

Hajdúsági zavart gyepek borítottságának statisztikai összehasonlítása

Szöke Szilvia¹ – Tanyi Péter²

Debreceni Egyetem Agrár- és Műszaki Tudományok Centruma,

¹Gazdálkodástudományi és Vidékfejlesztési Kar,

Gazdaságelemzés-módszertani és Alkalmazott Informatikai

Intézet, Debrecen

²Mezőgazdaságtudományi Kar, Növénytudományi Intézet,

Debrecen

szilvia@agr.unideb.hu

ÖSSZEFOGLALÁS

2002 és 2006 között öt – gyepterületként nyilvántartott – zavart élőhely (mintaterület) cönológiai felvételezését végeztük el. A cönológiai vizsgálatainkkal és a statisztikai elemzésekkel ezen területek részletes állapotfelmérését kívántuk elvégezni, mert a mezőgazdaságilag művelt területek közé ékelt, kevésbé értékesnek vélt területek fenntartása természet- és környezetvédelmi szempontból nagyon fontos, sőt szükséges, mivel ezek a területek gyakran számos ritka és/vagy védett növény- és állatfaj élő- illetve táplálkozóhelyei.

A statisztikai elemzések eredményeképpen megállapítottuk, hogy a fajszámot illetően mind az öt élőhely esetében szélsőséges ingadozás jellemzi a sokaságot. A borítás átlaga a harmadik élőhely (mézpázsitos szikes rét degradált gyepszegéllyel) esetében a legnagyobb, itt a variációs koefficiens is homogenitást mutat. A Shannon érték vizsgálatakor a második élőhely (ecsetpázsitos rét) esetében a legmagasabb az átlag, s legkisebb a szóródás. A variációs koefficiens közepes változékonyságot jelez. Az egyenletesség mediánja a harmadik élőhely (mézpázsitos szikes rét degradált gyepszegéllyel) esetén a legalacsonyabb és a szóródás is itt a legnagyobb.

Mind a hierarchikus, mind K-közép klaszteranalízis az öt élőhely 21 növénytársulása közül ugyanazokat a társulásokat sorolta egy klaszterbe, ebből megállapítható, hogy az egyes klaszterekbe tartozó társulások nagyon különböznek egymástól a családok borítás értékei alapján.

Kulcsszavak: botanikai állapotfelmérés, faktoranalízis, klaszteranalízis

SUMMARY

Between 2002 and 2006 we made the coenological survey of five disturbed habitats marked as grasslands. With our coenological examinations and the statistical analyses we wanted to make the detailed botanical survey of the given five habitats in order to verify that the maintenance of habitats amongst agricultural lands – and considered as less valuable – is of high importance and necessary from an environmental point of view, since these habitats are often living and feeding areas of many rare and/or protected plant- and animal species.

As a result of the statistical analyses we have pointed out that number of species in case of all the five habitats extreme fluctuation characterizes the statistical universe. As regards the average of the coverage it is the highest in case of the third habitat (degraded Puccinellia grassland), and the coefficient of variation shows homogeneity as well. In examining the Shannon-value the average is the highest in case of the second habitat (Alopecurus meadow), and the statistical dispersion is the smallest. The

coefficient of variation shows medium variability. The median of evenness is the lower in case of the third habitat (degraded Puccinellia meadow) and the statistical is the highest here as well.

We have done the Hierarchical and the K-Means Cluster Analyses for the 21 plant associations of the five habitats. Both cluster analyses put the same associations into the same cluster, so one can state that the associations in each cluster are different from the associations of the other ones according to the coverage data of the plant families.

Keywords: botanical survey, factor analysis, cluster analysis

1. BEVEZETÉS

Hazánk területének igen jelentős része, mintegy 86% áll mezőgazdasági művelés alatt (FVM, 2008), ahol az állandó emberi jelenlét és a sok évszázados gazdálkodás szinte teljesen megszüntette az eredeti vegetációt, s egykori természetes élőhelyeink jelentős átalakuláson mentek, illetve mennek keresztül. Ezek az átalakulások gyakran a degradáció irányába mutatnak. Napjaink egyik legfontosabb természetvédelmi problémája a biológiai sokféleség csökkenése, melynek oka leggyakrabban az élőhelyek degradálódása, fragmentálódása vagy teljes eltűnése. Napjaink gyakorlata komoly veszélyeket rejt magában: egyrészt az intenzív mezőgazdaság térhódítása, másrészt a gazdálkodással való felhagyás következtében egyre fogyóban vannak értékes élőhelyeink. A gyepevegetációt Közép-Európában nagyrészt emberi tevékenység alakította ki, és emberi tevékenység tartja fenn. A hajdani erdőirtásokkal létrejött gyepek sajátos faji összetételét és struktúráját a legeltetés hozta létre és őrzi meg. Ez a megállapítás érvényes természetvédelmi területeink gyepeire is, ahol a nem megfelelő kezelés veszélyeztetheti a védelmi célkitűzéseket, a másodlagos szukcesszióban kialakult, sokszor reliktum-fajokat is őrző gyepek létét (Matus et al., 2001). Az erdőirtásokon kívül a legelőterületek túlleltetése, a XIX. században az öntöző- és belvízelvezető csatornák megépítése mind-mind komoly hatással voltak a gyepterületek növényösszetételére, társulás típusaira (Jakucs, 1982). A természetes gyepek növényállományára kedvezőtlenül hat a rendszeres hasznosítás elmaradása. Például természetvédelmi területeken levő gyepek esetében megfigyelhető, hogy a legeltetés hiányában fokozatosan változik az a

növényzet, amelynek védelmét szolgálná a természetvédelmi oltalom (Vinczeffy és Nagy, 1993). A legeltetés elmaradása miatti növényzetváltozás az általunk felmért élőhelyek esetében is megfigyelhető.

A mezőgazdasági művelés alatt álló területekkel szomszédos vagy azokkal körbevett élőhelyek, amelyeket zavart élőhelyeknek nevezünk, fontos szerepet játszanak a biodiverzitás megőrzésében. Az ilyen élőhelyeken olykor jelentős botanikai értékek is találhatóak, és növényállományuk még többé-kevésbé természetközeli állapotú, de ugyanakkor ki vannak téve a mezőgazdasági művelés közvetett hatásainak. Az élőhelyekre ható legfontosabb degradáló tényezők a kiszáritás, a túllegeltetés, a szennyezés és egyéb szakszerűtlen mezőgazdasági tevékenység. E területek sokszor intenzív mezőgazdasági használat alatt vannak, s gyakran már nem is lehet természetvédelmi szempontú kezelésekkel jelentősebben javítani állapotukon. Ahol viszont lehetőség van rá, ott törekedni kell állapotjavító kezelések adott élőhelyre vonatkozó módszereinek kidolgozására és alkalmazására. Természetvédelmi szempontú kezeléssel egy ilyen élőhely fokozatosan nyerheti vissza természetes állapotát, flórája és faunája fokozatosan gazdagodhat. Kiemelt jelentőségű tehát, hogy e területek művelési módja, illetve hasznosítása összhangban legyen a természetvédelmi célkitűzésekkel.

Munkánk célkitűzése, hogy felmérjük öt, szántóföldi táblák közé ékelt zavart élőhely botanikai állapotát, a kapott cönológiai adatokat statisztikailag értékeljük, valamint meghatározzuk az élőhelyek jelentőségét a biológiai sokszínűség fenntartásában. Fel kívántuk tájni, hogy az egyes társulások (az öt mintaterületen összesen 21) közötti korreláció alapján meghatározható-e néhány ökológiai jellegzetesség, ami az egyes társulások összetartozását statisztikailag igazolja.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. A mintaterületek földrajzi fekvése, talaj- és meteorológiai jellemzői

A mintaterületek az Alföld északi peremén, a Hajdúságban található Hajdúnánás-Tedej közigazgatási területén működő Tedej Rt. kezelésében vannak, a köztük lévő távolság a 3 km-t nem haladja meg. Az élőhelyek elhelyezkedése igen jellegzetes, két régió határán terülnek el, mivel keletről a Nyírség futóhomokja, nyugatról a Hortobágy szikes pusztája fogja őket közre. A talajképző kőzet: lösz, a talaj típusa: szoloncsákos réti talaj.

A mintaterületek klímája száraz kontinentális, amelyre 9,9 °C éves átlaghőmérséklet és 580 mm évi csapadékátlag jellemző.

Az **első** mintaterület egy **védett szikes rét**, amely a Tedej Rt. P1-es mezőgazdasági tábláját határolja északról. Korábban a tábla része volt, de erősen szikesedett talaja révén évtizedekkel ezelőtt végleg kivonták a művelés alól. Az élőhely egy részét a Hortobágyi Nemzeti Park ex lege területként tartja

számán, amelyre a rajta fellelhető növénytársulásokban (*1. táblázat*) is megfigyelhető mozaikosság jellemző. Területe 10 hektár.

1. táblázat

Az első mintaterület növénytársulásai (Borhidi (2003) alapján)

Társulás(1)	Uralkodó faj(ok)(2)
Bolboschoeno-Phragmitetum Borhidi és Balogh, 1970	<i>Phragmites australis</i>
Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis Soó 1933 corr. Borhidi 2003	<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Agrostis stolonifera</i>
Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae Soó in Máthé 1933 corr. Borhidi 2003	<i>Artemisia santonicum</i> , <i>Festuca pseudovina</i>
Puccinellietum limosae Magyar ex Soó 1933	<i>Puccinellia distans</i>
Plantagini tenuiflorae - Pholiuretum pannonici Wendelbg. 1943	<i>Plantago tenuifolia</i> , <i>Pholiurus pannonicus</i>
Alopecuro-Arrhenatheretum (Máthé és Kovács 1960) Soó 1973	<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Arrhenatherum elatius</i>

Table 1: Plant associations of the first habitat
Association(1), Dominant species(2)

A **második** mintaterület közvetlenül a Keleti-főcsatorna mellett nyugatra elhelyezkedő **ecsetpázsitos rét**, amelynek mintegy kétharmada ecsetpázsitos-réti perjes sziki rét, míg egynegyede szinte állandó vízborítás alatt áll, s mocsárrétekre jellemző növénytársulás borítja (*2. táblázat*). Területe 17 hektár.

2. táblázat

A második mintaterület növénytársulásai (Borhidi (2003) alapján)

Társulás(1)	Uralkodó faj(ok)(2)
Másodlagos mocsárrét	<i>Lythrum salicaria</i> ,
Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis Soó 1933 corr. Borhidi 2003	<i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Poa pratensis</i>
Butomo-Alismatetum lanceolati (Tímár 1947) Hejny 1969	<i>Butomus umbellatus</i> , <i>Alisma lanceolatum</i>

Table 2: Plant associations of the second habitat
Association(1), Dominant species(2)

A **harmadik** mintaterület a Keleti-főcsatorna mellett keletre, az előző élőhellyel átellenben elhelyezkedő **mézpázsitos szikes rét degradált gyepszegéllyel**, jellegzetes szikes foltokkal, nyugati részén hosszan húzódó mocsaras társulással, míg keleti szegélyében magasra növe ruderalis gyomnövényzettel (*3. táblázat*). Területe mintegy 15 hektár.

A **negyedik** mintaterület egy **degradált gye**, amelynek alakja keskeny és hosszan elnyúló, területe mintegy 12 hektár. A mintaterületet szántóföldek fogják közre, s egy aszfaltozott szervízút és az út mellett, illetve arra merőlegesen futó belvízcsatornák

osztják négy kisebb részre, ezáltal az élőhely igen erősen fragmentálódottnak tekinthető.

E fragmentálódottság és a felületi egyenetlenségek eredményeképpen az út két oldalán eltérő jellegű növénytársulások figyelhetőek meg (4. táblázat).

A belvízcsatornák rendszere viszont zöld folyosóként működik a mintaterület és egyéb, távolabb elhelyezkedő gyepfelületek között.

3. táblázat

**A harmadik mintaterület növénytársulásai
(Borhidi (2003) alapján)**

Társulás(1)	Uralkodó faj(ok)(2)
Caricetum elatae Koch 1926	<i>Carex elata</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Bolboschoenus maritimus</i>
Puccinellietum limosae Magyar ex Soó 1933	<i>Puccinellia limosa</i>
Carduo acanthoidis – Onopordetum acanthii Soó ex Timár 1955	<i>Rumex crispus</i> , <i>Cirsium arvense</i> , <i>Carduus acanthoides</i> , <i>Galium aparine</i>

Table 3: Plant associations of the third habitat
Association(1), Dominant species(2)

4. táblázat

**A negyedik mintaterület növénytársulásai
(Borhidi (2003) alapján)**

Társulás(1)	Uralkodó faj(ok)(2)
Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis Soó 1933 corr. Borhidi 2003	<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Agrostis stolonifera</i>
Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae Soó in Máthé 1933 corr. Borhidi 2003	<i>Artemisia santonicum</i> , <i>Festuca pseudovina</i>
Ruderális gyomtársulás	<i>Elymus repens</i> , <i>Xanthium strumarium</i> , <i>Cirsium arvense</i> ,
Bolboschoenetum maritimi Eggler 1933	<i>Bolboschoenus maritimus</i>
Puccinellietum limosae Magyar ex Soó 1933	<i>Puccinellia limosa</i> , <i>Aster tripolium</i> L. subsp. <i>pannonicum</i>

Table 4: Plant associations of the fourth habitat
Association(1), Dominant species(2)

Az **ötödik** mintaterület a Tedej Rt. P8-as mezőgazdasági táblájába ékelődő, mély fekvésű, erősen **szikesedő rét**, amelyet kis területe (0,9 ha) ellenére jellemző növénytársulásokra lehet osztani (5. táblázat). E mintaterület tipikusan egyike a táblákba ékelődő, kisebb kiterjedésű természetközeli vegetációval borított foltoknak, felülete viszonylag egyenetlen, s alacsonyabban is fekszik, mint a mellette lévő tábla.

5. táblázat

**Az ötödik mintaterület növénytársulásai
(Borhidi (2003) alapján)**

Társulás(1)	Uralkodó faj(ok)(2)
Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae Soó (1933) 1947 corr. Borhidi 1996	<i>Achillea millefolium</i> , <i>Festuca pseudovina</i>
Agrostio stoloniferae –Alopecuretum pratensis Soó 1933 corr. Borhidi 2003	<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Elymus repens</i>
Puccinellietum limosae Magyar ex Soó 1933	<i>Puccinellia limosa</i>
Bolboschoeno-Phragmitetum Borhidi & Balogh 1970	<i>Bolboschoenus maritimus</i> , <i>Phragmites australis</i>
Ruderális gyomtársulás	<i>Elymus repens</i> , <i>Phragmites australis</i>

Table 5: Plant associations of the fifth habitat
Association(1), Dominant species(2)

2.2. A cönológiai felvételezések módszerei, a vizsgálati szempontok, a statisztikai értékelés módszerei

A vizsgált mintaterületek cönológiai jellemzése során értékeltük azok növénytársulásait, elemeztük összbőritésüket, fajszámuk alakulását. A mintaterületek bejárásakor először fajlistát állítottunk össze, majd azonosítottuk a társulásokat (Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. (1997) és Borhidi (2003) alapján), megállapítottuk a különböző társulás-foltok fajösszetételét, majd azt az elkövetkező évek során folyamatosan gazdagítottuk. A fajok elnevezésénél Simon (2000) munkáját vettük figyelembe.

A cönológiai felméréseket a hagyományos Braun-Blanquet módszerrel (1951), Simon és Seregélyes (2002) értelmezésében végeztük 2×2 méteres mintavételi négyzetekkel. A mintavételi négyzeteket a következőképpen, egy hármassal betű-szám kóddal jelöltük: a mintavételi területet római számmal I-V-ig, majd a társulás száma 1, 2 s így tovább, és A, B, illetve C betűvel az adott társulásban felvett három mintavételi négyzet. Így például a negyedik mintaterület ecsetpázsitos társulásában felvett második mintavételi négyzet IV-1B szám alatt szerepel. Ahol lehetett, minden egyes társulásban 3 négyzetet jelöltünk ki. A három ismétlés elegendőnek bizonyult, mert a mintaterületek maguk is, valamint az értékelni kívánt társulások is viszonylag kis alapterületűek. A négyzeteket úgy választottuk ki, hogy azok az egész társulást a lehető legjobban jellemezzék. Azért nem véletlenszerűen, mert a társulások igen homogénnek tűntek, s igyekeztünk a társulások kis méretéből adódó szegélyhatásokat is kiküszöbölni.

A felvételezések alapján cönológiai táblázatok készültek. Minden egyes mintaterületre négy táblázat és egy diagram készült el. E táblázatok bemutatják

1. a legnagyobb fajszámú családokat,
2. a mintaterületen fellelhető fajok csoportosítását a természetvédelmi érték kategóriái alapján (Simon, 1988, 1992, 2000),
3. a mintaterületen fellelhető fajok csoportosítását a flóraelem szempontjából és azok összevetését a magyar flóra értékeivel (Simon, 2000), valamint
4. az adott mintaterület növénytársulásait és azok uralkodó fajtát (fajait).

A diagram pedig az adott mintaterület Raunkiaer-féle életforma jellemzőit tartalmazza (Soó, 1964-1980; Simon 2000). E táblázatok és diagramok képezték statisztikai elemzéseink alapját.

A biológiai diverzitás mérésére a leggyakrabban alkalmazott mutatót, a Shannon diverzitási értéket számoltuk (H) (Shannon és Weaver, 1963), melynél a magas Shannon érték magas diverzitást jelent:

$$H = -\sum_i^N p_i \ln p_i$$

ahol a p_i a az egyes fajokhoz tartozó borítások értékeit jelenti.

A Shannon érték mellett mértük az egyenletességet (E), ami kifejezi, hogy a társulás összegyedszáma (borítás, biomassza) mennyire egyenletesen oszlik meg a felépítő fajok között. Annál sokfélebb a társulás, minél egyenletesebb ez a megoszlás, hisz annál kevésbé valószínű, hogy két véletlenszerűen kiválasztott egyed azonos fajhoz fog tartozni. Számítási módja:

$$E = \frac{H}{H_{\max}} = \frac{H}{\ln S}$$

ahol

H =aktuális diverzitás,

H_{\max} =adott fajszám melletti maximális diverzitás,

S =fajszám.

Tehát azonos fajszámú társulások közül az a diverzebb, amelyeknek nagyobb az egyenletessége.

Az eredmények feldolgozása során leíró statisztikai mutatókat (szórás, variációs koefficiens, medián) számoltunk. A variációs koefficiens százalékosan kifejezve a gazdasági gyakorlatban a változékonyságot az alábbiakban lehet minősíteni:

- 0-10% – homogenitás
- 10-20% – közepes változékonyság
- 20-30% – erős változékonyság
- 30% felett szélsőséges ingadozás jellemzi a sokaságot (Szűcs, 2002).

A társulások – mint változók – közötti mélyebb összefüggéseket faktoranalízis segítségével kerestük. Céljaink között szerepelt az egyes társulások összetartásának igazolása ökológiai jellegzetességek alapján (tágabb értelemben vett ordináció). Mivel a cél a változók közötti összefüggések feltárása, és nem a változók számának csökkentése, ezért alkalmaztunk faktoranalízist. Az említett ökológiai jellegzetességek lettek a statisztikában használatos faktorok. A társulások növénycsaládjainak borítási értékei alapján készült korrelációs mátrix méreteinél fogva nehezen értelmezhető, de ebből kiindulva

végezhető el a faktoranalízis. A választott módszer a felkínáltak közül a főkomponens analízis volt, mert célunknak tekintettük, hogy az eredeti korrelációs mátrixot néhány olyan komponensre vezessük vissza, melyekkel a tapasztalt korrelációk megmagyarázhatók. Az egyszerűbb és értelmezhetőbb faktormegoldás érdekében faktorrotációt végeztünk. A lehetséges eljárások közül a Varimax algoritmust alkalmaztuk. Ennek oka, hogy a Varimax forgatás stabilabb, és jobban szétválasztja a faktorokat a többi eljáráshoz képest, ami a faktorok értelmezésénél segít (Sajtos és Mitev, 2007).

A társulások csoportosítását hierarchikus- és K-közép klaszteranalízissel végeztük (Sajtos és Mitev, 2007). A számítások az SPSS program „Hierarchical Cluster Analysis” menüpontjával készültek. Az alkalmazott módszer neve „Nearest neighbor”, a használt távolságfüggvény pedig a négyzetes euklideszi távolság volt (Ketskeméty és Izsó, 2005).

3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉS

3.1. Az élőhelyek borítottsági értékeinek, fajszámának, Shannon-diverzitásának (H) és egyenletességének (E) statisztikai elemzése

A mintavételi négyzetek fajszámának, becslött összbörítésének, Shannon-értékének és egyenletességének összefoglaló táblázata alapján egyszerű matematikai átlagot, szórást és variációs koefficiens számoltunk (6. táblázat).

6. táblázat

Leíró statisztikai mutatók

Jellemzők(1)	Élőhely(2)	Átlag(3)	Szórás(4)	Variációs koefficiens(5)
Fajszám (db)(6)	I.	14,61	6,13	41,9%
	II.	21,86	16,55	75,7%
	III.	12,50	7,87	62,9%
	IV.	12,73	8,15	64,0%
	V.	10,27	4,30	41,9%
Borítás (%)(7)	I.	55,28	13,23	23,9%
	II.	62,86	24,64	39,2%
	III.	80,00	4,47	5,6%
	IV.	56,33	22,00	39,0%
	V.	59,67	12,88	21,6%
Shannon-érték(8)	I.	1,27	0,33	26,1%
	II.	1,75	0,28	16,2%
	III.	1,11	1,01	91,3%
	IV.	1,31	0,47	36,1%
	V.	1,25	0,59	46,6%
Egyenletesség(9)	I.	0,48	0,10	19,6%
	II.	0,63	0,11	17,6%
	III.	0,40	0,32	79,4%
	IV.	0,56	0,11	20,1%
	V.	0,53	0,23	42,8%

Table 6: Descriptive statistics

Features(1), Habitat(2), Mean(3), Standard Deviation(4), Coefficient of Variation(5), Number of Species(6), Coverage(7), Shannon Value(8), Evenness(9)

Esetünkben is a fenti jelzők jól leírják a változékonyságot. A következőkben a 6. táblázat jellemzőit egyenként értelmezzük.

A fajszámot illetően mind az öt élőhely esetében szélsőséges ingadozás jellemzi a sokaságot. Ennek elsődleges okaként azt tartjuk, hogy az élőhelyek több, többféle növénytársulásból állnak, ahol a társulások fajkészlete és jellege eltérő. Az átlag a második élőhely esetében a legmagasabb (6. táblázat), s itt a legnagyobb a szóródás is (1. ábra).

1. ábra: A fajszámok mediánjának és szóródásának szemléltetése

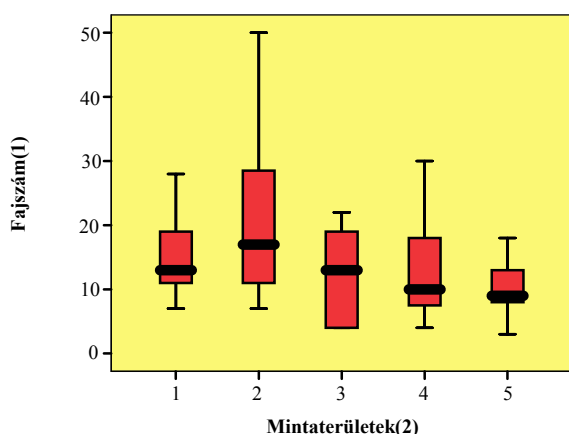


Figure 1: Boxplot of median and dispersion of species number Species number(1), Habitats(2)

A borítás átlaga a harmadik élőhely esetében a legnagyobb, itt a variációs koefficiens is homogenitást mutat (6. táblázat). A harmadik élőhely három növénytársulásából a vizsgálatok során figyelembe vett kettő magasabb borítás értékeit az okozza, hogy az élőhely e részén tartósabb (több hónapos) vízborítás figyelhető meg, amelynek, valamint a mélyebb fekvésnek következtében a vízborítás megszűnte után is a talaj nedvességtartalma igen magas marad, nyáron is csak a felülete válik szárazabbá. Ez elősegíti a magasabb borítottság kialakulását. A másik négy élőhelyet tekintve pedig szinte egyformák a borítási értékek. A legnagyobb szóródás a második és a negyedik élőhely esetében figyelhető meg (2. ábra).

A Shannon értéket tekintve a második élőhely esetében a legmagasabb az átlag (6. táblázat), s legkisebb a szóródás (3. ábra), a harmadik élőhely esetében pedig éppen ellenkezőleg: a legalacsonyabb átlag és a legmagasabb szórás érték figyelhető meg. A variációs koefficiens közepes változékonyságot jelez. A második élőhely esetében azonban figyelembe kell venni, hogy a fajok nem egyforma értékűek, azaz több zavarástűrő- és gyomfaj jelenléte

miatt a fajdiverzitás értéke ugyan magasabb, de az élőhely természetvédelmi értéke csökkenhet. A negyedik és ötödik élőhelyek esetén nincs nagy különbség a Shannon értékek átlagát tekintve.

2. ábra: A borítás mediánjának és szóródásának szemléltetése

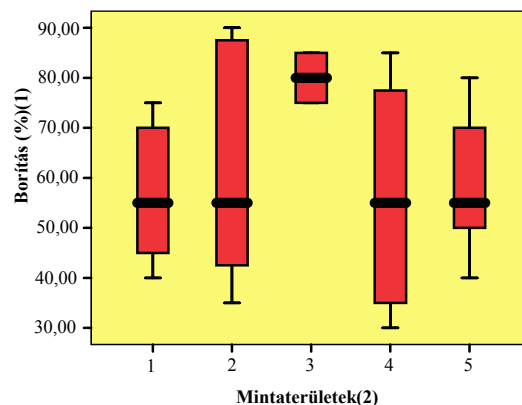


Figure 2: Boxplot of median and dispersion of coverage Coverage %(1), Habitats(2)

3. ábra: A Shannon értékek mediánjának és szóródásának szemléltetése

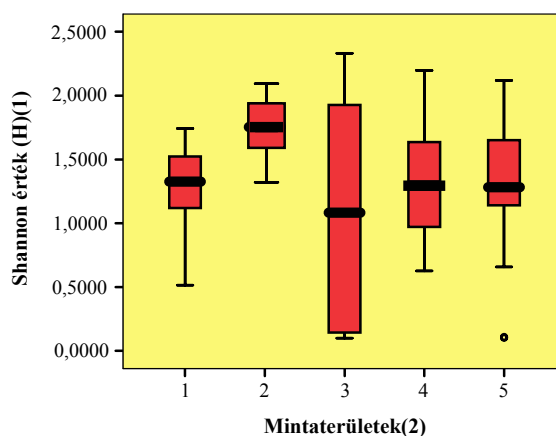


Figure 3: Boxplot of median and dispersion of Shannon values Shannon value(1), Habitats(2)

Az egyenletesség – amely itt azt fejezi ki, hogy az adott élőhely borítottsága mennyire egyenletesen oszlik meg azokat felépítő társulások között – átlaga a harmadik élőhely esetén a legkisebb, a szórás a legnagyobb, és a variációs koefficiens szélsőséges ingadozást mutat (6. táblázat). A legnagyobb átlag érték a második élőhely esetében figyelhető meg, a variációs koefficiens közepes változékonyságot mutat. Az egyenletesség mediánja a harmadik élőhely esetén a legalacsonyabb és a szóródás is itt a legnagyobb (4. ábra).

4. ábra: Az egyenletesség mediánjának és szóródásának szemléltetése

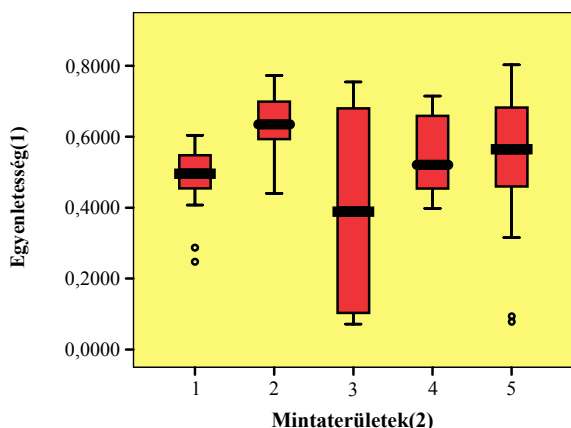


Figure 4: Boxplot of median and dispersion of evenness Evenness(1), Habitats(2)

3.2. Ordináció

A kvantitatív ökológiában alkalmazott ordinációs vizsgálatok célja, hogy meghatározza azokat a gradienseket vagyis környezeti tényezőket, amely mentén az egyes fajok, fajcsoportok elhelyezhetők (Turcsányi, 1995). Vizsgálatainkban azonban az egyes társulások összetartozását kívántuk megmutatni.

A társulások növénycsaládjainak borítási értékei alapján készült korrelációs mátrix méreteinél fogva nehezen értelmezhető, de ebből kiindulva végezhető el a faktoranalízis. A KMO érték számításával az ellenőrizhető le, hogy az adatmátrixban milyen szoros az adatok összefüggése. A korrelációmátrixhoz a Kaiser–Meier–Olkin mérték egy 0 és 1 közötti számot rendel. Az SPSS statisztikai program a KMO értéket is meghatározta. A KMO=0,803 lett, ami az adatok faktoranalízisre való alkalmasságát a „nagyon jó” jelzővel látja el (Sajtos és Mitev, 2007). A Bartlett teszt eredménye is megfelelő volt a faktoranalízis elvégzéséhez (P=0,00) (Székelyi és Barna, 2002).

Mivel előzetes feltételezésünk nem volt a faktorok számát illetően, ezért a KAISER-kritérium alapján (Sajtos és Mitev, 2007) azokat a faktorokat vettük figyelembe, amelyek sajátértéke legalább 1 volt. Az analízis eredményeképpen a változóink három faktorba tömörültek. A teljes variancia megmagyarázott hányada 94,3% (7. táblázat) volt.

Az egyszerűbb és értelmezhetőbb faktormegoldás érdekében faktorrotációt végeztünk. A rotált faktorsúly mátrix a 8. táblázatban látható. A faktorsúly az eredeti változó és az adott faktor közötti korrelációt mutatja, értéke -1 és 1 között változhat (Sajtos és Mitev, 2007). Ezzel megkaptuk az egyes faktorokhoz tartozást is (8. táblázat).

7. táblázat

A megmagyarázott varianciához tartozó három faktornál

Faktorok(1)	A faktor által megmagyarázott varianciához tartozó teljes variancián belül (%) (2)	Összesített varianciához tartozó (%) (3)
I.	62,4	62,4
II.	22,3	84,7
III.	9,6	94,3

Table 7: Total explained variance

Factors(1), Rotation Sums of Squared Loadings Percent of Variance(2), Rotation Sums of Squared Loadings Cumulative Percent(3)

8. táblázat

Rotált faktorsúly mátrix

Társulások(1)	Faktorok(2)		
	I.	II.	III.
V-2	.950	.310	-.012
II-2	.946	.318	.032
III-2	.946	.323	-.010
IV-1	.942	.333	-.014
V-5	.942	.318	.068
I-2	.941	.334	.021
I-6	.939	.337	-.011
I-1	.938	.341	.035
I-4	.933	.356	-.014
V-4	.931	.343	.082
I-3	.923	.382	-.020
V-3	.921	.387	-.012
I-5	.896	.285	-.040
V-1	.762	.639	-.033
IV-2	.372	.923	-.025
III-3	.489	.866	-.037
IV-5	.578	.814	-.017
IV-3	.667	.728	-.036
II-1	-.033	-.047	.912
II-3	-.008	-.075	.838
IV-4	.053	.055	.686

Table 8: Rotated component matrix

Plant associations(1), Factors(2)

Az I. faktor társulásai: I-1, I-2, I-3, I-4, I-5, I-6, II-2, III-2, IV-1, V-1, V-2, V-3, V-4, V-5. Ennek a faktornak a „pázsitfű dominálta társulások” nevet adtuk. A II faktor társulásai a III-3, IV-2, IV-3, IV-5. Ez a faktor „fészkes és pázsitfű dominálta elgyomosodott ill. gyomtársulások” nevet kapta. A III. faktor neve a „nem pázsitfű dominálta, tipikusan vizes társulások” lett, ide tartozik a II-1, II-3, IV-4 társulás.

Az I. faktor növénytársulásait szemlélve az állapítható meg, hogy a lista első néhány társulása (V-2 – I-6) nagyobb borítású, szálfű dominálta ecsetpázsitos-, illetve ecsetpázsitos-franciaperjés társulás.

A harmadik mintaterület *Puccinellietum limosae* társulása (III-2) a nedvesebb termőhelyi viszonyok eredményeképp magasabb borítású, ahol megfigyeléseink szerint is a mézpzásit jellegzetesen magasra nő (>30 cm) és zombékol. A faktorba tartozó többi társulás boritottsága egyre kisebb, s a pázsitfű dominancia is csökken. A pázsitfű borításon belül a szálfűvek borításának csökkenése mellett az aljűvek borítása nő.

A II. faktorban két gyomtársulás (III-3 és IV-3) mellett két olyan szikes társulás is található (IV-2- ürmös szikespuszta és IV-5- szolonyec szikfoknövényzet), amelyeket az elgyomosodás veszélye és a degradáció jellemez.

A III. faktorba olyan jellegzetesen vízi növények dominálta növénytársulások kerültek, ahol a pázsitűvek és a fészkesek borítása elenyésző. A második mintaterület másodlagos mocsárrét illetve virágkákás-lándzsás hídörös társulása, valamint a negyedik mintaterület sziki kákás társulása tartozik ide.

A 8. táblázatban bemutatott I.-III. faktor közül tehát a III. faktor egyértelműen azonosítható a vízzel, mint ökológiai tényezővel.

3.3. Klasszifikáció

A kvantitatív ökológiában használatos agglomeratív klasszifikációt is elvégeztük. A faktoranalízishez hasonlóan itt is az egyes növénytársulások családjainak borítás értékei szolgálták kiindulópontként. Az eljárás lényege, hogy a két leghasonlóbb változót összevonják, és a továbbiakban egyként kezelik (Turcsányi, 1995). Az eljárást folytatva az összes változót összevonják. Minden összevonási lépésnél megadják a kapcsolódási értéket. Az eredmények jól szemléltethetők dendogramon (5. ábra). A társulásokat tekintve az első néhány lépésben összevonásra kerültek az I-1, I-2, I-4, V-3; az I-6, IV-1, V-2; a II-2, III-2; és az I-3 V-4, V-5 társulások. A továbbiakban ezekből és az eddig össze nem kapcsolt társulásokból kerültek ki az újabb összevonandó változók.

Az ábra értelmezése az ábra elkészítésével ellentétes irányból is elvégezhető, jobbról balra haladva is olvasható. A 21 társulást különbözőségük alapján két csoportra osztva leginkább a II-1, II-3 és a IV-4 társulás különül el az összes többitől. Ez a három társulás az ordinációs elemzésnél is a III. faktorba sorolt vizes társulások, amelyek borításuk és család- illetve fajösszetételük alapján is jellegzetesen elkülönülnek a többi társulástól. Kisebb különbségeket találva a 18, eddig egy halmazban levő társulás osztható tovább két részre, 9-9 társulásra. Az elemzés így tovább, újabb osztásokkal folytatható. Az 1. ábrán látható dendogram az SPSS program „Hierarchical Cluster Analysis” menüpontjával készült. A dendogram alkalmas annak eldöntésére is, hogy hány klaszter kialakítása célszerű. A 10. és a 15. kapcsolódási értékek között a 21 vizsgált társulás 3 klaszterre bomlik.

5. ábra: A társulások dendogramja

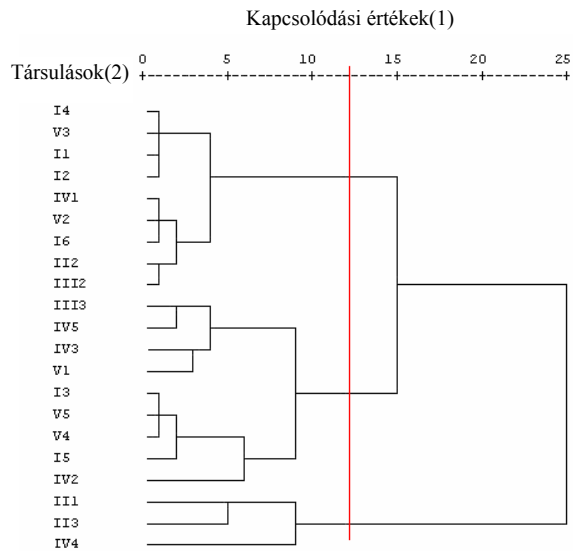


Figure 5: Dendrogram of Plant Associations
Distance Cluster Combine(1), Plant Associations(2)

Egy másik klaszterezési eljárással, az SPSS „K-Means Cluster” algoritmusával 3 klaszter kialakítását végeztük el. A hierarchikus klaszterezéssel szemben itt először 3 klaszterközpontot jelölt ki a program. Az egyes társulásokat távolságfüggvény segítségével, egyesével a legközelebbi klaszterközpontú klaszterbe sorolta. Az elkészült besorolás a 9. táblázatban látható.

9. táblázat

A társulások klaszterbe sorolása

Társulás(1)	Klaszter(2)
I3, I5, III3, IV2, IV3, IV5, V1, V4, V5	1
III1, II3, IV4	2
II1, I2, I4, I6, II2, III2, IV1, V2, V3	3

Table 9: Clusters of plants associations
Plants Associations(1), Clusters(2)

Az 5. ábrát és a 9. táblázatot összevetve látható, hogy ez az algoritmus is ugyanazokat a társulásokat sorolta egy klaszterbe, mint a hierarchikus eljárás a 10. kapcsolódás után.

4. KÖVETKEZTETÉSEK

A mintaterületek nagy változatosságot mutattak a területeken fellelt fajok számát tekintve, illetve egy-egy mintaterületen kiugróan magas borítási százalékot, Shannon-diverzitási értéket és egyenletességet figyeltünk meg. A faktoranalízis eredménye alapján markánsan elkülöníthetők a „vizes” társulások; ökológiai szempontból ezek a növénytársulások a többi társuláshoz viszonyítva igen eltérő igényűek.

Mivel mindkét klaszterezési eljárás ugyanazokat a társulásokat sorolta egy klaszterbe, ebből megállapítható, hogy az egyes klaszterekbe tartozó társulások nagyon különböznek egymástól a családok borítási értékei alapján.

Következtetésként megállapítható, hogy a vizsgált mintaterületeken a társulások képe, hierarchiája tükrözi a közeli Hortobágy hasonló ökológiai jellemzőkkel rendelkező élőhelyeit, azonban a mezőgazdasági tevékenység, s a változó éghajlati feltételek nyomán igen jelentős a társulások degradációja. Az extenzív vagy félintenzív jellegű hasznosítással vagy éppen a művelés felhagyásával,

számos, a mintaterület eredeti arculatára jellemző fajnak nyújtanak életteret, biztosítva ezzel a mintaterületeken a biodiverzitás fenntartását.

Az értékesebb gyepterületek fennmaradása szempontjából alapvető fontosságú e területek megfelelő és rendszeres hasznosítása. Ha ez nem történik így, akkor a gyepterület növényzetének jellege fokozatosan megváltozhat, várhatóan kedvezőtlen irányba. A kaszálással és/vagy legeltetéssel nem hasznosított gyepterületeken is nélkülözhetetlen a rendszeres és átgondolt gyephasznosítás; ezen esetekben elsősorban az elgyomosodás elkerülése érdekében.

IRODALOM

- Borhidi A. (2003): Magyarország növénytársulásai, Akadémiai Kiadó, Budapest
- Braun-Blanquet, J. (1951): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Aufl. – Springer-Verlag, Wien, 865.
- Jakucs L. (1982): Az árvizek gyakoriságának okai és annak tényezői a Tisza vízrendszerében. Földrajzi Közlemények. 212.-235.
- Ketskeméty L.-Izsó L. (2005): Bevezetés az SPSS programrendszerbe. ELTE Eötvös Kiadó. Budapest, 183.
- Matus G.-Tóthmérész B.-Papp M. (2001): Túllegeltetett nyírségi homoki gyepek regenerációja. Ökológia az ezredfordulón III. Diverzitás, konzerváció, szukcesszió, regeneráció (Szerk: Borhidi és Botta-Dukát). MTA, Budapest, 143-148.
- Sajtos L.-Mitev A. (2007): SPSS kutatási és adatelemzési kézikönyv. Alinea Kiadó, Budapest, 246-327.
- Shannon, C. E.-Weaver, H. (1963): The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana
- Simon T. (1988): A hazai edényes flóra természetvédelmi értékesítése, Abst. Bot. 12: 1-23.
- Simon T. (1992): A magyarországi edényes flóra határozója, Harasztok-virágos növények, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- Simon T. (2000): A magyarországi edényes flóra határozója, Harasztok - virágos növények, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- Simon T.-Seregélyes T. (2002): Növényismeret, A hazai növényvilág kis határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- Soó R. (1964-1980): A magyar flóra és vegetáció rendszertani, növényföldrajzi kézikönyve. 1-6. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Székelyi M.-Barna I. (2002): Túlélőkészlet az SPSS-hez. Typotex Kiadó, Budapest. 68.
- Szűcs I. (2002): Alkalmazott statisztika. Agroinform Kiadó, Budapest
- Turcsányi G. (szerk.) (1995): Mezőgazdasági Növénytan. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest. 408-502.
- Vinczeffly I.-Nagy G. (1993): Szempontok a legeltetéses állattartás értékeléséhez. Legeltetéses állattartás. DATE, Debrecen, 309-364.
- FVM (2008): A magyar mezőgazdaság és élelmiszeripar számokban. 7.
- Nemzeti Biodiverzitás – Monitorozó Rendszer II. (1997) Szerkesztők: Fekete Gábor, Molnár Zsolt és Horváth Ferenc. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest