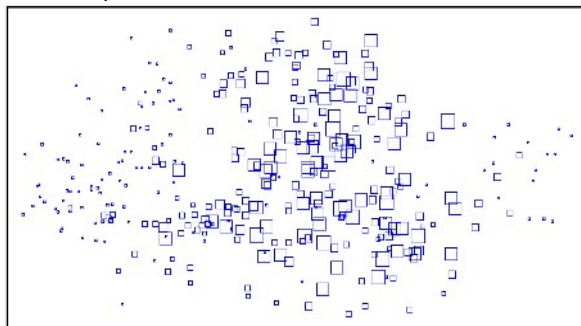
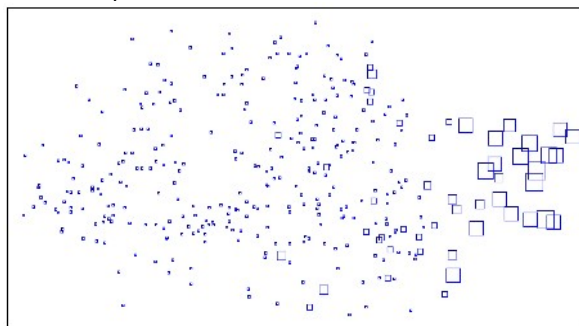
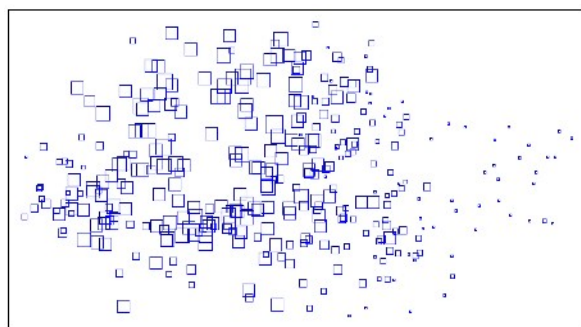
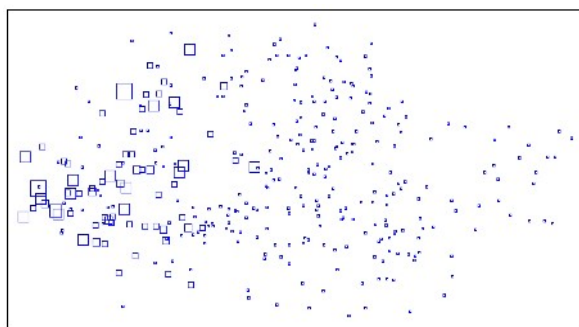
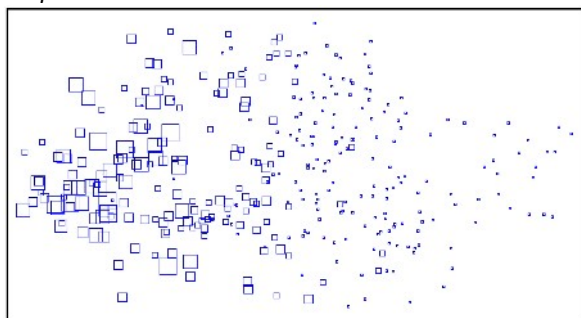
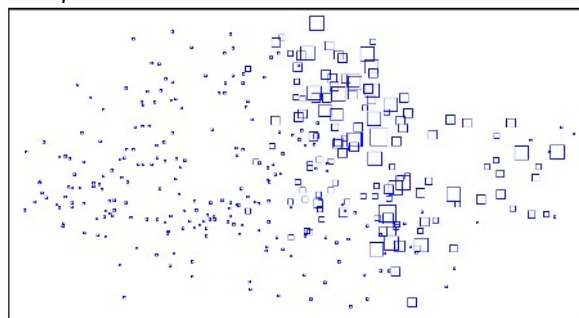
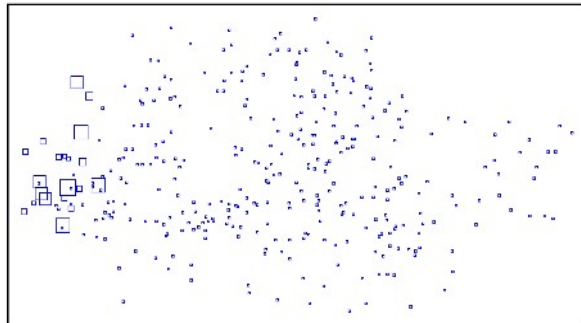
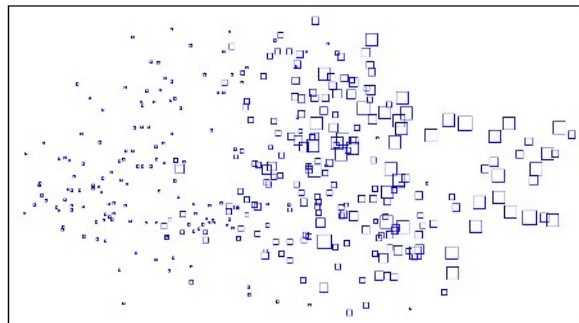
*Quercus petraea**Quercus pubescens**Tilia tomentosa**Tilia cordata**Carpinus betulus**Carpinus orientalis**Fagus sylvatica**Fraxinus ornus*

Fig. 4.12 – Distribuția abundențelor speciilor în relevele ordonate prin metoda DCA (vezi fig. 4.11). Mărimea simbolului e proporțională cu acoperirea speciei respective (e marcată inclusiv clasa 0)



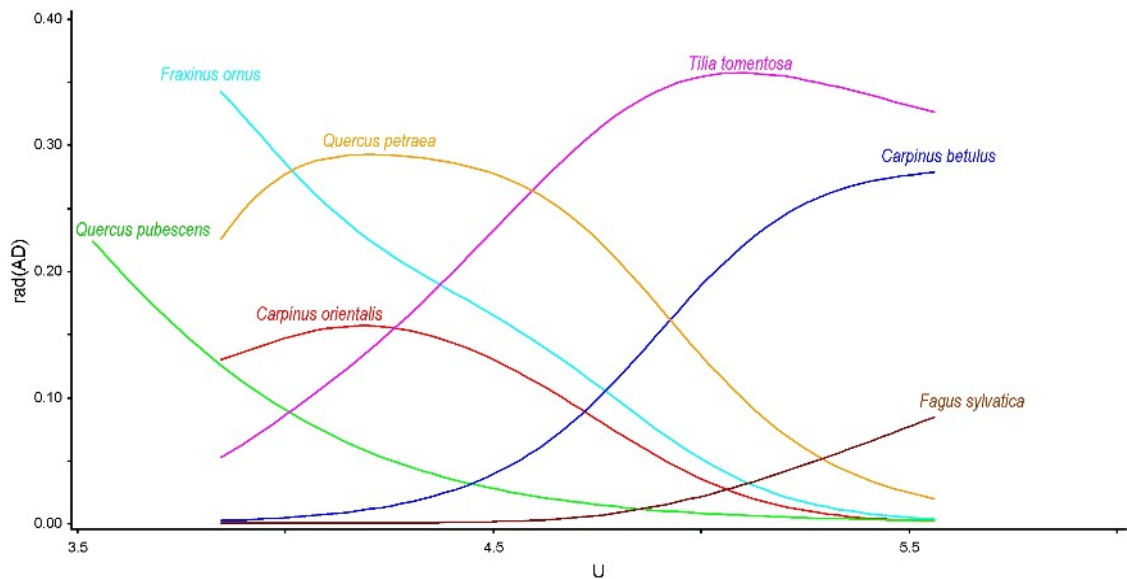


Fig. 4.13 – Curbele de răspuns ale abundențelor (AD) relativizate ale speciilor față de factorul umiditate (U – exprimat ca valori medii indicatoare Ellenberg pe releveu)

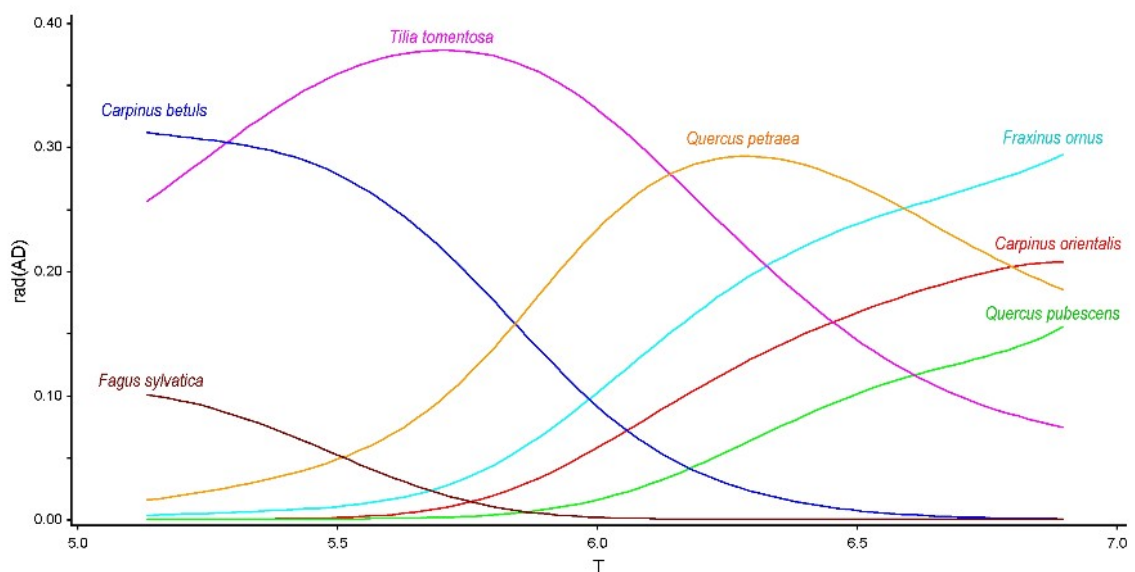


Fig. 4.14 – Curbele de răspuns ale abundențelor (AD) relativizate ale speciilor față de factorul temperatură (T – exprimat ca valori medii indicatoare Ellenberg pe releveu)

Se desprinde o tendință generală pentru gorun, care e întâlnit mai rar în stațiunile caracterizate de specii eu-megatrofe, mezofile-mezohigrofile (*Asarum europaeum*, *Geranium robertianum*, *Circaea lutetiana*, *Chaerophyllum temulum*). Corelând aceste constatări cu dominanța celorlalte specii arborescente, rezultă o nișă ecologică de „refugiu”, corespunzătoare unor condiții mai puțin favorabile teilor sau carpenului, care le diminuează forța competitivă. Considerăm că această variație gradată a abundenței unei specii, strâns

corelată cu factorii ecologici nu ar putea fi generată prin erori de gospodărire. Prin urmare, nu trebuie ignorată ipoteza caracterului natural al teişurilor și rolul hotărâtor al competiției interspecifice în transformarea nișei fiziologice și modelarea structurii șleaurilor.

Pentru a ilustra rolul factorilor staționali în modelarea compoziției arboretelor, s-a analizat amănunțit vegetația forestieră din u.a. 17A, UP III Țiganca, O.S. Cerna. Suprafața arboretului este de 41.9 ha, iar compoziția conform descrierii parcelare este 6TE 1GO 1CA 1JU 1DT. S-au fixat ca obiective: (1) identificarea condițiilor în care gorunul se menține într-un arboret parțial derivat, (2) evaluarea intensității corelației dintre vegetație și factorii staționali, în condițiile în care sunt constanți factorii legați de climă (precipitații și temperaturi), istoricul vegetației și modul de gospodărire (aceeași unitate amenajistică). S-a amplasat un sondaj din 42 de relevee în care s-au făcut inventarieri floristice repetate în august 2012, martie, aprilie și iunie 2013. În 37 de puncte s-au luat probe de sol din orizontul A pentru determinarea pH-ului, texturii și proporției de schelet și s-au făcut măsurători pentru estimarea radiației solare potențiale. Aceasta din urmă s-a calculat prin modelare matematică, cu ajutorul programului DACHrad (Fischer et Gilgen 2002), având ca date de intrare: latitudinea, altitudinea, expoziția, panta, vizibilitatea cerului condiționată de relief (unghiul orizontului pe 8 direcții cardinale). În u.a. 17A s-au realizat 2 profile de sol pentru cunoașterea volumul edafic și proprietățile orizonturilor inferioare, în condiții topografice și de vegetație diferite: (1) arboret de gorun și frasin cu *Anthriscus nemorosa*, pe culme, (2) arboret de tei și carpen cu *Milium effusum*, la bază de versant.

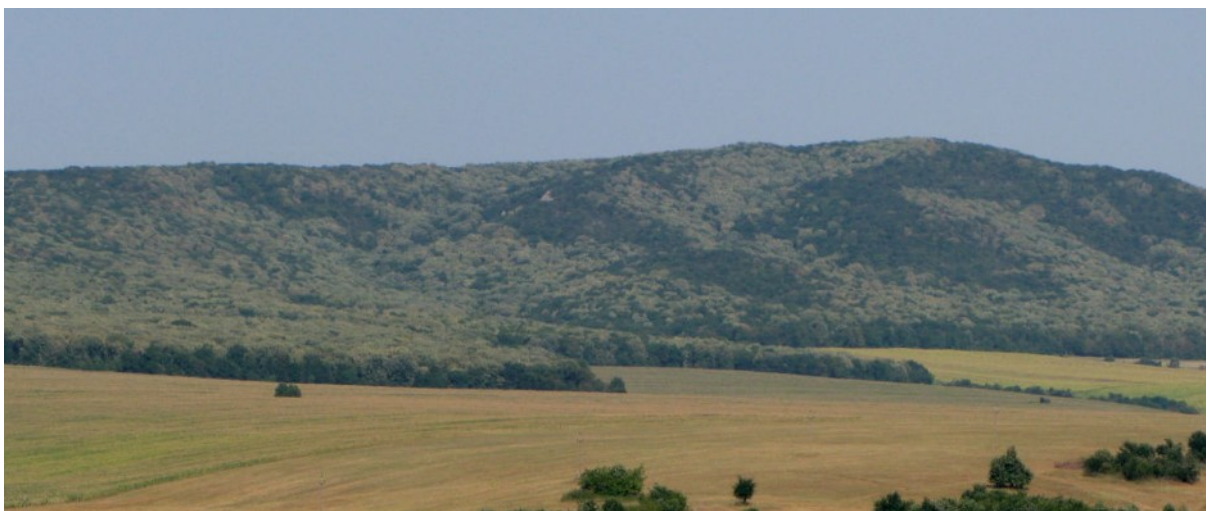


Figura 4.15 – Vedere asupra versantului estic al Munților Măcin. Se distinge corelația dintre dominanța teiului argintiu și deficitul hidric indus de panta și expoziția terenului, corelație confirmată de diagramele de ordonare (fig. 4.11, 4.12) și curbele de răspuns (fig. 4.13)

În urma observațiilor din teren, a prelucrării și analizei datelor, se pot desprinde următoarele:

- compoziția stratului arborescent este deosebit de diversă, însumând 16 taxoni – *Tilia tomentosa*, *Quercus petraea*, *Fraxinus ornus*, *F. excelsior*, *F. coriariaefolia*, *Acer campestre*, *Carpinus orientalis*, *Acer platanoides*, *Carpinus betulus*, *Tilia cordata*, *T. platyphyllos*, *Cerasus avium*, *Quercus pubescens*, *Ulmus glabra*, *Quercus pedunculiflora*, *Sorbus torminalis*; distribuția acestora este neuniformă în spațiu – figura 4.16, tabel 4.4

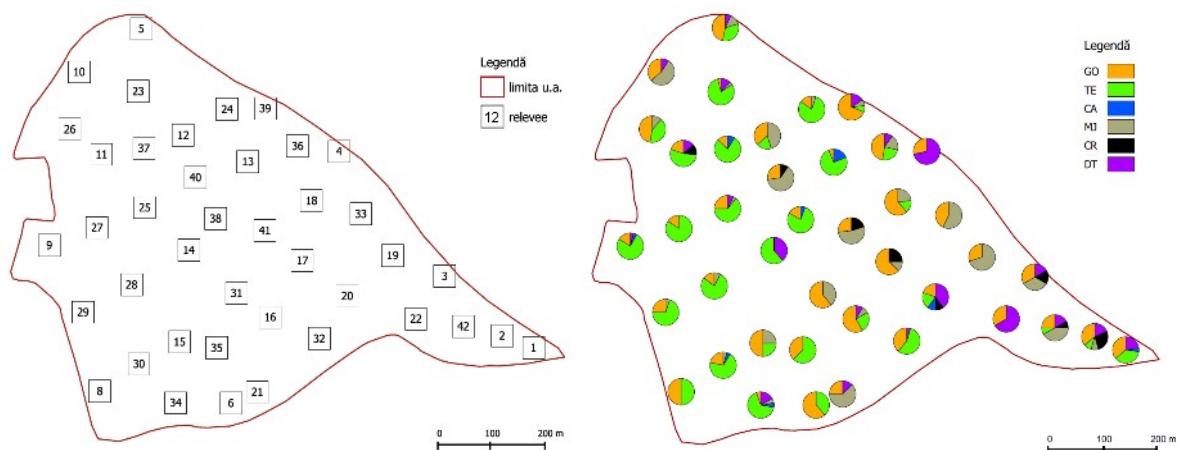


Figura 4.16 – Amplasarea releveelor în u.a. 17A din UP III, O.S. Cerna (stg) și compozițiile punctuale ale stratului arborescent (dr)

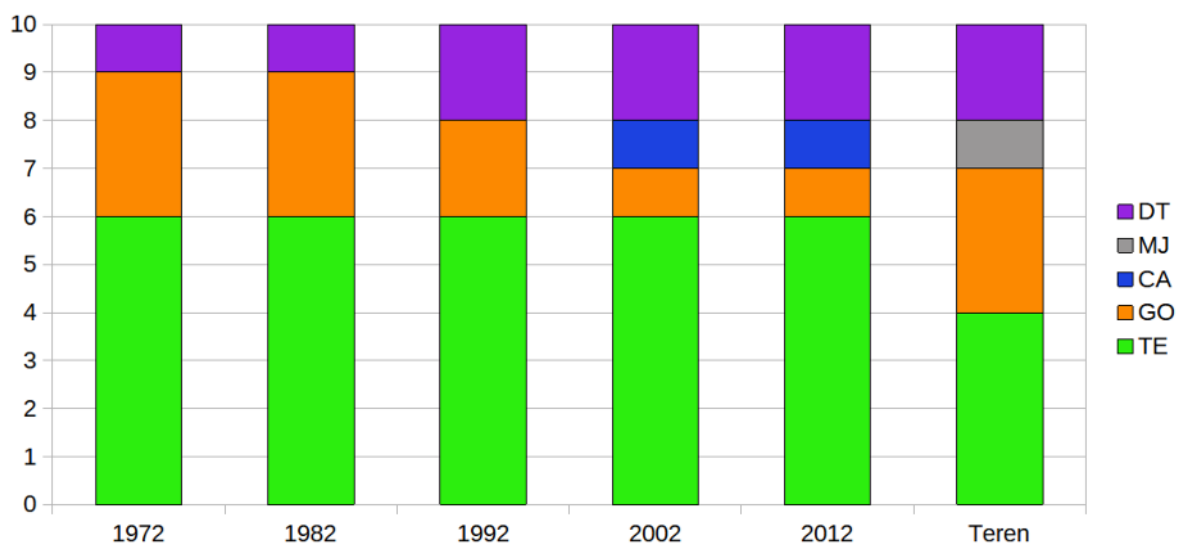


Figura 4.17 – Comparații între compoziția arboretului din u.a. 17 A din UP III, față de datele măsurate în teren și 5 amenajamente silvice consecutive (1972-2012)

Tabel 4.4 – Caracteristicile structurale și staționale ale celor 42 de relevee efectuate în u.a. 17A din UP III Țiganca

Nr. crt.	Alt. (m)	Exp.	Panta (°)	Relief	Rad. solară	Strat arbori	pH	Textura *	Compoziție** (Biterlich) – nr. arbori
1	227	SE	15	versant	5035	60	7.0	LP	8TE 8GO 1CA 4FR 1JU
2	265	S	21	versant	5554	70	6.4	LA2	1TE 4GO 1MJ 3CR 1JU 1AR
3	291	S	7	platou	5110	40	7.0	LN3	2GO 2MJ 1JU 1CR
4	322	-	0	platou	4721	50	6.4	PN	4GO 10FR
5	332	-	2	platou	4721	70	7.1	LA2	5TE 7GO 2MJ 1JU
6	306	NE	11	versant	3995	80	6.5	PA3	5TE 8GO
7	330	SV	5	platou	4945	60	6.9	PA2	1TE 1MJ 8AR
8	347	NE	8	versant	4326	70	7.3	PA2	7TE 7GO 1JU
9	356	NV	11	versant	4132	80	-	-	19TE 4GO 1CA 1AR
10	351	NV	3	platou	4562	70	-	-	4GO 6MJ 1STP
11	348	ESE	13	versant	4996	75	-	-	4TE 4TED 3GO 2CR 1CI 1JU
12	330	E	9	versant	4646	75	6.7	AP3	2TE 4GO 5MJ
13	302	SE	7	vale	4738	75	7.2	LP	9TE 3TED 1GO 3CA
14	307	NNE	10	vale	3962	80	-	-	5TE 3TED 3CI 1AR 1ULM
15	328	-	0	platou	4704	80	-	-	4TE 8GO 4MJ
16	328	ENE	13	versant	4286	70	6.9	PLN	3TE 7GO 1MJ 1AR
17	309	NE	25	versant	3154	80	6.9	PLN	5GO 1MJ 2CR
18	289	SSV	30	versant	5790	80	7.4	LA2	2TE 8GO 3MJ
19	298	SV	26	versant	5368	80	7.1	AP3	3GO 7MJ
20	288	NNE	36	versant	1894	70	6.8	NLP	2TE 2GO 1CA 4FR 1CR
21	275	ESE	15	versant	4872	70	6.8	NLP	2GO 5MJ 1JU
22	302	S	32	versant	5915	70	6.9	LP	2GO 4JU
23	334	E	10	versant	4660	80	7.4	AP3	20TE 1GO 1MJ 3JU
24	318	V	15	versant	4534	75	7.0	LN2	16TE 3GO 1MJ
25	330	E	5	vale	4701	85	6.8	NLP	18TE 7GO 1MJ 2AR
26	355	E	5	culme	4757	80	6.6	LN4	7TE 8GO 2MJ
27	346	E	10	versant	4663	80	7.1	NL4	16TE 3GO
28	332	E	10	versant	4620	70	7.4	LA3	21TE 4GO 2MJ
29	360	ENE	17	versant	4173	80	7.4	AP4	14TE 5GO 1MJ
30	340	ENE	12	versant	4330	80	6.9	NL4	16TE 5GO 1MJ 1CA
31	315	ESE	5	culme	4772	70	6.3	LN2	11GO 7MJ
32	277	E	10	versant	4558	80	7.2	LA2	13TE 9GO 1CI
33	303	S	20	versant	5539	70	7.2	LA2	3GO 4MJ
34	330	E	10	versant	4672	85	7.4	NP4	12TEF 1GO 1CA 1MJ 3JU
35	322	E	10	versant	4649	70	7.1	LAN	15TE 9GO
36	326	VSV	5	platou	4815	70	7.3	NL4	5TE 10GO 4MJ 1FR 1JU
37	330	E	10	versant	4649	80	6.3	LA3	18TE 3GO 2CA
38	298	ENE	10	vale	4257	70	7.5	AP3	14TE 3GO 1CA
39	325	-	0	culme	4718	70	7.3	LP	1TE 9GO 1MJ 2JU
40	315	E	5	platou	4677	70	6.9	LAN	3GO 7MJ 1CR
41	300	ENE	25	versant	3643	80	6.1	LA2	4GO 8MJ 3CR
42	250	S	30	versant	5868	80	5.4	NL4	1TE 3GO 5MJ 1CR 1FR 1JU
Total compoziție (nr.)				284TE 197GO 84MJ 21JU 20FR 14AR 14CR 11CA 10TED 5CI 1STP 1ULM					
Total compoziție (%)				43TE 30GO 12MJ 3FR 3JU 2AR 2CR 1CA 1CI 1STP 1TED 1ULM					

\* Textura a fost determinată organoleptic; A=argilos, L=lutos, N=nisipos, P=prăfos

\*\* AR=arțar, CA=carpen, CI=cireș, CR=cărpiniță, FR=frasin, GO=gorun, JU=jugastru, MJ=mojdrean, STP=stejar pufos, TE=tei argintiu, TED=tei de deal, ULM=ulm de munte

- diversitatea condițiilor de biotop este considerabilă – orientarea versanților include expozițiile NE, E, SE, S, SV, V, NV; înclinarea terenului variază de la 0 (teren plan) la 35°; radiația solară potențială ia valori între 1900 și 5900; volumul edafic și textura solului variază

pe suprafețe mici în strânsă corelație cu forma de relief; pH-ul se încadrează în domeniul slab acid-neutru (între 6.1 și 7.4)

- analiza comparativă a amenajamentelor silvice din 1972 până în 2012 arată o scădere treptată a proporției gorunului, putând susține ipoteza degradării arboretului spre un arboret derivat; totuși, situația observată în teren cu ocazia studiului nostru indică o compoziție normală pentru un șleau de silvostepă (4TE 3GO 1MJ 2DT) – figura 4.17

- datorită diversității speciilor și distribuției acestora, compoziția reală a arboretului poate avea abateri semnificative de la situația observată în teren; drept consecință, caracterul actual al arboretului și tipul de pădure sunt sensibile la precizia inventarierilor

- reacția solului și textura solului se încadrează în domeniul de optim al teilor, astfel că nu reprezintă individual factori semnificativi ai favorizării speciilor de cvercinee în suprafețele luate în studiu

- pe culmile în care gorunul este abundent alături de mojdrean (uneori frasin) și cărpiniță, solul are un volum edafic mai redus, un conținut mai mare de schelet și textură mai ușoară, ceea ce afectează rezerva de apă utilă a solului

- gradul de insolație nu se corelează puternic cu distribuția abundenței speciilor de arbori, ceea ce indică faptul că trebuie să se țină cont simultan și de proprietățile edafice; astfel, pe platouri, la aceași valoare a radiației solare potențiale, se dezvoltă fitocenoze diferite dacă se modifică profunzimea solului

- luate individual, fragmentele de fitocenoză surprinse în relevee se pot încadra la cel puțin patru tipuri de pădure (Purcelean și Pașcovschi 1968): (1) șleau de deal dobrogean de productivitate mijlocie, (2) șleau de deal dobrogean de productivitate inferioară, (3) goruneto-șleau de productivitate mijlocie și (4) gorunet cu cărpiniță de productivitate inferioară.

Analiza detaliată la nivel de parcelă permite evidențierea influenței pe care o au configurația terenului și condițiile edafice asupra structurii arboretului, în ipoteza că rămân constante climatul și intervențiile silviculturale. Datorită favorabilității ridicate pedo-climatice și presiunii foarte reduse a altor competitori (fag, carpen), speciile de tei pot ajunge să domine etajul arborescent (și chiar arbustiv) ca urmare a unor procese naturale. Așadar, abundența teiului nu este neapărat o consecință a unor erori de management. La nevoie se pot obține compoziții cu participarea mai însemnată a speciilor de stejari în stațiuni optime pentru tei, însă cu eforturi silviculturale considerabile și impact semnificativ asupra

naturalității ecosistemelor. Această naturalitate este afectată de extragerea cioatelor, introducerea de puieti cu altă origine decât cea locală, mobilizarea solului, structuri spațiale simplificate/uniformizate/artificializate, intervenții mai dese și mai intense de degajări, descopleșiri și curățiri. Fiind o luptă contra naturii, lucrările de refacere-substituire a teșurilor derivate (Dămăceanu et al. 1964, Mănescu 2002) nu au o rată de reușită maximă; din cele observate de noi în teren, menținerea stejarilor în respectivele suprafețe se face cu mare dificultate și cu intervenții repetate, iar compoziția de ansamblu a fitocenozelor este mult simplificată.

Clasificarea arboretelor ca parțial sau total derivate are la bază considerente economice, și nu implică neapărat o degradare ecologică a ecosistemului. În plus, teizarea nu pune în pericol arborete cu caracter de silvostepă, precum habitatul prioritar 91I0, deoarece stațiunile sunt prea uscate pentru ca teiul să devină „invaziv”. De aceea, în cadrul Parcului Național Munții Măcinului oportunitatea lucrărilor de refacere din teșuri trebuie judicios fundamentată, ținând cont de obiectivele de conservare și respectiv de obiectivele gospodăririi durabile a resurselor forestiere.

## Cap. 5. Cuantificarea diversității habitatelor forestiere

### 5.1 Alfa diversitatea pădurilor europene

Vecera și colab. (2019) au investigat starea și factorii de influență a alfa-diversității pădurilor europene. Acest studiu valorifică bazele de date fitosociologice, arătând aplicabilitatea acestora în cartarea diversității speciilor vasculare la nivel continental. Studiul se înscrie în preocupările actuale de a documenta complexitatea mecanismelor ce condiționează compoziția specifică a pădurilor (Divíšek și Chytrý 2018, Jimenez -Alfaro et al. 2018). Diversitatea la nivel de arboret (alfa-diversitatea) a fost explorată atât la nivelul de ansamblu al pădurilor europene, dar și separat pe trei clase – păduri de foioase, păduri de conifere și păduri sclerofile. Analiza diferențiată pe clase a fost justificată de faptul că acestea se deosebesc prin exigențele staționale actuale și evoluția lor fitogeografică, ceea ce se poate transpune în particularități ale distribuției spațiale a diversității și ale importanței variabilelor independente. Ca sursă a diversității pădurilor s-au luat în considerare 73.134 relevee având suprafețe între 100 și 1000 m<sup>2</sup>, extrase din European vegetation archive (Chytry et al. 2016) și inventarul forestier francez. Pentru modelarea spațială a bogăției specifice s-au extras 19 variabile independente din diverse hărți tematice grupate în trei categorii:

(1) mediul actual: altitudinea, rugozitatea terenului, indicele de căldură, pH-ul orizontului superior, suprafața cu substrat calcaros pe 25 km<sup>2</sup> în jurul releveului, temperatura media anuală, variația sezonieră a temperaturii, precipitațiile anuale, variația sezonieră a precipitațiilor, proporția precipitațiile de vară, evapotranspirația potențială, evapotranspirația actuală.

(2) mediul postglaciar: prezența ghețarilor în timpul maximului ultimei glaciațiuni (MUG), schimbarea de temperatură față de MUG, schimbarea cantității de precipitații față de MUG

(3) folosința terenului: proporția de pădure, mozaic de vegetație, tufărișuri, teren cultivat intensiv (proporție evaluată pe 25 km<sup>2</sup> în jurul releveului).

Modelarea alfa-diversității s-a realizat cu algoritmul Random Forest (Breiman 2001), care combină predicțiile regresiiilor individuale construite pe numeroase eșantioane randomizate ale unui set de observații. Mai precis, s-au generat 500 de subseturi de date prin selecție randomizată cu înlocuire; fiecare subset a inclus 2/3 din relevee (calibrare), iar

restul de 1/3 au folosit la testarea puterii de predicție a modelului respectiv (validare). Fiecare model a inclus doar 6 variabile de mediu (aprox. 1/3 din total) pentru a evita corelațiile excesive dintre modele. Contribuția relativă a variabilelor la explicarea diversității a fost determinată ca sumă a doi parametri – importanța și puterea de predicție a variabilei. Importanța exprimă efectul randomizării variabilei asupra acurateții modelului (sau media abaterilor pătratice ale modelului), iar puterea denotă frecvența folosirii variabilei în scindarea valorilor observate ale diversității (sau suma valorilor reziduale pătratice ale modelelor ce includ variabila). Pentru fiecare clasă forestieră variabilele de mediu manifestă importanțe diferite asupra diversității – figura 5.1.

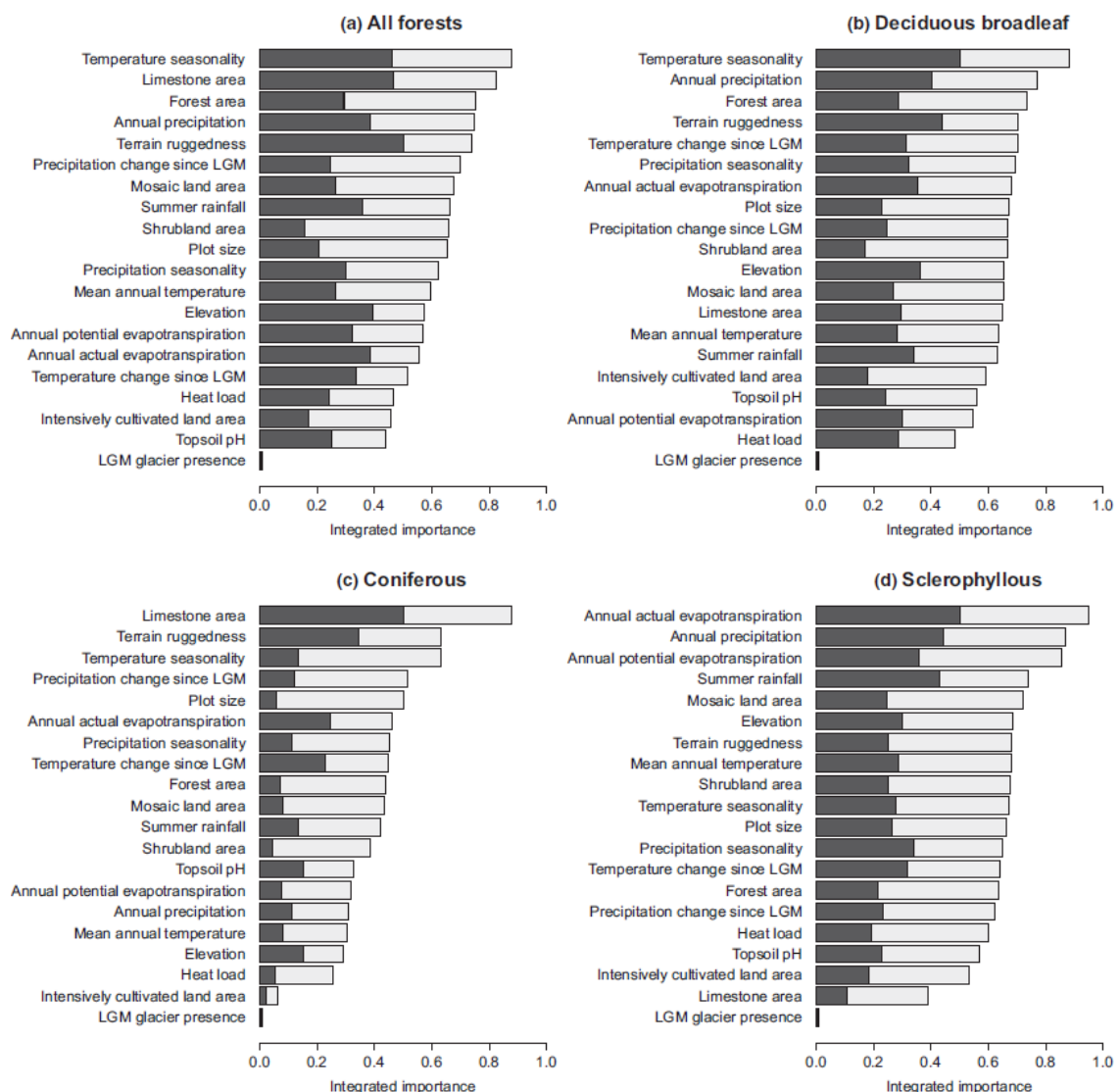


Fig. 5.1 – Contribuția relativă a factorilor de mediu asupra modelării diversității pădurilor europene în ansamblu și pe cele trei clase fizionomice. Zona neagră a barelor indică puterea, iar zona gri importanța. LGM = late glacial maximum (din Vecera et al. 2019)



Rezultatele regresiei au fost validate printr-o serie suplimentară de teste și proceduri statistice (neprezentate aici). Variabilitatea explicată de modele este cuprinsă între 51% (pădurile de foioase) și 71% (pădurile de conifere). Partea de variabilitate neexplicată de datele folosite în acest studiu se poate datora condițiilor de mediu la scară locală, modului de gospodărire a pădurilor, factorilor istorici neluați în considerare sau preciziei scăzute a unor factori (de ex., pH-ul solului).

Distribuția spațială a numărului de specii de plante vasculare din pădurile europene, așa cum a rezultat din modelarea prin algoritmul *random forests* este ilustrată în figura 5.2.

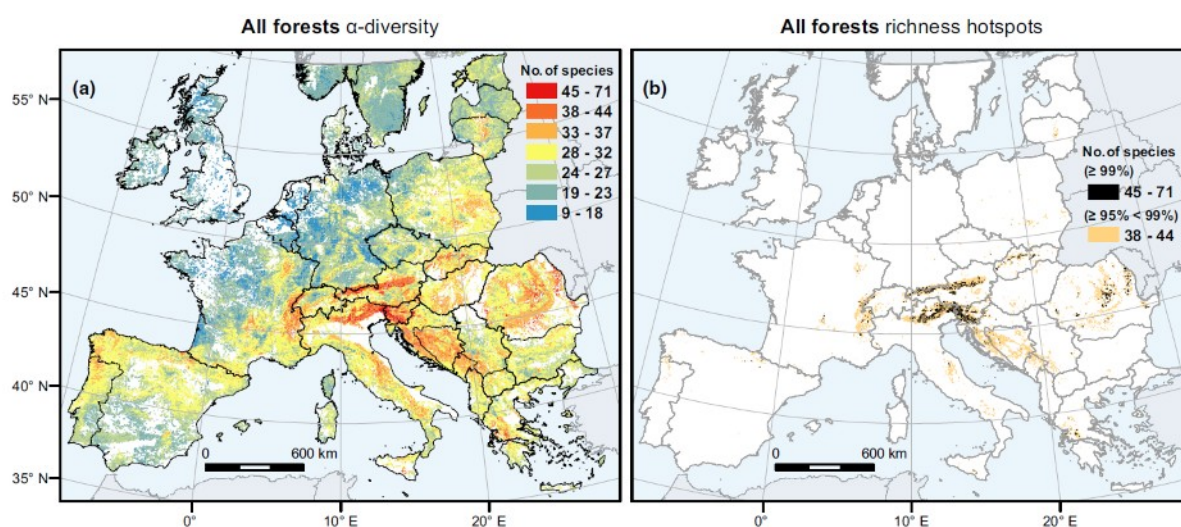


Fig. 5.2 – Harta diversității prognozate a pădurilor europene (stg.) și harta concentrării biodiversității (din Vecera et al. 2019)

De aici se poate distinge un gradient spațial al biodiversității pornind de la câmpiile cu climat oceanic din nord-vestul continentului relativ sărace în specii la zonele colinare și montane cu climat continental din sud-est cu densitate mai mare de specii. Valori ridicate ale biodiversității (peste 95% din ecartul european) apar în majoritatea zonelor forestiere din România și valori foarte ridicate (*hotspots*) în etajul nemoral din Carpații Orientali, Podișul Moldovei și Munții Măcinului.

Dintre variabilele analizate, cea mai mare influență asupra bogăției specifice o au: variația sezonieră a temperaturii, precipitațiile anuale, proporția suprafeței forestiere din zonă (pădurile de foioase caducifoliolate), proporția substratului calcaros din zonă, rugozitatea terenului și variația sezonieră a temperaturilor (pădurile de conifere), evapotranspirația și precipitațiile (pădurile sclerofile). De remarcat că în raport de proporția suprafeței forestiere din jurul releveelor, diversitatea compoziției floristice prezintă o tendință de creștere invers

proporțională. Această situație se poate datora unei gama-diversității ridicate, respectiv unei oferte mai mari de specii pentru compoziția arboretelor generată de heterogenitatea habitatelor, fragmentarea lor și ponderea mai mare a zonelor de ecoton. Totuși, este recomandat să nu se tragă concluzii referitoare la o structură optimă a peisajului, deoarece analiza efectuată oferă doar informații cantitative nu și calitative (specii forestiere, alohtone, ruderales, etc.). În plus, proporția suprafeței forestiere poate fi doar o covariabilă și nu o variabilă independentă – împădurirea slabă poate fi asociată unui climat mai uscat, ori unuia mai cald cu o vechime mai mare a florei și un stres mai redus în perioadele glaciare.

## **5.2 Diversitatea pădurilor cu tei argintiu din SV României**

Un studiu publicat în cadrul proiectului NEMKLIM a investigat influența teiului argintiu asupra diversității structurale și compoziționale a arboretelor, cu scopul de a fundamenta oportunitatea introducerii acestei specii sud-est europene în pădurile din Europa Centrală și de Vest (Heinrichs et al. 2021). Nevoia de diversificare a compoziției arborescente a pădurilor central-europene este dictată de presiunea exercitată de încălzirea climatică asupra migrării sau mortalității speciilor lemnoase native (Buras și Menzel 2019, Schuldt et al. 2020). Datorită suprafeței acoperite și rolului dominant în structura pădurilor nemorale europene (Bohn 2003), o atenție deosebită se acordă fagului, respectiv populațiilor sale aflate la limita suportabilității hidrice (Gessler et al. 2006, Leuschner 2017). Pentru a preîntâmpina dezechilibre ecologice majore, se caută soluții pentru creșterea stabilității acestor făgete prin introducerea cu caracter experimental a unor specii mai bine adaptate unui climat mai cald și uscat, așa cum sunt speciile din SE Europei. Dar înainte de a da curs unui astfel de demers, este necesară o cunoaștere cât mai bună a efectelor pe care astfel de specii le-ar putea avea asupra componentelor și funcțiilor ecosistemelor existente. Dintre acestea, biodiversitatea este un element foarte sensibil. Prin urmare, observațiile fitosociologice și climatice obținute de-a lungul a trei transecte din SV României (figura 4.7) au fost analizate pentru a determina rolul teiului argintiu în structura pădurilor de foioase aflate în vecinătatea făgetelor de altitudine joasă și influența acestuia asupra diversității floristice a fitocenozelor.

Datele de teren au fost colectate în 344 de suprafețe de probă de 200 m<sup>2</sup> (figura 4.7) ce acoperă trei zone din SV României, pe un ecart altitudinal între 200 și 900 m, respectiv temperaturi medii anuale între 8 și 12 °C. Arboretele inventariate au vârste între 70 și 95 de

ani și aparțin la trei grupe de tipuri de pădure – (1) păduri termofile mezoxerofile de gorun, cer ± gârniță (asociația *Potentillo micranthae-Quercetum dalechampii*), (2) păduri mezofile de de gorun și carpen (*Lathyro hallersteinii-Carpinetum betuli*) și (3) păduri mezofile de fag ± carpen (*Festuco drymejae-Fagetum*). Acoperirea speciilor a fost înregistrată pe scara extinsă Braun-Blanquet (r, +, 1, 2m, 2a, 2b, 3, 4, 5), apoi transformată pentru analizele matematice în procente, astfel: r = 0.1; + = 0.5; 1 = 2.5; 2m = 5; 2a = 10; 2b = 20; 3 = 37.5; 4 = 62.5; 5 = 87.5. Expoziția versanților s-a transformat în variabilă numerică, aproximând un indice de însorire pe o scară cu 9 trepte: 1 = N, 2 = NNE și NNV, 3 = NE și NV, 4 = ENE VNV, 5 = E și V, 6 = ESE și VSV, 7 = SE și SV, 8 = SSE și SSV, 9=S. Datele staționale colectate din teren s-au completat cu temperatura medie și precipitațiile anuale extrase din hărțile climatice CHELSA. Pentru a exprima mai sintetic climatul local s-a calculat coeficientul Ellenberg (EQ) ca raport între temperatura lunii celei mai calde (iulie) și precipitațiile anuale:  $EQ=1000 \cdot T_{VII}/Prec$ . În Europa Centrală acest coeficient se corelează bine cu tipurile de vegetație (Ellenberg 1988, Mellert et al. 2016). Astfel, făgetelor pure le corespunde un  $EQ < 20$ , făgetelor amestecate colinare un EQ între 20 și 30, pădurilor de stejari și carpen un  $EQ > 30$ . Pentru zonele studiate din SV României valorile EQ se înscriu în intervalul 20-30, indicând doar făgete amestecate de dealuri. Neconfirmarea corelației dintre EQ și tipurile de vegetație sugerează confruntarea cu două provocări: (1) necesitatea calibrării valorilor EQ pentru SE Europei, (2) nevoia de a corecta discrepanța dintre rezoluția datelor climatice (aprox. 1km), și distanțele mici dintre relevee (200-250 m).

Releveele au fost clasificate în trei tipuri de vegetație cu dominanță categorică (gorunet, teiș sau făget) dacă specia respectivă avea acoperirea relativă mai mare de 50%. După acest criteriu al dominanței, 226 de relevee au fost reținute, restul neavând o specie dominantă.

Efectul acoperirii teiului argintiu asupra diversității speciilor din stratul ierbos-subarbustiv a fost investigat cu ajutorul modelului aditiv generalizat (GAM). Diferențele dintre condițiile staționale și diversitatea releveelor pe fiecare transect s-au cuantificat prin testul post-hoc Tuckey al metodei ANOVA unifactorială. În plus față de alfa-diversitatea observată în relevee (eșantioane ale pădurii) s-a estimat alfa-diversitatea tipurilor de vegetație din subseturi aleatoare a câte zece relevee, cu formula Chao1 (Colwell și Coddington 1994, Chao et al. 2014):

$$S_{chao} = S_{obs} + (n-1)/n \cdot f_1 \cdot (f_1-1)/(2 \cdot (f_2+1))$$

unde  $S_{\text{chao}}$  – diversitatea totală (teoretică, potențială) a unui tip de vegetație,  $S_{\text{obs}}$  – numărul de specii observate în cele zece relevee ale unui tip de vegetație,  $n$  – numărul total de înregistrări (specii x relevee),  $f_1$  – numărul de specii cu frecvență 1 (într-un singur releveu),  $f_2$  – numărul de specii cu apariție dublă (în 2 relevee).

Astfel, prin al doilea termen al formulei  $S_{\text{chao}}$  se cuantifică probabilitatea existenței în tipul de vegetație a altor specii rare nedetectate de eșantionaj (Chao et al. 2014). Prin selectarea aleatoare a 10 relevee din fiecare tip de vegetație s-a urmărit diminuarea efectului de eșantionare inegală asupra valorilor diversității. Selectarea randomizată s-a repetat de 500 de ori pentru fiecare tip de vegetație și zonă de studiu.

Pentru a investiga în ce măsură teiul ar putea completa sau înlocui rolul fagului sau al cvercineelor în modelarea gama-diversității pădurilor, s-au simulat scenarii de peisaj forestier în care fagul și stejarii ar fi înlocuiți de tei în progresie de 10% din suprafața tipurilor de vegetație (făgete, respectiv stejărete). Pentru simularea modificării treptate a făgetelor s-au extras aleator câte 10 relevee din cele dominate de fag și cele dominate de tei, astfel încât numărul releveelor cu tei să crească progresiv de la 0 la 10. Fiecare peisaj de tranziție (cu 0, 1, 2, ..., 10 relevee cu tei) a fost simulat de 500 de ori. Similar s-a procedat pentru peisaje cu cvercete transformate în teișuri și respectiv făgete transformate în cvercete. Gama-diversitatea fiecărui grup de 10 relevee (peisaj simulat) a fost estimată cu  $S_{\text{chao}}$ . Efectul proporției tipurilor de vegetație din fiecare peisaj simulat a fost analizat cu metoda modelului aditiv generalizat (GAM). Prelucrările statistice și graficele au fost produse cu diverse pachete din mediul de programare R ver. 3.6.6. (R Foundation for Statistical Computing).

Analizele statistice realizate au arătat că efectul pe care îl are proporția teiului din arboret asupra numărului de specii de plante din straturile ierbos și arbustiv are o putere explicativă slabă ( $R^2=0.068$ ,  $p=0.009$ ) – figura 5.3. La valori ale acoperirii teiului sub 40% alfa-diversitatea nu prezintă vre-un răspuns, dar la valori mai mari apare o tendință descrescătoare. Această relație invers proporțională se poate explica atât prin cantitatea mai redusă de lumină din teișuri dar și din prisma ipotezei că, cel puțin parțial, teișurile pure au fost generate de anumite perturbări care au sărăcit prin eroziune oferta de semințe, rizomi sau bulbi. Indicii în acest sens sunt: prezența speciilor nitrofile și a celor pioniere (cuantificată prin lemnul mort de plop tremurător sau mesteacăn). În aceste condiții, teiul ar trebui privit ca o covariabilă (efect) și nu ca variabilă independentă (cauză).

În ansamblu, diversitatea pe tipuri este mai mare în gorunete (81 specii din 10 relevee), și mai redusă în teșuri (50 de specii) dar foarte apropiată de cea a fâgetelor (53 de specii) – figura 5.4.

Dacă se analizează separat cele trei zone de studiu, evoluția gama-diversității plantelor vasculare manifestă modele diferite pe clasă de peisaj și zonă geografică – figura 5.5. În cazul unui teritoriu ocupat de fâgete, introducerea și creșterea proporției teșurilor ar conduce la o scădere a gama-diversității la Milova, o tendință relativ constantă la Maciova și o creștere la Eșelnița (unde valorile EQ indică cel mai uscat climat) – figura 5.5. a, d, g. Așadar, nu se poate prognoza o direcție general valabilă a tendinței diversității pentru toate teritoriile. Această constatare confirmă faptul că procesele ecosistemice sunt foarte complexe și dau rezultate diferite în medii cu structuri aparent identice. Așa cum reiese din multe modelări statistice o mare parte din variația stării sau dinamicii ecosistemelor rămâne neexplicată de datele și/sau modelele folosite.

Substituirea fâgetelor cu gorunete (figura 5.5. c, f, i) ar avea ca efect o creștere a gama-diversității – două din trei zone au diferențe semnificative dintre minim și maxim, iar maximum se atinge pentru proporția de gorunete de 90-100%.

Pentru peisajele ce presupun înlocuirea gorunetelor cu teșuri (figura 5.5. b, e, h) se distinge o tendință generală de scădere a gama-diversității. În acest caz, o cât de mică „infiltrare” de teșuri scade numărul total de specii. Această situație este oarecum surprinzătoare, dar ea poate fi cauzată de aspecte metodologice. Drept „gorunete” au fost clasificate atât păduri xerofile cât și mezofile de gorun și carpen, de aceea, adăugarea de teșuri poate avea un efect negativ în simulare din cel puțin două motive: (1) beta-diversitatea gorunetelor este suficient de mare încât nu se ajunge la o saturație compozițională cu 10 relevee, (2) teșurile au specii existente deja în gorunetele mezofile, astfel că nu contribuie la peisaj cu specii noi.

Contrar așteptărilor, simulările sugerează că o uniformitate a peisajului susține o mai mare diversitate floristică, dar și aici poate fi doar efectul unor aspecte metodologice: combinații de doar două tipuri, nu trei; număr redus de relevee pentru teșuri; conținutul inegal sau neomogen al celor trei tipuri de vegetație.

Gorunetele de la Eșelnița prezintă cea mai mare diversitate, cu aprox. 95 de specii, în timp ce cea mai scăzută valoare, de 46 specii, se înregistrează în teșurile de la Maciova. Totuși, diversitatea teșurilor de la Eșelnița o depășește pe cea a fâgetelor de la Maciova și

Milova și pe cea a gorunetelor de la Milova. Prin urmare, minimul dintr-o zonă poate depăși maximum din altă zonă, indicând că localizarea geografică (și implicit climatul, solul, istoricul vegetației, modul de gospodărire) pot avea o influență mai mare asupra diversității floristice decât modificările în compoziția arboretelor.

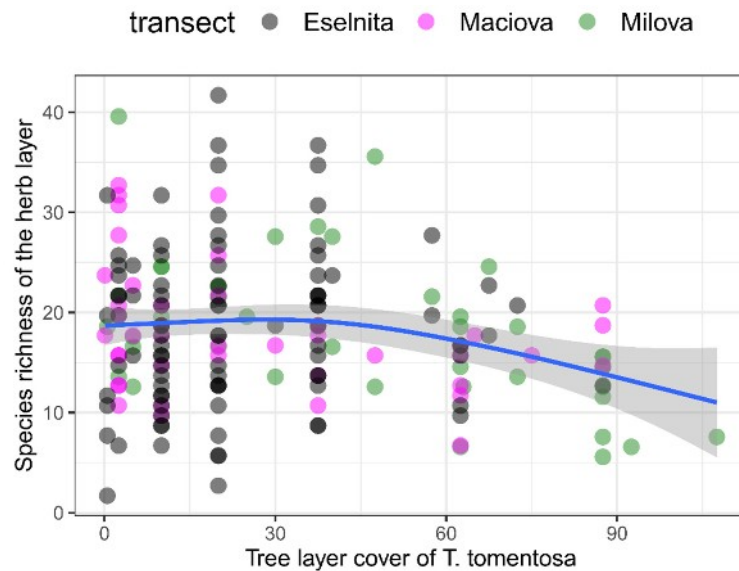


Fig. 5.3 – Bogăția specifică a stratului ierbos în raport de acoperirea teiului argintiu în stratul arborescent, diferențiată pe cele trei zone de studiu ale proiectului NEMKLIM (Heinrichs et al. 2021)

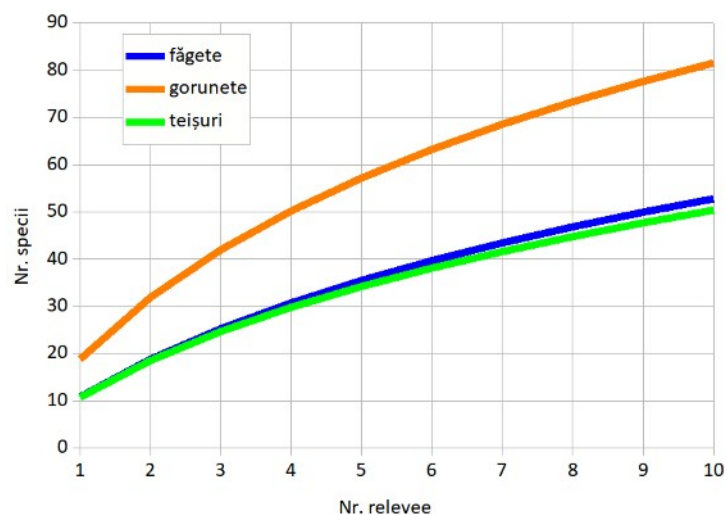


Fig. 5.4 – Curbele de acumulare a numărului de specii din cele trei tipuri de vegetație (fâgete, gorunete și teișuri) din studiul NEMKLIM, în raport de mărimea eșantionajului (original)

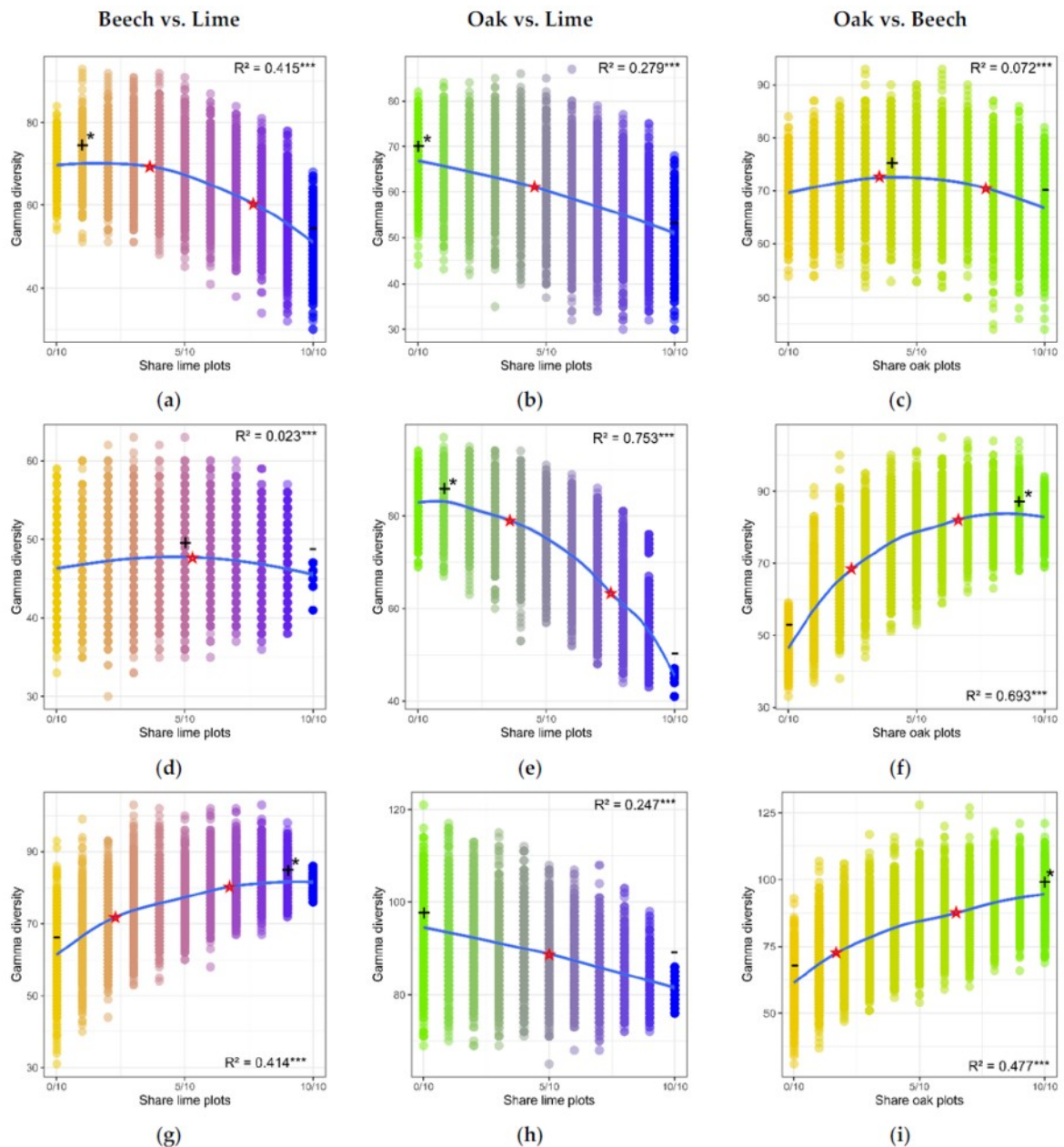


Fig. 5.5 – Gama-diversitatea peisajelor forestiere ipotetice având proporții diferite din două tipuri de vegetație (a, d, g: făgete și teșuri; b, e, h: gorunete și teșuri; c, f, i: făgete și gorunete) aflate în trei zone geografice (a-c: Milova; d-f: Maciova; g-i: Eșelnița). Punctele reprezintă cele 500 de repetiții pentru fiecare combinație de tipuri; linia albastră este curba de interpolare GAM; simbolurile + și – marchează combinațiile de tipuri cu valori medii minime și respectiv maxime ale diversității ; simbolul \* arată diferențe semnificative între min. și max, iar stelele roșii indică schimbarea semnificativă a pantei curbei GAM (Heinrichs et al. 2021).

În concluzie, studiul oferă informații suport pentru deciziile de introducere a teiului argintiu în teritoriul forestier central european dominat de fag. Calitativ, compoziția teșurilor este în ansamblu mai asemănătoare cu cea a gorunetelor, dar poate adăposti atât

specii sub-termofile sau xerofile (*Lathyrus venetus*, *Potentilla micrantha*, *Scutellaria altissima*) cât și taxoni mezofil-mezotermi comuni în făgete (*Galium odoratum*, *Lamiastrum galeobdolon*, *Mercurialis perennis*). Astfel, pădurile de tei pot oferi nișe de refugiu pentru plante în situații ecologice distincte: (1) interferență între gorunete și făgete, cu mediu propice mezofitelor și mezohigrofitelor, (2) unitate intermediară între gorunetele mezoterme și pădurile termofile, extinzând arealul speciilor mezofile în teritorii mai uscate.

Proporțiile moderate ale teiului, de până la 40-50% din compoziția stratului arborescent, nu influențează negativ diversitatea fitocenozelor, astfel că specia ar putea fi folosită cu succes ca specie de amestec. Dimpotrivă, descompunerea bună a litierei de tei sporește calitățile solului și eventual chiar bogăția specifice (Purcean et al. 1970). La valori ale acoperiri de peste 40%, datorită umbririi mai puternice a solului teiul are un efect negativ asupra diversității similar cu cel al fagului (Mölder et al. 2008). Pentru zona făgetelor cu nuanțe subtermofile (Eșelnița), teișurile contribuie pozitiv la creșterea gama-diversității. Astfel, introducerea teiului argintiu în făgetele central europene, poate fi o opțiune viabilă pentru stabilitatea pădurilor în contextul încălzirii climatice. Pe de altă parte, în domeniul ecologic al cvercetelor teiul are un efect mai puțin favorabil, atât asupra compoziției stratului ierbos (Chudomelova et al. 2017) cât și asupra populațiilor de insecte (Brändle și Brandl 2001, Vogel et al. 2001). Așadar, introducerea teiului argintiu nu poate compensa pierderile potențiale de biodiversitate ale tuturor ecosistemelor, și îndeosebi ale cvercetelor. Dar, ar putea menține funcțiile specifice ale făgetelor în condițiile încălzirii climatice, asigurând prin coronamentul dens un microclimat umed favorabil speciilor mezofile-mezoterme. Un astfel de demers silvicultural presupune însă o analiză atentă a favorabilității staționale și a factorilor de risc pentru supraviețuirea teiului, cum ar fi gerurile târzii (Purcean et al. 1970, Șofletea et Curtu 2007) sau a riscurilor asociate cu pierderea de biodiversitate. De asemenea, ar trebui luate în considerare variante alternative, care folosesc specii native, precum *Acer campestre*, *Sorbus torminalis*, *Tilia cordata*, etc.

### **5.3 Diversitatea taxonomică și filogenetică a făgetelor din Europa**

Beta-diversitatea taxonomică și filogenetică pentru făgetele europene a fost explorată de Padules Cubino et al. (2021) cu scopul de a separa efectul factorilor de mediu de efectul evoluției istorice a vegetației asupra compoziției floristice. Principala contribuție științifică a acestui studiu este aceea de a analiza simultan și comparativ structura



taxonomică și cea filogenetică. Diversitatea taxonomică este un concept deja tradițional (Whittaker 1972) și se referă la numărul de taxoni (de regulă specii), indiferent de gradul lor de înrudire. Metodologia de încorporare a informației filogenetice în sinecologie a fost promovată relativ recent (Webb et al. 2002, Emerson și Gillespie 2008), ceea ce a permis exprimarea diversității și în raport de gradul de înrudire al taxonilor. În acest fel, indicii de diversitate filogenetică pot oferi un plus de informație referitoare la factorii ori procesele ce condiționează compoziția unei unități de vegetație (fie că e fitosociologică sau fitogeografică): (1) selecția stațională, (2) interacțiunea dintre specii, (3) adaptarea speciilor prin modificarea evolutivă a caracteristicilor asociate cu ocuparea nișelor ecologice. Cuantificarea relațiilor filogenetice dintr-o comunitate este posibilă datorită unor baze de date specializate, aflate în continuă dezvoltare (Qian et Jin 2016).

În analiză au fost utilizate 4930 relevee efectuate în păduri de fag, extrase din European Vegetation Archive (Chytry et al. 2016), pe baza următoarelor criterii de selecție: (1) suprafața de 100-1000 m<sup>2</sup>, (2) tip de habitat de făgete, conform definițiilor standardizate EUNIS (Chytry et al. 2020), (3) re-eșantionarea aleatoare cu constrângere de heterogenitate (Lengyel et al. 2011) a câte 5 relevee pentru fiecare unitate teritorială (UT) a unei rețele spațiale de 0.25° x 0.25°.

Pentru cele 1739 de angiosperme prezente în baza de date de mai sus s-a generat un arbore filogenetic folosind funcția V.PhiloMaker (Jin și Qian 2019) în mediul de programare R.

Condițiile staționale au fost exprimate prin: rezultanta climatică, reacția solului (Hengl et al. 2017, valori medii pentru 0.25°) și distanța față de limita geografică a arealului fagului (disponibil ca poligon în Caudullo et al. 2017) – figura 5.6. Rezultanta climatică a fost considerată prima axă de ordonare PCA pentru cele 19 variabile climatice disponibile în baza de date WorldClim v2.1 (Fick și Hijmans 2017) – figura 5.6. Datorită diferenței de rezoluție spațială între cartarea diversității (aprox 28 km) și straturile climatice (aprox. 1 km), parametrii climatici atribuiți unui releveu s-au calculat ca medie a valorilor din aceeași UT de 0.25° x 0.25°. Similar s-a procedat pentru reacția solului (strat raster cu rezoluția de 0.25 km).

Ca factor istoric/evolutiv, vechimea vegetației corespunzătoare fiecărui releveu a fost estimată prin distanța față de refugiile glaciare, conform informațiilor din Magri et al. (2006) – figura 5.6.

Deoarece beta-diversitatea este dependentă de numărul total de specii și raritatea acestora, s-a calculat pentru fiecare UT bogăția specifică ( $S$  = nr. de specii) și un indice de raritate ( $S_{rar}$ ).

$$S_{rar_k} = 1 - \text{mediana}[(n_i - 1)/(N - 1)]$$

unde  $S_{rar_k}$  este indicele de raritate pentru unitatea teritorială  $k$ ,  $n_i$  este numărul unităților teritoriale în care se află speciile  $i$  din compoziția unității  $k$ .  $N$  este numărul de unități teritoriale ale studiului (986).

Valori  $S_{rar}$  apropiate de 1 indică un număr mai mare de specii rare în făgete. Valoarea 1 se obține dacă cel puțin jumătate din specii sunt prezente numai în unitatea respectivă, iar valoarea 0 dacă mai mult de jumătate din specii sunt prezente în toate unitățile.

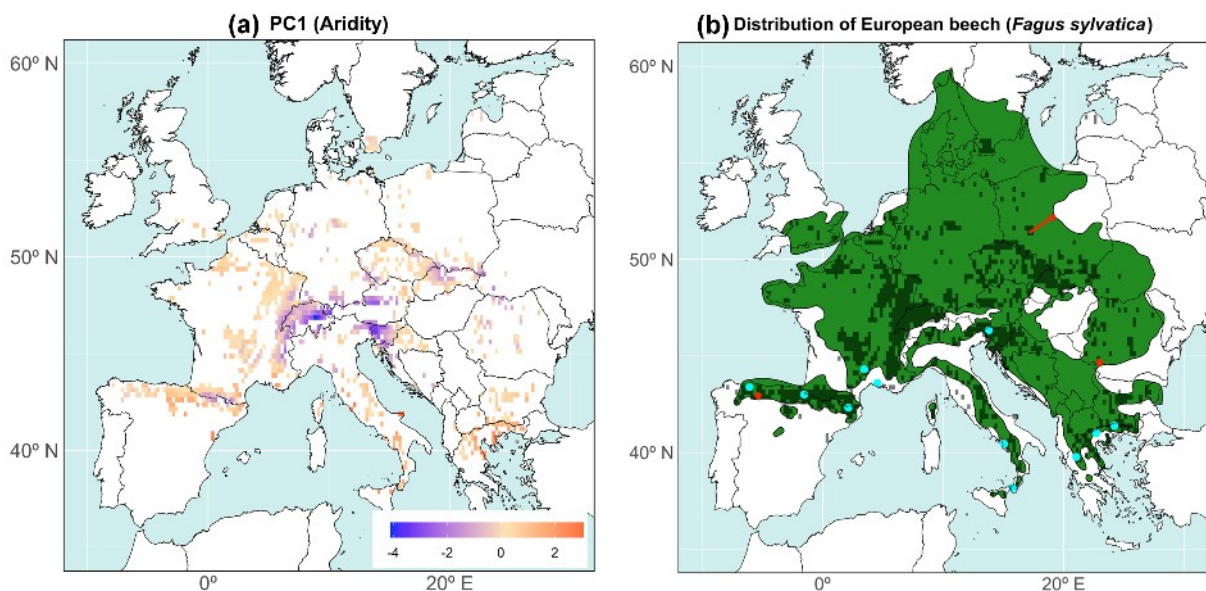


Fig. 5.6 – (a) Variația valorilor rezultantei climatice (aridității) exprimând coordonatele primei axe de ordonare PCA a celor 19 variabile climatice din World Clim v.2.1. (b) Modul de calcul a distanțelor față de limita arealului fagului (poligon verde) și față de refugiile glaciare (cercuri azurii) (Padules et al. 2021).

Beta-diversitatea taxonomică s-a calculat cu ajutorul indicelui de disimilitudine Simpson ( $D$ ), pentru fiecare pereche de unități teritoriale:

$$D_{ij} = \min(S_i - S_{ij}, S_j - S_{ij}) / \min(S_i, S_j)$$

unde:  $S_{ij}$  = nr. de specii comune celor două UT,  $S_i$  = nr. de specii din prima UT,  $S_j$  = nr. de specii din a doua UT.

Pentru fiecare unitate teritorială  $k$ , beta diversitatea a rezultat ca medie a disimilitudinilor dintre respectiva unitate și toate celelalte unități:

$$TBD_k = \text{sum}(D_{kj}) / (N-1)$$

unde: N = numărul total de UT, k = constant, j = 1...N.

Beta-diversitatea filogenetică (PBD) s-a calculat asemănător cu TBD, dar înlocuind în formula disimilitudinii pe  $S_i$ ,  $S_j$  și  $S_{ij}$  cu lungimea segmentelor din arborele filogenetic corespunzătoare ramurilor comune ( $L_{ij}$ ) și respectiv ramurilor unice ( $L_i$ ,  $L_j$ ) (Leprieur et al. 2012) – figura 5.7.

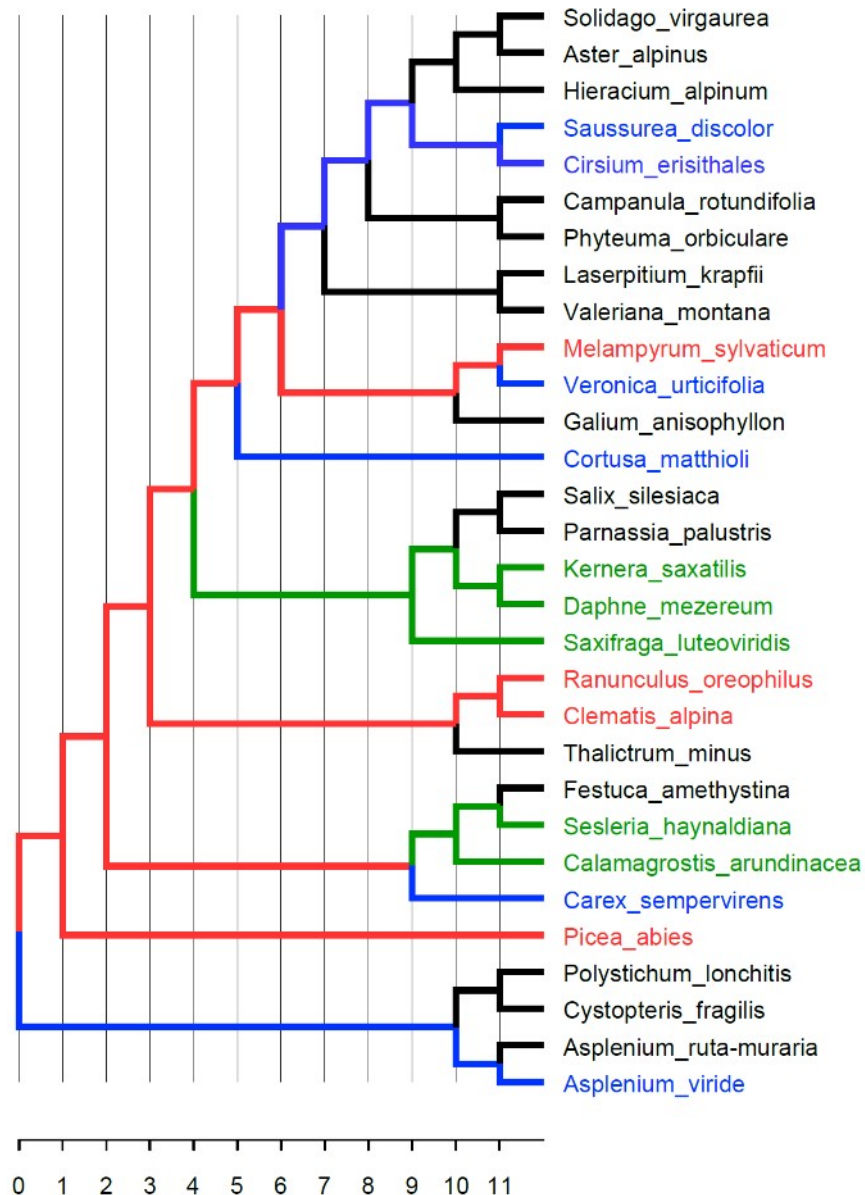


Fig. 5.7 – Exemplu de arbore filogenetic și de calcul al disimilitudinii dintre două relevee. Pe abscisă e scara convențională a distanțelor filogenetice dintre specii. Codul culorilor: albastru = specii prezente exclusiv în releveul 1, verde = specii prezente exclusiv în releveul 2, roșu = specii prezente în ambele relevee; negru = specii prezente în regiune, dar nu în cele 2 relevee. Lungimea ramurilor exclusive pentru rel. 1 este 30, iar pentru rel. 2 este 17; lungimea ramurilor comune este 40.  $D_{12} = \min(30, 17) / \min(40 + 30, 40 + 17) = 17 / 57 = 0.298$  (original; grafic realizat cu programul FigTree [A. Rambaut])

Explorarea factorilor de influență asupra beta-diversității s-a realizat prin metoda ecuațiilor structurale (SEM – structural equation models). Această metodă de modelare permite exprimarea relațiilor cauzale dintre variabile cu ajutorul unor ecuații interconectate (Grace 2006) – figura 5.8. Factorii de mediu (ariditatea, reacția solului, bogăția specifică) au fost considerați atât ca variabile liniare cât și ca variabile pătratice, sub forma  $(x-x_{med})^2$ .

În figura 5.8 se poate observa că beta-diversitatea unităților teritoriale este invers proporțională cu numărul de specii și direct proporțională cu indicele de raritate al speciilor. În mod surprinzător, distanța față de refugiile glaciare nu prezintă un efect direct asupra diversității filogenetice, ceea ce se poate datora unor aspecte metodologice (măsurarea distanțelor în linie dreaptă, fără a ține cont de bariere geografice și climatice ori de vectorii de diseminare) sau cunoașterii insuficiente a localizării și densității refugiilor glaciare sau a proceselor fitocenetice postglaciare.

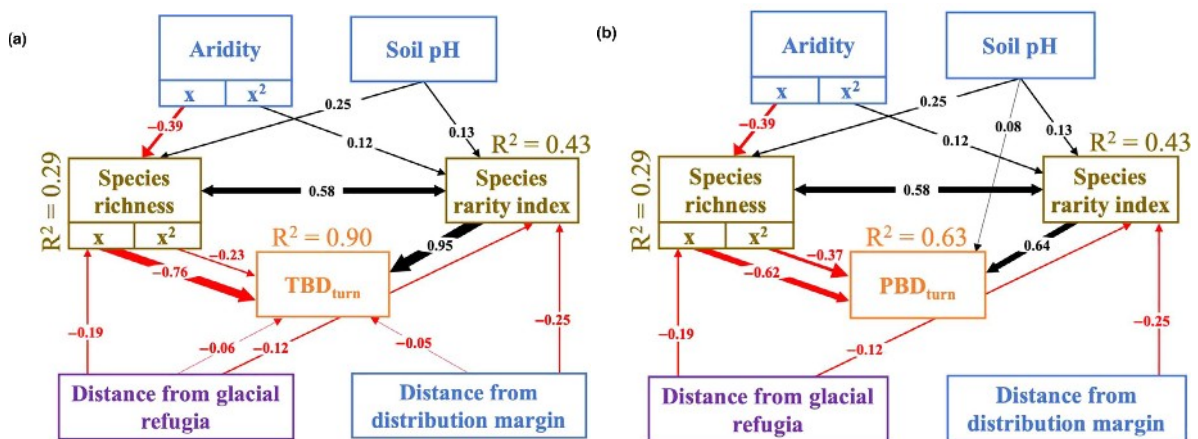


Fig. 5.8 – Componentele ecuației structurale, evidențiind efectul direct și indirect al factorilor biotici și abiotici considerați asupra beta-diversității taxonomice (a) și filogenetice (b) (Padules et al. 2021).

Variația spațială a beta- și alfa-diversității se poate urmări în figurile 5.9 și respectiv 5.10. Figura 5.11 oferă un detaliu al variațiilor celor 4 parametrii (S, Srar, TBD și PBD), considerând doar 20 de unități teritoriale din 4 regiuni cu valori antagoniste ale beta-diversității.

Autorii articolului menționează, pe baza figurii 5.9 și a unor coeficienți de corelație, că valorile beta-diversității pădurilor de fag sunt în general mai ridicate spre ambele limite de ariditate ale arealului – mai uscat în sud și respectiv mai umed în nord-vestul continentului. Cu alte cuvinte, compoziția floristică a acestor făgete are o specificitate mai ridicată

comparativ cu zonele de optim din areal, având astfel o contribuție mai mare la diversitatea generală a făgetelor. Această stare este explicată de faptul că făgetele din stațiuni extreme preiau din ecosistemele adiacente specii relativ frecvente acestor medii, dar rareori prezente în făgete.

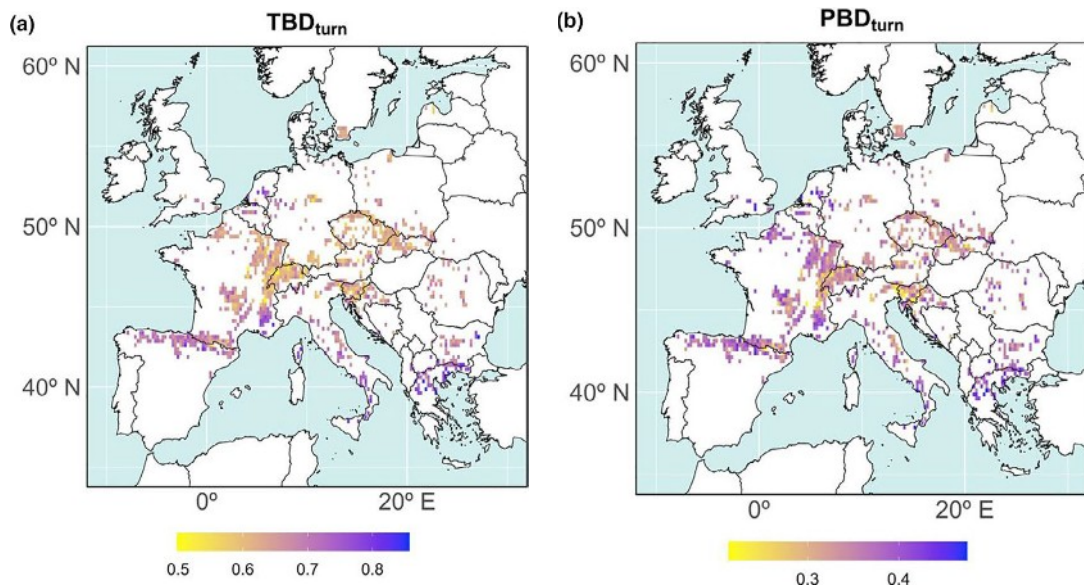


Fig.5.9 – Contribuția comunităților forestiere locale la diversitatea continentală a pădurilor de fag, exprimată în unități taxonomice (a), respectiv unități filogenetice (b). (Padules et al. 2021)

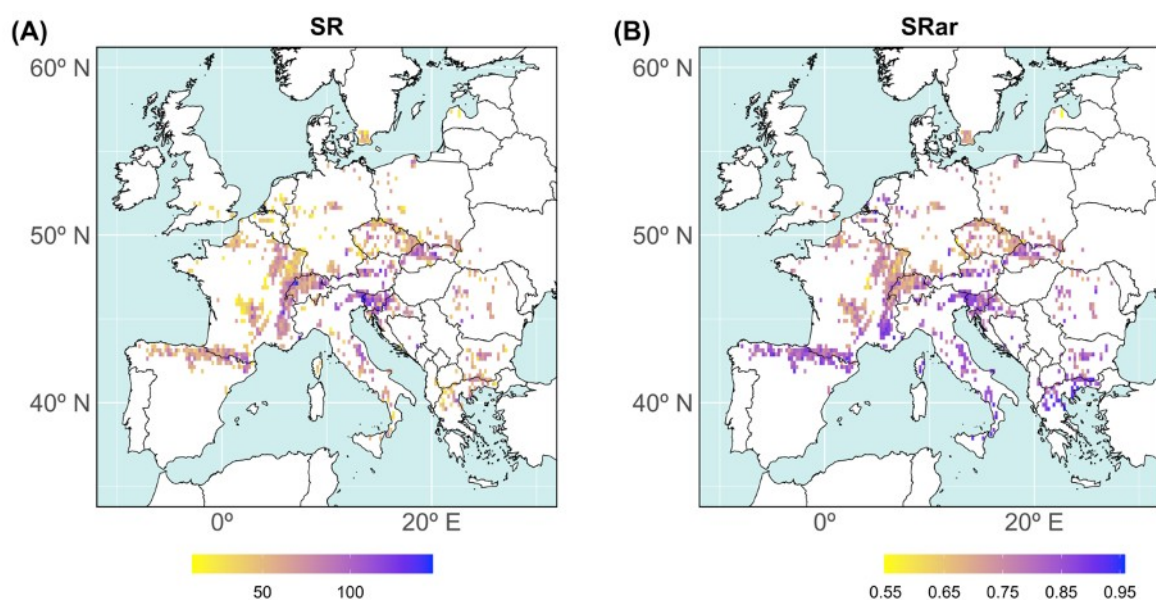


Fig. 5.10 – Distribuția spațială a numărului de specii (SR) și a indicelui de raritate a speciilor (SRar) pentru făgetele europene (Padules et al. 2021)

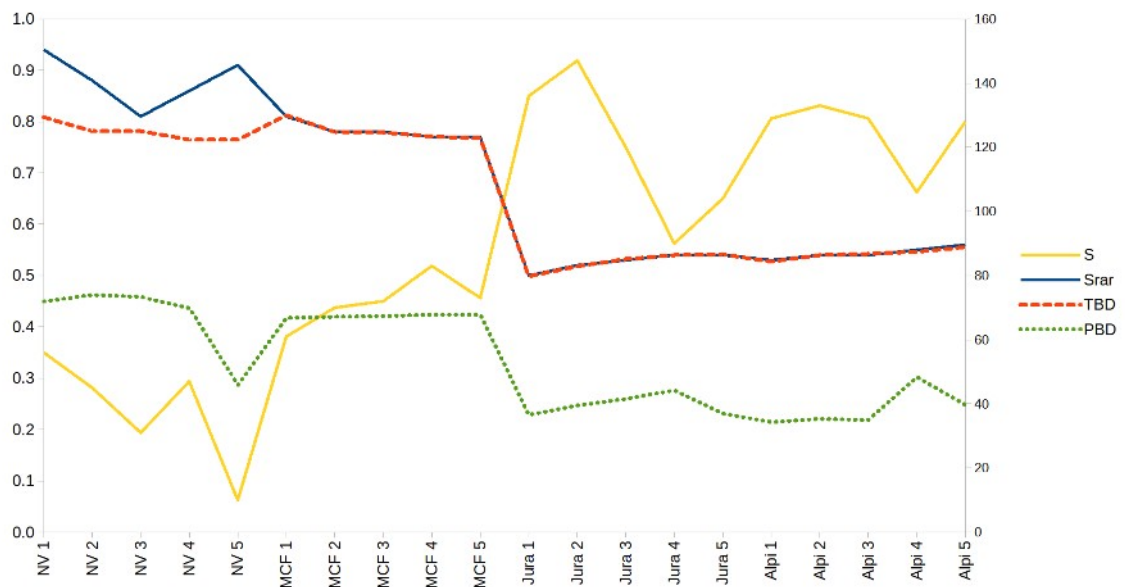


Fig. 5.11 – Relațiile dintre numărul de specii (S, axa verticală din dreapta), indicele de raritate a speciilor (Srar), beta-diversitatea taxonomică (TBD) și beta-diversitatea filogenetică (PBD) pentru 20 de unități teritoriale cu valori contrastante ale beta-diversității – valori ridicate (primele 10 UT pe axa X) și valori scăzute (ultimele 10 UT pe axa X) – original.

Totuși, semnificația statistică și biologică a acestei constatări a fost insuficient explorată. În primul rând, situații ecologice de limită, respectiv de heterogenitate ecosistemică se întâlnesc și de-a lungul unor gradienti locali, nu doar la scară biogeografică. Astfel, în interiorul unităților teritoriale există gradienti termici induși de altitudine, expoziție, substrat, fragmentare forestieră, care pot aduce făgetele în contact cu diverse tipuri de ecosistem de la care să „împrumute” specii. În al doilea rând, compozițiile floristice prezentate în anexa nr. 14 a articolului sugerează faptul că făgetele din anumite unități au o unicitate floristică (și astfel o beta-diversitate ridicată comparativ cu restul arealului făgetelor) datorită combinației între numărul redus de specii și ponderea mare a speciilor indicatoare de perturbare/degradare. Printre acestea sunt multe ruderales, heliofile ori nitrofile (*Aira praecox*, *Anthriscus sylvestris*, *Arctium minus*, *Bromus sterilis*, *Capsella bursa-pastoris*, *Carlina vulgaris*, *Cirsium arvense*, *Daucus carota*, *Galeopsis tetrahit*, *Elymus repens*, *Juncus bufonius*, *J. effusus*, *Lathyrus pratensis*, *Ononis spinosa*, *Plantago lanceolata*, *P. media*, *Poa annua*, *Rubus caesius*, *Rumex obtusifolius*, *Sonchus oleraceus*, *Sonchus asper*, *Trifolium repens*, *Urtica dioica*), pioniere (*Betula pendula*, *Populus tremula*) sau exotice

(*Erigeron canadensis*, *Quercus rubra*, *Populus x canadensis*, *Prunus serotina*). Unitățile cu cele mai ridicate valori TBD dețin 30-50% specii ruderales și exotice, în timp ce unitățile cu cele mai scăzute valori ale beta-diversității (dar cele mai ridicate ale alfa-diversității) nu depășesc 10%. Astfel de specii ocupă un spațiu geografic și ecologic mult prea larg pentru a susține ipoteza unor influențe climatice sau fitoistorice. Dar, datorită modului cum a fost calculat indicele de raritate a speciilor (raportat doar la baza de date a făgetelor, și nu la flora Europei), astfel de specii cu prezență accidentală în făgete, dar comune în ansamblu, au fost evidențiate ca „rare”. Așadar e vorba de o raritate dependentă de aspecte metodologice nu de realități biologice. În plus, metoda de reșantionare bazată pe disimilaritate a favorizat selecția cu precădere a releveelor nespecifice (dacă au frecvență mică nu ar avea probabilități mari de selecție prin eșantionarea aleatoare simplă sau stratificată). Prin urmare, rezultatele studiului sunt parțial distorsionate de factori necuantificați în analize, precum gradul de perturbare ori scopul inventarierilor. De aceea, explicarea variației diversității doar prin factori naturali nu poate conduce la o reflectare corectă a realității. Așa de exemplu, diversitatea ridicată a făgetelor din NV Europei nu este neapărat indusă de favorabilități climatice sau biogeografice, ci se poate datora unor stadii de degradare ori de tranziție a făgetelor, unor particularități de eșantionaj sau de referință taxonomică.

## Cap. 6. Evaluarea stării de conservare a unor specii protejate

### 6.1. Starea de conservare și diversitatea habitatelor taxonului *Saussurea discolor* var. *transsilvanica*

Conform Florei României (Sârbu et al. 2013) *Saussurea discolor* este o plantă ierbacee, perenă, întâlnită pe stâncării calcaroase, rară în etajele alpin și subalpin. Studii genetice recente (Paschwoll et al., in press) sugerează că în Munții Carpați specia crește o subspecie aparte, diferită morfologic, ecologic și genetic de populațiile din Alpi. Până la validarea rangului taxonomic, vom folosi numele *Saussurea discolor* var. *transsilvanica*. O diferență remarcabilă față de populațiile din Alpi este cea de biotop, populațiile din Carpați dezvoltându-se în mediul forestier, respectiv în etajul boreal. Cu areal în Carpații Meridionali și Orientali din România și Ucraina, acest taxon ar fi un endemit Sud-Est Carpatic. Datorită lipsei informațiilor actualizate, iar uneori chiar a contradicțiilor din literatura de specialitate, a fost demarat un studiu având ca obiective: (1) identificarea arealului actual, (2) descrierea detaliată a mediului abiotic și a ambianței cenotice, (3) evaluarea diversității și a gradului de conservare a habitatelor și (4) determinarea categoriei zoologice a noului taxon (Baroga și Indreica 2021, Baroga 2021).

Colectarea datelor de teren s-a realizat în perioada iulie 2020 – iulie 2021, prin observații directe în 6 locații din Carpații Sud-Estici – (1) Munții Făgăraș (Valea Sâmbetei, la Piatra Caprei), (2) Munții Ciucaș (V. Chirușca, V. Tigăi, V. Pârâul Alb), (3) Munții Bucegi (V. Poieniței, V. Morarului, V. Bucșoiu, V. Rea, V. Prepeleacului, V. Mălăiești, V. Țigănești), (4) Munții Hășmaș (Hășmașul Mic), (5) Obcina Mestecăniș (V. Lucavei și V. Cârlibaba) și (6) Munții Rarău (Popii Rarău). Datele aferente localității (7) Munții Cîvcin (Pietrele Albe și Pietrele Negre) din Ucraina au fost preluate din literatură (Kobiv et Prokopiv 2018). La acestea s-au adăugat (8) Munții Ceahlău (Ocolașul Mic și Ocolașul Mare) pentru care există material de herbar (herbar UAIC, leg. M. Răvăruț) dar nu a putut fi identificată în teren. O semnalare mai recentă din Munții Rarău (Vf. Tarnița Mare). Datele fitosociologice s-au preluat prin efectuarea de relevee amplasate atât pe stâncăriile ocupate de *S. discolor* (4 m<sup>2</sup>) – fitocenoze azonale, cât și în pădurile din jurul stâncăriilor (400 m<sup>2</sup>) – fitocenoze zonale. Prelucrarea și analiza datelor a constat în definitivarea listei de specii prin verificarea în laborator a materialului presat, pregătirea tabelelor fitosociologice, calcularea similitudinii și diversității floristice, delimitarea arealului. S-au folosit programele JUICE (analiza



fitosociologică, Tichy 2002), PAST (statistică multivariată; Hammer et al. 2001) și QGis (analiza spațială). Din sintetizarea datelor de teren a rezultat că *S. discolor* crește în următoarele condiții: altitudini între 1050 și 1710 m, substrat calcaros (calcare și conglomerate calcaroase), păduri boreale de conifere (molid, larice, zâmbru). Deoarece altitudinea este un determinant ecologic cu influență semnificativă asupra temperaturii dar cu compensări ale latitudinii, în modelarea spațială altitudinea a fost înlocuită cu temperatura medie. Folosind hărțile climatice din baza de date WorldClim v.2 (Fick și Hijmans 2017) s-a determinat că temperaturile medii din punctele de prezență a *S.d.* se încadrează în intervalul 1.8-4.4 °C. Pentru a obține distribuția biotopului favorabil s-au intersectat hărțile cu temperatura medie anuală, vegetația actuală (Corine Land Cover) și substratul geologic (Institutul Geologic 1968) – figura 6.1. Apoi, arealul potențial al speciei a rezultat ca intersecție între biotopul favorabil și distanța maximă de diseminare/polenizare (20 km) – figura 6.2.

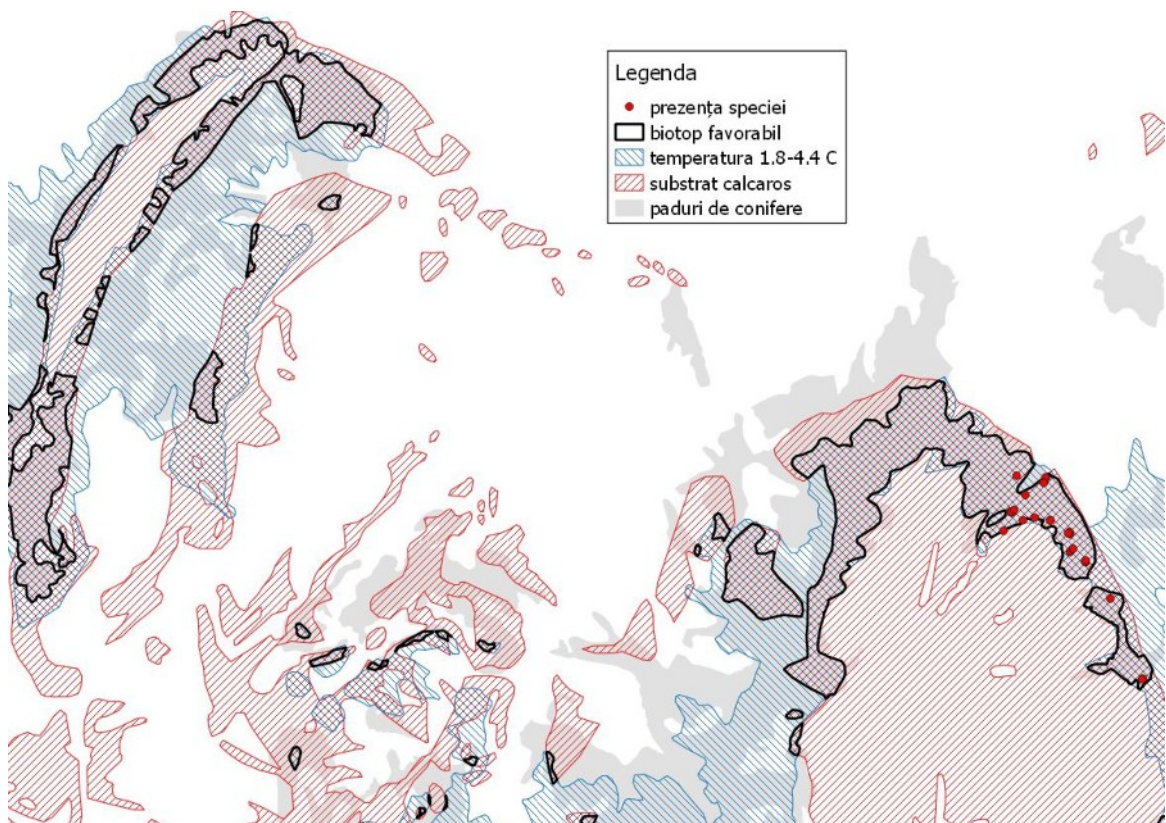


Fig. 6.1 – Ilustrarea modului de delimitare a biotopului favorabil al speciei *Saussurea discolor* în zona Munților Piatra Craiului și Bucegi, pe baza temperaturilor medii anuale, substratului geologic și vegetației zonale. Biotopul este favorabil dacă cei trei factori corespund simultan exigențelor speciei (original, după datele din Baroga și Indreica 2021) .

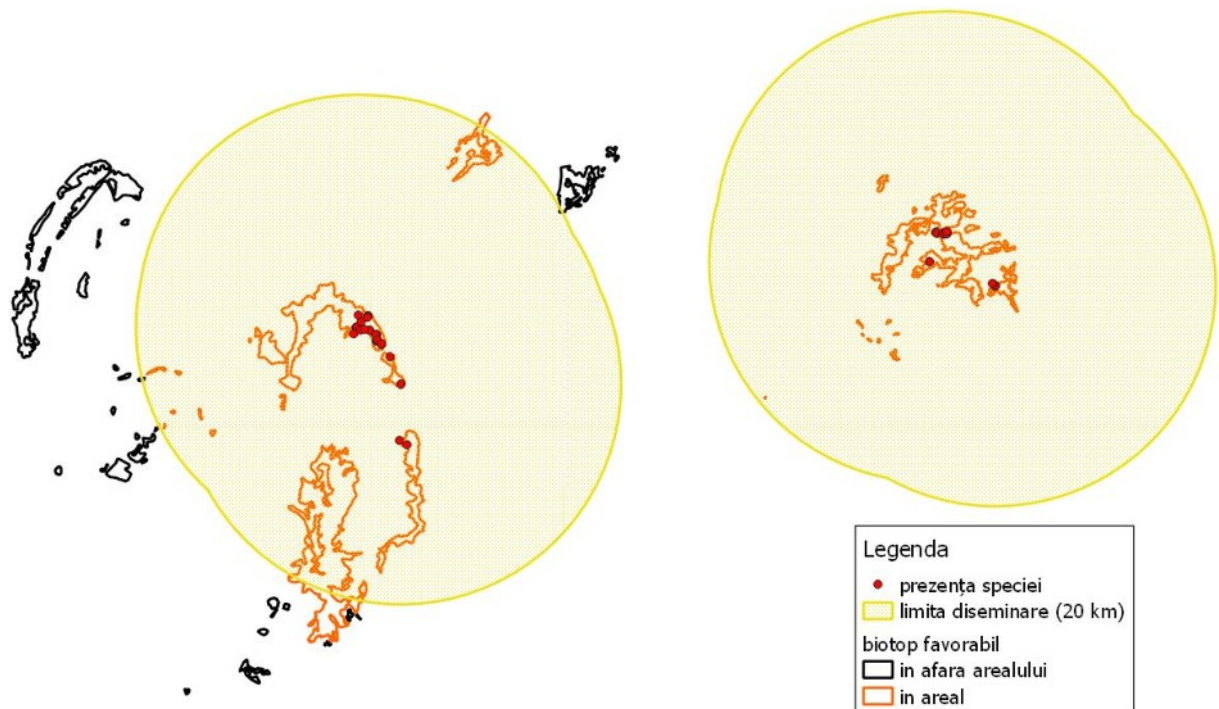


Fig. 6.2 – Delimitarea arealului potențial al speciei *Saussurea discolor* în zona munților Piatra Craiului, Bucegi și Ciucaș pe baza biotopului favorabil (fig. 6.1) și a distanței de diseminare din jurul populațiilor cunoscute (20 km). Includerea unui poligon în areal s-a realizat integral dacă centrul său de greutate intră în limita de diseminare.

Pentru a evalua corect potențialul de supraviețuire a speciilor pe termen lung este necesară, pe lângă favorabilitatea habitatului, mărimea și starea populațiilor, și o analiză a conectivității populațiilor. În cazul de față s-au folosit doi indici – indicele de probabilitate a conectivității (PC) (Saura și Pascual-Hortal 2007) ce surprinde rolul fiecărei populații în dispersia speciei, respectiv indicele Hanski ( $I_H$ ) (Hanski 1994, Moilanen și Nieminen 2002) ce ia în considerare capacitatea populațiilor de a produce emigranți precum și capacitatea habitatului de a accepta imigranți.

Indicele PC s-a calculat cu programul Conefor v2.6 (Saura și Torne 2009, 2012), incluzând și componentele indicelui pentru conectivitatea intra- și interpopulațională (Saura și Rubio 2010). Formula generală este:

$$PC = \frac{\sum(S_i \cdot S_j \cdot p_{ij}^*)}{S_L^2}, \text{ unde}$$

-  $S_i$  și  $S_j$  sunt suprafețele ocupate de populațiile  $i$  și  $j$  (suprafața poate fi substituită de mărimea populației, exprimată în numărul de indivizi maturi),

-  $p_{ij}^*$  este probabilitatea de conexiune maximă dintre populațiile  $i$  și  $j$ ; poate fi egală cu probabilitatea conexiunii directe ( $p_{ij}$ ), sau cu produsul unor conexiuni indirecte ( $p_{ij}^* = p_{ik} \cdot p_{kj}$ ) atunci când distanța dintre cele două populații este mai mare decât distanța de diseminare

iar legătura se realizează prin intermediul uneia sau mai multor populații de legătură  $k$ ; în cazul în care între cele două populații nu se realizează schimb, direct sau indirect,  $p_{ij}^* = 0$  (Saura și Rubio 2010).  $p_{ij} = \exp(-d_{ij}/d_{max})$

-  $S_L$  este suprafața întregului teritoriu de distribuție a speciei, incluzând habitat ocupat și neocupat; în studiul de față s-a considerat că  $S_L$  este egală cu suprafața habitatului favorabil potențial

PC ia valoarea maximă (1) atunci când habitatul speciei e format dintr-un singur poligon a cărui suprafață este egală cu suma poligoanelor actuale ( $S_L = \sum(S_i)$ ), și în interiorul căruia migrațiile indivizilor au loc neîntrerupt ( $p_{ij}=1$ ).

Contribuția unei populații  $k$  la menținerea conectivității speciei a fost cuantificată ca procent al variației indicelui PC cauzată de eliminarea/dispariția populației respective:

$$dPC_k = 100 \cdot (PC - PC_{fără\_k})/PC$$

Componentele conectivității sunt definite astfel:

- conectivitatea intrapopulațională,  $PC_{intra,k} = S_k^2$ , ce depinde doar de mărimea populației țintă și corespunde situației când în formula PC de mai sus  $i=j=k$ , iar  $p_{ij}^*=1$

- conectivitatea interpopulațională primită,  $PC_{inter,k} = \sum(S_i \cdot S_k \cdot p_{ik}^*)$ , unde  $i \neq k$ ; ce arată contribuția celorlalte populații la conectivitatea populației țintă

- conectivitatea interpopulațională intermediată,  $PC_{conect,k} = \sum(S_i \cdot S_j \cdot p_{ij}^*)$ , ce reflectă contribuția populației țintă în conectarea celorlalte populații, respectiv rolul de intermediar (de conector) al populației  $k$  pentru acele perechi de populații  $i$  și  $j$  diferite de populația  $k$

Indicele Hanski (IH) este asemănător cu PC, dar oferă posibilitatea de a introduce pe lângă probabilitatea de migrare și probabilități de eliberare și acceptare a migranților. S-a calculat cu formula:

$$IH = \sum(S_i^b \cdot S_j^c \cdot p_{ij}), \text{ unde:}$$

-  $p_{ij}$  este probabilitatea de migrație între populația  $i$  (acceptoare a imigranților) și populația  $j$  (sursa emigranților), calculată în raport de distanța dintre populații ( $d_{ij}$ ) și distanța de dispersie maximă ( $d_{max}$ ),  $p_{ij} = \exp(-\alpha \cdot d_{ij})$

-  $S_i$  și  $S_j$  sunt suprafețele ocupate de populația sursă ( $i$ ), respectiv de populația destinație ( $j$ )

-  $b$  este un coeficient ce controlează probabilitatea de emigrare, stabilit în funcție de mărimea observată a populației sursă (vezi tabelul 6.1); ia valori între 0 și 1

-  $c$  este un coeficient ce controlează probabilitatea de imigrare, stabilit în funcție de favorabilitatea habitatului populației destinație ( $j$ ) de a accepta imigranți; pentru S.d. e proporția suprafeței ocupate de stâncării (pentru semințe) și indivizi maturi (pentru polen).

Prin intermediul coeficienților  $b$  și  $c$  indicele Hanski ține cont de asimetria conectivității. În acest fel două populații cu efective și suprafețe diferite nu vor beneficia în mod egal de schimbul de material genetic: populația mai redusă va primi mai mulți indivizi decât oferă, iar la suprafețe și efective identice populația cu procent mai mare de habitat favorabil va putea primi mai mulți indivizi (tabelul 6.1). Cu alte cuvinte, probabilitatea de migrare de la populația 1 la 2 nu este egală cu probabilitatea migrării de la 2 la 1. Prin urmare, conectivitatea interpopulațională se poate separa în 2 componente, în funcție de rolul pe care îl are populația respectivă – de sursă sau de destinație a materialului genetic.

În mod particular pentru acest studiu, ca atribut al populațiilor ( $S_k$ ) a fost considerată suprafața poligoanelor cu habitat favorabil în care se includ observațiile speciei. Distanțele dintre populații au fost măsurate în linie dreaptă, având în vedere că dispersia acestei specii are loc preponderent prin polen sau semințe purtate de vânt.

Analiza conectivității pe baza indicelui Hanski (tabelul 6.1, figurile 6.3, 6.4) confirmă faptul că cele mai izolate populații și cu risc ridicat de depresiune genetică sau dispariție sunt cele din Făgăraș, Ceahlău, Rarău și Hășmaș. Dintre acestea, ultimele trei au un rol potențial deosebit în asigurarea legăturii între nucleele mai bine dezvoltate din partea de nord și respectiv partea de sud a Carpaților Sud-Estici, între care există o disjunție semnificativă (figura 6.6). Populațiile cu un schimb genetic mai bun, atât intern cât și cu populațiile învecinate, sunt cele din Bucșoiu (Bucegi), Chirușca (Ciucaș) și Lucava (Obcina Mestecăniș). Anumite populații mici (Tigăi, Pârâul Alb, Coștila) beneficiază de prezența în vecinătate a altor populații, astfel că schimbul genetic interpopulațional are o rată mai mare decât cel intern. Populația de la Lucava are un nivel bun al conectivității, luând în considerare suprafața ocupată, proximitatea altor populații (Bobeica), favorabilitatea remarcabilă a habitatului și numărul mare de exemplare mature (figura 6.4). Cum indicele PC nu ține cont de ultimii 2 parametri, importanța acestei populații nu este atât de evidentă în figura 6.3.

Datorită izolării, anumite subpopulații ar putea poseda însușiri adaptative unice, motiv pentru care în activitățile de conservare va trebui să se țină seama de acest potențial.

Tabel 6.1 – Parametrii pentru calculul conectivității speciei *Saussurea discolor*.  $S_k$  = suprafața ocupată de fiecare populație; distanța de dispersie maximă 20 km; b = coeficientul ce exprimă probabilitatea de a emite emigranți (polen ori semințe). c = coeficientul pentru probabilitatea de reușită a imigranților. IH = indicele Hanski de conectivitate a populațiilor, exprimat în %.  $PC_{total}$ ,  $PC_{intra}$ ,  $PC_{inter}$  = probabilitatea conectivității totale, intra- și inter-populaționale, în % (original, după datele din Baroga și Indreica 2021).

Populație	Fa	Bu	Co	Ch	Ti	Pa	Ha	Ce	Ta	Po	Lu	Bo	C1	C2
$S_k$ (km <sup>2</sup> )	0.82	118	22.1	94.6	25.0	19.9	47.8	31.0	3.8	0.2	50.9	28.6	43.2	22.8
Coef. b	0.7	0.8	0.6	0.9	0.1	0.4	0.3	0.01	0.01	0.1	1	0.9	0.5	0.5
Coef. c	0.5	0.7	0.5	0.7	0.3	0.5	0.6	0.7	0.2	0.3	0.8	0.5	0.3	0.3
Distanțe între populații ( $d_{ij}$ ), în km														
Fa	0	55	58	90	89	93	141	171	204	211	230	231	240	234
Bu	55	0	4	37	36	40	137	168	212	220	246	249	260	255
Co	58	4	0	36	35	38	141	171	215	224	250	253	264	259
Ch	90	37	36	0	2	5	129	158	206	216	246	250	262	258
Ti	89	36	35	2	0	4	131	160	208	217	248	252	264	260
Pa	93	40	38	5	4	0	133	162	210	219	250	254	266	262
Ha	141	137	141	129	131	133	0	31	78	87	120	126	139	137
Ce	171	168	171	158	160	162	31	0	52	62	99	106	120	118
Ta	204	212	215	206	208	210	78	52	0	10	48	56	70	70
Po	211	220	224	216	217	219	87	62	10	0	38	46	60	61
Lu	230	246	250	246	248	250	120	99	48	38	0	9	22	24
Bo	231	249	253	250	252	254	126	106	56	46	9	0	14	16
C1	240	260	264	262	264	266	139	120	70	60	22	14	0	7
C2	234	255	259	258	260	262	137	118	70	61	24	16	7	0
<b>IH<sub>total</sub></b>	0	1.31	0.18	1.49	0.09	0.14	0.03	0.02	0	0	1.17	0.3	0.09	0.06
<b>IH<sub>intra</sub></b>	0	0.99	0.02	1.12	0	0.01	0.03	0.01	0	0	0.91	0.08	0.02	0.01
<b>IH<sub>destinație</sub></b>	0	0.17	0.09	0.11	0.07	0.1	0	0.01	0	0	0.15	0.08	0.04	0.03
<b>IH<sub>sursă</sub></b>	0	0.15	0.07	0.26	0.02	0.03	0	0	0	0	0.11	0.14	0.03	0.02
<b>PC<sub>total</sub></b>	0	38.1	7.5	32.4	10.5	6.3	5.2	2.3	0.01	0.01	8.1	4.5	6.7	3.1
<b>PC<sub>intra</sub></b>	0	31.4	1.1	20.1	1.4	0.9	5.1	2.2	0.01	0.01	5.8	1.8	4.2	1.2
<b>PC<sub>inter</sub></b>	0	6.7	6.4	12.3	9.1	5.4	0.1	0.1	0	0	2.3	2.7	2.5	1.9

Populații: Fa = Făgăraș, Bu = Bucșoiu (Bucegi), Co = Coștila (Bucegi), Ch = Chirușca (Ciucaș), Ti = Tigăi (Ciucaș), Pa = Pârâul Alb (Ciucaș), Ha = Hășmaș, Ce = Ceahlău, Ta = Tarnita Mare (Rarău), Po = Popii Rarău (Rarău), Lu = Lucava (Ob. Mestecăniș), Bo = Bobeica (Ob. Mestecăniș), C1 = Piatra Albă (Civcin), C2 = Piatra Neagră (Civcin) .

Pe ansamblu conectivitatea este una modestă: de 15.8% în ipoteza unor condiții ideale de habitat și efective (PC = 15.8%) dar scade la doar 4.9 % din potențialul maxim al speciei, dacă se ține cont de carențele de favorabilitate ale habitatului și mărimii populațiilor. În condițiile actuale ale cunoașterii speciei, starea de referință este reprezentată de populație unică distribuită pe o suprafață compactă de 510 ha cu toți indivizii interconectați și habitat 100% favorabil.

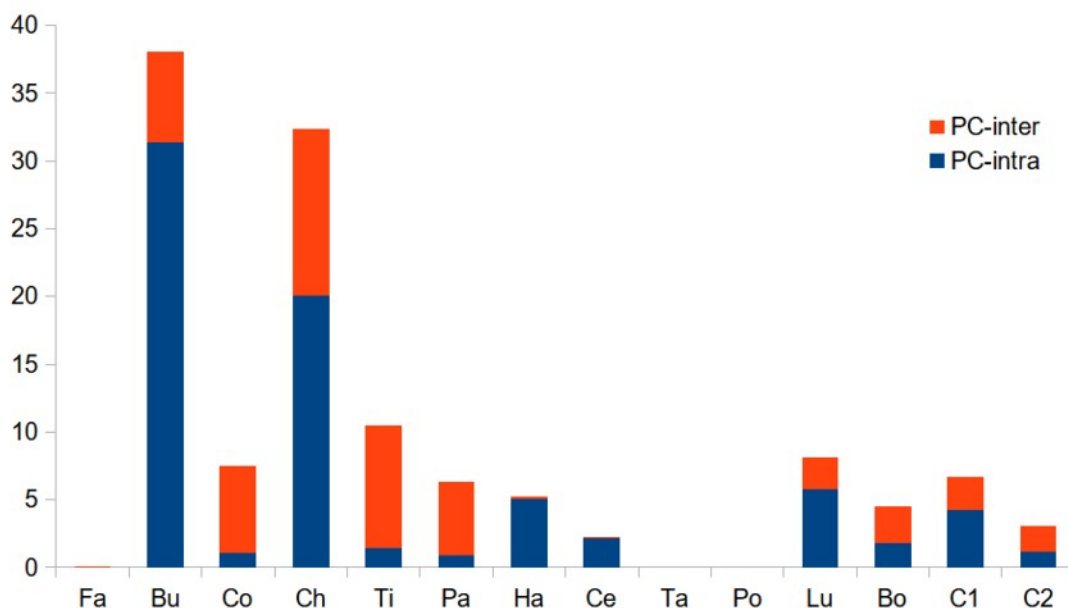


Fig. 6.3 – Conectivitatea intra- și interpopulațională a speciei *Saussurea discolor* din Carpații Sud-Estici, exprimată prin indicii de probabilitate a conectivității (PC). Codul populațiilor de pe abscisă este detaliat sub tabelul 4.1 (original)

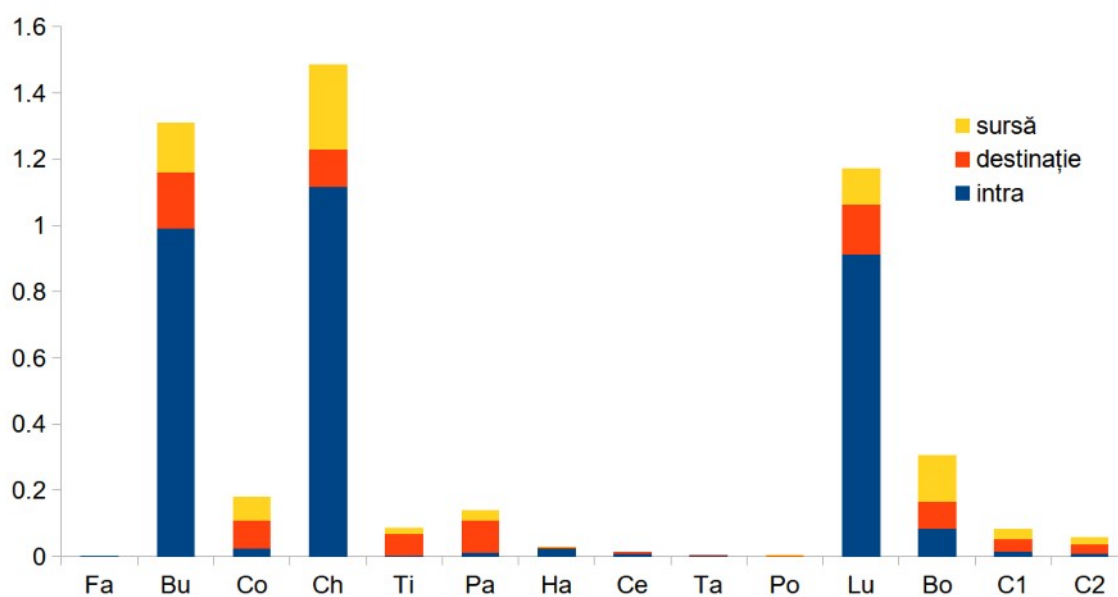


Fig. 6.4 – Conectivitatea intra- și interpopulațională a speciei *Saussurea discolor* din Carpații Sud-Estici, exprimată prin indicii Hanski (IH) (original)

Prioritizarea conservării poate ține cont, în afară de conectivitate, și de diversitatea floristică a fitocenozelor cu *Saussurea discolor*. Populațiile cu cele mai ridicate valori ale alfa-diversității (număr de specii) sunt: Bucșoiu (96), Ciucaș (94), Hășmaș (81) și Lucava (80). Unicitatea compoziției floristice dintre populații a fost evaluată prin cele două componente ale beta-diversității (Baselga 2010) – (a) schimbarea speciilor, calculată cu indicele Simpson

pentru mai multe comunități și (b) variația numărului de specii, calculată ca diferență dintre indicele Sorensen și indicele Simpson. Indicii Simpson și Sorensen s-au calculat cu formulele (Baselga 2010):

$$\beta_{SIM} = \text{sum}(\min(b,c)) / (\text{sum}(\text{alfa}) - \text{gama} + \min(b,c))$$

$$\beta_{SOR} = \text{sum}(b+c) / (2 * (\text{sum}(\text{alfa}) - \text{gama}) + \text{sum}(b+c))$$

unde b și c reprezintă numărul de specii cu prezență exclusivă în populația 1, respectiv populația 2; alfa = numărul de specii dintr-o populație; gama = numărul de specii din toate populațiile

Acesta evidențiază faptul că aportul cel mai mare la diversitatea habitatelor cu *Saussurea discolor* îl au populațiile Rarău, Lucava și Bobeica – tabel 6.2, figura 6.5

Tabel 6.2 – Componentele diversității floristice a populațiilor de *Saussurea discolor*

	Fa	Bu	Co	Ch	Ti	Pa	Ha	Po	Lu	Bo	C1
$\beta_{SOR}$	0.436	0.458	0.418	0.464	0.405	0.398	0.436	0.483	0.49	0.449	0.406
$\beta_{SIM}$	0.357	0.313	0.336	0.331	0.289	0.304	0.333	0.414	0.41	0.374	0.171
$\beta_{var}$	0.08	0.146	0.082	0.133	0.116	0.093	0.103	0.069	0.08	0.075	0.236
Nr. specii	52	96	59	94	44	51	81	50	80	65	23

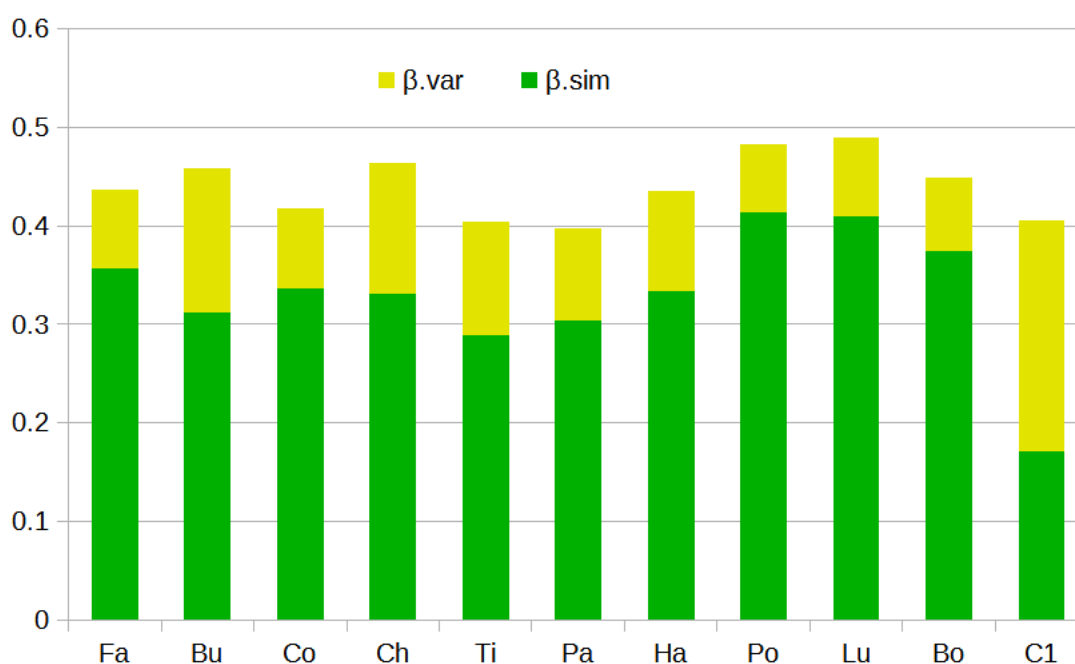


Fig. 6.5 – Componentele beta-diversității fitocenozelor cu *Saussurea discolor* – modificarea speciilor (original)

Evaluarea categoriei de periclitate a urmat standardele IUCN (2012, 2019), care includ extinderea și suprafața arealului, mărimea populațiilor și perspectivele speciei. Extinderea arealului speciei (EOO, extent of occurrence) este parametrul definit de suma poligoanelor alfa-concave ce includ punctele cu prezența speciei aflate la o distanță maximă prestabilită. Pentru *Saussurea* această distanță a fost fixată la 40 km, corespunzătoare limitei pentru schimb de material genetic între populații, prin polen sau semințe. Pentru estimarea suprafeței ocupate (AOO, area of occupancy) s-au însumat celulele din rețeaua de 2x2 km care cuprind punctele de prezență a speciei. Numărul de indivizi maturi s-a estimat pe baza observațiilor din teren și a descrierilor din literatură. Numărul de populații a fost echivalat cu numărul de poligoane EOO (figura 6.6).

Analiza încadrării în categoriile de periclitate IUCN este prezentată în tabelul 6.3. Concluzia este aceea că taxonul *S.d. var. transsilvanica* se încadrează în categoria vulnerabil (VU) conform criteriului D (D1 și D2). Cu alte cuvinte, parametrii deficitari ai speciei sunt numărul redus de exemplare mature (sub 1000) și numărul mic (sub 5) de subpopulații cunoscute. Pentru validarea altor criterii (A, B, C, E) sunt îndeplinite doar parțial condițiile deoarece lipsesc informații detaliate cu privire la starea din trecut a speciei. Nu s-a putut confirma declinul speciei deoarece față de datele din literatură s-au identificat câteva subpopulații „noi”. Cel mai probabil respectivele subpopulații există de multă vreme, ele fiind noi doar ca nivel de cunoaștere. Astfel, citarea taxonului *Saussurea alpina* în Munții Ciucaș, pe Chirușca și Tigăile Mari (Ciucă și Beldie 1989) se referă în realitate, cel puțin parțial, la *S. discolor*. Confirmarea prin observații ulterioare a declinului populației sau habitatului va conduce la încadrarea taxonului *S. d. transsilvanica* în categoria periclitat (EN) conform criteriilor B (B1) și C (C1 și C3a). De aceea, pentru a preîntâmpina degradarea condițiilor sale de dezvoltare, specia trebuie monitorizată pe viitor, folosind ca referință datele prezentate în acest studiu.

În raport de cele șapte forme ale rarității speciilor (Rabinowitz 1981) și parametrii populaționali proprii, *Saussurea discolor var. transsilvanica* este un taxon cu areal geografic restrâns, populații reduse și habitat specific. Populațiile cu starea de conservare cea mai bună sunt Chirușca (Ciucaș), Bucșoiu (Bucegi) și Lucava (Obcina Mestecăniș). Dintre acestea, populația Bucșoiu deține ecartul ecologic cel mai mare (altitudini, temperaturi, habitate), iar populația Lucava este remarcabilă prin desimea și talia indivizilor, precum și prin capacitatea de colonizare a habitatelor zonale (păduri cu coronament relativ închis, fără stâncărie).



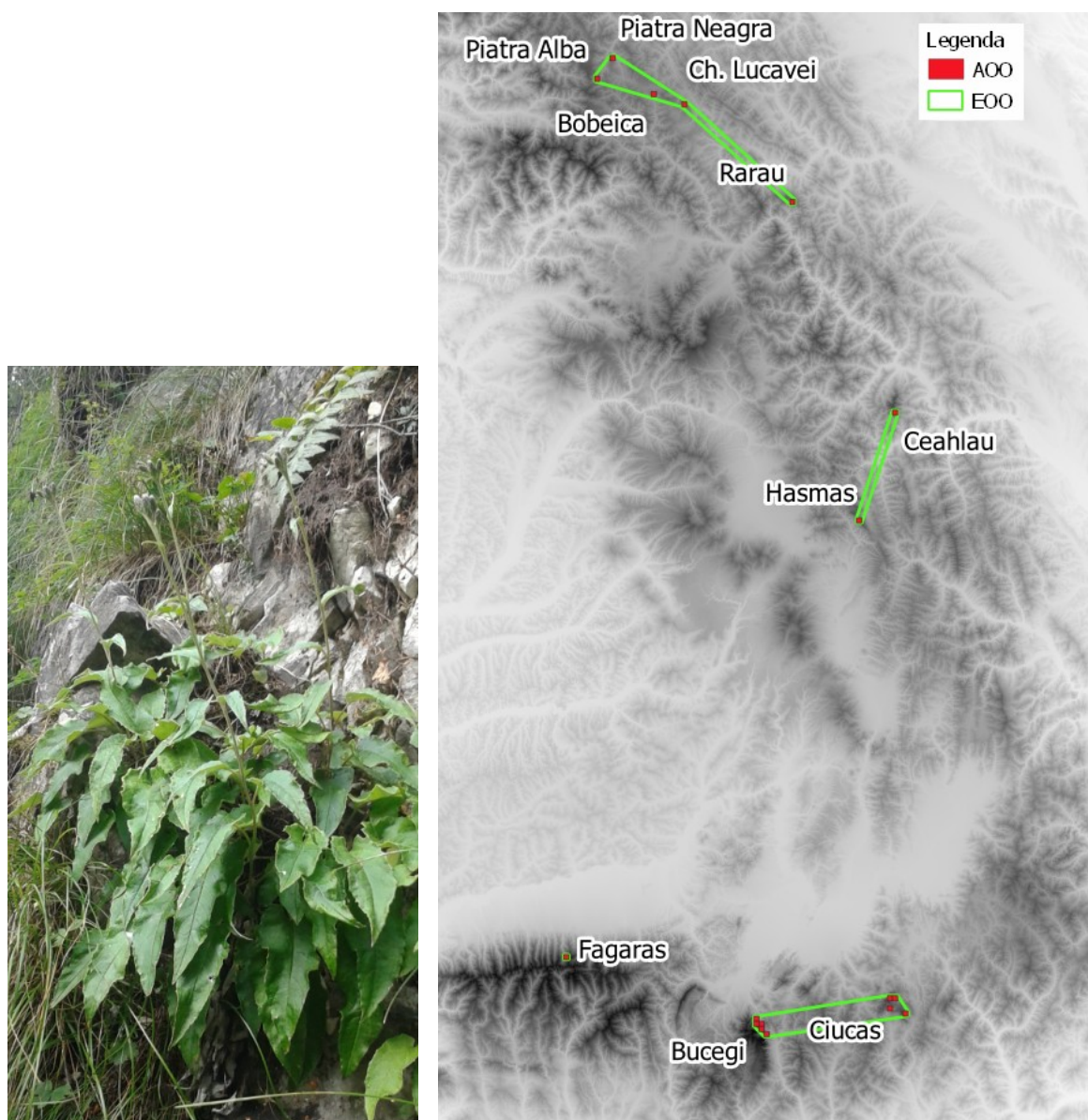


Fig. 6.6 – Suprafața ocupată (AOO) și extinderea arealului (EOO) speciei *Saussurea discolor* în Carpații Sud-Estici (Baroga și Indreica 2021)

În ceea ce privește perspectivele de conservare, se constată că aproape toate populațiile subspeciei se regăsesc în arii naturale protejate. Astfel, populația de pe Valea Sâmbetei se află în situl Natura 2000 de importanță comunitară ROSCI0122 Munții Făgăraș; populația din Munții Bucegi este cuprinsă în Parcul Natural Bucegi, situl ROSCI0013 Bucegi și rezervațiile naturale RONPA0251 Abruptul Bucșoiu-Mălăiești-Gaura, respectiv RONPA0689 Abruptul Prahovean; cea din Munții Ciucaș este inclusă în situl de importanță comunitară ROSCI0038 Ciucaș; populația din Hășmaș este cuprinsă în Parcul Național Cheile Bicazului – Hășmaș; cea din Rarău în situl de importanță comunitară ROSCI0212 Rarău-Giumalău; cea din Cheile Lucavei face parte din Rezervația naturală RONPA0746 Cheile Lucavei și situl de importanță comunitară ROSCI0086 Găina-Lucina (mmediu.ro), iar populațiile din Ucraina se

afă pe teritoriul parcurilor naționale Verkhovynsi și Cheremosh (Kobiv și Prokopiv 2018). Singura excepție o reprezintă populația din Pasul Cârlibaba, de lângă Bobeica (SV).

Tabel 6.3 – Determinarea categoriei de periclitate a taxonului *Saussurea discolor* var. *transsilvanica*, conform standardelor IUCN (Baroga și Indreica 2021)

Parametrii speciei	Categorია de periclitate		
	CR	EN	VU
<b>B. Fragmentarea/declinul/fluctuațiile arealului ((B1 sau B2) și 2 condiții a-c)</b>			
B1. Extinderea arealului (EOO) = 1248 km <sup>2</sup>	< 100	< 5000	< 20000
B2. Suprafața ocupată (AOO) și 2 din condițiile a-c = 72 km <sup>2</sup>	< 10	< 500	< 2000
a. Numărul de populații = 4	1	<5	<10
b. Declin continuu pentru oricare din parametrii (i) EOO, (ii) AOO, (iii) calitatea habitatului, (iv) nr. de populații, (v) nr. de exemplare mature. = fără date	declin	declin	declin
c. Fluctuații extreme pentru oricare din parametrii: (i) EOO, (ii) AOO, (iii) nr. de populații, (iv) nr. de exemplare mature. = fără date	fluctuație extremă	fluctuație extremă	fluctuație extremă
<b>C. Populație redusă și în declin (C1 și (C2 sau (C3 și o condiție a-c)))</b>			
C1. Număr de indivizi maturi = 700-800	<250	< 2500	< 10000
C2. Scădere a nr. de indivizi maturi, în % pe an = fără date	>8	>4	>1
C3. Declin continuu al numărului de indivizi maturi	declin	declin	declin
a. Nr. maxim de indivizi maturi într-o populație = 300-500 ind. maturi (în Bucegi)	<50	<250	<1000
b. Indivizii maturi dintr-o populație (%) = nu e cazul	>90	>95	100
c. Fluctuații extreme ale nr. de indivizi maturi = fără date	fluctuație extremă	fluctuație extremă	fluctuație extremă
<b>D. Populație foarte redusă (D1 și D2)</b>			
D1. Număr de indivizi maturi; = 700-800	<50	<250	<1000
D2. Capacitate redusă de refugiu (AOO) sau recolonizare (nr. populații) = 72 km <sup>2</sup> AOO = 4 pop.	-	-	AOO <20km <sup>2</sup> ori nr. pop. ≤5

Specificitatea habitatelor cu *Saussurea discolor* comparativ cu cea a molidişurilor zonale adiacente are următoarele caracteristici: diferenţe semnificative sunt pentru 5 din cei şase factori Ellenberg (cu excepţia căldurii). Variaţii mai ample înregistrează factorii lumină, apă şi nutriţia cu azot (figura 6.7), în timp ce omogenitatea cea mai mare este la nivel termic. Microhabitatele cu *Saussurea* sunt mai luminoase (semiumbră-lumină), cu amplitudini termice mai mari (dar la nivel subcontinental moderat), mai uscate, cu reacţie mai slab acidă şi mai sărace în azot.

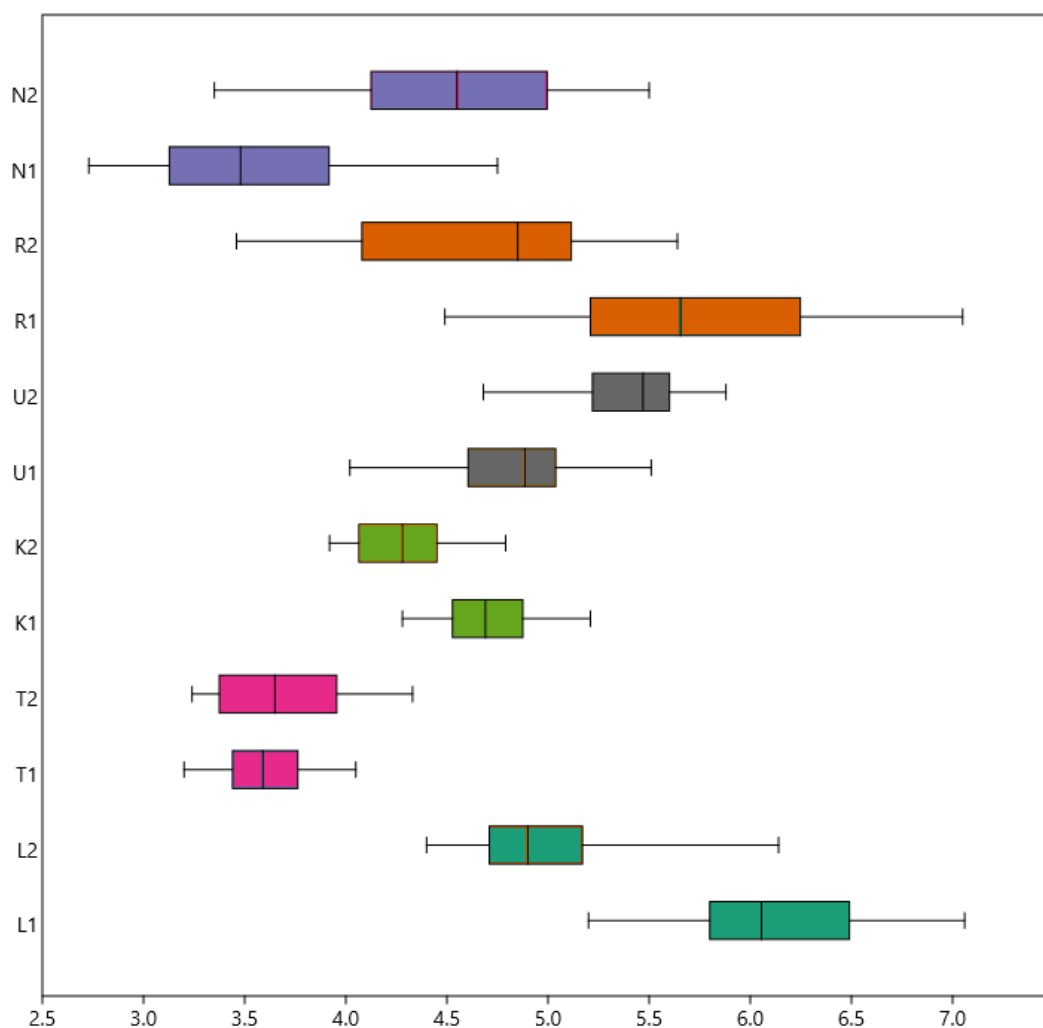


Fig. 6.7 - Diferenţele ecologice dintre pădurile de stâncărie cu *Saussurea discolor* var. *transsilvanica* şi pădurile de molid zonale învecinate. Pe ordonată: indicii Ellenberg; cifrele alăturate indicilor: 1 = molidişuri pe stâncărie, 2 = molidişuri zonale (Baroga şi Indreica 2021)

Specii protejate identificate în releveele cu *Saussurea discolor* sunt: *Anthemis carpatica*, *Aquilegia nigricans*, *Arabis hornungiana*, *Campanula serrata*, *Carduus kernerii*, *Centaurea kotschyana*, *Coeloglossum viride*, *Crepis jacquini*, *Daphne blagayana*, *Dianthus*

*spiculifolius*, *Epipactis atrorubens*, *Festuca amethystina*, *Festuca carpatica*, *Festuca versicolor*, *Galium lucidum*, *Gentiana lutea*, *Goodyera repens*, *Gymnadenia conopsea*, *Larix decidua* ssp. *carpatica*, *Leontopodium alpinum*, *Monotropa hypopitys*, *Neottia nidus-avis*, *Phyteuma vagneri*, *Pinguicula alpina*, *Pinus cembra*, *Pinus sylvestris*, *Platanthera bifolia*, *Saussurea alpina*, *S. discolor*, *Saxifraga oppositifolia*, *Scabiosa lucida*, *Senecio integrifolius*, *Silene zawadzki*, *Streptopus amplexifolius*, *Thymus pulcherrimus*, *Trisetum alpestre*. Alături de acestea se regăsesc câteva specii endemice și subendemice (*Aconitum moldavicum*, *Campanula carpatica*, *Doronicum carpaticum*, *Hepatica transsilvanica*, *Leucanthemum rotundifolium*, *Melampyrum saxosum*, *Ranunculus carpaticus*).

Identificarea în teren a habitatului potențial al speciei *Saussurea discolor* var. *transsilvanica* ar putea fi facilitată de cunoașterea unor specii cu fidelitate ridicată pentru taxonul în cauză. Astfel de indicatori s-au depistat analizând frecvența speciilor într-o bază de date cu 375 de suprafețe de inventariere de 400 m<sup>2</sup> efectuate în păduri de molid și larice din Carpații Sud-Estici (de la granița cu Ucraina până la Valea Oltului). Alături de cele 49 de relevee colectate pe teren cu ocazia studiului asupra speciei *S. discolor*, s-au extras alte 326 de relevee din baza fitosociologică a pădurilor României (Indreica et al. 2017). Speciile care apar alături de *Saussurea discolor* în mai mult de 30% din prezențele lor în pădurile boreale, dar nu mai puțin de cinci prezențe, sunt: *Festuca versicolor* (100), *Seseli libanotis* (100), *Galium lucidum* (100), *Phyteuma orbiculare* (96), *Saxifraga luteoviridis* (93), *Ctenidium molluscum* (93), *Trisetum alpestre* (92), *Sesleria haynaldiana* (91), *Kerneria saxatilis* (89), *Festuca amethystina* (89), *Galium anisophyllum* (89), *Carex sempervirens* (88), *Tortella tortuosa* (86), *Epipactis atrorubens* (78), *Achillea schurii* (75), *Cotoneaster integerrimus* (75), *Androsace lactea* (75), *Campanula carpatica* (73), *Saxifraga demissa* (71), *Daphne blagayana* (71), *Saxifraga paniculata* (70), *Ranunculus oreophilus* (64), *Saxifraga aizoides* (63), *Cirsium erisithales* (61), *Hypericum montanum* (60), *Plagiochila asplenioides* (57), *Silene pusilla* (57), *Salix silesiaca* (55), *Asplenium ruta-muraria* (50), *Clematis alpina* (48), *Hieracium murorum* (48), *Primula veris* (47), *Campanula serrata* (47), *Larix decidua* (45), *Asplenium viride* (44), *Rhytidiadelphus triquetrus* (41), *Campanula rapunculoides* (40), *Cortusa matthioli* (39), *Cruciata glabra* (39), *Valeriana montana* (35), *Doronicum carpaticum* (32), *Viola biflora* (32), *Juniperus communis* s. *alpina* (31), *Cystopteris fragilis* (30). Numărul din paranteză indică frecvența relativă, în procente, a speciei respective în raport de frecvența taxonului *Saussurea d. transsilvanica* (34 de relevee cu această specie).

## 6.2. Condițiile ecologice și diversitatea genetică a speciei *Adenophora liliifolia*

Analiza stării de conservare a speciei *Adenophora liliifolia* a fost realizată la diverse niveluri spațiale – local, național și continental, folosind parametrii biologici, ecologici și genetici (Indreica 2011, Manole et al. 2015, Prausova et al. 2016).

*Adenophora liliifolia* este o specie vasculară ierboasă din familia Campanulaceae, protejată la nivel European prin Directiva habitate și Convenția de la Berna. În România nu are statut protejat, însă studii recente bazate pe verificări în teren arată că numărul de stațiuni a scăzut dramatic în decurs de 50 de ani, de la 34 la 7 (Sârbu 2006, Indreica 2011). Această constatare impune reevaluarea categoriei sozologice a speciei, identificarea factorilor de declin și fundamentarea unor măsuri de reconstrucție ecologică. Preocupări similare legate de perspectivele de conservare au fost exprimate la nivel internațional (Ciosek 2006, Boronninkova 2009, Valcuna et al. 2021).

Stabilitatea populațională a fost verificată prin metode genetice pentru o populație cu număr redus de indivizi, aflată în raza localității Herculian, jud. Covasna (Manole et al. 2015).

Habitatul acestei populații este o pădure xerofilă de stejar și gorun de tip Potentillo albae-Quercetum, cu o diversitate floristică deosebită, cu valori între 68 și 90 specii pe 400 m<sup>2</sup> (Indreica 2011). În anul 2014 au fost colectate probe din frunze de la toți cei 12 indivizi maturi dezvoltați în acel an. Analizele de laborator s-au realizat prin metoda ISSR (inter simple sequence repeat) ce are ca scop identificarea polimorfismului și a variabilității genetice a speciilor. Protocolul detaliat al analizelor este prezentat în Manloe et al. (2015). Interpretarea benzilor de amplificare s-a realizat cu programul Gene Tools v4.02. Cei cinci primeri ISSR folosiți au evidențiat 52 de locuși, dintre care 41 (78.84%) erau polimorfi. Proporția polimorfismului alături de valorile indicelui de diversitate Shannon (0.812) și ale indicelui de similitudine Jaccard (figura 6.8) indică o diversitate genetică relativ ridicată, contrar numărului foarte redus de exemplare mature observate.

Această situație presupune o reproducere sexuată și flux de gene într-o populație mai numeroasă decât cea observată acum. Studii asupra unei specii înrudite (*A. grandiflora*, Chung și Epperson 1999) arată că înmulțirea vegetativă se realizează doar pe distanțe reduse, de până la cca. 10 m. Observațiile din teren și indicii de similitudine (figura 6.8) nu susțin existența unor clone – distanțele dintre exemplare sunt de peste 20 de m iar similitudinile genetice nu depășesc 85%. Prin urmare, întreaga populație pare că provine din

material generativ. Distribuția spațială și numărul indivizilor între două inventarieri succesive (2009 și 2014) sugerează însă că nu au apărut noi exemplare, propagarea prin semințe fiind foarte redusă sau chiar absentă pentru intervalul de timp investigat. Este posibil ca pentru această populație aflată într-o pădure relativ închisă atât germinația semințelor (Koutsovoulou et al. 2014) cât și dezvoltarea tulpinilor și florilor să fie inhibată de lumina redusă din interiorul fitocenozelor. La aceste constrângeri abiotice se adaugă reducerea rezervei locale de semințe prin consumul inflorescențelor de către ierbivore.

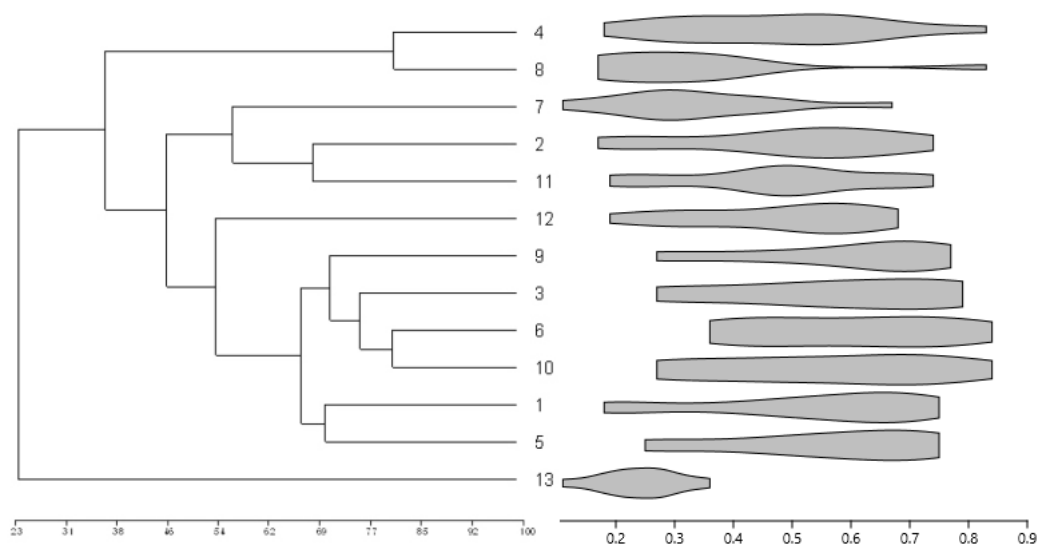


Fig. 6.8 – Similitudinile dintre indivizii de *Adenophora liliifolia* de la Herculian pe baza primer-ilor ISSR. Stânga: dendrograma UPGMA cu indicele Jaccard; pe abscisă e similitudinea în % (Manole et al. 2015). Dreapta: diagramă de tip violină pentru variația indicilor de similitudine Jaccard față de restul exemplarelor; pe abscisă e similitudinea în zecimi (original). Exemplarul nr. 13 are rol de etalon și aparține speciei *Campanula rapunculoides*.

Datorită arealului limitat, a populațiilor reduse și izolate *Adenophora liliifolia* este extrem de vulnerabilă la reducerea suprafeței sau modificarea favorabilității habitatului. Monitorizarea schimbărilor temporale în structura genetică a populației este un demers util în conservarea speciei prin depistarea precoce a influenței cumulative a presiunilor induse de fragmentarea sau schimbarea habitatului (Schwartz et al. 2007).

Din cele expuse mai sus se pot desprinde trei ipoteze: (1) populația redusă este rezultatul unei fluctuații, (2) a apărut un declin recent al efectivului, sau (3) există alte subpopulații în apropiere ce fac schimb de gene cu populația Herculian. Cea mai apropiată populație cunoscută și confirmată prin observații de teren recente este cea de la Prejmer, aflată la peste 40 km distanță (Sârbu 2006, Indreica 2011).

Analizele asupra speciei s-au extins la nivelul Europei Centrale, folosind 83 de probe de la 23 de populații aflate pe teritoriul țărilor: Polonia (2 populații), Cehia (5), Slovacia (8), Ungaria (6) și România (2) – figura 6.9.

În zona studiată a Europei Centrale, *Adenophora liliifolia* crește în următoarele habitate: 1 – pajiști de iarbă albastră pe terenuri cu umiditate fluctuantă (alianța Molinion), 2 – păduri subtermofil-subcontinentale mezotrofe de stejari (alianța Quercion petraeae), 3 – păduri Central Europene termofile eutrofe cu stejari (alianța Quercion pubescenti-petraeae), 4 – păduri amestecate mezofile eutrofe de stejari și carpen (alianța Carpinion betuli), 5 – păduri de fag pe calcare (alianța Cephalanthero-Fagion), 6 – păduri aluviale sau mlăștinoase cu anini pe substrat bazic sau neutru (alianța Alnion incanae). După cum se poate observa din lista de mai sus și din figura 6.10, specia are o amplitudine relativ largă a preferințelor față de ambianța cenotică și condițiile ecologice.

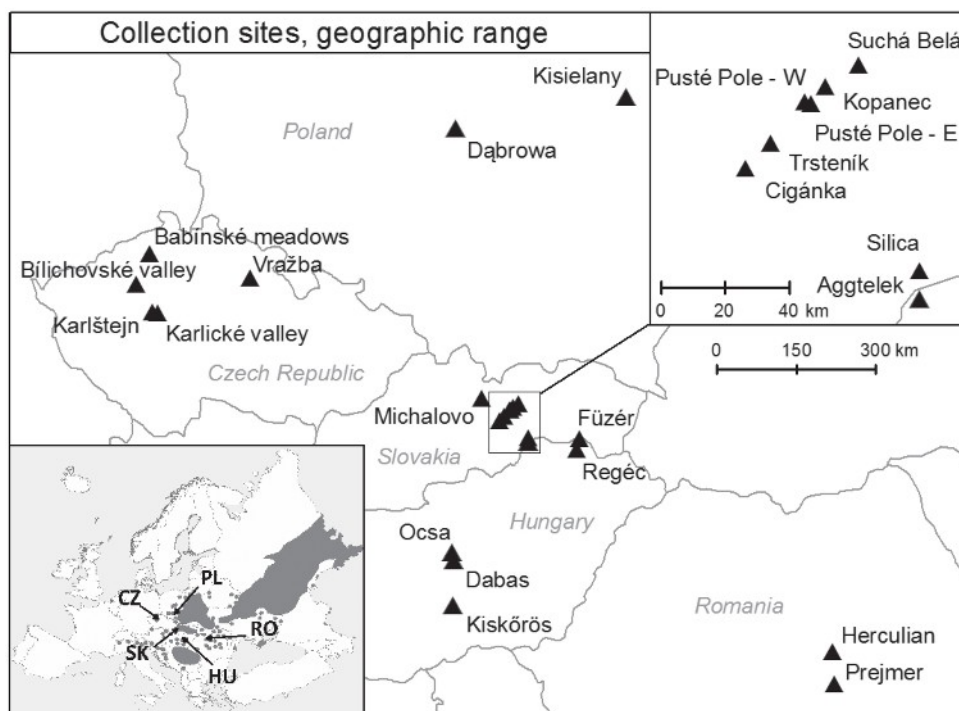


Fig. 6.9 – Distribuția geografică a populațiilor de *Adenophora liliifolia* inventariate, în raport de arealul european al speciei (medalion stânga jos) (din Prausova et al. 2016)

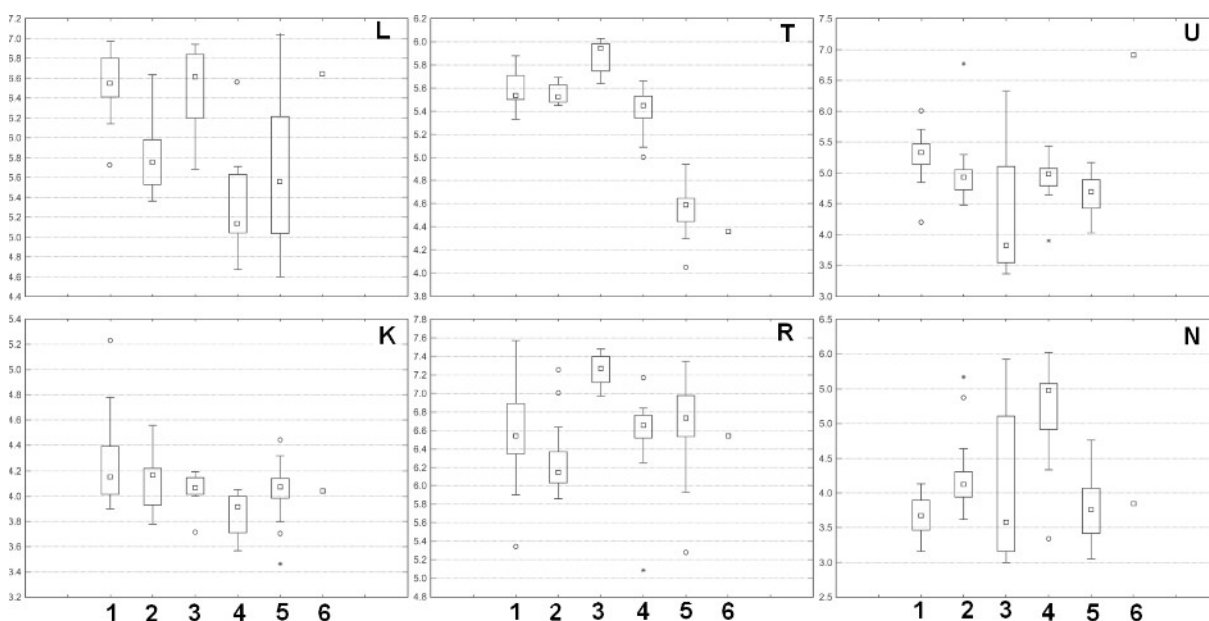


Fig. 6.10 – Variabilitatea condițiilor ecologice pentru cele șase habitate ale speciei *Adenophora liliifolia*, exprimată prin intermediul valorilor medii ale indicilor Ellenberg (L = lumină, T = temperatură, U = umiditatea solului, K = continentalitate, R = reacția solului, N = nutriția cu azot). Habitate: 1 = Molinion, 2 = Quercion petraeae, 3 = Quercion pubescenti-petraeae, 4 = Carpinion, 5 = Cephalanthero-Fagion, 6 = Alnion incanae (Praușova et al. 2016)

### 6.3 *Betula nana* – un relict glacial aflat în declin pe teritoriul României

Mesteacănul pitic (*Betula nana*) este un arbust cu areal circumpolar, având în Europa temperată câteva populații disjuncte, relictare. În România sunt cunoscute doar două stațiuni – tinovul Luci (HR) și tinovul Lucina (SV), motiv pentru care la nivel național specia a fost încadrată în categoria critic periclitată (Dihoru și Negrean 2009). Starea de conservare a speciei în tinovul Lucina a fost documentată recent ca fiind una favorabilă (Ursu et al. 2017). Pentru tinovul Luci s-au efectuat investigații în anii 2017-2018 asupra mărimii populației, compoziția și structura fitocenozelor ce servesc ca habitat, și anumiți parametri edafici și climatici (Borbely și Indreica 2019). În perioada interbelică populația de la Luci avea un număr mare de exemplare și fructificații regulate (Nyarady 1926, Pop 1928). Observațiile efectuate în prezent indică o stare și evoluție precară a speciei, datorită numărului redus de exemplare (sub 25) și izolării genetice, lipsei fructificațiilor, suprafeței ocupate (0.75 ha) și favorabilității reduse a habitatului în ceea ce privește lumina ajunsă la sol și umiditatea edafică. Comparativ cu populația aflată mai la nord (Lucina) aici ariditatea este mai accentuată și cu episoade de uscăciune mai frecvente – figura 6.11. Pe lângă efectul direct asupra mesteacănului pitic, aceste condiții facilitează presiuni din partea altor factori,



precum competiția interspecifică, creșterea gradului de umbrire și a pierderii de apă prin transpirație ca urmare a substituirii pinului cu molid (fenomen observat la marginile tinovului). Trecerea culegătorilor de afine și folosirea pieptenilor poate cauza ruperea ramurilor și frunzelor, deși unii autori arată că specia este rezilientă la vătămări mecanice (DeGroot et al. 1997). Pentru a preveni dispariția speciei din rezervația Luci este necesar un management activ, incluzând crearea de mici ochiuri în arboret, aplicarea controlată de fertilizanți specifici pentru stimularea meristemelor (Bret-Harte et al. 2001), introducerea de puiți de *Betula nana* proveniți de la Lucina sau chiar din afara țării, reglementarea activităților de colectare a fructelor de pădure, monitorizări.

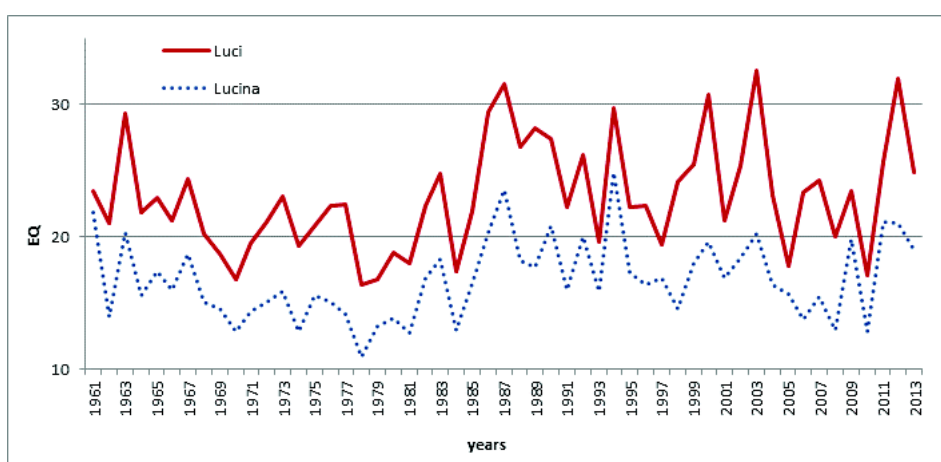


Fig. 6.11 - Fluctuațiile indicelui de ariditate Ellenberg ( $EQ=1000 \cdot T_{VII}/P_{an}$ ) pentru cele două localități cu *Betula nana* din România, tinoavele Luci (HR) și Lucina (SV), în perioada 1961-2013 (date climatice din baza de date Rocada ( Dumitrescu și Bârsan 2015)) (Borbely și Indreica 2019)

## B.2. PLANURI DE EVOLUȚIE ȘI DEZVOLTARE A CARIEREI PROFESIONALE

Domeniile de cercetare științifică în care m-am specializat în timpul pregătirii universitare (licență, studii aprofundate, doctorat) și a celor 22 ani de activitate didactică și de cercetare de până acum sunt fitosociologia, botanica sistematică, ecologia plantelor și conservarea biodiversității. Perfecționarea profesională se va realiza prin abordarea de noi teme din domeniile menționate, implicarea în proiecte de cercetare sau educaționale, participarea în programe intensive, schimb de experiență la universități din străinătate, colaborări cu specialiști din țară, informare susținută prin consultarea periodică a bibliotecilor de profil din țară și a bazelor de date bibliografice. De asemenea, voi sprijini activitățile de cercetare prin implicarea ca recenzor al manuscriselor destinate revistelor de specialitate, în comisii de specialitate naționale sau internaționale pentru conservării biodiversității, în consiliul științific al parcului național Piatra Craiului, comisii de îndrumare a doctoranzilor din cadrul facultății de silvicultură.

Domeniul botanicii sistematice are aplicabilitate directă în studiile pentru inventarul florei și evaluarea biodiversității din arii naturale protejate și păduri certificate, sau pentru studii de impact. Indirect, este un element de bază pentru fitosociologie și ecologie. O contribuție aparte. O responsabilitate aparte este cea de curator al herbarului facultății, o importantă colecție științifică de plante inclusă în baza de date internațională Index Herbariorum ce oferă informații specialiștilor în taxonomie din întreaga lume. Această activitate presupune colectare, herborizare, sortare și condiționare adecvată a plantelor pentru inserția în colecția științifică, verificarea taxonomică a specimenelor existente, recondiționare. Se vor continua colaborările cu specialiști de la universități și muzee din țară și străinătate pentru furnizarea de date corologice și studiu sistematic. Pentru o gestionare eficientă a colecției de plante va fi nevoie să se creeze o bază de date digitală pentru toate colile de herbar și să se dezvolte un sistem adecvat de conservare.

Teme de cercetare care să combine sistematica și ecologia plantelor vor viza identificarea populațiilor, determinarea nișelor ecologice, monitorizarea sau realizarea de experimente de repopulare pentru unele specii periclitare (cum ar fi *Adenophora liliifolia*, *Liparis loeseli*, *Dracocephalum austriacum*, *Primula baumgarteniana*, *Armeria barcensis*,

*Sorbus chamaemespilus*, ș.a.). O parte din astfel de studii sunt deja începute, urmând a fi prelucrate și analizate datele de teren în vederea publicării.

În domeniul fitosociologiei există oportunități de implicare în proiecte internaționale pentru inventarierea, clasificarea și evaluarea vegetației (în special cea forestieră, dar nu numai). Elementul cheie în aceste colaborări îl constituie gestionarea unei baze de date cu peste 9000 de relevee fitosociologice pentru păduri din România. Posibilitățile de valorificare a acestora sunt: clasificarea vegetației la nivel național sau regional, validarea statistică a unor sintaxoni, identificarea speciilor diagnostice ale unităților de vegetație de diverse ranguri. De altfel câteva proiecte de acest fel sunt demarate deja.

Se va continua activitatea de inventariere și cartare a florei și vegetației din diverse arii protejate (situri Natura 2000, parcuri naționale sau naturale). Pe lângă implicațiile științifice, aceasta are o importantă utilitate în dezvoltarea actului didactic, deoarece se îmbină partea fundamentală cu cea aplicativă și se pot oferi studenților și masteranzilor exemple de utilitate a noțiunilor predate sau se pot discuta studii de caz. De asemenea, sunt ocazii de a atrage studenți în activitatea de cercetare.

Preocupări de diseminare viitoare se referă la publicarea materialului fitosociologic colectat în proiectele anterioare (Defileul Jiului, Insula Mică a Brăilei, Munții Măcin, Nemira, Făgăraș, bazinul superior al Oltului, etc.), a evaluărilor de biodiversitate asupra speciilor și habitatelor forestiere. De asemenea se are în vedere editarea, în colaborare, a unui ghid cu chei de identificare, hărți de răspândire și liste de specii diagnostice validate statistic pentru habitatele forestiere din România.

Pentru diseminarea rezultatelor cercetării, în afară de publicarea în reviste sau cărți de specialitate sunt vizate participări la conferințe naționale sau internaționale, desfășurate în diverse centre universitare din țară sau străinătate și organizate de asociații profesionale din silvicultură sau biologie (ca de pildă European Vegetation Survey).

Un loc important în activitatea profesională îl va ocupa crearea de legături cu cercetători români, din domenii comune sau conexe (Institutul național de cercetare și dezvoltare în silvicultură, institute și facultăți de Biologie și Ecologie) în ideea conturării unor grupuri de lucru care pot aborda teme cu relevanță mai ridicată la nivel internațional. Există deja o serie de colaborări personale sau instituționale cu specialiști de la universitățile din Freiburg, Salonic, Brno, Göttingen, Viena. Se dorește continuarea lor și dezvoltarea altora noi cu intenția de a lărgi aria de acoperire a proiectelor și creșterea vizibilității internaționale.

Voi manifesta deschidere pentru solicitările de coordonare a lucrărilor de disertație sau licență, acordând sprijin pentru identificarea unor teme de interes, stabilirea locului și metodei de cercetare, discuții în teren și laborator pentru rezolvarea ipotezelor de lucru, etc. Se va încerca pe cât posibil antrenarea acestor studenți în proiecte de cercetare, astfel încât conștientizând aplicabilitatea temelor abordate și lucrând în echipă să fie stimulați în rezolvarea mai eficientă, creativă, a obiectivelor.

Foarte importantă pentru dezvoltarea profesională a studenților și apropierea lor de domeniul disciplinelor predate va fi implicarea în activități de cercetare – în cadrul cercurilor studentești sau în proiecte științifice. Aceasta le dă posibilitatea de a asimila mai ușor conținutul diverselor discipline, le dezvoltă abilități și deprinderi și le deschide perspective asupra viitorului loc de muncă. Studenții și masteranzii vor avea ocazia de a acumula experiență în rezolvarea unor proiecte și obiective complexe, interdisciplinare, încă din timpul facultății, sporindu-le astfel șansele de inserție profesională.

#### Activitatea de îndrumare în activitatea științifică a doctoranzilor

Din perspectiva experienței acumulate, voi putea îndruma teme din următoarele direcții: (a) tipologie forestieră, (b) evaluarea biodiversității vegetației forestiere, (c) evaluarea stării de conservare a speciilor de plante și habitatelor forestiere, (d) cartarea speciilor și habitatelor, (e) ecologia speciilor de plante și habitatelor forestiere.

În vederea dezvoltării și consolidării ofertei doctorale va fi necesară însușirea ori perfecționarea metodelor de analiză și modelare statistică și geospațială, aplicarea pentru proiecte de cercetare care să ofere cadru, scop și finanțare activităților viitorilor doctoranzi, chiziționarea unor senzori climatici și edafici. Lărgirea orizontului de cunoaștere și consolidarea unor colaborări profesionale se pot realiza prin implicarea în studii interdisciplinare, abordarea de tematici cu aplicabilitate directă, derivate din nevoi actuale ale practicii și cercetării silvice, și ale conservării biodiversității. Potențiali parteneri sunt colegi silvici din facultate sau de la alte instituții de învățământ și cercetare silvică, biologică sau ecologică din țară sau străinătate, ocoale silvice, organizații non-guvernamentale, firme de consultanță, administrații locale (primării, agenții metropolitane), instituții de reglementare (Agenția de protecția mediului, Agenția națională pentru arii protejate).

Doctoranzii pot beneficia de un mediu stimulat, suport informațional și logistic în cadrul unor colective de cercetare. Anumite teze de doctorat pot constitui părți ale unor proiecte mai complexe. Capacitatea subsemnatului de a coordona echipe de cercetare a fost

dezvoltată și consolidată în cadrul unor proiecte de cercetare și educaționale (*Site classification of european forests, Nemoral deciduous forests under climatic extremes along thermal and hygric gradients in Romania and Germany, Cartarea habitatelor și speciilor de plante pentru elaborarea planului de management al sitului Natura 2000 ROSCI0406 Zarandul de Est*), proiect de cercetare studentescă în cadrul bursei Milvus (*Starea de conservare a speciei Betula nana în aria protejată Tinovul Luci*), proiecte de diplomă și disertație (*Caracterizarea fitosociologică, fitogeografică și sozologică a speciei Saussurea discolor în Carpații Sud-Estici; Cartarea și starea de conservare a habitatelor forestiere din Parcul Natural Bucegi; Cartarea vegetației forestiere din situl Natura 2000 Coridorul Ialomiței; Analiza biodiversității din rezervația naturală Dealul Cetății Lempș; Cercetări tipologice asupra brădetelor din bazinul Doftana, M-ții Baiului; Cercetări fitosociologice asupra pădurilor din Munții Ceahlău; Evaluarea biodiversității de-a lungul traseelor turistice din Parcul Național Buila Vânturarița; Inventarierea și cartarea habitatelor forestiere din situl Natura 2000 Munții Goșman, Studii ecologice asupra vegetației forestiere din Masivul Postăvaru, Cartarea vegetației forestiere din sudul Munților Baraolt; Studii tipologice în Parcul Național Munții Măcinului în vederea reconstrucției ecologice a arboretelor natural fundamentale*). La acestea se adaugă coordonarea bazei de date fitosociologie a pădurilor României (EU-RO-007), parte a platformelor European vegetation Archive și sPlot.

Infrastructura de cercetare disponibilă pentru potențialii doctoranzi este următoarea:

- spații pentru activitatea de birou și laborator (sălile SII9 și SII10)
- aparatură: microscop, binocular, binoclu, dronă
- herbar pentru facilitarea și verificarea identificării speciilor de plante (Herbarul Facultății de Silvicultură din Brașov (sala SII9)
- bibliotecă cu lucrări de specialitate, determinatoare și atlase pentru flora României, flora forestieră și flora Europei
- programe software pentru gestionarea bazelor de date (TURBOVEG), analiză statistică multivariată (PC-ORD, CANOCO, HyperNiche)
- accesul la baza de date fitosociologică națională și alte date din platforma *European vegetation archive*

Pe lângă suportul profesional și logistic al îndrumătorului, doctoranzii vor beneficia și de echipe de coordonare formate din specialiști cu experiență din cadrul facultății, sprijin financiar din partea universității pentru mobilități și diseminare, sprijin financiar prin

integrarea în proiecte de cercetare coordonate de îndrumător sau alți specialiști din IOSUD, acces la analize pedologice, fiziologice, genetice în laboratoarele specializate din cadrul institutului de cercetare al universității.

### B.3. BIBLIOGRAFIE

- Abrudan I.V., 2006: Împăduriri. Ed. Universității Transilvania Brașov.
- Allouche O., Tsoar A., Kadmon R., 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.
- Baatar U.O., Dirnböck T., Essl F., Moser D., Wessely J., Willner W., Jiménez-Alfaro B., Agrillo E., Csiky J., Indreica A., Jandt U., Kaçki Z., Šilc U., Škvorc Z., Stančić Z., Valachovič M., Dullinger S., 2019. Evaluating climatic threats to habitat types based on co-occurrence patterns of characteristic species, *Basic and Applied Ecology*, 38: 23-35.
- Baroga M.A., 2021. Caracterizarea fitosociologică, fitogeografică și sozologică a speciei *Saussurea discolor* în Carpații Sud-Estici. Proiect de diplomă (coord. Indreica A.). Universitatea Transilvania din Brașov. [manuscris]
- Baroga M.A., Indreica A., 2021. Evaluarea stării de conservare a speciei *Saussurea discolor* în Carpații Sud-Estici. Simpozionul AFCO, Universitatea Transilvania din Brașov.
- Baselga A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecol. Biogeogr.* 19: 134-143.
- Beck H.E., Zimmerman N.E., McVicar T.R., Vergopolan N., Berg A., Wood E.F., 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data*. 5:180214.
- Beldie A., Chiriță C., 1967. Flora indicatoare din pădurile noastre. Ed. Agro-Silvică, București.
- Borbely E., Indreica A., 2019. Conservation status of the rare species *Betula nana* in the peatbog Tinovul Luci (the Harghita Mountains, Romania). *Studia Universitatis Babeș-Bolyai*. 64(2): 5-12.
- Bret-Harte M.S., Shaver G.R., Zoerner J.P., Johnston J.F., Wagner J.L., Chavez A.S., Gunkelman R.F., Lippert S.C., Laundre J.A., 2001. Developmental plasticity allows *Betula nana* to dominate tundra subjected to an altered environment. *Ecology*, 82(1), 18-32.
- Bunce R.G.H., Metzger M.J., Jongman R.H.G., Brandt J., de Blust G., Elena-Rossello R., Groom G.B., Halada L., Hofer G., Howard D.C., Kovar P., Mucher C.A., Padoa-Schioppa E., Paelinx D., Palo A., Perez-Soba M., Ramos I.L., Roche P., Skanes H., Wrbka T., 2008. A standardized procedure for surveillance and monitoring European habitats and provision of spatial data. *Landscape Ecology*, 23:11-25.
- Boronnikova S.V., 2009. Genetic variation in Ural populations of the rare plant species *Adenophora lilifolia* (L.) DC. on the basis of analysis of polymorphism of ISSR markers. *Russian Journal of Genetics* 45(5): 571-574.
- Brändle M., Brandl R., 2001. Species richness of insects and mites on trees: Expanding Southwood. *J. Anim. Ecol.*, 70: 491-504.
- Breiman L., 2001. Random forests. *Machine Learning*, 45: 5-32.
- Bruelheide H., Dengler J., Jiménez-Alfaro B., Purschke O., Hennekens S. M., Chytrý M., ..., Indreica A., ..., Zverev A., 2019. sPlot – a new tool for global vegetation analyses. *Journal of Vegetation Science* 30(2): 161–186.

- Buras A., Menzel A., 2019. Projecting tree species composition changes of European forests for 2061–2090 Under RCP 4.5 and RCP 8.5 Scenarios. *Front. Plant Sci.* 9: e1986.
- Cai Q., Welk E., Ji C., Fang W., Sabatini F., Zhu J., Zhu J. Tang Z., Attore F., Campos J., ..., Indreica A., ..., Bruelheide H., 2021. The relationship between niche breadth and range size of beech (*Fagus*) species worldwide. *J. Biogeogr.* 48:1240–1253.
- Candrea Bozga B., Indreica A., Lazăr G., 2013. Flori din pădurile României. Ed. Green Steps. Braşov. 496 p.
- Caudullo G., Welk E., San-Miguel-Ayanz J., 2017. Chorological maps for the main European woody species. *Data in Brief*, 12: 662-666.
- Chao A., Gotelli N.J., Hsieh T.C., Sander E.L., Ma K.H., Colwell R.K., Ellison A.M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs.* 84(1): 45-67.
- Chifu T., Irimia I., 2014. Diversitatea fitosociologică a vegetației României. III – Vegetația pădurilor și tufişurilor. Ed. Institutul European. Iaşi.
- Chiriță C., Vlad I., Păunescu C., Pătrăşcoiu N., Roşu C., Iancu I., 1977. Stațiuni forestiere. Ed. Academiei R.S. Române. Bucureşti.
- Chytrý M., Hennekens S. M., Jiménez-Alfaro B., Knollová I., Dengler J., Jansen F., Landucci F., Schaminée J. H.J., ..., Indreica A., ..., Yamalov S., 2016. European Vegetation Archive (EVA): an integrated database of European vegetation plots. *Applied Vegetation Science*, 19(1): 173–180.
- Chytrý M., Tichý L., Holt J., Botta-Dukát Z., 2002. Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *J. Veg. Sci.* 13: 79 – 90.
- Chytrý M., Tichý L., Hennekens SM, Knollová I., .... Indreica A., ... Schaminée JHJ, 2020. EUNIS Habitat Classification: Expert system, characteristic species combinations and distribution maps of European habitats. *Applied Vegetation Science.* 00:1–28.
- Chudomelová M., Hédli R., Zouhar V.; Szabó P., 2017. Open oakwoods facing modern threats: Will they survive the next fifty years? *Biol. Conserv.*, 210: 163-173.
- Chung M.G., Epperson B.K., 1999. Spatial genetic structure of clonal and sexual reproduction in populations of *Adenophora grandiflora* (Campanulaceae). *Evolution* 53(4): 1068-1078.
- Ciocîrlan E., Şofletea N., Ducci F., Curtu A.L., 2017. Patterns of genetic diversity in European beech (*Fagus sylvatica* L.) at the eastern margins of its distribution range. *IForest* 10: 916-922.
- Ciosek M., 2006. The ladybells *Adenophora liliifolia* (L.) Besser in forests near Kisielany (Siedlce Upland, E Poland). *Biodiv. Res. Conserv.* 3-4: 324-328.
- Ciucă M., Beldie A., 1989. Flora Munților Ciucaș. Determinator al plantelor vasculare. Ed. Academiei R.S. Române, Bucureşti.
- Coldea G., 2015. Classe Carpino-Fagetea. In: Coldea G, Indreica A, Oprea A. Les associations végétales de Roumanie. Tome 3. Les associations forestières et arbustives. Ed. Presa Universitară Clujeană, Cluj-Napoca, pp 70-125.
- Coldea G., Chifu T., 1994. Etude phytocoenologique sur les forêts de charme (*Carpinus betulus* L.) de Roumanie. *Phytocoenologia* 24: 311-336.



- Colwell R.K., Coddington J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B*, 345: 101-118.
- Danciu M., Gurean D., Indreica A., 2007. Plante vasculare periclitare, vulnerabile și rare din pădurile României. Ed. Tehnică Silvică. București. 258 p.
- Dămăceanu C., Avramescu N., Leandru V., Ceuca G., Tomescu A., 1964. Cercetări privind ameliorarea pădurilor degradate din nordul Dobrogei. Editura Agro-Silvică. București.
- Dengler J., Jansen F., Glöckler F., Peet R.K., De Cáceres M., Chytrý M., Ewald J., Oldeland J., Lopez-Gonzalez G., ... Spencer N., 2011. The global index of vegetation-plot databases (GIVD): a new resource for vegetation science. *Journal of Vegetation Science* 22: 582–597.
- Dengler J., Oldeland J., Jansen F., Chytrý M., Ewald J., Finckh M., Glöckler F., Lopez-Gonzalez G., Peet R.K., Schaminee J.H.J. (eds.) 2012. *Vegetation databases for the 21<sup>st</sup> century*. *Biodiversity & Ecology* 4: 15–24.
- De Groot W., Thomas P., Wein R., 1997. *Betula nana* L. and *Betula glandulosa* Michx. *Journal of Ecology*, 85(2): 241-264.
- Dihoru G., Negrean G., 2009. Cartea roșie a plantelor vasculare din România. Ed. Academiei Române București. pp. 105-106.
- Divíšek J., Chytrý M., 2018. High-resolution and large-extent mapping of plant species richness using vegetation-plot databases. *Ecological Indicators*, 89, 840–851.
- Doniță N., Ivan D., Coldea G., Sanda V., Popescu G., Chifu T., Paucă-Comănescu M., Mititelu D., Boșcaiu N., 1992. *Vegetația României*. Ed. Tehnică Agricolă, București. 407 pp.
- Doniță N., Popescu A., Paucă-Comănescu M., Mihăilescu S., Biriș I.A., 2005. *Habitatele din România*. Ed. Tehnică Silvică, București.
- DTM, 1975. Harta topografică a României. Scara 1:25.000. Direcția Topografică Militară.
- Dufrêne M., Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. In: *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- Dumitrescu A., Bîrsan M.V., 2015. ROCADA: a gridded daily climatic dataset over Romania (1961–2013) for nine meteorological variables. *Nat. Hazards*, 78(2): 1045-1063.
- EC, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal L 206*: 7–50.
- EC, 2021. EU biodiversity strategy for 2030. Bringing nature back in our lives. Publications Office of the European Union. Luxembourg.
- Edwards J.L., Lane M.A., Nielsen E.S., 2000. Interoperability of biodiversity databases: biodiversity information on every desktop. *Science*, 289: 2312–2314.
- EEA, 2012. Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process. European Environmental Agency Technical Report no 11/2012.
- Elith J., Leathwick J.R., 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40: 677-697.
- Ellenberg H., 1988. *Vegetation Ecology of Central Europe*. 4<sup>th</sup> edition (in English). Cambridge University Press. 731 p.

- Ellenberg H. (ed.), 1991. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas, Scripta Geobotanica. Göttingen.
- Evans D., 2012. Building the European Union's Natura 2000 network. *Nature Conservation* 1: 11-26.
- Ewald J., 2007. Beurteilung von Waldstandorten und Waldgesellschaften mit Zeigerarten-Ökogrammen. *Tuexenia* 27: 7-18.
- Fick S.E., Hijmans R.J., 2017. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12): 4302-4315.
- Fourcade Y., Engler J. O., Rödder D., Secondi J., 2014. Mapping species distributions with MAXENT using a geographically biased sample of presence data: a performance assessment of methods for correcting sampling bias. *PLoS ONE*, 9, e97122.
- Führer E., Horvát L., Jagodics A., Machon A., Szabados I., 2011. Application of a new aridity index în Hungarian forestry practice. *Időjárás - Quarterly Journal of the Hungarian Meteorological Service*. 115(3): 205-216.
- Gafta D., Mountford O. (eds.), 2008. Manual de interpretare a habitatelor Natura 2000 din România. Ed. Risoprint, Cluj-Napoca.
- Ghişa E., 1964. Genul *Adenophora* Fisch. In: Săvulescu T. (red.) – Flora R.P. Române, vol. IX. Ed. Academiei Române. Bucureşti. p. 123-128.
- Gomes V.H.F., IJff S.D., Raes N., Amaral I.L., Salomão, R.P., de Souza Coelho L., ... ter Steege H., 2018. Species distribution modelling: Contrasting presence-only models with plot abundance data. *Scientific Reports* 8: 1003.
- Grace J.B., 2006. Structural equation modeling and natural systems. Cambridge University Press.
- Guisan A., Zimmermann N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*. 135: 147-186.
- Hammer O., Harper D.A.T., Ryan P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- Hanski I., 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology*. 63(1): 151-162.
- Heinrichs S., Walentowski H., Bergmeier E., Mellert K.H., Indreica A., Kuzyakov Y., Leuschner Ch., Petrişan A.M., Teodosiu M., 2016. Forest vegetation in western Romania in relation to climate variables: Does community composition reflect modelled tree species distribution? *Annals of Forest Research*. 59(2): 219-236.
- Heinrichs S., Öder V., Indreica A., Bergmeier E., Leuschner C., Walentowski H. 2021. The influence of *Tilia tomentosa* Moench on plant species diversity and composition in mesophilic forests of western Romania – A potential tree species for warming forests in Central Europe? *Sustainability* 13: 1-23.
- Hengl T., Mendes de Jesus J., Heuvelink G.B.M., Ruiperez Gonzalez M., Kilibarda M., Blagotić A., et al., 2017. SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. *PLoS One*, 12(2): e0169748.
- Hennekens S.M., 1996. TURBOVEG: Software package for input, processing and presentation of phytosociological data. User's guide. University of Lancaster, Lancaster, UK.

- Hennekens S.M., Schaminee J.H.J., 2001. TURBOVEG, a comprehensive database management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12: 589–591.
- Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G., Jarvis A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. In: *International Journal of Climatology*, 25: 1965-1978.
- Hohnwald S., Indreica A., Walentowski H., Leuschner C., 2020. Microclimatic tipping points at the beech–oak ecotone in the western Romanian Carpathians. *Forests* 11: 1-17 (e919), doi:10.3390/f11090919
- Indreica A., 2011. On the occurrence in Romania of *Potentillo albae*-*Quercetum petraeae* Libbert 1933 association. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici, Cluj Napoca*, 39(1): 297-306.
- Indreica A., 2011b. Forest habitats with *Adenophora liliifolia* from SE Transylvania. *Proceedings of the Biennial International Symposium Forest and sustainable development, Braşov, Romania, 15-16 October 2010*. pp. 283-288.
- Indreica A., 2012. Vegetation classification of acidophytic oak forests of Romania. *Phytocoenologia*. 42(3-4): 221-230.
- Indreica A., 2012b. Vegetation Database of Oak Forests of Romania. In: Dengler et al. – *Vegetation databases for the 21<sup>st</sup> century*. *Biodiversity & Ecology* 4: p. 416.
- Indreica A., 2020. *Fitogeografie și fitosociologie. Suport de curs și laborator (e-learning)*. Universitatea Transilvania din Braşov. *nepublicat*.
- Indreica A., Szabó A., Chytrý M., 2012c. Formalized classification of oak-hornbeam forests in Romania. *Book of Abstracts – 21<sup>st</sup> Workshop European Vegetation Survey*. Vienna 24-27 May 2012. p. 101.
- Indreica A., 2015. Classe *Quercetea pubescentis* & Classe *Quercetea robori-petraeae*. In: Coldea G., Indreica A., Oprea A. *Les associations végétales de Roumanie*. Tome 3 – Les associations forestières et arbustives. Ed. Presa Universitară Clujeană. Cluj-Napoca. pp. 126-188, 239-281.
- Indreica A., 2022. *Metode pentru analiza ecologică a vegetației forestiere*. Ed. Univ. Transilvania din Braşov (sub tipar).
- Indreica A., Teodosiu M., Petrişan A.M., Oder V., Kasper J., Bergmeier E., Leuschner C., Gailing O., Hohnwald S., Wildhagen H., Walentowski H., 2019. Nemoral deciduous forests under climatic extremes – phytosociological studies along climatic gradients in SW Romania. *Proceedings of the Biennial International Symposium "Forest and Sustainable Development", 8<sup>th</sup> Edition, October 2018, Braşov, Romania*. Transilvania University Press. pp. 139-148.
- Indreica A., Turtureanu P.D., Szabó A., Irimia I., 2017. Romanian forest database: a phytosociological archive of woody vegetation. *Phytocoenologia* 47(4): 389-393.
- Institutul Geologic, 1968. *Harta geologică a R.S. România, scara 1 : 200 000*.
- IUCN, 2012. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN, 2019. *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14*. Prepared by the Standards and Petitions Committee.

- Jansen F., Glockler, F., Chytrý M., De Caceres M., Ewald J., Lopez-Gonzalez G., Oldeland J., Peet R.K., Schaminee J.H.J., Dengler J. 2012. News from the Global Index of Vegetation-Plot Databases (GIVD): the metadata platform, available data, and their properties. *Biodiversity & Ecology* 4: 77–82.
- Jin Y., Qian H., 2019. V.PhyloMaker: an R package that can generate very large phylogenies for vascular plants. *Ecography*, 42: 1353-1359.
- Jiménez-Alfaro B., Girardello M., Chytrý M., Svenning J.C., Willner W., Gégout J.C., Agrillo E., Campos J.A., Jandt U., Kacki Z., Šilc U., Slezak M., Tichý L., Tsiripidis I., Turtureanu P.D., Ujhazyova M., Wohlgemuth T., 2018. History and environment shape species pools and community diversity in European beech forests. *Nature Ecology and Evolution*, 2: 483-490.
- Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F., van Tongeren O.F.R., 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, UK.
- Jandt U., von Wehrden H., Bruelheide H., 2011. Exploring large vegetation databases to detect temporal trends in species occurrences. *Journal of Vegetation Science*, 22, 957–972.
- Kobiv Y., Prokopiv A., 2018. Bili Skeli limestone cliffs as an important hotspot of plant diversity in the Chyvchyny Mountains (Ukrainian Carpathians). *Contribuții Botanice* 53:19-26
- Köcher P., Horna V., Leuschner C., 2013. Stem water storage in five coexisting temperate broad-leaved tree species: significance, temporal dynamics and dependence on tree functional traits. *Tree Physiol.* 33: 817-832.
- Kočí M., Chytrý M., Tichý L., 2003. Formalized reproduction of an expert-based phytosociological classification: A case study of subalpine tall-forb vegetation. *J. Veg. Sci.* 14: 601–610.
- Koutsovoulou K., Dawsand M.I., Thanos C.A., 2014. Campanulaceae: a family with small seeds that require light for germination. *Annals of Botany* 113: 135–143.
- Kuiters A.T., van Eupen M., Carver S., Fisher M., Kun Z., Vancura V., Wilderness Lavro A.M., Indreica A., 2013. Studii tipologice în Parcul Național Munții Măcinului în vederea reconstrucției ecologice a arboretelor natural fundamentale. Simpozionul AFCO, Universitatea Transilvania din Brașov. [+ lucrare de disertație].
- Lazăr G., Stăncioiu P.T., Niță M.D., 2017. Metodologie de stabilire a coridoarelor ecologice pentru specii și habitate – Habitate forestiere. Universitatea Transilvania Brașov.
- Lazăr G., Stăncioiu P.T., Tudoran G.M., Șofletea N., Candrea Bozga Ș.B., Predoiu G., Doniță N., Indreica A., Mazăre G., 2007. Habitate forestiere de interes comunitar incluse în proiectul Life05 NAT/RO/000176 – Habitate prioritare alpine subalpine și forestiere din România: Amenințări potențiale. Ed. Universității Transilvania din Brașov. 200 p.
- Lenzion J., Leuschner C., 2008. Growth of European beech (*Fagus sylvatica* L.) saplings is limited by elevated atmospheric vapour pressure deficits. *For. Ecol. Manag.*, 256: 648-655.
- Lengyel A., Chytrý M., Tichý L., 2011. Heterogeneity constrained random resampling of phytosociological databases. *Journal of Vegetation Science*, 22: 175-183.

- Leprieur F., Albouy C., De Bortoli J., Cowman P.F., Bellwood D.R., Mouillot D., 2012. Quantifying phylogenetic beta diversity: Distinguishing between 'true' turnover of lineages and phylogenetic diversity gradients. *PLoS One*, 7: e42760.
- Magri D., Vendramin G.G., Comps B., Dupanloup I., Geburek T., Gömöry D., et al, 2006. A new scenario for the Quaternary history of European beech populations: palaeobotanical evidence and genetic consequences. *New Phytologist*, 171: 199-221.
- Manole A., Banciu C., Indreica A., 2015. Genetic diversity within a newly identified population of *Adenophora liliifolia* (L.) A.DC. in Romania: implications for conservation. *Annals of Forest Research*. 58(2): 347-355.
- MAP, 2018. Norme tehnice privind elaborarea amenajamentelor silvice, modificarea prevederilor acestora și schimbarea categoriei de folosință a terenurilor din fondul forestier. Aprobate prin OM nr. 766 din 23.07.2018, publicat în MO nr. 730 din 23.08.2018.
- Mănescu M., 2002. Cercetări privind reconstrucția ecologică a unor ecosisteme forestiere degradate din Dobrogea de Nord. Teză de doctorat. Univ. Transilvania din Brașov.
- McCune B., 2006. Non-parametric habitat models with automatic interactions. *Journal of Vegetation Science*, 17(6): 819-830.
- McCune B., Keon D., 2002. Equations for potential annual direct incident radiation and heat load. *Journal of Vegetation Science* 13: 603-606.
- McCune B., Mefford M.J., 2009. HyperNiche. Nonparametric Multiplicative Habitat Modelling. Version 2.0. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Mellert K.H., Ewald J., Hornstein D., Dorado-Linan I., Jantsch M., Taeger S., Zang C., Menzel A., Kolling C., 2016. Climatic marginality: a new metric for the susceptibility of tree species to warming exemplified by *Fagus sylvatica* L. and Ellenberg's quotient. *European Journal of For. Research*, 135: 137-152.
- MMAP, 2015. Raportul sintetic privind starea de conservare a speciilor și habitatelor de interes comunitar din România. Ed. Dobrogea, Constanța
- MMSC, 2014. CBD Fifth National Report – Romania. Ministerul Mediului și Schimbărilor climatice, București.
- Moilanen A., Nieminen M., 2002. Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83(4): 1131-1145.
- Mölder A., Bernhardt-Römermann M., Schmidt W., 2008. Herb-layer diversity in deciduous forests: Raised by tree richness or beaten by beech? *For. Ecol. Manag.*, 256: 272-281.
- Mücher C.A., Hennekens S.M., Bunce R.G.H., Schaminée J.H.J., Schaepman M.E., 2009. Modelling the spatial distribution of Natura 2000 habitats across Europe. *Landscape and Urban Planning* 92(2): 148-159.
- Noss R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4(4):355-364.
- Nyárády E.I., 1926. Adnotațiuni la flora României. II. *Bul. Gr. Bot. Muz. Bot. Cluj*, 6(3-4): 102-107.
- Padullés Cubino J., Jiménez-Alfaro B., Sabatini F.M., Willner W., Lososová Z., Biurrun I., Brunet J., Campos J.A., Indreica A., Jansen F., Lenoir J., Škvork Ž., Vassilev K., Chytrý M.,

- 2021a. Plant taxonomic and phylogenetic turnover increases toward climatic extremes and depends on historical factors in European beech forests. *J Veg Sci.* 32(1): 1-12.
- Pașcovschi S., Doniță N., 1967. Vegetația lemnoasă din silvostepa României. Editura Academiei R.S.R.. București.
- Pop E., 1928. *Betula nana* L. și *Betula humilis* Schrk. în România. *Bul. Gr. Bot. Muz. Bot. Cluj*, 8(1): 1-7.
- Pop O., Murariu D., Ionescu D., Indreica A., Gurean D., Vezeanu C., Manu M., Bordea I., 2015. Parcul Național Piatra Craiului. Ghidul speciilor și habitatelor de interes comunitar și național. Ed. Ars Docendi. București. 288 p.
- Popescu-Zeletin I. (red.), Bîndiu C., Dihoru Gh., Doniță N., Drăguț N., Eliescu Gr., Hondru N., Ionescu M.A., Mărgărit Gr., Mocanu V., Niculescu-Burlacu F., Zamfirescu A., 1971: Cercetări ecologice în Podișul Babadag. Ed. Academiei Române. București
- Prusova R., Mareckova L., Kapler A., Majesky L., Farkas T., Indreica A., Safarova L., Kitner M., 2016. *Adenophora liliifolia*: condition of its populations in Central Europe. *Acta Biologica Cracoviensia, series Botanica*, 58(2): 83-105.
- Purcean S., Pașcovschi S., Leandru V., Drăguț N., Stoiculescu C., 1970. Cercetări tipologice în teșuri și arborete amestecate cu participarea teiului. *Analele ICAS*, 27: 135-162.
- Puumalainen J., 2001. Structural, compositional and functional aspects of forest biodiversity in Europe. United Nations.
- Qian H., Jin Y., 2016. An updated megaphylogeny of plants, a tool for generating plant phylogenies and an analysis of phylogenetic community structure. *Journal of Plant Ecology*, 9: 233-239.
- Rabinowitz D., 1981. Seven forms of rarity. In Synge H., *The Biological aspects of rare plant conservation*. Wiley. p. 205-217.
- Rivas-Martinez S., Rivas Saenz S., Penas A., 2011. Worldwide bioclimatic classification system. *Global Geobotany*, 1: 1-634
- Sanda V., Vicol I., Ștefănuț S., 2008. Biodiversitatea ceno-structurală a învelișului vegetal din România. Ed. Ars Docendi, București.
- Saura S., Pascual-Hortal, L., 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landsc. Urban Plan.* 83, 91–103.
- Saura S., Rubio, L., 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33: 523-537.
- Saura S., Torné J., 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.
- Saura S., Torné J., 2012. Conefor 2.6 user manual. Universidad Politécnica de Madrid. Available at [www.conefor.org](http://www.conefor.org).
- Sârbu A., 2006. Important areas for plants in Romania. Preinventory for a draft list of Natura 2000 sites (SCIs) for plant species. Final report. 254 p.

- Schaminee J.H.J., Hennekens S.M., Chytrý M., Rodwell J.S., 2009. Vegetation-plot data and databases in Europe: an overview. *Preslia* 81: 173–185.
- Schuldt B., Buras A., Arend M., Vitasse Y., Beierkuhnlein C., Damm A., Gharun M., Grams T.E., Hauck M., Hajek P., Hartmann H., Hiltbrunner E., Hoch G., Holloway-Phillips M., Körner C., Larysch E., Lübke T., Nelson D.B., Rammig A., Rigling A., Rose L., Ruehr N.K., Schumann K., Weiser F., Werner C., Wohlgemuth T., Zang C.S., Kahmen A., 2020. A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic Appl. Ecol.*, 45: 86-103.
- Schwartz M.K., Luikart G., Waples R.S., 2007. Genetic monitoring as a promising tool for conservation and management. *Trends in Ecology & Evolution* 22(1): 25-33.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2005. Handbook of the Convention on Biological Diversity. 3<sup>rd</sup> edition. Montreal, Canada.
- Sporbert M., Bruelheide H., Seidler G., Keil P., Jandt U., Austrheim G., Biurrun I., Campos J.A., Čarni A., Chytrý M., Csiky J., De Bie E., Dengler J., Golub V., Grytnes J.A., Indreica A., Jansen F., Jiroušek M., Lenoir J., Luoto M., Marcenò C., Moeslund J.E., Pérez-Haase A., Rūsina S., Vandvik V., Vassilev K., Welk E., 2019. Assessing sampling coverage of species distribution in biodiversity databases. *Journal of Vegetation Science* 30(4): 620-632
- Stoian R.C., 2020. Cartarea vegetației forestiere din situl Natura 2000 Coridorul Ialomiței. Proiect de diplomă (coord. Indreica A.). Dep. Silvicultură, Univ. Transilvania Brașov. [manuscris]
- Stupar V., Milanović D., Brujić J., Čarni A., 2015. Formalized classification and nomenclatural revision of thermophilous deciduous forests (*Quercetalia pubescentis*) of Bosnia and Herzegovina. *Tuexenia* 35: 85–130.
- Szabó A., 2012. Oak-Hornbeam Forest Database of the Transylvanian Basin. In: Dengler et al. – Vegetation databases for the 21<sup>st</sup> century. *Biodiversity & Ecology* 4: p. 414.
- Șofletea N., Curtu A.L., 2007. Dendrologie. Ed. Universității Transilvania din Brașov.
- Täuber F., 1992. Contribuții la sintaxonomia cărpinetelor carpato-dacice (*Lathyro-Carpinenalia*). *Contrib. Botanice* 31: 15-29.
- Tichý L., 2002. JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science* 13: 451–453.
- Tichý L., Chytrý M., Landucci F., 2019. GRIMP: A machine-learning method for improving groups of discriminating species in expert systems for vegetation classification. *J.Veg.Sci.* 30: 5–17.
- Turtureanu P.D., 2012. Database Beech Forests from Romanian Carpathians. In: Dengler et al. – Vegetation databases for the 21<sup>st</sup> century. *Biodiversity & Ecology* 4: p. 415.
- Tutin T.G. (ed), et al., 1964–1993. *Flora Europaea*. Vols 1–5. Cambridge: Cambridge University Press.
- Ursu T.M., Fărcaș S., Coldea G., Stoica I.A., Proorocu M., 2017. Review of habitat distribution, conservation status and human impact: the case of one Natura 2000 site in the Eastern Carpathians (Romania). *Contrib. Bot.*, 52: 105-118.

- Valcuna L., Majesky L., Ali T., Seregin A.P., Prausova R., Kapler A., Iakusenko D., Thines M., Kitner M., 2021. Genetic structure of endangered species *Adenophora liliifolia* and footprints of postglacial recolonisation in Central Europe. *Conservation Genetics* 22: 1069-1084.
- Večeřa M., Divíšek J., Lenoir J., Jiménez-Alfaro B., Biurrún I., Knollová I., Agrillo E., Campos J. A., Čarni A., Crespo Jiménez G., Čuk M., Dimopoulos P., Ewald J., Fernández-González F., Gégout J.C., Indreica A., Jandt U., Jansen F., Kaçki Z., Rašomavičius V., Řezníčková M., Rodwell J.S., Schaminée J.H.J., Šilc U., Svenning J.C., Swacha G., Vassilev K., Venanzoni R., Willner W., Wohlgemuth T., Chytrý M., 2019. Alpha diversity of vascular plants in European forests. *Journal of Biogeography*, 46(9): 1919-1935.
- Vlad R.G., Bucur C., Turtică M. 2013. Ghid practic pentru identificarea și managementul pădurilor cu valoare ridicată de conservare. WWF-România. Ed. Green Steps.
- Vogel S., Bussler H., Finnberg S., Müller J., Stengel E., Thorn S., 2021. Diversity and conservation of saproxylic beetles in 42 European tree species: An experimental approach using early successional stages of branches. *Insect Conserv. Divers.*, 14: 132-143.
- Walentowski H., Falk W., Mette T., Kunz J., Bräuning A., Meinardus C., Zang C., Sutcliffe L., Leuschner Ch., 2017. Assessing future suitability of tree species under climate change by multiple methods: a case study in southern Germany. *Ann. For. Res.* 60(1): 101-126.
- Webb C.O., Ackerly D.D., McPeck M.A., Donoghue M.J., 2002. Phylogenies and community ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33: 475-505.
- Weber H.E., Moravec J., Theurillat J-P., 2000. International Code of Phytosociological Nomenclature. 3<sup>rd</sup> ed. *J. Veg. Sci.* 11: 739 – 768.
- Wasof S., Lenoir J., Aarrestad P.A., Alsos I.G., Armbruster W.S., Austrheim G., ... Decocq G., 2015. Disjunct populations of European vascular plant species keep the same climatic niches. *Global Ecology and Biogeography*, 24: 1401-1412.
- Whittaker R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251.