

EGY INVÁZIÓS FAJ, A *SOLIDAGO GIGANTEA* Aiton ÁLTAL KOLONIZÁLT MOCSÁRRÉTEK DIVERZITÁSA ÉS FAJKOMPOZÍCIÓS KOORDINÁLTSÁGA

KUN RÓBERT¹, SZÉPLIGETI MÁTYÁS², MALATINSZKY ÁKOS¹,
VIRÁGH KLÁRA³, SZENTIRMAI ISTVÁN² és BARTHA SÁNDOR³

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék,
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1., rbert.kun@gmail.com

²Örségi Nemzeti Park Igazgatóság, Óriszentpéter

³MTA, Ökológiai Központ, Ökológiai és Botanikai Intézet, Vácrátót

Elfogadva: 2014. október 17.

Kulcsszavak: abundancia, alfa diverzitás, béta diverzitás, egyenletesség, magas aranyvessző, társulás-szerveződés

Összefoglalás: Számos vizsgálat történt korábban a *Solidago gigantea* Aiton elterjedtségével, ökológiai és növényéletani tulajdonságaival kapcsolatban, azonban a faj inváziójának cönológiai következményei kevésbé ismertek. Mocsárréti társulások diverzitását és belső koordináltságát hasonlítottuk össze, magas aranyvesszővel különböző mértékben fertőzött területeken. Hat, eltérő mértékben kolonizált gyepterületet vizsgáltunk, melyek közül kettő referenciaterületként is szolgált. Állományonként 8–8 db 5 m hosszú transzszektet mintavételeztünk. Ezek mentén 100 db egymást érő 5 cm × 5 cm-es mikrovadrátban rögzítettük a fajok jelenlétét. Az állományok belső szervezettségét és koordináltságát a diverzitás és az egyenletesség állományon belüli szóródásával (CV%) és a mintavételi egységek állományon belüli átlagos cönológiai hasonlóságával jellemeztük. A *S. gigantea* gyakorisága jelentősen különbözött a mintaterületeken, és mennyiségének növekedésével összefüggésben változtak az állományok cönológiai jellemzői: csökkent a diverzitás és a koordináltság. Különböző cönológiai jellemzőket összehasonlítva megállapítható, hogy az átlagos viselkedést kifejező alfa diverzitás és egyenletesség kevésbé érzékenyen mutatják az inváziós faj okozta degradációt, mint a jellemzők béta diverzitást is jelentő relatív szórása (CV%). Eredményeink szerint a cönológiai koordináltság állományon belüli változása (jelen esetben csökkenése) egyszerűen mérhető és jó indikátora az inváziós faj okozta cönológiai változásoknak.

Bevezetés

Számos vizsgálat látott napvilágot az inváziós fajok különböző tulajdonságaival, valamint társulásokban tapasztalt hatásaival kapcsolatban, nevezetesen a társulások fajdiverzitását és az őshonos fajok életlehetőségeit csökkentő hatásaikról (BALOGH és BOTTA-DUKÁT 2009, DOGRA et al. 2009, POWELL et al. 2011), az egyes inváziós fajok elterjedtségéről (BOTTA-DUKÁT és DANCZA 2004, BOTTA-DUKÁT 2008, CSONTOS et al. 2010), valamint élet- és szervezettani, illetve növekedési tulajdonságairól (BOTTA-DUKÁT et al. 1998, BOTTA-DUKÁT és DANCZA 2001, LARDY et al. 2006, BOTTA-DUKÁT 2006, MOJZES és KALAPOS 2004). Hazánk nyílt és üde termőhelyeinek egyik legelterjedtebb és egyben legrészletesebben vizsgált inváziós faja a *Solidago gigantea*, amely elsősorban fiatal parlagokon terjed és válik tömegessé (EGLI és SCHMID 2000, BOTTA-DUKÁT és DANCZA 2004, WEBER és JACOBS 2005), azonban tapasztalataink szerint jó állapotú, üde gyeptársulásokat is képes kolonizálni. A növényfaj a világ számos országában okoz természetvédelmi és gazdálkodási nehézségeket (JACOBS et al. 2004). Különböző természetvédelmi kezelési

módokra adott válaszainak gyakorlati tapasztalatairól hazánkban BODONCZI (2008), VISZLÓ (2011) és MÁTÉ (2014) számoltak be korábban. A magas aranyvessző társulásokra kifejtett hatásairól, az esetleges fajdiverzitás csökkenés mértékéről és időbeli dinamikájáról, valamint annak ökológiai háttéréről azonban alig tudunk valamit (DANCZA 2000, BARTHA et al. 2014a).

A klasszikus növénycönológiai iskola felfogása és elméleti meghatározása szerint a társulások faji összetételükben és megjelenésükben törvényszerűen ismétlődő, állandó közösségek (JAKUCS és PRÉCSÉNYI 1981). A természetben előforduló állományok esetében az állandóság soha sem tökéletes és mindig viszonylagos, ugyanakkor létezése és mértéke a társulások szerveződésének és szabályozottságának fontos következménye (JUHÁSZ-NAGY és VIDA 1978, JUHÁSZ-NAGY 1986). Ezt a jelenséget, illetve törvényszerűséget a kutatók a koordináltság fogalmával írják le és jellemzik (JUHÁSZ-NAGY és VIDA 1978). Terepi vizsgálatok szerint a különböző típusú (pl. zonális és azonális) társulások koordináltsága eltérő (FEKETE 1992) és a cönológiai koordináltság mértéke jellegzetesen változik egyes vegetációdinamikai folyamatokban (pl. a szukcesszió és a degradáció során) (VIRÁGH és FEKETE 1984, FEKETE 1992, BARTHA 2008a). Mikrocönológiai módszerekkel kimutatták, hogy a koordináltság egy adott társulás állományain belül finom téridő léptékben is változik (VIRÁGH et al. 2006, BARTHA et al. 2014b) és érzékeny indikátora lehet a társulások szerveződési állapotának. A koordináltság témaköre módszertani szempontból szorosan kapcsolódik a béta diverzitás témaköréhez (TÓTHMÉRÉSZ 1998). Az elmúlt években a béta diverzitás témaköre újra a figyelem középpontjába került (TUOMISTO 2010a,b; ANDERSON et al. 2011), de a terepi vizsgálatok többsége főként biogeográfiai léptékben folyik (NOVOTNY és WEIBLEN 2005, LENOIR et al. 2010, KRAFT et al. 2011). Munkánk hiánypótló, mivel a béta diverzitás vizsgálatának módszereit mikrocönológiai szemlélettel, finom térléptékben a társulás állományain belül az inváziós faj hatására a társulás szerveződésében történt változások leírására alkalmazzuk.

A társulásidegen inváziós faj megjelenése és elszaporodása, majd esetleges uralkodóvá válása várhatóan jelentős változásokat idéz elő a társulások szerkezetében és dinamikájában (SANDERS et al. 2003). Várható, hogy az újonnan megjelenő és „erősza-kosan” terjedő faj megbontja a társulás fajai között kialakult kapcsolatokat, a kompozíció szabályozottságát.

Jelen munkánkban arra keressük a választ, hogy a magas aranyvessző, mint inváziós faj miként viselkedik egy mocsárréti gyep-társulásban.

Konkrét kérdéseink a következők:

- 1) Mennyire gyakori és milyen tömegességgel van jelen a *Solidago gigantea* egyes mocsárrétek különbözően kaszált állományaiban?
- 2) A *Solidago gigantea* jelenléte miként befolyásolja a mocsárréti társulás állományainak fajdiverzitását és fajösszetételbeli (=kompozíciós) koordináltságát?

Hipotézisünk szerint a magas aranyvessző hatására az állományok diverzitása és koordináltsága jelentősen csökken. Feltételezzük továbbá, hogy az inváziós faj hatása a) az abundanciájával arányos vagy pedig hatása b) csak bizonyos küszöbérték felett érvényesül. Mivel kutatásunk módszertani szempontból is újnak tekinthető, ezért megvizsgáltuk azt is, hogy az egyes módszerek (cönológiai hasonlóság versus fajdiverzitás és a vizsgált változók CV%-a) között milyen összefüggések vannak, mely módszer segítségével milyen hatékonysággal és finomsággal lehet mérni az állományok egymáshoz viszonyított állapotát és cönológiai koordináltságát.

Anyag és módszer

A vizsgálati területek és a vizsgálat rövid jellemzése

Vizsgálatainkat a Belső-Órségben, Magyarszombatfa térségében végeztük. A terület gyep társulásai mocsárrétek, *Junco-Molinietum* és *Alopecuro-Arrhenatheretum* társulások. Valaha valószínűleg kékperje uralta állományok lehettek, de a terület kiszáradása miatt ezek kiterjedése folyamatosan csökken. A mocsárréteken az 1990-es évek második feléig bezárólag legalább 80 évig hagyományos őrsegi rétgazdálkodás folyt adatközlőnk szerint, mely az évi kétszeri, május végi-június eleji és augusztus végi-szeptember eleji kaszálást jelentette, melyet az 1960-as évekig szarvasmarhákkal történő őszi sarjülegeltetéssel is kiegészítettek (Kovács Sándorné gazdálkodó, ex verb.). A területet az 1990-es évek második felétől 2003-ig rendszertelenül kezelték, majd 2003-tól 2007-ig a nemzeti park évente egyszer, rendszertelenül kaszálta, melynek hatására a magas aranyvessző több helyen felszaporodott. Ez lehetővé tette, hogy olyan mocsárréti állományokat hasonlítsunk össze, amelyek termőhelyi viszonyai hasonlóak, de a rajtuk megtelepedett magas aranyvessző állományok sűrűsége eltérő. Vizsgálatainkat Magyarszombatfa falutól nyugati irányban, a magyar-szlovén határ közvetlen szomszédságában végeztük. A területen 2007-ben a nemzeti park szakemberei 20×80 m-es kísérleti parcellákat jelöltek ki, amelyeket az elmúlt hét évben eltérő módon kaszáltak: 1. évi két alkalommal, június és szeptember elején kaszált; 2. évi egyszer, június elején kaszált; 3. évi egyszer, szeptember elején kaszált; és 4. kaszátlan terület (Kőrösi et al. 2009). A hét év alatt az egyes parcellákban a magas aranyvessző sűrűsége és borítása jelentősen eltérő lett a kiindulási állapothoz képest (BODONCZI 2008). Az említett négy parcellán túl a közelben, szintén Magyarszombatfa község határában, azonos élőhelyen (mocsárréten, hasonló termőhelyen és fekvésben) még további két referencia területet is választottunk, amelyeken a hagyományos évi kétszeri kaszálás közel egy évszázadon keresztül folyamatos volt napjainkig, és ahol a magas aranyvessző csak nyomokban volt fellelhető.

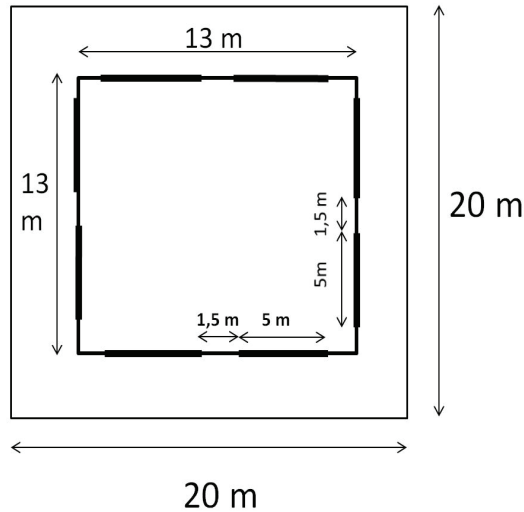
Mintavételi módszerek és az adatok feldolgozása

A magas aranyvessző abundanciáját és a gyepek társulástani állapotát állományonként 8–8 db, 5 m-es transzszekt segítségével mintavételeztük. A transzszektnek 100–100 db, egymást érő 5×5 cm-es mikrokvadrátból álltak, amelyekben a gyökerező fajok jelenlétét írtuk fel. A kísérleti területen 2013 júniusában, a további két referencia területen 2014 júniusában történt a mintavétel. Ez a mintavételi típus objektíven és pontosan rögzíti a fajok gyakoriságát és korábbi módszertani eredményeink alapján a természetvédelmi kezelések hatásainak kiértékelésére különösen alkalmas (BARTHA 2007, 2008a). Az állományonként egyenletesen elhelyezett 8–8 db transzszekt (1. ábra) reprezentatív képet ad a magas aranyvessző egyedsűrűségének térbeli eloszlásáról, valamint a társulás szerkezetének állományon belüli variációjáról.

Az 5 m-es transzszektben – mint mintavételi egységekben – megadtuk 1) a fajszámot és 2) az egyes fajok előfordulási gyakorisága alapján kiszámoltuk a mintavételi egységek Shannon diverzitását és az ebből származtatható egyenletességet (TÓTHMÉRÉSZ 1997), 3) az állományokon belül a 8 ismétlés alapján ezen jellemzők átlagát és relatív szórását (CV%), valamint 4) a 8 mintavételi egység átlagos cönológiai távolságát Bray-Curtis és Sørensen indexek segítségével (PODANI 1997).

A fajösszetételbeli koordináltságot a diverzitás és az egyenletesség állományon belüli szórásával (CV%) és az átlagos cönológiai hasonlóságával (Sørensen index, Bray-Curtis index) jellemeztük. A minták cönológiai távolságait a SYNTAX 5.0 programcsomag (PODANI 1993) felhasználásával számoltuk. A mintavételi egységekben számolt átlagos fajszám, diverzitás és egyenletesség az ún. alfa diverzitást, míg a cönológiai távolságok, a diverzitás és egyenletesség állományon belüli szórása a béta diverzitást reprezentálta.

A magas aranyvessző gyakorisága és a mintavételi egység diverzitása, illetve egyenletessége között lineáris regressziót (SVÁB 1981) számoltunk (a Microsoft Excel 2010 táblázatkezelő program segítségével). A különbözően kezelt állományok cönológiai állapota közti különbségeket egyszempontos varianciaanalízissel (SVÁB 1981) értékeltük (az R 3.0.2. programcsomag alkalmazásával).



1. ábra. A mintavételi egységek (8 db, 5 m-es transzszekt) elrendezése egy kísérleti parcellában
 Mind a hat állományban (2 referencia, 4 kísérleti állomány) ezen elrendezésben mintavételeztünk.
 Figure 1. The spatial arrangement of sampling units (five-meter long transects, N=8), used in the six stands
 (2 reference and 4 research stands).

Eredmények

A magas aranyvessző előfordulási gyakorisága jelentősen különbözött az állományok között (1. táblázat). A kétszer kaszált referencia területeken nem, vagy csak jelentéktelen mennyiségben (1% alatti gyakorisággal) fordult elő, míg a kaszálatlan mintaterületen és az évi egy alkalommal, nyár elején kaszált mintaterületen az átlagos gyakorisága meghaladta a 20%-ot (ami a kiegészítő vizsgálataink szerint 60% fölötti borításnak felel meg). A mintaterületeket összehasonlítva, az átlagértékek valamennyi vizsgált változó (a *Solidago gigantea* abundanciája, a mintavételi egységekben mért fajszám, diverzitás és egyenletesség) tekintetében szignifikánsan különböztek (2. táblázat). A mintavételi egységekben talált fajszámok 13 és 47, a diverzitás 3,062 bit és 4,95 bit, az egyenletesség pedig 0,768 és 0,904 között változtak. A mintavételi egységeknek a fajkompozíció alapján vett átlagos hasonlósága is jelentősen eltért a mintavételi területek között (elsősorban a 2x kaszáltak és a nem kaszált állományok között). A referencia területekhez képest a kaszálatlan (és sok magas aranyvesszőt tartalmazó) területen a Bray-Curtis index segítségével mért átlagos hasonlóság mintegy 35%-kal volt alacsonyabb, míg a Sørensen index esetében 18%-os csökkenést tapasztaltunk (1. táblázat).

1. táblázat
Table 1

A magas aranyvessző gyakorisága és a növénytársulások koordináltsága a 6 mintavételi területen. Az egyes növényzeti állományok koordináltságát az adott területen belül vett mintavételi egységek átlagos hasonlósága reprezentálja.

Abundance of *S. gigantea* and the coenological coordination in the six sites. Coenological coordination has been represented by the mean coenological similarity of sampling units within a given site. (1) Frequency of *S. gigantea*; (2) Mean similarity % by Bray-Curtis index; (3) Mean similarity % by Sørensen index; (4) Reference site 1: two times mown; (5) Reference site 2: two times mown; (6) Experimental site: mown twice a year; (7) Experimental site: mown once a year in September; (8) Experimental site: mown once a year in June; (9) Experimental site without mowing (abandoned)

	1. referencia- terület 2× kaszált állomány (4)	2. referencia- terület 2× kaszált állomány (5)	Kísérleti terület 2× kaszált állomány (6)	Kísérleti terület 1× kaszált állomány (szeptember) (7)	Kísérleti terület 1× kaszált állomány (június) (8)	Kísérleti terület kaszálatlan állomány (9)
<i>Solidago</i> gyakoriság (%) (1)	0,0	0,125	0,625	9,5	21,0	22,6
Átlagos hasonlóság % (Bray-Curtis index) (2)	70,5	64,4	67,7	66,9	57,1	44,1
Átlagos hasonlóság % (Sørensen index) (3)	78,5	79,0	76,6	79,3	66,0	64,2

2. táblázat
Table 2

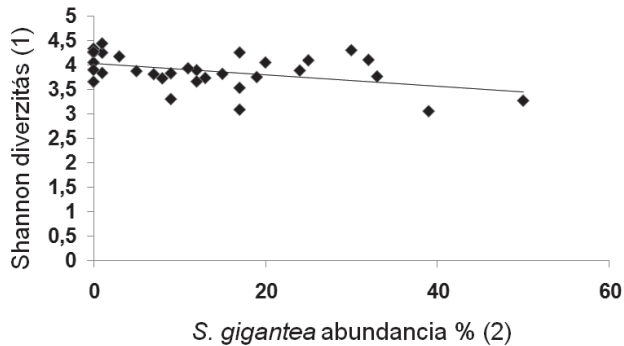
A *S. gigantea* által eltérő mértékben kolonizált állományok varianciaanalízis szerinti (egy szempontos ANOVA) elkülönülésének mértéke négy változó alapján. Differentiation of four coenological variables in vegetation stands colonized differently by *S. gigantea*. One-way ANOVA was applied.

(1) Source (between samples); (2) Degree of freedom; (3) Sum of squares; (4) Variance; (5) Abundance of *S. gigantea*; (6) Number of species; (7) Equitability; (8) Shannon diversity

Forrás (minták között) (1)	Szabadságfok (2)	Négyzetes összeg (3)	Variancia (4)	F érték	P
<i>S. gigantea</i> abundancia (5)	5	4478,4	895,67	14,3	3,522e-08 ***
Fajszámok (6)	5	2808,2	561,63	30,654	5,4e-13 ***
Egyenletesség (7)	5	0,038643	0,0077286	14,771	2,327e-08 ***
Shannon diverzitás (8)	5	8,5504	1,71009	27,858	2,494e-12 ***

Negatív összefüggést mutattunk ki a magas aranyvessző helyi (az egyes 5 m-es mintavételi egységekben becsült) abundanciája (gyakorisága) és a mintavételi egység diverzitása között ($R = -0,4251$, $p = 0,0092$). A megfelelő determinációs együttható értéke 0,1807 volt, ami gyenge összefüggésre utal (2a. ábra). A magas aranyvessző abundanciája és a megfelelő mintavételi egységben mért egyenletesség között nem volt szignifikáns összefüggés (2b. ábra). A becsült diverzitás és egyenletesség mintaterületeken belüli változa-

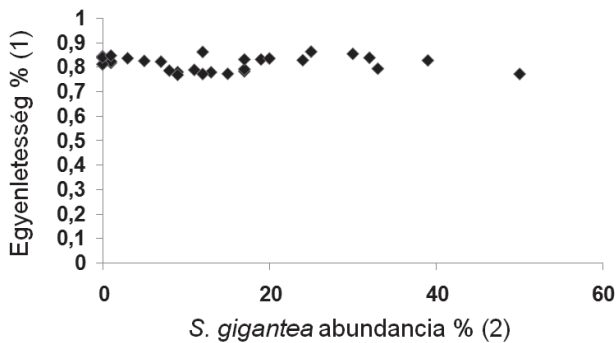
tossága növekedett a magas aranyvessző növekvő jelenlétével összefüggésben. A térbeli változatosságot (béta diverzitást) kifejező variációs koefficiensek értékei a referencia-területekhez képest az inváziós fajjal erősen fertőzött (kaszálatlan) mintaterületen 2-szer, 3-szor nagyobb értéket mutattak (3a-b. ábra).



2a. ábra. A Shannon diverzitás (Y) a *S. gigantea* abundanciájának (x) függvényében a hat állomány adatai alapján

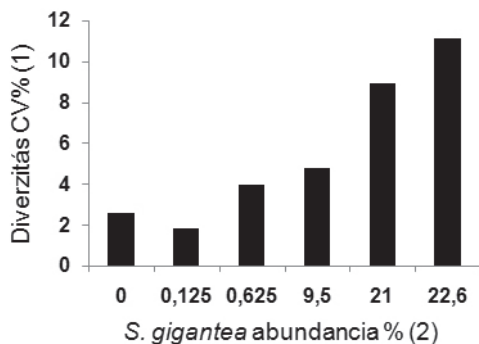
Minden pont egy 5 m-es transzszektet jellemez. (3) A regressziós egyenlet: $Y = -0,012x + 4,04$, $R^2 = 0,1807$, $p < 0,01$

Figure 2a. The dependence of Shannon diversity by the abundance of *S. gigantea* in all stands. Every point indicates a 5-meter long transect. (1) Shannon diversity; (2) Abundance of the *S. gigantea* in a 5 meters long transect; (3) regression equation

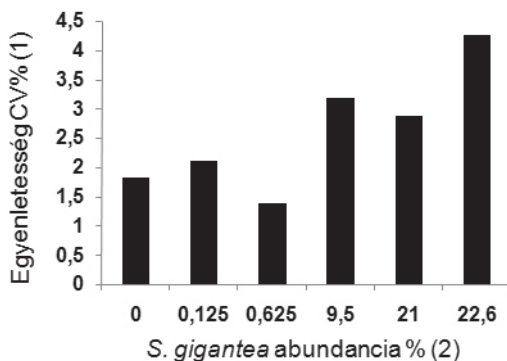


2b. ábra. Az egyenletesség mértéke a *S. gigantea* abundanciájának függvényében a hat állomány adatai alapján
Minden pont egy 5 m-es transzszektet jellemez (az összefüggés nem volt szignifikáns).

Figure 2b. The (non significant) dependence of Equitability from the abundance of *S. gigantea* in all stands. Every point indicates a 5-meter long transect. (1) Equitability; (2) Abundance of the *S. gigantea* in a 5-meter long transect



3a. ábra. Az állományonként 8-8 db, 5m-es transzszekt alapján számolt Shannon diverzitás CV% értéke a *Solidago gigantea* állományonkénti átlagos abundanciájával összefüggésben
 Figure 3a. CV% of Shannon diversity (computed from 8 transects in each stand) as a function of mean abundance of *S. gigantea* in the given site. (1) Diversity CV% (by Shannon diversity); (2) Mean abundance of *S. gigantea*



3b. ábra. Az állományonként 8-8 db, 5m-es transzszekt alapján számolt egyenletesség CV% értéke a *Solidago gigantea* állományonkénti átlagos abundanciájával összefüggésben
 Figure 3b. CV% of equitability (computed from 8 transects in each stand) as a function of mean abundance of *S. gigantea* in the given site. (1) CV% of equitability; (2) Mean abundance of *S. gigantea*

Megvitatás

Várakozásainknak megfelelően a magas aranyvessző mennyiségének növekedésével összefüggésben változtak az állományok cönológiai jellemzői. A korábbi vizsgálatok többségével összhangban (DOGRA et al. 2009, HEJDA et al. 2009, BARTHA et al. 2014a) a vizsgált mocsárréteken is csökkent a diverzitás, ugyanakkor megnövekedett az állományok belső heterogenitása, azaz koordináltságuk csökkent.

A diverzitás és az egyenletesség változása az aranyvessző felszaporodásával összefüggésben

Eredményeink összhangban vannak az inváziós fajok társulásokra kifejtett negatív hatásáról beszámoló közleményekkel (pl. MACK et al. 2000, BOTTA-DUKÁT 2008, DOGRA et al. 2009, HEJDA et al. 2009, HÁZI et al. 2011, PYSEK et al. 2012, SZENTES et al. 2012, BARTHA et al. 2014a), ugyanakkor a mért diverzitás-csökkenés kisebb volt a vártnál. Mintáinkban a magas aranyvessző mennyisége széles tartományban (0% és 50% gyakoriság között) ingadozott. Kiegészítő vizsgálataink szerint 20%-os előfordulási gyakoriságnál a magas aranyvessző cönológiai borítása kb. 60%, míg 50% gyakoriságnál 100%. Ennek alapján megállapítható, hogy az 5 m-es transzszektek mentén becsült előfordulási gyakoriság (frekvencia) értékek jól jellemzik a *Solidago gigantea* borításban kifejezett súlyát, a társulásban betöltött szerepének fontosságát. A vizsgálatunk során felmért állományokban az inváziós faj helyenként szélsőségesen nagy mennyiségben is előfordult. Jelentős diverzitáscsökkenés azonban csak a magas aranyvessző 30% fölötti gyakoriságánál (mintegy 80% borításnál) jelentkezett. Kiderült, hogy a magas aranyvessző állományainak borítása nem egységes, mennyisége az egységesen kezelt mintavételi területeken belül is jelentősen variált. Így még a kaszátlan állományon belül is előfordultak kisebb-nagyobb nyílt foltok, lehetővé téve a mocsárrét fajainak túlélését.

Regionális felmérések (PRACH és PYSEK 1999, BARTHA et al. 2014a) alapján kijelenthető, hogy a nagytermetű, vegetatívan szaporodó évelő fajok más fajoknál gyakrabban válnak uralkodóvá, és csökkentik a növénytársulások diverzitását. Hazánkban a *Solidago gigantea* elterjedése és uralkodóvá válása elsősorban parlagokon figyelhető meg (DANCZA 2000, BARTHA et al. 2014a). Esetünkben viszont a helytelen kezelés következtében az inváziós faj természetes állapotú, fajgazdag mocsárréteken szaporodott fel. Eredményeink alapján kijelenthető, hogy ilyen esetekben az inváziós faj diverzitáscsökkentő hatása kisebb, valószínűleg azért, mert a természetes társulás bizonyos mértékig ellenáll az invázióknak. Eredményeink arra is rámutatnak, hogy a magas aranyvessző hatására kialakuló degradáció viszonylag lassú folyamat. A vizsgálatunkban szereplő területen a kísérlet kezdetekor az aranyvessző csak kis mennyiségben fordult elő (BODONCZI 2008), majd mennyisége (egyres kezelések hatására) az elmúlt 7 év alatt különbözőképpen nőtt meg az egyes kísérleti állományokban. Varianciaanalízissel is vizsgálva az állományokat azt találtuk, hogy 7 év elmúltával az aranyvessző abundanciája, illetve a mocsárréti állományok diverzitása és egyenletessége szignifikánsan eltért az egyes mintaterületek (kezelések) között. A regressziós vizsgálatok ugyanakkor csak gyenge negatív összefüggést mutattak a magas aranyvessző gyakorisága és a diverzitás között, míg az egyenletesség variációja nem függött az aranyvessző mennyiségétől. A kétféle eredmény közti különbség valószínűleg azzal magyarázható, hogy a *S. gigantea* diverzitást csökkentő hatása a mocsárréti társulásokban csak fokozatosan, több év távlatában alakul ki. Egy másik *Solidago* faj, a *S. altissima* esetében kimutatták, hogy az évelő faj hajtásai évente eltérő pozíciókban jelennek meg, vagyis az állományon belül véletlen bolyongást végeznek (CAIN 1990). Valószínűsíthető, hogy a *S. gigantea* klónjai is hasonló térbeli dinamikát követnek. A magas aranyvessző-állomány tehát különbözően záródott foltok „vándorló” diffúz mozaikjának tekinthető. A társulásra kifejtett diverzitás csökkentő hatás térben és időben is változik, és ennek következménye több év távlatában, összeadódva jelentkezik. Emiatt, megfelelő idő elteltével, állományléptékben alakulnak ki szignifikáns különbsé-

gek (esetünkben a kaszálási kísérlet hatására), míg finomabb térleptékben, az állományon belüli foltokban, az aranyvessző pillanatnyi gyakorisága és a diverzitás között csak gyenge összefüggés tapasztalható.

A cönológiai koordináltság változásai az aranyvessző felszaporodásával összefüggésben

Vizsgálatunkban a koordináltságot az állományon belül, a belső szerkezet homogenitásának mérésével jellemeztük. Valamennyi alkalmazott módszer a belső homogenitás, koordináltság egyértelmű csökkenését mutatta az aranyvessző felszaporodásával összefüggésben. Az állományon belül a mintavételi egységek közötti átlagos hasonlóságot mérő módszerek 20–30%-os eltérést mutattak a referencia terület és a magas aranyvesszővel erősen borított terület között. A fajkészleten alapuló Sørensen index esetében kisebb volt a különbség, mint a fajok abundanciáját is figyelembe vevő Bray-Curtis index esetében. Az inváziós faj feltehetően szelektál az eredeti fajkészletből, mivel a mocsárrét társulás fajai eltérően érzékenyek az aranyvessző állomány által okozott környezeti változásokra. Ez a folyamat jelenleg is zajlik, és valószínűleg sok faj válaszul a gyakoriságának megváltozásával, ugyanakkor kevesebb faj esetén ért el ez a változás olyan mértéket, hogy azok teljesen hiányozzanak a mintavételi egységből. Az inváziós faj hatására új fajok is megjelenhetnek a területen, azonban a Sørensen index kisebb mértékű változása egyben arra is utal, hogy az új fajok kolonizációja kisebb mértékű a már jelen lévő fajok abundancia változásaihoz képest.

Eredményeink ellentétesek a korábbi vizsgálatok eredményeivel (FUKAMI et al. 2013), ahol az inváziós faj felszaporodása a társulások közötti különbségek csökkenéséhez vezetett (vö. biológiai homogenizálódás), azáltal, hogy valamennyi állományban ugyanaz az inváziós faj vált uralkodóvá. Mivel ez a triviális jelenség elfedi a társulás további fajainak a viselkedését, munkánkban az inváziós fajt kihagyva számoltuk a mintavételi egységek közötti összefüggéseket. Ezzel a véleményünk szerint érzékenyebb és relevánsabb módszerrel dolgozva a jelen vizsgálatban a heterogenitás növekedését tapasztaltuk, amit a koordináltság csökkenéseként, azaz a társulás széteséseként, felbomlásoként értékelünk. Feltételezhető, hogy a mocsárréten megjelenő és véletlenszerűen „vándorló”, mozgásban lévő magas aranyvessző klónok változatos módon lépnek kölcsönhatásba a társulás egyes foltjaival, megbontva a fajok között korábban kialakult viszonylagos egyensúlyokat. A lokális szelekció és a szabályozási folyamatok felbomlása miatt helyről helyre kicsit másképpen változik a társulás eredeti fajainak gyakorisága, ami összességében a homogenitás, a koordináltság csökkenéséhez vezet. Arra is gondolni kell, hogy a területeken folyó évszázados gazdálkodás felhagyásával a *S. gigantea* felszaporodása mellett másféle változások (zsombékosodás, avarfelhalmozódás, egyes természetes fajok felszaporodása mások kárára) is elindultak, amelyek szintén a koordináltság csökkenését eredményezhetik. A mechanizmusok további feltárása a jövőbeli kutatás feladata, általánosságban azonban elmondhatjuk, hogy az általunk leírt koordináltság csökkenés a degradáció jeleként fogható fel.

Más típusú (klimatikus és tájtörténeti) okokra visszavezethető degradáció esetében is hasonló tendencia, azaz a koordináltság csökkenése volt megfigyelhető (BARTHA et al. 2011). Ugyanakkor a társulások regenerációja, szukcessziója során, több szukcessziós sorozatban is a koordináltság növekedését tapasztalták (BARTHA et al. 2014b).

A koordináltság mérésére alkalmazható különböző módszereket összehasonlítva megállapíthatjuk, hogy az állományon belüli cönológiai hasonlóságok esetében 20–30%-os (1. táblázat), míg a diverzitás és az egyenletesség relatív térbeli szóródása (CV%) esetén kétszeres, háromszoros (3. ábra) eltérést tapasztaltunk a kezelések között. Erre alapozva kijelenthető, hogy a CV% más módszereknél érzékenyebb indikátora az itt leírt változásoknak.

Vizsgálatainkban az 5 m-es transzszektek, ún. *rövid lineák* (BARTHA 2007, 2008b) segítségével a statisztikai értékeléseinket igen pontosan és hatékonyan tudtuk elvégezni, tehát az alkalmazott mikrocönológiai módszer bevált a magas aranyvessző inváziójával összefüggő jelenségek mérésére és leírására. Kijelenthető, hogy a béta diverzitáson alapuló koordináltság vizsgálat a korábban széleskörűen alkalmazott alfa diverzitás vizsgálatoknál érzékenyebb. Az általunk fejlesztett mintavételi elrendezés (6 állományban készült 8-8 db 5 m-es rövid lineá) és az erre alapozott koordináltság vizsgálat alkalmas volt a *S. gigantea* felszaporodásával kapcsolatos cönológiai állapotváltozások leírására. A hagyományos borításbecsléseken alapuló cönológiai felvételezéssel összehasonlítva, a fajok jelenlétén alapuló felvételezés pontosabb és objektívebb, jól kivitelezhető és a természetvédelmi kezeléseket hatékonyan segítő, szélesebb körben is ajánlható módszer.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Ficsor Csillának, Stumpf Nikolettnek, Szarka Sárának és Karba Enikőnek, Tóth Antóniának a terepi felvételezésben nyújtott segítségét. Köszönet illeti őrségi adatközlőinket, Kovács Sándornét és a Berkovics családot, akik a terület előtörténetével kapcsolatban nyújtottak segítséget. Az adatok értékelésében nyújtott nagy segítségéért Házi Juditnak mondunk köszönetet. Munkánkat az OTKA K 105608 pályázat támogatta.

IRODALOM – REFERENCES

- ANDERSON, M. J., CRIST, T. O., CHASE, J. M., VELLEND, M., INOUE, B. D., FREESTONE, A. L., SANDERS, N. J., CORNELL, H. V., COMITA, L. S., DAVIES, K. F., HARRISON, S. P., NATHAN, J. B., KRAFT, N. J. B., JAMES, C., STEGEN, J. C., SWENSON, N. G. 2011: Navigating the multiple meanings of diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14: 19–28.
- BALOGH L., BOTTA-DUKÁT Z. 2009: A Fallopia x bohémica és a Helianthus tuberosus s. l. hatása az előzőnőtt közösségekre Nyugat-Magyarországon. *Kütaibelia* 14(1): 128.
- BARTHA S. 2007: A vegetáció leírásának módszertani alapjai. In: *Agrártájékoztató monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei* (szerk.: HORVÁTH A., SZITÁR K.). MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 92–113.
- BARTHA S. 2008a: A vegetáció viselkedéskökológiájáról (avagy milyen hosszú is legyen egy hosszú távú ökológiai vizsgálat). In: *Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások. Köszöntjük a 70 éves Láng Editet* (szerk.: KRÖEL-DULAY, GY., KALAPOS, T., MOJZES, A.). MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 73–86.
- BARTHA S. 2008b: Mikrocönológiai módszerek a táji vegetáció állapotának vizsgálatára. *Tájökológiai lapok* 6(3): 229–245.
- BARTHA, S., CAMPETELLA, G., KERTÉSZ, M., HAHN, I., KRÖEL-DULAY, GY., RÉDEI, T., KUN, A., VIRÁGH, K., FEKETE, G., KOVÁCS-LÁNG, E. 2011: Beta diversity and community differentiation in dry perennial sand grasslands. *Annali di Botanica* (Roma) 1: 9–18.
- BARTHA, S., SZENTES, SZ., HORVÁTH, A., HÁZI, J., ZIMMERMANN, Z., MOLNÁR, CS., DANCZA, I., MARGÓCZI, K., PÁL, R.W., PURGER, D., SCHMIDT, D., ÓVÁRI, M., KOMOLY, C., SÜTYINSZKI, ZS., SZABÓ, G., CSATHÓ, A. I., JUHÁSZ, M., PENKSZA, K., MOLNÁR, ZS. 2014a: Impact of midsuccessional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. *Applied Vegetation Science* 17(2): 201–213.

- BARTHA, S., RUPRECHT, E., SZABÓ, A., ZIMMERMANN, Z., KOMOLY, C., SZABÓ, G., PAUŠIĆ, A., JUVAN, N., ČARNI, A. 2014b: Reliability and coherence of diversity patterns in plant community succession. In: *Biodiversity and vegetation: patterns, processes, conservation* (Eds.: MUCINA L., PRICE J. N., KALWIJ J. M.). Kwongan Foundation, Perth, AU, p. 219.
- BODONCZI L. 2008: A kaszálás időzítésének hatása a rétek növényzetére – első (alap-) állapotfelvétel. Kutatási jelentés. Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság.
- BOTTA-DUKÁT Z. 2006: Két adventív *Solidago* faj növekedése különböző időjárású években. In: *Kutatás, oktatás, értéktanteremtés. A 80 éves Précsényi István köszöntése* (szerk.: MOLNÁR E.). MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 45–51.
- BOTTA-DUKÁT, Z. 2008: Invasion of alien species to Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 219–228.
- BOTTA-DUKÁT, Z., DANCZA, I. 2001: Effect of weather conditions on the growth of giant goldenrod (*Solidago gigantea* Ait.). In: *Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management* (Eds.: BRUNDU G., BROCK J., CAMARDA I., CHILD L., WADE M.). Plant Backhuys Publishers, Leiden, pp. 47–54.
- BOTTA-DUKÁT Z., DANCZA I. 2004: Magas aranyvessző (*Solidago gigantea* Ait.) és kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis* L.). In: *Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények* (szerk.: MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z.). A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 293 pp.
- CAIN, M. L. 1990: Models of clonal growth in *Solidago altissima*. *Journal of Ecology* 78: 27–46.
- BOTTA-DUKÁT Z., DANCZA I., SZABÓ I. 1998: A kaszálás és avar eltávolításának hatása a *Solidago gigantea* egyedfejlődésére. *Természetvédelmi Közlemények* 7: 65–73.
- CSONTOS, P., VITALOS, M., BARINA, Z., KISS, L. 2010: Early distribution and spread of *Ambrosia artemisiifolia* in Central and Eastern Europe. *Botanica Helvetica* 120: 75–78.
- DANCZA I. 2000: Gyomközösségek összetételének változása délnyugat-dunántúli parlagterületeken. *Gyomnövények, Gyomirtás* 1: 51–60.
- DOGRA, K. S., KOHLI, R. K., SOOD, S. K. 2009: An assessment and impact of three invasive species in the Shivalik hills of Himachal Pradesh, India. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 1(1): 4–10.
- EGLI, P., SCHMID, B. 2000: Seasonal dynamics of biomass and nitrogen in canopies of *Solidago altissima* and effects of a yearly mowing treatment. *Acta Oecologica* 21(1): 63–77.
- FEKETE, G. 1992: The holistic view of succession reconsidered. *Coenoses* 7: 21–29.
- FUKAMI, T., BELLINGHAM, P. J., PELTZER, D. A., WALKER, L. R. 2013: Non-Native Plants Disrupt Dual Promotion of Native Alpha and Beta Diversity. *Folia Geobotanica* 48: 319–333.
- HÁZI, J., BARTHA, S., SZENTES, S., WICHMANN, B., PENKSZA, K. 2011: Seminatúrális grassland management by mowing of *Calamagrostis epigeios* in Hungary. *Plant Biosystems* 145: 699–707.
- HEJDA, M., PYŠEK, P., JAROŠÍK, V. 2009: Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97: 939–403.
- JAKOBS, G., WEBER, E., EDWARDS, P. J. 2004: Introduced plants of the invasive *Solidago gigantea* (Asteraceae) are larger and grow denser than conspecifics in the native range. *Diversity and Distributions* 10: 11–19.
- JAKUCS P., PRÉCSÉNYI I. 1981: A fitocönózisok. In: *Növényföldrajz, társulástan és ökológia* (szerk.: HORTOBÁGYI T., SIMON T.). Tankönyvkiadó, Budapest, 192 pp.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1986: *Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 251 pp.
- JUHÁSZ-NAGY P., VIDA G. 1978: Szupraindividuális organizáció. In: *A biológiai szabályozás* (szerk.: CSABA Gy.). Medicina Kiadó, Budapest, pp. 337–406.
- KRAFT, N. J. B., COMITA, L. S., CHASE, J. M., SANDERS, N. J., SWENSON, N. G., CRIST, T. O., STEGEN, J. C., VELLEND, M., BOYLE, B., ANDERSON, M. J., CORNELL, H. V., DAVIES, K. F., FREESTONE, A. L., INOUE, B. D., HARRISON, S. P., MYERS, J. A. 2011: Disentangling the Drivers of β Diversity Along Latitudinal and Elevational Gradients. *Science* 333: 1755–1758.
- KÖRÖSI Á., SZENTIRMAI I., ÖRVÖSSY N., KÖVÉR SZ., BATÁRY P., PEREGOVITS L. 2009: A kaszálás hatásainak vizsgálata a vérfű hangyaboglárka (*Maculinea teleius*) populációira – egy kezelési kísérlet első tapasztalatai. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 257–268.
- LARDY, L. C., VANDERHOEVEN, S., DASSONVILLE, N., KOUTIKA, L.-S., MEERTS, P. 2006: Effect of the exotic invasive plant *Solidago gigantea* on soil phosphorus status. *Biology and Fertility of Soils* 42(6): 481–489.
- LENOIR, J., GÉGOUT, J. C., GUIBAN, A. A., VITTOZ, P., WOHLGEMUTH, T., ZIMMERMANN, N. E., STEFAN, S., DULLINGER, S., PAULI, H., WILLNER, W., GRYNES, J. A., VIRTANEN, R., SVENNING, J. C. 2010: Cross-scale analysis of the region effect on vascular plant species diversity in southern and northern European mountain ranges. *PlosOne* 5(12): e15734.

- MACK, R. N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W. M., EVANS, H., CLOUT, M., BAZZAZ, F. A. 2000: Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Application* 10: 689–710.
- MÁTÉ A. 2004: Folyóvígyék Cnidion dubii társuláshoz tartozó mocsárrétjei. In: *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon* (szerk.: HARASZTY L.). Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 834–837.
- MOJZES A., KALAIPOS, T. 2004: Napi hőmérsékletingadozás hatása öt, eltérő inváziós képességű fűfaj csírázására. *Botanikai Közlemények* 91(1–2): 25–37.
- NOVOTNY, V., WEIBLEN, G. D. 2005: From communities to continents: beta diversity of herbivorous insects. *Annales Zoologici Fennici* 42: 463–475.
- PODANI, J. 1993: SYN-TAX 5.0: Computer programs for multivariate data analysis in ecology and systematics. *Abstracta Botanica* 17: 289–302.
- PODANI J. 1997: *Bevezetés a többváltozós adatfeltárás rejtelmibe*. Scientia Kiadó, Budapest, 412 pp.
- POWELL, K. I., CHASE, J. M., KNIGHT, T. M. 2011: A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. *American Journal of Botany* 98(3): 539–548.
- PRACH, K., PYŠEK, P. 1999: How do species dominating in succession differ from the others? *Journal of Vegetation Science* 10: 383–392.
- PYŠEK, P., JAROŠIK, V., HULME, P. E., PERGL, J., HEJDA, M., SCHAFFNER, U., VILÁ, M. 2012: A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18: 1725–1737.
- R CORE TEAM 2012: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- SANDERS, N. J., GOTELLI, N. J., HELLER, N. E., GORDON, D. M. 2003: Community disassembly by an invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100(5): 2474–2477.
- SVÁB J. 1981: *Biometriai módszerek a kutatásban*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 3. kiadás, 557 pp.
- SZENTES, SZ., SUTYINSZKI, ZS., SZABÓ, G., ZIMMERMANN, Z., HÁZI, J., WICHMANN, B., HUFNÁGEL, L., PENKSZA, K., BARTHA, S. 2012: Grazed Pannonian grassland beta-diversity changes due to C4 yellow bluestem. *Central European Journal of Biology* 7: 1055–1065.
- TÓTHMÉRÉSZ B. 1997: *Bevezetés a biológiai diverzitás mérésének módszertanába*. Scientia Kiadó, Budapest, 98 pp.
- TÓTHMÉRÉSZ B. 1998: Kvantitatív ökológiai módszerek a skálafüggés vizsgálatára. In: *A közösségi ökológia frontvonalai* (szerk.: FEKETE G.). Scientia Kiadó, Budapest. pp. 145–160.
- TUOMISTO, H. 2010a: A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2–22.
- TUOMISTO, H. 2010b: A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. *Ecography* 33: 23–45.
- VIRÁGH, K., FEKETE, G. 1984: Degradation stages in a xeroseries: composition, similarity, grouping, coordination. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* 30: 427–459.
- VIRÁGH K., HORVÁTH A., BARTHA S., SOMODI I. 2006: Kompozíciós diverzitás és términtázati rendezettség a száalkaperjés erdőssztyeprét természetközeli és zavart állományaiban. In: *Kutatás, oktatás, értéktéremtés. A 80 éves Précsényi István köszöntése* (szerk.: MOLNÁR E.). MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 89–111.
- VISZLÓ L. (szerk.) 2011: *A természetkímélő gyepgazdálkodás*. Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítvány, Csákvár, pp. 176–177.
- WEBER, E., JACOBS, G. 2005: Biological flora of Central Europe - *Solidago gigantea* (Aiton). *Flora* 200: 109–118.

CHANGING DIVERSITY AND COENOLOGICAL COORDINATION IN MARSHMEADOWS
COLONISED BY THE INVASIVE *SOLIDAGO GIGANTEA* AITON

R. Kun¹, M. Szépligeti², Á. Malatinszky¹, K. Virágh³, I. Szentirmai³ and S. Bartha³

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Gödöllő, Hungary;
e-mail: rbert.kun@gmail.com

²Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, Óriszentpéter, Hungary

³MTA, Ökológiai Központ, Ökológiai és Botanikai Intézet, Vácrátót, Hungary

Accepted: 17 October 2014

Keywords: abundance, alpha diversity, beta diversity, community assembly, evenness, *Giant Goldenrod*

Previous studies focussed on the biogeography, ecology, and ecophysiology of *Solidago gigantea* and other invasive species, while the effects of invasive species on the organization (coenological states) of target plant communities are less known. Coenological coordination (represented by the within community similarity of sampling units), Shannon diversity and equitability were used as community level state variables in this study. Six marshfield sites colonized by different amount of *S. gigantea* were compared in Western Hungary. Marsh meadows had been mown differently for seven years, and as a consequence of different managements, they were differently colonized by *S. gigantea*. Within each site, 8 regularly spaced 5 m long transects were used for vegetation sampling. Each transect was subdivided into 100 contiguous 5×5 cm microquadrats. The presence of rooting vascular plant species was recorded in each 5×5 cm microquadrat and used as an objective and precise measure of plant abundances. Shannon diversity and the related evenness measure (for representing equitability) were calculated for each transect. Within-site coenological coordination had been represented by the coefficient of variation (CV%) of the transect-based diversity and equitability estimates and by the mean similarity between transects (based on Bray Curtis index and Sorensen index).

Strong significant differences were found between sites in the abundances of *Solidago* populations and in the mean diversity and equitability of vegetation. Analyzing data at finer scales (based on the individual transects), diversity decreased as a function of the local abundance of *S. gigantea* while equitability was independent. Coenological coordination decreased with the increasing abundance of *S. gigantea*. CV% of diversity and equitability were found as simple and useful indicators for representing coenological coordinations in these systems.

