

Cuprinsul Tezei de Doctorat

Mulțumiri	I
Introducere.....	i(3)
Cap I. Considerații generale asupra mineritului și impactului său ecologic	1
1.1 Industria mineritului: amploare și importanță.....	1
1.2 Principalele zăcăminte metalifere din România.....	3
1.3 Haldele provenite din exploatarea zăcămintelor metalifere	6
1.4 Impactul activităților miniere asupra mediului: prezentare generală	10
1.5 Restaurarea ecologică: considerații generale.....	12
Cap II. Stadiul cercetărilor asupra vegetației din zonele miniere	17
2.1 Contextul teoretic privind cercetările.....	18(4)
2.1.1 Tipuri de succesiuni ecologice	19
2.1.2 Traectorii în succesiunea vegetației.....	21
2.2 Cercetări efectuate pe plan internațional	22
2.2.1 Studiul habitatelor primare create de acțiunea factorilor naturali.....	23
2.2.2 Studiul habitatelor primare determinate de factorii antropici.....	25
2.2.3 Factorii care influențiază succesiunea spontană a vegetației	31
2.3 Cercetări efectuate în țara noastră.....	33
2.4 Istoricul cercetării florei și vegetației din zona Roșia Montană	35
Cap III. Ambianța eco-cenotică și dinamica succesională a comunităților vegetale din zona exploatărilor miniere de la Roșia Montană.....	37(5)
3.1 Introducere	37(5)
3.2 Materiale și Metode.....	39(5)
3.2.1 Prezentarea zonei de studiu	39
3.2.2 Colectarea datelor.....	45
3.2.3 Analiza datelor	46
3.3 Rezultate și Discuții.....	49(8)
3.3.1 Clasificarea fitocenozelor.....	50(8)
3.3.2 Compoziția floristică a fitocenozelor din clusterelor conturate	65(10)
3.3.3 Ordonarea fitocenozelor	95(14)
3.3.4 Diferențierea ecologică a tipurilor cenotice evidențiate de clusterelor.....	102(15)
3.3.5 Dinamica succesională a comunităților diferențiate.....	118(17)
Concluzii	122

***cifra din paranteză corespunde paginilor din rezumatul tezei

Cap IV. Studii privind dinamica funcțională și influența configurației spațiale a peisajului asupra comunităților vegetale identificate	125(19)
4.1 Considerații generale asupra peisajului	125
4.2 Importanța teoretică și practică a studiilor de dinamică funcțională și spațială a comunităților vegetale	127
4.3 (4.1) Modificări la scară mică în structura grupărilor vegetale de pe haldele de steril abandonate de exploatarea miniere aurifere de la Roșia Montană (Articol 1)	130(20)
4.4 (4.2) Dispoziția spațială a stadiilor succesionale și rolul proximității în compoziția floristică a comunităților vegetale pioniere (Articol 2)	140(23)
Concluzii	163
Concluzii generale	164(25)
Bibliografie generală	167(27)
Anexa 1. Lista publicațiilor cu subiect din teză	184
Anexa 2. Lista taxonilor vegetali identificați	185
Anexa 3. Fotografii din zona studiată	197

1. Introducere

Mineritul provoacă distrugerea ecosistemelor naturale prin decopertarea solului și, odată cu acesta, a vegetației și a întregului complex biocenotic, dar și prin uriașele cantități de deșeuri rezultate care sunt depozitate fie sub formă de halde, fie în iazuri de decantare.

În vederea realizării restaurării bazate pe principii ecologice care s-au dovedit a fi și economic avantajoase pe termen lung (Benayas *et al.*, 2009), este foarte importantă investigarea de pe diferitele suprafețe afectate, a compoziției și structurii fragmentelor de vegetație, apărute în mod spontan de-a lungul succesiunii vegetației (Young, 2000; White *et Jentsch*, 2004; Walker *et del Moral*, 2009). În același timp, investigarea structurii floristice din cadrul acestor stadii pioniere este esențială pentru elaborarea și testarea unor ipoteze științifice din cadrul teoriilor privind mecanismele și factorii implicați de-a lungul succesiunii covorului vegetal (Cadenasso *et al.*, 2009; Walker *et del Moral*, 2009; Pickett *et al.*, 2011).

Studierea succesiunii vegetației poate informa practica restaurării ecologice asupra următoarelor aspecte: ameliorarea condițiilor de substrat; dezvoltarea structurii comunităților vegetale; dinamica nutrienților; caracteristicile bio-ecologice ale speciilor (species life history traits); interacțiunile dintre specii și modelarea succesiunii stadiilor de tranziție și a traiectoriilor urmate de-a lungul timpului (White *et Jentsch*, 2004; Walker *et del Moral*, 2009; Meiners *et Pickett*, 2011).

În acest context, scopul cercetării noastre a fost de a examina modul în care vegetația spontană colonizează noul substrat (solurile tehnogene) rezultat în urma activităților de exploatare la suprafață a minereurilor auro-argintifere de la Roșia Montană.

Pentru aceasta ne-am propus următoarele **obiective principale**:

- 1) evaluarea stadiului actual în care se află cercetările privind vegetația din zonele afectate de industria extractivă;
- 2) identificarea structurii și compoziției comunităților de plante specifice diferitelor stadii succesionale derulate în mod spontan pe haldele de steril;
- 3) analiza relației dintre compoziția floristică a comunităților identificate și unii factori de mediu evaluați;
- 4) elucidarea relațiilor și principalelor tendințe dinamice în fitocenozele comunităților studiate, în funcție de configurația spațială a peisajului de la Roșia Montană;
- 5) analizarea dispunerii spațiale a fragmentelor de vegetație (*vegetation patches*) de pe haldele de steril, pe care are loc succesiunea spontană a comunităților de plante, la nivel de peisaj prin utilizarea tehnologiei GIS.

2. Contextul teoretic privind cercetările

Cercetările privind componenta vegetală din zonele afectate de activitățile miniere au în vedere, în general, diminuarea și reducerea impactului care se manifestă asupra acesteia, prin studierea proceselor de apariție și restabilire a covorului vegetal.

Studiile privind vegetația spontană efectuate în perimetrele miniere cu mult înainte de conștientizarea necesității restaurării ecologice a acestora (Barnes *et Stanbury*, 1951; Johnson *et al.*, 1977; Game *et al.*, 1982), relevă importanța **proceselor dinamice direcționale** în apariția, stabilirea, dezvoltarea și evoluția covorului vegetal. Aceste cercetări constituie fundalul empiric pentru realizarea legăturii dintre transformările dinamice din cadrul fitocenozelor și restaurarea ecologică (Choi, 2004), astfel, activitatea de restaurare practică începe să țină cont și de aspectele teoretice privind **sucesiunile ecologice**.

Sucesiunea ecologică este un concept fundamental în ecologie, ce se referă la schimbările care se produc la nivelul structurii și compoziției biocenozelor dintr-un ecosistem, când unele grupe de organisme sunt înlocuite de altele, de-a lungul timpului ca urmare a unor perturbații (Wali, 1999). Fiecare din aceste complexe cenotice nou apărute reprezintă un punct al traiectoriei dinamice în lungul căreia tinde să evolueze vegetația, pentru a-și asigura maxima stabilitate și eficiență în folosirea resurselor (Cristea *et al.*, 2004). În funcție de factorii care determină schimbările ceno-structurale, succesiunile pot fi **alogene** (exo-ecogenetice) sau **autogene** (endo-ecogenetice). Astfel, în primul caz factorii externi, precum schimbările climatice, hidrografice, orografice, edafice, presiunea antropozoogenă, etc. au un rol major, iar în al doilea caz factorii interni derivați din crearea unui microclimat specific, din eliberarea compușilor alelopatici, sunt cauza schimbărilor din cenozele vegetale.

Dacă procesul de succesiune se desfășoară pornind de la o anumită grupare vegetală preexistentă, atunci are loc o **sucesiune secundară** (Borza *et Boșcaiu*, 1965; Cristea *et al.*, 2004). **Sucesiunea primară** (fitocenogeneză) apare pe suprafețe nude sau denudate de acțiunea severă a unor factori perturbanți naturali (retragerea unor ghețari, erupțiile vulcanice) sau antropici (exploatările miniere, alunecările de teren). Deoarece activitățile miniere presupun adeseori dispariția totală a vegetației și a rezervelor de semințe din terenul exploatat, se declanșează procesul de succesiune primară, *„fitocenogeneza este de fapt un proces complex prin care se realizează toate tipurile de succesiuni, rareori surprins în totalitatea sa de către fitosociologi, cel mai adesea reconstituit pe baza stadiilor dinamice în care se află grupările vegetale din teritoriul investigat”* (Cristea *et al.*, 2004, p. 199).

Sucesiunea s-a explicat inițial prin schimbarea progresivă și graduală bazată pe facilitarea instalării speciilor din stadiile târzii de către speciile dominante din stadiile anterioare. Aceste așteptări nu au fost confirmate de unele studii, în special de cele în care observațiile s-au desfășurat la o scară fină sau pe termen lung (Pickett *et McDonnell*, 1989). Există cazuri în care comunitățile care sunt specifice stadiilor succesionale finale apar direct pe substratul nou creat, în funcție de configurația peisajului sau performanțele speciilor de a dispersa pe distanțe mari (Pickett *et Cadenasso*, 2005).

Ipotezele și teoriile moderne consideră procesele definite de Connel *et Slayter* (1977), drept mecanisme specifice care pot acționa și direcționa diferit traiectoriile

sucesionale, în funcție de condițiile eco-pedologice, disponibilitatea semințelor și “performanțele” speciilor dintr-o anumită arie (Pickett *et al.* 2009).

În succesiunea vegetației se disting **stadii inițiale** (stadiu de colonizare sau pionierat), **de tranziție** și **finale**, care se înlănțuiesc și combină în **serii succesionale**, dictate în general de substratul pe care începe colonizarea.

În funcție de direcția spre care tind schimbările care au loc de-a lungul timpului în compoziția floristică a diferitelor asocieri de plante au fost descrise următoarele traiectoriile succesionale (Walker *et del* Moral, 2003; del Moral *et al.*, 2010): traiectorii convergente, traiectorii divergente, traiectorii în rețea, traiectorii paralele, traiectorii deviate și traiectorii ciclice.

3. Ambianța eco-cenotică și dinamica succesională a comunităților vegetale din zona exploatărilor miniere de la Roșia Montană

3.1. Introducere

Peisajul din zona exploatărilor metalifere de la Roșia Montană constituie o zonă de studiu ideală pentru cercetarea succesiunii primare a vegetației, datorită faptului că există numeroase suprafețe abandonate la intervale de timp diferite, în care s-a depozitat sterilul de excavație din două cariere: Cetate și Cârnic, din care s-au extras minereuri auro-argintifere.

Scopul acestui studiu este identificarea acelor asocieri de plante care au colonizat în mod spontan suprafețele primare, precum și observarea procesului de schimbare a compoziției comunităților colonizatoare de-a lungul unei cronosecvențe de 60 de ani, pentru a releva cauzele și mecanismele specifice care imprimă traiectoriile succesionale pe haldele de steril de la Roșia Montană.

În acest context, cercetarea de față își propune analizarea vegetației din punctul de vedere al structurii și dinamicii acesteia, în vederea evidențierii principalelor procese și mecanisme care guvernează succesiunea spontană a speciilor de plante, adică revegetarea pe cale naturală a suprafețelor impactate.

3.2. Materiale și metode

Zona în care s-au desfășurat cercetările este situată pe raza comunei Roșia Montană (46°18'0"N, 23°08'0"E), județul Alba, la o altitudine de aproximativ 850 m, în Munții Apuseni din cadrul Carpaților de Sud-Est (fig. 3.1).

Menționăm faptul că studiile noastre s-au desfășurat pe haldele uscate, în care este depozitat sterilul de excavație, precum și rocile cu un conținut foarte scăzut de metale prețioase, pentru care nu este rentabilă transportarea și procesarea în uzine.

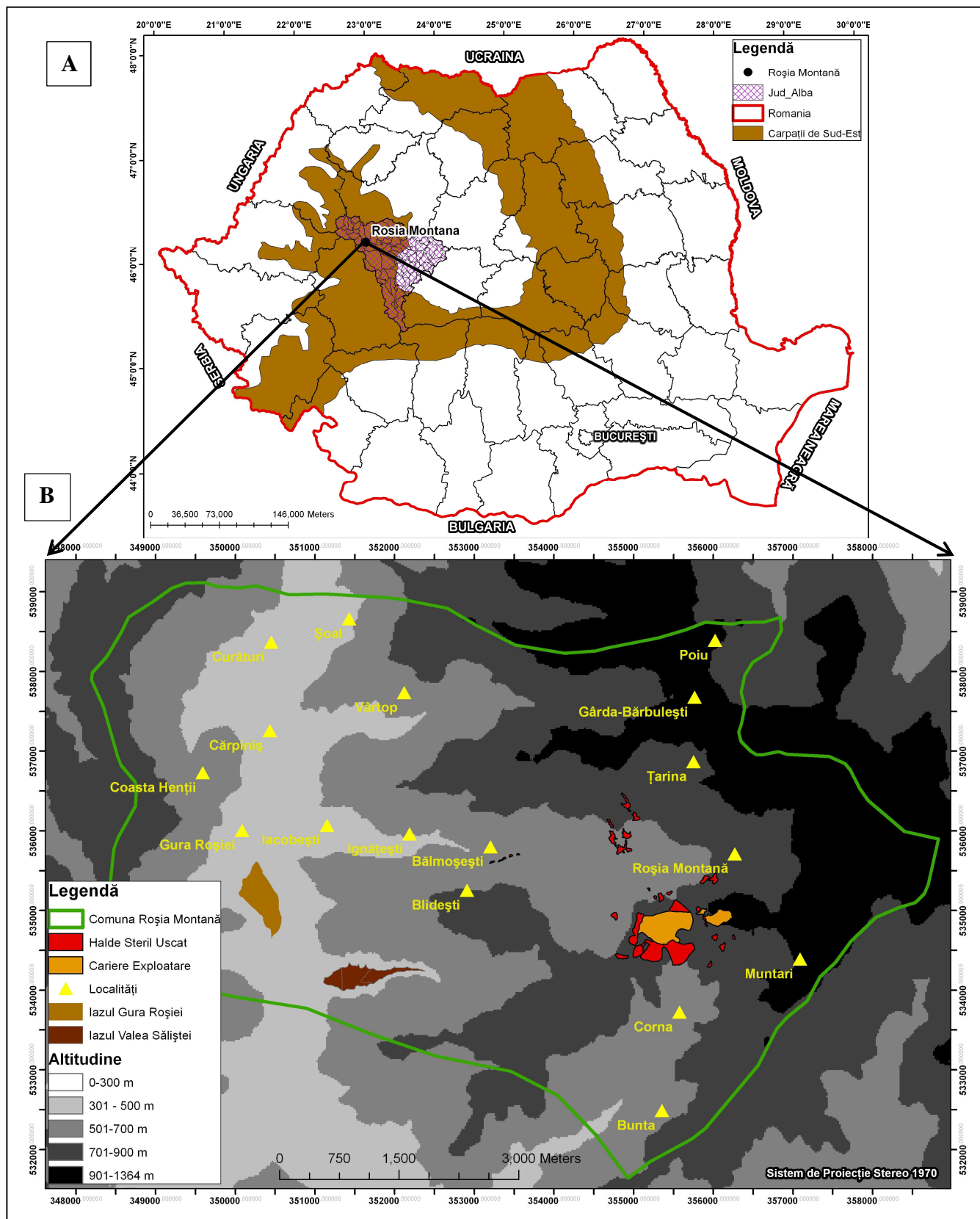


Fig. 3.1: Amplasarea generală a zonei studiate (A) și poziția poziția haldelor, iazurilor și carierelor în contextul unităților altitudinale de relief (B). Unitățile altitudinale au fost extrase dintr-un DEM cu rezoluția pixelului de 2 m, furnizat de RMGC.

În vederea identificării speciilor de plante și a grupărilor vegetale (tipurilor cenotice) aflate în diferite stadii succesionale în zona exploatărilor miniere de la Roșia Montană, au

fost selectate suprafețe de studiu (cronosecvențe) desemnate în funcție de perioada de timp care s-a scurs de la data încetării depozitării substratului tehnogen. În plus, pentru comparație și pentru a se vedea dacă vegetația spontană de pe halde tinde să evolueze din punctul de vedere al structurii floristice spre tipurile de vegetație din împrejurimile exploatărilor miniere, a fost analizată și o zonă martor în care nu se manifestă impactul activităților de extragere a zăcămintelor.

În total au fost cercetate și inventariate 5 suprafețe de 25 ha fiecare care, prin modul lor de amplasare, formează o cronosecvență:

- halde vechi de aproximativ 60 ani**: haldele de la Orlea; incluse în categoria de vârstă ~ 60 ani (**HA60**);
- halde abandonate de 38 - 43 ani: haldele Iuliana, Aurora și Afiniș; incluse în categoria de vârstă ~ 40 ani (**HA40**);
- halde abandonate de 24 - 28 ani: haldele de la Cârnicel, Piatra Corbului și Mănești; incluse în categoria de vârstă ~ 25 ani (**HA25**);
- halde abandonate de 5 ani: haldele Hop, Valea Verde și Rakosi; incluse în categoria de vârstă ~ 5 ani (**HA5**);
- o suprafață martor situată în împrejurimile localității Roșia Montană, la sud de Tăul Țapului, unde nu se manifestă impactul activităților miniere (**ZM**).

** Vârsta haldei s-a calculat în funcție de informațiile care există în documentele oficiale privind anul încetării depozitării substratului de steril, respectiv de datele la care noi am efectuat ridicările fitosociologice (perioada 2007-2010).

Identificarea speciilor de plante care au colonizat în mod spontan haldele de steril uscat, precum și cele din zona martor, s-a realizat prin parcurgerea terenului în sezoanele de vegetație din perioada 2007-2010 în lungul a două transecte, amplasate perpendicular în interiorul fiecărui perimetru analizat.

Eșantionarea vegetației s-a realizat în toate suprafețele stabilite anterior, ce formează cronosecvența (HA60; HA40; HA25; HA5 și ZM). Astfel, au fost inventariate ploturi de formă pătrată (piețe de probă) cu o suprafață de 25 m² în pajiști, tufărișuri și alte habitate deschise și, respectiv 400 m² în păduri. Ploturile au fost amplasate aleator în cadrul unor fragmente relativ omogene din punct de vedere fizionomic: suprafețe nude de steril, pajiști, tufărișuri și păduri. La nivelul fiecărui plot, pentru fiecare specie s-a notat abundența-dominanța (AD), care pentru analizarea datelor a fost convertită într-o valoare procentuală centrală, conform scării Braun-Blanquet, completată de Tüxen *et* Ellenberg și preluată din Cristea *et al.* (2004). Identificarea cenotaxonilor, respectiv a speciilor caracteristice acestora s-a realizat după Coldea (1991), Sanda (2002) și Coldea *et al.* (2012).

Variabile de mediu. Într-o primă etapă, de teren, în centrul corespunzător fiecărei suprafețe de probă (relevu) s-au măsurat următorii parametri cu ajutorul unui receptor GPS (Garmin 60.S):

- longitudinea: **Long** (unități metrice, în sistem de Proiecție Stereo 1970);
- latitudinea: **Lati** (unități metrice, în sistem de Proiecție Stereo 1970);
- altitudinea: **Alt** (metri);

- expoziția: **Ex** (punct cardinal: 23=NNE; 45=NE; 68=EEN; 90=E; 113=EES; 135=SE; 15=SSE; 180=S; 203=SSW; 225=SW; 248=SWW; 270=W; 293=NWW; 315=NW; 338=NNW; 360=N).

Ulterior, în laborator, pe baza unui *Model Numeric Altitudinal – MNA (Digital Elevation Model - DEM)* cu rezoluția pixelului de 2 m, pentru fiecare ridicare fitosociologică, s-au calculat și extras:

- panta medie: **Pa** (grade);
- curbura totală a suprafeței: **Cb** (concavă: valori negative, convexă: valori pozitive, plană: valoarea 0);
- energia radiantă potențial primită: **En** (kilowatt-oră/m²).

Pentru estimarea valorilor parametrilor geomorfologici (Pa, Ex, Cb), respectiv climatici (En) ai suprafețelor de probă inventariate din MNA, am utilizat din meniul *ArcToolbox* al programului ArcGIS 9.3.2 (ESRI, 1999-2009), funcțiile: *Slope*, *Curvature* și *Points Solar Radiation*.

Distingerea “grupărilor vegetale” relativ omogene din punctul de vedere al compoziției floristice, precum și identificarea principalilor factori ecologici care au contribuit la diferențierea acestora, s-a realizat prin analiza multivariată a datelor fitosociologice colectate. În acest sens, am utilizat o metodă de analiză cluster neierarhică: *Fuzzy c-Means* (FCM, Bezdek, 1981). Numărul optim de grupe (cluster) a fost ales și validarea ulterioară a acestora s-a realizat utilizând atât criteriile interne, cât și externe de evaluare, conform recomandărilor existente în literatura de specialitate (Cristea *et al.*, 2004; De Cáceres *et al.*, 2009; Tichý *et al.*, 2011). În acest scop, am calculat diverși indici și am efectuat o serie de analize numerice: indici de separare a clusterelor, valoarea indicatoare a speciilor (IndVal) pentru grupele de relevee distinse, analiza similarității floristice dintre cluster (ANOSIM) și scalarea multidimensională non-metrică (NMDS) a releveelor (criterii interne de validare), precum și estimarea diferențierii ecologice a grupărilor vegetale distinse (criterii externe de validare), prin efectuarea de comparații multiple din punct de vedere a vârstei habitatului, unor parametri cenotici și factori abiotici (Testul exact Savage).

Traietoriile succesionale cele mai probabile dintre grupările vegetale individualizate au fost deduse prin construirea Grafului de Minimă Extindere (GME) pentru releveele sintetice corespunzătoare fiecărui cluster. Distanța dintre nodurile grafului sau, altfel spus, lungimea segmentelor ce compun graful, este proporțională cu distanța floristică Bray-Curtis dintre releveele sintetice ce caracterizează grupările vegetale distinse (Podani, 2001). Toate testele au fost considerate semnificative din punct de vedere statistic la un prag al probabilității alfa de transgresiune de 5 %.

3.3. Rezultate și discuții

3.3.1. Clasificarea releveelor

Pe haldele de steril uscat și în zona martor au fost efectuate în total 150 de relevee (în care se regăsesc 259 specii de cormofite), date fitosociologice care au fost reunite într-o matrice unică pe baza căreia s-a rulat partiționarea FCM.

Variația coeficienților de separare a clusterelor în funcție de numărul acestora relevă faptul că soluția optimă este cea cu **8 cluster** (grupe), deoarece în acest caz se atinge un maxim al coeficientului Dunn și siluetei medii, precum și un minim al entropiei partiționării (fig. 3.2).

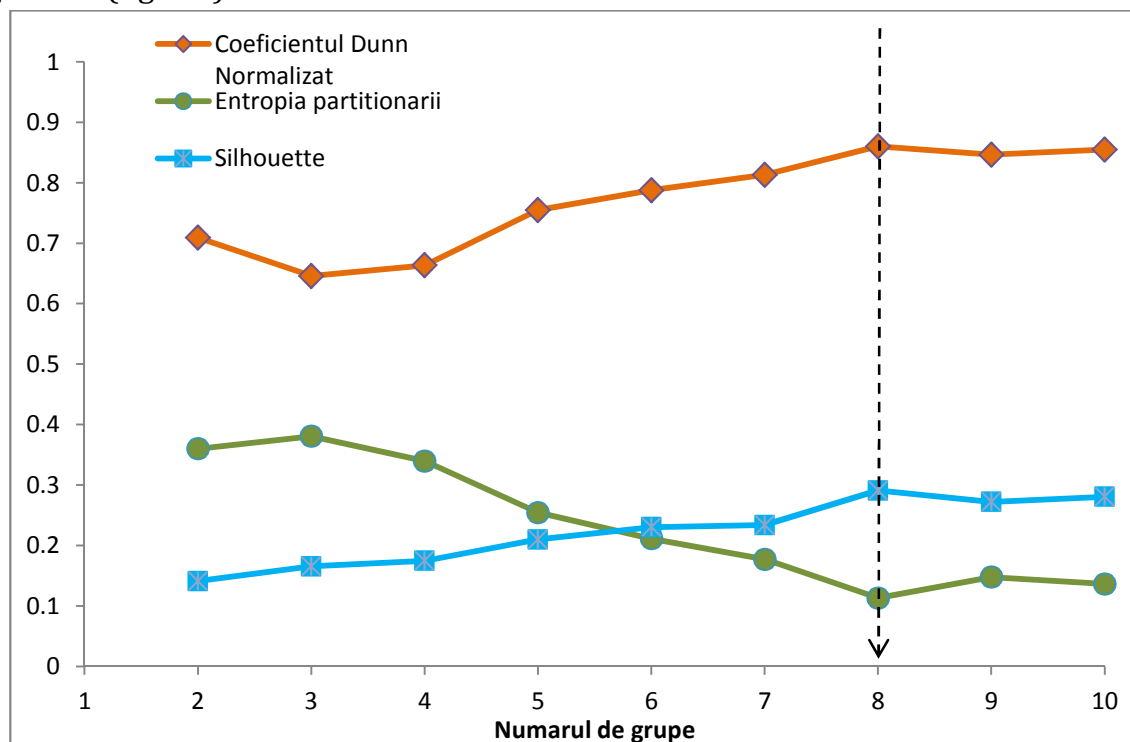


Fig. 3.2: Determinarea numărului optim de grupe prin partiționarea FCM a vegetației

Clasificarea releveelor prin *partiționarea* FCM relevă gradul de apartenență al fiecărui relevu la unul din cele 8 cluster: CL1-CL8. Pe de altă parte, valorile pozitive apropiate de zero (≤ 0.05) și cele negative ale coeficientului de siluetă au pus în evidență 18 relevee de tranziție sau extreme (outliers), care au fost eliminate din toate analizele și tabelele următoare. Din cele 150 relevee inițiale au rămas **132 relevee** (cu 244 sp.), astfel atribuite în cele 8 cluster: 25 relevee în CL1, 14 relevee în CL2, 16 relevee în CL3, 14 relevee în CL4, 15 relevee în CL5, 17 relevee în CL6, 13 relevee în CL7 și 18 relevee în CL8.

Trebuie menționat faptul că, în cadrul CL1 s-a grupat majoritatea releveelor efectuate în zona martor, exceptând 4 relevee efectuate pe haldele cele mai vechi (3 relevee din HA60 și 1 relevu din HA40). În CL2 și CL6 s-au grupat relevee efectuate pe haldele cele mai vechi (HA60 și HA40), în CL3 s-au grupat relevee efectuate pe haldele HA40 și HA25, majoritatea releveelor din CL4 fac parte din HA40, cele din CL5 sunt toate de pe haldele recent abandonate (HA5), iar cele din CL7 și CL8 sunt de pe HA60 și din ZM (în CL7: 10 relevee aparțin HA60 și 3 sunt din ZM; în CL8: 1 relevu este din HA40, 5 relevee din HA60 și 12 relevee din ZM).

Analiza similarității (ANOSIM) indică faptul că diferențele floristice dintre toate cele 8 cluster identificate prin partiționarea FCM sunt statistic semnificative, iar valoarea coeficientului de diferențiere ($R = 0.9305$; $p \leq 0.0001$) este mai mare decât cele obținute în cazul alocării aleatoare a releveelor în grupele distinse. Astfel, există diferențe floristice mari între toate clusterelor, cele mai mici înregistrându-se între CL2 și CL6 ($R = 0.7144$), respectiv între CL2 și CL3 ($R = 0.7418$).

În același timp, din analiza *valorilor diferențiale ale speciilor* au rezultat valori IndVal statistic semnificative pentru 7 clustere din cele 8 identificate, CL6 fiind lipsit de specii diferențiale semnificative din punct de vedere statistic față de celelalte grupe. Speciile care prezintă cele mai mari valori ale IndVal sunt utilizate pentru a **denumi generic și interpreta ulterior clusterelor obținute**.

Deoarece s-a studiat, în primul rând, vegetația spontană aflată în stadii succesionale inițiale și intermediare, care în teren se prezintă în Pete izolate de mică extindere și sunt lipsite de un nucleu cenotic bine conturat, încadrarea cenotaxonomică a releveelor este foarte dificilă. Astfel, fitocenozele relevate (cu excepția celor din zona martor) reprezintă diferite stadii dinamice tranzitorii care tind floristic spre cenotaxonii indicați.

Având în vedere că o serie de specii pentru care am obținut IndVal-uri statistic semnificative ($p \leq 0.05$) fac parte din categoria celor caracteristice, unele fitocenozes relevate tind, evident floristic, spre cenotaxoni deja descriși în literatura de specialitate (Coldea, 1991; Sanda, 2002; Coldea *et al.*, 2012). Excepție fac trei clustere (CL2, CL3 și CL6), pentru care nu s-a putut identifica din literatura de specialitate un cenotaxon corespondent, acestea constituind stadii de tranziție cel mai probabil spre *Populo tremulae-Betuletum pendulae* Coldea 1972.

În funcție de valoarea discriminantă a speciilor, clusterelor obținute au fost denumite astfel:

- CL1: *Festuco rubrae-Agrostietum capillaris* Horv. 1951 (FA)
- CL2: *Deschampsietum flexuosae* sensu lato (FD)
- CL3: *Pinetum sylvestris* sensu lato (PI)
- CL4: *Festuco rubrae-Genistetum sagittalis* Issler 1927 (FG)
- CL5: *Poo compresae-Tussilaginietum farfarae* R. Tx. 1931 (PT)
- CL6: Steril slab colonizat (SC)
- CL7: *Vaccinio-Callunetum vulgaris* Bük. 1942 (VC)
- CL8: *Carpino-Fagetum* Paucă 1941 (CF)

3.3.2. Compoziția floristică a fitocenozelor din clusterelor conturate

CL1: *Festuco rubrae-Agrostietum capillaris* Horv. 1951 (FA)

În acest cluster s-au inclus 25 relevee (cu un total de 148 sp.; numărul mediu de sp. per releveu este de 33.7), a căror compoziție floristică se apropie mult de asociația *Festuco rubrae-Agrostietum capillaris*, din alianța *Cynosurion*, ordinul *Arrhenatheretalia*, clasa de vegetație *Molinio-Arrhenatheretea*. Majoritatea fitocenozelor sale se regăsesc în zona martor, unde solul este slab acid spre acid, dar și pe haldele de steril uscat mai vechi de 40 de ani, unde ocupă încă suprafețe restrânse. Acoperirea generală realizată de speciile din cadrul fitocenozelor relevate se încadrează în intervalul 49 – 96.5%. Speciile care se afirmă atât cantitativ, cât și prin prezență (K) sunt: *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra*, *Anthoxanthum odoratum* și *Achillea millefolium*. Speciile *Briza media*, *Centaurea phrygia*, *Hypericum maculatum*, *Leucanthemum vulgare*, *Lotus corniculatus*, *Potentilla erecta*, *Polygala vulgaris* și

Trifolium pratense se afirmă, de asemenea, prin prezența constantă în suprafețele de probă (61 – 80%).

Algoritmul de partiționare FCM a grupat în acest cluster cenozele din zona martor situate la o altitudine medie de 885 m alături de cenozele din HA40 (1 rel.), respectiv HA60 (3 rel.) situate la o altitudine medie de 789 m. În același timp, se constată că atât cenozele de pe halde, cât și cele din zona martor se regăsesc pe pante cuprinse în intervalul 0 – 26°, pe suprafețele mai mult concave și plane, cu excepția pajiștilor din HA40 și HA60, care nu s-au format pe suprafețele plane. Legat de amplasarea pe versanți, se poate observa faptul că în cadrul clusterului există o ușoară tendință pentru colonizarea cu precădere a versanților SV până la NV, iar energia radiantă potențială medie primită de fitocenozele din cadrul clusterului este de 1114.2 KWh/m².

CL2: *Deschampsietum flexuosae* s. l. (FD)

Acestui cluster i-au revenit 14 relevee (cu 39 de sp. în total, și 9 sp. în medie per rel.), care poate constitui un stadiu tranzițional incipient spre *Festuco-Genistetum* sau *Pinetum sylvestris* și, ulterior, probabil spre *Populo tremulae-Betuletum pendulae*. Comunitățile dominate de *Deschampsia flexuosa* sunt amplasate pe haldele de steril uscat din cronosecvențele HA40 și HA60 de ani, sub formă de ochiuri între fitocenozele de *Festuco rubrae-Genistetum* (pe HA40) și *Vaccinio-Callunetum vulgaris* (pe HA60). Acoperirea generală cu vegetație este scăzută (7 – 28%), adeseori fiind prezentă roca sterilă la zi. Acest cluster este dominat de specia *Deschampsia flexuosa*, afirmându-se din punct de vedere al constanței și speciile *Calluna vulgaris*, *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, *Salix capraea*, *Luzula luzuloides* și *Populus tremula*. Nu se observă diferențe floristice dictate de altitudine, pantă, expoziție, curbura suprafeței sau energia radiantă potențială, pe haldele din cele două categorii de vârstă (HA40 și HA60). Considerăm că solul scheletic și aciditatea mai accentuată sunt factorii principali în consolidarea acestei ambianțe cenotice.

CL3: *Pinetum sylvestris* s. l. (PI)

În acest cluster se regăsesc 16 relevee, ce grupează un total de 62 sp. (nr. mediu de 12.6 sp./rel.). Rariștile cu pini de mici dimensiuni (sub 3 m înălțime) se întâlnesc pe haldele HA25 și HA40, sub formă de ochiuri între suprafețele colonizate cu comunități din *Festuco rubrae-Genistetum sagittalis*. În cadrul întregului cluster acoperirea generală medie cu vegetație este de 36.75%, însă, în funcție de vârstă se observă faptul că aceasta este semnificativ mai mică pe haldele mai tinere. Factorul care ar putea fi responsabil pentru această diferență ar putea fi, pe lângă vârsta substratului, și energia radiantă potențială medie primită de HA25 care este de 1047.7 KWh/m², comparativ cu cea din HA40 care este 791.7 KWh/m². Acest pattern nu se observă dacă analizăm numărul mediu de specii din releveele corespunzătoare celor două categorii de vârstă, astfel pe haldele HA25 sunt în medie 13 sp., în timp ce pe haldele HA40 sunt 12 sp. De asemenea, nu se constată diferențe floristice în cadrul fitocenozele PI din cele 2 categorii de vârstă menționate, releveele fiind situate în medie la 873 m, pe pante cuprinse între 5 – 35°, cu predilecție pe versanții N, NE și NV. Cantitativ se afirmă *Pinus sylvestris*, iar speciile care apar cu constanță mare (clasele

de constanță III-V) sunt: *Pinus sylvestris*, *Betula pendula*, *Calluna vulgaris*, *Populus tremula* și *Picea abies* reg., sugerând o dinamică spre *Populo-Betuletum*.

CL4: *Festuco rubrae-Genistetum sagittalis* Issler 1927 (FG)

În acest cluster au fost separate 14 relevee (cu un total de 102 sp., medie 28 sp./rel.). Toate fitocenozele relevate se regăsesc pe haldele de steril HA40. În cadrul acestor fitocenozes, acoperirea generală medie cu vegetație este de 57.9 %. Speciile *Chamaespartium sagittale*, *Festuca rubra* și *Poa pratensis* se afirmă din punctul de vedere al constanței (clasa V) și al acoperirii specifice ridicate, iar speciile *Agrostis capillaris*, *Achillea millefolium*, *Polygala vulgaris*, *Campanula patula*, *Galium verum*, *Luzula campestris*, *Cruciata glabra*, *Deschampsia flexuosa*, *Plantago lanceolata* și *Pinus sylvestris*, apar de asemenea cu o constanță ridicată (clasa IV). Proximitatea rariștilor de pin și afirmarea acestei specii în unele fitocenozes poate sugera o posibilă dinamică a tufărișurilor de *Chamaespartium sagittale* spre pinete. În general, aceste cenozes apar la o altitudine medie de 817 m, pe versanții cu expoziții N, V și E, pe pante cuprinse între 14° – 43° mai mult pe suprafețe plane, sau convexe, energia radiantă potențială medie fiind de 866.4 KWh/m².

CL5: *Poo compressae-Tussilaginetum farfarae* R. Tx. 1931 (PT)

Algoritmul de partiționare FCM a separat 15 relevee, cu doar 22 sp. în total și 5 sp. media per releveu. Aceste grupări vegetale pioniere se întâlnesc exclusiv pe cea mai recent abandonată haldă (HA5). În suprafețele de probă relevate, acoperirea generală medie cu vegetație este foarte scăzută (5.2%), roca sterilă fiind prezentă la zi. Releveele din această grupare vegetală pionieră s-au format la o altitudine medie de 863.5 m, pe pante cu o înclinare ce variază de la 14 – 55°, cu expoziție majoritar V, S și E, pe diferite nivele ale curburii suprafeței (concavă, plană și convexă), unde energia radiantă potențială medie este de 1023.7 KWh/m². Speciile cu prezență constantă sunt *Tussilago farfara* și *Poa compressa*, precum și câțiva indivizi sporadici ai unor specii lemnoase, precum *Betula pendula*, *Salix capraea* și *Pinus sylvestris*. Astfel, având în vedere instalarea acestor specii lemnoase pioniere, precum și amplasarea HA5 care prezintă un ecoton comun cu o zonă împădurită cu carpen, este posibil ca în dinamica succesională să se formeze fitocenozes de natura lemnoasă într-un timp mai scurt decât a fost necesar pentru haldele de la Orlea.

CL6: *Steril slab colonizat* (SC)

În acest cluster au fost grupate 17 relevee, ce cuprind în total 29 sp. cu 7.2 sp. în medie per releveu. Acest tip de habitat se regăsește pe haldele vechi (HA40 și HA60) sub forma unor pete izolate de steril cvasi-nud, având suprafețe cuprinse între 25 m² – 10000 m². Aceste pete de steril sunt încă în stadiul de colonizare incipientă, pe haldele în cauză, cel mai probabil deoarece, inițial, colonizarea spontană a debutat din anumite puncte, în care unele specii de plante au reușit să se stabilească și să amelioreze treptat condițiile locale de substrat, după care s-au răspândit din aproape în aproape, ajungând ca la momentul actual doar unele fragmente să rămână încă cvasi-nude.

Acest mod de colonizare a mai fost semnalat de către Game *et al.* (1982) și în cazul haldelor rezultate în urma extragerii cărbunelui, unde s-a înregistrat în timp dinamica

spațială a unor mici fragmente de vegetație formate și s-a constatat extinderea treptată a acestora, până când toate petele de steril au ajuns să fie revegetate. În aceste porțiuni de steril, pe care succesiunea vegetației pare să fie “arestată”, cele mai frecvente sunt speciile *Deschampsia flexuosa*, *Calluna vulgaris* și *Betula pendula*. Acoperirea generală medie cu vegetație este foarte mică (5%) și nu se constată alte diferențe floristice dictate de factorii analizați: altitudinea medie a releveelor grupate în acest cluster este de 819.7 m, panta variază de la 0° la 42°, de asemenea petele de steril s-au păstrat indiferent de expoziție, curbura suprafeței sau energia radiantă potențială. Colonizarea slabă din cadrul acestor pete ar putea fi determinată și de alți factori, dintre care granulometria sterilului, ori spălări mai accentuate, pot să contribuie la îngreunarea închegării covorului ierbos.

CL7: *Vaccinio-Callunetum vulgaris* Bük. 1942 (VC)

În acest cluster au fost grupate 13 relevee, ce cuprind în total 76 sp. și 16.3 sp. în medie per relevu. Aceste tufărișuri, de tip lande cu exemplare tinere, izolate, de mesteacăn și plop ocupă suprafețe relativ mari și compacte pe halda cea mai veche (HA60). Astfel de comunități au fost identificate și în zona martor (3 rel.), unde este evidentă dinamica lor spre o vegetație forestieră pionieră cu *Betula pendula* și *Populus tremula*. În cadrul acestor fitocenoze acoperirea medie cu vegetație este de 78.2%, o contribuție semnificativă la aceasta având speciile: *Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Betula pendula*, *Populus tremula* și *Carpinus betulus*, iar în zona martor se afirmă *Deschampsia caespitosa*. Pe lângă speciile menționate anterior mai apare în mod constant și *Deschampsia flexuosa*. Altitudinal, fitocenozele sunt situate la cote cuprinse între 804 – 894 m, pe pante între 11° și 24°, pe expoziții S, SV și SE în cazul celor de pe halde, respectiv NV în cazul celor din ZM, preferând în general formele convexe și zonele cu energie radiantă potențială mai mare decât în cazul grupărilor vegetale din clusterelor SC și FD de pe HA60 sau gruparea FA din ZM.

CL8: *Carpino-Fagetum* Paucă 1941 (CF)

În clusterul carpino-făgetelor s-au separat 18 relevee, cu un cortegiu floristic total de 81 sp. și mediu de 17.2 sp. per relevu. Pădurile de carpen și fag apar în zona martor, dar și sub formă de pâlcuri în treimea superioară a celor mai vechi halde (HA60: 5 rel.; HA40: 1rel.). Acest lucru reflectă clar tendința dinamică a comunităților vegetale spre vegetația din zonele limitrofe, neafectată de exploatările miniere. Acoperirea medie generală cu vegetație din cadrul clusterului este de 58%, la aceasta contribuind cel mai mult speciile lemnoase *Carpinus betulus* și *Fagus sylvatica*, cu mențiunea că în zona martor au avut loc perturbații recente (în ultimii 2-3 ani), ca urmare a retrocedării diferitelor suprafețe.

Alte specii care apar în mod constant în cadrul acestui cluster sunt: *Anemone nemorosa*, *Aposeris foetida*, *Acer pseudoplatanus*, *Cardamine bulbifera*, *Polygonatum odoratum* și *Corylus avellana*. Primele 6 fitocenoze sunt mai acidofile prin prisma prezenței și acoperirii realizate de speciile: *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Luzula luzuloides* și *Calluna vulgaris*, deoarece releveele sunt efectuate pe substratul tehnogen al haldelor de la Orlea, care este evident mai acid decât cel din zona martor. O altă deosebire

dintre fitocenozele din ZM și cele de pe haldele vechi de steril este dată de absența speciei *Aposeris foetida*, tipică pentru făgete, de pe halde.

Altitudinal, fitocenozele sunt situate la cote cuprinse între 836 – 888 m, unde energia radiantă potențială medie este de 1036.4 KWh/m² pe pante între 5° și 32°, pe expoziții variate, preferând în general curburile concave.

3.3.3. Ordonarea fitocenozelor

Toate cele 8 clusterse pot fi distinse în spațiul determinat de cele trei axe NMDS (fig. 3.3). Din analiza ordonării NMDS reiese că separarea cea mai bună o are clusterul FA, urmat de grupul FG, ambele situate spre capătul pozitiv al Axei 1, în timp ce clustersele cu fitocenoze din CF, PI și VC se grupează spre capătul negativ al aceleiași axe. Această dispunere indică un gradient floristic clar de la vegetația predominant ierboasă spre vegetația cea lemnoasă. Clustersele SC și FD sunt parțial suprapuse în partea pozitivă a Axei 2, reflectând astfel marea afinitate floristică dintre acestea. Clusterul PT este bine evidențiat la extremitatea pozitivă a celei de-a treia axe NMDS.

*Corelația dintre Axa 1 și acoperirea relativă a speciilor sugerează faptul că aceasta poate fi asociată unui gradient floristic ce se desfășoară de la comunitățile vegetale lemnoase (*Fagus sylvatica*, *Carpinus betulus*, *Picea abies*, *Betula pendula*, *Populus tremula*, *Pinus sylvestris*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Frangula alnus*, *Sorbus aucuparia*) la cele ierboase (*Agrostis capillaris*, *Festuca rubra*, *Poa pratensis*, *Galium verum*, *Chamaespartium sagittale*, *Trifolium pratense*, *Lotus corniculatus*, *Arrhenatherum elatius*, *Anthoxanthum odoratum*, *Plantago media*). În același timp, Axa 1 poate fi asociată unui gradient de acoperire relativă realizată de speciile fixatoare de azot, și implicit de fertilitate a solului, care la rândul ei promovează bogăția specifică. Corelația dintre prezența și abundența speciilor fixatoare de azot și fertilitate, respectiv bogăția specifică a fost identificată și de către alți cercetători (van der Heijden *et al.*, 1998; Klironomos *et al.*, 2000; van der Heijden *et Horton*, 2009; Gómez-Aparicio, 2009).*

*Corelația semnificativă negativă dintre Axa 2 și acoperirea relativă realizată de specii cu preferințe pentru soluri slab acide, precum, *Acer pseudoplatanus*, *Aposeris foetida*, *Cardamine bulbifera*, *Carpinus betulus* și *Corylus avellana*, pe de o parte, și corelația pozitivă cu specii foarte acidofile (*Deschampsia flexuosa* și *Calluna vulgaris*), pe de altă parte, ne indică faptul că această axă reflectă un gradient de aciditate a solului. Dintre factorii abiotici, altitudinea este cel mai puternic corelată (negativ) cu Axa 2, ceea ce sugerează că spre vârful și pe platourile din treimea superioară a versanților vegetează speciile acidofile, în timp ce la baza versanților (unde se acumulează nutrienții spălați de scurgerile de apă de suprafață) se regăsesc cele slab acidofile.*

*Axa 3 NMDS este corelată negativ cu acoperirea relativă a speciilor care pot fi în general regăsite în stadii succesionale intermediare și mai avansate dinamic (*Carpinus betulus*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*), și pozitiv cu specii prezente în stadiile inițiale (*Poa compressa*, *Polygonum aviculare*, *Populus tremula*, *Solidago virgaurea* și *Tussilago farfara*). Gradientii asociați acestei axe sunt panta terenului, vârsta haldei și acoperirea totală cu vegetație. În timp ce corelația pozitivă dintre vârsta haldei și acoperirea cu vegetație este ușor de înțeles, corelația negativă dintre panta terenului și vârsta haldei ar*

putea să fie consecința eroziunii de suprafață a versanților, care determină în timp micșorarea pantelor prin depunerile de la baza haldei. Toate aceste considerații susțin asocierea unui gradient de maturitate succesională Axei 3.

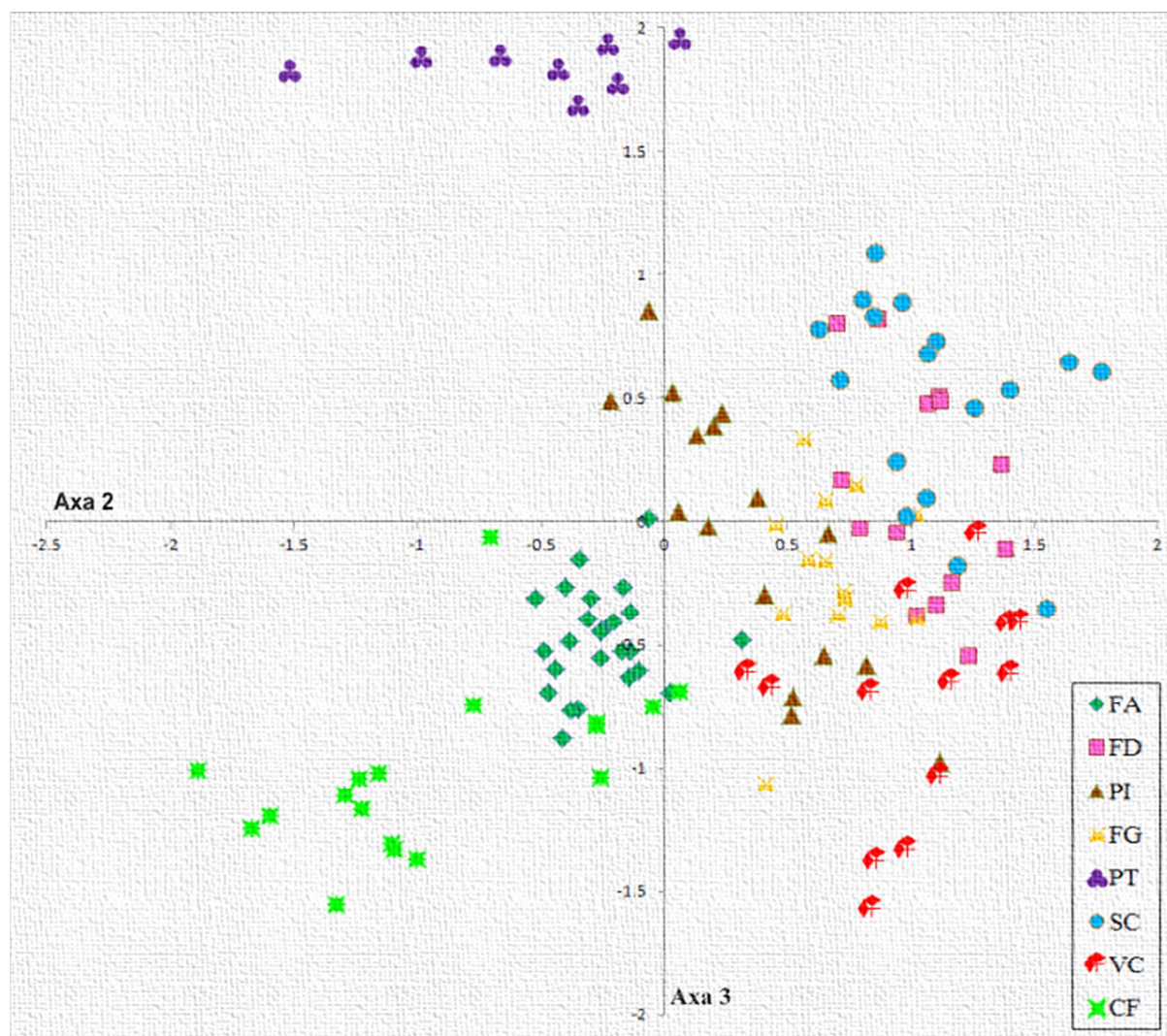


Fig. 3.3: Ordonarea NMDS a releveelor în spațiul determinat de Axa 2 și 3. FA-*Festuco rubrae-Agrostietum capillaris*; FD-*Deschampsietum flexuosae* sensu lato; PI-*Pinetum sylvestris* sensu lato; FG-*Festuco rubrae-Genistetum sagittalis*; PT-*Poo compressae-Tussilaginietum farfarae*; SC-Steril slab colonizat; VC-*Vaccinio-Callunetum vulgaris*; CF-*Carpino-Fagetum*.

3.3.4. Diferențierea ecologică a tipurilor cenotice evidențiate de clustere

Testul Savage pentru întregul model relevă faptul că există diferențe semnificative din punct de vedere statistic în ceea ce privește toți parametrii măsurați (vârsta haldelor - V, bogăția specifică - Nr-Sp, acoperirea totală cu vegetație - Ac, acoperirea relativă a speciilor N-fixatoare - N-fix, altitudinea - Alt, panta - Pa, curbura suprafeței - Cb, și energia radiantă - En) sau estimări indirecte (indicii ecologici pentru umiditatea edafică - U, reacția solului - R și azot - N) între cel puțin două din cele 8 tipuri cenotice identificate (tab. 3.1).

Rezultatele obținute pe baza comparațiilor multiple între toate clusterelor distinse, în funcție de factorii evaluați indirect și/sau măsurați, relevă faptul că cele mai mari diferențe sunt dictate de *vârsta habitatului (haldei)*, *panta și altitudinea terenului*, și, respectiv, *aciditatea substratului*. De asemenea, există și diferențe mai mici, dar totuși

3.3.5. Dinamica sucesională a comunităților diferențiate

Graficul de Minimă Extindere (GME; fig. 3.4) sugerează traiectoriile sucesionale probabile pe baza celor mai mici distanțe floristice între tipurile cenotice distinse. Astfel, sucesiunea vegetației poate începe cu SC în care se regăsesc cu o frecvență mai ridicată specii precum *Calluna vulgaris*, *Betula pendula*, *Populus tremula*, reprezentând **stadiul inițial** de colonizare (stadiu pionier). În funcție de vârsta haldei pe care se regăsesc grupările vegetale de tip SC, se constată faptul că în unele perimetre colonizarea naturală poate fi de lungă durată, acest stadiu menținându-se (pe suprafețe reduse) și pe haldele de 40 și 60 de ani. Conform GME, din stadiul SC dinamica sucesională poate urma două direcții principale dictate cel mai probabil de scăderea în timp a acidității substratului sub acțiunea factorilor abiotici și biotici. Astfel, este relevată existența a două serii dinamice: **seria dinamică slab acidofilă**, în care sunt cuprinse comunitățile din PT, FA și CF, respectiv, **seria dinamică acidofilă**, în care sunt cuprinse grupările vegetale din FD, PI, FG și VC. Comparațiile efectuate cu ajutorul *testului Savage*, între releveele grupate în cele două serii dinamice (acidofilă și slab acidofilă), indică faptul că acestea se diferențiază sub raportul vârstei haldei, altitudinii și pantei terenului. Diferența altitudinală dintre cele două serii nu este o determinantă ecologică, ci doar un artefact cauzat de faptul că majoritatea releveelor din zona martor, ce fac parte din seria slab acidofilă, au fost efectuate pe versanți, la nivele hipsometrice superioare (altitudinea medie pentru releveele din seria slab acidofilă este de 864 m, iar cea pentru seria acidofilă este de 839 m). Prin urmare, pe suprafețele de steril de vechime mai mare situate pe pante mai mici se vor forma cel mai probabil comunități vegetale aparținătoare seriei slab acidofile.

În cadrul seriei slab acidofile, pe HA5 sucesiunea înaintea de la SC spre PT, în lungul unui gradient altitudinal, în sensul că PT ocupă treimea superioară și platourile înalte ale versanților, după care, probabil în funcție de disponibilitatea surselor de semințe, se pot instala fie comunități vegetale ierboase din FA, fie comunități vegetale lemnoase din CF. În cadrul seriei acidofile, vegetația evoluează din stadiul SC, în funcție de panta și curbura suprafeței, spre VC sau FD. Astfel, comunitățile din stadiul VC au rezultat din faza incipientă SC, acolo unde panta terenului este mai mică, respectiv unde curbura suprafeței este mai mare, și este permis implicit un grad mai mare de acumulare a apei și substanțelor organice. Tot din stadiul incipient de colonizare SC, prin intermediul stadiului FD dominat în prezent de *Deschampsia flexuosa*, dar în care se afirmă cu o prezență ridicată puietii de *Betula pendula* și *Populus tremula*, vegetația poate evolua spre alte două stadii de tranziție: FG și PI, cel mai probabil în funcție de disponibilitatea semințelor.

Având în vedere proprietățile ecologice și structurale ale comunităților cercetate, prezentarea condițiilor eco-cenotice în care se dezvoltă asociațiile vegetale descrise în literatura de specialitate, precum și vegetația existentă în împrejurimile comunei Roșia Montană, pe lângă traiectoriile sucesionale sugerate de însuși GME, am reprezentat în aceeași figură (fig. 3.4) și traiectoriile posibile viitoare pe care le pot urma grupările vegetale de pe haldele de steril uscat. Dinamica sucesională a vegetației din seria acidofilă spre *Populo-Betuletum pendulae* Coldea 1972 este susținută de compoziția floristică a clusterelor SC (stadiu incipient spre *Populo-Betuletum pendulae*), FD (stadiu incipient de

tranziție spre *Populo-Betuletum pendulae*), PI (stadiu intermediar de tranziție spre *Populo-Betuletum pendulae*) și VC (stadiu final de tranziție spre *Populo-Betuletum pendulae*).

Algoritmul de clasificare a identificat 8 grupe de asocieri de specii de plante, aflate în stadii succesionale diferite și care pot să urmeze traiectorii viitoare diferite, în funcție de mecanismele care pot acționa la un moment dat. Mecanismele de facilitare în lungul traiectoriei spre stadii succesionale avansate (*Populo-Betuletum* sau *Querco-Betuletum*) sunt dominante și evidente în cazul haldelor de 25 și 60 de ani. Un stadiu final de *Querco-Betuletum* provenit probabil din *Populo-Betuletum* a fost semnalat și pe haldele provenite din exploatarea uraniului din Germania (Sänger, 1995; Sänger et Jetschke, 2004).

În cazul haldelor recent abandonate, traiectoria succesională este destul de greu de prevăzut, însă, având în vedere faptul că la doar cinci ani de la abandonare se regăsesc puieti de *Pinus*, *Salix* și *Betula*, coroborat cu faptul că halda are un ecoton comun cu habitatele de pădure din *Carpino-Fagetum*, este posibil ca mecanismele de toleranță să guverneze succesiunea spre stadiile târzii cu vegetație forestieră într-un timp mai scurt decât a fost necesar pentru haldele de la Orlea. Pe haldele din categoria de vârstă de 40 de ani par să predomine tot mecanismele de facilitare din punctul de vedere al instalării anterioare a unor specii fixatoare de azot, precum *Chamaespartium sagittale* care este posibil să fi facilitat prezența speciilor din stadiile intermediare.

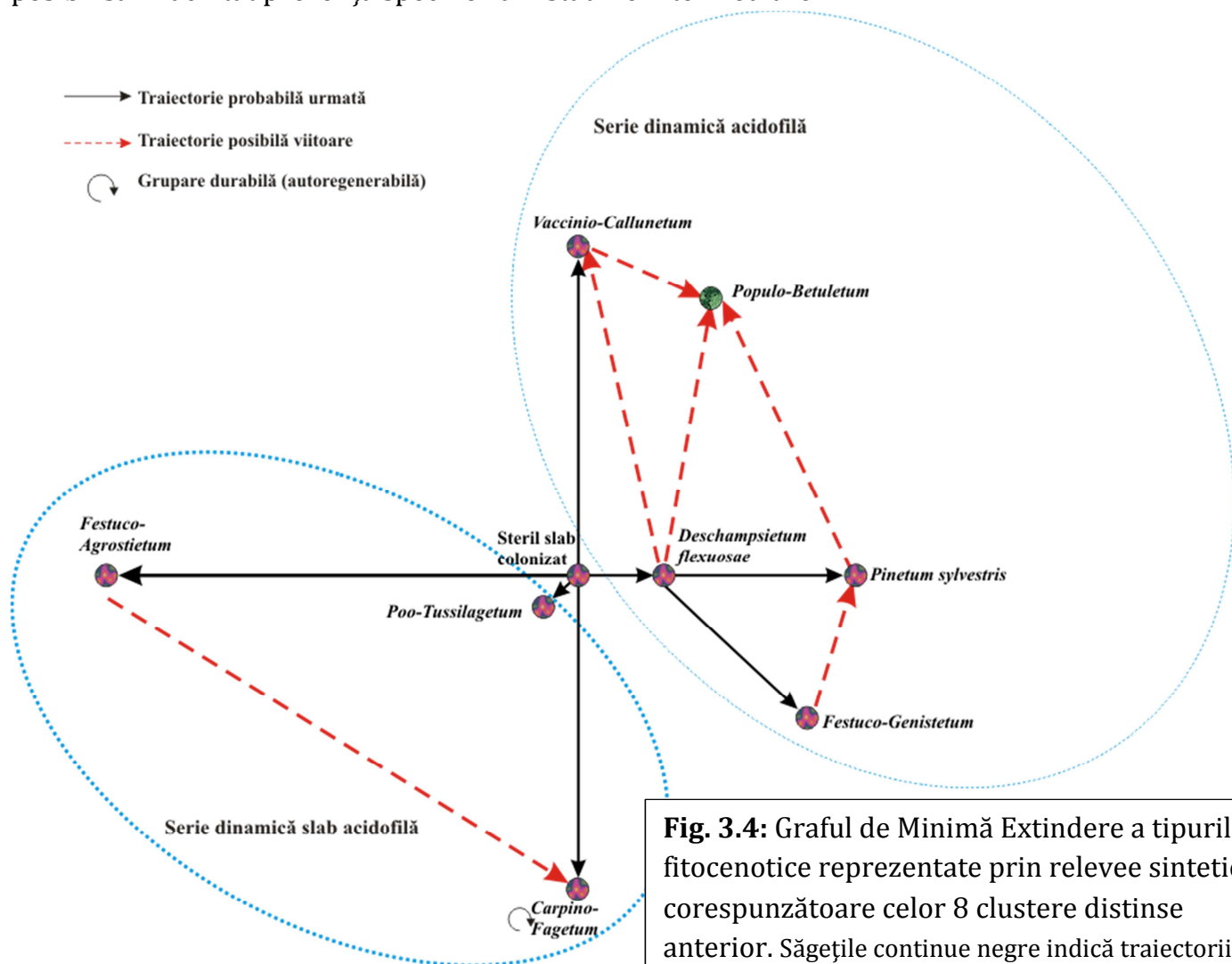


Fig. 3.4: Graful de Minimă Extindere a tipurilor fitocenotice reprezentate prin relevee sintetice corespunzătoare celor 8 clusterse distinse anterior. Săgețile continue negre indică traiectoriile succesionale probabile următoare până în prezent, iar săgețile roșii cu linie întreruptă reprezintă posibile traiectorii viitoare

4. Studii privind dinamica funcțională și influența configurației spațiale a peisajului asupra comunităților vegetale identificate

În cadrul zonelor puternic perturbate, cele mai relevante grupe funcționale de plante din punctul de vedere practic al restaurării ecologice, sunt cele care pot oferi informații legate în primul rând de procesele de refacere a structurii și funcțiilor afectate. În acest sens, grupele funcționale de plante care se raportează la modul de dispersie al semințelor și/sau polenului, respectiv la strategiile ecologice ale plantelor (Grime, 1977) se numără printre cele mai bune indicatoare (Tilman *et al.*, 1997; Alday *et al.*, 2011; Grime *et al.*, 2012; Sterk *et al.*, 2013). De asemenea, un rol important îl au și speciile care fac parte din grupul funcțional al speciilor fixatoare de azot, prin prisma faptului că acestea, prin activitatea lor facilitează instalarea ulterioară a speciilor caracteristice altor stadii de tranziție, de-a lungul succesiunii vegetației (van der Heijden *et al.*, 2009; Gómez-Aparicio, 2009).

Modelul CSR privind tipul de strategie ecologică a speciilor de plante, dezvoltat de Grime (1977, 2001) este probabil cel mai utilizat și relevant GFP pentru analiza dinamicii funcționale a ecosistemelor perturbate deoarece înglobează răspunsul speciilor dezvoltat de-a lungul timpului la nivelul de stress (factori care restricționează producția) și la perturbații (factori care distrug producția). Aceste forțe selective au conturat trei tipuri de strategii principale: specii competitive (C), stress-tolerante (S) și ruderales (R).

Dinamica spațială la nivelul diferitelor comunități de plante, este cel mai adesea evidențiată prin studii privind proximitatea sau izolarea față de sursa de colonizare și relevă, în general, o conexiune între contextul compozițional și configurațional al peisajului și fitodiversitate. Aceste aspecte sunt încă intens dezbătute deoarece unele cercetări au demonstrat faptul că diferitele contexte spațiale au un efect slab, comparativ cu factorii de mediu locali (Dupré *et al.*, 2002; Öster *et al.*, 2007; Marini *et al.*, 2008), în timp ce altele au concluzionat că amplasarea în spațiu este mult mai importantă (Cook *et al.*, 2005; Novák *et al.*, 2006; del Moral *et al.*, 2009).

Astfel, unul dintre obiectivele specifice ale cercetării noastre a fost acela de a evidenția diferențele dintre haldele de vârste diferite în ceea ce privește bogăția și compoziția specifică, precum și numărul relativ de specii din diverse grupuri funcționale de cormofite, diferențiate după tipul de dispersie a polenului și semințelor, capacitatea de fixare a azotului și modalitatea de înmulțire vegetativă, ținând spre elucidarea relațiilor și principalelor tendințe dinamice în fitocenozele comunităților studiate (Articol 1).

Pentru analiza dispunerii spațiale a fragmentelor de vegetație și a speciilor, am emis ipoteza potrivit căreia pentru patternurile floristice observate în cadrul unor fragmente de steril slab colonizate de pe Haldele de la Orlea, poziția relativă a vegetației înconjurătoare este determinantă. Astfel, obiectivul specific urmărit a fost

acela de a evalua în ce măsură structura floristică (bogăția specifică, acoperirea generală cu vegetație, numărul de specii cu un anumit tip de dispersie și numărul de specii cu o anumită strategie ecologică) din cadrul fragmentelor de steril, este relaționată spațial cu vegetația aflată în stadii succesionale mai avansate (Articol 2).

4.3 Modificări la scară mică în structura grupărilor vegetale de pe haldele de steril abandonate de exploatarea miniere aurifere de la Roșia Montană (Articol 1; v. Roman A., Gafta D., Cristea V., Mișuț S., 2009, Small-scale structure change in plant assemblages on abandoned gold mining dumps (Roșia Montană, România), *Contribuții Botanice*, **XLIV**: 83-91.)

Obiectivul acestui studiu a fost acela de a evidenția diferențele dintre haldele de vârste diferite în ceea ce privește bogăția și compoziția specifică, precum și numărul relativ de specii din diverse grupuri funcționale de cormofite, diferențiate după tipul de dispersie a polenului și semințelor, capacitatea de fixare a azotului și modalitatea de înmulțire vegetativă. S-a luat în studiu o cronosecvență de patru halde de steril: WD2 ~ 2 ani vechime; WD20: 20-25 ani vechime; WD40: 38-45 ani vechime și WD60 ~ 60 ani vechime. Pe fiecare haldă de steril au fost amplasate aleatoriu 5 suprafețe de probă pătrate de câte 1 m², în interiorul cărora au fost inventariate toate speciile de plante vasculare.

Ipoteza de lucru a fost că aceste halde de steril reprezintă stadii succesionale distincte, între care parametrii structurali menționați anterior ar trebui să înregistreze variații semnificative, conform teoriilor ecologice actuale. Estimarea semnificației diferențelor dintre haldele de steril de vârste diferite s-a realizat prin analize statistice specifice (analiza univariată a similarității și testul Kruskal-Wallis).

Din punct de vedere floristic, WD2 este bine individualizată în raport cu WD20; WD20 are o compoziție asemănătoare, dar în mod evident diferită de WD40, iar WD40 este clar separată de WD60 (tab. 4.1).

Tabel 4.1: Comparații privind similaritatea floristică dintre haldele de diferite vârste.

Haldele studiate	R	Prob. (>R)
Tot Modelul (toate haldele)	0.803	<0.0001
WD2 vs. WD20	0.850	0.0079
WD20 vs. WD40	0.750	0.0159
WD40 vs. WD60	1.000	0.0078

O specie ruderală (*Tussilago farfara*) și una subarbutivă (*Vaccinium vitis-idaea*) au fost identificate ca fiind cele mai bune diferențiale pentru WD2 și

respectiv, WD60 în raport cu celelalte halde (tab. 4.2). Numărul total de specii de plante crește continuu și semnificativ de la o haldă la alta în lungul cronosecvenței WD2 - WD40, dar scade sensibil pe halda WD60 (fig. 4.1).

Diferențe semnificative în ceea ce privește numărul relativ de specii din fiecare grup funcțional de plante au fost detectate cel puțin între două halde de vârstă diferite. În timp ce bogăția specifică relativă a grupurilor funcționale distinse după modul de dispersie a polenului/semințelor nu indică un progres al succesiunii pe WD60 în comparație cu haldele mai tinere, proporția speciilor fixatoare de azot și distribuția numărului total de specii sugerează existența unui stadiu intermediar al succesiunii pe halda cea mai veche (fig. 4.2). Această contradicție ar putea fi un efect al eșantionajului (număr mic și mărime redusă a suprafețelor de probă) sau o consecință a unor perturbații recente, de mică amploare.

Tabel 4.2: Frecvența speciilor și contribuția lor totală (%) la disimilaritatea dintre haldele de steril de diferite vârste (sunt prezentate doar primele 5 sp. cu cea mai mare contribuție).

Speciile sunt listate de-a lungul gradientului floristic pentru a indica haldele discriminate.

Taxon	WD2	WD20	WD40	WD60	Overall model (all sites)
<i>Tussilago farfara</i>	1	0	0	0	6.015
<i>Poa pratensis</i>	0	0.4	1	0	4.652
<i>Agrostis capillaris</i>	0.2	0.8	0.6	0.8	5.466
<i>Calluna vulgaris</i>	0	0.8	0	1	6.756
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0	0	0	1	5.563

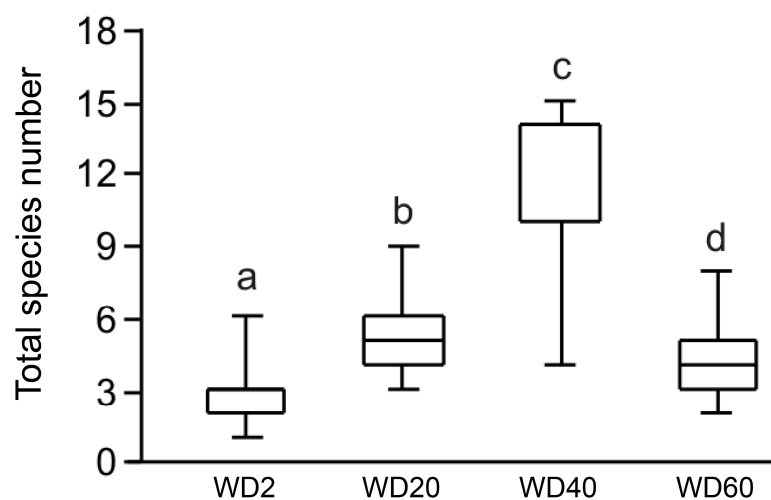


Fig. 4.1: Distribuția numărului total de specii de plante la scara de 1 m² de-a lungul cronosecvenței studiate (litere diferite indică diferențe statistice semnificative între halde)

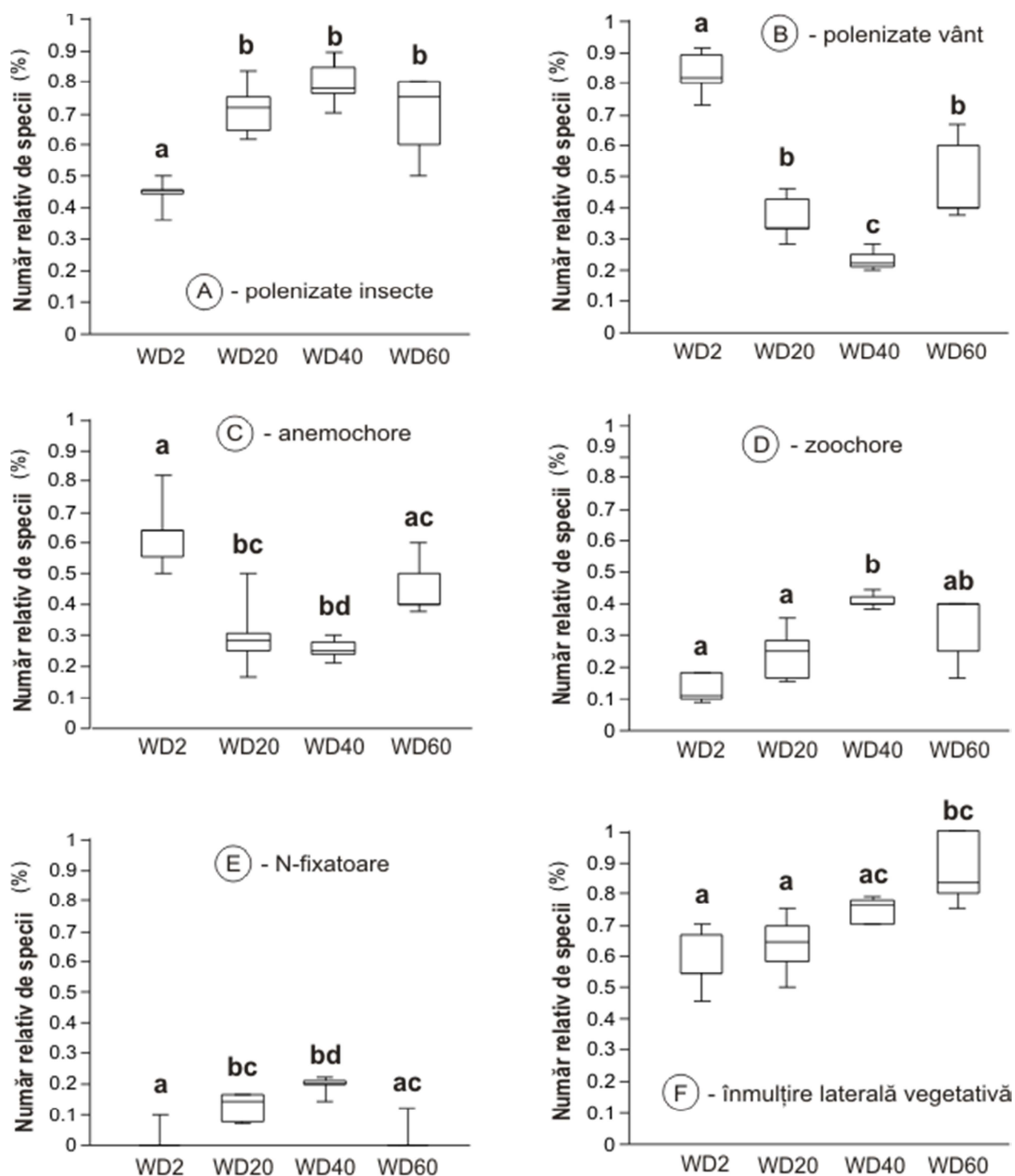


Fig. 4.2: Distribuția numărului relativ de specii din fiecare grup funcțional de plante de-a lungul haldelor de diferite vârste din cronosevența studiată (literele diferite indică diferențe statistice semnificative, iar literele comune indică diferențe statistice nesemnificative între haldele din cronosevența studiată).

4.4 Dispoziția spațială a stadiilor succesionale și rolul proximității în compoziția floristică a comunităților vegetale pioniere (Articol 2; Roman A., Gafta D., 2013, Proximity to successional advanced vegetation patches can make all the difference to plant community assembly, *Plant Ecology and Diversity*, 6 (2): 269-278.)

Amplasarea spațială a diferitelor tipuri de habitate, evidențiată cel mai adesea la nivelul peisajului prin proximitatea sau izolarea față de sursa de colonizare, este deosebit de importantă pentru bogăția specifică și abundența speciilor de plante din cadrul diferitelor comunități vegetale (Sarlöv Herlin *et al.* 2000; Petit *et al.* 2004; Piessens *et al.* 2004).

Cu toate acestea, importanța contextului compozițional și configurațional al peisajului asupra fitodiversității este intens dezbătută, deoarece unele studii au demonstrat faptul că diferitele contexte spațiale au un efect slab, comparativ cu factorii de mediu locali (Dupré *et al.* 2002; Öster *et al.* 2007; Marini *et al.* 2008), în timp ce alte studii au concluzionat faptul că amplasarea în spațiu este mai importantă (Cook *et al.* 2005; Novák *et al.* 2006; del Moral *et al.* 2009).

În acest context, am emis ipoteza potrivit căreia poziția relativă a vegetației înconjurătoare este determinantă pentru patternurile floristice observate în fragmente de steril (EMS) slab colonizate din cadrul unei halde abandonate de mai bine de 60 de ani de la Roșia Montană.

Astfel, obiectivul acestui studiu a fost acela de a evalua în ce măsură structura floristică (bogăția specifică, acoperirea generală cu vegetație, numărul de specii cu o anumită dispersie și numărul de specii cu o anumită strategie ecologică – Grime, 2001; Grime *et al.* 2012) din cadrul a 53 de *pete* EMS este relaționată cu distanța față de vegetația aflată în stadii succesionale mai avansate (păduri, tufărișuri sau pajiști), în timp ce efectul autocorelației spațiale, a mărimii suprafețelor, pantei și expoziției sunt controlate.

Compoziția floristică s-a dovedit a fi diferită între petele EMS situate la distanță față de lande (tufăriș de *Ericaceae*) și cele incluse în cadrul pădurilor (tab. 4.3; fig. 4.3). Numărul speciilor zoochore a scăzut odată cu distanța față de cea mai apropiată landă, în timp ce anemochorele, speciile competitiv-stres tolerante și bogăția specifică au crescut cu proximitatea față de cea mai apropiată pădure. De asemenea, numărul speciilor competitive și acoperirea generală cu vegetație au fost mai ridicate în EMS-urile situate la distanțe mai mari față de pădure, dar mai apropiate de pajiști.

În funcție de speciile colonizatoare, fragmentele de pădure pot acționa ca și surse de propagule, filtre ecologice (prin coronament) sau amplificatoare ale dispersiei semințelor prin fitomediul specific creat, datorită căruia cel mai probabil fitodiversitatea crește în proximitatea acestora.

În concluzie, importanța relativă a proximității habitatelor sursă de colonizare pentru structurarea comunităților vegetale pioniere se poate schimba dramatic sub efectul mascat sau contrastant al unui al treilea element format din diferitele fragmente de vegetație care se interpun în cadrul peisajului din care fac parte, rezultând astfel abateri de la teoria biogeografiei insulare.

Tabel 4.3: Selectarea progresivă a celor mai importanți indici texturali configuraționali spațiali cu efect asupra compoziției specifice a fragmentelor de steril prin controlarea influenței ariei, pantei și expoziției. Procedura de selecție a fost oprită la depășirea pragului de 5 %.

Indici texturali spațiali	F	P	Varianța cumulată explicată (%)	Inflația varianței
Distanța medie până la cele mai apropiate 3 tufărișuri (D3NHt)	2.06	0.0003	0.15	1.906
Distanța până la cea mai apropiată pădure (D1NWd)	2.33	0.0006	0.32	3.258
Distanța relative a ecotonului cu pădure (RLWdE)	1.62	0.0201	0.43	1.707
Distanța până la cel mai apropiat landă (D1NHt)	1.61	0.0325	0.55	3.909
Distanța până la cea mai apropiată pată de steril (D1NSp)	1.47	0.0647	0.65	1.501

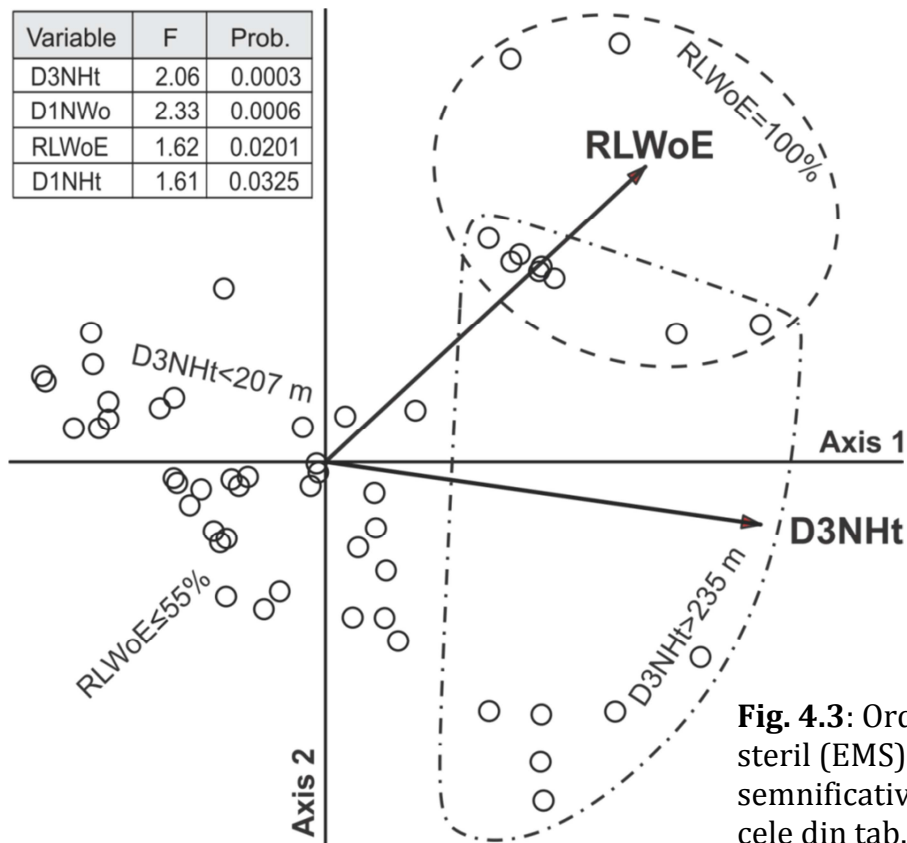


Fig. 4.3: Ordinograma pCCA a petelor de steril (EMS) și indicii texturali spațiali semnificativi. Abrevierile sunt aceleași cu cele din tab. 4.3

Concluzii generale

Având în vedere faptul că vegetația spontană de pe haldele de steril auro-argintifere de la Roșia Montană nu a constituit obiectul exclusiv de studiu al niciunei lucrări științifice din țara noastră, cercetările noastre pot fi apreciate ca originale. În același timp, identificarea structurii și compoziției comunităților de plante specifice diferitelor stadii succesionale apărute în mod spontan pe aceste suprafețe constituie o prioritate în contextul restaurării lor ecologice și economic avantajoase în cadrul peisajului din care fac parte. Astfel, pe baza obiectivelor propuse inițial și în funcție de rezultatele obținute desprindem următoarele concluzii:

- Comunitățile vegetale apărute în mod spontan pe haldele de steril de la Roșia Montană se află, din punct de vedere dinamic, în diferite stadii succesionale: stadii pioniere: Sterilul slab colonizat (SC) și *Poo compressae-Tussilagetum farfarae* (PT); stadii de tranziție: *Deschampsietum flexuosae*, *Pinetum sylvestris* (PI) și *Festuco rubrae-Genistetum sagittalis* (FG); stadii medii spre cele târzii: *Festuco rubrae-Agrostetum capillaris* (FA), *Vaccinio-Callunetum vulgaris* (VC) și *Carpino-Fagetum* (CF). Traectoriile posibile viitoare pe care le pot urma grupările vegetale de pe haldele de steril uscat în cadrul stadiilor dinamice succesionale târzii pot trece prin cenoze de *Populo-Betuletum* spre formarea unor păduri de fag (de exemplu, *Hieracio rotundati-Fagetum*) sau de gorun (de exemplu, *Quercu petraeae-Betuletum*), în funcție de condițiile staționale, factorii edafici și disponibilitatea de semințe, reliefând astfel convergența spre tipurile de vegetație existente în împrejurimi;
- Analiza relației dintre compoziția floristică a stadiilor dinamice identificate și unii factori evaluați relevă faptul că succesiunea este guvernată în principal de: vârsta habitatului (haldei), panta și altitudinea terenului, și respectiv aciditatea substratului. De asemenea, există și diferențe mai mici dar totuși semnificative determinate de curbura suprafeței terenului și de energia radiantă potențială. Pe de altă parte, diferențele de natură abiotică, primordiale constituirii comunităților vegetale (vârsta haldelor, reacția chimică a substratului, panta terenului, altitudinea haldelor) au indus ulterior și o diferențiere structurală a grupărilor vegetale aparținând celor 8 tipuri cenotice, în ceea ce privește bogăția specifică, acoperirea totală cu vegetație și acoperirea relativă a speciilor fixatoare de azot;
- În funcție de combinația de mecanisme succesionale și unele elemente particulare ale peisajului integrator (altitudine, pantă, curbura suprafeței, energia radiantă potențială aferentă), traiectoria succesională urmează două direcții principale: seria dinamică slab acidofilă, pe suprafețele de steril de vechime mai mare situate pe pante mai mici în care predomină mecanismele de toleranță și, respectiv, o serie dinamică acidofilă, în care alternează facilitarea cu inhibiția. Amplasarea haldelor de la Orlea în raport cu configurația spațială a peisajului (proximitatea și lungimea ecotonelor cu habitatele aflate în stadii succesionale mai avansate) determină o diversitate floristică mai mare în fragmentele de steril care au un

ecoton mai lung cu habitatele forestiere, în timp ce acoperirea cu vegetație este mai mare în fragmentele de steril situate la distanțe mai mici față de habitatele de pajiște;

- Rezultatele obținute la scara de 1 m² confirmă ipotezele teoretice legate de importanța succesiunii speciilor din diferitele categorii funcționale pentru restaurarea ecologică a suprafețelor afectate. Numărul total de specii de plante crește continuu și semnificativ de la o haldă la alta în lungul cronosecvenței, dar scade sensibil pe halda cea mai veche. În timp ce bogăția specifică relativă a grupurilor funcționale distinse după modul de dispersie a polenului/semințelor nu indică un progres al succesiunii pe Haldele de la Orlea, în comparație cu haldele mai tinere, proporția speciilor fixatoare de azot și distribuția numărului total de specii sugerează existența unui stadiu intermediar al succesiunii pe halda cea mai veche. Această contradicție ar putea fi un efect al eșantionajului (număr mic și mărime redusă a suprafețelor de probă) sau o consecință a unor perturbații recente, de mică amploare;
- În cazul particular de la Roșia Montană, pentru haldele mai vechi de 40 de ani, păstrarea și utilizarea în continuare a vegetației rezultate din succesiunea spontană reprezintă o soluție viabilă de restaurare ecologică care trebuie luată în considerare în cadrul strategiei generale de restaurare;
- În cazul haldelor mai tinere, manipularea mecanismelor de facilitare, toleranță și inhibiție din cadrul cenozelor spontane identificate ar putea contribui la restaurarea ecologică a acestor suprafețe, în funcție de obiectivele referitoare la timpul, costul și automenținerea pe termen lung, agreate în cadrul strategiei generale de restaurare.

Bibliografie selectivă

1. Alday J.G., Pallavicini Y., Marrs R.H., Martínez-Ruiz C., 2011, Functional groups and dispersal strategies as guides for predicting vegetation dynamics on reclaimed mines, *Plant Ecology*, **212**: 1759-1775.
2. Barnes H., Stanbury T.A., 1951, A statistical study of plant distribution during the colonization and early development of vegetation on China clay residues, *Journal of Ecology*, **39**: 171-181.
3. Benayas J.M.R., Newton A.C., Diaz A., Bullock J.M., 2009, Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis, *Science*, **325**: 1121-1124.
4. Bezdek J.C., 1981, *Pattern recognition with fuzzy objective functions*, Plenum Press, New York.
5. Borza A., Boşcaiu N., 1965, *Introducere în studiul covorului vegetal*, Edit. Academiei RPR, Bucureşti.
6. Cadenasso M.L., Meiners, S.J., Pickett S.T.A., 2009, The success of succession: a symposium commemorating the 50th anniversary of the Buell-Small Succession Study, *Applied Vegetation Science*, **12**: 3-8.
7. Choi Y.D., 2004, Theories for ecological restoration in changing environment: Toward 'futuristic' restoration, *Ecological Research*, **19**: 75-81.
8. Coldea G. (ed.), Oprea A., Sârbu I., Sîrbu C., Ştefan N., 2012, *Les associations végétales de Roumanie.. Les associations anthropogènes*, **2**, Edit. Presa Universitară Clujeană, Cluj-Napoca.
9. Coldea G., 1991, Prodrome des associations végétales des Carpates du sud-est (Carpates Roumaines), *Documents Phytosociologiques*, **13**: 326-522.
10. Connell J.H., Slayter R.O., 1977, Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization, *American Naturalist*, **111**: 1119-1144.
11. Cook W.M., Yao J., Foster B.L., Holt R.D., Patrick L.B., 2005, Secondary succession in an experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time, *Ecology*, **86**: 1267-1279.
12. Cristea V., Gafta D., Pedrotti F., 2004, *Fitosociologie*, Edit. Presa Universitară Clujeană, Cluj-Napoca.
13. De Cáceres M., Font X., Vicente P., Oliva F., 2009, Numerical reproduction of traditional classifications and automated vegetation identification, *Journal of Vegetation Science*, **20**: 620-628.
14. del Moral R., Sandler J.E., Muerdter C.P., 2009, Spatial factors affect primary succession on the Muddy River Lahar, Mount St.Helens, Washington, *Plant Ecology*, **201**:177-190.

15. del Moral R., Saura J.M., Emenegger J.N., 2010, Primary succession trajectories on a barren plain, Mount St. Helens, Washington, *Journal of Vegetation Science*, **21**: 1-11.
16. Dupré C., Ehrlén J., 2002, Habitat configuration, species traits and plant distributions, *Journal of Ecology*, **90**: 796-805.
17. ESRI, 1999-2009, ArcGIS 9.3.1, Environmental Systems Research Institute, Redlands.
18. Game M., Carrel J.E., Hotrabhavadra T., 1982, Patch dynamics of plant succession on abandoned surface coal mines: a case history approach, *Journal of Ecology*, **70**: 707-720.
19. Gómez-Aparicio L., 2009, The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems, *Journal of Ecology*, **97**: 1202-1214.
20. Grime J.P., 1977, Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory, *American Naturalist*, **111**: 1169-1194.
21. Grime J.P., 2001, *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*, Wiley-Blackwell, Chichester.
22. Grime J.P., Pierce S., 2012, *The evolutionary strategies that shape ecosystems*, Wiley-Blackwell, Chichester.
23. Marini L., Scotton M., Klimek S., Pecile A., 2008, Patterns of plant species richness in alpine hay meadows: local vs. landscape controls, *Basic and Applied Ecology*, **9**: 365-372.
24. Meiners S.J., Pickett S.T.A., 2011, Succession, in: *Encyclopedia of biological invasions*, eds.: Simberloff D., Rejmanek M., University of California Press, Berkeley- Los Angeles.
25. Novák J., Konvička M., 2006, Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries, *Ecological Engineering*, **26**: 113-122.
26. Öster M., Cousins S.A., Eriksson O., 2007, Size and heterogeneity rather than landscape context determine plant species richness in semi-natural grasslands, *Journal of Vegetation Science*, **18**: 859-868.
27. Petit S., Griffiths L., Smart S.S., Smith G.M., Stuart R.C., Wright S.M., 2004, Effects of area and isolation of woodland patches on herbaceous plant species richness across Great Britain, *Landscape Ecology*, **19**: 463-471.
28. Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., 2005, Vegetation succession, in: *Vegetation ecology*, ed.: van der Maarel, E., Blackwell Publishing, Oxford-Malden-Carlton.
29. Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Meiners S.J., 2009, Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention, *Applied Vegetation Science*, **12**: 9-21.
30. Pickett S.T.A., McDonnell M.J., 1989, Changing perspectives in community dynamics: a theory of successional forces, *Trends in Ecology and Evolution*, **4**: 241-245.

31. Pickett S.T.A., Meiners S.J., Cadenasso M.L., 2011, Domain and propositions of succession theory, in: *The theory of ecology*, eds.: Scheiner S.M., Willig M.R., University of Chicago Press, Berkeley-Los Angeles.
32. Piessens K., Honnay O., Nackaerts K., Hermy M., 2004, Plant species richness and composition of heathland relics in north-western Belgium: evidence for a rescue-effect?, *Journal of Biogeography*, **31**: 1683-1692.
33. Podani J., 2001, *SYN-TAX 2000 – Computer Program for data analysis in ecology systematics. User's Manual*, Scientia Publishing, Budapest.
34. Roman A., Gafta D., Cristea V., Mihaș S., 2009, Small-scale structure change in plant assemblages on abandoned gold mining dumps (Roșia Montană, România), *Contribuții Botanice*, **XLIV**: 83-91.
35. Roman A., Gafta D., 2013, Proximity to successional advanced vegetation patches can make all the difference to plant community assembly, *Plant Ecology and Diversity*, 10.1080/17550874.2013.771222.
36. Sanda V., 2002, *Vademecum ceno-structural privind covorul vegetal din România*, Edit. Vergiliu, București.
37. Sănger H., 1995, Flora and vegetation on dumps of uranium mining in the southern part of the former GDR, *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, **64**: 409-418.
38. Sănger H., Jetschke G., 2004, Are assembly rules apparent in the regeneration of a former uranium mining site?, in: *Assembly rules and restoration ecology-Bridging the gap between theory and practice*, eds.: Temperton V.M., Hobbs R.J., Nuttle T., Halle S., Island Press, Washington DC.
39. Sarlöv Herlin I.L., Fry G.L.A., 2000, Dispersal of woody plants in forest edges and hedgerows in a Southern Swedish agricultural area: the role of site and landscape structure, *Landscape Ecology*, **15**: 229-242.
40. Sterk M., Gortb G., Klimkowskac A., van Ruijvend J., van Teeffelene A.J.A., Wamelinkh G.W.W., 2013, Assess ecosystem resilience: linking response and effect traits to environmental variability, *Ecological Indicators*, **30**: 21-27.
41. Tichý L., Chytrý M., Šmarda P., 2011, Evaluating the stability of the classification of community data, *Ecography*, **34**: 807-813.
42. Tilman D., Knops J., Weldin D., Reich P., Ritchie M., Siemann E., 1997, The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes, *Science*, **277**: 1300-1302.
43. van der Heijden M.G.A., Horton T.R., 2009, Socialism in soil? The importance of mycorrhizal fungal networks for facilitation in natural ecosystems, *Journal of Ecology*, **97**: 1139-1150.

44. van der Heijden M.G.A., Klironomos J.N., Ursic M., Moutoglis P., Streitwolf-Engel R., Boller, T., 1998, Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity, *Nature*, **396**: 72-75.
45. Wali M.K., 1999, Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems, *Plant and Soil*, **213**: 195-220.
46. Walker L.R., del Moral R., 2003, *Primary succession and ecosystem rehabilitation*, Cambridge University Press, Cambridge.
47. Walker L.R., del Moral R., 2009, Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats, *Applied Vegetation Science*, **12**: 57-67.
48. White P.S., Jentsch A., 2004, Disturbance, succession and community assembly in terrestrial plant communities, in: *Assembly rules and restoration ecology: Bridging the gap between theory and practice*, eds.: Temperton V.K., Hobbs R.J., Nuttle T., Halle S., Island Press, Washington DC.
49. Young T.P., 2000, Restoration ecology and conservation biology, *Biological Conservation*, **92**: 73-83.

Cuvinte cheie:

- Impact minier
- Halde de steril metalifere
- Succesiune primară
- Cronosecvențe
- Structura vegetației
- Dinamica spațială, funcțională și temporală a vegetației
- Contextul compozițional și configurațional al peisajului
- Roșia Montană
- România