

Relația de facilitare interspecifică și aplicațiile sale în ecologia reabilitării și în reconstrucția ecologică

E. Fodor, O. Hâruța, S. Dorog, I. Korman

Fodor E., Hâruța O., Dorog S., Korman I., 2015. Interspecific facilitative interaction applied to ecological rehabilitation and reconstruction. *Bucov. For.* 15(1): 189-206.

Abstract. The new paradigm of community ecology, facilitation as a driving force of plant communities' assemblage under various abiotic and biotic stresses has gained important empirical support during the last two decades. Conceived at the beginning as a positive, asymmetrical interaction at the same trophic level the concept was refined and at the present moment, facilitation covers a continuum from diffuse mutualism to protective effect of one species upon the benefactor species. The paper is a review of the current state of knowledge on facilitation in plant communities dominated or only containing woody species such as shrubs and trees. The nurse plant syndrome is analyzed in a large context, from degraded or exposed to extreme factors mediterranean ecosystems to ecological rehabilitations in various parts of the world. Several empirical observation performed during 2015 in North-Western Transylvania on nurse plant syndrome characterizing secondary successions are presented with the aim to support the idea of using this natural model for reforestation and rehabilitation plans in Romania. The aim of the present paper was to endorse the idea of the employment of natural models in the rehabilitation of degraded lands or in biodiversity conservation.

Keywords facilitation interaction, nurse plant syndrome, degraded ecosystems' rehabilitation, biodiversity

Authors. Ecaterina Fodor (ecaterina.fodor@gmail.com), Ovidiu Hâruța, Sorin Dorog, Ioan Korman - University of Oradea, Faculty of Environment Protection, Gen. Magheru Av. 26, Oradea, Romania.

Introducere

Interacțiunile dintre speciile de plante precum competiția, alelopazia sau facilitarea modelează structura fitocenozelor, inclusiv a pădurilor (Callaway și Walker 1997). Dintre acestea, relația de facilitare pare a fi mult mai larg răspândită în natură decât s-a considerat inițial,

o relație ce poate fi exploatată pentru conducerea ecosistemelor gospodărite.

Plantele protectoare (nurse plants în terminologia de limbă engleză) sunt o categorie de organisme intens studiate în ultimele decenii, în contextul relațiilor interspecifice de tip facilitativ (Callaway 1995, Sosa și Fleming 2002, Valiente-Banuet et al. 2002,

Padilla și Pugnaire 2006, Holland și Mollina-Freaner 2012). Inițial, sistemul plantelor protectoare-plante protejate a fost definit drept efectul pozitiv al unor plante adulte asupra puietilor datorită proximității spațiale (Niering et al. 1963), pentru ca ulterior să fie considerată drept relația pozitivă stabilită între o plantă adultă și o plantă din altă specie aflată în stadii inițiale de dezvoltare.

Astfel, relația de facilitare se instalează la plantele tinere și dispare treptat pe măsură ce acestea depășesc dimensional plantele protectoare. Studiile au arătat că există un gradient dependent de vârsta plantelor protejate de la facilitare la competiție: dacă în stadiile inițiale de dezvoltare, plantele protectoare ajută plantele protejate, odată cu depășirea înălțimii speciilor protectoare, se instalează competiția pentru resurse între parteneri, în special pentru lumină (Rodriguez-Garcia et al. 2011).

În contextul mai larg al mecanismelor de asamblare a comunităților de plante, relația de facilitare este unul din aceste mecanisme ce se manifestă în condițiile existenței unui gradient de stres a factorilor de mediu (stress-gradient hypothesis) (Grime 1977, Bertness și Callaway 1994). Sensul de stres folosit în lucrarea de față este de influență exterioară care reduce capacitatea de adaptare a unui individ sau a unei populații. Factorul stresant poate fi de natură abiotică (efectul direct al vântului, seceta, extremele termice, curențe sau excese ale unor substanțe chimice în sol, etc.) sau biotică (competiție, predatorism, boală, etc.) (Stachowicz 2001). Sistemul plantelor protectoare-plante protejate (nurse plants syndrome) caracterizează comunități de plante aflate în condiții de mediu extreme (Brooker et al. 2008).

Lucrarea de față este o sinteză a cunoștințelor asupra relației de facilitare interspecifică și în aplicațiile ecologiei plantelor protectoare. Sunt prezentate etapele care au conturat evoluția conceptului de facilitare interspecifică, factorii de mediu determinanți și efectele relației dintre plantele protectoare și plantele

protejate la nivelul biocenozei, ecosistemului și peisajului. Pentru argumentarea conceptelor sunt prezentate exemple de utilizare în practică a complexelor de plante protectoare și plante protejate, în diferite tipuri de ecosisteme terestre expuse unor forme de stres ambiental. Observațiile preliminare ale autorilor efectuate în pășuni cu vegetație lemnoasă din nord-vestul Transilvaniei, evidențiază existența unui model de perspectivă pentru reconstrucțiile ecologice ale terenurilor degradate și în mod particular ale pășunilor cu vegetație lemnoasă. Scopul acestei sinteze este de a aduce argumente în favoarea introducerii lor în practica reabilitării terenurilor degradate, a conservării unor peisaje culturale unice cum sunt pășunile cu arbori din Europa centrală și de est, prezente și în Transilvania, a regenerărilor artificiale în condiții staționale stresante, a metodelor ce utilizează arbuștii protectori pentru protejarea stadiilor tinere ale puietilor arborilor.

Definirea și evoluția teoriei facilitării interspecifice

Definiția facilitării ca tip de relație interspecifică dintre plantele protectoare și plantele protejate, a suferit în decursul timpului modificări, de la o definiție inițială a acestui tip de relație drept benefică pentru una din specii (în sisteme binare) și indiferentă pentru cealaltă specie, la conceptul actual care accentuează efectul benefic asupra uneia sau ambelor specii, trasând un continuum de la facilitare la mutualism (Bruno et al. 2003, Bronstein 2009, McIntyre și Fajardo 2014). Interacțiunile de tip facilitativ au ca efect lărgirea nișei realizate în condiții limitative sau stresante de mediu (Bertness și Callaway 1994, Hacker și Gaines 1997, Callaway 2007, Bronstein 2009).

Prima mențiune a relației de facilitare între plante supuse unor factori de stres i se datorează lui Clements (1916) în contextul studiilor asupra succesionilor ecologice. Observații de teren, experimente și modelări au conturat te-

oria facilitării ca o reluare și evoluție firească a ideilor lui Clements, aducând în prim plan facilitarea în ecologia comunităților pe măsură ce cunoștințele despre relații interspecifice, factori de mediu și tipuri de ecosisteme au avansat (Bronstein 1994, Bertness și Callaway 1994, Stanowicz 2001, Brooker et al. 2008; Bronstein 2009, Soliveres et al. 2015). Facilitarea depinde de evoluția în timp a factorului sau factorilor stresanți, de vârsta plantelor ce participă în realizarea acestui tip de relație sau de densitatea populațiilor (Callaway și Walker 1997).

La momentul reconsiderării ideilor lui Clements în studiile de ecologia comunităților, interacțiunile pozitive au fost redefinite de Hunter și Aarsen (1988) drept relații de beneficiere (beneficence relationships).

În ultimii ani, relația de facilitare a fost extinsă ca noțiune de la interacțiuni pozitive în cadrul aceluiași nivel trofic, la interacțiuni dintre specii plasate la diferite nivele trofice (Molenda et al. 2012) ceea ce este în confirmare cu ideea unui gradient de relații interspecifice directe și indirecte care creează rețele complexe la nivelul biocenozelor (Olf et al. 2009).

Importanța competiției, ca mecanism modelator în asamblarea comunităților (Gause și Witt 1935) a fost recent revizuită, cu luarea în considerare a facilitării ca alternativă în situațiile în care factorii de mediu prezintă amplitudini mari de variație (Hunter și Aarsen 1988; Bertness și Callaway 1994). În multe ecosisteme, facilitarea are drept consecință formarea de asocieri de specii în structuri spațiale agregate, cu o compoziție diferită de a zonelor învecinate, diverse din punct de vedere filogenetic (Castillo et al. 2010). Această stare de fapt este considerată o consecință a competiției reduse între plante distanțate evolutiv (Valiente-Banuet et al. 2006, Sortibrán et al. 2014).

Relația de facilitare este o relație pozitivă neobligatorie și reversibilă care poate evolua spre competiție în situația în care acțiunea factorilor de mediu declanșatori se modifică. Când

relația de facilitare apare între parteneri din același nivel trofic, rezultatul se concretizează în relaxarea filtrelor reprezentate de factorii de mediu și contribuția la creșterea biodiversității (Soliveres et al. 2015). Feldman et al. (2004) au demonstrat prin intermediul modelării relației de facilitare că aceasta acționează cu două intensități diferite în funcție de filtrul factorilor de mediu. O interacțiune slabă are loc atunci când prezența speciei protectoare permite speciei protejate să supraviețuiască un timp mai îndelungat, fără a intra într-un proces de extincție locală, care s-ar fi petrecut în lipsa facilitării. În cazul unei interacțiuni puternice permite speciei protejate să înregistreze o creștere numerică și să persiste un timp nedefinit în fitocenoză.

Factori abiotici și biotici care modelează sistemele de plante protectoare-plante protejate

Proximitatea dintre plante are drept consecință interacțiuni care sunt de natură competitivă (pentru resurse precum lumina, nutrienții din sol sau apă) sau de natură facilitativă în care caz șansele de supraviețuire ale plantelor cresc precum și performanțele de creștere și adevărate la factorii de mediu. Încă de la primele studii axate pe facilitarea între plante, aspectul acțiunii factorilor stresanți ca modelatori ai acestui tip de interacțiune interspecifică a fost considerat ca fiind de primă importanță (Brooker și Callaghan 1998).

În complexul de factori de mediu care induc apariția relației de facilitare interspecifică, factorii abiotici stresanți (stresul fiind tradus prin scăderea productivității până la mortalitate crescută) sunt: ariditate, incendii repetate, altitudini mari asociate cu temperaturi scăzute și secetă funcțională indusă de inaccesibilitatea apei din sol din cauza înghețului, insolație puternică, carență de nutrienți în sol, prezența de compuși chimici toxici, etc. În paralel cu acești factori sau în mod sinergic, cei biotici stresanți de tipul pășunatului exercitat de animalele domestice sau de către fauna sălbatică

se constituie în factori de mortalitate crescută pentru puietii de arbori.

Primele studii asupra facilitării ca relație interspecifică în interiorul aceluiași nivel trofic și anume între specii de plante s-au concentrat pe vegetația deșertică expusă unor factori de mediu extremi precum seceta, temperaturile ridicate și insolația puternică (Turner et al. 1966, Franco și Nobel 1989). Autorii au arătat că dezvoltarea exclusivă sau preferențială a speciilor de cactee *Carnegia gigantea* și *Ferocactus acanthodes* în proiecția coroanelor de *Larrea tridentata*, *Olneya tesota* și *Hilaria rigida* în condițiile deșertului Sonora din sudul Statelor Unite și nordul Mexicului a fost determinată de efectul de umbră, aprovizionarea suplimentară cu apă și nutrienți, în special azot asigurate de speciile protectoare.

Relația de facilitare s-a demonstrat a fi legată de existența unui gradient al unui factor de mediu sau o condiție de exemplu, gradientul altitudinal, care se asociază cu acțiunea limitativă a temperaturii sau aprovizionării cu apă. Astfel, efectul facilitativ se întâlnește în zonele alpine unde acționează limitativ atât temperatura cât și stresul hidric datorat prezenței apei în forme inaccesibile plantelor. Interacțiuni dintre plante dominate de competiție la altitudini joase virează spre facilitare odată cu creșterea altitudinii. *Silene acaulis* devine plantă protectoare pentru specii lemnoase la peste 1280 m, în nordul Scandinaviei (Antonsson et al. 2009). De altfel, efectul protector al acestei specii cosmopolite a fost analizat în 12 studii realizate pe diferite continente (Reid et al. 2010). În zonele alpine, plantele care formează aglomerări compacte de tipul rozetelor sau pernițelor cum este și cazul speciei menționate (Beldie și Pridvornic 1959), realizează un microclimat protectiv benefic pentru puietii de specii lemnoase caracteristice pentru aceste zone (*Salix retusa* sau *Salix reticulata* în Europa) cât și pentru o serie de artropode (Liczner și Lortie 2014). Valoarea acestora în conservarea unor comunități în condiții extreme, amenințate de schimbările climatice globale și de influențele

antropice este considerabilă, un fapt ce trebuie evaluat și în condițiile țării noastre unde *Silene acaulis* vegetează în Carpații Orientali și Meridionali, în habitate endemice sau o valoare mare de conservare precum grohotișuri silicioase semifixate sau tufărișuri pitice (R 3616, R3619, R 6101, R 6102, R6105 în prezentarea habitatelor din România) (Doniță et al. 2005).

Co-existența speciilor în cadrul unor sisteme plurispecifice (asociații, comunități, bioce-noze) este o primă consecință a diferențierii nișelor ecologice sub presiunea factorilor abiotici și a celor biotici. Sistemul binar plante protectoare-plante protejate nu poate fi scos dintr-un context mai larg al rețelelor de interacțiuni pozitive și negative cu alte specii, relații trofice, de dispersie, de polenizare, etc. Complexul format de plantele protectoare și plantele protejate are capacitatea de a induce interacțiuni pozitive cu specii din alte grupe taxonomice, de exemplu animalele, rezultând astfel sisteme tripartite. Plantele protectoare oferă adăpost, surse de hrană inclusiv polen și nectar, interceptează semințele transportate de animale, frecvent ale speciilor protejate (Lortie et al. 2016).

În aceste sisteme distanța filogenetică determină o segregare a speciilor care sunt consumatori specializați precum: insectele, patogenii, polenizatorii, speciile mutualiste ca speciile de ciuperci micorizante sau endofitice. Există și organisme care interacționează cu ambii parteneri, dar numărul acestora este redus (un exemplu sunt ierburile competitori, unii polenizatori, sau unele specii care asigură dispersia semințelor).

Un factor important în modelarea relației de facilitare este presiunea consumatorilor fitofagi. Pășunatul cu animale domestice sau consumul de către fauna sălbatică reprezintă o categorie de factori biotici implicați în compromiterea regenerării speciilor lemnoase, cu deosebire a arborilor, dar există date, care arată că aceste animale contribuie la dispersia semințelor arbuștilor prin endozoohorie (Janzen 1984, Baraza și Valiente-Banuet 2008).

Nivelele scăzute și medii de consum pot fi contracarate de prezența plantelor protectoare în timp ce nivele ridicate ale consumului afectează ambii parteneri. Experimente realizate cu puiți de *Picea abies*, *Abies alba*, *Fagus sylvatica* și *Acer pseudoplatanus* la adăpostul plantelor protectoare reprezentate de *Rosa rubiginosa* în munții Jura au arătat că speciile de conifere sunt mai vulnerabile și au rate scăzute de supraviețuire în lipsa protecției plantelor protectoare dar ambii parteneri sunt expuși consumului când presiunea pășunatului devine mare (Vanderberghe et al. 2009), astfel încât efectul plantelor protectoare devine neglijabil.

Efecte ale sistemului plante protectoare-plante protejate

Organismele protectoare (în domeniul terestru, speciile lemnoase și specii ierboase perene joacă acest rol) modifică habitatele în mod direct prin ameliorarea unor stresuri induse de factori abiotici sau indirect prin creerea de refugii împotriva consumatorilor sau competitorilor atribuindu-li-se metaforic calitatea de ingineri de ecosistem (ecosystem engineers, sensu Jones et al. 1997). Cum termenul a fost considerat ca excesiv de antropomorfic a fost propusă revenirea la un termen anterior, cel de specii fondatoare ca fiind mai adecvat și ilustrativ totodată (foundation species, sensu Dayton 1975).

Din perspectiva formei de creștere, plantele protectoare sunt arbuști, arbori sau plante ierboase perene. Arhitectura părții supraterane, prezența unor structuri de protecție cum sunt țepii, structura spațială, sunt câteva atribute care caracterizează această categorie funcțională de plante.

Efectul plantelor protectoare a fost înregistrat în savane, formațiuni temperate de ierburi, păduri, câmpuri agricole abandonate, pășuni cu vegetație forestieră sau alte tipuri de sisteme agro-forestiere precum și savanele mediteraneene (Maranõn et al. 2009), pășuni

degradate (Gómez-Aparicio et al. 2004, Alias et al. 2010), stepe montane, suprafețe despădurite, formațiuni de tip laurisilva (Calloway et al. 1996, Weltzin și McPherson 1999, Acuña-Rodríguez et al. 2006), deșerturi, limita pădurilor holarctice cu tundra, pe soluri cu un conținut crescut în gips (Saiz et al. 2014), pe halde rezultate din minerit (Torroba-Balmori et al. 2015) și succesiuni secundare.

Estimarea efectului facilitării asupra partenerilor în sistemul format de plante protectoare - plante protejate este o componentă importantă în demonstrarea existenței facilitării.

Pentru evaluarea efectului facilitării au fost propuse diferite modele teoretice, care utilizează indicatori de performanță stabiliți în absența și în prezența facilitării. Astfel de indicatori sunt: succesul reproductiv (Travis et al. 2005) sau alți indicatori de performanță care se referă la biomasă, creștere evaluată ca acoperire, înălțime, volum, număr de lujeri, creșteri anuale, număr de frunze (Pugnaire 2011).

Indicele RII (Armas et al. 2004), este un astfel de indicator, fiind o formă îmbunătățită a indicelui propus de Markham și Chanway (1996):

$$RII = \frac{P_{n+} - P_{n-}}{P_{n+} + P_{n-}}$$

unde: P_{n+} este performanța măsurată în prezența unei plante protectoare, P_{n-} este performanța măsurată în absența unei plante protectoare. Indicele ia valori în intervalul [-1:1]: negative pentru competiție, pozitive pentru facilitare și 0 pentru neutralitate.

În ultimii ani, studiile asupra relației de facilitare între plante sau categorii de organisme plasate la diferite nivele trofice au beneficiat de aplicații din teoria grafurilor care au făcut posibilă caracterizarea cantitativă a rețelelor de specii participante la relația de facilitare (Verdú și Valiente-Banuet 2008, Bastolla et al. 2009, Marcilio-Silva et al. 2015) plasate în tabloul cuprinzător al relațiilor interspecifice la nivelul comunităților (Jordano 2010). Rețea-

lele bipartite constituite din grupul plantelor protectoare și grupul plantelor protejate, analizate cu ajutorul unor indicatori caracteristici precum gradul de împachetare (nestedness), conectivitate și modularitate (modularity) au furnizat informații importante asupra structurii și dinamicii acestor sisteme. Rețelele formate de plante în cadrul relației de facilitare au rolul de a preveni extincția și determină nișa de regenerare a plantelor beneficiare fiind caracterizate de o conectivitate mare în comparație cu alte tipuri de rețele bipartite precum și un grad mare al împachetării (Verdú și Valiente-Banuet 2008).

Efectele facilitării se manifestă ierarhic, de la nivel microstațional, între parteneri individuali, la nivelul comunității și ecosistemului din care fac parte partenerii și la nivelul peisajului, fiind directe (în relație cu factori abiotici) și indirecte (în relație cu factori biotici) (tabelul 1).

Privit din perspectiva dinamicii succesionale, plantele pioniere pot fi considerate ca protectoare deoarece efectul mediogen al prezenței lor facilitează instalarea plantelor competitive caracteristice etapelor succesionale avansate cum sunt arborii (exemple sunt speciile de *Quercus*) (Connell și Slatyer 1977, Gómez-Aparicio et al. 2004, Torroba-Balmori et al. 2015). Rolul important al plantelor protectoare în procese succesionale secundare este documentat în diferite tipuri de ecosisteme din lume. Un exemplu îl reprezintă specia ierboasă *Phormium tenax*, competitor care elimină alte specii ierboase din pășuni în Noua Zeelandă, fiind în același timp o specie care favorizează germinarea și creșterea unor specii autohtone lemnoase ca *Pittiosporum crassifolium*, *Cordyline australis* sau *Olearia avicennifolium* (Reay și Norton 1999).

Relația de facilitare caracterizează și extinderea vegetației de tip forestier în culturi abandonate (succesiuni secundare) sau în locul unor formațiuni de ierburi, când condițiile locale devin favorabile vegetației forestiere, cum ar fi creșterea umidității în sol sau scă-

derea presiunii unor factori de stres de tipul pășunatului intensiv (Archer et al. 1988, Duarte et al. 2006). În unele situații acest scenariu succesional este benefic în sensul regenerării naturale a vegetației forestiere coroborată cu o serie de alte beneficii precum conservarea populațiilor de animale frugivore.

Recent au fost aduse argumente în favoarea ideii că relația de facilitare ar putea să fie reciproc avantajoasă plantelor asistate și plantelor protectoare, astfel, fiind vorba de o formă incipientă de mutualism (Sortibrán et al. 2014). La scară evolutivă, relația de facilitare între plante a contribuit la stabilizarea comunităților în condițiile modificărilor drastice de la sfârșitul terțiarului - începutul cuaternarului când a avut loc o tranziție de la un climat cu un caracter moderat la climat secetos, perioadă când au apărut principalele zone deșertice pe planetă (Axelrod 1979, Valiente-Banuet et al. 2006).

S-a emis în mod repetat ideea beneficiului reciproc indus de speciile micorizante (Selosse et al. 2007, van der Heiden și Horton 2009), dar plantele protectoare din zonele temperate și mediteraneene prezintă tipuri diferite de micorize (endomicorize arbuscular-veziculare) de plantele asistate (în general specii ectomicorizante sau cu micorizare mixtă, ectomicorize și endomicorize) (Barni și Siniscalco 2000). Există un beneficiu mutual în sensul în care prezența ciupercilor micorizante blochează situsurile infecțioase ce pot fi atacate de patogeni generalişti cu poartă de intrare radiculară, cum sunt speciile din genul *Phytophthora*. Micobionții asociați plantelor protectoare contribuie la mobilizarea fosfaților din roca mamă, nutrienți necesari dezvoltării speciilor de arbori. Un asemenea exemplu este efectul de favorizare manifestat de *Lavandula dentata* și *Thymus satureoides* asupra plantulelor de *Cupressus atlantica*, specie mediteraneană endemică în Maroc (Hafidi et al. 2013).

În alte situații, asocierea este o componentă structurală a fitocenozelor care se păstrează ca fiind pozitivă cum este cazul asocierii dintre

Tablelul 1 Efecte ale plantelor protectoare la diferite nivele (individuale, ecosistemice, de peisaj, în evoluție)

Nivelul relației binare individuale	
Ameliorarea factorilor abiotici stresanți (insolație, temperaturi crescute în aer și sol, tasarea sau conținutul scăzut în nutrienți a solului, prezența unor compuși toxici pentru plante prin sărăturare spre exemplu, secetă, vânt puternic), consolidarea terenului. Plantele protectoare oferă refugii împotriva consumatorilor (pășunat) și competitorilor. Încurajarea speciilor micorizante sau utilizarea în comun a aceluiași micobionți, contribuie la dispersia inițială a semințelor speciilor protejate prin intermediul animalelor (plantele protectoare sunt utilizate pentru a depozita sau ascunde semințe) sau prin interceptarea acestora când sunt vehiculate de vânt, utilizarea în comun a aceluiași polenizatori, protecție împotriva defoliatorilor, patogenilor, protecția insectelor fitofage împotriva dușmanilor naturali. Promovează dezvoltarea comunităților microbiene benefice din sol de care profită plantele protejate	Watt 1992; Bertness și Callaway 1994; Hacker și Bertness 1995; Hódar et al. 1998; Callaway et al. 2002; Castro et al. 2002; Padilla și Pugnaire 2006; Ren et al. 2008; Gómez-Aparicio 2009; Smit și Ruifrok 2011; Montesinos-Navarro et al. 2012; Hafidi et al. 2013; Torroba-Balmori et al. 2015; Rodríguez-Echeverría et al. 2016
Nivelul comunității și ecosistemului	
Sunt specii fondatoare, contribuie la creșterea biodiversității și complexității biocenozelor prin ameliorarea condițiilor de mediu, determină o creștere a complexității și heterogenității habitatelor, induc încurajarea preferențială a speciilor rare, modificări la nivel local al ritmului descompunerii și influențează circuitul nutrienților, contribuie la creșterea complexității habitatelor. Determină extinderea nișei realizate a plantelor protejate	Mills et al. 1993; Hacker și Gaines 1997; Reay și Norton 1999; Stachowicz 2001; Schöb et al. 2012; McIntyre și Fajardo 2014; Soliveres et al. 2015; Stachowicz 2012
Nivelul peisajului	
Contribuie la creșterea conectivității la nivel de peisaj, modelează structura spațială a comunităților, dirijează procesele succesionale primare și secundare, au rol în asigurarea reproductivă a plantelor protejate și contribuie la succesul dispersiei, oferă resurse și refugii pentru organisme plasate la alte nivele trofice (păsări, mamifere, insecte polenizatoare și prădătoare) sau pentru plante rare, periclitare.	Chettleburg 1955; Connell și Slatyer 1977; McDonnell și Siles 1983; Kollman și Schill. 1996; Levine 1999; Kollman 2000; Jordano 2001; Gómez 2003; Tirado și Pugnaire 2005; Gómez-Aparicio et al. 2004; Herrera et al. 2011; McIntyre și Fajardo 2014; Soliveres et al. 2015; Torroba-Balmori et al. 2015;
Nivelul evoluției	
Modifică traiectoriile evolutive și filogenetice ale plantelor protejate, fiind legate de nișele lor de regenerare. Evoluția și stabilizarea comunităților de plante în perioade cu o climă marcată de extreme ca la începutul cuaternarului a fost posibilă datorită manifestării efectului plantelor protectoare.	Stachowicz 2001; Valiente-Banuet et al. 2006; Valiente-Banuet și Verdú 2007; Sortibrán et al. 2014

Austrocedrus chilensis și specii de arbuști ca *Berberis buxifolia*, *Discaria articulata* și specia exotică pentru regiune, *Rosa rubiginosa* în condițiile xerice din nord-vestul Patagoniei (Nuñez et al. 2009). În acest caz, competiția

pentru apă este evitată prin dezvoltarea unui sistem radicular pivotant al arborilor care astfel induc o partiție spațială a nișei ecologice.

Microhabitatele create de plantele protectoare permit în mod direct instalarea unor

alte specii de organisme contribuind astfel la creșterea biodiversității și structurarea comunității (Bruno și Bertness 2001), funcționează în acest context ca ingineri de ecosistem sau specii fondatoare (Bertness și Callaway 1994).

Plantele protectoare intervin în distribuția spațială a plantelor protejate intervenind indirect în dispersia semințelor care este un fenomen de primă importanță în demografia populațiilor de plante (Jordano 2001). În acest context, dispersia semințelor speciilor lemnoase joacă un rol esențial în dinamica populațiilor (Herrera et al. 2011). Dispersia semințelor arborilor care ulterior beneficiază de ajutorul plantelor protectoare este un fenomen stohastic mediat de vânt la speciile cu semințe adăpostite în fructe mici sau ușoare (*Carpinus*, *Betula*, *Populus*) sau de animale în cazul speciilor cu semințe protejate de fructe relativ mari, cum sunt ghindele la cvercinee sau jirul la *Fagus sylvatica*. Plantele protectoare interceptează semințele ușoare antrenate de vânt care se depun astfel în mod preferențial la adăpostul lor. În dispersia ghindei de *Quercus petraea* în pășunile abandonate, un rol important îl joacă gaițele (*Garrulus glandarius*) (Chettleburgh 1955, Kollmann și Schill 1996, Gómez 2003) care folosesc adăpostul creat de arbuști pentru a depozita ghinda.

Structura spațială a comunităților de plante în care acționează ca mecanism de asamblare facilitarea este caracterizată de predominanța agregărilor care duc la un aspect mozaicat a vegetației, fapt observat în cele mai multe din ecosistemele expuse unor extreme ale factorilor de mediu (secetă, variații mari de temperatură, carență de nutrienți în sol, nivel ridicat al radiației solare) (Tirado și Pugnaire 2005)

Relația de facilitare se propagă în rețelele trofice ale biocenozelor în sensul în care plantele protectoare funcționează ca refugii pentru insecte fitofage. Un exemplu prezentat de Hacker și Bertness (1995) se referă la plantele protectoare reprezentate de *Juncus gerardi* și plantele protejate de *Iva fructescens* în zonele mlăștinoase sărăturate din estul Statelor Unite.

Asociate sistemului *Juncus-Iva* cu plante de talie redusă sunt și alte specii de plante ce reprezintă sursa de hrană pentru afide, plante care vegetează și în arii lipsite de cele două specii ce interacționează facilitativ. Insectele care se hrănesc la adăpostul sistemului de plante sunt ferite de prădători în timp ce insectele care se hrănesc în afara perimetrului asigurat sunt expuse acestora până la dispariție.

Rolul plantelor protectoare este reconsiderat din perspectiva teoriei facilitării ca fiind unul din mecanismele de generare a biodiversității, prin intermediul speciilor fondatoare (Mills et al. 1993, McIntyre și Fajardo 2014). În sens larg, aceste sisteme de plante creează biodiversitate datorită efectului de nișă ecologică lărgită. Plantele protectoare favorizează creșterea și dezvoltarea altor plante la adăpostul lor oferind microhabitate optimizate pentru germinarea semințelor, dezvoltarea plantelor tinere, protecția împotriva ierbivoriei, acces la polenizatori și o nutriție îmbunătățită prin activitatea micorizelor (Callaway et al. 2002, Padilla și Pugnaire 2006, Ren et al. 2008).

Aplicații practice ale relației de facilitare

Studiul interacțiunii plantelor a oferit soluții practice în diferite domenii, precum reconstrucția ecologică, rehabilitarea ecosistemelor degradate sau regenerarea și managementul unor tipuri de ecosisteme inclusiv a celor forestiere (Letourneau et al. 2004). Exemplele vin și din conservarea speciilor rare sau relicte, proiectarea coridoarelor verzi, valorificarea durabilă a resurselor (utilizarea fructelor sau altor părți de plante în scopuri medicinale, în economia umană, cât și de către fauna sălbatică), utilizarea în sisteme silvo-pastorale (Garcia și Obeso 2003, Gomez-Aparicio et al. 2004, Gómez-Aparicio 2009, Cuevas et al. 2013).

Prezentarea unor rezultate ilustrează utilitatea practică a exploatării relației de facilitare dintre plante. Una din primele aplicații ale

sistemului plantelor protectoare-plante protejate a constat în reabilitarea unor terenuri degradate cu vegetație forestieră. De altfel, paradigma ecologiei reabilitării constă în direcționarea ecosistemelor degradate către un stadiu țintă (de exemplu, ecosistem forestier) prin re-inițierea procesului succesional (Hobbs și Norton 1996).

Specii de arbori caracteristice pentru stadii succesionale timpurii, tolerante la stres, pot funcționa ca plante protectoare pentru specii de arbori caracteristice stadiilor succesionale avansate, care au nevoie de umbră în stadiile de vârstă inițiale, precum și pentru specii de arbuști. În acest context s-au obținut rezultate în zona de ecoton dintre formațiuni de ierburi și păduri din munții Stâncosu (Baumeister și Callaway 2006) și în sud-estul Spaniei (munții Sierra Nevada), în condiții de climat mediteranean și pășunat intens (Gómez et al. 2001).

În regenerările artificiale în care se utilizează plante protectoare, în afara beneficiilor de natură economică, beneficiile ecologice sunt net superioare schemelor clasice deoarece plantele formează un mozaic al texturilor care oferă o mai bună protecție împotriva patogenilor, consumatorilor și variațiilor microclimatice, în același timp favorizează un nivel crescut al diversității apropiate de modelele naturale (Watt 1992, Castro et al. 2002, Hódar et al. 1998). Rezultate asemănătoare au fost obținute în Chile, pe halde de steril rezultate din minerit (Cuevas et al. 2013).

În ecosisteme expuse unor perturbări majore și ciclice de tipul incendiilor sau care au suferit o perturbare catastrofală prin apariția haldelor de steril, reconstrucția ecologică se bazează pe plante protectoare pentru inițierea unui proces succesional secundar (Siles et al. 2010). Un studiu dezvoltat pe halde de steril rezultate în urma extracției de cărbuni în nordul Spaniei în apropiere de Palencia, a urmărit utilizarea plantelor protectoare pentru reinstalarea speciilor *Quercus petraea* și *Q. pyrenaica* în condițiile unei reabilitări prealabile cu ierburi. Cum factorii limitativi cei mai importanți au constat în pășunat, seceta și căldura din timpul

sezonului de vară, experimentele au urmărit evidențierea beneficiilor aduse de plantele protectoare în cultivarea unor specii afectate în general de insolajia puternică din plantațiile clasice (Torroba-Balmori et al. 2015).

O variantă de abordare a combinațiilor de plante protectoare și plante protejate atunci când sunt urmărite cu preponderență interesele economice este și utilizarea culturilor protectoare care pot fi valorificate într-o primă fază, după ce au asigurat dezvoltarea puietilor țintă. Una din speciile protectoare recomandate (Lowe et al. 2012) este mesteacănul, *Betula* sp. care asigură o reducere a intensității luminoase protective față de puietii altor specii protejate de foioase.

O altă utilizare a relației de facilitare a fost în reintroducerea speciilor relict sau periclităte în arealele lor naturale. De altfel, această aplicație a modelului facilitării pare a fi și cea mai bună soluție practică în programele de reconstrucție ecologică (McIntire și Fajardo 2014). Un exemplu în acest sens îl constituie reintroducerea speciei vulnerabile *Acer opalus* subsp. *granatense*, care edifică populații restrânse, răspândite în zone muntoase ale Peninsulei Iberice, amenințate datorită creșterii fragmentării habitatelor prin diferite activități umane și datorită presiunii pășunatului cu specii de ungulate mari (Gomez-Aparicio et al. 2004). În mod asemănător a fost abordată reconstrucția ecologică a ecosistemelor cu *Taxus baccata* în zona mediteraneană, în lanțul muntos Cantabric (Garcia et al. 2000, Garcia și Obeso 2003). Arbuștii protectori apără puietii de tisă împotriva înghețului, împotriva consumului de către animale ierbivore și împotriva competiției din partea altor plante ierboase determinând astfel apariția unei nișe de regenerare. Dispersia semințelor de tisă este asigurată de păsări, în special specii ale genului *Turdus* precum și de rozătoare mici, astfel organismele implicate în facilitarea regenerării tisei fiind plasate la nivele diferite ale rețelei trofice. Acest fapt arată că programele de reabilitare ecologică trebuie gândite complex, luând în considerare relațiile interspecifice în care sunt

implicate speciile țintă atât la nivel local, al unui ecosistem, cât și la nivel de peisaj. Cum tisa este o specie de interes în România ca element de biodiversitate precum și prin utilizările ei în farmacologie, modelul prezentat cu utilizarea plantelor protectoare este demn de luat în considerare.

Un studiu de amploare a arătat că plantele protectoare au un rol important în conservarea speciilor rare mai puțin competitive, comparativ cu speciile comune, folosind baza de date a Listelor Roșii a IUCN (Soliveres et al. 2015). Unul din efectele indirecte ale facilitării îl reprezintă și creșterea complexității și heterogenității habitatelor datorită existenței plantelor de dimensiuni relativ mari (arbori izolați, arbuști) ce funcționează ca refugii pentru plante de mici dimensiuni cum sunt ierburile sau stadiile tinere ale arborilor (Aarsen et al. 2006). În domeniul alpin caracterizat de prezența unor habitate rare și vulnerabile în fața schimbărilor climatice, plantele care formează rozete creează un microclimat caracterizat de variații mai puțin ample ale factorilor de mediu și o mai bună aprovizionare cu nutrienți (Anthelme et al. 2014).

Arbuștii țepoși au o importanță mare în cazul trupurilor de pădure restrânse ca suprafață într-un covor vegetal reprezentat de alte formațiuni de vegetație (pășuni, terenuri cultivate), expuse unei presiuni crescute prin pășunat. Regenerarea naturală a unor specii care sunt palatabile pentru animalele ce pășunează, precum *Quercus robur* sau *Fraxinus excelsior* depinde aproape exclusiv de existența unor specii de arbuști ca *Prunus spinosa* și *Crataegus monogyna* (Bakker et al. 2004) și face parte ca proces dintr-un scenariu succesional cu schimbări ciclice în mozaicurile cu vegetație forestieră rară, pășunile împădurite ce includ pășune propriu-zisă, tufărișuri și arbori dispersați (Olf et al. 1999). Peisajele cu vegetație lemnoasă compusă din arbori și arbuști sunt variate și formează un gradient de la vegetație tipică de pădure până la vegetație tipică de pășune. Totuși trebuie luat în considerare un fapt important, vegetația nat-

urală a Europei Centrale este reprezentată cu puține excepții de păduri (Ellenberg 1988). Ca atare, arbuștii țepoși, odată instalați joacă un rol crucial prin inițierea tranziției de la pășune la teren împădurit, sunt după cum s-a specificat anterior, specii fondatoare. Ca atare, instalarea vegetației arbustive este la rândul ei un factor cheie. Aceasta depinde de aportul de semințe (existența speciilor de arbuști în zonă), de căile de dispersie a semințelor și de capacitatea de supraviețuire a plantelor tinere (sub un an și peste un an) (Smit și Ruifrok 2011).

În situații des întâlnite, colonizarea unor terenuri agricole abandonate sau a unor pășuni, este considerată drept un fenomen negativ pentru combaterea căruia se alocă resurse considerabile. În contextul scăderii alarmante a suprafețelor împădurite, interesele economice ale populațiilor locale centrate de stimularea pășunatului cu animale domestice trebuie re-evaluate având în vedere sustenabilitatea pe termen lung a modului de folosință a terenurilor. O soluție în acest sens ar constitui-o încurajarea formelor mixte, precum pășunile cu vegetație lemnoasă (Bergmeier et al. 2010). Cum regenerarea naturală a vegetației forestiere în terenuri agricole abandonate sau în pășuni este limitată de dispersia semințelor sau/și de lipsa habitatelor favorabile (Ehrlén și Eriksson 1992) avanposturile de regenerare create de plantele protectoare sunt importante. La rândul lor, arbuștii protectori colonizează aceste terenuri sub același tip de constrângeri legate de dispersie și de existența habitatelor favorabile dar caracterul lor euritop le permite să colonizeze terenuri afectate de variații ample ale unor factori de mediu ca seceta sau insolajia puternică.

Meta-analize care au luat în considerare experimente de împădurire folosind plante protectoare în diferite zone climatice și în situații diferite sub aspectul factorilor limitativi au arătat că arbuștii protectori cresc șansele de supraviețuire a puietilor de patru ori în comparație cu schemele clasice de împădurire în care puietii nu sunt protejați în câmp deschis (Gómez-Aparicio et al. 2004).

Observații preliminare asupra fenomenului de facilitare în nord-vestul Transilvaniei

Studii axate pe interacțiuni de tip facilitativ și plante protectoare în România nu sunt semnificate până în momentul de față după cum arată și o meta-analiză realizată de Filazzola și Lortie (2014). Utilitatea inițierii unor asemenea studii este evidentă atât sub aspect teoretic cât și prin aplicațiile în reabilitarea terenurilor degradate, conservarea biodiversității mai ales în zone ce includ sisteme silvo-pastorale sau managementul ariilor protejate.

Peisajul ce include vegetație de tip forestier este diversificat în Transilvania și reunește ecosisteme naturale precum și ecosisteme antropizate de un tip particular, pășunile cu arbori. Acestea sunt definite ca suprafețe în care vegetează arbori (cu consistența 0,2-0,4), tipurile dominante de vegetație fiind reprezentate de formațiuni de ierburi folosite pentru pășunat (Spencer și Kirby 1992), cunoscute ca unele din cele mai vechi forme de folosință a terenurilor încă din neolitic (Hartel et al. 2013). Pășunile cu arbori formează habitate semi-naturale, cu o biodiversitate unică fiind printre cele mai periclitate în momentul de față în Europa (Bergmeier et al 2010). Sursele de arbori sunt pe de o parte ecosistemele forestiere apropiate și pe de altă parte, arborii veterani din aceste formațiuni de vegetație (Hartel et al. 2013). Regenerarea speciilor de arbori este asigurată de plante protectoare, în general arbuști în acest tip de ecosistem caracterizat de stresul indus de pășunat. Rolul arbuștilor protectori pentru semințis este fără îndoială de primă importanță în acest context. Pășunile cu arbori sunt la rândul lor constituite din alternanțe de pășuni cu arbori izolați, tufărișuri rare sau dense, crânguri, în fapt, un mozaic de etape sucesionale secundare.

Astfel de ecosisteme studiate în sudul Transilvaniei, în zona rezervației Breite sunt o moștenire culturală importantă, fiind inițiate de sași încă din secolul al XII-lea (Gündisch, 1998, Hartel et al. 2013, Öllerer 2014) ca terenuri plurifuncționale: pășuni pentru o serie de

animale domestice, dar și resursă de lemn și de umbră pe timpul verii prin arbori (*Quercus robur*, *Q. petraea*, *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*) (Hartel și Plieninger 2014). Datorită pășunatului, regenerarea arborilor depinde de existența arbuștilor țepoși, cu fructe cărnoase. Pășunatul moderat contribuie la menținerea acestor sisteme dar regenerarea arborilor se bazează pe protecția oferită de arbuștii protectori precum *Crataegus monogyna* sau *Prunus spinosa* (Smit și Ruifrok 2011). Pășunatul constant, de intensitate scăzută, cu animale domestice constă în 50-100 zile de pășunat pe hectar, pe an și poate fi considerat ca mod optim de management al acestor ecosisteme mixte (Van Uytvanck 2009).

În terenurile degradate prin suprapășunat, cu formare ulterioară de ravene și arii lipsite de vegetație lemnoasă, numeroase în Transilvania, procesul sucesional se îndreaptă spre colonizarea ravenelor cu arbuști și ulterior arbori date fiind condițiile microstaționale protejate din ravene (astfel de suprafețe sunt întânite în jurul orașului Cluj-Napoca). Aceste elemente creează conectivitate la nivelul peisajului și permit extinderea ulterioară a vegetației lemnoase după un model documentat în condițiile climei mediteraneene (Siles et al. 2010).

Din observațiile noastre preliminare desfășurate în diferite regiuni din nord vestul Transilvaniei (zonele periurbane Hoia și Făget, jud. Cluj; Jebuc, Stana, Gălășeni, jud. Sălaj; Șinteu, Hidișel, jud. Bihor), privind creșterea unor arbori în apropierea lizierelor pădurilor acolo unde zona de ecoton este reprezentată de arbuștii și arborii toleranți la iluminare puternică din speciile *Rosa canina*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Rubus* sp. și *Pyrus pyraeaster* a reieșit că dezvoltarea acestora este viguroasă fiind protejați de factori precum pășunatul, insolația puternică și seceta (fig. 1).

Observații sistematice au fost desfășurate până în momentul de față în zona periurbană a municipiului Cluj-Napoca, rezultate parțiale fiind prezentate mai jos. Investigațiile arată că specii precum *Q. petraea*, *Q. robur*, *Q. pubes-*

cens, *Populus tremula*, *Pyrus pyraster*, *Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Tilia cordata*, *Corylus avellana*, *Prunus avium*, *Fagus sylvatica* pot fi găsite vegetând în afara pădurii la baza arbuștilor țepoși în imediata apropiere a lizierei sau la câteva zeci de metri, în zone ca pășunile cu arbori sau în terenuri agricole abandonate și invadate succesional de arbuști. Ecosistemele forestiere din această zonă sunt

reprezentate de șleauri de deal cu gorun (tip de stațiune 5132), formând mozaicuri de pășuni cu vegetație lemnoasă reprezentată de arbuști țepoși și arbori, afectate în cea mai mare parte de suprapășunat precum și tufărișuri subcontinentale peri-panonice cu *Crataegus monogyna* și *Prunus spinosa* (R3122 rețeaua Natura 2000 - în zona pădurilor periurbane ale municipiului Cluj-Napoca) sau terenuri agricole abando-



Figura 1 Exemple de asocieri dintre plante protectoare și plante protejate: 1. *Prunus avium* (planta protejată) depășind în creștere plantele protectoare *Rosa canina* și *Crataegus monogyna*, Gălășeni, jud. Sălaj; 2. *Populus tremula* (planta protejată) cu *Rosa canina* și *Crataegus monogyna* (plante protectoare), pădurea periurbană Hoiia, Cluj-Napoca; 3. *Fagus sylvatica* (plantă protejată) în afara pădurii cu *Crataegus monogyna* și *Ligustrum vulgare*, pădurea periurbană Făget, Cluj-Napoca; 4. *Quercus robur* (plantă protejată) cu *Rosa canina* (planta protectoare) la marginea pădurii localitatea Hidișel, jud. Bihor; 5. *Quercus pubescens* (planta protejată) cu *Crataegus monogyna* (planta protectoare) la marginea pădurii periurbane Hoiia, Cluj-Napoca.

nate. Arboretele din zonă cercetată sunt amestecuri de foioase dominate de gorun, stejar, cu insule de stejar pufos și hibrizi ai acestor specii de cvercinee, în momentul de față afectate puternic de extinderea construcțiilor de locuințe și drumuri, pășunat, precum și turism de masă.

Ca instrument de analiză a relației dintre cele două categorii de plante s-a utilizat o rețea bipartită în care nodurile sunt reprezentate de speciile de plante, iar legăturile dintre plantele protejate și plantele protectoare, prin segmente. Rețeaua bipartită se bazează pe observațiile noastre preliminare realizate în 2015 în 3 suprafețe de probă (transecte de 50 m lungime), în zona pădurii periurbane Hoia din apropierea municipiului Cluj-Napoca, arată că în condiții de pășunare cu oi, capre și vite, cu intensități variabile de la un an la altul, instalarea puieților unor specii de arbori este asociată cu arbuștii. Terenul se află la o altitudine de 430 m, expoziție sudică, pe un versant inferior ondulat cu arbori diseminați (*Quercus petraea*, *Q. robur*, *Q. pubescens*, *Carpinus betulus*, *Pyrus pyraeaster*, *Tilia cordata*, *Populus*

tremula, *Prunus avium*) și arbuști ce formează un gradient al densității de la tufărișuri dense la indivizi dispersați (*Rosa canina*, *Prunus pinosa*, *Rubus hirtus*, *Crataegus monogyna*, *Corylus avellana*).

Din rețeaua generată (fig. 2) se observă că ponderea cea mai mare ca arbuști protectori după numărul de puieți protejați revine speciilor *Crataegus monogyna* și *Rosa canina* în suprafețele investigate. Astfel, speciile protective de perspectivă conform datelor noastre preliminare sunt: *Rosa canina*, *Crataegus monogyna* și *Prunus spinosa*, specii cu utilizări medicinale valoroase (pe lângă rolul important protectiv semnalat).

Este important de menționat că efectul de protecție se instalează la scurt timp după apariția plantelor protectoare, după 2-3 ani când plantele diferențiază un număr mare de spini (fenomen observat și la *Prunus spinosa* sau *Crataegus monogyna*) (Smit și Ruifrok 2011). Totuși, arhitectura organelor supraterrane și dimensiunile arbuștilor joacă un rol important în efectul de protejare: o arie efectivă minimă trebuie să depășească 2 m² în cazul speciei *Crataegus monogyna* (Alias et al. 2010).

Un alt aspect observat a fost acela că arbuștii protectori asigură adăpost și unor specii ierboase care dispar în ariile adiacente afectate de suprapășunat contribuind în acest mod la conservarea locală a biodiversității, conform modelului heterogenității habitatelor și facilitării induse de diferențele dimensionale între plante, confirmat și de alți autori (Aarsen et al. 2006, McIntire și Fajardo 2014).

Rosa canina este un arbust candidat ca plantă protectoare pentru speciile de *Quercus*, datorită robusteții și caracterului euritop (Fig. 2). Fructificarea este anuală dar semințele au o rată de germinare redusă ceea ce

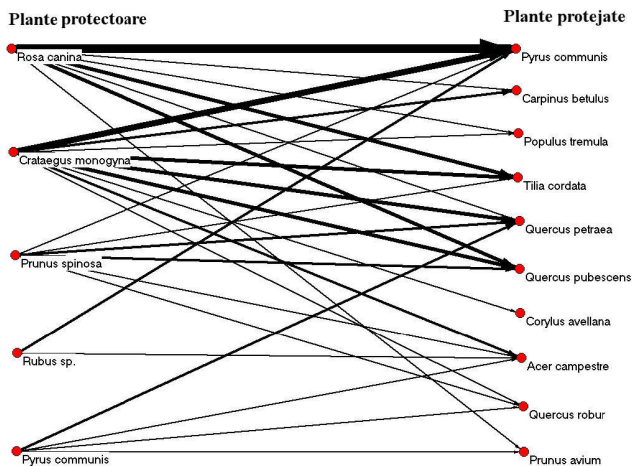


Figura 2 Rețea bipartită stabilită între specii de plante protectoare (în stânga) și speciile de plante protejate (în dreapta), în zona pădurii Hoia (Cluj-Napoca), iulie 2015. Arcele de unire între nodurile rețelei au grosimile proporționale cu numărul de asocieri observate între specia protectoare și specia protejată

sugerează că procesul este secvențial, rezerva principală fiind banca de semințe din sol. Datorită caracteristicilor regenerării naturale, practic este a se utiliza butași înrădăcinați sau plante provenite din regenerării naturale de *Rosa canina* în lucrările de reabilitare sau reconstrucție ecologică. Ca exemplu specia fost folosită în programe de reconstrucție ecologică în Turcia (Güner et al. 2011). Este o specie considerată multifuncțională datorită utilizărilor în economia umană precum și ca poziție în fitocenozele la care participă. Răspândirea speciei este determinată de o serie de condiții de mediu ca expoziție, altitudine, pantă, roca mamă sau factori edafici precum conținutul de Ca, P, reacția solului și aprovizionarea acestuia cu apă (Güner et al. 2011).

Crataegus monogyna este un alt candidat de perspectivă în încurajarea regenerării cu arbori de stadii avansate succesionale (*Quercus petraea*, *Q. robur*, *Q. pubescens*, *Q. cerris*) (Fig. 2). Consumul de semințe și fructe de către fauna locală reprezintă o limitare a dispersiei arbuștilor. S-a constatat că fructele de *Crataegus monogyna* sunt consumate într-o măsură mai mică în interiorul pădurilor comparativ cu arbuștii ce vegetează în teren deschis (Bruun et al. 2010).

Prunus spinosa, răspândit frecvent în pășuni sau pe terenuri degradate este dependent de asemenea de dispersia asigurată de păsări și mamifere dar capacitatea de a se extinde clonal îi asigură populații relativ stabile și dense. Controlul extinderii clonale este datorat iepurilor așa că în zonele cu populații numeroase de iepuri, porumbarul edifică populații rare (Smit și Ruifrok 2011).

Din cele prezentate reiese că sunt utile și necesare în viitor studii care să inventarieze într-o primă fază ecosistemele și peisajele în care apare sistemul plantelor protectoare-plante protejate ca ulterior să se experimenteze care sunt cele mai eficiente combinații între cele două categorii de parteneri. Situațiile în care acest sistem ar avea aplicații de perspectivă ar fi: procese succesionale secundare pe terenuri degradate, în terenuri caracterizate de stresuri

abiotice și biotice, în reconstrucții și reabilitări ecologice, în conservarea unor comunități și habitate rare sau periclitare.

Concluzii

Relația de facilitare este un factor modelator în structurarea comunităților de organisme, devenind noua paradigmă a ecologiei ecosistemelor cu importante aplicații practice în managementul ecosistemelor. Relația plantă protectoare - plantă protejată modelează modul de asamblare a comunităților de plante expuse unor factori abiotici sau/și biotici stresanți contribuind la menținerea biodiversității și a stabilității la nivel ecosistemic și la nivel de peisaj. În țara noastră, sisteme semi-naturale, precum pășunile împădurite (cu consistența mai mare de 0,4) și pășunile cu vegetație lemnoasă reprezentată de arbuști și arbori (cu consistență între 0,2 și 0,4), sunt exemple de ecosisteme în care se întâlnește relația de facilitare.

Reabilitarea terenurilor degradate folosind vegetație lemnoasă ar trebui regândită, în multe situații fiind preferabilă o abordare conformă principiilor de funcționare a ecosistemelor naturale în care modelele bazate pe relația de facilitare pot fi luate în considerare pentru modul de manipulare a resurselor naturale pe termen lung. Aceasta înseamnă obținerea unor ecosisteme stabile și nu a unor plantații în care sunt slab reprezentate celelalte componente biocenotice. Costurile implicate de asemenea abordări ar putea fi mai mici pe termen lung iar rezultatele, stabile.

În proiectele de reabilitare sau reconstrucție ecologică selecția plantelor protectoare și a modelului spațial de plantare ar fi decizii importante, în medii caracterizate de variații extreme ale unor factori, selecția speciilor locale capabile să îmbunătățească condițiile micro-staționale devenind un factor cheie în reușită. În condițiile concrete ale țării noastre, speciile spinose, nepalatabile de plante protectoare se pot utiliza în stațiuni afectate de pășunat mai

ales în contextul în care a avut loc o creștere semnificativă a efectivelor de animale domestice ce exercită o presiune tot mai mare asupra ecosistemelor naturale. Alte situații în care se recomandă aplicarea sistemului de plante protejate-plante protectoare ar fi conservarea unor comunități periclitate de plante sau reintroducerea unor plante lemnoase cu valoare de conservare, dispărute din zonele de origine din cauze antropice.

În contextul schimbărilor climatice globale, comunitățile de plante vor fi expuse unei tranziții dramatice în regimul de variație și de perturbare a factorilor de mediu ceea ce va duce la modificarea dinamicii interacțiunilor dintre specii, implicit a dihotomiei competiție-facilitare. Extinderea aridizării, modificarea altitudinală și latitudinală a arealelor unor specii vor pune amprenta pe tipul de relație dintre plante în cadrul comunităților, și din acest motiv modelul facilitării prezent în zonele aride și semi-aride sau în zonele alpine este util pentru a face predicții și a modifica strategii de gospodărire a resurselor naturale.

Bibliografie

- Aarsen L.W., Schamp B.S., Pither J., 2006. Why are there so many small plants? Implications for species coexistence. *Journal of Ecology* 94(3): 569-580.
- Acuña-Rodríguez I.S., Cavieres L.A., Gianoli E., 2006. Nurse effect in seedling establishment. Facilitation and tolerance to damage in the Andes of Central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 79(3): 329-336.
- Alias S., Bianchi L., Calamini G., Gregori E., Sioni S., 2010. Shrub facilitation of *Quercus ilex* and *Quercus pubescens* regeneration in Central Sardinia (Italy). *iForest* 3: 16-22.
- Anthelme F., Cavieres L.A., Dangles O., 2014. Facilitation among plants in alpine environments in the face of climate change. *Frontiers in Plant Science* 5 doi: 10.3389/fpls.2014.00387.
- Antonsson H., Björk R.G., Molan U., 2009. Nurse plant effect of the cushion plant *Silene acaulis* (L.) Jocq. In an alpine environment in the subarctic Scandes, Sweden. *Plant Ecology and Diversity* 2(1): 17-25.
- Archer S., Scifres C., Bassham C.R., 1988. Autogenic succession in a subtropical savanna: conversion of grassland to thorn woodland. *Ecological Monographs* 58(2): 111-127.
- Armas C., Ordiales R., Pugnaire F., 2004. Measuring interactions: a new comparative index. *Ecology* 85(10): 2682-2686.
- Axelrod D.I., 1979. Age and origin of the Sonoran Desert vegetation. *Occas. Pap. Calif. Acad. Sci.*, 132: 1-74.
- Bakker E.S., Olf H., Vandenberghe C., de Maeyer K., Smit R., Gleichman J.M., Vera F.W.M., 2004. Ecological anachronisms in the recruitment of temperate light-demanding tree species in wooded pastures. *Journal of Applied Ecology*, 41(3): 571-582.
- Baraza E., Valinte-Banuet A., 2008. Seed dispersal by domestic goats in semiarid thornscrub in Mexico. *Journal of Arid Environments* 72(10): 1973-1976.
- Barni E., Siniscalco C., 2000. Vegetation dynamics and arbuscular mycorrhizae in old field successions of the western Italian Alps. *Mycorrhiza* 10(2): 63-72.
- Bastolla U., Fortuna M.A., Pascual-Garcia A., Ferrera A., Luque B., Bascompte J., 2009. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. *Nature* 458. doi: 10.1038/nature07950.
- Baumeister D., Callaway R.M., 2006. Facilitation by *Pinus flexilis* during succession: a hierarchy of mechanisms benefits other plant species. *Ecology* 87(7): 1816-1830.
- Beldie, Al. Pridvornic, C. 1959. Flori din munți noștri. Ed. Științifică, București.
- Bergmeier E., Petermann J., Schröder E., 2010. Geobotanical survey of wood-pasture habitats in Europe: diversity, threats and conservation. *Biodiversity and Conservation* 19(11): 2995-3014.
- Bertness M. D., Callaway R., 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9(5): 191-193.
- Bronstein J.L., 1994. Our current understanding of mutualism. *The Quarterly Review of Biology* 69(1): 31-51.
- Bronstein J.L., 2009. The evolution of facilitation and mutualism. *Journal of Ecology* 97(6): 1160-1170.
- Brooker R.W., Callaghan T.V., 1998. The balance between positive and negative plant interactions and its relationship to environmental gradients. *Oikos* 81(1): 196-207.
- Brooker R.W., Maestre F.T., Callaway R.M., Lortie C.L., Cavieres L.A., Kunstler G., Liancourt P., Tielbörger, K., Travis J.M.J., Anthelme F., Armas C., Coll L., Corcket E., Delzon S., Forey E., Kikvidze Z., Olofsson J., Pugnaire F., Quiroz C.L., Saccone P., Schifffers K., Seifan M., Touzard B., Michalet R., 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present and the future. *Journal of Ecology* 96(1): 18-34.
- Bruno J.F., Stachowicz J.J., Bertness M.D., 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution* 18(3): 119-125.
- Bruno, J.F. Bertness, M.D., 2001. Habitat modification and facilitation in benthic marine communities. In: Bertness, M.D. et al., (eds.), *Marine community ecology*, pp. 201-218, Sinauer
- Bruun H.H., Valtinat K., Kollmann J., Bruner J., 2010. Post-dispersal predation of woody forest species limits recolonization of forests on ex-arable land. *Preslia* 82(3): 345-356.
- Callaway R.M., 1995. Positive interactions among plants. *Botanical Reviews* 61(4): 306-349.

- Callaway R.M., 2007. Positive interactions and interdependence in plant communities. Dordrecht, The Netherlands, Springer. 404 p.
- Callaway R.M., Brooker R.W., Choler P., Kikvidze Z., Lortie C.J., Michalet R., Paolini L., Pugnaire F.I., Newingham B., Aschehoug E.T., Armas C., Kikodze D., Cook B.J., 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature*, 417: 844–848.
- Callaway R.M., de Lucia E.H., Moor F., Nowak R., Schlesinger W.H., 1996. Competition and facilitation contrasting effects of *Artemisia tridentata* on desert vs. Montane pines. *Ecology* 77(7): 2130-2141.
- Callaway R.M., Walker L.R., 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78(7): 1958-1965.
- Castillo L.P.J., Verdú M., Valiente-Bunuet A., 2010. Neighborhood phylodiversity affects plant performance. *Ecology* 91(12): 3656-3663.
- Castro J., Zamora R., Hódar J.A., Gómez J.M., 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* 10(2): 297-305.
- Chettleburgh M.R., 1955. Further notes on recovery of acorns by jays. *British Birds* 48:183–184.
- Clements F.E., 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Series: Carnegie Institution of Washington, DC Publication no. 242.
- Connell J.H., Slatyer R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111(982): 1119-1144.
- Cuevas J.G., Silva S.I., León-Lobos P., Ginocchio R., 2013. Nurse effect and herbivory exclusion facilitate plant colonization in abandoned mine tailings storage facilities in north-central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 86: 63-74.
- Dayton P.K., 1975. Experimental evaluation of ecological dominance in a rocky intertidal algal community. *Ecological Monographs* 45(2): 137-159.
- Doniță N., Popescu A., Paucă-Comănescu M., Mihăilescu S., Biriș, I.A. 2005. Habitatele din România. Editura Tehnică Silvică, București. 496 p.
- Duarte L.D.A.S., Dos-Santos M.M.C., Hartz S.M., 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grasslands in South Brazil. *Austral Ecology* 31(4): 520-528.
- Ehrlén J., Eriksson O., 1992. Dispersion limitation and patch occupancy in forest herbs. *Ecology* 81(6): 1667-1674.
- Ellenberg H., 1988. Vegetation ecology of Central Europe: fourth edition. Cambridge University Press. 731 p.
- Feldman T.S., Morris W.F., Wilson W.G., 2004. When can two plant species facilitate each other's pollination? *OLKOS* 105(1): 197-207.
- Filazzola A., Lortie C.J., 2014. A systematic review and conceptual framework for the mechanistic pathways of nurse plants. *Global Ecology and Biogeography* 23(12): 1335-1345.
- Franco A.C., Nobel P.S., 1989. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. *Journal of Ecology* 77(3): 870-886.
- García D., Obeso R., 2003. Facilitation by herbivore-mediated nurse plants in threatened tree, *Taxus baccata*: local effects and landscape level consistency. *Ecography* 26(6): 739-750.
- García D., Zamora R., Hódar J., Gómez J.M., Castro J., 2000. Yew (*Taxus baccata*) regeneration is facilitated by fleshy-fruited shrubs in Mediterranean environments. *Biological Conservation* 95: 31-38.
- Gause G.F., Witt A.A., 1935. Behaviour of mixed populations and the problem of natural selection. *The American Naturalist* 69(725): 596-609.
- Gómez J.M., 2003. Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape. *Ecography* 26: 573–584.
- Gómez L., Zamora R., Hódar J. A., Gómez J. M., Castro J., 2001. Facilitation of tree seedlings by shrubs in Sierra Nevada (SE Spain): disentangling the mechanisms. In: Radoglou, K. (ed.), Forest research: a challenge for an integrated European approach, vol. 1. NAGREF, Forest Research Institute, Thessaloniki, pp. 395-400.
- 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.
- Gómez-Aparicio L., Zamora R., Gómez J.M., Hódar J.A., Castro J., Baraza E., 2004. Applying plant facilitation to forest restoration in Mediterranean ecosystems: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14(4): 1128–1138.
- Grime J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* 111: 1169–1194.
- Gündisch K., 1998. Siebenbürgen und die Siebenbürger Sachsen [Transylvania and the Transylvanian Saxons]. Studienbuchreihe der Stiftung Ostdeutscher Kulturrat 8, Munich
- Güner S.T., Ozkan K., Comez A., 2011. Key factors in the site selection of *Rosa canina* (L.) applying the generalized additive model. *Polish Journal of Ecology* 59(3): 475-482.
- Hacker S.D., Bertness M.D., 1995. A herbivore paradox: why salt marsh aphids live on poor quality plants. *American Naturalist* 145(2): 386-396.
- Hacker S.D., Gaines S.D., 1997. Some implications of direct positive interactions for community species diversity. *Ecology*, 78(7): 1990–2003.
- Hafidi M., Ouahmane L., Thioulouse J., Sanguine H., Boumezzough A., Prin Y., Baudoin E., Galiana A., Duponnois R., 2013. Managing Mediterranean nurse plants-mediated effects on soil microbial functions to improve rock phosphate solubilization process and early growth of *Cupressus atlantica*. *Ecological Engineering* 57: 57-64.
- Hartel T., Dorrensteijn I., Klein C., Mathé O., Moga I.C., Öllerr K., Roelling M., von Wehrden H., Fischer J., 2013. Wood pastures in a traditional rural region of Eastern Europe: Characteristics, management and status. *Biological Conservation* 166: 267-275.

- Hartel T., Plieninger T., 2014. European wood-pastures in transition. A social-ecological approach. Routledge publishing. 322 p.
- Herrera J.M., Morales J.M., Garcia D., 2011. Differential effects of fruit availability and habitat cover for frugivore-mediated seed dispersal in a heterogeneous landscape. *Journal of Ecology* 99(5): 1100-1107.
- Hobbs R.J., Norton D.A., 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4(2): 93-110.
- Hódar, J.A., Castro, J., Gómez, J.M., García, D., Zamora, R., 1998. Effects of herbivory on growth and survival of seedlings and saplings of *Pinus sylvestris nevadensis* in SE Spain. In: Papanastasis, V.P., Peter, D. (eds.) Ecological basis of livestock grazing in Mediterranean ecosystems. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg, LU. pp. 264-267.
- Holland N., Mollina-Freaner F., 2012. Hierarchical effects of rainfall, nurse plants, granivory and seed banks on cactus recruitment. *Journal of Vegetation Science* 24(6): 1053-1061.
- Hunter A.F., Aarsen L.W., 1988. Plants helping plants. *BioScience* 38(1): 34-40.
- Janzen D.H., 1984. Dispersal of small seeds by big herbivores: foliage is the fruit. *The American Naturalist* 123(3): 338-353.
- Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M., 1997. Positive and negative effects of organisms as ecosystem engineers. *Ecology* 78(7): 1946-1957.
- Jordano P., 2001. Conectando la ecología de la reproducción con el reclutamiento poblacional de plantas leñosas. In: Zamora R., Pugnaire F.I. (eds.), Ecosistemas mediterráneos, análisis funcional. Serie Textos Universitarios 32, CSIC-AEET, Madrid., pp. 183-212.
- Jordano P., 2010. Coevolution in multispecific interactions among free-living species. *Evolution: Education and Outreach* 3(1): 40-46.
- Kollman J., Schill J.P., 1996. Spatial pattern of dispersal, seed redation and germination during colonization of abandoned grassland by *Quercus petraea* and *Corylus avellana*. *Vegetation* 125(2): 193-205.
- Kollmann J., 2000. Dispersal of fleshy fruited species: a matter of spatial scale? Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 3(1): 29-51.
- Letourneau D.K., Dyer L.A., Vega G., 2004. Indirect effects of a top predator on a rain forest understory plant community. *Ecology* 85(8): 2144-2152.
- Levine J.M., 1999. Indirect facilitation: evidence and predictions from riparian community. *Ecology* 80(5): 1762-1769.
- Liczner A.R., Lortie C.J., 2014. A global meta-analytic contrast of cushion-plant effects on plants and on arthropods. *PeerJ* 2:e265; DOI 10.7717/peerj.265
- Lortie C.J., Filazzola, A., Sotomayor D.A. 2016. Functional assessment of animal interactions with shrub-facilitation complexes: a formal synthesis and conceptual framework. *Functional Ecology* 30: 41-51.
- Lowe S., Repper N., Miles L., Wallace S.C., 2012. Notes on tree planting and the use of native species in North East England. The Wildlife Trust. Northumberland. 31 p.
- Maranón T., Pugnaire F.I., Callaway R.M., 2009. Mediterranean-climate oak savannas: the interplay between abiotic environment and species interaction. *Web Ecology* 9: 30-43.
- Marcilio-Silva V., Cavalin P.O., Varassin I.G., Oliveira R.A.C., de Souza J.M.T., Muschner V.C., Marques M.C.M., 2015. Nurse abundance determines plant facilitation networks of subtropical forest-grassland ecotone. *Austral Ecology*. doi: 10.1111/aec.12270.
- Markham J.M., Chanway C.P., 1996. Measuring plant neighbor effects. *Functional Ecology* 10(4): 548-549.
- McDonnell J.M., Siles E.W., 1983. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia* 56(1): 109-116.
- McIntire E.J.B., Fajardo A., 2014. Facilitation as a ubiquitous driver of biodiversity. *New Phytologist* 201(2): 403-416.
- Mills L.S., Soulé M.E., Doak D.F., 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience* 43(4): 219-224.
- Molenda O., Reid A., Lortie J., 2012. The alpine cushion plant *Silene acaulis* as foundation species: a bug's eye view to facilitation and microclimate. *PLoS ONE* 57(5):e37223. Doi:10.1371/journal.pone.0037223.
- Montesinos-Navarro A., Segarra-Moragues J.G., Valiente-Banuet A., Verdú M., 2012. Plant facilitation occurs between species differing in their associated arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 196(3): 835-844.
- Niering W.A., Whittaker R.H., Lowe C.H., 1963. The saguaro, a population in relation to environment. *Science* 142(3588): 15-23.
- Nuñez C.J., Raffaele E., Nuñez M.A., Cuassolo F., 2009. When do nurse stop nursing? Temporal changes in water stress levels in *Austrocedrus chilensis* growing within and outside shrubs. *Journal of Vegetation Science* 20(6): 1064-1071.
- Olf H., Alonso D., Berg M.P., Eriksson K.B., Loreau M., Piersma T., Rooney N., 2009. Parallel ecological networks in ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 364(1524): 1755-1779
- Olf H., Vera F.W.M., Bokdam J., Bakker E.S., Gleichman J.M., Maeyer K.D., Smit R., 1999. Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. *Plant Biology* 1(2): 127-137.
- Öllerer K., 2014. The ground vegetation management of wood pastures in Romania - insights in the past for the conservation management in the future. *Applied Ecology and Environmental Research* 12(2): 549-562.
- Padilla F.M., Pugnaire F.I., 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 196-202.
- Pugnaire F., 2011. Positive plant interactions and community dynamics. CRS Press. 178 p.
- Reay S.D., Norton D.A., 1999. *Phormium tenax*, an unusual nurse plant. *New Zealand Journal of Ecology* 23(1): 81-85.
- Reid, A. M., Lamarque, L. J. Lortie, C. J. 2010. A system-

- atic review of the recent ecological literature on cushion plants: champions of plant facilitation. *Web Ecol.* 10: 44–49.
- Ren H., Yang L., Liu N., 2008. Nurse plant theory and its application in ecological restoration in lower subtropics of China. *Progress in Natural Science* 18(2): 137-142.
- Rodríguez-Echeverría, S. Lozano, Y.M., Bardgett, R.D. 2016. Influence of soil microbiota in nurse plant systems. *Functional Ecology* 30: 30-40.
- Rodríguez-García E., Ordóñez C., Bravo F., 2011. Effects of shrub and canopy cover on the relative growth rate of *Pinus pinaster* Ait. seedlings of different sizes. *Annals of Forest Science* 68(2): 337-346.
- Saiz H., Alados C.L., Pueyo Y., 2014. Plant-plant spatial association networks in gypsophilous communities: the influence of aridity and grazing and the role of gypsophytes in its structure. *Web Ecology* 4: 39-49.
- Schöb C., Butterfield B.J., Pugnaire F.I., 2012. Foundation species influence trait-based community assembly. *New Phytologist* 196(3): 835-844.
- Selosse M.A., Richard F., He X., Simard S.W., 2007. Mycorrhizal networks: des liaisons dangereuses? *Trends in Ecology & Evolution* 21(11): 621-628.
- Siles G., Rey P.J., Alcántara J.M., Bastida J.M., Herreros J.L., 2010. Effects of soil enrichment, watering and seedling age on the establishment of Mediterranean woody species. *Acta Oecologica* 36(4): 357-364.
- Smit C., Ruijffok J.L., 2011. From protégé to nurse plant: establishment of thorny shrubs in grazed temperate woodlands. *Journal of Vegetation Science* 22(3): 377-386.
- Soliveres S., Maestre F.T., Berdugo M., Allan E., 2015. A missing link between facilitation and plant species coexistence: nurses benefit generally rare species more than common ones. *Journal of Ecology* 103(5): 1183-1189.
- Sortibrán L., Verdú M., Valiente-Banuet A., 2014. Nurses experience reciprocal fitness benefits from their distantly related facilitated plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 16(5): 228-235.
- Sosa V.J., Fleming T.H., 2002. Why are columnar cacti associated with nurse plants? In: Fleming T.H., Valiente-Banuet A. (eds.). *Columnar Cacti and their mutualists: Evolution, Ecology, and Conservation*. University of Arizona Press, Tucson, AZ, US. pp. 306–322.
- Spencer J.W., Kirby K., 1992. An inventory of ancient woodland for England and Wales. *Biological Conservation* 62(2): 77–93.
- Stachowicz J.J., 2001. Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. *BioScience* 51(3): 235-247.
- Stachowicz, J.J. 2012 Niche expansion by positive interactions: realizing the fundamentals. A comment on Rodríguez-Cabal et al. *Ideas in Ecology and Evolution*, 5: 42–43.
- Tirado R., Pugnaire F.I., 2005. Community structure and positive interactions in contrasting environments. *Oikos* 111(3): 437-444.
- Torroba-Balmori P., Zaldivar P., Alday J.G., Fernández-Santos B., Martínez-Ruiz C., 2015. Recovering *Quercus* species on reclaimed coal wastes using native shrubs as restoration nurse plants. *Ecological Engineering* 77: 146-153.
- Travis J.M.J., Brooker R.W., Dytham C., 2005. The interplay of positive species interactions across an environmental gradient: insights from individual based simulation model. *Biology Letters* 1(1): 5-8.
- Turner R.M., Alcorn S.M., Olin G., Booth J.A., 1966. The influence of shade, soil and water in saguaro seedling establishment. *Botanical Gazette* 127(2/3): 95-102.
- Valiente-Banuet A., del Coro Arizmendi M., Rojas-Martínez A., Casas A., Godínez-Alvarez H., Silva C., Dávila-Aranda P., 2002. Biotic interactions and population dynamics of columnar cacti? In: Fleming T.H., Valiente-Banuet A. (eds.). *Columnar Cacti and their mutualists: Evolution, Ecology, and Conservation*. University of Arizona Press, Tucson, AZ, US, pp. 225–240.
- Valiente-Banuet A., Verdú M., 2007. Facilitation can increase the phylogenetic diversity of plant communities. *Ecology Letters* 10(11): 1029-1036.
- Valiente-Bunuet A., Rumebe A.V., Verdú M., Callaway R.M., 2006. Modern quaternary plant lineages promote diversity through facilitation of ancient Tertiary lineages. *PNASD* 103(45): 16812-16817.
- Van der Heijden M.A.G., Horton T., 2009. Socialism in soil? The importance of mycorrhizal fungal networks for facilitation in natural ecosystems. *Journal of ecology* 97(6): 1139-1150.
- Van Uytvanck J., 2009. The role of large herbivores in woodland regeneration patterns, mechanisms and processes. Ghent University, Ghent, BE. 245 p.
- Vanderberghe C., Smit C., Pohl M., Buttler A., Fretechoux F., 2009. Does strength of facilitation by nurse shrubs depend on grazing resistance of the saplings? *Basic and Applied Ecology* 10(5): 427-436.
- Verdú M., Valiente-Banuet A., 2008. The nested assembly of plant facilitation networks prevents species extinction. *The American Naturalist* 172(6): 751-760.
- Watt A.D., 1992. Insect pest population dynamics: effects of tree species diversity. In Cannell M.G.R., Malcolm D.C. and Robertson P.A. (eds.). *The ecology of mixed species stands of trees*. Special Publication series n° 11, Blackwell, Oxford, pp 267-276.
- Weltzin F., McPherson G.R., 1999. Facilitation of conspecific seedling recruitment and shifts in temperate savanna ecotones. *Ecological Monographs* 69(4): 513-534.