

Szukcesszió kutatás és táji léptékű dinamikai vizsgálatok az Erdélyi Mezőségeken: Magyarországon¹

Ruprecht Eszter

(Forrás: Ruprecht, E. 2006: Fél-száraz gyepek spontán regenerálódása az Erdélyi Mezősége felhagyott szántóin. Doktori értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest.)

A felhagyott szántóföldek (parlagok) nagyon alkalmas objektumai a szukcesszió kutatásának, hiszen sok területen, változatos természetes növényzetű tájban, és igen nagy számban található meg, ilyen módon kitűnő lehetőség nyílik a szukcessziós irányvonalak összehasonlítására (pl. Prach 1985; Osbornová és mtsai. 1990; Huhta 1996; Prach és mtsai. 2001b), akár különböző régiók között is. Ezen kívül viszonylag könnyű történetükről, a kezelés vagy használat módjáról és történetéről adatokat szerezni, és korukat megtudni. Éppen ezért mondhatni a másodlagos szukcesszióról összegyűlt ismereteink legnagyobb része felhagyott szántóföldek szukcessziójának megfigyeléséből, hosszú-távú vizsgálatából származik.

A kistáblás szántóföldi művelés kb. 1–3 ha-os területű zavarásokat jelent, mely által a mag- és rügybank (esetleg rizómadarak) kivételével elpusztul a növényzet legnagyobb része, és csupasz földfelületek keletkeznek. A talajszerkezet a hosszú időn át tartó talajforgatás (szántás) következtében némileg módosul, és az időközben használt műtrágyák mennyiségétől függően a talaj különböző mértékben feldúsul tápanyagokban, főleg nitrogénben. A nagyon hosszú ideig (évszázadok) tartó szántóföldi művelés teljesen leronthatja a talajszerkezetet és kimerítheti a talajt. Ez utóbbi eset, a kezdeti adottságokat tekintve átmenetet képezhet a primér és szekundér szukcesszió között (Vitousek és Walker 1987), habár ez a felosztás mesterséges, hiszen nem típusok, hanem valójában egy folytonos átmenet létezik primér és szekundér szukcesszió között. Glenn-Lewin és van der Maarel (1992) szerint a felhagyott szántóföldek speciális keretet jelentenek a szukcesszió folyamatához, ezért vigyáznunk kell a parlagok vizsgálatával nyert eredmények általánosításakor. A szántóföldi művelést a természetes zavarások közül gyepek közösségei esetében leginkább a nagy területű állati zavarásokhoz (pl. vaddisznótúrás, tasakos ugróegerek – *Dipodomys* sp. várai) lehetne hasonlítani, erdőtársulások esetében pedig például egy erőteljes, aljnövényzetet is érintő erdőtüzhöz.

A szukcesszió egy lehetséges definíciója

Ha egy nem szezonális változás során egyik közösséget felvált egy másik közösség, és ennek során megváltozik a fajösszetétel, fiziognómia és a közösség funkcionálása, szukcesszióról beszélünk. A szukcessziót általában zavarás előzi meg, melynek során részben vagy teljesen elpusztul az eredetileg ott lévő növényzet, és szabad földfelületek keletkeznek. Ide aztán a növények propagulumai vagy a környező

¹ Megjelent a következő kiadványban: Molnár Zs., Szabó A., Ruprecht E., Varga A., Pándi I. (szerk.) (2007): A IX. MÉTA-TÚRA túravezető füzet. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót.

területekről települnek be, vagy pedig a magbankból csíráznak ki, illetőleg a rügybankból vagy épen maradt növényi részekből hajtanak ki. A környezeti feltételektől (abiotikus és biotikus adottságok – pl. herbivór jelenléte, mikroorganizmusok jelenléte, stb.) a megtelepedett fajok tulajdonságaitól függően, egymással és a környezetükkel való kölcsönhatásaik által elkezd kialakulni egy közösség (Pickett és mtsai. 1987).

A szukcesszió kutatásának módszerei

Kétségtelen, hogy a szukcesszió kutatásának legpontosabb módszere állandó kvadrátok ismételt mintavételezése, a növényzet változásainak minél hosszabb távú nyomon követése (Bakker és mtsai. 1996). Bár sokan bírálják, mégis nagyon gyakran alkalmazzák a tér-idő-helyettesítést („Space-for-Time Substitution”, SFT), mint a szukcesszió vizsgálatának egy alternatív, indirekt módszerét. Megfelelő infrastruktúra (körbekerített vagy őrzött, saját kutatási terület, több éven át biztosított terepi felvételezők) és kellő idő hiányában ez a módszer a legelérhetőbb, és segítségével korlátozott idő alatt általános rálátás nyerhető egy táj szukcessziós viszonyairól, melynek alapján hipotézisek generálhatók és részletesebb vizsgálatok tervezhetők meg. Néhány tanulmány óvatosságra int az e módszerrel kapott eredmények értelmezésekor (pl. Pickett és mtsai. 2001), hiszen a parlagok különböző története, a termőhelyi különbségek, a térbeli kontextus (pl. táji környezet) eltérései hibás következtetések levonásához vezethet. E mellett a tér-idő-helyettesítés és egyéb általánosító, átlagoló módszerek (elméleti modellek, szimulációk) figyelmen kívül hagyják a szukcesszió meghatározó aspektusait, a finom-léptékű tér- és időbeli heterogenitást. Foster és Tilman (2000) is épp azt bizonyítja, hogy a kronoszekvenciák kiegyenlítik pl. az időjárás változásaiból adódó fluktuációt, viszont ezért táji vagy regionális szintű vizsgálatokra kellő körültekintéssel alkalmasak, tulajdonképpen kiegészítik az állandó kvadrátos vizsgálatokat.

A szukcesszió vizsgálatára alkalmas egyéb, direkt módszerek az újratérképezés, különböző időpontban készült légifelvételek, állomány-fényképek összehasonlítása és tájtörténeti kutatások, a további indirekt módszerek közül pedig a demográfiai adatokból való következtetést (pl. dendrokronológia) és a modellezést emelném ki, de ezekre nem térek ki részletesebben. A folyamatok megismerésére irányuló módszerek harmadik csoportját a kísérletes technikák alkotják, amelyekről a kitekintésben lesz szó bővebben.

A szukcesszió kutatásának fontossága

Főleg Európa és Észak-Amerika területén nagyon sok ismeret halmozódott fel az ember által tönkretett területeken végbemenő szukcesszióról. Csehországban például, ahol nagyon sokféle területről származó, változatos szukcessziósorok állnak a kutatók rendelkezésére, egy szakértői rendszert dolgoztak ki, amely közép-európai léptékben képes megjósolni különböző típusú rontott területek (kőbányák, tőzgebányák, felhagyott szántók, meddőhányók stb.) benövényesedésének legfontosabb fajait, a kialakuló növényzet jellegét (Prach és mtsai. 1999). Egyre fontosabbá válik Európa más országaiban is hasonló szakértői rendszerek kidolgozása, amelyek segítenek majd a restaurációs módszerek kidolgozásában.

Sajnos Románia területén mindeztáig csak elenyésző számú ismeret áll rendelkezésünkre a növényzet spontán szukcessziójáról (pl. Bujorean 1930; Arsene és Chelu 2001) és ezek a vizsgálatok is főleg a szukcesszió lehetséges végpontjait és néhány fontosabb szukcessziós stádiumot taglalnak. Nem rendelkezünk információkkal a folyamatok sebességéről, az esetleges veszélyeztető, spontán folyamatokat akadályozó tényezőkről, a spontán regenerálódás lehetőségeiről, sikerének mértékéről. Éppen ezért egyre több vizsgálatra lenne szükség, amely különböző területeken a spontán szukcesszió legfontosabb útvonalait és regionális jellegzetességeit tárná fel.

A spontán szukcesszió kutatása nemcsak elméleti ismereteket szolgáltat, hanem az utóbbi évtizedekben egyre nagyobb gyakorlati jelentőséggel is bír, hiszen a szerzett ismeretek felhasználhatók a tönkretett területek restaurálási terveinek kidolgozásához (Luken 1990; Prach és mtsai. 2001a).

A propagulumforrás szerepe a táj természetes regenerálódásában (Ruprecht Eszter)

(Forrás: Ruprecht, E. 2006: Felsőszáraz gyepek spontán regenerálódása az Erdélyi Mezőség felhagyott szántóin. Doktori értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest.)

A nagymértékben tönkretett, degradált területek esetében (pl. nagy bányavidékek, városok és külvárosi területek) egyértelmű tény, hogy már nem bízhatunk a növényzet természetes regenerálódásában, hiszen az erősen megváltoztatott talaj- és hidrológiai viszonyok, a táj homogenizálódása, a természetes propagulumok hiánya, idegenhonos fajok inváziója megakadályozzák a regenerálódást. Közepes mértékben degradált tájakban a kisebb tájsebek spontán helyreállításának azonban még lehetnek esélyei (Prach és mtsai. 2001b; Lee és mtsai. 2002; Pensa és mtsai. 2004). Nagyon gyakran szakmai mérlegelést követel annak eldöntése, hogy mely esetekben hagyatkozhatunk a spontán folyamatokra, és mely esetekben van szükség emberi beavatkozásokra, restaurációs tevékenységekre. Bizonyos esetekben a spontán szukcesszió sokkal jobb eredményekhez vezet, nagyobb természeti értékű növényzet alakul ki, mint ami a szakemberek által megtervezett és végrehajtott restaurálási munka nyomán jön létre (Prach és Pyšek 2001; Prach és mtsai. 2001a; Pensa és mtsai. 2004).

Az élőhelyek tönkretétele és fragmentálódása a legsúlyosabb okai a tájszerkezet módosulásainak, amelyek a táji szintű funkciók sérüléseihez vezetnek. Ilyen funkció egy táj zavarás utáni spontán regenerálódása. Nagyon sok szukcessziós és restaurációs tanulmány eredményei mutatták ki, hogy a korlátozott magterjedés (diszperzál limitáció) az egyik legfontosabb oka a gyepek közösségek sikertelen regenerálódásának (Hutchings és Boots 1996a; Molnár és Botta-Dukát 1998; Poschlod és mtsai. 1998; Stampfli és Zeiter 1999; Donath és mtsai. 2003). Sokkal kevesebb azoknak a vizsgálatoknak a száma, amelyek azt találták, hogy a növényfajok gátolt megtelepedése korlátozza a regenerálódást, és ezeknek a tanulmányoknak a legnagyobb része kedvezőtlen termőhelyi adottságú területekről származik.

Európa-szerte a gyepterületek használatának (kezelésének) megszűnése miatt vagy más területeken éppen az intenzív használatbavétel miatt (pl. műtrágyák túlzott használata) leromlott a gyepek állapota, lecsökkent a fajdiverzitás. A gyepek elszegényedése felerősíti a propagulum-limitáció hatását. Vajon ilyen esetekben számíthatunk-e a magbankra rontott területek természetes regenerálódásakor? A tapasztalatok azt mutatják, hogy a magbank összetételében legnagyobb mennyiségben a pionír közösségek, korai szukcessziós stádiumok fajainak legtöbbször hosszú-távú perzisztens magvai vannak jelen, sokkal kisebb mértékben a késői szukcessziós stádiumok vagy a természetes gyepflóra általában rövid ideig életképes magvai. Éppen ezért a legtöbb esetben külső magforrások meglététől és a magterjesztők jelenlététől függ a regenerálódás sikere (Fischer és mtsai. 1996; Poschlod és mtsai. 1998; Couvreur és mtsai. 2004). Több tanulmány, főleg erdőtársulások természetes regenerálódási sikerét elemezve, számol be arról, hogy a fajok betelepülését másodlagos közösségekbe a magok terjedési módja is befolyásolja. Eredményeik szerint pedig főleg a rövid-távú terjedéssel rendelkező fajok vannak hátrányban erősen fragmentált tájakban. Gyepállományok esetében, ha ezek a maradványok foltosan, egymástól elszigetelten fordulnak elő egy semleges mátrixban, az állományfoltok fajgazdagságát nem a fajok magterjedési módja, hanem sokkal inkább a foltok területe, elszigeteltségének mértéke, az élőhely heterogenitása befolyásolja, a természetes gyepflóra fajainak gyakoriságát pedig a fennmaradást (perzisztenciát) biztosító életmenet tulajdonságok határozzák meg.

Irodalomjegyzék

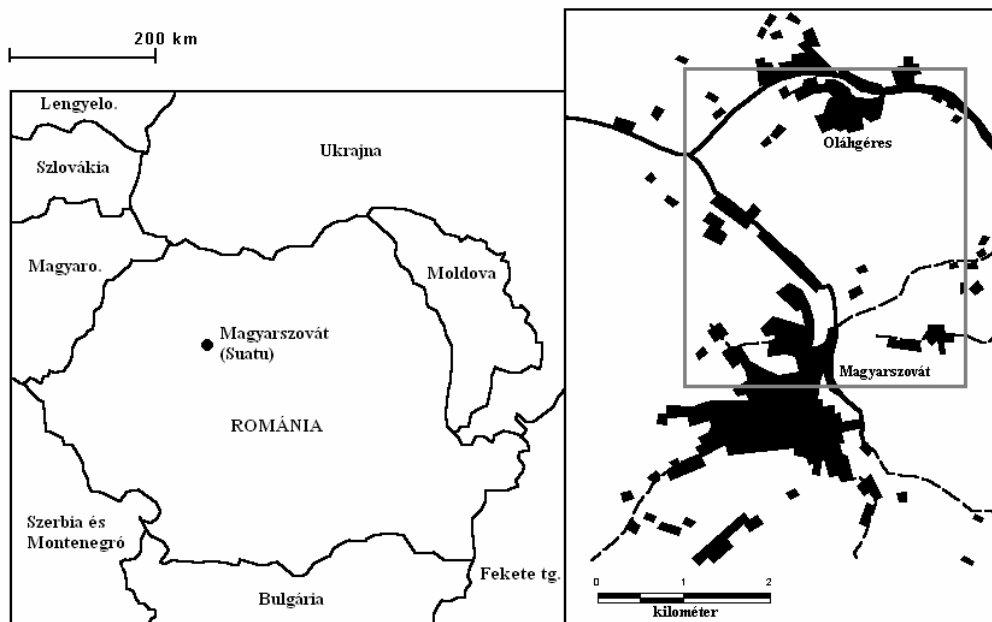
- Arsene, G.G. & Chelu, A.L. 2001. Considérations sur la ré-installation spontanée des cénooses prairiales sur les terrasses arables abandonnées dans le Pays des Pădureni (Ținutul Pădurenilor), les Monts Poiana Ruscă. *Proceedings of the Symposium Restoration Ecology*, University of Agricultural Sciences, Timișoara, pp. 155–161.
- Bakker, J.P., Olf, H., Willems, J.H. & Zobel, M. 1996. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science* 7: 147–156.
- Bujorean, G. 1930. Contributions to the knowledge of plant succession and plant association (Paper of experimental plant sociology). *Buletinul Grădinii Botanice și al Muzeului din Cluj* 10: 94–134.
- Couvreur, M., Christiaen, B., Verheyen, K. & Hermy, M. 2004. Large herbivores as mobile links between isolated nature reserves through adhesive seed dispersal. *Applied Vegetation Science* 7: 229–236.
- Donath, T.W., Hölzel, N. & Otte, A. 2003. The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science* 6: 13–22.
- Fischer, S.F., Poschlod, P. & Beinlich, B. 1996. Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* 33: 1206–1222.
- Foster, B.L. & Tilman, D. 2000. Dynamic and static views of succession: Testing the descriptive power of the chronosequence approach. *Plant Ecology* 146: 1–10.

- Glenn-Lewin, D.C. & van der Maarel, E. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K. & Veblen, T.T. (szerk.) *Plant succession: theory and prediction*. Chapman & Hall, London, pp. 11–59.
- Huhta, A. 1996. Vegetation changes in semi-natural meadows after abandonment in coastal northern Finland. *Nordic Journal of Botany* 16: 457–472.
- Hutchings, M.J. & Booth, K.D. 1996a. Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential role of the seed bank and seed rain. *Journal of Applied Ecology* 33: 1171–1181.
- Lee, C.S., You, Y.H. & Robinson, G.R. 2002. Secondary succession and natural habitat restoration in abandoned rice fields of Central Korea. *Restoration Ecology* 10: 306–314.
- Luken, J.O. 1990. *Directing ecological succession*. Chapman & Hall, London.
- Molnár, Zs. & Botta-Dukát, Z. 1998. Improved space-for-time substitution for hypothesis generation: secondary grasslands with documented site history in SE-Hungary. *Phytocoenologia* 28: 1–29.
- Osbornová, J., Kovárová, M., Lepš, J. & Prach, K. (szerk.) 1990. *Succession in abandoned fields. Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Pensa, M., Sellin, A., Luud, A. & Valgma, I. 2004. An analysis of vegetation restoration on opencast oil shale mines in Estonia. *Restoration Ecology* 12: 200–206.
- Pickett, S.T.A., Collins, S.L. & Armesto, J.J. 1987. A hierarchical considerations of causes and mechanisms of succession. *Vegetatio* 69: 109–114.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L. & Bartha, S. 2001. Implications from the Buell-Small Succession Study for vegetation restoration. *Applied Vegetation Science* 4: 41–52.
- Poschlod, P., Kiefer, S., Tränke, U., Fischer, S. & Bonn, S. 1998. Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science* 1: 75–90.
- Prach, K. 1985. Succession of vegetation in abandoned fields in Finland. *Annales Botanici Fennici* 22: 307–314.
- Prach, K. & Pyšek, P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- Prach, K., Pyšek, P. & Šmilauer, P. 1999. Prediction of vegetation secession in human-disturbed habitats using an expert system. *Restoration Ecology* 7: 15–23.
- Prach, K., Bartha, S., Joyce, C.B., Pyšek, P., van Diggelen, R. & Wiegand, G. 2001a. The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Applied Vegetation Science* 4: 111–114.
- Prach, K., Pyšek, P. & Bastl, M. 2001b. Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science* 4: 83–88.
- Stampfli, A. & Zeiter, M. 1999. Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *Journal of Vegetation Science* 10: 151–164.
- Vitousek, P.M. & Walker, L.R. 1987. Colonization, succession and resource availability: ecosystem-level interactions. In: Gray, A.J., Crawley, M.J. & Edwards, P.J. (szerk.) *Colonization, succession and stability*. Blackwell Scientific Publisher, Oxford, pp. 315–339.

Konkrét vegetációdinamikai eredmények a magyarszováti parlagokon (Ruprecht Eszter)

(Forrás: Ruprecht, E. 2006: Felsőszáraz gyepek spontán regenerálódása az Erdélyi Mezőség felhagyott szántóin. Doktori értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest.)

Magyarszovát (Suatu) (46°46'É, 23°58'K, 328–485 m tszfm.) Kolozsvártól 25 km-re, az Erdélyi Mezőség központi részén található (1. ábra). A község és környéke a tájszerkezet, tájhasználat, a növényzeti típusok szempontjából a régióra nézve átlagosnak tekinthető, mely ily módon reprezentatív a Mezőség központi részére vonatkozóan.



1. ábra. A vizsgált terület elhelyezkedése Romániában, és Magyarszovát környéke, ahol a felhagyott szántóföldeket vizsgáltam.

Magyarszovát az évi átlagos összecsapadék mennyiség 615 mm, a csapadék maximuma nyáron (június, július és augusztus hónapokban) jelentkezik, az évi átlagos hőmérséklet 8.5°C. A leggyakoribb talajtípus a csernozjomos barna erdőtalaj, mely agyag, agyagos márga és homokkő alapkőzeten található. A klimatikus sajátságok alapján a régió természetes növényzete az erdősztyepp / erdő. A dombtetőket és az északi oldalakat gyertyános-tölgyesek (*Carpino-Quercetum petraeae* Borza 1941) és kocsányos-kocsánytalan tölgyesek (*Quercetum robori-petraeae* Borza (1928) 1959) foglalják el. A nagy meredekségű, délies kitettségű lejtőkön, ahol a talaj erősen erodált és márgás, árvalányhaj fajok (szőrösvirágú árvalányhaj – *Stipa lessingiana*, csinos árvalányhaj – *S. pulcherrima*, kunkorgó árvalányhaj – *S. capillata*) által uralt száraz edafikus sztyeppréteket találunk. Az erdőtlen, enyhébb lejtésű, szántóföldek által még el nem hódított lejtőkön barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*), tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*), sudár roznok (*Bromus erectus*) és

hosszúlevelű árvalányhaj (*Stipa tirsia*) által dominált félszárazgyepek vagy magasfüvű rétsztyepek terülnek el.

A szántóföldi művelés kezdetben hagyományos volt, mely jellegét sok helyen máig megőrizte, de ma már a legnagyobb területeken extenzív mezőgazdálkodás folyik. Az 1970–1990 közötti időszakban kevés szántóterületet hagytak fel, hiszen a gazdaságpolitikai koncepció előírta a minél nagyobb, még akár extrém termőhelyi körülmények között lévő, terület megművelését. A rendszerváltás után, az 1990-es évektől kezdődően mind több és több szántóföldet hagynak fel, amely elsősorban a falvak előregedésével és a szántóföldi gazdálkodás alacsony jövedelmezésével magyarázható.



2. ábra. A Magyarorszávat határában lévő vizsgált tájrészlet térképe. A felhagyott szántóföldek világos szürkék, a gyepek sötétszürkék, a település és házak feketében jelennek meg. A fehérén maradt felület a vizsgálat szempontjából érdektelen területeket, főleg szántóföldeket és néhány erdőfoltot rejt. A gyepek aránya a lehatárolt tájrészleten belül 7.5%.

A szukcesszió különböző stádiumainak jellemző, tömeges fajai

Magyarorszávat határában egy 3.54 km x 3.27 km nagyságú területen (tájrészleten) belül 41 db különböző korú parlag (1-40 éve felhagyott szántóföld) növényzetét vizsgáltam (2. ábra).

Már a korai gyomcönológiai munkák is felismerték, hogy a szántóföldek felhagyását követő első években kialakuló gyomközösségek, azok tömeges fajai és alkotói nagymértékben függenek a felhagyás előtti terménytől.

A vizsgált parlagokon kapáskultúrák (kukorica, napraforgó) felhagyása után jellemző volt az *Elymus repens*, *Rubus caesius* és a mezei aszat (*Cirsium arvense*) tömeges megjelenése a felhagyást követő első évben. Ezek a fajok már a szukcesszió első évétől dominánsak, a rövidéletű fajoknak ezeken a parlagokon nagyon kevés szerep jut. Mindhárom faj évelő kompetitor, mely vegetatív szaporodásra képes. Ez a stratégia valószínűleg nagyon sikeres egy olyan közegben, ahol a kapálás miatti rendszeres talajzavarások után a megmaradt rizóma darabok vagy rügyek révén e fajok könnyen regenerálódnak, majd erőteljes, gyors térfoglalásra képesek, kiszorítva ezáltal a csak magról, sokkal lassabban regenerálódni képes rövidéletűeket. A felhagyást követő első évben tehát a talajban lévő vegetatív szervek (tartalékok) által e fajok nagy tömegben jelennek meg, közülük pedig az *Elymus* akár több évig is (átlagosan 12 évig) tömeges marad a felhagyott szántóföldeken.

A gabonavetések (itt legjellemzőbbek a búza, árpa, rozs, zab) felhagyását követően az első évben jellemzők a rövidéletű fajok: szarkaláb (*Consolida regalis*), pipacs (*Papaver rhoeas*), ebszékfű (*Matricaria perforata*), nehézszagú zörgőfű (*Crepis foetida* ssp. *rhoadifolia*), amelyek évelő kompetitorok hiányában magas termetet érnek el, kiterbélyesednek, és bőségesen virágoznak. Tömegességük azonban csak egy-két évig tart, hiszen nagyon korán, már a második-harmadik évtől átadják helyüket a forrásokért sikeresebben versengő, lágyszárú évelő fajoknak: az *Elymus repens*-nek, réti perjének (*Poa pratensis*), mezei katángnak (*Cichorium intybus*).

Nagyon gyakran, a felhagyást megelőzően valamilyen pillangós fajt vetnek a szántóföldre, amelyet aztán 3–4 évig kaszálva takarmányként hasznosítanak. Leggyakrabban *Trifolium pratense*-t, *Medicago sativa*-t vagy takarmány baltacimot (*Onobrychis viciifolia*) ültetnek, amelyek mellett a lékekben főleg alacsony termetű rövidéletű fajok képesek megélni az első években: *Setaria pumila*, *Chenopodium album*, *Conyza canadensis*, tarlóvirág (*Stachys annua*), *Anthemis arvensis*. A második-harmadik évtől azonban az évelő fajok itt is egyre nagyobb szerephez jutnak, pl. a *Plantago lanceolata*, az *Elymus repens*, a szulák (*Convolvulus arvensis*) vagy a fekete nadálytő (*Symphytum officinale*) válnak tömegessé, miközben a felhagyáskor vetett pillangós fajok fokozatosan „kikopnak”, vagyis abundanciájuk lecsökken.

Már a tömeges fajok felsorolásából is észrevehető, de a teljes fajkészletet tekintve is szembeűnő az, hogy a felhagyást követő körülbelül harmadik-negyedik évtől kezdődően az utolsó termény hatása a fajösszetételre már elenyésző, a parlagok fajösszetétele és tömeges fajai egyre hasonlóbbak egymáshoz. A harmadik évtől az *Elymus repens* tekinthető a leggyakoribb domináns fajnak a parlagokon. A szukcesszióknak ebben a stádiumában átrendeződik a dominanciastruktúra, az *Elymus* magas borításértékeinek tulajdoníthatóan a növénytársulások többi faja az *Elymus*-hoz képest jóval alacsonyabb abundanciával képviselteti magát. Az *Elymus* mellett egyéb évelő pászitfüvek is tömegesek, mint pl. a csomós ebír (*Dactylis glomerata*), *Poa pratensis*, *Festuca pratensis*, *Koeleria macrantha*, valamint évelő kétszikűek: lózsálya (*Salvia verticillata*), *Convolvulus arvensis*, magas hölgymál (*Hieracium praealtum* ssp. *baubini*), komlós lucerna (*Medicago lupulina*), és itt már tömegesek lehetnek egyes cserjék, pl. a

kökény (*Prunus spinosa*) vagy az első évtől már helyenként tömeges fásszárú klonális *Rubus caesius*, amelyek magvai minden bizonnyal madarak vagy kisméltők közvetítésével jutnak el a parlagokra. A növényzet megjelenése ebben az időszakban heterogén, vagyis az *Elymus* szinte egyöntetű mátrixában egyéb fajok foltosan szaporodnak fel, amely foltok később aztán kiritkulnak, egymással összeolvadnak, és a növényzet egyre homogénebbé válik.

A tizedik évtől egyes parlagokon már a *Festuca rupicola*, a környező táj félszáraz gyepeinek egyik nagyon gyakori domináns vagy szubdomináns évelő pázsitfüve válik uralkodóvá, egyéb helyeken viszont az *Elymus* még mindig tömeges. Erre az időszakra tehető az *Elymus* és *Festuca rupicola* dominancia-váltása, amelyben valószínűleg a két faj eltérő viselkedése játszik szerepet. Az ún. gerilla stratégiájú *Elymus* gyors térfoglalása és plasztikus táplálékkeresése révén hatékonyan aknázza ki a forrásokat, miközben kompetitív viselkedésével a gyengébb versenyképességű fajokat (főleg rövidéletűeket) kiszorítja maga körül. Ezzel a stratégiával főleg a szukcesszió kezdeti szakaszában sikeres, de a később betelepülő, erősebb kompetitor pázsitfüvekkel szemben vagy a kompetitor-stressztűrő *Festuca rupicola*-val szemben már hátrányba kerül. A *Festuca* egy alacsony termetű, lassabban növekvő, csomóképző pázsitfű, amely jól tolerálja a klimatikus stresszt vagy a legelés okozta zavarást, ilyen módon hatékonyabban tudja megtartani az elfoglalt helyeket (perzisztens). A dominancia-csere hátterében tehát valószínűleg a kompetitív erély és stressztűrés közötti csereviszony állhat, mint egy lehetséges mechanizmus.

A szukcesszió 10–14 éve között a *Festuca rupicola* és *Elymus* mellett már csak kizárólag évelő fajok tömegesek, az eddig említett fajokon kívül fontos még a *Leontodon hispidus*, cickafark (*Achillea collina*), szarvas kerep (*Lotus corniculatus*), *Dorycnium pentaphyllum* ssp. *herbaceum*. Ebben az időszakban a növényzet sűrű, viszonylag homogén, és főleg alacsony termetű fajok alkotják.

A szukcesszió huszadik évétől a környező gyepekhez nagyon hasonló fajösszetételű és fiziognómiájú növényzet jellemző, melynek domináns fajai a *Festuca rupicola*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Brachypodium pinnatum*, *Onobrychis vicifolia*, és jellemző tömeges fajai a *Koeleria macrantha*, *Leontodon hispidus*, *Centaurea phrygia*, *Thymus* sp., cérna tippán (*Agrostis capillaris*), *Achillea collina*, tavaszi hérics (*Adonis vernalis*), *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*. A használat módjától (kaszálás, legeltetés, felhagyás), kisebb termőhelyi különbségektől és a fajkészlettől függően a szukcesszió idősebb stádiumaiban a növényzet magassága, szintezettsége és sokszor dominancia-struktúrája eltérő.

Különböző életformákhoz tartozó fajok időbeli dinamikája

Ha a tömeges fajok által próbáljuk elemezni vagy leírni a szukcesszió folyamatát, akkor sokkal inkább a folyamat sztohaszticitása hangsúlyozódik ki, válik szembeűnővé számunkra. Fajcsoportok szintjén végezve vizsgálatainkat már bizonyos törvényszerűségek körvonalazódnak.

Az egyévesek szerepe a szukcesszióban nagyban függ a klimatikus viszonyoktól: szárazabb termőhelyen az egyévesek és kétévesek tömegesebbek a szukcesszió kezdetén és részvételük vagy akár dominanciájuk hosszabb időszakra tehető. A vizsgált parlagok adatai szerint az egyévesek dominanciája csupán a szukcesszió első évére korlátózódik, hiszen a második évtől a lágyszárú évelők már nagyon nagy

mennyiségben vannak jelen. A növényzet borítása a szántók felhagyása után nagyon gyorsan nő, a felhagyást követő első években már meghaladja a 100%-ot. Mindez a terület kedvező csapadék- és tápanyagviszonyainak köszönhető. Mivel az egyévesek csírázása erős fényintenzitás mellett történik, lévén ezek lék-növények, és a magoncok nagyon érzékenyek a szomszédságukban lévő növényegyedek kompetíciójával szemben, a zárt növényzet gátolja az egyévesek fejlődését. Eppen ezért egy második generáció kifejlődését a hamar záródó növényzet, csökkent fényviszonyok és üres földfelszín hiánya egyaránt akadályozza. Ebben a produktív környezetben az idővel egyre fokozódó kompetitív nyomás lehet a legfontosabb oka a rövidéletűek gyors kiszorulásának, mely után egyből az évelők gyors előretörése tapasztalható. A kétéveseknek és rövid-életű évelőknek, akik a szukcesszió során végig alacsony vagy közepes borítással voltak jelen, nincs egy határozott időbeli dinamikája, tehát a szukcesszióban betöltött szerepük sem értékelhető.

A szukcesszió 40 éve alatt a fásszárúak mennyisége mindvégig alacsony volt. Az első 10 évben csupán a klonális térfoglalású *Rubus caesius* ért el nagyobb borításértékeket egyes parlagokon, később pedig a madarak által terjesztett cserjék (gyepű rózsa – *Rosa canina*, *Prunus spinosa*, egybibés galagonya – *Crataegus monogyna*) voltak a legtömegesebbek és leggyakoribbak. Vajon miért volt csak kevés cserje és fa a felhagyott szántóföldeken? A csapadékviszonyok, a legmeredekebb délies lejtők kivételével megfelelőek lennének erdők kialakulásához, éppen ezért a nedvesség hiánya nem magyarázza a betelepülő fásszárúak alacsony túlélését. Mivel a tájban már csak elszigetelt erdőfoltok maradtak fenn, ezért a propagulum-limitáció okozhatta az erdei fajok, főleg fásszárúak gyér előfordulását a parlagokon. Másrészt, a rendszeres emberi használat (kaszálás és legeltetés) szintén hozzájárul a fásszárúak magoncainak visszaszorulásához. Ezért van az, hogy a vizsgált 40 éves időtávban a másodlagos szukcesszió gyepek kialakulásához vezet. Egy hosszabb, 100–200 éves időtávban, emberi beavatkozások hiányában egyes helyeken lenne esély erdők kialakulására a felhagyott területeken (3. ábra).

A fajszám és diverzitás alakulása a szukcesszió során

Szukcesszióról szóló esettanulmányok a diverzitás nagyon különböző időbeli trendjeiről számolnak be. Az eltérő eredmények legnagyobb része a vizsgálatok különböző tér- és időléptékéből, valamint a régió természetes növényzetének eltéréseiből (pl. gyeptársulások, erdőtársulások) adódik. A vizsgált parlagok fajszáma az első 4 évben meredeken nőtt, majd a növekedés üteme lecsökkent és a 14. év után a fajszám többé-kevésbé állandó maradt. Eredményeim szerint tehát sem a fajszám, sem a diverzitás nem csökkent le a szukcesszió idősebb stádiumaiban, amely vagy a vizsgálat túl rövid időléptékével (40 év) vagy a parlagok rendszeres használatával magyarázható, amely úgymond megrekesztette a szukcessziót egy átmeneti állapotban, és erdők helyett gyepek kialakulásához vezetett.

A természetes regenerálódás sikere

Mivel a természetközeli fajok száma a parlagokon gyorsan nőtt a felhagyás óta eltelt idő függvényében, és a gyomok aránya meredeken csökkent, florisztikai szempontból a vizsgált táj spontán regenerálódása sikeresnek tekinthető. A felhagyást követő 20.

évre a kialakuló másodlagos növényzet természetközeli jellegű volt, hiszen a természetes és természetközeli élőhelyekre jellemző fajok aránya elérte a gyepek szintjét, és a növényzet szinte teljes mértékben mentes volt a gyomoktól. E mellett, a parlagok növényzetének fajösszetétele és dominancia-struktúrája már 14 év alatt a gyepekéhez hasonlóvá vált. Mivel a felhagyott szántóföldek 14-20 év elteltével a természetes flóra jelentős hányadát tartalmazzák, természetvédelmi szempontból is fontosak lehetnek. Más tanulmányok eredményeihez képest (pl. Hutchings és Boots 1996a; Molnár és Botta-Dukát 1998) a Mezőségen a spontán regenerálódás nagyon jó eredményekhez vezetett és egyelőre nincs szükség emberi beavatkozásokra. A kapott biztató eredmények referenciaként szolgálhatnak más tájak regenerációs képességének felmérésekor, és fogozót jelenthetnek a restaurációs tevékenységekben a megfelelő célok kijelöléséhez.

Az idegenhonos fajok relatív abundanciája és fajszáma meredeken csökkent a szukcesszió első 6 évében és később végig alacsony szinten maradt, az idősebb állományok pedig már nagyon kevés idegenhonos fajt tartalmaztak. A legnagyobb arányban az archeofitonok, idegen származású és régóta meghonosodott szántóföldi gyomnövények voltak jelen a fiatal parlagokon, a neofitonok mennyisége, közöttük néhány invázív fajjal vagy potenciális özönnövénnyel, csupán elenyésző arányú volt.

Örvendetes tehát, hogy a vizsgált tájban, az egzotikus fajok csupán a szukcesszió első éveire korlátozódnak, a veszélyt jelentő invázív fajok pedig mindvégig nagyon kis mennyiségben vannak jelen. A természetes flóra hamar felváltja a gyomokat és idegenhonos fajokat, mely újabb bizonyítékát jelenti a sikeres spontán regenerálódásnak, ilyen módon ebben a tájban egyelőre nincs szükség e fajok mesterséges eltávolítására. Az invázív növények gyér előfordulása, mely főleg a Mezőség fejletlen infrastruktúrájával (pl. nagyon kevés műút és vasút szeli át) magyarázható, nem teszi lehetővé e fajok gyors és agresszív terjedését.

A parlagok természetes regenerálódásának sikerét a felhagyás óta eltelt idő befolyásolta, de a parlagok 500 m-es körzetében lévő propagulumforrások mennyiségével kifejezett propagulum-elérhetőségnek is volt hatása. Ezzel szemben a parlagok termőhelyi adottságai és méretük nem befolyásolta a regenerálódás sikerét.

Általánosan elfogadott tény, hogy a propagulum-mennyiség csökken a forrástól számított távolsággal, ezért érvényes, hogy az ember által erősen átalakított, tönkretett tájakban, ahol a lehetséges forrás-állományok területe csekély és ezek erősen degradáltak, propagulum-limitáció lép fel. A Mezőségen kijelölt tájrészletben a gyepek aránya 7.5% volt, és ennél az értéknél már tapasztalható volt a propagulum-limitáció hatása a parlagok természetes regenerálódása során.

Annak ellenére, hogy azt vártam, hogy a kisebb területű tájsebek gyorsabban gyógyulnak majd be, a parlagok mérete nem volt hatással a regenerálódás sebességére, valószínűleg azért, mert a vizsgált felhagyott szántók egy nagyon szűk méret-intervallumba tartoztak, tehát a variabilitás nem volt elég nagy ahhoz, hogy a méretnek kimutatható hatása legyen. A termőhelyi körülmények (pl. talajnedvesség) befolyásolhatják a szukcesszió sebességét, de a jelen esetben a kitérttség és a lejtőszög, két fontos környezeti változó, nem volt hatással a regenerálódás sikerére.

Általában elmondható, hogy a gyepi fajok parlagokra való betelepülése sikeres volt, a 140 gyepi faj közül csak 9 nem települt be 40 év alatt. Ezek a fajok többnyire

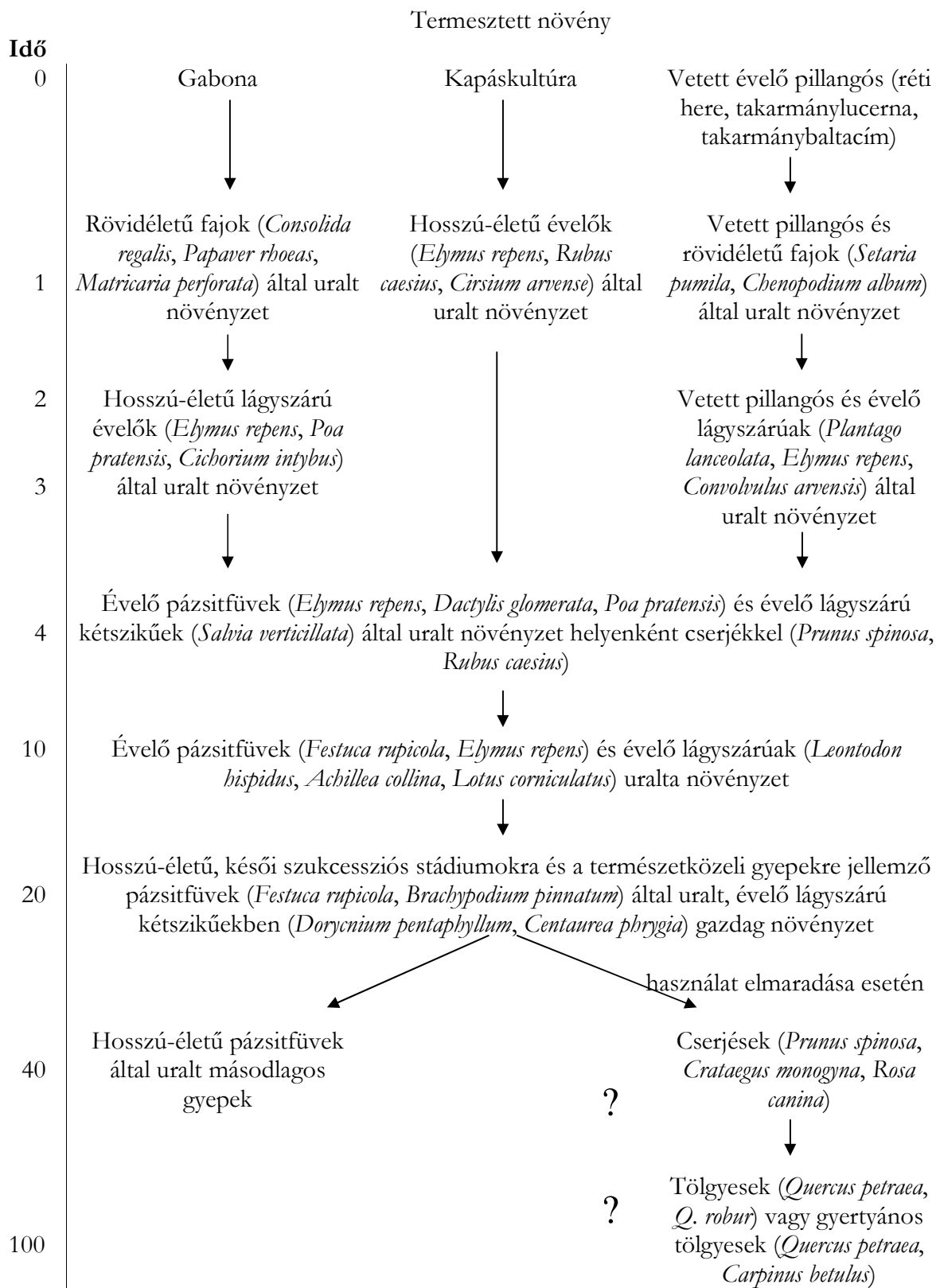
lokálisan vagy regionális szinten ritka fajok (mint például a *Scorzonera hispanica* és *Cirsium pannonicum*), ezért fordulhatott elő, hogy a felhagyott szántókon való megjelenésüknek eleve kevés esélye volt. Egyes gyepi fajok korai, mások későbbi kolonizációja és megtelepedése a felhagyott szántókon eredményeim szerint egyértelműen összefügg a propagulum-elérhetőséggel.

A gyepi fajok környező gyepekben való gyakorisága szignifikáns hatással volt a gyepi fajok parlagokra történő betelepülési sikerére. Ha egy faj legalább két környező gepállományban megtalálható, akkor betelepülése egy felhagyott szántóra nagyon valószínű. Az autochor fajok kevesebb sikerrel települtek be a parlagokra, de ez nem annak volt tulajdonítható, hogy magvaik önterjesztésűek voltak, hanem annak, hogy eleve ritkábbak voltak a tájban. Következésképpen a magterjesztési mód nem befolyásolta a gyepi fajok parlagokra történő betelepülését, valószínűleg azért, mert a gyepi fajok nagyon magas arányának (90.7%) hosszú-távú magterjedési képessége van alternatív terjedési módokkal (szél-, állati- és ember általi terjedés). Más, gyepekösszegekre vonatkozó tanulmányok eredményei szerint is a gyepi fajok fennmaradása egy fragmentált tájban sokkal inkább tudható be egyéb fajtulajdonságoknak vagy a táj-szerkezettel kapcsolatos adottságoknak, mintsem a terjedési módoknak. Viszont, a magterjesztés vektorainak jelenléte valószínűleg legalább ennyire fontosnak tekinthető.

Javaslatok a természetvédelmi tevékenységek megtervezéséhez

Az Erdélyi Mezőségen, ahol az intenzív gazdálkodási módok még nem terjedtek el, nagy kiterjedésű gyepterületek maradtak fenn természetközeli állapotban, a gyepek rendszeres használata által fajgazdagságuk és fennmaradásuk egyelőre biztosítva van. A nagy területen mozgó birkanyájak a gyepi fajok propagulumainak hosszú-távú terjedését is biztosítani tudják. Ebben a régióban a természetvédelem elsődleges célja a gyepterületek megőrzése mellett a táji funkciók, a természetes regenerálódási képesség fenntartása kell, hogy legyen. Ennek érdekében, Európa más országainak negatív példáin okulva, a jelenlegi gazdálkodási és tájhasználati módok, fenntartására lenne szükség.

Fontos lenne felmérni, hogy ebben a régióban az összes gyepterületek mekkora aránya szükséges ahhoz, hogy a degradált területek természetes regenerálódását a jövőben is biztosítani tudjuk. A regenerálódó, fiatal közösségek védelmére különös gondot kell fordítani, hiszen ezek kimondottan érzékenyek a környezeti behatásokkal (lásd korábbi fejezetek eredményeit), invázív fajok betelepüléseivel szemben. Éppen ezért nemcsak a védendő, természetvédelmi szempontból értékes területek, hanem a másodlagos, éppen regenerálódó területek monitorozása is szükséges, hogy időben észrevegyük pl. invázív fajok megjelenését és idejében beavatkozhatunk. A regenerálódást veszélyeztető tényezők felmérése fontos ahhoz, hogy a jövőben képesek legyünk kivédeni az esetleges káros hatásokat.



3. ábra. Az Erdélyi Mezőség központi részén a felhagyott szántóföldeken kialakuló növényzet szukcessiójának vázlatos bemutatása.

Magyarszovát botanikai nevezetessége: az endemikus *Astragalus peterfii* Jávorka

(Forrás: Molnár, V. A. 2003: Rejtőzködő kincseink. Növényritkaságok a Kárpát-medencében, Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, Debrecen.
Săvulescu, T., Nyárády, E. I. 1957: Flora Republicii Populare Romîne V., Editura Academiei Republicii Populare Romîne.)

Péterfi-csüdfű

Astragalus peterfii Jávorka

A csüdfüvek a legváltozékonyabb és legfajgazdagabb növénynemzetségek közé tartoznak. A nemzetség tagjai szinte mind mészkedvelők. Legtöbb fajuknak sarló-szerűen meggömbülő hüvelytermései vannak, emiatt kapták népi nevüket („héjaköröm”), de korábban nevezték őket bókának is. Főként kontinentális éghajlaton élnek, a 2000 faj legtöbbje (a gömb alakú termettel és levéltövisekkel rendelkező *Tragacantha* szekció fajai) sztyepp- és félsivatagi területeken. Fajaik száma Európában keletről nyugatra haladva egyre csökken. Magyarországon tizenegy fajuk honos, hozzájuk az Erdélyi Mezőségen és a Kárpátokban továbbiak csatlakoznak. Közülük Péterfi-csüdfű a legnevezetesebb.

Növényünket Péterfi Márton (1875–1922) erdélyi mohakutató és florista gyűjtötte elsőként a Magyarszovát melletti Bánffy-dombon. A növényt Jávorka Sándor tanulmányozta részletesen és megállapította, hogy Délnyugat-Oroszországban élő rokonsági körnek – a nemzetség *Calycocystis* szekciójának – messzire elszármazott és önállóvá vált faja. A tudomány számára új fajként írta le 1916-ban, nevében emléket állítva megtalálójának. Magyar neveként a mezőségi bóka is használatos.

Mintegy félméteres magasságot elérő növény. Levellei – miként az a nemzetségben megszokott – páratlanul szárnyaltan összetettek. Levélkéi 5–7 párosával állnak, keskenyek, ezüstösen szürkésék. Júniusban nyíló virágai halványsárgák, kb. 2 centiméteresek. A virágok tömött, fejecske-virágzatban fejlődnek, mely idővel fokozatosan megnyúlik. A csészék fehéren molyhosak, felfújtak. Hüvelytermése 1,5–2,5 cm hosszú, rányomottan szőrös.

Megjelenésében leginkább a sárga virágú, nyújtott virágzatú érdes csüdfű (*Astragalus asper*) és a rásimuló szőrzettől ezüstösen szürkés hajtású fehéres csüdfű (*Astragalus vesicarius* subsp. *albidus*) között áll. Nyújtott virágzata és virágainak színe ugyanis az előző fajra, míg középső részén hólyagosan felfújtt csészéje és leveleinek alakja, színe és szőrözöttsége az utóbbi fajra emlékeztet.

A Péterfi-csüdfűnek sokáig csupán egyetlen lelőhelye volt ismert, néhány évtizede azonban előkerült a „locus classicus”-tól néhány kilométernyi távolságban a magyarkályáni Fedő-dombon is. Mindkét ismert lelőhelyén meredek, agyagos domboldalon, omladékos helyeken, árvalányhajas gyeppen él.

A Péterfi-csüdfűvet a nemzetközi tudományos közvélemény is számon tartja, több nemzetközi Vörös Listán és természetvédelmi egyezményben is szerepel.



Astragalus peterfii Jávorka