



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem (MATE)

TALAJ MAGBANK VIZSGÁLATOK
ELTÉRŐ VÍZHÁZTARTÁSÚ GYEPTÍPUSOKBAN

Doktori (PhD) értekezés

SHELLENBERGER JUDIT

**Gödöllő
2021**

**A Doktori Iskola
megnevezése:**

Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága:

Környezettudomány

vezetője:

Csákiné Dr. Michéli Erika
egyetemi tanár, DSc
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,
Környezettudományi Intézet,
Talajtani Tanszék

Témavezető:

Dr. Barczy Attila †
egyetemi docens, PhD
Szent István Egyetem,
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet,
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

Társtémavezető:

Dr. Czóbel Szilárd
egyetemi tanár, PhD
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,
Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet,
Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

.....
Csákiné Dr. Michéli Erika
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
Dr. Barczy Attila †
A témavezető jóváhagyása

.....
Dr. Czóbel Szilárd
A társtémavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE ÉS NÓMENKLATÚRA	7
1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS	9
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	11
2.1. A talaj magbank általános ismertetése	11
2.1.1. A talaj magbank értelmezése, képződése	11
2.1.2. A talaj magbank talaj-térbeli eloszlása	13
2.1.2.1. Horizontális eloszlás	13
2.1.2.2. Vertikális eloszlás	15
2.1.2.3. Mintavételi kapcsolódások	16
2.1.3. A talaj magbank évszakos dinamikája	18
2.1.3.1. Dinamika a mérsékelt égövi 4 évszakos klímán	18
2.1.3.2. Mintavételi kapcsolódások	19
2.1.4. Az élettartam szerinti magbank típus	20
2.1.4.1. A Thompson-féle 3 kategóriás magbank típusrendszer	20
2.1.4.2. A tipizálás problematikája	21
2.1.5. A talaj magbankot meghatározó néhány növényi paraméter	23
2.1.5.1. Taxonómia ~ magbank	23
2.1.5.2. Növényi jellegek ~ magbank	24
2.1.5.3. Növényi stratégiák ~ magbank	30
2.1.5.4. Növényi tulajdonságok ~ magbank	32
2.1.6. A talaj magbankot befolyásoló néhány talaj- és egyéb környezeti paraméter	36
2.1.6.1. Nedvességtartalom, gomba, anoxia ~ magbank	37
2.1.6.2. Nitrogéntartalom ~ magbank	40
2.1.6.3. Sótartalom ~ magbank	42
2.1.6.4. Kémhatás, mésztartalom ~ magbank	42
2.1.6.5. Mélység, avar ~ magbank	43
2.1.6.6. Textúra, szerkezet ~ magbank	44
2.1.6.7. Talaj ~ magbank; funkcionális ökológiai aspektus	45
2.2. A talaj magbank jelentősége, ill. regenerációs értékének mutatói	46
2.3. A gyepek, a vizes élőhelyek és néhány egyéb élőhelytípus talaj magbankja, ill. azok regenerációs értéke	48
2.3.1. Az élőhelytípusok, szukcessziós stádiumok stabilitása/zavartsága ~ fajok magbank hozzájárulása	49
2.3.2. Az élőhelytípusok magbankja a szukcesszió természetének a tükrében	50
2.3.3. Az élőhelytípusok magbankja az élőhelytípus természete szerint	51
2.4. A talaj magbank kutatások múlt-, jelen- és jövőbeli aktualitásai	56
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	59
3.1. A mintaterületek és azok környezete	59
3.1.1. A sajkókápolnai lejtő	60
3.1.2. A tihanyi lejtő	62
3.2. A mintavételi elrendezés	63
3.3. Adatgyűjtés a talajra vonatkozóan	64
3.3.1. A talajnedvesség-tartalom terepi mintázása és laboratóriumi vizsgálata	64
3.3.2. Néhány további talajparaméter terepi mintázása és laboratóriumi vizsgálata	65
3.4. Adatgyűjtés a földfeletti vegetációra vonatkozóan	65
3.4.1. A terepi felvételezés	65
3.4.2. Az attribútumok kigyűjtése adatbázisból	66
3.5. Adatgyűjtés a talaj magbankra vonatkozóan	66
3.5.1. A terepi mintavétel és mintafeldolgozás	66
3.5.2. Az üvegházi hajtás	67
3.5.3. Az attribútumok kigyűjtése adatbázisokból	68
3.6. Az adatfeldolgozás	68
3.6.1. Az adatok és a származtatott adatok	68

3.6.2.	Leíró jellegű elemzések	69
3.6.2.1.	A finomléptékű kapcsolat elemzések	69
3.6.2.2.	Az élőhelyi léptékű összevetések és kapcsolat elemzések	70
3.6.3.	Induktív jellegű elemzések	72
3.6.3.1.	Az élőhelyi léptékű összevetések és kapcsolat elemzések	72
3.6.3.2.	A finomléptékű kapcsolat elemzések	73
3.6.4.	Az alkalmazott adatfeldolgozó és statisztikai programok	74
4.	EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK.....	75
4.1.	Sajókápolna	75
4.1.1.	A talaj jellemzői	75
4.1.1.1.	A talajnedvesség-tartalom változása a lejtő mentén	75
4.1.1.2.	Néhány további talajparaméter változása a lejtő mentén	76
4.1.2.	A földfeletti vegetáció jellemzői	78
4.1.2.1.	A borítás és a diverzitás változása a lejtő mentén	78
4.1.2.2.	Az eltérő vízháztartású gyeptípusok lehatárolása a lejtő mentén	79
4.1.2.3.	A gyeptípusok összevetése borítás és diverzitás alapján	81
4.1.2.4.	A gyeptípusok összevetése abundáns fajok alapján	82
4.1.2.5.	A gyeptípusok összevetése növényi jellegek, stratégiák és tulajdonságok alapján	83
4.1.3.	A talaj magbank jellemzői	86
4.1.3.1.	A denzitás és a diverzitás változása a lejtő mentén	86
4.1.3.2.	A fajok élettartam szerinti magbank típusa	89
4.1.3.3.	A gyeptípusok összevetése denzitás és diverzitás alapján	92
4.1.3.4.	A gyeptípusok összevetése abundáns fajok alapján	94
4.1.3.5.	A gyeptípusok összevetése növényi jellegek, stratégiák és tulajdonságok alapján	96
4.1.4.	A földfeletti vegetáció és a talajnedvesség lejtőmenti változásának kapcsolata	100
4.1.5.	A talaj magbank és a talajnedvesség lejtőmenti változásának kapcsolata	104
4.1.6.	A földfeletti vegetáció és a talaj magbank lejtőmenti változásának kapcsolata	108
4.1.7.	A földfeletti vegetáció és a talaj magbank közötti hasonlóságok az egyes gyeptípusokban	112
4.1.7.1.	Diverzitás szempontú összevetések	112
4.1.7.2.	Fajkészlet szempontú összevetések	112
4.1.7.3.	Abundáns fajok alapján történő összevetések	116
4.1.7.4.	Növényi jellegek, stratégiák és tulajdonságok alapján történő összevetések	119
4.2.	Tihany	120
4.2.1.	A talaj jellemzői	120
4.2.1.1.	A talajnedvesség-tartalom változása a lejtő mentén	120
4.2.1.2.	Néhány további talajparaméter változása a lejtő mentén	121
4.2.2.	A földfeletti vegetáció jellemzői	122
4.2.2.1.	A borítás és a diverzitás változása a lejtő mentén	122
4.2.2.2.	Az eltérő vízháztartású gyeptípusok lehatárolása a lejtő mentén	124
4.2.2.3.	A gyeptípusok összevetése borítás és diverzitás alapján	125
4.2.2.4.	A gyeptípusok összevetése abundáns fajok alapján	126
4.2.2.5.	A gyeptípusok összevetése növényi jellegek, stratégiák és tulajdonságok alapján	127
4.2.3.	A talaj magbank jellemzői	130
4.2.3.1.	A denzitás és a diverzitás változása a lejtő mentén	130
4.2.3.2.	A fajok élettartam szerinti magbank típusa	132
4.2.3.3.	A gyeptípusok összevetése denzitás és diverzitás alapján	135
4.2.3.4.	A gyeptípusok összevetése abundáns fajok alapján	137
4.2.3.5.	A gyeptípusok összevetése növényi jellegek, stratégiák és tulajdonságok alapján	138
4.2.4.	A földfeletti vegetáció és a talajnedvesség lejtőmenti változásának kapcsolata	142
4.2.5.	A talaj magbank és a talajnedvesség lejtőmenti változásának kapcsolata	146
4.2.6.	A földfeletti vegetáció és a talaj magbank lejtőmenti változásának kapcsolata	150
4.2.7.	A földfeletti vegetáció és a talaj magbank közötti hasonlóságok az egyes gyeptípusokban	153
4.2.7.1.	Diverzitás szempontú összevetések	153
4.2.7.2.	Fajkészlet szempontú összevetések	153
4.2.7.3.	Abundáns fajok alapján történő összevetések	157

4.2.7.4. Növényi jellegek, stratégiák és tulajdonságok alapján történő összevetések	159
4.3. Új tudományos eredmények.....	161
5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK	163
6. ÖSSZEFOGLALÁS	169
7. SUMMARY	175
8. MELLÉKLETEK.....	181
M1. Irodalomjegyzék	181
M2—M14.....	215
M15.	235
M16—M23.....	236
M24—M33.....	246
M34—M35.....	258
M36.	260
M37—M38.....	261
M39.	264
M40—M47.....	265
M48—M57.....	275
M58—M59.....	288
M60.	290
M61—M62.....	291
9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	295

JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE ÉS NÓMENKLATÚRA

A jelölések, rövidítések alábbi enumerációja kizárólag a „4. Eredmények és értékelésük” c. fejezet SZÖVEGTESTÉBEN ismétlődő jelöléseket és rövidítéseket tartalmazza. Táblázatok, ábrák, melléletek rövidítéseit ld. a releváns objektumon.

Saját jelölések és rövidítések

01., 02., 03., 04., 05., 06., 07., 08., 09., 10. A	A kvadrátok sorszámai A talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank	(→2. ábra)
A.	Az egyik transzekt sorszám	(→2. ábra)
B.	A másik transzekt sorszám	(→2. ábra)
C.	A harmadik transzekt sorszám	(→2. ábra)
F	A talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank	
NGyT	Nedves gyeptípus	
ÖGyT	Ökoton gyeptípus	
SzGyT	Száraz gyeptípus	
vo.	Vízoldható (sótartalom vonatkozásában)	

Botanikában konvencionálisan alkalmazott jelölések és rövidítések

1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 (WB esetén) ÁNÉR 2011	WB kategóriák Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer 2011-es verziója	(→M10. melléklet)
D	Borítás	
d	Denzitás (jelen értekezésben a magbank denzitására értve)	
DQ	Simpson-index	
ÉFO	Életformák, Raunkiaer-féle	(→M11. melléklet)
HS	Shannon-index	
J	Jaccard-index	
P	SzMT-hez tartozó természetesség	(→M12. melléklet)
QS	Sørensen-index	
S	Fajszám	
SzMT	Szociális magatartási típus, Borhidi-féle	(→M12. melléklet)
WB	Relatív talajnedvesség igény, Borhidi-féle	(→M10. melléklet)

Talajtanban konvencionálisan alkalmazott jelölések és rövidítések

CaCO ₃ tart.	Szénsavas mésztartalom
K _A	Arany-féle kötöttség
pH _{KCl}	Kálium-kloridos kémhatás
w, w _n , ill. w _{SZ}	Talajnedvesség-tartalom, nedves, ill. száraz talajra vonatkoztatott nedvességtartalom

Statisztikában konvencionálisan alkalmazott jelölések és rövidítések (→M14. melléklet)

AIC	Akaike információs kritérium
ANOVA	Varianciaanalízis (analysis of variance)
b	Regressziós egyenletnél az illesztés meredeksége

CI95%	95%-os konfidencia intervallum
FCM	Lágy c-közép klaszteranalízis (fuzzy c-means clustering)
GLS	Általánosított legkisebb négyzetek (generalized least squares)
LDA, LD1, ill. LD2	Lineáris diszkriminancia-analízis (linear discriminant analysis), ill. tengelyei
M_e	Medián
N, ill. n	Mintaelemszám, jelen értekezésben N a teljes mintaelem- szám, n az adott csoport mintaelemszáma
p	Szignifikancia
PCA, PC1, ill. PC2	Főkomponens-analízis (principal component analysis), ill. tengelyei
Q_1 , ill. Q_3	Alsó kvartilis, ill. felső kvartilis
r_s	Spearman-féle rangkorrelációs koefficiens
SAC	Fajszám-telítődési görbe (species accumulation curve)
SD	Szórás
\bar{X}	Mintaátlag

Nómenklatúra

A taxonok tudományos nevei KIRÁLY (2009) nevezéktanát követik.

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

A magbank a definíció szerint azon természetes módon előforduló magvaknak az összessége, amelyek anyagcseréjükben anyanövényeiktől már függetlenedtek, és ezzel egyidejűleg életképesek is (CSONTOS 1997, 2001a, 2007a). A talajban és talajfelszínen akkumulálódó, ún. talaj magbank (a továbbiakban a jelző nélküli, rövid „magbank” megnevezés is a talaj magbankját azonosítja) legnagyobb jelentőségét az abban rejlő regenerációs potenciál jelenti, amelynek okán átalakuló környezetünkben szerepe mindinkább felértékelődik (THOMPSON *et al.* 1993). Jóllehet, az egyes közösségek, élőhelyek magbankja markánsan eltér egymástól, így az általuk képviselt regenerációs érték sem azonos (vö. BOSSUYT & HONNAY 2008, KISS 2016).

A tájatalakítás és klímaváltozás előidézte drámai élőhelycsökkenéssel, diverzitásvesztéssel fenyegetett európai gyepes- (pl. WELLSTEIN *et al.* 2007, TÖRÖK 2008) és vizes élőhelytípusok (pl. LECK & SCHÜTZ 2005, LUDEWIG *et al.* 2014) magbankjának – mint a megőrzés és a helyreállítás lehetséges eszközeinek – megismerése a természetvédelem és a restaurációs ökológia egyik alapvető feladata (BAKKER *et al.* 1996a). Közülük is sürgető az ebből a szempontból mindezidáig hazai és európai viszonylatban is alulkutatott vizes élőhelyek – beleértve a gyepkarakterű változatok – magbankjának pontosabb feltárása (az élőhelyek kutatottságának cenzusát ld. THOMPSON és munkatársai (1997), ill. KISS (2016) munkájában). A vizes élőhelyek gyepjeinek mihamarabbi felzárkóztatását számos szerző szorgalmazza (pl. LECK & SCHÜTZ 2005, VALKÓ *et al.* 2009). Különösen releváns ez a kontinentális régióban, tehát Magyarországon is, ahol a vízellátottság döntő ökológiai korlát (MTA ATK TAKI 2019), és ahol így a klímaváltozás vizes élőhelyekre tett hatása már a közeli jövőben is nagy méreteket ölthet.

A fentiekkel karöltve a talaj—vegetáció—magbank kapcsolatrendszerre vonatkozó, mindeddig relatíve kevés információ bővítése is esszenciális (ALBRECHT & AUERSWALD 2003). Kilátásban a klímaváltozás talajparaméterekre gyakorolt módosító hatásával (pl. szárazodás, melegedés (AKINOLA *et al.* 1998), patogének (LEISHMAN *et al.* 2000)), kuleskérdés ugyanis, hogy az egyes élőhelyek igen eltérő magbankja miként reagál közvetlen környezetének megváltozására – beleértve ebbe többek között a magtúlélést, ill. a magbank választását a földfeletti recens vegetáció (a továbbiakban röviden „vegetáció”) olyan priori válaszára, mint a fajösszetétel-átrendeződés és az új csírázási körülményekhez való magadaptációk –, és ennek a vetülete érzékelhető lesz-e a regenerációs potenciálban.

Átalakulásoktól terhes környezetünkben a regenerációs potenciál megőrzése (és a szükséges kezelések megtervezése) tehát a növény genetikája által predesztinált magbank-alapállapot és a talaj módosító hatásának (legyen az akár közvetlen vagy közvetett) együttes megismerése mellett lehet korrekt.

E két „forrópont” által motiválva célul tűztem ki eltérő vízháztartású gyeptípusok talaj magbankjára és annak környezeti kapcsolatrendszerére vonatkozó ismeretanyag bővítését lejtők talajnedvesség-gradiense (a továbbiakban röviden „nedvességgradiens”) mentén felmért 1.) talaj magbank, 2.) földfeletti recens vegetáció, valamint a fontosabb talajparaméterek kontextusában értelmezett 3.) talajnedvesség kollektív értékelésével.

Szűkebb értelemben véve céltom volt, hogy az eltérő vízháztartású gyeptípusok példáján feltárjam:

- milyen kapcsolat van a magbank mennyisége (*incl.* denzitás, diverzitás) és a vegetáció talajnedvesség igénye (a továbbiakban röviden „nedvességigény”) között,
- van-e kapcsolat a magbank minősége (*incl.* faj/abundancia textúra, természetesség, magbank típus) és a vegetáció nedvességigénye között, valamint
- várható-e kapcsolat a vegetáció nedvességigénye és magbankból való regenerációs képessége között.

Ehhez fűződően az alábbi hipotéziseket fogalmaztam meg az eltérő vízháztartású gyeptípusok talaj magbankjára:

- 1.) A magbank 1.a.) denzitása és 1.b.) diverzitása a talaj nedvességtartalmával szoros (de nem feltétlenül közvetlen ok-okozati) kapcsolatban változik a lejtő mentén, úgy, hogy a relatíve nedves gyeptípustól az ökotonon át a relatíve szárazig nagymértékben lecsökken.
- 2.) Az $\frac{A}{F}$ hányados (ahol „A” a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, „F” a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank) a 2.a.) denzitás, ill. a 2.b.) diverzitás tekintetében is nagyobb a relatíve nedves gyeptípusban, mint a relatíve szárazban, de kisebb, mint az ökotonban.
- 3.) A magbank fajkészletének hasonlósága a vegetációéhoz a relatíve nedves gyeptípusban nagyobb, mint a relatíve szárazban, de kisebb, mint a fajgyűjtő szerepet betöltő ökotonban.
- 4.) A relatíve nedves gyeptípus vegetációjának abundáns fajai közül többen tartanak fenn sűrű és/vagy perzisztens magbankot, mint a relatíve szárazéi közül, de kevesebben, mint az ökotonéi közül.
- 5.) A relatíve nedves gyeptípus magbankja a relatíve szárazéhoz, és különösen az ökotonéhoz képest jobb természetességű.
- 6.) A relatíve nedves gyeptípus magbankból való spontán felújulási esélye az 1—5.) hipotézisekből következően jobb, mint a relatíve szárazé.
- 7.) Ugyanazon fajok esetenként eltérő magbank típussal rendelkezhetnek eltérő környezeti adottságok mellett.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A talaj magbank általános ismertetése

2.1.1. A talaj magbank értelmezése, képződése

A mag egy a virágos (*Spermatophyta*) növények ivaros szaporodásának termékeként létrejött, térbeli és időbeli terjedést szolgáló szaporítóképlet (jóllehet, némely taxonok ivartalanul, agamospermiával is képesek magképzésre). A populáció génkészletének olyan hordozója tehát a mag („HARPER 1977” *cit.* CSONTOS 2006a; SCHUTTE *et al.* 2014), amellyel a növény képes térbeli és időbeli hidat képezni a csírázáshoz nem megfelelő körülmények és a megtelepedés között (BOSSUYT & HONNAY 2008).

A magbank azon természetes módon előforduló magvaknak az összessége, amelyek anyagcseréjükben anyanövényeiktől már függetlenedtek, és emellett életképesek is – életképes alatt értve azokat, amelyek vagy aktuálisan csírázóképesek, vagy ezt a képességüket a jövőben elnyerhetik (CSONTOS 1997, 2001a, 2007a). Pusztán életképességük és talajbeli lokalizációjuk okán még nem tekinthetők a magbank részének azok a magvak, amelyek anyagcseréjükben nem önállóak; ezek esete természetesen adott a talajfelszín alatt magtermő (pl. *Trifolium subterraneum* (CSONTOS 1997, 2001a, 2007a)), vagy a földfeletti és földalatti magképzésre egyaránt képes (amfikarp) taxonoknál (pl. egyes *Eleocharis spp.*, és *Schoenoplectus spp.* (LECK & SCHÜTZ 2005)), az érést megelőző magstádiumokban (CSONTOS 2007a). Egyébiránt, a meddő (pl. számos hibrid), a kétlaki porzós (pl. az *Ephedra distachya* sas-hegyi populációja) és az elevenszülő (pseudovivipar) szervezetek (pl. a *Cyperaceae* (LECK & SCHÜTZ 2005), ill. *Poaceae* néhány képviselője) kivételével nagyjából minden *Spermatophyta* növény képes valamilyen – legalább egy, de heteromorf magvú taxonok (pl. számos *Asteraceae*, *Chenopodiaceae*) esetében akár több (THOMPSON *et al.* 1997) – fajta magbank felhalmozására (CSONTOS 1997, 2001a, 2007a). Igaz ez még azzal együtt is, hogy a hosszú életidejű és/vagy vegetatív (klonális) szaporodást is folytató növények (pl. a *Poaceae* és *Cyperaceae* számos képviselője, a teljes listát ld. a LEDA (KLEYER *et al.* 2008) adatbázisban) esetében a magbank építés alárendelt (pl. „HAYASHI & NUMATA 1975” *cit.* THOMPSON 1992; HOPFENSBERGER 2007; „BEKKER *et al.* 1997, MATUS *et al.* 2005” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008; MATUS 2012).

A magbankot lehetséges 1.) a tározó közeg (rezervoár), 2.) a szerveződési szint, ill. 3.) az élettartam (élettartam alatt az életképesség időtartamát értem, vagyis azt, ameddig a mag potenciálisan képes új növényeggyeddé való átalakulásra) szerint csoportosítani (CSONTOS 2007a). A rezervoár szerint elkülöníthető: 1.a.) a talaj magbank, amely a talajban és talajfelszínen akkumulálódik (pl. a legtöbb teresztrialis növény magbankja); 1.b.) a vízi magbank, amely a vízben úszó és lebegő magbankot foglalja magába (pl. bizonyos higrofiták és hidrofiták magbankja (CSONTOS 1997; „BILL *et al.* 1999” *cit.* CSONTOS 2001a, 2007a)); és 1.c.) a légi magbank, amely a földfeletti növényi szervek zugaiban (pl. epifiták magbankja), képletekbe zárva (pl. a *Pinus contorta* magbankja (LABRADA 2003)), vagy az elszáradt kórón (pl. az *Anthemis chrysantha* magbankja (AGUADO *et al.* 2012)) kerül megőrzésre (CSONTOS 1997, 2001a, 2007a). A szerveződési szint alapján megkülönböztethető: 2.a.) a faj magbank, amely egy faj egyéni magbankját definiálja; 2.b.) a közösség magbank, amely egy természetes/féltermészetes vegetáció egység (pl. növénytársulás) teljes magbankját jelenti; ill. 2.c.) a terület magbank, amely egy mesterséges, társulástanilag nem definiált egység (pl. szántó) teljes magbankját foglalja magába. A magélettartam szerinti magbank felosztás a 2.1.4. fejezetben kerül bemutatásra. Jelen munka a talaj magbank témakörében értekezik tovább, és a továbbiakban a jelző nélküli „magbank” rövidítés mindig a talaj magbankját azonosítja.

A növényi életciklus beteljesítése során a mag túlél, csírázik, növényné fejlődik, majd új magot/magokat hoz (MORDECAI 2012). A talaj magbankja egy olyan egyensúlyi állapot tehát

(FENNER 1985, BOSSUYT & HERMY 2004), amely a magbank és a földfeletti vegetáció (a továbbiakban röviden „vegetáció”) között zajló dinamikus, ciklikus átalakulások eredménye. Az ebből fakadó gyarapodások (inputok) és veszteségek (outputok) közösen járulnak hozzá a magbank kifejlődéséhez (FENNER 1985, CHAMBERS & MACMAHON 1994, YU & JIANG 2003, BOSSUYT & HERMY 2004, BASTO *et al.* 2014).

Inputok: A magbank forrása egyidejűleg lehet 1.) a recens vegetáció (a továbbiakban a jelző nélküli „vegetáció” alatt mindig a recens vegetáció értendő) a helyben termő magvak révén (FENNER 1985, YU & JIANG 2003, BOSSUYT & HERMY 2004, WELLSTEIN *et al.* 2007, BOSSUYT & HONNAY 2008); 2.) a környező vegetáció a mageső, magterjesztés révén (FENNER 1985, YU & JIANG 2003, BOSSUYT & HERMY 2004, WELLSTEIN *et al.* 2007, BOSSUYT & HONNAY 2008); és 3.) a korábbi vegetáció a túlélő (elfekvő, tartós) magvak révén (FENNER 1985, BOSSUYT & HERMY 2004, WELLSTEIN *et al.* 2007, BOSSUYT & HONNAY 2008). A magbank ezek eredményeképp egy „evolúciós memória”, amely lehetővé teszi a különböző időkben élt egyedek utódainak találkozását (HARPER 1977; FENNER 1985; CSONTOS 1999—2000, 2006a). A magbank egyben „szukcessziós memória” volta a vegetáció összetételétől való eltérésekben nyilvánul meg (CSONTOS 1999—2000, BOSSUYT & HONNAY 2008, KONCZ *et al.* 2011, KISS 2016). A különbséget a vegetáció és a magbank között tovább növeli, hogy az egyes fajok nem egyenlő mértékben járulnak hozzá az inputhoz (BOSSUYT & HERMY 2001; „JUTILA 2003” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008).

Outputok: A magbankból a magvak kiléphetnek úgy, hogy 1.) sikeresen kicsírázva átlépnek a vegetációba (FENNER 1985, LEISHMAN *et al.* 2000, CLARK & WILSON 2003, YU & JIANG 2003, BOSSUYT & HERMY 2004, LECK & SCHÜTZ 2005, BOSSUYT & HONNAY 2008, BURMEIER *et al.* 2010a); vagy 2.) elpusztulnak (FENNER 1985, CLARK & WILSON 2003, YU & JIANG 2003, BOSSUYT & HERMY 2004, LECK & SCHÜTZ 2005, BURMEIER *et al.* 2010a) többek között sikertelen (fatális) csírázás révén, mint amikor a csíranövény nem ér felszínre (LEISHMAN *et al.* 2000, LECK & SCHÜTZ 2005, BURMEIER *et al.* 2010a), természetes elöregedés (szeneszcencia) nyomán (LEISHMAN *et al.* 2000, BURMEIER *et al.* 2010a), kórokozók (patogének) által (PAKEMAN *et al.* 1999, LEISHMAN *et al.* 2000, LECK & SCHÜTZ 2005, BURMEIER *et al.* 2010a), magfogyasztók (magpredátorok) által (PAKEMAN *et al.* 1999, LEISHMAN *et al.* 2000, LECK & SCHÜTZ 2005, BURMEIER *et al.* 2010a), vagy abiotikus környezeti hatások révén (PAKEMAN *et al.* 1999). Ezek a veszteségek szintén nem egyenlő mértékben érintik az összes fajt (HARPER 1977; „CAVERS 1983” *cit.* LEISHMAN *et al.* 2000), tovább fokozva ezzel a magbankot alkotó fajok közötti mennyiségi különbségséget, valamint a vegetációtól való fajösszetételbeli eltéréseket.

A magbank jellemzésére gyakran használt paraméterek a denzitás, a diverzitás (közösség és terület magbank esetén), a fajösszetétel (közösség és terület magbank esetén) és a magélettartam szerinti magbank típus. Az input és output eseményekből következik, hogy ezen mennyiségi (denzitás, diverzitás), és minőségi (fajösszetétel, élettartam szerinti magbank típus) magbank paraméterek a mindenkori vegetáció fajainak tömegességén (abundanciáján) túl azok szaporodásbiológiai képességétől (PAKEMAN *et al.* 1999), azaz 1.) a magprodukción (PAKEMAN *et al.* 1999, BEKKER & BAKKER 2003), 2.) a térbeli magterjesztő (diszperziós), és 3.) az időbeli magterjesztő (élettartam) képességétől, ill. az ezekhez kapcsolt, ezeket támogató magparaméterek (pl. magméret, dormancia) és egész-növény paraméterek (pl. életforma, hajtásmagasság) sokaságától függenek (a továbbiakban a mag- és egész-növény paraméterek összefoglalóan „növényi paraméterek”). Mindazonáltal a magbank paraméterek csak bizonyos mértékben tekinthetők a növény genetikája által determinálnak – vagyis taxon-, jelleg-, stratégia- vagy tulajdonságspecifikusnak –, bizonyos mértékben viszont a környezet által befolyásoltak (az egyes jellegek (*sensu* VIOLLE *et al.* 2007, CSECSERITS *et al.* 2009, VOJTKÓ & LUKÁCS 2015; a továbbiakban konzekvensen eszerint), tulajdonságok (*sensu* CSECSERITS *et al.* 2009, VOJTKÓ & LUKÁCS 2015; a továbbiakban konzekvensen eszerint) és stratégiák összefoglaló említésekor a „paraméter” megnevezést használom; a definíciókat ld. a 2.1.5.2—

2.1.5.4. fejezetben). Újabban már önmagában a genetikai meghatározottság kérdésében is az az elképzelés, hogy bizonyos magbank paraméterek, habár nem függetlenek a taxonómiai hovatartozástól (THOMPSON *et al.* 1997; „LECK *et al.* 1989, BASKIN & BASKIN 1998” *cit.* CSONTOS 2006a), de ahelyett szorosabb kapcsolatban állnak a termőhelyi körülményekkel összefüggő, azokkal kölcsönhatásban polifiletikusan evolválódott növényi jellegekkel (THOMPSON *et al.* 1998a; CSONTOS 2006a; „HONDA 2008” *cit.* CSONTOS 2010). Számos szakirodalom mindinkább a környezet szerepét hangsúlyozza a magbank különböző paramétereinek alakításában a kizárólagos genetikai meghatározottsággal szemben (pl. THOMPSON *et al.* 1997; BEKKER & BAKKER 2003; SCHAFFER & KOTANEN 2003; CSONTOS 2006a, 2010; MORDECAI 2012; PAKEMAN *et al.* 2012; ABEDI *et al.* 2014).

A következő fejezetekben a magbank térbeli eloszlását, szezonális dinamikáját, növény (mint genetika) általi meghatározottságát, talaj (mint környezet) általi befolyásoltságát a fenn nevezett legfontosabb magbank paraméterekre fókuszálva fogom tárgyalni.

2.1.2. A talaj magbank talaj-térbeli eloszlása

A magbank élőhelyi térléptékű, talajbeli eloszlása kerül itt bemutatásra. A magbank nagy térbeli variabilitást mutat („CABALLERO *et al.* 2003, CZARNECKA 2004” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008), eloszlása a talajban, mint „magrezervoárban” (BRENCHLEY (1918), ill. CHIPPINDALE és MILTON (1934) nyomán), sem horizontálisan, sem vertikálisan nem egyenletes (CSONTOS 1997; THOMPSON *et al.* 1997; CSONTOS 2001a; LABRADA 2003; CSONTOS 2007a, 2010). A magbank horizontális és vertikális irányú eloszlása a térbeli magterjesztés (diszperzió) első és második mozzanatának a tükre, indikátora.

2.1.2.1. Horizontális eloszlás

A magbank horizontális megjelenése a tér horizontális irányába való diszperzió indikátora.

A magbank horizontális eloszlása rendszerint nem random (pl. CSONTOS 1997; THOMPSON *et al.* 1997; ROBERT & MARSHALL 2000; CSONTOS 2001a; LABRADA 2003; CSONTOS 2007a, 2010). A magbank denzitása az anyanövény környezetében – azaz mageső-árnyékában („seed shadow” *sensu* JANZEN 1971; a továbbiakban konzekvensen eszerint) – nagyobb (pl. HENDERSON *et al.* 1988; „NELSON & CHEW 1977, BAPTISTA & SHUMWAY 1998” *cit.* KEMÉNY *et al.* 2003a,b; SHAUKAT & SIDDIQUI 2004; HOPFENSBERGER 2007; „CZARNECKA 2004, OLANO *et al.* 2005” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008). Igaz ez úgy is, hogy a magdenzitás nagyobb a cserjékkel, vagy egyéb évelőkkel gazdagon borított foltokban, mint a növényzettel kevésbé borított foltokban (KELLMAN 1978; „MCDONNELL & STILES 1983” *cit.* BAKKER *et al.* 1996a; „REICHMAN 1984, AGUIAR & SALA 1997” *cit.* KEMÉNY *et al.* 2003a,b). Ezek aggregált magbank mintázatot eredményeznek, amely számos élőhelytípus alapján igazoltnak tekinthető (pl. homoki gyepek (KEMÉNY *et al.* 2003a,b), száraz gyepek (CZARNECKA 2004, SHAUKAT & SIDDIQUI 2004), legelőgyepek (THOMPSON 1986), dohánymező (BIGWOOD & INOUE 1988), gyomvegetáció (CHAUVEL *et al.* 1989), művelt talajok (DESSAINT *et al.* 1991), lombhullató erdő (KJELLSSON 1992)). Az aggregáltság mértéke a denzitás növekedésével csökkenhet (LABRADA 2003). Szántók magbankja esetében negatív binomiális eloszlást találtak (CHAUVEL *et al.* 1989, LABRADA 2003), homoki gyepek magcsoportosulásai esetében pedig uniform, random és contagious mintázatot is megfigyeltek (KEMÉNY *et al.* 2003b). Ezek jól példázzák, hogy az aggregáltság mintázata a magától értetődő léptékfüggés mellett erősen fajfüggő is, amely annak diszperziós stratégiájával hozható kapcsolatba („KINUCAN & SMEINS 1992” *cit.* CHAMBERS & MACMAHON 1994). Az alábbiakban a diszperzió szerteágazó témakörén belül is elsődlegesen

nem annak hosszú/rövid távú volta, hanem annak aggregátságot okozó jellemzői kerülnek összefoglalásra.

A diszperziós stratégia ökológiai hátterének magyarázatára több hipotézis létezik, ezek mindegyike az aggregát magbank kialakulásának kedvez (CSONTOS 1997, 2001a, 2007a, 2010): 1.) az elmenekülési hipotézis („escape hypothesis”); 2.) az irányított megterjesztés hipotézis („direct dispersal hypothesis”); és 3.) a kolonizációs hipotézis („colonization hypothesis” *sensu* HOWE & SMALLWOOD 1982). Az elmenekülési hipotézis értelmében az utód eltávolodása az anyanövénytől egyfelől előnyt jelent annak az anyanövénnyel és magonctársaival való versengés (kompetíció) elkerülése végett, másfelől viszont kockázatos és hátrányos a kedvező forrásokat biztosító környezetből való esetleges kikerülés miatt (CSONTOS 1997, 2001a, 2007a, 2010). Ezért az elmenekülési stratégiával működő taxonok inkább limitált magszóró képességűek, vagy gyakran gyümölcssevő (frugivór) terjesztőágensre fogékonyak, előbbi esetében a magvak szűk területre hullva a magforrás körül aggregálódnak, utóbbi esetében pedig egyrészt az ürülékben aggregálódnak (CSONTOS 1997, 2001a, 2007a, 2010), másrészt a táplálkozóhelyek és búvóhelyek (pl. cserjék) környékén dúsulnak („MCDONNELL & STILES 1983” *cit.* BAKKER *et al.* 1996a). A magyar flórában endozoochor magterjesztést CSONTOS és munkatársai (2002) adatbázisa értelmében gyakran várhatunk a kompetitoroktól, néhány ruderalis elemtől és a tág ökológiájú stressztűrőktől (generalistáktól) (*sensu* BORHIDI 1995). Az irányított magterjesztés hipotézis végkövetkeztetése ugyancsak a magbank aggregálódása; jellemző esete ennek a hangyák általi terjesztés (myrmekochoria) (CSONTOS 1997, 2001a, 2007a, 2010). A magyar flórában CSONTOS és munkatársai (2002) adatbázisa szerint myrmekochor terjesztést folytat számos szűk ökológiájú stressztűrő (specialista) (*sensu* BORHIDI 1995). A kolonizációs hipotézis a térben és időben bizonytalan élőhelyek növényeinek leggyakrabban szélterjesztésre (anemochoria) specializált stratégiáját hivatott magyarázni, amelynek nyomán alapesetben a magvak véletlenszerű eloszlását várhatnánk (CSONTOS 1997, 2001a, 2007a, 2010). CSONTOS és munkatársai (2002) adatbázisa értelmében az ilyen magterjesztés gyakori lehet a magyar flóra stressztűrő és ruderalis (*sensu* BORHIDI 1995) elemeinél. Egyrésztől azonban még ezen anemochor magvak esetében is gyakran előfordul az utólagos csoportosulás: felszín-depressziókban akkumulálódva („REICHMAN 1984” *cit.* CHAMBERS & MACMAHON 1994), fizikai akadályok körül felhalmozódva (CADENASSO & PICKETT 2001), beleértve ebbe a kopár felszín fücsomói és növényzeti foltjai körüli csoportosulást is („SYMONIDES 1978, BERTILLER 1998” *cit.* CSONTOS 2007a). Másrésztől viszont az anemochoria távolsága az elsődleges terjesztés során sem korlátlan, számokban kifejezve: pl. fűfajok laboratóriumi vizsgálata szerint azok az anyanövény 15–50 cm-es környezetében maradnak („RABINOWITZ & RAPP 1981” *cit.* KEMÉNY *et al.* 2003a); a *Betula*, *Acer*, *Viola*, *Lathyrus*, *Tragopogon* taxonokra vonatkozó terjedési modellek szerint (időjárással nem számolva) azoknak több mint egy évszázadra lenne szükségük 500 m megtételéhez („VERKAAR 1990” *cit.* BAKKER *et al.* 1996a); a *Spergularia salina* heteromorf magvainak terepi vizsgálatban tapasztalt terjedéskapacitása sem a szárnyas, sem a szárnyatlan alak esetében nem volt több 1 m-nél („REDBO-TORSTENSSON & TELENIOUS 1995” *cit.* BAKKER *et al.* 1996a); de terepi kutatások szerint még a *Solidago canadensis* magvainak zöme is csak rövid táv megtételére képes, míg a hosszabb távra terjedő magvaik az anyanövénytől 50 m-en belül landolnak („GRUNICKE 1995” *cit.* BAKKER *et al.* 1996a). Mindazonáltal nagyobb távolságra széllel gyakran csak a léha magvak jutnak (BAKKER *et al.* 1996a).

A terjesztési stratégia mibenlétét figyelmen kívül hagyva itt, WILLSON (1993) szemléje szerint a fajok nagy %-ára igaz, hogy az átlagos magterjesztési távolságuk kevesebb, mint 3 m („BEATTIE & LYONS 1975, BARRETT 1978, CULVER & BEATTIE 1978, O'DOWD & HAY 1980, AULD 1986, HORVITZ & SCHEMSKE 1986, LACK & KAY 1987, GANESHIAH & UMA SHAANKER 1988” *cit.* WILLSON 1993), és a maximum ritkán haladja meg a 10 m-t („AULD 1986, HORVITZ & SCHEMSKE 1986, SMITH 1989” *cit.* WILLSON 1993), a mageső-árnyékuk pedig többnyire negatív exponenciális. A sűrű vegetáció mindennemű terjedésben korlátozó (pl.

repítőkészülékes (BAKKER *et al.* 1996a), és csupasz magvaknál is (MATUS *et al.* 2009, 2010; VALKÓ *et al.* 2011a; MATUS 2012)), amely így számításba jöhet többek között a gyepek gyakorta anemochor és ballochor magvai esetében is (CHAMBERS & MACMAHON 1994). A fenti terjesztési korlátok mind az aggregált magbank képződésnek kedveznek, amely megjelenhet már a domináns fajokra nézve is (esettanulmányok pl.: SYMONIDES 1986; THOMPSON 1986; HENDERSON *et al.* 1988; BENOIT *et al.* 1989; DESSAINT *et al.* 1991; KEMÉNY *et al.* 2003a,b).

Az aggregáltság – ha faj helyett közösség magbank szinten értelmezzük –, mennyiségi dúsulást jelenthet nem csupán a magszámban, hanem a fajszámban is, vagyis a magbank denzitás és diverzitás mennyiségi paramétereiben is észlelhető. Az egyes felszíni-depressziókban, fizikai akadályok és anyanövények körül – habár utóbbiak közvetlen környezetében elsődlegesen saját magvaikat sejtethetnék (NELSON & CHEW 1977; REICHMAN 1979; BAPTISTA & SHUMWAY 1998; KEMÉNY *et al.* 2003a,b) –, a fenn említett másodlagos felhalmozódások okán a magbank diverzitása is nagyobb lehet a vártnál.

2.1.2.2. Vertikális eloszlás

A magbank talajbéli vertikális eloszlása a vertikális terjesztőképesség mutatója.

Bolygatatlan szerkezetű talajokban a magbank mennyisége a mélyebb talajrétegek felé haladva általában drasztikusan csökken (CSONTOS 1997, 2001a, 2007a, 2010). A csökkenés jelentkezik a denzitás (HARPER 1977; CSONTOS 1997, 2001a, 2007a; TÖRÖK 2008; CSONTOS 2010), és a diverzitás (TÖRÖK 2008) mennyiségi mutatók alapján is. A talajműveléssel érintett szántóterületeken gyakori ugyanakkor az ún. „magbank profil inverzió”, amelynek esetén a talajforgatás okán az alsó talajréteg magraktára a jelentősebb (pl. FEKETE 1975, HUNYADI & PATHY 1976, SWANTON *et al.* 1999) (ld. összegezve: CSONTOS 1997, 2001a, 2007a; KISS 2016). Sokkal ritkábban bolygatatlan talajszerkezetben, természetes élőhelyeken is előfordul, hogy az alsóbb talajréteg magraktára a markánsabb (esettanulmányok pl. egy hazai kékperjés lápréten (denzitás) (TÖRÖK 2008, VALKÓ *et al.* 2009), egy baltikumi tengerparti réten („JERLING 1983” *cit.* CSONTOS 2007a), egy dán lombhullató erdőben („KJELLSSON 1992” *cit.* CSONTOS 2007a)). Ezekről a speciális és kivételes esetektől eltekintve a trend azonban az, hogy a magbank denzitás és diverzitás maximumát a felső talajréteg tartalmazza (pl. MATUS *et al.* 2003a, 2005; Török 2008; TÖRÖK *et al.* 2009a,b; VALKÓ *et al.* 2009; KONCZ *et al.* 2010; JACQUEMYN *et al.* 2011).

A magbank mélységi csökkenésének mértéke sem egyenletes, hanem exponenciális: HARPER (1977) hét rét és egy csarabos adatainak szemléje során azt találta, hogy a magbank közel 80%-a a felső 2,5 cm-ben koncentrálódik (csarabos esetében), 10 cm alatt pedig már elenyésző (CSONTOS 1997, 2001a, 2007a). SYMONIDES (1986) ösgyepek vizsgálatakor a szukcessziós stádiumtól függetlenül a magbank 70%-át detektálta a felső 2,5 cm-ben (CSONTOS 2007a).

A magbank által elérhető mélység a talaj szerkezetétől, textúrájától függően is változó. Többek között repedésekben (CSONTOS 1997, 2001a; „VAN TOOREN 1988” *cit.* BURMEIER *et al.* 2010a), biogén csatornáknál (CSONTOS 1997, 2001a; MATUS 2012), elárasztásos rárétegzés nyomán („ELBERLING 2000, BURMEIER *et al.* 2010b” *cit.* BURMEIER *et al.* 2010a), ill. durvább textúrájú talajban (BENVENUTI 2007; MATUS *et al.* 2009, 2010; VALKÓ *et al.* 2011a; MATUS 2012) a magvak mélyebbre képesek eljutni (ld. bővebben a 2.1.6.6. fejezetben).

A magbank maximális mélységére irányuló vizsgálatok extrém esetben még 100 cm-t meghaladó mélységben is találtak életképes magvakat (CSONTOS 1997, 2001a; LECK & SCHÜTZ 2005; CSONTOS 2007a), pl.: parti magaskórósban („WELLING & BECKER 1990” *cit.* CSONTOS 2007a), lápokban (bár a magvak 97%-a a felső 45 cm-ben koncentrálódott a kb. 130 cm mély fűrészek alapján) („GUNTHER *et al.* 1984” *cit.* LECK & Schütz 2005), vizes élőhelyekből kialakult legelőkön (100 cm körül) („VON LEMM & JANIESCH 1997” *cit.* LECK & SCHÜTZ 2005), ill. az *Orobanchaceae* taxon egyik képviselője esetében (150 cm körül) („ROBINSON & KUST 1962” *cit.* CSONTOS 2007a). Ezekről eltekintve a magbank mélysége ritkán haladja meg a 30

cm-es mélységet a talajban (LABRADA 2003), sőt, bolygatatlan talajokon leggyakrabban már a felső 10 cm-ben kimerül (pl. angliai erdőkben („WARR *et al.* 1994” *cit.* CSONTOS 2007a)). Az ökológiai kutatások többsége ezért a felső 10 cm-t célozza (CSONTOS 1997; THOMPSON *et al.* 1997; CSONTOS 2001a; LABRADA 2003; CSONTOS 2007a, 2010; KISS 2016), amelyet a fentiekén túlmenően indokol az is, hogy a vegetációdinamikát leginkább ez a 0–10 cm-es mélységintervallum képes befolyásolni. A magvak ugyanis jobbra a 0–10 cm közötti mélységintervallumból csíráznak (LABRADA 2003), azon belül is legnagyobb arányban 1–2 cm mélyről (THOMPSON 1992), míg 10–15 cm-nél mélyebbről – néhány kismagvú kivételtől eltekintve (pl. a *Sorghum halepense* (TÓTH & LEHOCZKY 2006)) – már csak a ≥ 5 mg tömegű magvak képesek sikeresen csírázni (HUNYADI *et al.* 2000) nagy energiatartalékaik révén (LEISHMAN & WESTOBY 1994a, SAVERIMUTTU & WESTOBY 1996, MILBERG *et al.* 2000, BURMEIER *et al.* 2010a, PIVATTO *et al.* 2014, PETI *et al.* 2017).

A magbank profilban nem csupán a mennyiség, hanem a minőség terén is eltérések tapasztalhatók. Egyrészt a különböző fajok magbankja különböző mértékű csökkenést mutat a mélységgel (CORNELISSEN *et al.* 2003; „GRAHAM & Hutchings 1988” *cit.* CSONTOS 2007a): pl. a pázsitfűvek magvainak mélységi fogyása szembetűnőbb az évelő dudvaneműekéhez (*incl.* kétszikűek, ill. a nem fűnemű egyszikűek) képest (CSONTOS 1998, 2007a). Másrészt a mélyebb rétegek felé haladva nő a kisebb méretű magvak részaránya, amely kapcsolatba hozható azok hatékonyabb eltemetődésével (pl. THOMPSON *et al.* 1993, 1997, 2001; CORNELISSEN *et al.* 2003; DEVLAEINCK *et al.* 2005), mint ahogyan azt több süllyedéskapacitás-vizsgálat is kimutatta (BENVENUTI 2007; MATUS *et al.* 2009, 2010; VALKÓ *et al.* 2011a; MATUS 2012) (ld. bővebben a 2.1.5.2. fejezetben).

Mivel a nagyobb talajmélység eléréséhez alapesetben hosszabb időre van szükség, ezért a mélységgel trendszerűen növekszik az idősebb magvak részaránya is (pl. BAKKER 1989; THOMPSON *et al.* 1993; „LECK 1989, BAKKER *et al.* 1991, POSCHLOD 1993” *cit.* MILBERG 1995; THOMPSON *et al.* 1997). Habár az időfüggő eltemetődési procedúra esetleges kikerülése – pl. a fenn már említett talajszerkezeti elemekben való könnyebb depozíció – okán a mélyebben lévő magvak nem mindig szükségszerűen öregebbek (BAKKER *et al.* 1996a). Ettől eltekintve az uralkodó trend alapján a talaj magbank vertikális profiljában a vertikális terjedés mellett az időbeli terjedés is tetten érhető, amely pedig átvezet a magbank tipizálhatóság témakörére.

2.1.2.3. Mintavételi kapcsolódások

„...*Looking forward the French-Swiss tradition in vegetation science (WESTHOFF & VAN DER MAAREL 1978), a homogenous plant community can representatively be described by taking the minimum area in which 80% of the species occurring in the established plant community can be found. We are in favour of adopting a similar approach for the representativeness of the seed bank of a particular plant community, and not worrying too much about the few species which are too rare to be detectable. ...*”
THOMPSON és munkatársai (1997)

A magbank egyenetlen eloszlása mintázási, és ebből fakadó összevethetőségi kérdéseket von maga után (CSONTOS 1997; THOMPSON *et al.* 1997; CSONTOS 2001a; LABRADA 2003; CSONTOS 2007a, 2010). Egységes mintavételi protokoll nincs (LABRADA 2003); a mintázást rendszerint a kutatási cél, ill. a szubjektivitás határozza meg. Ezért a különböző kutatások összehasonlíthatósága is korlátokba ütközik (WANG *et al.* 2013).

A heterogén horizontális eloszláshoz kapcsolódóan a mintaszám és mintaméret kérdése merül fel, amely hosszú ideje vita tárgya (KROPAČ 1966, ROBERTS 1981). BIGWOOD és INOUE (1988) megállapította, hogy képtelenség lenne annyi mintát venni, amennyi a legritkább fajokat is maradéktalan pontossággal feltárná. Velük egyetértve THOMPSON és munkatársai (1997) – a nyitóidézet szellemében – a praktikummal még összhangban álló legnagyobb becslési

pontosság eléréséhez a kis részminták sokaságát javasolják a kevés nagy mintával szemben. Az ideális kis minta alatt kb. 5 cm átmérőt érhetünk (LABRADA 2003). Elfogadva a bizonyos fokú rejtett diverzitás („hidden diversity” *sensu* PÄRTEL 2014; a továbbiakban konzekvensen eszerint) elkerülhetetlenségét, CSONTOS (1997, 2001a, 2007a, 2010) több száz releváns szakirodalomra épülő szemléjében, hazai viszonylatban is támogatást kap a javasolt metodika. Habár a vélemények továbbra is megoszolók: pl. KEMÉNY és munkatársai (2003b) homoki gyepekben már a leggyakoribb fajok magbankjában is olyan aggregáltságot találtak, amely értelmezésükben – legalábbis céljaikhoz mérten – indokoltá tenné a nagyobb méretű minták alkalmazását a kisebb méretűek helyett. Egyébiránt, a becslési pontosságot tovább növelhetjük kompozit minták vételével is („LIVINGSTON & ALLESSIO LECK 1968” *cit.* CSONTOS 2001a).

A nem véletlenszerű vertikális eloszláshoz kapcsolódóan a mintavételi mélység kérdése merül fel. A magbank denzitásának és diverzitásának maximumához igazodva (vö. fentebb), a mintázás leggyakrabban a 0–10, vagy gyakran a 0–5 cm közötti mélységintervallumot érinti (ÉNy-európai kutatások áttekintő tanulmánya értelmében (THOMPSON *et al.* 1997), és hazai viszonylatban is (KISS 2016)), ezek egyben a legajánlatosabbak (CSONTOS 1997; THOMPSON *et al.* 1997; CSONTOS 2001a; LABRADA 2003; CSONTOS 2007a, 2010). Az eltérő rétegmélységek – módszertani ajánlásokat (CSONTOS 1997; THOMPSON *et al.* 1997; CSONTOS 2001a, 2007a, 2010) követő m²-re vonatkoztatott – magdenzitás adatai ugyanakkor csak kritikával vehetők össze (BAKKER *et al.* 1996a, THOMPSON *et al.* 1997, CSONTOS 2007a, WANG *et al.* 2013).

A helyes minimum volumen (*sensu* CSONTOS 2001a; a továbbiakban konzekvensen eszerint) kérdésében az egyes élőhelyek közötti szukcesszionális (szukcessziós stádium, klimax stabilitás), tájtörténeti, klímabeli, és egyéb variabilitás miatt szinte lehetetlen általánosítást tenni. ROBERTS (1981) szemléjében hivatkozott egyik legkorábbi releváns munka (HAYASHI & NUMATA 1964, 1971) a vizsgált korai szukcessziós stádiumot képviselő gyomvegetációkban 400 cm³-nek, gyepekben 500–600 cm³-nek, klimax erdőkben 4000–6000 cm³-nek találta a minimum volument 10 cm mintavételi mélység mellett. Ez azonban entitásonként igen eltérő (ld. összefoglalóan: CSONTOS 1997, 2001a, 2007a), nem általánosítható, legfeljebb irányszám, és a témabeli hazai kutatások is csak szórványosak (pl. cseres-tölgyesekre (CSONTOS 2006a, 2010), homoki gyepekre (KEMÉNY *et al.* 2003a,b)). Egyedül az alábbi tünik széles körben elfogadottnak: pionír közösségekben kevesebb minta elegendő a magbank kimutatására, mint a szukcesszionálisan előrehaladottabb és klimax társaikban (CSONTOS 1997, 1999–2000, 2001a, 2007a, 2010). De akár még ez is vitatható lehet a szukcesszió elsődleges vagy másodlagos (primer vagy szekunder) voltától függően (vö. BOSSUYT & HERMY 2004; ill. a 2.3.2. fejezet). Így a minimum volumen kérdésében a legtanácsosabb, ha az összehasonlíthatóság céljának is kedvezve a hasonló entitásokban alkalmazott mintavolumenhez igazodunk (CSONTOS 1997, 2001a, 2007a). (Pontosság/mintasám tervezéshez számolhatunk továbbá ELLIOTT („1977” *cit.* THOMPSON *et al.* 1997), vagy DESSAINT és munkatársai („1996” *cit.* LABRADA 2003) függvényeivel, eredményeinket kiegészíthetjük fajszám-telítődési görbékkel (ld. még: CSONTOS 2006a, 2010), vagy egyéb pontosságbecsléssel (ld. még: THOMPSON *et al.* 1997).) A kutatások eredményeinek (pl. denzitás) összevetése, kontextusban értelmezése esetén számolni kell viszont azokkal az eltérésekkel, amelyek az ugyanakkora reprezentatív minimum volumen eltérő talajmélységekből történő összegződéséből adódhatnak (CSONTOS 2007a).

Mindamellet, hogy a magbank nagy térbeli variabilitása miatt bizonyos fajok részesedését túl-, másokét alulbecsülhetjük a szakszerűtlen mintázással, BOSSUYT és HONNAY (2008) élőhelyek széles skáláját felölelő meta-analízise szerint a mintavételi módszer (mintaméret és -szám, össz. mintatérfogó, kvadrátméret és -szám, kvadrátonkénti mintaszám) a vártnál kevésbé drasztikusan befolyásolhatja vizsgált magbank paramétereket (számottevő hatással leginkább csak a mintaméret és az össz. mintatérfogó lehet a denzitásra, a diverzitásra nem), ill. a magbank összetételének a vegetációéhoz való hasonlóságát (szimilaritását) (kevesebb minta- és kvadrátszám túlbecsülheti hasonlóságot a ritka fajok alulbecslése okán).

Ugyanakkor a területek múltjából adódó különbségek semmiképp nem hagyhatók figyelmen kívül az összehasonlításoknál.

2.1.3. A talaj magbank évszakos dinamikája

A magbank nem statikus, rövidebb/hosszabb időléptékben egyaránt változik. Azon területeken, ahol a vegetáció működése éves ciklust mutat, a magbank mennyisége és összetétele az évszakokkal is ingadozik (pl. THOMPSON & GRIME 1979; CSONTOS 1997, 2001a, 2007a). Más viselkedést várhatunk olyan klímákon, ahol a vegetáció évszakos nyugalmi állapota hiányzik (CSONTOS & KALAIPOS 2012). Az értekezés csak a releváns, azaz a mérsékelt égövi 4 évszakos klímán jellemző magbank periodicitást tárgyalja.

2.1.3.1. Dinamika a mérsékelt égövi 4 évszakos klímán

Korábban a 2.1.1. fejezetben említett élettartam szerinti magbank tipizálás is érdemben épített az évszakos (szezónális) dinamikára, amely voltaképpen a csírázás—magnyugalom (dormancia) ciklus tükré. THOMPSON és GRIME 1979-ben megalkotott egy korai magbank tipizálási rendszert, amelynek alapja a magbank szezónális denzitás-ingadozásának a viszonyítása volt a magbank teljes denzitáshoz képest. Ma közösségek magbank tipizálására leggyakrabban már nem ezt a rendszert alkalmazzuk (ld. a 2.1.4.1. fejezetben), de – a klasszikustól eltérő alkalmazásban – a szezónális dinamika típusainak bemutatása ezen keresztül lehetséges. Elkülönült csoportot alkotnak eszerint: 1.) azok, amelyek csak néhány hónapon át, nyárelőtől a tárgyévi ősztől vannak jelen a magbankban, a magszórás követően dormáns→csírákész állapotban, csírázásuk szinkronizáltan nyárutótól ősztől tart, őszközépi csúccsal; 2.) azok, amelyek nyárelőtől a következő tavaszig vannak jelen a magbankban úgy, hogy a magszórás után dormáns→csírákész állapotúak, csírázásuk télközéptől tavaszközépig tart, télutói csúccsal; 3.) azok, amelyeknek csírákész magvai egész évben jelen vannak a magbankban, és a magtermés nagy része 1 éven belül kicsírázik, őszközépi kifejezett csírázási csúcsot produkálva, míg kisebb hányaduk akár több éven át elfekszik, átfedő generációkhoz vezetve; és 4.) azok, amelyeknek csírákész magvai szintén egész évben jelen vannak a magbankban, de kifejezett csírázási csúcs nincs, mert a magtermés nagy része évről évre az elfekvő magbank részévé válik, átfedő generációkat eredményezve. Ennek lehetőségét egyfelől a mag dormáns/nem-dormáns élettani (fiziológiai) állapotának szezónális ritmusa (BASKIN *et al.* 2003; BASKIN & BASKIN 2014, GARCIA *et al.* 2014, PETI *et al.* 2017) teremti meg. Másfelől viszont a magvak elfekvése a talajban megvalósulhat endogén dormancia („innate dormancy” *sensu* HARPER 1977) nélkül is, például eltemetődés nyomán kiváltódó indukált- vagy kényszerdormancia révén („induced-, enforced dormancy” *sensu* HARPER 1977) (a Harper-féle rendszer fogalmainak követését az értekezésben az ökológus terminológiával való könnyebb összeegyeztethetőség indokolja BASKIN és BASKIN (2004) NIKOLAEVA (1969) nyomán módosított, fiziológusok számára jobban interpretálható, egyébként aktuálisabb rendszerének követésével szemben; a fenti megkülönböztető jelzőkkel ellátott dormancia típusok a továbbiakban konzekvensen a fenti hivatkozás szerintiék). Az endogén dormanciáról kimutatták ugyanis, hogy sem nem elegendő, sem nem szükséges a talajbeli elfekvéshez (THOMPSON *et al.* 2003) (ld. bővebben a 2.1.5.2. fejezet „Dormancia ~ magbank” címe alatt), amelyet jól példáznak a mérsékelt égövi cserjék, minthogy mindannyian hajlamosak a dormanciára (BASKIN & BASKIN 1998), és mégsem tartós magbankúak (THOMPSON *et al.* 1997), de igaz ez a fenn bemutatott 1—2.-es esetre is, amelyeknek velejárója, hogy legfeljebb 1 éven belül a dormáns magvak is elvesztik életképességüket.

A THOMPSON és GRIME (1979) alapján vázolt szezonális dinamika kiegészítésére említhető még a POSCHLOD és JACKEL (1993) nevéhez fűződő egy másik, ugyancsak ritkábban használt tipizálási rendszer, amelyből ugyanakkor alternatív módon magszórásra vonatkozó további információkat szűrhetünk le: a magszórások leggyakrabban tavasztól ősziig történnek, ritkább eset a valamilyen formában mind a 4 évszakot érintő magszórás. Ezzel kiegészítve a fenti gondolatsort, teljesebbé válik a kép a magbank „input—depozit—output (értve itt ez alatt a csírázást)” eseményeinek szezonális dinamikájáról.

A szezonális denzitás-ingadozás nem kizárólag faj magbank szintjén értelmezhető, hanem közösség magbank szintjén is, ha a közösséget alkotó fajok egyedi denzitásváltozásainak együttesét tekintjük. A fajok helyett közösségi szintű értelmezés esetén a magbank fluktuáció nem csupán a denzitás, hanem a diverzitás mennyiségi paraméterben is kimutatható, tekintve, hogy a különböző fajok eltérőképp viselkednek magbankjuk szezonális kimerülése vonatkozásában. Jóllehet, a szezonális dinamika terén az interspecifikus mellett megfigyelhető az egy egyed magtermésén belüli variabilitás is, amely lehetséges többek között mag heteromorfiára (AGUADO *et al.* 2012), vagy egyéb okokra, pl. elnyújtott magszórásra (KLIPS & PEÑALOSA 2003) visszavezethető eltérő dormancia státuszú magvak révén.

A szezonális dinamika a magbank minőségi paraméterei alapján is kimutatható. Kiindulva THOMPSON és munkatársai (1993) – magyarországi flórára is bizonyított (CSONTOS & TAMÁS 2003) – magbank paradoxon elméletéből (ld. bővebben a 2.1.5.2. fejezet „Magméret (*syn.* magtömeg), magalak ~ magbank” címe alatt), következtethetünk arra, hogy a magbank (fajokat itt nem specifikáló) magméretbeli szezonális „állandóságát” a 3–4.)-ként összefoglalt csoport egész év során megfigyelhető kisméretű magvai adják, fluktuációját pedig az 1–2.)-ként jellemzett csoport nagyméretű magvai adják. Ezek közül is az 1.)-es csoportot zömében nagymagvú fűvek alkotják (száraz nyarú klímán egyéves fűvek; a korai csírázású fűvek élettartamához magyarázatképp ld. a 2.1.5.2. fejezet „Életforma, fás-karakter, klonalitás ~ magbank”, ill. „Fotoszintézis típus ~ magbank” c. részfejezeteit), amelyek az őszi esők hatására bekövetkező szinkronizált csírázás révén gyorsan kimerülnek a magbankból (befedve így zöld fitomasszával a nyári aszály során keletkezett gyp-lékeket), míg a 2.)-es csoport képviselői a változatos magméretű kétszikűek közül a nagymagvúak, amelyek a téli fagyok hatására csírázva ürülnek a magbankból (THOMPSON & GRIME 1979, THOMPSON 1992).

2.1.3.2. Mintavételi kapcsolódások

A magbank szezonális ritmusa mintázási, és ezáltal összehasonlíthatósági (eltérő kutatások magbank eredményeinek összevetése, magbank *vs.* vegetáció összevetése) kérdéseket vet fel (WANG *et al.* 2013).

A magbank denzitásának és diverzitásának a maximumát Közép-Európában októberi mintavétellel érhetjük el, minimumát – vagyis azon fajokat, amelyek egész éven át fenntartják a magbankjukat és hosszú távon részt vesznek a konzervációban – májusi mintázással célozhatjuk (pl. CSONTOS 1997, 2001a, 2007a).

Az ÉNy-európai viszonylatban népszerű kora tavaszi mintavétel (ld. összefoglalóan: Thompson *et al.* 1997), amelyet hazánkban is előnyben részesítenek közösség magbank leírására (pl. MATUS *et al.* 2003a; TÖRÖK 2008; KONCZ *et al.* 2009; TÖRÖK *et al.* 2009b; VALKÓ *et al.* 2009; KONCZ *et al.* 2010, 2011; VALKÓ *et al.* 2011b; KONCZ 2013; VALKÓ *et al.* 2014), a természetes hideghatás (sztratifikáció) későbbi csíráztatásos életképesség vizsgálatra tett pozitív hatása miatt mindenképpen ajánlatos időzítés (THOMPSON *et al.* 1997). A kora tavaszi mintavétel nem veszélyezteti a közösség magbank fajösszetételének megállapítását: legfeljebb csak az 1.)-típusú fajok eshetnek kívül a detektálási tartományon, ám azokat cserébe a vegetációban találjuk meg (magbankját ez alapján is tipizálhatjuk, ld. a 2.1.4.1. fejezetben és az M2. mellékletben), az elfekvő magbankú fajok megtalálását nem befolyásolja. A denzitás

tekintetében a kora tavaszi mintavétel az 1.)-es csoport mellett az őszi csírázási csúcsú 3.)-as csoportot érintheti némileg negatívan, de annak elfekvő hányadát nem.

A mintavétel időpontja befolyásolhatja a közösség magbank összetételének vegetációéhoz való hasonlóságát (pl. KEMÉNY *et al.* 2003a, MATUS *et al.* 2005, WANG *et al.* 2013), ill. mivel a magbank és a vegetáció közt ciklikus átalakulási folyamatok vannak, egy adott időpontban mintázott magbank összetétele nem feltétlenül az ugyanazon időpontban felvételezett vegetációt tükrözi a leginkább, hanem a nagyobb hasonlóság eltolódással jelentkezhet (KEMÉNY és munkatársai (2003a) homoki gyepek esetében tapasztaltak ilyen jelenséget).

2.1.4. Az élettartam szerinti magbank típus

Az időbeli magterjesztés, másképp fogalmazva a magvak élettartama (WEIHER *et al.* 1999) mérhető 1.) magtúlélési időben („seed survival” *sensu* SAATKAMP *et al.* 2009; vagy „seed longevity” *sensu* THOMPSON *et al.* 1997) és 2.) a magbank perzisztenciában („seed persistence” *sensu* SAATKAMP *et al.* 2009), habár a két fogalom alkalmazása a szakirodalomban nem konzisztens. A két fogalom megkülönböztetése mégis szükséges, mert eltérő vizsgálati módszereikből fakadóan eredményeik számos esetben nem összevethetők (PAKEMAN *et al.* 2012, ABEDI *et al.* 2014).

A magtúlélési idő egy pontos, évben kifejezhető idő (azaz kor), amely faj szinten értelmezhető és direkt méréseken alapul. A direkt mérés lehet többek között szénizotópos kormeghatározás („MORIUCHI *et al.* 2000” *cit.* PAKEMAN *et al.* 2012), ismert korú szárazon tárolt maggyűjtemények életképesség vizsgálata (ld. összefoglalóan: CSONTOS 2000a, 2001a, 2010), vagy mesterséges mageltemetéssel kombinált időközönkénti életképesség vizsgálat („MORIUCHI *et al.* 2000” *cit.* PAKEMAN *et al.* 2012) (ld. összefoglalóan: BAKKER *et al.* 1996a; CSONTOS 2000a, 2001a, 2010). Ezek többnyire pontosan képesek meghatározni a magvak lehetséges maximális élettartamát, ám ebben az esetben is számolni kell olyan hátrányokkal, mint pl. az eltemetési módszer rendkívüli időigényessége (a világ leghosszabb ilyen tartamkísérletét Beal indította 1879-ben (BEAL 1884, 1886, 1911; DARLINGTON & STEINBAUER 1961; TELEWSKI & ZEEVAART 2002)), vagy a tárolás, eltemetés élettartam-módosító hatásaival (pl. „HARRINGTON 1972” *cit.* CSONTOS 2005) (ld. bővebben lent).

A perzisztencia egy olyan, a magvak természetes körülmények között elérhető, indirekt módon becsült életképesség időintervalluma, amely a magbank talajbeli vertikális eloszlásának kontextusában van értelmezve. A magbank vertikális eloszlása az intakt talajban jó indikátora a magbank korának, és ebből kifolyólag annak indirekt vizsgálatára ad alapot. Rétegzett talajmintavétellel (bolygatatlan szerkezetű talajokra értendően) és az ahhoz társított életképesség vizsgálattal feltárható egész területek, közösségek teljes magbankja (BEKKER & BAKKER 2003), amely fajok egyéni magbankjára is lebontható. Viszonylag gyors adatnyerésre ad ez lehetőséget a mageltemetési vizsgálatokkal szemben (CSONTOS 2001a), mindemellett, hogy környezeti zajtól nem mentes. (A magtúlélési idő és a perzisztencia kifejezéseket az értekezésben a fenn jellemzett értelmükben konzekvensen használom.)

2.1.4.1. A Thompson-féle 3 kategóriás magbank típusrendszer

A 2.1.1. fejezetben említésre került a magbank lehetséges osztályozási módjai közül kettő. Az élettartam szerinti magbank osztályozás a harmadik lehetőség (CSONTOS 2007a). Az 1970-es évektől kezdődően több próbálkozás történt élettartam szerinti magbank osztályozási rendszer létrehozására, pl.: THOMPSON & GRIME (1979), GRIME (1981), THOMPSON (1993), POSCHLOD & JACKEL (1993) (ld. összefoglalóan: CSONTOS 2001a,c; CSONTOS & TAMÁS 2003). Ezek közül mérsékelt égövi klímára a leginkább elfogadott osztályozási rendszer kidolgozása THOMPSON

(1993) nevéhez fűződik. THOMPSON (1993) magbank típusrendszere és annak későbbi verziója (THOMPSON *et al.* 1997) érdemben épít BAKKER (1989) észrevételeire és kategóriáiként az alábbi magbank típusokat különíti el az élettartam szerint: 1.) tranziens, ha a magvak élettartama ≤ 1 év (a THOMPSON & GRIME (1979) korábbi rendszere szerinti 1–2.)-es típus ebben a kategóriában került összevonásra); 2.) rövid távú perzisztens, ha a magvak élettartama 1–5 év; és 3.) hosszú távú perzisztens, ha a magvak élettartama ≥ 5 év (az ezt megelőző fejezetekben összefoglalóan a rövid- és hosszú távú perzisztens típusokra utaltam az „elfekvő”, azaz „tartós” magbank sokkal általánosabb megnevezéssel; a továbbiakban a jelző nélküli „magbank típus” alatt mindig az „élettartam szerinti magbank típus”-t értem, amelynek kategórianevei az értekezésben egységesen THOMPSON (1993) rendszerét követik). Az élettartam csak néhány faj esetében hosszabb 100 évnél (BAKKER *et al.* 1996a, THOMPSON *et al.* 1997). A legfontosabb határ, amely mentén a 2 fő típus (tranziens, perzisztens) elkülönítésre kerül, azért 1 évnél lett meghúzva, mert ezzel kifejezésre kerülhet az egyes magbank generációk átfedő/átfedésmentes jellege (CSONTOS 2001a, 2006a). A tranzienseken túllépve, BAKKER (1989) rámutatott továbbá a rövid- és hosszú távú magbank elkülönítésének esszenciális voltára is, tekintve, hogy még ezen hosszabb életidejű típusok sem egyenértékűek restaurációs ökológiai szempontból, nagyobb értékkel csak a hosszú távú perzisztensek bírnak (ld. bővebben a 2.2. fejezetben).

THOMPSON (1993) rendszerébe való besorolás történhet a fenn definiált magtúlélési idő alapján, vagy perzisztencia alapján (előbbi alkalmazási példái: CSONTOS 2001b, 2008; CSONTOS & SIMKÓ 2008; TATÁR 2010; MOLNÁR V. *et al.* 2015; utóbbi alkalmazási példái: MATUS *et al.* 2003a; CSISZÁR 2004, MATUS *et al.* 2005; TÖRÖK 2008; TÓTH & HÜSE 2014). A besorolás a magtúlélési idő alapján kézenfekvő, a perzisztencia alapján azonban bonyolultabb. Utóbbihoz ezért készült egy tipizálókulcs is (THOMPSON 1993, BAKKER *et al.* 1996a, THOMPSON *et al.* 1997, KLEYER *et al.* 2008) (a CSONTOS (2001a) és CSISZÁR (2004) nyomán átszerkesztett verziót ld. az M2. mellékletben), amelynek segítségével a fajok a magvaik talajmélységi rétegek közötti megoszlása és a vegetációbeli prezenciájuk/abszenciájuk alapján besorolhatók.

THOMPSON (1993) 3 kategóriás magbank típusrendszerét széles körben alkalmazzák (vö. KISS (2016) szemléje alapján). Ennek szempontrendszere volt a mérvadó a THOMPSON és munkatársai (1997) által létrehozott magbank adatbázis feltöltésekor, de a fajok besorolásához protokollnak számít ez a magbank típusrendszer olyan egyéb európai növényi jelleg adatbázisokban is, mint pl. a LEDA (KLEYER *et al.* 2008), a BIOPOP (POSCHLOD *et al.* 2003) vagy az ECOFLORA (FITTER & PEAT 1994). Hazai viszonylatban is ezt az osztályozást követjük, és eszerint készült el CSONTOS (2001a) munkája nyomán Magyarország máig legnagyobb szabású magbank típus adatbázisa is (CSONTOS 2010).

2.1.4.2. A tipizálás problematikája

Az utóbbi évtizedekben a fenn említett magbank- és egyéb, – növényi jellegek egész sorát gyűjtő – adatbázisok előtérbe kerülése révén a magbank típusra vonatkozóan is óriási mennyiségű adat halmozódott fel és vált hozzáférhetővé. Ezek egyazon fajra vonatkozó gyakran inkonzisztens adatai kétségeket ébreszthetnek azok helyessége felől (BAKKER *et al.* 1996a, THOMPSON *et al.* 1997, ABEDI *et al.* 2014). Az eltérés ugyanakkor több okból fakadhat:

Az egyik lehetőség az, hogy az eltérés 1.) valós, és a természetes variabilitásból adódik, amely a környezeti és a genetikai variabilitás tükré (THOMPSON *et al.* 1997, ABEDI *et al.* 2014), ill. azok kölcsönhatásának megnyilvánulása. Például *Rumex* fajokon kimutatták, hogy a magtúlélésük változhat a környezeti tényezők hatására (ABEDI *et al.* 2014). De a *Rumex*ek esete nem egyedi. Például az *Antoxanthum odoratum*-nál is ismert, hogy bár az esetek többségében rövid életű magokkal rendelkezik, bizonyos körülmények között perzisztens (THOMPSON *et al.* 1997). Jellemző lehet ez az olyan, közepes magméretű fajokra, amelyek a magméretek széles skáláját lefedő családokból (pl. *Poaceae*, *Asteraceae*) származnak (THOMPSON *et al.* 1997).

Régóta ismert az is, hogy egyazon faj paraméterei a geográfiai elterjedéstől függően is változhatnak (CSECSERITS *et al.* 2009, VALKÓ *et al.* 2009, PETI *et al.* 2017), és nincs ez másképp a magélettartam kapcsán sem (GRIME 1981, THOMPSON *et al.* 1997, CSONTOS 2006a). Mindemellett eltérések lehetnek nem csupán ugyanazon fajok különböző populációi (THOMPSON *et al.* 1993, 1997; BEKKER *et al.* 1998a; THOMPSON *et al.* 2003; „GARDARIN *et al.* 2010, SAATKAMP *et al.* 2011a,b” *cit.* ABEDI *et al.* 2014), hanem egyazon növényegyed magvai közt is. Tipikusan ilyenek a heteromorf magvakkal rendelkező taxonok, minthogy a különböző morfortípusok élettartama eltér (pl. az *Asteraceae* néhány képviselőjének pappuszos tranzienis, és pappusz nélküli perzisztens magvai (POSCHLOD & JACKEL 1993)), de ilyenek a tág ökológiai tűrőképességgel rendelkező fajok eltérő magméret adaptációi is (PETI *et al.* 2017), amelyek a magbank paradoxon (ld. később a 2.1.5.2. fejezet „Magméret (*syn.* magtömeg), magalak ~ magbank” címe alatt) értelmében eltérő magbank típusokhoz kapcsolódnak.

Az adatbázisok ellentmondó adatainak másik lehetséges oka a 2.) tévesztés (THOMPSON *et al.* 1997). A tévesztések eredhetnek: 2.a.) a magtúlélési idő alapú tipizálás esetén a mérési módszer élettartam-módosító hatásából; 2.b.) a perzisztencia alapú magbank tipizálás esetén a 2.1.2.3. és 2.1.3.2. fejezetekben már tárgyalt mintavételi pontatlanságokból; 2.c.) az életképesség vizsgálati módszerből; vagy 2.d.) a tipizálórendszerből.

A 2.a.) ponthoz kapcsolódva, a száraz tárolás esetében – mint már a botanikus kerti és génbanki maggyűjtemények kapcsán is régóta ismert (PETI *et al.* 2015) (vö. ortodox, intermedier, rekalcitráns tárolási viselkedés (*sensu* HONG & ELLIS 1996; a továbbiakban konzekvensen eszerint) –, eshetőségképpen számolni kell annak fajspecifikus élettartam hosszabbító (pl. a *Poaceae* és a *Fabaceae* taxonok (CSONTOS 2001a)), vagy rövidítő hatásával (pl. *Asclepias syriaca* (CSONTOS 2005), *Onopordum acanthium* (CSONTOS 2007b), bizonyos vízinövények („MUENSCHER 1936, BEWLEY & BLACK 1982, BAI *et al.* 1995” *cit.* BEKKER *et al.* 1998b), némely *Carex spp.* („GRIME *et al.* 1981, JONES *et al.* 2004” *cit.* LECK & SCHÜTZ 2005)). Sőt, mivel a mesterséges tárolással szembeni viselkedés többnyire nem korrelál a természetes perzisztenciával (WALTERS *et al.* 2005, PETI *et al.* 2015), ezek az eredmények mindig kellő körültekintéssel kezelendők. Ugyanitt említendő, hogy a mageltemetési módszer ugyancsak módosíthatja a természetes élettartamot: kisebbrészt a talajfelszíni károsító tényezők (pl. szelektív magpredáció) kikerülése révén (BAKKER *et al.* 1996a, TATÁR 2010), nagyobbreszt a talaj mélyebb rétegeiben uralkodó konzerváló hatások okán (ld. bővebben a 2.1.6.5. fejezetben) irreálisan meghosszabbíthatja a természetes élettartamot (BAKKER *et al.* 1996a, THOMPSON *et al.* 1997) (extrém példa: 660 éves életképes *Lamium purpureum* (BAKKER *et al.* 1996a), 1700 (!) éves életképes *Chenopodium album* és *Spergula arvensis* régészeti feltárásból („ØDUM 1965” *cit.* CSONTOS 2001a), 2000 (!) éves életképes *Phoenix dactylifera* („SALLON *et al.* 2008” *cit.* RAJJOU & DEBEAUJON 2008)); de rövidíteni csak ritkán rövidíti (BAKKER *et al.* 1996a).

A 2.b.) ponthoz kapcsolódóan, hibaforrás lehet pl. ha egy faj a magbankban az elégtelen minta miatt rejtve marad, amely könnyen felléphet kis reprezentáltságú perzisztens fajok esetében, tranzienis irányba való félretipizálást eredményezve azoknál; de heterogén eredményekre vezethet az eltérő rétegmélységeket reprezentáló mintákból történő tipizálás is (THOMPSON *et al.* 1997, ABEDI *et al.* 2014) amely utóbbihoz hozzájárul a magvak különböző textúrájú, szerkezetű talajokban mérhető eltérő süllyedéskapacitása is (BENVENUTI 2007; MATUS *et al.* 2009, 2010; VALKÓ *et al.* 2011a; MATUS 2012).

A 2.c.) ponthoz kapcsolódva, bizonyított, hogy a konvencionális életképesség vizsgálati módszerek (értve ez alatt a mintatérfogat-csökkentés és dormancia-megtörés nélküli csíráztatást) a dormánsan maradó magvak okán alábecslik a mintában a perzisztens hányadot (THOMPSON *et al.* 2003, ABEDI *et al.* 2014). Habár mintatérfogat csökkentéssel (pl. TER HEERDT és munkatársai (1996) módszere) és adekvát dormancia-megtörésekkel ez részben orvosolható (THOMPSON *et al.* 1997; CSONTOS 2000b, 2001a; THOMPSON *et al.* 2003), ezek nyomán pedig a csíráztatásos életképesség vizsgálat pontosabban becsülheti a fajszámot (a denzitást nem) más

módszereknél (a lehetséges életképesség vizsgálati módszerek és összevethetőségi kérdéseik kapcsán ld. még: CSONTOS 2000b, 2001a).

A 2.d.) ponthoz kapcsolódva, a tipizálási rendszerből fakadó legsúlyosabb hibalehetőség az anemochor fajokhoz kötődik, amely perzisztens irányba torzíthat (THOMPSON *et al.* 1997). A perzisztens kategóriába való tartozás egyik esete ugyanis, mikor a faj jelen van a magbankban (talajrétegek közötti eloszlástól függetlenül), de a vegetációból hiányzik (vö. M2. melléklet). Ez az eset ugyanakkor előfordulhat úgy is, hogy a mag széllel egy a felvételezésen kívül eső recens anyanövényről szállítódott a mintavételi helyszínre. A léptékfüggést ugyanis semmilyen jellegű vizsgálat esetében nem hagyhatjuk figyelmen kívül (vö. ALBRECHT & AUERSWALD 2003). Ebből a megfontolásból THOMPSON és munkatársai (1997) javaslata szerint a széllel jól terjedő hosszú távú perzisztenseket érdemes fenntartással kezelni. Ugyanakkor az ilyen irányú tévesztési esély talán kevésbé drasztikus a sejtettnél (személyes vélemény és indoklás): KLINKHAMER és munkatársai (1987) negatív korrelációt találtak a magbank képzési- és a diszperziós képesség (értve itt ez alatt a horizontális terjesztési irányt) között. Noha ez alól léteznek kivételek (pl. a *Typha angustifolia* térben és időben is közismerten jól terjed (TER HEERDT & DROST 1994)), sőt utóbb az is bebizonyosodott, hogy a kismagvúak körében is (amelyek a magbank paradoxon értelmében gyakran perzisztensek is (ld. később a 2.1.5.2. fejezet „Magméret (*syn.* magtömeg), magalak ~ magbank” címe alatt)) előfordul az anemochoriával való hosszú távú terjedés (főként a <0,05 mg tömegű magvak esetében, amelyek rendszerint pionírok is egyben (HARPER 1977; „BURROWS 1986” *cit.* BAKKER *et al.* 1996a)), a fajok többségére mégis igaznak tűnik, hogy vagy csak térben, vagy csak időben jó terjesztők (BAKKER *et al.* 1996a). Mivel magvak többsége átlagosan nem képes az anyanövénytől 3 m-nél távolabb terjedni (pl. WILLSON 1993) (ld. a 2.1.2.1. fejezetben), ezért azon túl nem kell számítanunk a félretipizáláshoz vezető magvaikra. Különösen igaz ez a sűrű növényborítású gyepekben (ld. a 2.1.2.1. fejezetben). Máskülönben THOMPSON és munkatársai (1997) szerint a téves perzisztens adatok előfordulása tulajdonképpen tranziens fajokra sokkal ritkább, mint a téves tranziens adatok voltaképpen perzisztens fajokra, ami egyben azt is jelenti, hogy ha egy fajra csak néhány perzisztens adat is ismert sok tranziens adattal szemben, nagyobb valószínűséggel korrekt a perzisztens (megjegyzem, legalábbis a rétegzett mintavételen alapuló tipizálás esetén).

2.1.5. A talaj magbankot meghatározó néhány növényi paraméter

Az ökológiai megfigyelések tárgya egy olyan, kölcsönhatások hálózatából épülő multi-dimenziós tér, amelyben komoly kihívást jelent meglátni a gyakran „zajjal” elfedett rendezettséget, szabályszerűséget. Ehhez első körben meg kell találni azt a legkisebb egységet, amelyen a változatosság mérhető. A magbank képzés képessége genetikai meghatározottságát tekintve eredendően fajspecifikus, a magbank vizsgálatok alapegysége így a faj, még azzal együtt is, hogy a fajon belül akadhatnak eltérések populáció, sőt egyed szinten is. A rendszer átláthatóbbá alakítása érdekében meg kell keresni azt a legnagyobb egységet is, amelyre a megfigyelt jellemző kiterjeszhető, és azokat az elemeket, amelyekkel kapcsoltságot mutat. Ez egyben azt is jelenti, hogy következőleg a kapcsolt elemek prediktívek lehetnek az adott jellemzőre.

2.1.5.1. Taxonómia ~ magbank

Nem vitatva, hogy a magbank képzés képessége genetikai meghatározottság szerint eredendően fajspecifikus, kérdés, hogy melyik az a legnagyobb taxonómiai egység, amelyben még általánosítás végezhető, amelyben a kapcsoltság még felfedezhető. A növénycsaládok szintjén az általánosíthatóság már csak ritkán érvényesül. Általánosítás végezhető néhány gyomterületi családban, mint az *Amaranthaceae* és a *Chenopodiaceae* családokban, minthogy fajaik szinte

mindig perzisztens magbankúak (CSONTOS 2006a) (megjegyezve, hogy ezek már keményhjú voltukból fakadóan is predestináltak a perzisztenciára, vö. lentebb), de ilyenek a rekalcitráns tárolási viselkedésű családok is, mint pl. a *Fagaceae*, tekintve, hogy fajaik rendszerint tranzien magbankúak („BASKIN & BASKIN 1989” *cit.* CSONTOS 2006a). A legtöbb növény családban, és főleg a nagy heterogenitást mutatókban (pl. *Asteraceae*, *Poaceae*, *Scrophulariaceae*, *Roaceae*) azonban már többféle magbank típus is előfordul (CSONTOS 2010). Így a perzisztens magbank típus például 155 családból ismert, de ezek közül 84 család esetében annak csak egy-egy nemzetségében (CSONTOS 2006a, 2010). Habár a heterogenitás gyakran már a nemzetségek szintjén is megfigyelhető (pl. míg a *Carex appropinquata* hosszú távú perzisztens, addig a *C. pseudocyperus* traziens magbankú (TATÁR 2010)). Ezekkel együtt egyre több eredmény utal arra, hogy a magasabb szintű taxonómiai egységek helyett a magbank paraméterek inkább a termőhelyi sajátosságokkal összefüggő, azokkal kölcsönhatásban polifiletikusan evolválódott növényi paraméterekkel mutatnak kapcsoltságot (THOMPSON *et al.* 1998a; CSONTOS 2006a; „HONDA 2008” *cit.* CSONTOS 2010).

A következőkben olyan növényi – beleértve mag- és egész növény – jellegek (*sensu* VIOLLE *et al.* 2007, CSECSERITS *et al.* 2009, VOJTKÓ & LUKÁCS 2015; a definíciót ld. a következő bekezdésben), stratégiák és tulajdonságok (*sensu* CSECSERITS *et al.* 2009, VOJTKÓ & LUKÁCS 2015; a definíciót ld. a 2.1.5.4. fejezetben) kerülnek tárgyalásra, amelyek összefüggésben lehetnek a magbank olyan fontosabb paramétereivel, mint a denzitás, diverzitás, fajösszetétel és magbank típus.

2.1.5.2. Növényi jellegek ~ magbank

VIOLLE és munkatársai (2007) definíciója szerint a növényi jelleg (azaz „plant trait”) egy olyan morfológiai, élettani vagy fenológiai jellemző, amely az egyed hozzátartozója, és mérésének léptéke a sejtszinttől a szervezet szintjéig tart (CSECSERITS *et al.* 2009, VOJTKÓ & LUKÁCS 2015). A magbank talajbeli jelenlétét számos növényi jelleg együttesen alakítja (THOMPSON *et al.* 1998a).

Magméret (*syn.* magtömeg (CORNELISSEN *et al.* 2003)), magalak ~ magbank

A magökológia területén az egyik legegyszerűbb megfigyelés a magméret—magalak—perzisztencia összefüggésére vonatkozik (THOMPSON & GRIME 1979, THOMPSON 1987, LECK 1989). Elsőként THOMPSON & GRIME (1979) feltételezték a brit flóra lágyszárúira vonatkozóan, hogy a kicsi és kerekded magok hajlamosabbak a perzisztens magbank formálására, mint a nagy és megnyúlt, lapult társaik (habár a méret és a perzisztencia negatív kapcsolatára HARPER (1977) már korábban is tett utalást). Meggyőző bizonyítékkal THOMPSON (1987), majd THOMPSON és munkatársai (1993) vizsgálata szolgált a posztulátum helyességére. Elméletük szerint az összefüggés hátterében a kicsi és izodiametrikus magvak gyorsabb eltemetődésre való hajlama állhat, amelynek egyik mozgatórugója a magpredátorok elkerülése. Az eltemetődött magvak ugyanis egyrésztől kevésbé esnek áldozatul a poszt-diszperzális predációnak (FENNER 1985, THOMPSON 1987, WESTOBY *et al.* 1992, THOMPSON *et al.* 1993, HULME 1994, THOMPSON *et al.* 1994, HULME 1998, THOMPSON *et al.* 2001), másrésztől pedig kevésbé vannak kitéve a csírázásstimuláló hőmérséklet-ingadozásnak és fénynek (THOMPSON *et al.* 2001), amely utóbbit az az elmélet is támogat, miszerint a kis magok fényigényesek a csírázásukhoz (pozitív fotoblasztikusak) (MILBERG *et al.* 2000). De a mélyebb talajrétegek csírázásgátló hatását erősíti az ott uralkodó magasabb szén-dioxid (CO₂) koncentráció is (CSONTOS 2001a) (ld. bővebben a 2.1.6.5. fejezetben). A csak lassú penetrációra képes nagy és megnyúlt, lapult magvak ellenben eltemetődéssel nem képesek elmenekülni a predáció elől, így számukra jobban megéri tranzien magbankot építeni (FENNER & THOMPSON 2005, CSONTOS & KALAPOS 2012) lecsökkentve ezáltal az expozíciós időt (hangsúlyozva, hogy a nagy magvak

relatív gyakoribb predáltságukat nem feltétlenül vonzó méretüknek, hanem sokkal inkább a hosszú expozíciós időnek köszönhetik; ld. bővebben: MOLES *et al.* 2003).

Az elmélet megalkotása óta számos flórában igazolást nyert, hogy legalább a magméret jó prediktora a perzisztenciának, habár sem maga az összefüggés, sem annak iránya nem univerzális, ráadásul a magalak—perzisztencia kapcsolat kérdésében még több az ellentmondás. Néhány példa 1.) a magméret—magalak—perzisztencia fenn jellemzett összefüggésének igazolására: É- és Közép-Európa – gyepek (BAKKER *et al.* 1996b, MCDONALD *et al.* 1996, BEKKER *et al.* 1998a); Argentína – mérsékelt övi szubhumid hegyvidéki gyepek (FUNES *et al.* 1999); Kína – homokvidékek (ZHAO *et al.* 2011); Olaszország – élőhelyek széles skálája (CERABOLINI *et al.* 2003); 2.) a magméret—perzisztencia negatív kapcsolatára, de a magalak független voltára: Irán – gyep, erdő és bozótos (THOMPSON *et al.* 2001); Spanyolország – száraz mediterrán gyepek és cserjések (PECO *et al.* 2003); Új-Zéland – mélyföldi erdők, megjegyezve, hogy ez esetben a talált összefüggés vitatható volt, mert az igazán kis magvak hiányoztak (MOLES *et al.* 2000); 3.) a magméret—perzisztencia fordított (pozitív!) összefüggésére: Izrael – parti homokdűne (YU *et al.* 2007); egyazon nemzetségen belül (DE JONG *et al.* 2013), egyazon populáció egyedei között (SCHUTTE *et al.* 2008); és 4.) a három jelleg függetlenségére: Ausztrália – élőhelyek széles skálája (LEISHMAN & WESTOBY 1998).

Az univerzalizás hiányát indokolhatják (THOMPSON *et al.* 1993, LEISHMAN & WESTOBY 1998, THOMPSON *et al.* 1998a, FUNES *et al.* 1999, MOLES *et al.* 2000, THOMPSON *et al.* 2001) pl.: eltérések a magdiszperziós stratégiákban, a vegetációstruktúrában, a zavarásokban (pl. szántókon az eltemetődésben nincs szerepe a magméretnek és alaknak (a továbbiakban a magméret és alak összefoglalóan „magdimenziók”), ill. a magpredáció relatív jelentőségében (pl. Új-Zélandon, ahol a magpredáció alárendelt, nem jelent szelekciós nyomást, sőt YU és munkatársai (2007) szerint meg is fordíthatja az összefüggés irányát, mint az izraeli flórában). De a klímabeli különbségek (nyugalmi periódus megléte vagy hiánya) hasonlóképpen szerepet játszanak a perzisztencia magdimenziók általi determináltságában (CSONTOS & KALAPOS 2012).

A hazai flórában a fajok széles skálája alapján a brit flórához hasonló negatív összefüggés érvényesül a magméret—perzisztencia között (CSONTOS 2001a, 2010; CSONTOS *et al.* 2013), ezt „magbank paradoxon”-nak is nevezik (CSONTOS (2001a), a fogalom a továbbiakban konzekvensen a magméret—perzisztencia negatív összefüggését jelenti). Ezen összefüggés érvényesülését sugallja a kisebb magvak relatív nagyobb süllyedéskapacitásának kísérletesen bizonyított volta is: eltérő kezelés alatt álló, eltérő talajtextúrával jellemezhető gyepközösségekben propagulumhelyettesítő drazsék alkalmazásával kimutatták, hogy az 1,5 mm-es szemek süllyedése sokkal gyorsabb volt (2 év alatt 25% jutott $\geq 1,2$ cm mélységbe, és további 2,5% jutott $\geq 2,5$ cm mélységbe), mint a 3,5 mm-es szemeké (2 év alatt 15% jutott $\geq 1,2$ cm mélységbe, és további 0,5% jutott $\geq 2,5$ cm mélységbe), miközben a magalaknak nem volt hatása a süllyedéskapacitásra (MATUS *et al.* 2009, 2010; VALKÓ *et al.* 2011a; MATUS 2012). Hazai viszonylatban tehát az eltemetődés elősegítése révén legalább a magméret predesztinálni látszik a magbank perzisztenciáját és ezen keresztül indirekt módon a magbank denzitását, diverzitását és fajösszetételét is.

A magméret, lévén könnyen mérhető jelleg („soft trait” *sensu* WEIHER *et al.* 1999), gyakran kutatott más jellegekkel való összefüggésben is, és alkalmas az azzal korreláló nehezen mérhető jellegek („hard trait” *sensu* WEIHER *et al.* 1999; a továbbiakban konzekvensen eszerint) leírására (CSECSERITS *et al.* 2009, TÖRÖK *et al.* 2013, PETI *et al.* 2017). Amennyiben elfogadjuk a magbank paradoxon létezését, úgy a magméret összefüggései a magbank perzisztencia behelyettesítésével lehetőséget teremtenek annak tágabb kontextusba helyezésére és újabb összefüggéseinek feltárására (vö. a fejezet következő részei).

Maghévastagság ~ magbank

A maghév funkciói között szerepel az előregedés, a patogének és a predátorok elleni védekezés („FENNER & THOMPSON 2005” *cit.* SCHUTTE *et al.* 2014), amelyben a maghév vastagságának

van kulcsszerepe, bár a predátorok elleni védekezést a maghéj defenzív függelékei (MOLES *et al.* 2003), ill. álcazíne (PORTER 2013) is segítheti. Utóbb GARDARIN és munkatársai (2010) gyommagvakon bizonyították a maghéjvastagság és az elhalálozás (mortalitás) negatív összefüggését. A keményhájúság és a perzisztencia pozitív kapcsolata régóta ismert. A keményhájú magvak (közismertebbek pl. a *Fabaceae*, a *Malvaceae*, a *Cistaceae*, a *Convolvulaceae*, a *Chenopodiaceae* családok képviselői, de előfordulnak ilyen magvak pl. a *Poaceae* és a *Solanaceae* családokban is (BARTON 1965)) magmérettől függetlenül is (! vö. magbank paradoxon) hosszú távú perzisztensek (CSONTOS 2010). Ismeretes ugyanakkor, hogy különböző populációkat („CZIMBER 1968” *cit.* CSONTOS *et al.* 2006) és évjáratokat (BARTON 1965) reprezentáló magtétélekben a keményhájúság eltérhet mértékében és a $\frac{\text{keményhájú}}{\text{nem keményhájú}}$ magok arányában. Ezek lehetőséget teremtenek a maghéjvastagság szerepének fajtól független tanulmányozására. *Abutilon theophrasti* esetében így kimutatták, hogy a kicsi és relatíve vastagabb héjú magvakat tartalmazó magtétélek perzisztensebbek, mint a nagy és relatíve vékonyabb héjú magvakból álló tétéleik (SCHUTTE *et al.* 2014). De a vastag maghéjúak perzisztensebb voltát a vékony maghéjúakkal szemben közelrokon *Carex* fajokon is kimutatták (SCHÜTZ 2000; „BUDELSKY & GALATOWITSCH 1999” *cit.* LECK & SCHÜTZ 2005).

A vastag maghéj tehát determinálja a perzisztenciát, ill. a csírázás és a mortalitás egyidejű prevenciója révén lassíthatja a magbank kiürülését.

Fitokemikália, mag-beltartalom ~ magbank

HENDRY és munkatársai (1994) pozitív kapcsolatot találtak a magok orto-dihidroxi-fenoltartalma és a perzisztencia között, magyarázatul pedig azt adták, hogy ezen fenolok csökkenthetik a lebontó mikrobiális patogének aktivitását (LEISHMAN *et al.* 2000, CSONTOS 2006a). THOMPSON és munkatársai (2003) szerint a mag patogének elleni kemikáliás védekezésének hasonlóan fontos szerepe van a perzisztens magbank kialakításában (HENDRY *et al.* 1994, BLANEY & KOTANEN 2001), mint az eltemetődés képességének (PEART 1984; THOMPSON *et al.* 1993, 2001). A méreganyag-tartalmú magvaknak még eltemetődésre sincs szükségük a predáció elleni védekezéshez, és többek között az ilyen adaptációk az okai annak, hogy a magbank paradoxon nem érvényesül univerzálisan („KOLLMANN *et al.* 1998” *cit.* VOLIS & BOHRER 2013). A predáció elleni védekezés révén szolgálja a jobb magtúlélést például a magvak kapszaicin- (NOSS & LEVEY 2014) és legalább részben a mucintartalma is (YANG *et al.* 2013). A magvak protein- és lipidtartalma ugyanakkor GARDARIN és munkatársai (2010) eredményei szerint nem prediktív a perzisztenciára. Habár a magvak lipid- és szénhidrátartalma legalább a csírázáson keresztül hat a magbankra: előbbieket csak oxigénben (O₂) dús környezetben képesek a csírázásra, míg utóbbiak anoxikus körülmények közt is („CRAWFORD 1989” *cit.* BEKKER *et al.* 1998b).

Dormancia ~ magbank

Korábban úgy tartották, hogy a dormancia és a perzisztencia szorosan összetartoznak. Utóbb azonban bebizonyosodott, hogy a dormancia (az endogén legalábbis) nincs szoros kapcsolatban a perzisztenciával (THOMPSON *et al.* 2003; „HONDA 2008” *cit.* WANG *et al.* 2013). Habár a nem dormáns magvak némileg hajlamosabbak kevésbé perzisztens magbankot formálni, de a dormancia (endogén) se nem szükséges, se nem elegendő a perzisztenciához (THOMPSON *et al.* 2003). A perzisztencia alakításában fontosabb szerepe van a fenn már említett eltemetődésnek és kemikáliáknak.

Mindazonáltal a dormancia legalább a csírázás időzítésén keresztül befolyásolja a magbank mennyiségét és fajösszetételét: Egyazon magpopuláció egyszerre tartalmazhat dormáns és nem-dormáns magvakat (pl. ENSCONET 2009, BASKIN & BASKIN 2014, PETI *et al.* 2017), amely lehetővé teszi, hogy a csírázás időben elnyújtva valósuljon meg. GRUBB (1988) megalkotott egy dormancia- és csírázási sajátságokon alapuló magbank osztályozási rendszert. A rendszer a zavarásra adott felújulási válasz szinkronizáltságát hivatott kifejezni, eszerint

elkülöníthető: 1.) az időjárásfüggő („weather dependent”); 2.) a kockázatelosztó („risk spreading”); és 3.) a zavarásra reagáló („disturbance broken”) típus (ezek a továbbiakban konzekvensen GRUBB (1988) szerint). Az időjárásfüggő típus képviselői dormanciájuk megtöréséhez olyan speciális jelre várnak, amelyek a megtelepedéshez megfelelő időjárási helyzetet mutatják; ez elsődlegesen a félsivatagi klímára jellemző magatartásforma. A kockázatelosztó típus képviselői a kiszámíthatatlan környezetükhöz való alkalmazkodásképpen magbankjuk bizonyos hányadát kedvező körülmények közt is visszatartják; esetükben a csírázás késleltetését az endogén dormancia szolgálja. A zavarásra reagáló típus képviselői endogén-, indukált- vagy kényszerdormancia révén várakoznak a megtelepedéshez alkalmas nyílt talajfelszín kialakulására, amelynek szignáljaira (hőmérséklet ingadozás, a megnövekedett fény, a $\frac{\text{vörös}}{\text{távolli vörös}}$ fény arányának megváltozása és a magas nitrát-koncentráció) tömeges szinkronizált csírázással válaszolnak (GRIME 1979, GRUBB 1988, MARTINEZ-GHERSA *et al.* 1997). Ezt a viselkedést, miszerint a magvak a gyepszőnyeg felnyílásának szignáljaira reagálnak csírázásukkal, lék-detektálásnak („gap sensing” *sensu* GRIME 1979; a továbbiakban konzekvensen eszerint) is nevezzük. (Az angol nyelvű szakirodalomban a kockázatelosztó, és a zavarásra reagáló viselkedéstípust GRUBB (1988) rendszerétől függetlenül szokás még „bet-hedging”, ill. „betting” viselkedésnek is nevezni, amely előbbi LUDEWIG és munkatársai (2014) kísérletében a szárazgyepi fajok csoportjának, utóbbit a vizes élőhelyi fajok csoportjának vízhozzáférésre adott csírázási válasza példáz.) Ilyen módon a dormancia a fenti viselkedéstípusokkal egybekötött csírázáson keresztül látványosan – a szezonális ritmustól függetlenül is – befolyásolja a magbank kiürülését és újratöltődését.

Életforma, fás-karakter, klonalitás ~ magbank

SALISBURY (1942) bizonyította először, hogy a magtömeg a közösség fejlettségével növekszik (CSONTOS *et al.* 2004). Ezzel összhangban, a néhány ellenpéldától eltekintve (REES 1993, 1996), a legtöbb szerző pozitív kapcsolatot talált a növény élettartama (perennialitás) és a magtömeg közt (SALISBURY 1942; „BAKER 1972, SILVERTOWN 1981, FOSTER & JANSON 1985, ROCKWOOD 1985, HODGSON & MACKAY 1986, MAZER 1989” *cit.* THOMPSON *et al.* 1998a), amely prediktálja a növény perennialitás és a magbank perzisztencia között fennálló negatív kapcsolatot is (vö. magbank paradoxon). REES (1994) ugyancsak negatív korrelációt publikált a perennialitás és a perzisztencia között, amelyet BASKIN és BASKIN (1988) azon kijelentésére alapozott, miszerint az egyévesek gyakrabban dormánsak, mint az évelők. Ez összhangban van HARPER (1977) elképzelésével, miszerint a perzisztensek egy- és kétévesek magvai. THOMPSON és munkatársai (2003) ugyanakkor felhívták a figyelmet arra, hogy REES (1994) következtetései irreleváns adatokra épültek, tekintve, hogy a perzisztencia – mint Thompsonék bizonyították – független a dormanciától (legalábbis az endogéntől). De még ha a dormanciának nem is szükségszerű következménye a perzisztencia, és a magtömeg sem mozog mindig együtt a perzisztenciával, szántóföldi gyom és gyepi fajok körében THOMPSON és munkatársai (1998a) is arra jutottak, hogy az egy- és kétévesek perzisztensebbek, mint az évelők. Ennek ökológiai magyarázata az, hogy az egyévesek megsínylenék, ha valamelyik évi termés kiesne, míg az évelők nem (CSONTOS 2006a).

Mivel a perzisztenciát nem kizárólag a perennialitás határozza meg, a kérdéskört érdemes funkciós csoportokban gondolkodva is megvizsgálni. A fászárúak többnyire rövidebb távú magbankúak, azon belül is inkább tranziesek (ld. összefoglalóan: THOMPSON 1992, THOMPSON *et al.* 1997, CSONTOS 2006a), amelyet már relatíve nagy magtömegük (SALISBURY 1942, FENNER 1985, WESTOBY *et al.* 1996, CSONTOS *et al.* 2007, PETI *et al.* 2017) is sejtet. Szintetizáló tanulmányok szerint a gyepi lágyszárúakon belül a dudvaneműek rendszerint perzisztensebbek, mint a füvek („WILLIAMS 1984, BAKKER 1989” *cit.* THOMPSON 1992; KISS 2016), utóbbiak néhány kivételtől – pl. a *Poa nemoralis*, az *Agrostis stolonifera*, ill. a kismagvú és a zavarástűrő taxonoktól – eltekintve általában tranziesek (pl. THOMPSON & GRIME 1979, ROBERTS 1981, FENNER 1985). A szárazgyepes és erdők esetében a hazai esettanulmányok

többsége szerint sem rendelkeznek sűrű és/vagy tartós magbankkal a vegetáció domináns fűvei, sőt kétszikű kísérőfajai sem (ld. összefoglalóan: KISS 2016), de nem igaz ez a nedves gyeptípusok egy részében (pl. kékperjés láprétek domináns fűvei (VALKÓ *et al.* 2009)).

A nagyobb variabilitást mutató lágyszárúak magbankját érdemes a perennialitás és a funkciók csoportok kombinálásával is elemezni (a fásszárúak tovább bontása nem indokolt). A HUSEED^{wild} adatbázis magtömeg adatait elemezve PETI és munkatársai (2017) első megközelítésben CSONTOS és munkatársai (2007) eredményeihez hasonlóan nem találtak különbséget az egy-, kétéves és évelő lágyszárúak magtömegei között. Funkciók csoportonként vizsgálva ugyanakkor TÖRÖK és munkatársai (2013) eredményeivel összhangban a dudvaneműeken belül sikerült kimutatniuk az egyévesek évelőkéitől kisebb magtömegét, a fűneműeken (*incl. Cyperaceae, Juncaceae, Poaceae*) belül pedig – CSONTOS és KALAPOS (2012) eredményeit is támogatva – ennek fordítottját. Ez egyben prediktálja (vö. magbank paradoxon), hogy az egyéves dudvaneműek perzisztensek, míg az évelő társaik tranziensek. A fűneműek esetében a magtömegbeli fordított trend egyik lehetséges oka, hogy a gyakran klonálisan is szaporodó évelő képviselőiknek energiatartalékaikat meg kell osztaniuk a magvas és a klonális szaporodás között, amely így csökkent magméretet eredményezhet („CSONTOS & KALAPOS 2012” *cit.* PETI *et al.* 2017), nem stresszelt környezetben legalábbis (vö. később a 2.1.5.3. fejezet „C—S—R életmenet stratégia ~ magbank” címe alatt). Mivel jelen esetben a kis magméret nem a mennyiség (vö. lentebb a fejezet „Magprodukción ~ magbank” címe alatt), hanem a klonális szaporodás javára kötött kompromisszum, így még ha ezen magvak kis magméretükből fakadóan perzisztensek is (vö. magbank paradoxon), mennyiségben akkor sem várhatunk azoktól jelentős magbank hozzájárulást (kivétel pl. *Agrostis stolonifera*, egyes higrofiták). A fűneműek tranziens, vagy csak csekély denzitású magbank építésére való hajlama („FENNER 1985” *cit.* VALKÓ *et al.* 2009) ilyen módon a klonalitással hozható összefüggésbe.

Fotoszintézis típus ~ magbank

A fotoszintézis típus és a magjellegek közötti kapcsolat tekintetében a C₃-as és C₄-es növényekre, és azon belül is fűvekre ismerünk adatokat: CSONTOS és KALAPOS (2012) eredményei szerint a C₄-es fűvek sokkal izodiametrikusabb és kisebb magvakkal rendelkeznek, mint a C₃-as fűvek (függetlenül azok perennialitásától és gyomkarakteriségétől), de igaz ez a C₃-as gyom egyéves fűvekkal és a C₃-as nemgyom évelő fűvekkal való összevetésben is (a témában ld. még: CSONTOS 1998, 2010; CSONTOS *et al.* 2013). Ez a szerzők értelmezésében a C₄-es fűvek nyílt terület preferenciájával lehet kapcsolatban és utal azok gyomkarakterübb voltára is. A kis magtömeg (vö. magbank paradoxon) és a gyomkarakterűség (pl. THOMPSON & GRIME 1979; LECK *et al.* 1989; THOMPSON 1992; BEKKER *et al.* 1998c; BEKKER & BAKKER 2003; MATUS *et al.* 2003b; CSONTOS 2006a,b; HOPFENSBERGER 2007; BOSSUYT & HONNAY 2008; CSONTOS 2010) (ld. később a 2.1.5.3. fejezet „C—S—R életmenet stratégia ~ magbank” címe alatt) egyaránt a C₄-es fűvek perzisztens voltát sejteti. Amennyiben a perennialitás oldaláról közelítjük meg CSONTOS és KALAPOS (2012) eredményeit, a C₃-as évelő fűvek kisebb magtömegűek, mint a C₃-as egyéves fűvek, ami egybehangzik a korábban tárgyaltakkal, miszerint a fűneműek a dudvaneműekhez képest fordított trendet követnek a magtömeg *vs.* perennialitás kérdésében. A fordított trendet a C₃-as fűvek esetében azzal magyarázták, hogy a 4 évszakos klímán korai csírázású C₃-as csoport („WILLIAMS 1974, BARNES *et al.* 1983, KALAPOS 1991” *cit.* CSONTOS & KALAPOS 2012) egyéveseinek többlettápanyaggal kell támogatniuk magvaikat a C₃-as évelők zárt gyepszőnyegének árnyékolásában való fejlődéshez (pl. LEISHMAN & WESTOBY 1994a; „GRIME & JEFFREY 1965, MAZER 1989” *cit.* CSONTOS & KALAPOS 2012) (a magméret és a megtelepedési esély pozitív kapcsolatát ld. bővebben a 2.1.5.4. fejezetben). Mivel tehát a C₃-as gyomfűvek megtelepedési esélyük növeléséhez szükségszerűen nagy magtömegűek, ami pedig nem kedvez a gyors eltemetődésnek, így a predáció elkerülésének egy másik módját, a tranziens magbankot kell választaniuk, lerövidítve ezzel az expozíciós időt. Egyébiránt, CSONTOS és KALAPOS (2012) feltételezték azt is, hogy a

C₄-es füvek a C₃-as füvekkel ellentétes (vagyis a dudvaneműekkel megegyező) trendet mutatnak magtömeg vs. perennialitás kérdésében.

Magprodukción ~ magbank

Jól ismert, széles körben érvényesülő csereviszony (azaz kompromisszum, „trade-off”) van az egyedenkénti magszám és magtömeg között, vagyis a nagyobb tömegű magok kisebb mennyiségben termelődnek, mint a kisebb tömegű társaik (pl. SHIPLEY & DION 1992; WEIHER *et al.* 1999; KIDSON & WESTOBY 2000; CORNELISSEN *et al.* 2003; TAUTENHAHN *et al.* 2008; „STEVENS 1932, PRIMACK 1979, GREENE & JOHNSON 1994, TURNBULL *et al.* 1999, JAKOBSSON & ERIKSSON 2000, AARSSSEN & JORDAN 2001, HENERY & WESTOBY 2001” *cit.* VOLIS & BOHRER 2013; „TÖRÖK *et al.* 2013, SONKOLY *et al.* 2014” *cit.* KISS 2016; PETI *et al.* 2017). A fajspecifikus magprodukcións képesség fontos tényezője a magbank-formálásnak: a nagy magprodukciónsú fajok gyakrabban akumulálnak magbankot a talajban, mint a kis maghozamúak (BEKKER & BAKKER 2003). Amennyiben a másik oldalról közelítjük meg: A pionír fajok példáján negatív összefüggést mutattak ki a magtömeg és a talajbeli magabundancia közt (DALLING & HUBBELL 2002). Támogatja ezt, hogy a THOMPSON és munkatársai (1997) adatbázisa szerinti legnagyobb magdenzitású fajok mindannyian kis magtömegűek (BAKKER *et al.* 1996a). A magbank paradoxon és a fentiek tükrében kézenfekvő lenne arra következtetni, hogy a magbank gyakori fajai perzisztens magbankúak. Jóllehet, a magprodukción és a perzisztencia pozitív összefüggésére egyértelmű bizonyítékot nem sikerült találni (BEKKER & BAKKER 2003). Ennek hátterében a csoporton belüli nagy variabilitást adó valamely egyéb tulajdonság állhat.

A magképzés szempontjából a legproduktívabbak az egyévesek („NELSON & CHEW 1977, KEMP 1989, GHERMANDI 1997, BAPTISTA & SHUMWAY 1998” *cit.* KEMÉNY *et al.* 2003a). A *Cyperaceae* családon belül kimutatták, hogy a zsombékoló és egyéves fajok magprodukciónja nagyobb és egyben rendszeresebb is, mint a rizómás (vagy tarackos) fajoké (LECK & SCHÜTZ 2005). Az egyéves, ill. a klonális szaporodásra nem képes fajok tehát a maginput révén jelentékenyebben hozzájárulnak a magbank építéséhez, mint az évelő és/vagy klonális fajok.

Magterjesztési mód, hajtásmagasság ~ magbank

A fajok nagyobb (vagy legalább kisebb (WILLSON 1993)) csoportjára igaznak tűnik KLINKHAMER és munkatársai (1987) megállapítása, miszerint az időbeli diszperziós képesség, azaz a magbank képzés negatívan korrelál a térbeli diszperziós képességgel („VENABLE & LEVIN 1983, OLIVIERI & BERGER 1985, VENABLE & BROWN 1988” *cit.* WILLSON 1993; BAKKER *et al.* 1996a). A fajok kisebb csoportja ezzel szemben képes időben és térben egyaránt sikeresen terjesztani magvait, közismert példanövénnyé ennek a *Typha angustifolia* („TER HEERDT & DROST 1994” *cit.* BAKKER *et al.* 1996a). A fajok harmadik csoportja sem időben, sem térben nem képes hatékonyan terjesztani magvait (BAKKER *et al.* 1996a). Többféle stratégia egyidejű létezésére engednek következtetni az alábbi ellentmondásosnak tűnő eredmények is: THOMSON és munkatársai (2011) kimutatták például, hogy a diszperziós távolság pozitívan korrelál a magmérettel; ez a nagy magvak rövid távú magbankját feltételezve (vö. magbank paradoxon) megerősíthetné KLINKHAMER és munkatársai (1987) megállapítását. Ugyanakkor ugyanezen vizsgálat keretében kimutatták azt is, hogy a diszperziós távolság erősebb pozitív korrelációt mutat a hajtásmagassággal, mint a magmérettel, és amikor a hajtásmagasságot is figyelembe vették, akkor a kis magvúak jobb terjedéskapacitásának mutatkoztak, mint a nagy magvúak (THOMSON *et al.* 2011). De a magméret és diszperziós távolság negatív viszonyát publikálja számos más szerző is („HARPER *et al.* 1970, FOSTER 1986” *cit.* GREENE & JOHNSON 1993; „GANESHAIAH & UMA SHAANKER 1991, HEDGE *et al.* 1991, BOHRER *et al.* 2008” *cit.* VOLIS & BOHRER 2013). Ezek jól példázzák, hogy pusztán a diszperziós távolság és a perzisztencia között nem lehet egyirányú, egyetemes kapcsolatot feltételezni, számos tényező befolyásolja azt és többféle stratégia létezik.

A diszperziós stratégia mibenlétét alapvetően a megtelepedés környezetének prediktálhatósága szabja meg (környezet térbeli prediktálhatósága elsődlegesen a térbeli diszperzióra hat, míg időbeli prediktálhatósága az időbeli diszperzióra, azaz magélettartamra hat). Eszerint az alábbi általánosításokat tették (HARPER 1977; „FENNER 1987, CHAPIN 1993” cit. BAKKER *et al.* 1996a): 1.) ha a megtelepedésre alkalmas helyek térben bizonytalanok és ritkák, a szelekció térben jó diszperziós kapacitású, de nem tartós magbankú fajoknak kedvez, jól példázzák ezt a primer (vagy ritkábban a szekunder) szukcesszió pionírjai, mint a folyóárterek a *Salix spp.* fajai („KARRENBERG *et al.* 2002” cit. FIBICH *et al.* 2018); 2.) ha a megtelepedésre alkalmas helyek időben csak moderáltan megjósolhatók és térben elszigeteltek, a perzisztens magbankú, de térben gyenge diszperziójú fajok jutnak előnyhöz (vö. AGUADO *et al.* 2012), jó példái ennek a szekunder szukcesszió pionírjai, mint szántóterületen a gyomok („FENNER 1987” cit. BAKKER *et al.* 1996a; „THOMPSON *et al.* 1998a” cit. FIBICH *et al.* 2018); 3.) a térben és időben egyaránt bizonytalan, ritka élőhelyeken a magvaikat térben nagy távolságra terjesztő, perzisztens magbankú fajok sikeresek, példája ennek a szárazra került tófenéken csírázó *Typha angustifolia* („TER HEERDT & DROST 1994” cit. BAKKER *et al.* 1996a), vagy az erdei lékeket kolonizáló fajok („THOMPSON 1992” cit. BAKKER *et al.* 1996a); 4.) a térben és időben egyaránt megjósolható helyekhez az olyan fajok kötődnek, amelyek nem képesek sem a nagy távolságra történő magdiszperzióra, sem a perzisztens magbank építésre, jól példázzák ezt az esetet a nedves gyepek klonálisan terjedő fajai. Az élőhely stabilitása az ahhoz kapcsolt diszperziós stratégián keresztül tehát már sejtetheti, hogy az egyes fajoktól milyen mértékű magbank hozzájárulást várhatunk (mennyiségben, perzisztenciában). A diszperziós ágens mibenléte pedig a magbank aggregátságának mértékére enged következtetni (vö. 2.1.2.1. fejezet).

2.1.5.3. Növényi stratégiák ~ magbank

Az adaptációs értékű növényi stratégiák, mint magasabb szintet képviselő jellegegyüttesek, kombinációk, bonyolultabb összefüggéshálózatokról adnak számot.

r—K életmenet stratégia ~ magbank

A növényfajok r-, K-stratégista csoportra bontása (MACARTHUR & WILSON 1967), ill. ezen csoportok – és a közöttük húzódó kontinuum – mind teljesebb jellemzése (BEGON *et al.* 1986) a magökológia szemszögéből is releváns (CSONTOS 2006a). Egybehangzó a vélemény, hogy az r-stratégisták, azaz a kistermetű, általában egyéves, nagy fényigényű, gyenge kompetíciós képességű fajok (pl. több, a szukcesszió kezdeti stádiumát jellemző pionír és gyom) magvai nagy mennyiségben termelődők, zömében kicsik, gyakran perzisztensek, térben gyakorta jól terjedők, és fénytstimulált-hőingásfüggő csírázásúak, míg a stabil élőhelyekre jellemző K-stratégisták fordítva (CSONTOS 2006a). Ezek a megállapítások nagyságrendileg összhangban vannak a jellegek egyedi szintjén bemutatott trendekkel, bár pl. a térbeli magdiszperzió vonatkozásában nagyobb lehet a valós variabilitás (vö. előző fejezetek). A természetben ugyanis általában nem a két véglet, hanem azok r—K kontinuum mentén felvett átmenetei érvényesülnek.

C—S—R életmenet stratégia ~ magbank

Az r—K stratégiarendszer továbbfejlesztéseképpen GRIME (1977, 1979) a reprodukció- és kompetíciókészség mellett a stressz – azaz a növényi biomassza-produkciót korlátozó, pl. elégtelen mennyiségű ásványi anyag vagy víz, szuboptimális hőmérséklet – és a zavarás – vagyis a növényi biomassza részleges vagy teljes pusztulását okozó biotikus (pl. patogén, herbivór, taposás, művelés), vagy abiotikus zavarás (pl. szélkár, fagykár, aszály, tűz) – faktorokat is beemelve a felosztásba, létrehozta a C—S—R („competitor—stress-tolerator—

ruderal”) stratégiarendszert. A C—S—R rendszernek a pannon flórára adaptált, al-kategóriákkal kibővített változata a Borhidi-féle szociális magatartási típusrendszer (SzMT; BORHIDI 1995).

GRIME (1977, 1979) rendszerében az R-stratégisták, azaz a ruderalisok forrásgazdag, de zavarásnak kitett környezetben szaporodási rátájuk maximalizálásával operálnak. Mivel élőhelyeik sem térben, sem időben nem stabilak, ezért magbank képzés szempontjából trendszerűen az r-stratégiánál leírtak érvényesek azokra (CSONTOS 2006a). A pionírok és a gyomok által jellemzően képviselt ruderalisok – a kivételektől (mint pl. a klonálisan is szaporodók) eltekintve – trendszerűen nagy magtermelésűek („COOMES & GRUBB 2003” *cit.* CSONTOS & KALAPOS 2012), kis magtömege (pl. TAUTENHAHN *et al.* 2008; „COOMES & GRUBB 2003” *cit.* CSONTOS & KALAPOS 2012; PETI *et al.* 2017), perzisztens (pl. THOMPSON & GRIME 1979; LECK *et al.* 1989; THOMPSON 1992; BEKKER *et al.* 1998c; THOMPSON *et al.* 1998b; BEKKER & BAKKER 2003; MATUS *et al.* 2003b; CSONTOS 2006a,b; HOPFENSBERGER 2007; BOSSUYT & HONNAY 2008; CSONTOS 2010) és sűrű magbankja (pl. THOMPSON 1992, MATUS *et al.* 2003b, BOSSUYT & HONNAY 2008) széles körben elfogadottnak és bizonyítottan minősül. E trend ismeretében nem meglepő, hogy a zavarástűrők, mint a pionírok és gyomok részaránya a magbankban, mint egy szukcesszionálisan korábbi stádiumot képviselő entitásban rendszerint nagyobb, mint a felette kialakult vegetációban (CSONTOS 2006a).

A C-stratégisták, azaz a kompetitorok GRIME (1977, 1979) elgondolása szerint forrásgazdag környezetben egymással konkurálva igyekeznek a források saját használatát maximalizálni, miközben generatív termelésüket visszafogják a vegetatív termelés javára. Térben és időben stabil élőhelyeik nem indokolják a perzisztens magbank kialakítását, így magbank képzés terén elvben leginkább a K-stratégiát követik (CSONTOS 2006a). A kompetitorok relatíve (ruderalisokhoz képest) nagy magtömege esettanulmányokkal is igazolt (pl. TAUTENHAHN *et al.* 2008), és az irodalmak többsége szerint összefüggésben van azzal, hogy a nagy magvakból fejlődő csíranövények kompetitív környezetben versenyképesebbek („COOMES & GRUBB 2003” *cit.* TÖRÖK *et al.* 2013; „BLACK 1958, ANDERSON 1971, GROSS & WERNER 1982, WINN 1985, MCCONNAUGHAY & BAZZAZ 1987, READER 1993, REES 1995, BURKE & GRIME 1996, ERIKSSON 1999, JAKOBSSON & ERIKSSON 2000, LEISHMAN 2001, DALLING & HUBBELL 2002, TURNBULL *et al.* 2004” *cit.* VOLIS & Bohrer 2013). Gyepi és erdei ökoszisztémákban – néhány nedvesgyepi kivételtől (pl. VALKÓ *et al.* 2009) eltekintve – igazolt az is, hogy a kompetitorokat képviselő társuláskötő fűvek és domináns kétszikűek – beleértve a lágú- és fűszárúakat – rendszerint csak rövidebb távú és/vagy sporadikus magbankkal rendelkeznek (CSONTOS 2006a; „FENNER 1985” *cit.* VALKÓ *et al.* 2009; KISS 2016).

Az S-stratégisták, azaz a stressztűrők GRIME (1977, 1979) felfogásában erősen stresszelt, de kevésbé zavart, kompetíció által nem érintett élőhelyekhez adaptálódtak növekedési és szaporodási rátájuk egyidejű korlátozásával. Habár magbankjukhoz kapcsolódóan két ellentétes elmélet is létezik (CSONTOS 2006a, VALKÓ *et al.* 2014): 1.) a stressztűrők magbank hozzájárulása kruciális (FENNER & THOMPSON 2005); 2.) a stressztűrők magbank hozzájárulása szubordinált (CHANG *et al.* 2001, BOSSUYT & HONNAY 2008). Az 1.)-es nézet jól példázható a szűk ökológiájú stressztűrő (specialista) (*sensu* BORHIDI 1995) fajok esetével, amelyek élőhelyei lokalizációjuk tekintetében általában stabilak (pl. közephegységi őskopárok (ZÓLYOMI 1942)), ellenben időben bizonytalanok (értve ez alatt, hogy a szélsőséges abiotikus hatások miatt a növények nem számolhatnak minden évben kedvező csírázási, megtelepedési körülményekkel), ez a térbeli stabilitás és időbeli bizonytalanság kombináció pedig helyben kialakítható és időben hosszán felhasználható perzisztens magbank kiépítésére készíti a fajokat (CSONTOS 2006a). A 2.)-es elgondolás alapja az, hogy stresszelt környezetben az évelő lágyszárúak gyakorta a kisebb energiabefektetéssel járó vegetatív szaporodást részesítik előnyben (BONIS *et al.* 1995, BEKKER *et al.* 1997, OBORNY & BARTHA 1998, MATUS *et al.* 2005), és cserébe nem, vagy csak kevés magot teremnek a klonálisan nehezen elérhető foltok benépesítéséhez. Ilyen magvaikat erősen stresszelt környezetben ugyanakkor a megtelepedést segítő többlettápanyaggal kell ellátniuk (így viselkednek pl. tápanyaghiány mint stressz mellett

(LEE & FENNER 1989; WESTOBY *et al.* 1996; „FENNER & THOMPSON 2005” *cit.* CSONTOS 2006a), árnyékolás mint stressz esetén (pl. LEISHMAN & WESTOBY 1994a; „GRIME & JEFFREY 1965, MAZER 1989” *cit.* CSONTOS & KALAPOS 2012), és bár vitatott, de a többség szerint szárazság mint stressz mellett is (pl. LEISHMAN & WESTOBY 1994b; ALBRECHT & AUERSWALD 2003; „BAKER 1972, MARSHALL 1986, WULFF 1986, SEIWA *et al.* 2002” *cit.* VOLIS & BOHRER 2013)), következésképp magvaik nagyobb méretűek lesznek (a magméret és a megtelepedési esély pozitív kapcsolatát ld. bővebben a 2.1.5.4. fejezetben). A kevéssé hatékony eltemetődésű, nagyméretű magvak eszköze a magpredátorok elkerülésére pedig a tranziens magbank (vö. fentebb, FENNER & THOMPSON 2005, CSONTOS & KALAPOS 2012). Az ilyen stressztűrők a perzisztens magbank helyett a csírázási körülményekkel szembeni széles toleranciájukkal (pl. CSONTOS (2006a) tág hőmérséklettartományt állapított meg THOMPSON (1970) eredményeire alapozva) ellensúlyozhatják a csírázáshoz kedvezőtlen körülményeket (CSONTOS 2006a).

A stressztűrők 1.)-es elmélet szerinti hangsúlyos magbankját látszik igazolni CSONTOS és munkatársai (2004) É-i és D-i kitétségű lejtők növényfajain végzett magtömeg vizsgálata, miszerint a stresszeltnek ítélt D-i lejtők magvai kisebb méretűek és a magbank paradoxon alapján várhatóan perzisztensebbek is. D-i lejtők magvait korábban CRITCHFIELD („1971” *cit.* CSONTOS *et al.* 2004) is perzisztensnek találta. Megemlítendő itt ugyanakkor, hogy az É-i lejtőkön is érvényesül stresszhatás a relatíve nagyobb vegetáció árnyékolás minőségében, ahol a sötétben való csírázáshoz a fajok nagy magvakkal adaptálódtak (az árnyékban csírázás és a magméret pozitív kapcsolatát ld. bővebben a 2.1.5.4. fejezet „Fényigény ~ magbank” címe alatt, pl. MILBERG *et al.* 2000). Ezek értelmében CSONTOS és munkatársai (2004) eredményei úgy is felfoghatók, hogy a D-i lejtőkön nem feltétlenül erősebb, csak olyan minőségű stresszfaktor – pl. túlzott fény – érvényesül leginkább, amely a kis magméret javára szelektál (a fény és a magméret negatív kapcsolatát ld. bővebben a 2.1.5.4. fejezet „Fényigény ~ magbank” címe alatt, pl. CSONTOS 1998, 2001a). De részben a stressztűrők jelentős magbank hozzájárulását bizonyítják CSONTOS (2006a) eredményei is, miszerint stresszelt (szárazgyep), stabil/kissé stresszelt (erdő), és zavart (gyomterület) élőhelyek évelő lágyszárúinak magtúlélés vizsgálatakor a stresszelt élőhelyek magvait zömében hosszú életűnek találta, habár a vártnál rövidebbnek (ld. még: CSONTOS 2006b, 2010). A stressztűrők 2.)-es elmélet szerinti alacsony magbank hozzájárulását látszik támogatni pl. a PETI és munkatársai (2017) által kimutatott trend, miszerint a stressztűrők relatíve (ruderalisokhoz képest) nagyobb magtömeggel rendelkeznek; ill. a VALKÓ és munkatársai (2014) által kapott eredmény, miszerint szikeseken a stressz növekedésével a magbank denzitása és diverzitása csökkent. Ezek értelmében a két ellentétes elmélet megférhet egymás mellett, egyik vagy másik érvényre jutását a legerősebb stresszfaktor mibenléte és a fajspecifikus adaptációs képesség határozza meg.

A C—S—R stratégiarendszer szerint az egy- és kétévesek leggyakrabban a ruderalisok, míg a nagy változatosságot mutató évelők közt mindhárom stratégia jellemző. Habár a fentiek is azt tükrözik, hogy a fajok a természetben inkább a stratégiák átmeneteit követik a végletek helyett.

2.1.5.4. Növényi tulajdonságok ~ magbank

A növényi tulajdonság (azaz „plant characteristic”) olyan jellemző, amely az egyed élettelen környezethez való viszonyának leírására szolgál (CSECSERITS *et al.* 2009, VOJTKÓ & LUKÁCS 2015). Ilyen módon e tulajdonságok ökológiai indikátorok. Ezek a környezettel kölcsönhatásban polifiletikusan evolválódott tulajdonságok predesztinálhatják a magbank-viselkedést, és ez mintegy magbank-alapállapotként fogható fel. A növénytulajdonság—magbank kapcsolatot direkt célzó kísérletek szűkében, azok helyett levonhatók következtetések az egyszeri állapotfelmérés jellegű vizsgálatok egy részéből is, konkrétan a közösségek multi-fajos magbankjának természetes talajgradiensben történő felméréseiből (ahol a talaj ismert térgradiens mentén változik, a vegetáció-alapállapot (azaz a múlt) ismeretlen, a magbank-

alapállapot (múlt) ismeretlen, egyszeri téradatsor), tekintve, hogy azok leginkább a vegetáció környezeti preferenciáját tükrözik, és így nagyrészt a növény által predesztinált magbankra, kisebbrészt a környezet magbankra tett hatására reprezentatívak.

Nedvességigény ~ magbank

HARPER (1977) általánosító kijelentései között szerepel, hogy a vízinövények valószínűsíthetően hosszú életű magokat teremnek. Támogatja ezt az is (vö. magbank paradoxon), hogy többen negatív kapcsolatot találtak a nedvesség-hozzáférhetőség és a magtömeg között (BAKER 1972, MURRAY *et al.* 2004, TAUTENHAHN *et al.* 2008), jóllehet pozitív („WRIGHT & WESTOBY 1999” *cit.* TAUTENHAHN *et al.* 2008) vagy neutrális („MAZER 1989, WESTOBY *et al.* 1992” *cit.* TAUTENHAHN *et al.* 2008) kapcsolatra is van példa. A nedvesség-hozzáférhetőség és a perzisztencia foka között szignifikáns kapcsolat a holland flóra nedvességgradiense példáján nem volt kimutatható (BEKKER & BAKKER 2003). Ugyanakkor, ha ezekből ítélve HARPER (1977) kijelentése gradiens-kiterjesztésben nem is értelmezhető, de eredeti értelmében nem áll messze a valóságtól. Több kutatás kimutatta ugyanis, hogy a nedves élőhelyekhez kötődő olyan taxonok, mint pl. a *Nanocyperion* elemek (MATUS *et al.* 2003b), a *Juncus spp.* (pl. „JENSEN 1969” *cit.* ALBRECHT & AUERSWALD 2003; „VYVEY & STIEPERAERE 1981, VYVEY 1983, SKOGLUND 1990, THOMPSON *et al.* 1997, VAN DUREN *et al.* 1998, MATUS *et al.* 2001” *cit.* MATUS *et al.* 2003b; CSONTOS 2006a; TÖRÖK 2008; TÖRÖK *et al.* 2009b; VALKÓ *et al.* 2009, 2011b; TÓTH & HÜSE 2014; VALKÓ *et al.* 2014), bizonyos *Carex spp.* (pl. MATUS *et al.* 2003b; LECK & SCHÜTZ 2005; TÖRÖK 2008; VALKÓ *et al.* 2009, 2011b), a *Lythrum salicaria* (WELLING & BECKER 1990), a *Typha angustifolia* (pl. TER HEERDT & DROST 1994; VALKÓ *et al.* 2009, 2011b), ill. az ideiglenes vizes élőhelyek vízinövényei (BROCK *et al.* 2003) tartós és sűrű magbankot tarthatnak fenn, míg a zavartalan nyílt vizek általában nem akkumulálnak perzisztens magbankot („SMITH & KADLEK 1983, KAUTSKY 1988” *cit.* THOMPSON 1992). Százegy tanulmányt szintetizáló szemléje alapján BOSSUYT és HONNAY (2008) az európai élőhelyek széles skálájára (erdő, gyep, mocsár, fenyér) összefoglalóan is igazolta, hogy a *Juncus spp.*, ill. a *Carex spp.* is gyakran és sűrű magbankot építenek. THOMPSON és munkatársai (1997) 1936 rekordot tartalmazó adatbázisa alapján a 0–10 cm-es talajrétegben legnagyobb (>9500 db/m²) átlagos magdenzitást elérő 10 faj közül 4 nedves élőhelyhez kötött (*Juncus effusus*, *Glyceria fluitans*, *Cardamine pratensis*, *Typha latifolia*), míg a maradékból 2 sziki, 4 pedig nedvességre indifferens (vö. BAKKER *et al.* 1996a, THOMPSON *et al.* 1997); de nedves élőhelyi fajok vezetnek a 0–5 cm-es (*Lythrum salicaria*, 41000 db/m²) és 0–3 cm-es (*Stellaria alsine* (*syn.* *S. uliginosa*), 46433 db/m²) talajréteg alapján is (THOMPSON *et al.* 1997). Kősivatag és mediterrán területek között felvett ariditási gradiens mentén HOZAPFEL és munkatársai (1993) igazolták, hogy a magbank denzitását tekintve a gradiens nedves végpontján fejlettebb, míg száraz végpontján redukáltabb.

Nem csupán a növény nedvességigénye, hanem a csírázás nedvességigénye is meghatározója lehet a magbanknak. Negatív kapcsolatot feltételeznek a csírázáshoz szükséges talajnedvesség-tartalom és a magvak mérete között (ALBRECHT & AUERSWALD 2003), ami a magbank paradoxon értelmében úgy is felfogható, hogy a tranziens magvak kevésbé nedvességigényesek, mint a perzisztensek. A nagy magméret, mint adaptáció, nagy energiatartalékai révén előnyt biztosít a csíranövénynek a száraz körülmények közötti megtelepedéshez (pl. LEISHMAN & WESTOBY 1994b; ALBRECHT & AUERSWALD 2003; „BAKER 1972, MARSHALL 1986, WULFF 1986, SEIWA *et al.* 2002” *cit.* VOLIS & BOHRER 2013), habár a kérdésben nincs teljes konszenzus (pl. „FENNER 1983, WULFF 1986, JURADO & WESTOBY 1992” *cit.* LEISHMAN & WESTOBY 1994b). Az ellentmondás oka lehet, hogy a toleranciaküszöbön túli extrém szárazság már a nagy magvak csírázására is éppúgy gátló lehet, mint a kicsikére (VOLIS & BOHRER 2013), ilyenkor pedig egyéb faktorok juthatnak érvényre. A fentiek alapján feltételezhetjük, hogy száraz környezetben a tranziens magvakból való output alakítja a magbank mennyiségi-minőségi paramétereit.

Fényigény ~ magbank

A magökológia irodalmában régóta ismert összefüggés szerint a nyitottabb élőhelyeken tenyésző fajok magvai könnyebbek a zárt élőhelyeken előforduló fajok magvainál („SALISBURY 1942, FENNER 1985, LECK *et al.* 1989” *cit.* CSONTOS 2001a). A növény fényhez való hozzáférése és a magtömeg közötti negatív kapcsolat a flóratípusok széles skáláján, funkciós csoportokon belül és között is érvényesülni látszik („SALISBURY 1942, MAZER 1989, KELLY & PURVIS 1993, SAVERIMUTTU & WESTOBY 1996, HODKINSON *et al.* 1998, ERIKSSON *et al.* 2000” *cit.* TAUTENHAHN *et al.* 2008), habár a kapcsoltság nem mindig erős (pl. TAUTENHAHN *et al.* 2008). Az összefüggés a pannon flórára bizonyítottan tekinthető (CSONTOS 1998, 2010). A trend kisebb funkciós csoportokon belül is megfigyelhető: CSONTOS (1998) a nyílt, fényben gazdag területekhez adaptálódott C₄-es fűvek magtömegét szignifikánsan kisebbnek találta az évelők árnyékában csírázó C₃-as fűvekéhez képest (ld. még: CSONTOS 2010, CSONTOS & KALAPOS 2012, CSONTOS *et al.* 2013). CSONTOS és munkatársai (1996) kimutatták azt is, hogy a magbank denzitása a lombkorona árnyékolással csökken. A fentiek és a magbank paradoxon értelmében azt is valószínűsíthetjük, hogy a fényigényesebb fajok magbankja perzisztensebb, mint a kevésbé fényigényes társaiké, nagyobb mértékben járulva ezzel hozzá a magbank-formáláshoz. A holland flóra környezeti gradiense mentén tanulmányozva igazolást nyert, hogy a fény-hozzáférhetőség és a perzisztencia foka között negatív korreláció áll fenn (BEKKER & BAKKER 2003). De a brit flóra alapján is bizonyított, hogy az élőhely árnyékoltsága a magtömeggel pozitív, míg a perzisztencia fokával negatív korrelációban áll (HODKINSON *et al.* 1998). A hatótényezők sorában a fény tűnik az egyik legerősebb szelekciós nyomásnak a magbankra.

Negatív összefüggést mutattak ki a csírázás fényigényessége és a magvak mérete között (pl. GRIME *et al.* 1981, MILBERG *et al.* 2000). Ez a magbank paradoxon tükrében azt is jelenti, hogy a perzisztens magvak nagyobb valószínűséggel pozitív fotoblasztikusak, mint a tranzienstársaik. Mivel a fény mindössze néhány mm-től („KASPERBAUER & HUNT 1988, MANDOLI *et al.* 1990, BENVENUTI 1995, CUSSANS *et al.* 1996” *cit.* MILBERG *et al.* 2000) legfeljebb néhány cm mélységig („TESTER & MORRIS 1987” *cit.* PONS 1992) képes behatolni a talajba, ezért az ettől viszonylag gyorsan mélyebbre süllyedő kisméretű magvak ott pusztán már a fényigényességük okán is predestináltak lesznek a perzisztenciára, amely egyben megóvjá azokat a kis energiatartalékaikkal kockázatos, esetlegesen felszint nem érő fatális csírázástól. Ezzel szemben a nagy magvakat általában kevésbé befolyásolja a fény, így képesek csírázni nagyobb talajmélységben („DEL ARCO *et al.* 1995” *cit.* MILBERG *et al.* 2000; BURMEIER *et al.* 2010a; SONKOLY *et al.* 2020), avartakarás alatt (DALLING & HUBBELL 2002, SONKOLY *et al.* 2020), ill. árnyékos (pl. erdei) környezetben is, ahol pedig tartaléktápanyagaik révén csíranövényeik sikeresebben túlélnek és megtelepszenek másokénál (LEISHMAN & WESTOBY 1994a; SAVERIMUTTU & WESTOBY 1996; MILBERG *et al.* 2000; BURMEIER *et al.* 2010a; „GRIME & JEFFREY 1965, MAZER 1989” *cit.* CSONTOS & KALAPOS 2012; PIVATTO *et al.* 2014).

Hőigény ~ magbank

A növény hőigénye és a magbank közötti kapcsolatra a fentiekhez hasonló általánosító kijelentés ritka. Ez részben annak köszönhető, hogy a hőmérséklet az esetek nagy részében nem független a fény és a nedvesség környezeti paraméterektől. SALISBURY (1942), ill. MURRAY és munkatársai (2004) lényegesen nagyobb magvú fajokat detektáltak ugyan a magasabb hőmérsékletű élőhelyeken, ám ezek sem voltak függetlenek a fény és nedvesség faktoroktól.

A csírázás hőigénye egyértelműen befolyásolja a magbank dinamikát. Nagy mennyiségű génbanki magtétel csíráztatásos vizsgálata igazolja, hogy a váltakozó hőmérséklet számos faj csírázásának indítófaktora, serkentője (vö. PETI *et al.* 2015, RBGK 2016, PETI *et al.* 2017). Igaz ez pl. az inváziós gyomok és jól terjedő őshonos növényfajok zömére („THOMPSON *et al.* 1977, MARTINEZ-GHERSA *et al.* 1997, NISHIMOTO & MCCARTY 1997, BENECH-ARNOLD *et al.* 1988, EKSTAM *et al.* 1999” *cit.* MOJZES & KALAPOS 2004), de a *Poaceae* (PETI *et al.* 2015, 2017) és a *Cyperaceae* család képviselőire is (pl. TATÁR 2010) (utóbbi témában ld. összefoglalóan: LECK

& SCHÜTZ 2005). A hőmérséklet fluktuáció ezért a fenn említett taxonok esetében kifejezettebb magbank dinamikát eredményez. Különösen igaz ez a vegetáció nyílt foltjaiban, ahol a hőmérséklet fluktuáció erőteljesebben érvényesül („THOMPSON *et al.* 1977, BENECH-ARNOLD *et al.* 1988” *cit.* MOJZES & KALAPOS 2004).

Nitrogénigény ~ magbank

A növény nitrogénigénye és a magbank kapcsolatáról relatíve kevés a releváns információ. MOJZES és munkatársai (2015) a pannon flóra 97 fajának növényi anyag égése során felszabaduló füstre adott csírázási válasza és a különböző növényi paraméterek kapcsolatának tanulmányozásakor azt találták, hogy a füstre adott csírázási válasz pozitív kapcsolatban van a perzisztenciával, és a nitrogénkedveléssel is. A kettő utóbbi kapcsoltságát nem vizsgálták ugyan, de az eredmények azt sejtetik, hogy a nitrogénkedvelő (nitrofil) fajok többsége egyben perzisztens magbankú is. Ezt a számos nitrofil és egyben perzisztens gyom ismeretében is vélhetjük. Jó példája a perzisztens magbankú nitrofil gyomoknak az *Urtica dioica* (pl. CSONTOS 2001a, CSISZÁR 2004, CSONTOS 2006a), amely a mérsékelt övi magbank minták jellegzetes eleme (MILBERG 1992, OLANO *et al.* 2002, CSISZÁR 2004), főleg erdők és mocsarak magbankjában (BOSSUYT & HONNAY 2008). Az *U. dioica* THOMPSON és munkatársai (1997) adatbázisa alapján a 0–10 cm-es talajrétegben a negyedik legnagyobb átlagos magdenzitást (23819 db/m²) elérő faj (BAKKER *et al.* 1996a, THOMPSON *et al.* 1997).

Negatív kapcsolatot találtak a környezet tápanyagellátottsága és a magtömeg között (WESTOBY *et al.* 1996), másképp fogalmazva a nagy magvak kevésbé függenek a környezet tápanyagellátottságától, kevésbé tápanyagigényesek, mint a kicsik. Ennek ökológiai hátterében az áll, hogy a nagyobb magvak csíranövényei tartaléktápanyagaik révén – a száraz és árnyékos helyekhez hasonlóan – tápanyagszegény környezetben is sikeresebbek lehetnek (TAUTENHAHN *et al.* 2008). A magbank paradoxon értelmében feltételezhetjük, hogy tápanyagszegény környezetben a tranziens magvak gyakoribbak és nagyobb valószínűséggel számíthatunk csírázásukra.

Sótűrés ~ magbank

Sógradiens magbankkal való összefüggései kevésbé kutatottak. Ismeretes ugyanakkor, hogy a mérsékelt övi sótűrő (halofita) fajok többsége sűrű és perzisztens magbankot tart fenn a talajban (UNGAR 1991, MA *et al.* 2012, GUL *et al.* 2013). Az egyéves halofiták többsége endogén-, indulált- vagy kényszerdormancia állapotában várakozik a megfelelő csírázási körülményekre (KHAN & UNGAR 1996), míg az évelő halofiták a dormancia helyett rendszerint a klonális szaporodással operálnak (GUL *et al.* 2013). Ez utóbbi magyarázhatja VALKÓ és munkatársai (2014), ill. TÓTH és munkatársai (2015) eredményeit, miszerint a tipikus sziki fűneműek többsége hiányzott az általuk vizsgált szikesek – egyébként nagy denzitású – magbankjából. A szikes mocsarak egyéves fajainak sűrű hosszú távú perzisztens magbankját többen megerősítették („UNGAR & WOODDELL 1996, JUTILA 2001, WOLTERS & BAKKER 2002” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008).

A csírázás sótűrése befolyásolja a magbank dinamikáját. A sóérzékenyebb (glikofita) növények nem képesek huzamosabb ideig tolerálni a talaj sótartalmát („UNGAR 1978, WOODDELL 1985, KHAN & UNGAR 1997, JUTILA 1998” *cit.* GUL *et al.* 2013). A halofita növények többféle adaptációval rendelkeznek: némely fajok magvai képesek magasabb sótartalom mellett is csírázni, másokéi kedvezőtlen körülmények között duzzadt (imbibált) állapotban is képesek visszatartani csírázásukat (GUL *et al.* 2013). Képesek ugyanakkor extrém só-sokkból is regenerálódni és csírázni, amikor a sótartalom lecsökken, pl. eső után („DARWIN 1857, KHAN & UNGAR 1997, JUTILA 1998” *cit.* GUL *et al.* 2013). Következésképpen a halofiták magbankjának nagyobb arányú ürülését eső után várhatjuk.

Talajreakció (savanyúság, meszeség) ~ magbank

A savanyúságjelző (acidofil, azaz kalcifób), ill. a mészjelző (kalcifil) növények magbankját direkt célzó szakirodalom szegényes. Európai élőhelyek összevetésekor BOSSUYT és HONNAY

(2008) a meszes gyepék tipikus fajainak magbank építésre való csekély hajlamát feltételezte. Részben támogatja ezt az is, hogy a német flóra környezeti gradiense mentén TAUTENHAHN és munkatársai (2008) pozitív korrelációt mutattak ki a talaj kémhatása (pH) és a magtömeg között, amelyet – bár érvelésük nem nyert minden ponton igazolást – elsődlegesen a termékeny meszes lúgos talajokon kompetíció vonzataként fellépő stresszre adott adaptív válaszként értékelték. Ugyanakkor az egyéb befolyásoló tényezők miatt nem állítható biztosan, hogy a talált trend a növény talajreakció türésehez kapcsolt lenne.

2.1.6. A talaj magbankot befolyásoló néhány talaj- és egyéb környezeti paraméter

Gyakran megtörténik, hogy a fenn taglalt növényi paraméterek nem magyarázzák maradéktalanul a talált magbank-viselkedést. Ekkor a változatosság mögött (ha az nem helytelen metodikából fakad) a környezet befolyásoló, módosító szerepét sejtethetjük. A magbank paraméterek ugyanis nem fix paraméterek, hanem a környezeti hatótényezőkkel változhatnak (ABEDI *et al.* 2014).

Az alábbiakban a talaj – mint környezet – paramétereinek (azok közül is a nedvességtartalom, a nitrogéntartalom, a sótartalom, a kémhatás, a mésztartalom, a textúra és a szerkezet), ill. egyéb kapcsolódó környezeti paraméterek (azok közül is a talajmélység és az avartakarás) közvetlen és közvetett magbank-alakító, módosító hatása kerül tárgyalásra.

Természetes rendszerekben folytatott magbank kutatásokban ugyanakkor nehezen állapítható meg, hogy a kapott eredmény a növény által predesztinált magbank-alapállapotot vagy a talaj (azaz környezet) által módosított magbank-állapotot tükrözi, noha ennek ismerete pl. élőhelyátalakulások lehetséges következményeinek becslésekor nagyon fontos volna. Az egyes talajparaméterek egyedi hatásának tanulmányozása kiváltképpen nehéz azok kölcsönhatásai miatt (ALBRECHT & AUERSWALD 2003, „VOESENEK & BLOM 1992, DAVIS *et al.* 2005, O'HANLON-MANNERS & KOTANEN 2006, PAKEMAN *et al.* 2012” *cit.* ABEDI *et al.* 2014). Jelen szemle összeállításához a talaj–magbank kapcsolatok feltárását célzó kutatások közül a következő típusok szolgáltak alapanyagul: 1.) manipulációs tartamkísérletek, ezek csoportján belül 1.a.) talajmanipulációval operáló magtelmetetéses vagy magkihelyezéssel rövidebb/hosszabb távú tartamkísérletek (ahol a kezelés a talajparaméter(ek) és az idő manipulálásával, a vegetáció és az abból származó új maginput kizárva, a magbank-alapállapot ismert és változása mérhető, idősoros adatok), ezek a talajnak a magbankra tett közvetlen és közvetett (de vegetációtól független) módosító hatására reprezentatívak; 1.b.) talajmanipulációt alkalmazó egyéb tartamkísérletek (ahol a kezelés a talajparaméter(ek) és az idő manipulálásával, a vegetáció-alapállapot ismert és van maginput (de függetleníthető), a magbank-alapállapot ismert és változása mérhető, idősoros adatok), ezek a talajnak és az ismert irányba módosuló vegetáció válaszára a magbankra tett együttes hatására, de az alapállapotok ismeretében a kettő valamelyest függetleníttet hatására is reprezentatívak; 2.) egyszeri állapotfelmérések, ezek csoportján belül 2.a.) közösségek multi-fajos magbankjának egyszeri állapotfelmérése természetes talajgradiensben (ahol a talaj ismert térgradiens mentén változik, a vegetáció-alapállapot (azaz a múlt) ismeretlen, a magbank-alapállapot (múlt) ismeretlen, egyszeri téradatsor), ezek a vegetáció környezeti preferenciáját tükrözik, így leginkább a növény által predesztinált magbankra és részben a talajnak a magbankra tett hatására reprezentatívak, ám a kettő egyértelműen nem választható szét; 2.b.) egy faj egyéni magbankjának egyszeri állapotfelmérése természetes talajgradiensben (ahol a talaj ismert térgradiens mentén változik, a potenciális vegetáció-alapállapot ismert és van maginput, a potenciális magbank-alapállapot ismert és a jelenlegi ahhoz viszonyítható, egyszeri téradatsor), ezek a talajnak és az ismert irányba módosult vegetáció válaszára a magbankra tett együttes hatását, de a potenciális alapállapotok ismeretében a kettő valamelyest függetleníttet hatását is tükrözik.

A talajparaméterek (edafikus paraméterek) magbank-módosító hatásának értékelésekor a 2.a) típusú kutatások esetén figyelembe kell venni, hogy eredményeik nem függetleníthetők a

vegetáció fajkompozíciójától és tulajdonságaitól. Lényeges itt megjegyezni azt is, hogy a környezet magbank-alakító képességének kimutathatósága erősen léptékfüggő (ALBRECHT & AUERSWALD 2003), sőt kontrasztfüggő, és ez a különböző kutatások eredményeinek (módosítás mértéke, iránya) összehasonlíthatóságát nehezíti.

2.1.6.1. Nedvességtartalom, gomba, anoxia ~ magbank

Az irodalmak döntő többsége egyetért abban, hogy a talaj nedvességtartalmának kiemelt szerepe van a magtúlélés, és ezen keresztül a magbank egyéb paramétereinek alakításában. A kapcsolat irányát illetően azonban ellentmondásosak az eredmények. TAUTENHAHN és munkatársai (2008) a német flóra környezeti gradiensében végzett állapotfelmérés során negatív korrelációt találtak a talaj nedvességtartalma és a magtömeg között, megerősítve ezzel BAKER („1972” *cit.* TAUTENHAHN *et al.* 2008) korábbi feltételezését és MURRAY és munkatársai („2004” *cit.* TAUTENHAHN *et al.* 2008) eredményeit. Összefüggésbe hozható ezzel PAKEMAN és munkatársai (1999) tanulmánya is: Nagy-Britanniában egy szárazsági (ariditási) gradiens mentén vizsgálva a *Calluna vulgaris*-t azt találták, hogy a száraz, meleg, napos környezet csökkent magbank denzitást eredményez (bár ezért feltehetőleg a meleg éghajlat és a csapadékhiány által együttesen okozott csökkent magbankképző-képesség tehető felelőssé). A fentiek a magbank paradoxon szerint lefordítva úgy is értelmezhetők, hogy a talaj nedvességtartalma és a perzisztencia pozitív kapcsolatban áll egymással. Ezekkel ellentétben WRIGHT és WESTOBY („1999” *cit.* TAUTENHAHN *et al.* 2008) pozitív kapcsolatról számolt be a talaj nedvességtartalma és a magtömeg között. A magbank paradoxonnal értelmezve ez negatív kapcsolatot jelent a talaj nedvességtartalma és a perzisztencia között. SKOGLUND és VERWIJST („1989” *cit.* BEKKER *et al.* 1998b) nedvességgradiens mentén tanulmányozva a *Betula pubescens*-t igazolta, hogy a magtúlélés a nedvesség növekedésével csökken. A talaj magasabb nedvességtartalmának magtúlélés-csökkentő hatása SCHAFFER és KOTANEN (2003) talajmanipulációt alkalmazó mageltemetési tartamkísérletében (1 év, 4 fűfaj), PAKEMAN és munkatársai (2012) ugyancsak talajmanipulációval operáló mageltemetési tartamkísérletében (10 év, 12 gyepi faj), és MORDECAI (2012) talajmanipulációt alkalmazó terepi és laboratóriumi kísérletsorozatában (néhány hónap, 15 kaliforniai gyepi faj) is megerősítést kapott. Sőt ezt sugallja a számos fajra jellemző olyan *ex situ* tárolási viselkedés is, hogy magvaik (!) magas nedvességtartalma (amelynek lehetősége természetes környezetben nedves talajban adott) mellett a magas hőmérsékletre csökkent magtúléléssel válaszolnak („VILHERS 1972, IBRAHIM *et al.* 1983” *cit.* BEKKER *et al.* 1998b). A talaj nedvességtartalom és a magélettartam közötti negatív kapcsolatot közli még számos más szerző is (pl. „LONG *et al.* 2009” *cit.* PAKEMAN *et al.* 2012; VOLIS & BOHRER 2013). Ritkábban ugyanakkor az is előfordul, hogy nem sikerül kapcsolatot kimutatni a nedvesség és a magélettartam közt (pl. BEKKER & BAKKER 2003; „MAZER 1989, WESTOBY *et al.* 1992” *cit.* TAUTENHAHN *et al.* 2008).

Az itt sorakoztatott ellentmondásos eredmények egyrészt fakadhatnak abból, hogy némelyek nem voltak függetlenek a vegetáció fajkompozíciójától, ill. tulajdonságaitól, és így csak részben reprezentatívak a talajnak a magbankra tett hatására; másrészt azt is sejtetik, hogy a talaj nedvességtartalma és a magtúlélés közötti kapcsolat iránya nem feltétlenül lineáris, és nem is egyetemes. A talaj nedvességtartalmának közvetlen és közvetett hatásai egyaránt szerepet játszanak ebben. Közvetett hatásait leggyakrabban a patogén gombákon (MORDECAI 2012) és az anoxián keresztül teszi a magtúlélésre, ezeket érdemes tovább taglalni ebben a vonatkozásban.

Gomba

A kérdést a mag komponens és a talaj komponens felől egyaránt meg lehet közelíteni. A mag komponens oldaláról megközelítve, ismeretes, hogy a magvakat számos gombafaj kolonizálhatja (LABRADA 2003; PAPP 2005; „KIRKPATRICK & BAZZAZ 1979” *cit.* SCHAFFER & KOTANEN 2003;

„FISCHL *et al.* 2004” *cit.* CSONTOS *et al.* 2006). Ezen gombák egy része segítő vagy kommenzalista, más része patogén („TERBORGH 2012” *cit.* MORDECAI 2012). A patogén gombák lehetnek 1.) narkotikus anyagcseretermékeikkel pusztító felszínkontaminálók, 2.) metabolikus aktivitás fokozásával károsító magban tenyészők, és 3.) károsító-mechanizmusuk szempontjából kevésbé ismert talajközvetítette gombák („BURDON & SHATTOCK 1980” *cit.* CHAMBERS & MACMAHON 1994; „BURDON 1987” *cit.* LEISHMAN *et al.* 2000). Ezek a kórokozó gombák erős negatív hatást gyakorolhatnak a magélettartamra („CRIST & FRIESE 1993, DALLING *et al.* 1998, LEISHMAN *et al.* 2000, BLANEY & KOTANEN 2001, 2002” *cit.* SCHAFER & KOTANEN 2003), főképpen a csírázó (KIRKPATRICK & BAZZAZ 1979), és a fiziológiailag aktív magvakban, míg a dormánsakban kevésbé („BURDON & SHATTOCK 1980, BURDON 1987” *cit.* CHAMBERS & MACMAHON 1994). Sőt, úgy tűnik, hogy a patogén gombák a magmortalitás fő okozói a talajban (CLARK & WILSON 2003; SCHAFER & KOTANEN 2003; „KIRKPATRICK & BAZZAZ 1979, BURDON 1987, CRIST & FRIESE 1993” *cit.* LEISHMAN *et al.* 2000), ezt több élőhelytípus esetében kimutatták, mint pl. angliai gyepben (LEISHMAN *et al.* 2000), panamai esőerdőben („DALLING *et al.* 1998, DALLING 2005” *cit.* CSONTOS 2006a), ausztrál cserjésben („LONSDALE 1993” *cit.* SCHAFER & KOTANEN 2003) (további élőhely példák MORDECAI (2012) munkájában).

A talaj komponens felől megközelítve a kérdéskört, tudható, hogy a kórokozó gombák növekedését befolyásoló két legfontosabb faktor a nedvesség és a hőmérséklet („BURDON 1987” *cit.* LEISHMAN *et al.* 2000), mindemellett, hogy pl. a talaj tápanyagtartalma is befolyásolja azt (PAKEMAN *et al.* 2012; „DAVIS 2007, ROUSK *et al.* 2011” BASTO *et al.* 2014) (ld. bővebben a 2.1.6.2. fejezetben). Míg az üde, közepesen nedves talajviszonyok ideálisak a gombák számára („KIEWNICK 1964” *cit.* PAKEMAN *et al.* 2012), addig az O₂-szegény, túltelített, ill. extrém száraz talajviszonyok nem kedveznek a mikrobiális aktivitásnak (ALBRECHT & AUERSWALD 2003, ABEDI *et al.* 2014). A patogén gombák infekcióképességének nedvességgel való kapcsoltságát, ill. azt, hogy a gombák általi magmortalitás környezeti vezérlője a talaj nedvességtartalma SCHAFER és KOTANEN (2003) 4 fűfaj példáján, MORDECAI (2012) pedig 15 kaliforniai gyepi faj példáján bizonyította fungicid- és nedvességmanipulációt alkalmazó kísérletekben.

A helyzet azonban ettől komplexebb. Habár a gombák magtúlélésre tett hatása többnyire negatív (MORDECAI 2012), de a mag gombával szembeni érzékenységének, fogékonyságának mértéke fajspecifikus, a növényfaj (mag) és a gombafaj kombinációtól függ (KIRKPATRICK & BAZZAZ 1979; „SCHAFER & KOTANEN 2004, ORROCK & DAMSCHEN 2005” *cit.* MORDECAI 2012). A patogén gombák egy része ugyanis nem generalista, hanem specialista, azaz gazdaspecifikus, így csak bizonyos fajok magvaihoz kötődik (KIRKPATRICK & BAZZAZ 1979; „GALLERY *et al.* 2007” *cit.* MORDECAI 2012). Sőt, még az sem feltétlenül igaz, hogy a nedves élőhelyen honos fajok magvai valamely adaptációk révén kevésbé lennének fogékonyak, érzékenyek a nedvesség gerjesztette gombatámadásra, mint a száraz élőhelyen honosak; erre utal SCHAFER és KOTANEN (2003) azon eredménye, miszerint az általuk vizsgált nedves élőhelyi *Glyceria sp.* és száraz élőhelyi *Danthonia sp.* magvai egyaránt a száraz talajban éltek tovább, a nedves talajban pedig mindkettőt sújtotta a gombatámadás (igaz ennek nedves és szárazgyepi fajokra való kiterjesztése összesen 2 fajra alapozva vitatható). Összegezve, úgy tartják, hogy azok a magvak, amelyek érzékenyek a magas talajnedvességre, a talajnedvességet preferáló ártalmas gombáktól és baktériumoktól szenvednek („BLANEY & KOTANEN 2001, SCHAFER & KOTANEN 2003, DALLING *et al.* 2011” *cit.* ABEDI *et al.* 2014).

Anoxia

Természetes körülmények között a magvak metabolikusan aktívak maradván a talajban, érzékenyek az oxidatív stresszre (BEKKER *et al.* 1998b). Az O₂ kiváltva az érett növényi szövetek öregedését (GROOT *et al.* 2014), központi szerepet tölthet be a magmortalításban („HENDRY & CRAWFORD 1994” *cit.* BEKKER *et al.* 1998b). Néhány olyan fajtól eltekintve, amelyek csíráznak alacsony O₂-szint mellett (pl. *Typha latifolia* és *Trifolium repens* („MORMAGA 1926” *cit.* BEKKER *et al.* 1998b), *Viola spp.* és *Veronica hederifolia*

(„LONGCHAMPS & GORA 1979” cit. BEKKER *et al.* 1998b), szénhidrát-tartalmú magvak („CRAWFORD 1989” cit. BEKKER *et al.* 1998b)), a fajok többségének csírázáshoz az O₂ esszenciális („KARSSSEN & HILHORST 1992” cit. BEKKER *et al.* 1998b). A mortalitás és a csírázás előmozdításával az O₂ a magbank kiürülését gyorsítja.

Az alacsony O₂-szintnek (hypoxia) ellenben lehet konzerváló hatása a magvakra (ALBRECHT & AUERSWALD 2003, CSONTOS 2001a), amely természetes körülmények között kedvez a perzisztens magbank kialakulásának. A száraz magvak O₂-megvonását – a szenescenciát késleltető előnyös hatása miatt – mesterséges génbanki tárolási technikaként is alkalmazzák (GROOT *et al.* 2014), habár ez alatt nem a teljes O₂-hiányt (anoxia) kell értenünk, mivel az szintúgy lehet letális az *ex situ* szárazon tárolt magvakra (személyes munkatapasztalat, botanikus taxonómus, Növényi Diverzitás Központ (NÖDIK), Pannon Magbank Osztály). Habár a magvak légzéséhez bizonyos mértékben szükséges az O₂ („ROBERTS & ELLIS 1989” cit. BEKKER *et al.* 1998b) és annak teljes megvonása CRAWFORD („1989” cit. BEKKER *et al.* 1998b) szerint okvetlenül letális a magasabbrendű növények szövetei számára, BEKKER és munkatársai (1998b) szerint számos faj rendelkezik olyan adaptációkkal, amelyek megóvják azokat az anoxikus viszonyok letális hatásától és lehetővé teszik alapvető metabolizmusuk folytatását. MA és munkatársai (2012) szerint maga a perzisztens magbank is tekinthető egyfajta adaptációnak a magas nedvességtartalomhoz. A kettő ott kapcsolódik össze, hogy a talaj magas nedvességtartalma rendszerint csekély O₂-tartalommal párosul és *vice versa* (OOMES *et al.* 1997, BEKKER *et al.* 1998b). Összességében véve így a talaj növekvő nedvességtartalma kedvező lehet a magtúlélés számára, de a huzamosabb ideig átítatott talaj az anoxia fellépésekor negatív hatást válthat ki (BEKKER *et al.* 1998b).

A nedvességtartalom és a magtúlélés kapcsolatának irányára vonatkozó inkonzisztens eredmények, ill. a különböző fajok magvainak nedvességgel szembeni nem egyöntetű viselkedése indokoltá teszi a nedvesség és a magtúlélés kapcsolatának fajonkénti és funkciós csoportonkénti szemrevételezését. PAKEMAN és munkatársai (2012) talajmanipulációt alkalmazó mageltemetési tartamkísérletükben (10 év, 12 gyepi faj) a talaj nedvességtartalom és a magtúlélés közötti negatív kapcsolat mellett konkludálták azt is, hogy a különböző fajok igen eltérő mértékben szenzitívek az általuk vizsgált olyan edafikus paraméterekre, mint a nedvesség, tápanyagok, pH, amelyet véleményük szerint a fajspecifikusság mellett a dormancia fiziológiai/fizikai volta (*sensu* BASKIN és BASKIN (2004) NIKOLAEVA (1969) nyomán módosítva) határoz meg úgy, hogy a fizikai dormanciával rendelkező (megjegyzem keményhéjú) magvak kevésbé érzékenyek. BEKKER és munkatársai (1998b) talajvízszint-manipulációt alkalmazó mezokozmosz tartamkísérletükben (3 év, gyep mezokozmoszok, friss magutánpótlás akadályozva) kimutatták, hogy a nedvesgyepi fajok magvai jobban túlélnek anoxikus viszonyok között (*excl.* a *Juncus* genus néhány képviselője, amelyek magvai kísérletükben aerob körülményeket preferáltak), míg a szárazgyepi fajok magvai aerob körülmények között (igaz, utóbbiak csak 2 fajjal voltak reprezentálva), némely fajok magtúlélése pedig indifferens nedvességre és O₂-szintre; ezt a legalább rövid távú perzisztens fajokra általánosították (kísérletük a tranziensekre nem volt reprezentatív). Ez egybecseng azzal az *ex situ* génbanki tárolási viselkedéssel, miszerint a vízinövények magvai – más fajokkal ellentétben – hamar elvesztik életképességüket száraz tárolási körülmények mellett („MUENSCHER 1936, BEWLEY & BLACK 1982, BAI *et al.* 1995” cit. BEKKER *et al.* 1998b). ABEDI és munkatársai (2014) talajvízszint- és talajszubsztrát-manipulációt alkalmazó mageltemetési tartamkísérletükben (1,5 év) 3 olyan *Rumex* fajjal dolgoztak, amelyek csupán vízigényükben és a csírázás fényre adott válaszában különböztek, míg a többi, magélettartamot befolyásoló paraméterben (pl. magalakban és méretben) nem, ám a különböző adatbázisokban mégis szerepeltek mindhárom magbank típusal. Így, mint ilyen kongenerikus vizsgálati objektumok alkalmasak voltak a kérdéses talajparaméterek magtúlélést befolyásoló egyedi, magjellegtől független szerepének feltárására. Az eredmények azt mutatták, hogy a száraz élőhelyen honos faj (*R. acetosella*) magtúlélése száraz talajban volt a leghosszabb (legalább

rövid távú perzisztens), az üde élőhelyen honosé (*R. acetosa*) nedves talajban volt a leghosszabb (≤ 12 hónap, tranziens), míg a vizes élőhelyen honosé (*R. maritimus*) indifferens volt a nedvességre (hosszú távú perzisztens). ABEDI és munkatársai (2014) szerint ez kiterjeszhető úgy, hogy a szárazgyepi fajok magvai tovább túlélnek száraz talajban, a nedves gyepi fajok magvai pedig általában nedves talajban. A szerzők (ABEDI *et al.* 2014) okfejtésükben ezt azzal magyarázzák, hogy a nedves gyepi fajok magvai metabolikus adaptációk révén („BEKKER *et al.* 1998b” *cit.* ABEDI *et al.* 2014) jobban tolerálhatják az anoxikus körülményeket („SKOGLUND & HYTTEBORN 1990, OOMES *et al.* 1996, POSCHLOD *et al.* 1996, MURDOCH & ELLIS 2000” *cit.* ABEDI *et al.* 2014), de cserébe sokkal érzékenyebbek a száraz talajok magas O_2 -szintjére („HENDRY 1993, BAHIN *et al.* 2011” *cit.* ABEDI *et al.* 2014), vagy egyszerűen csak az aszályra („SCHÜTZ 2000” *cit.* ABEDI *et al.* 2014). De még ha vizes élőhelyi fajokra vonatkozó általánosítás vitatható is (vö. a SCHAFER és KOTANEN (2003) vizsgálatában szereplő vizes élőhelyi *Glyceria sp.* magvainak viselkedése: szárazabb talajban sikeresebb túlélés), a szakirodalom abban mindenképpen egyetért, hogy a szárazgyepi fajok magvai kevesebb ideig élnek a nedves talajokban; mindazonáltal a *Glyceria sp.* példája az erős fajspecifikus meghatározottságot sejteti. Összegezve, a talaj nedvességtartalma erős hatótényező, amely a fajspecifikus paraméterekkel együttesen határozza meg a magtúlélést (ABEDI *et al.* 2014).

Gomba vs. anoxia

A talaj nedvességállapotával összefüggő magmortalitás kiváltó okai végül úgy foglalhatók össze, hogy üde talajokon az leggyakrabban a gombafertőzés („KIEWNICK 1964” *cit.* PAKEMAN *et al.* 2012), míg a huzamosabb ideig átítatott talajokon, ahol a fellépő anoxia inhibitora a mikrobiális aktivitásnak („GRIFFIN 1972” *cit.* ABEDI *et al.* 2014), ott közvetlenül a nedvesség (MORDECAI 2012), ill. az anoxia nyomán fellépő autólízis („BEKKER *et al.* 1998a” *cit.* PAKEMAN *et al.* 2012).

Magtúlélés vs. magbank típus

A talaj nedvességtartalma befolyásolva a magtúlélést módosíthatja a magbank típust is, de a magtúlélésre tett hatása nem feltétlenül jár minden esetben magbank típus módosulással. Az első esetet példázza ABEDI és munkatársai (2014) *Rumex acetosellára* vonatkozó eredménye: talajvízszinttől és talajszubsztráttól függően rövid- vagy hosszú távú perzisztens, ahol a tipizálás eltemetési módszerrel kapott magtúlélési idő alapján történt. A második esetet példázza BEKKER és munkatársai (1998b) legalább rövid távú perzisztens fajokra reprezentatív mezokozmosz eredménye, ahol a magbank tipizálás rétegzett mintavételes módszerrel kapott perzisztencia alapján történt. A megváltozott magtúlélés mellett változatlan magbank típushoz utóbbi metodikával BEKKER és munkatársai (1998b) úgy jutottak, hogy a talaj nedvességtartalma a magbank dinamikáját a talajprofilban egyenletesen befolyásolta. Ez persze a talajprofilban vertikális gradiens mentén is változó nedvességtartalom („BENVENUTI *et al.* 2001; BURMEIER *et al.* 2010a” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020) kontrasztjától és a faj magjának érzékenységétől is függött. Mindazonáltal a két ellentmondásosnak tűnő eredmény felhívja a figyelmet arra is, hogy a talajparaméterek magbank típusra tett hatásának vizsgálatokor a talajparaméterek esetleges vertikális gradiensevel nem kalkuláló eltemetési módszerek alapján kapott magbank típus nem összevethető a rétegzett mintavételen alapulóval (még ha a módszer magtúlélésre reprezentatív is). Nem összevethetőek már csak azért sem, mert a rétegzett mintavételben nem csupán a vertikális talajgradiens, hanem az eltérő mag korcsoportok eltérő érzékenysége (korfüggő érzékenység, vö. 2.1.6.7. fejezet) is érvényre jut.

2.1.6.2. Nitrogéntartalom ~ magbank

A talaj nitrogéntartalma (N) sokrétűen (közvetlenül és közvetve is) befolyásolhatja a magbank paramétereit. Ennek pontos megértése ugyanakkor kihívás, mivel a teljesebb feltárás

lehetőségét megteremtő N-manipulációval operáló mageltemetési tartamkísérletek ritkák, az egyéb vizsgálatok pedig nem tekinthetők teljesen függetlennek a vegetáció általi meghatározottságától.

ALBRECHT és AUERSWALD (2003) a bajorországi művelt területek talajgradiensében végzett állapotfelméréssel tanulmányozva a talaj magbank összefüggését a talajparaméterekkel, nem talált szignifikáns kapcsolatot az elemi N és a magbank között, sem magdenzitás, sem magtömeg, sem magtúlélési idő vonatkozásában. A N magbank-alakító hatására reprezentatívabb kísérletek közül PAKEMAN és munkatársai (2012) talajmanipulációval operáló mageltemetési tartamkísérletében (10 év, 12 gyepi faj) negatív kapcsolat mutatkozott a talaj $\frac{\text{szén}}{\text{nitrogén}} \left(\frac{C}{N}\right)$ aránya és a magtúlélés között. A szerzők a $\frac{C}{N}$ arányból becsülve a fertilitást (felfogásuk szerint a kis $\frac{C}{N}$ nagy fertilitást indikál) a fenti összefüggést úgy is lefordították, hogy a talaj fertilitása pozitív kapcsolatban állhat a magtúléléssel. Utóbbi állításukat az annak ellentmondó szakirodalmi adatok ismeretében (pl. nincs (BEKKER *et al.* 1998d), vagy negatív összefüggés (DAVIS 2007) van a talaj fertilitás és a magtúlélés között) végül újraértelmezték: tekintve, hogy a $\frac{C}{N}$ nem kizárólag a termékenységet okozó N-formákat tartalmazza, így nem a valós fertilitásra reprezentatív. Felhívták ezzel a figyelmet arra, hogy az eltérő N-formák más-más hatást fejtenek ki, ez pedig félrevezető lehet az irodalmak összevetésekor (vö. PAKEMAN *et al.* 2012). A témábavágó talán legátfogóbb kísérlet a BASTO és munkatársai (2014) nevéhez kötődő, európai savanyú gyepekben végzett N-kezelési tartamkísérlet. Ennek eredményei szerint az évi 140 kg/ha N – beleértve itt nitrát (NO_3^-), nitrit (NO_2^-) és ammónium (NH_4^+) – trágyázás 13 év alatt drasztikusan lecsökkentette a talaj magbank denzitását és diverzitását. Ezek az eredmények megerősítették a N és a magbank (denzitás, diverzitás) közötti kapcsolatban korábban már sivatagi („SCHNEIDER & ALLEN 2012” *cit.* BASTO *et al.* 2014), ill. tundra környezetben kimutatott trendet („MOULTON & GOUGH 2011” *cit.* BASTO *et al.* 2014).

A N—magbank kapcsolatban uralkodó trend hátterében olyan közvetlen és közvetett, N-vezérelt folyamatok állnak, amelyek 1.) az output növelésén és 2.) az input csökkentésén keresztül működnek. Az output növelése: Az NO_3^- , NO_2^- és NH_4^+ („FINKELSTEIN *et al.* 2008, PELLISSIER *et al.* 2008, PLASSMANN *et al.* 2008, OCHOA-HUESO & MANRIQUE 2010, GRAEBER *et al.* 2012” *cit.* BASTO *et al.* 2014), de különösen az NO_3^- (AKINOLA *et al.* 1998; MOJZES & KALAPOS 2004; „EGLEY 1986, BENECH-ARNOLD *et al.* 2000” *cit.* PAKEMAN *et al.* 2012) számos faj csírázását stimulálva, közvetlenül csökkentheti a magbankot. A N terhelés vonzatai között szerepel a talajsavanyodás (acidifikáció) („HORSWILL *et al.* 2008” *cit.* BASTO *et al.* 2014; MTA ATK TAKI 2019), amelyen keresztül a N közvetve gyakorolja komplex, ám leggyakrabban csírázásserkentő hatását („DESKA *et al.* 2011” *cit.* BASTO *et al.* 2014) (ld. bővebben a 2.1.6.4. fejezetben). A N terhelés egy másik következménye a mikrobiális patogének aktivitásának növekedése („DAVIS 2007, ROUSK *et al.* 2011” *cit.* BASTO *et al.* 2014), amely részben szintén az acidifikáció nyomán lép fel. E patogének révén a N közvetve okozhatja a magmortalitást (PAKEMAN *et al.* 2012, BASTO *et al.* 2014). Az input csökkentése: A többlet N növeli a megtelepedett növény fogékonyságát a patogénekre, sőt negatív hatással lehet a virágzási sikerre is („PHOENIX *et al.* 2012” *cit.* BASTO *et al.* 2014), így a N a vegetáció válaszain keresztül közvetve is csökkentheti a magbank magprodukcióból való újratöltődését. Ráadásul a többlet N nyomán megnövekedett avarfelhalmozás barriert képez a magvak talaj magbankba lépése előtt („GHORBANI *et al.* 2006” *cit.* BASTO *et al.* 2014) (ld. még a 2.1.6.5. fejezetben).

A fenn vázolt uralkodó trend ellenére számos jel utal arra, hogy a N hatását a holisztikus helyett érdemes kisebb funkciós csoportok szerinti bontásban is értékelni. BASTO és munkatársai (2014) eredményei szerint a 13 éven át tartó 140 kg/ha/év N hozzáadás a dudvaneműek, a palkafélék (*Cyperaceae*) és a fűvek (*Poaceae*) funkciós csoportján belül is erős magdenzitás-csökkenést okozott, ám a dudvaneműek fogyása relatíve nagyobb volt, mint a 2 másik csoporté. A 3 csoport a magveszteség okában is eltért: a dudvaneműek magbank fogyása elsődlegesen az input csökkenéséből, míg a palkafélék és a fűvek fogyása az output növekedéséből származott (BASTO *et al.* 2014). A magdenzitás-csökkenés nem egyenlő

arányban lépett fel a magbank tömeges (abundáns) fajai között sem (BASTO *et al.* 2014). Ez támogatta PAKEMAN és munkatársai (2012) azon elképzelését, miszerint az egyes fajok magvainak tápanyag-érzékenysége igen eltérő, faj- és dormanciaspecifikus (a nedvesség- és pH-érzékenységhez hasonlóan, vö. fentebb). Ez az érzékenységbeli eltérés indokolhatja, hogy az egzotikumok magbankja N többletre a fenn vázolt trendtől eltérően egyes kutatások szerint (AKINOLA *et al.* 1998; „SCHNEIDER & ALLEN 2012” *cit.* BASTO *et al.* 2014) emelkedéssel válaszolhat, bár ezt BASTO és munkatársai (2014) eredményei nem erősítették meg.

2.1.6.3. Sótartalom ~ magbank

A talaj sótartalmának a magbankra tett hatását vizsgáló manipulációs kísérletek hiányoznak ugyan, de a probléma élőhelyek elszikesedése esetén természetes körülmények között is jól tanulmányozható az alap- és a módosult állapot összevetésével. MA és munkatársai (2012) a Tibeti-fennsík restaurációját célzó vizsgálatukban kimutatták, hogy az egykori vizes élőhelyek leromlásával kialakult szikes rétek talajának a magbankja nem tért el számottevően a vizes élőhelyi referenciaterületekétől, amelyből arra következtettek, hogy a szikes talajok megőrizték, konzerválták a korábbi magbankot. Már korábbról ismert, hogy a halofiták egy részénél a só a csírázás akadályozásával, ill. a dormancia fenntartásával, vagy épp kiváltásával kedvez a perzisztens magbank kialakulásának (pl. UNGAR 1991, KHAN & UNGAR 1996, GUL *et al.* 2013) (ld. bővebben a 2.1.5.4. fejezet „Sótűrés ~ magbank” címe alatt). MA és munkatársai (2012) eredményei a vizes élőhelyek fajainak is ehhez hasonló választ sejtetik a többlétsóra. A növekvő sókoncentráció csírázásgátló hatását vizes élőhelyeken már NIELSEN és munkatársai („2003” *cit.* MA *et al.* 2012) is kimutatták. MA és munkatársai (2012) értelmezésében a perzisztens magbank egyfajta adaptáció a magas sótartalomhoz (csakúgy, mint a nedvességtartalomhoz).

2.1.6.4. Kémhatás, mésztartalom ~ magbank

A talaj pH-ja és az azzal összefüggő mésztartalma (CaCO_3) ugyancsak befolyásolhatja a magbank paramétereit. A következő talajgradiens mentén történt állapotfelmérések nem függetlenek a vegetáció fajkompozíciójától és tulajdonságaitól: ALBRECHT és AUERSWALD (2003) bajorországi művelt területeken a talaj magbank és a talaj közötti összefüggések vizsgálatokor a pH-ra vonatkozóan azt találták, hogy az negatív kapcsolatban áll a magbank denzitásával, és pozitívban a magvak tömegével, míg a magtúlélési idővel való kapcsolatát nem találták szignifikánsnak. A pH és a magtömeg közötti pozitív kapcsolatot néhány évvel később TAUTENHAHN és munkatársai (2008) is kimutatták a német flóra környezeti gradiense mentén, természetes élőhelyeken, ahol a magas pH elsődlegesen meszes területekhez kötődött.

A manipulációs tartamkísérletek jobb tájékoztatást adnak a pH magbank-alakító hatásáról: PAKEMAN és munkatársai (2012) talajmanipulációval operáló mageltemetési tartamkísérletének (10 év, 12 gyepi faj) eredményei szerint pozitív összefüggés van a pH és a magtúlélés között. A magmortalitást az alacsony pH-n fellépő alumínium toxicitásnak tulajdonították (PAKEMAN *et al.* 2012). BASTO és munkatársai (2014) európai savanyú gyepekben lefolytatott N-kezelési tartamkísérlet (13 év) kapcsán tettek említést a N depozíció acidifikáló hatásáról („HORSWILL *et al.* 2008” *cit.* BASTO *et al.* 2014), amely acidifikáció eredményeik szerint savanyú gyepeken 1.) számos faj esetében növeli az outputot egyrészt a csírázás serkentésével (közvetlenül vagy közvetve, pl. nehézfém toxicitás növelése révén), másrészt magmortalitást okozva (közvetlenül vagy közvetve, pl. patogének serkentése révén); míg 2.) más fajok esetében csökkenti az outputot csírázásgátló hatással (közvetlenül vagy közvetve, pl. nehézfém toxicitás növelése révén). Az output növekedése – fakadjon az

csírázásból vagy magmortalitásból – értelemszerűen nem kedvez a perzisztens magbank kialakulásának, és a magdenzitásnak is legfeljebb a sikeres csírázásból fakadó output kedvezhet utóhatásával az input–output mérleg megfordulásakor, a visszapótlódó magokból. Különböző gyepekben több szerző is arra jutott, hogy a talajsavanyodás komplex hatást tesz a csírázásra, de gyakran csírázásserkentő közvetlenül („DESKA *et al.* 2011” *cit.* BASTO *et al.* 2014), vagy közvetve, pl. a fém-toxicitás emelése („OSAKI *et al.* 1997, ABEDI *et al.* 2013” *cit.* BASTO *et al.* 2014), ill. a mikrobiális aktivitás növelése révén („ROUSK *et al.* 2011” *cit.* BASTO *et al.* 2014).

Az itt felsoroltak PAKEMAN és munkatársai (2012) eredményeit mind támogatják, míg ALBRECHT és AUERSWALD (2003), ill. TAUTENHAHN és munkatársai (2008) eredményeivel ellentmondásosnak tűnnek, mind a magdenzitás és magélettartam terén, ha azokat a magbank paradoxon szerint lefordítjuk. Az inkonzisztens eredmények oka lehet pl. az, hogy az elsőként említett két vizsgálat jellegéből fakadóan inkább reprezentatív a magbank növény általi meghatározottságára és adaptációira, mintsem annak talajparaméter általi befolyásoltságára; de indokolhatják a különbséget a vizsgált talajparaméter kontrasztjának, hatóidejének eltérései. Másfelől pH–magbank kapcsolat erős, egyetemes trendjének létezése is kérdéses lehet, ha figyelembe vesszük PAKEMAN és munkatársai (2012) azon eredményét, amely szerint a különböző fajok magvainak pH-érzékenysége igen eltérő, faj- és dormanciaspecifikus (a tápanyag- és nedvesség-érzékenységéhez hasonlóan; vö. fentebb).

2.1.6.5. Mélység, avar ~ magbank

A magvak eltemetődése a természetben a mag részéről a magméret és esetleg az alak függvénye (THOMPSON 1987, THOMPSON *et al.* 1993) (vö. a 2.1.5.2. fejezet „Magméret (*syn.* magtömeg), magalak ~ magbank” címe alatt). De megtörténhet, hogy a magvak kikerülve a szokványos idő-, és magdimenziófüggő eltemetődési procedúrát jutnak a mélybe (ld. bővebben alább a 2.1.6.6. fejezetben), ahol pedig módosulhat a növényi paraméterek alapján várható élettartam.

A mélység komplex tényező, amely a benne összegződő számos környezeti paraméter közös eredőjével hat a talaj magbank paramétereire. A mélységgel komplexet alkotó fontosabb paraméterek a talaj nedvességtartalom, fény, hőmérséklet, talajkémia, ezek mind vertikális változást mutatnak („BENVENUTI *et al.* 2001, BURMEIER *et al.* 2010a” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020), és mind befolyásolják a csírázást („BASKIN & BASKIN 1998” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020), ezen keresztül pedig a magbankot. Az elméletek szerint a mélyben fellépő O₂-hiány és az ezzel párhuzamos CO₂-többlet, a fényhiány, és a hőmérsékleti fluktuáció hiánya („FORCELLA *et al.* 2000” *cit.* BURMEIER *et al.* 2010a) mind dormanciát válthat ki (CSONTOS 2000a, 2001a). A mélység csírázásgátló hatása („BENVENUTI *et al.* 2001, TRABA *et al.* 2004, BURMEIER *et al.* 2010a” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020) lassíthatja a magbank kimerülését, és kedvezhet a perzisztens magbank kialakulásának (pl. FENNER 1985, THOMPSON 1987, WESTOBY *et al.* 1992, THOMPSON *et al.* 1993, HULME 1994, THOMPSON *et al.* 1994, HULME 1998, THOMPSON *et al.* 2001) (vö. a 2.1.5.2. fejezet „Magméret (*syn.* magtömeg), magalak ~ magbank” címe alatt). A mélység gyommagvak élettartamára gyakorolt hosszabbító hatását a mélységmanipulációt alkalmazó Duvel-féle (TOOLE & BROWN 1946) mageltemetési tartamkísérlet (39 év, 107 gyom- és kultúrnövény faj, 3 mélység) elsők között bizonyította. A talált hatás magmérettől függetlenül is fennállt, igaz eredményei csak gyommagvakra vonatkoztak. BURMEIER és munkatársai (2010a) később természetes fajokra is igazolták a mélység csírázásgátló hatását, amely tapasztalható volt mind a kis és a nagy méretű magvaknál (habár a nagyok esetén relatíve kevésbé); ez pedig támogathatja a Duvel-féle eredményeket.

Az avartakarás leginkább a mechanikai barrier formálásán („GHORBANI *et al.* 2006” *cit.* BASTO *et al.* 2014; „DONATH & ECKSTEIN 2010” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020), a nedvességviszonyok javításán (PETRIKOVSKI *et al.* 2020; „ECKSTEIN & DONATH 2005” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020), a hőmérséklet fluktuáció csökkentésén (PETRIKOVSKI *et al.* 2020);

„FACELLI & PICKETT 1991” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020), a besugárzás csökkentésén (PETRIKOVSZKI *et al.* 2020; „JENSEN & GUTEKUNST 2003” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020), a $\frac{\text{vörös}}{\text{távol vörös}}$ fény arányának megváltoztatásán („JANKOWSKA-BLASZCZUK & DAWS 2007” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020), a tápanyagokkal és allelokemikáliákkal való átítatáson („RUPRECHT *et al.* 2010” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020), és a predátorok elleni védelmen („HÖLZEL 2005, DONATH & ECKSTEIN 2012” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020) keresztül fejt ki hatását. Mindezekkel együtt az avartakarásról jobbra úgy tartják, hogy inhibitora a csírázásnak (DALLING & HUBBELL 2002; „JENSEN & GUTEKUNST 2003” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020), noha bizonyos esetekben a moderált avartakarás akár segítheti (facilitálhatja) is a csírázást („RUPRECHT *et al.* 2010” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020), előbbi elősegíti a magbank felhalmozását, utóbbi előmozdítja a magbank kiürülését. Utóbb SONKOLY és munkatársai (2020) mélység- és avarmanipuláció csírázásra tett hatását tanulmányozó kísérlete (6 hét, 11 inváziós faj) azt is bizonyította, hogy az inváziós fajok csírázását akár már 0,5 cm (az általuk alkalmazott virágföldben legalábbis) mélység is negatívan befolyásolhatja, míg az avartakarás hatása csak nagyobb vastagságban volt negatív (megjegyzem az eredmény a fajok széles skálájára nem általánosítható, tekintve, hogy az inváziós fajok jobbra vélhetően pozitív fotoblasztikusak, a kísérlet a negatív/nem fotoblasztikus fajokra nem reprezentatív). SONKOLY és munkatársai (2020) kiemelték továbbá a hatások fajspecifikusságát, valamint az avartakarás egyedi-, ill. a mélység és az avartakarás együttes hatásként magméretfüggését is. (Említést érdemel itt, hogy a megfelelő vastagságban alkalmazott avartakarás szántóföldi egyéves gyomok pozitív fotoblasztikus magvainak a csírázására tett negatív hatását használja ki a gyomszabályozási gyakorlat is (pl. PETRIKOVSZKI *et al.* 2020).) Mindazonáltal az avartakarás, mint mechanikai barrier gátolja a magvak talajba való belépését és ezáltal a magbank kialakítását („GHORBANI *et al.* 2006” *cit.* BASTO *et al.* 2014).

2.1.6.6. Textúra, szerkezet ~ magbank

A talaj textúrája és szerkezete komplex módon hat a magbankra. Módosíthatja többek között a magméret és esetleg alak alapján várható magélettartamot, egyrészt már a magvak mélységi penetrációjának befolyásolása révén is. Ennek akkor van relevanciája, amikor a talaj erősebb kényszer, mint a magdimenziók. A talajtextúra kihelyezett gyommagvak (30 gyomfaj) vertikális terjedéskapacitására tett hatásának vizsgálatokor BENVENUTI (2007) azt találta, hogy 1 év alatt 6 mm-es mélységet a homokon a magvak 10%-a, míg agyagon 2%-a érhet el (bolygatatlan talajon). Homok és szikes talajokra kihelyezett propagulumhelyettesítő drasztik példáján MATUS és munkacsoportja (MATUS *et al.* 2009, 2010; VALKÓ *et al.* 2011a; MATUS 2012) is alátámasztotta a durvább textúrájú talajok relatíve gyorsabb mag-áteresztő képességét – relatíve kisebb és nagyobb magvakra érve egyaránt. A talajszerkezeti elemek közt kialakuló deszikkációs- (CSONTOS 1997, 2001a; BURMEIER *et al.* 2010a) és fagyrepedésekben („VAN TOOREN 1988” *cit.* BURMEIER *et al.* 2010a), gyökér-krotovinákban és egyéb biogén csatornáknak (CSONTOS 1997, 2001a; MATUS 2012), esővízzel (BENVENUTI 2007; „VAN TOOREN 1988” *cit.* BURMEIER *et al.* 2010a), elárasztásos rárétegzés nyomán („ELBERLING 2000, BURMEIER *et al.* 2010b” *cit.* BURMEIER *et al.* 2010a) a magvak ugyancsak mélyebbre juthatnak. Ezzel szemben akadályozza a magvak süllyedését a talajban a jelentős földalatti fitomassza (MATUS *et al.* 2009, 2010; VALKÓ *et al.* 2011a; MATUS 2012), a hajszálygyökerekkel való átszőtttség. A mélybe jutott magvak az ott uralkodó környezeti feltételek mellett (vö. fentebb a 2.1.6.5. fejezet) akár magmérettől függetlenül is predestináltak lehetnek a hosszabb élettartamra.

Ugyanakkor a magvaknak még nagy mélységbe sem kell feltétlenül jutniuk ahhoz, hogy a magdimenziók alapján várható magélettartamuk módosuljon a textúra és szerkezet ráhatása-képp. KOZMA (1922) textúramanipulációt alkalmazó mageltemetési tartamkísérletével (5 év, 14 gyomfaj) elsők közt bizonyította, hogy a gyomfajok zömének a magtúlélési ideje finomabb

(agyag) textúrájú talajban hosszabb, mint durvább (homok) textúrájában. Megállapítása a magdimenzióktól függetlenül is helytálló volt. ALBRECHT és AUERSWALD (2003) a bajorországi művelt területek talajgradiensében végzett állapotfelméréssel tanulmányozva a talaj magbank összefüggését a talajparaméterekkel azt találta, hogy a talaj textúrájának finomsága (amelyet a szabadföldi vízkapacitás mérésével becsült) negatív kapcsolatban áll a gyommagbank denzitásával. Statisztikailag alátámasztaniuk nem sikerült ugyan, de úgy sejtették továbbá, hogy finomabb textúrájú talajokon gyakoribbak a perzisztens magvak, mint durvább textúrájúakon (ALBRECHT & AUERSWALD 2003). Feltevésüket azzal indokolták, hogy finom textúrájú talajokon a magvak gyakran a talajszerkezeti elemekbe zártak („REUSS *et al.* 2001” *cit.* ALBRECHT & AUERSWALD 2003), amely elemek (megjegyzem nagyobb talajmélységhez hasonló) nedves, O₂-hiányos körülményei („PAREJA & STANIFORTH 1985, RENAULT & STENGEL 1994” *cit.* ALBRECHT & AUERSWALD 2003) a meglévő dormancia fenntartásával („MURDOCH & ELLIS 1992” *cit.* ALBRECHT & AUERSWALD 2003), vagy másodlagos (azaz indulált- vagy kényszer-) dormancia kiváltásával („QI & UPADHYAYA 1993” *cit.* ALBRECHT & AUERSWALD 2003), a csírázás akadályozásán keresztül kedveznek a perzisztens magbank kialakulásának (ALBRECHT & AUERSWALD 2003). A durvább textúrájú talajok ezzel szemben úgy képesek befolyásolni a magbankot, hogy egyrészt az azokat jellemző nedvesség-fluktuációval általánosságban serkentik a csírázást („CAVERS & BENOIT 1989” *cit.* ALBRECHT & AUERSWALD 2003), de jobb fényáteresztő képességük (PONS 1992) révén a pozitív fotoblasztikus (azaz feltehetőleg kicsi és perzisztens) magvak csírázását még ezen felül is támogatják. ABEDI és munkatársai (2014) fenn említett, szubsztrátmanipulációt is alkalmazó mageltemetési tartamkísérlete (1,5 év) *Rumex spp.* példáján igazolta, hogy a magtúlélésnek leginkább kedvező szubsztrát textúra mibenléte fajspecifikus és összefüggésben van a szubsztrát víztartó képességével.

2.1.6.7. Talaj ~ magbank; funkcionális ökológiai aspektus

A magbank paraméterek nem fix paraméterek, hanem az edafikus viszonyokkal változhatnak, mint ahogyan a magélettartam esetén is bizonyították (ld. *Rumex spp.* példája (ABEDI *et al.* 2014)). Másfelől viszont a különböző fajok magvai nem egyforma mértékben érzékenyek és nem egyforma mértékben reagálnak a környezeti hatásokra (PAKEMAN *et al.* 2012, ABEDI *et al.* 2014). Vannak olyan fajok, amelyeknek a magélettartama kizárólagosan a genetikától függ, de vannak olyanok is, amelyeké a környezet által befolyásolható (BEKKER & BAKKER 2003). Sőt, a magvak környezetre való érzékenysége az időfaktorral is változhat (pl. *Rumex acetosella* nedvesség-közömbösből idővel letálasan többletnedvesség-érzékennyé válik (ABEDI *et al.* 2014), a füvek pozitív fotoblasztikusból zsákérettség után fény-közömbössé válnak (PAPP 2005), más fajok pont ellenkezőleg, később, pl. eltemetődés hatására szerzik meg fényigényességüket a csírázáshoz („WESSON & WAREING 1969, SCOPEL *et al.* 1991, DERKX & KARSEN 1993, NORONHA *et al.* 1997” *cit.* MILBERG *et al.* 2000)).

Mivel a magbank perzisztencia a fajok fennmaradásának a biztosítója, felmerül a kérdés, hogy vajon a fajok magbankja a növény természetes élőhelyével megegyező talajkörülmények között mutat-e a leginkább perzisztens magatartást („DALLING *et al.* 2011” *cit.* ABEDI *et al.* 2014). Másképp fogalmazva, a mag környezettel szembeni toleranciája megegyezik a kifejlett növényével, vagy sem (BEKKER & BAKKER 2003, SCHAFFER & KOTANEN 2003, MA *et al.* 2012). Úgy tűnik a válasz kettős és fajfüggő: ABEDI és munkatársai (2014) szerint azoknak a fajoknak, amelyeknek a megjelenését, ökológiai fülkáját a csírázás vagy a megtelepedés limitálja, azoknak cserébe a perzisztens magbankja a környezeti tényezőkre nem érzékeny, a magtúlélés nem limitáló faktora (ABEDI *et al.* 2014). PAKEMAN és munkatársai (2012) a magtúlélés környezeti tényezőkkel szembeni ilyen közömbösségét a fizikai dormancia meglétével hozzák összefüggésbe. Az ilyen túlélő, de a csírázási körülményekkel szemben szűk toleranciát mutató magvak

lehetnek a biztosítékai pl. a periodikusan kiszáradó víztestek társulás-váltakozásainak (amerikai playa tavak példája („HAUKOS & SMITH 1993” *cit.* HOPFENSBERGER 2007)). A fajok másik csoportjának magbankja érzékeny a környezeti kondíciókra, és magtúlélésük olyan környezetben hosszabb, ahol a kifejlett növény megtalálja növekedési optimumának feltételeit (vö. a 2.1.6. fejezet többi része). PAKEMAN és munkatársai (2012) a magtúlélés környezeti tényezőkkel szembeni érzékenyebb voltát a fiziológiai dormanciával rendelkező fajok sajátjának tartják.

2.2. A talaj magbank jelentősége, ill. regenerációs értékének mutatói

A magvakkal terjedő növényfajok számára a magbank egy letét a kedvezőtlen időjárási („APONTE *et al.* 2009” *cit.* WANG *et al.* 2013), és élőhelyi viszonyok átvészelésére (BOSSUYT & HONNAY 2008). Ennek lehetőségét az teremti meg, hogy a magbank a környezeti faktorok többségével (kivételek pl. a N-terhelés; ld. bővebben: BASTO *et al.* 2014) szemben a vegetációhoz (!) viszonyítva toleránsabb (MA *et al.* 2012, WHITE *et al.* 2012). A fajok magbankja így kulcsszerepet tölt be azok tér- és időbeli terjedésének biztosításában, ill. az átfedő maggenerációk (perzisztens magbank) révén azok genetikai variabilitásának fenntartásában (HONG *et al.* 2012). Mindezek nyomán a magbank 1.) hozzájárul a fajdiverzitás megőrzéséhez („ROYO & RISTAU 2012” *cit.* BASTO *et al.* 2014), 2.) pufferol a kis, izolált populációk lokális kipusztulásával szemben (ABEDI *et al.* 2014; „PIESSENS *et al.* 2004” *cit.* BASTO *et al.* 2014), ill. 3.) kulcsa az ökoszisztéma ellenállóképességének (rezisztencia; azaz a zavarással szembeni ellenállóképesség) és rugalmasságának (reziliencia; azaz a zavarás utáni felújulásképesség) (MA *et al.* 2012; „GODFREE *et al.* 2011” *cit.* BASTO *et al.* 2014). Igaz, a különböző fajok magbankjának regenerációs értéke nem ekvivalens (vö.: csak magvakkal vs. vegetatíván is szaporodó fajok, rövid életű vs. évelő fajok; ld. bővebben a 2.1.5. fejezetben). A fajok egy része a lokális magbank-képzés helyett a horizontális magdiszperzióból (BAKKER *et al.* 1996a), vagy a vegetatív modulokból történő felújulásra épít inkább (HUNYADI *et al.* 2000).

Egy fajnál magasabb szerveződési szintű entitás (közösség, terület) multi-fajos magbank-összetétele – mint a múlt emlékezete és a jövő tükröje („FISHER *et al.* 2009” *cit.* WANG *et al.* 2013) – 1.) árulkodik az entitás múltbeli növényközösségeiről, tájhasználati előzményeiről, az entításra ható abiotikus tényezők változásairól, éghajlati viszonyainak átalakulásáról (VALKÓ *et al.* 2011b), 2.) információt nyújt az entitás jelenlegi állapotáról, ill. 3.) jelezheti a vegetáció jövőbeni változásainak irányát (THOMPSON *et al.* 1993; WHITE *et al.* 2012; „HONG *et al.* 2012, KARLÍK & POSCHLOD 2014” *cit.* KISS 2016), zavarásra adott válaszát (HOPFENSBERGER 2007), és a zavarást követő felújulási képességét is (BAKKER 1989, WANG *et al.* 2013). Drasztikusan átalakuló környezetünkben (emberi beavatkozások, klímaváltozás) a közösségek lokális magbankjában rejlő felújulási képesség felértékelődik (THOMPSON *et al.* 1993). A közösség lokális magbankjának szerepe azokban az esetekben különösen fontos, amikor a horizontális magdiszperzió korlátozott („SIMMERING *et al.* 2006” *cit.* VALKÓ *et al.* 2009). A fejezet a magbank sokrétű szerepkörén belül a regenerációs jelentőségével foglalkozik tovább.

Egy közösség lokális magbankból való felújulásának egyik feltétele a célfajok elégséges magdenzitása. Viszonyításképpen: a nyugat-európai fajok egyedi magdenzitása a feltalajban 0–500000 db/m² között változik, ezen belül a fajok kb. 40%-a 1–500 db/m², kb. 35%-a 0 db/m², és kb. 10%-a >5000 db/m² magdenzitással bír (THOMPSON *et al.* 1997). A földrajzi szélesség, mint latitudinális gradiens mentén gondolkodva, mára már többszörösen igazoltnak tűnik THOMPSON („1978” *cit.* CSONTOS 2006a) kijelentése, miszerint a magdenzitás maximuma a mérsékelt égöv alá tehető úgy, hogy attól a sarkok („EBERSOLE 1989” *cit.* THOMPSON 1992; „JOHNSON 1975, NAKAGOSHI 1996, COOPER *et al.* 2004” *cit.* CSONTOS 2006a), és az egyenlítő felé haladva a denzitás csökken („HALL & SWAINE 1980, GRAHAM & HOPKINS 1990” *cit.* CSONTOS 2006a). Mivel a magbank mérete többnyire tükrözi annak szerepét (THOMPSON 1992), úgy sejtethjük, hogy a mérsékelt övi fajok jobban építenek a magbankra, mint a zord időjárásviszonyok okán

feltehetőleg inkább vegetatívan szaporodó sarkvidékiek („THOMPSON 1978” *cit.* CSONTOS 2006a), és mint az egyenlítőiek, amely utóbbiak csökkent magbankjának háttérében a csírázáshoz állandóan kedvező időjárás, a talajban folyó gyors dekompozíció, és a tranziens magbankra predestinált fásszárúak nagy aránya áll („THOMPSON 1978” *cit.* CSONTOS 2006a).

A közösség lokális magbankból történő regenerációs lehetőségének egy másik meghatározója a célfajok magbank típusa. BAKKER (1989) rávilágított, hogy még a rövid távú perzisztens magbanknak is legfeljebb csak a gyér magutánpótlású száraz években, vagy korai vágás után van nagyobb szerepe a populáció fenntartásában, de restaurációs ökológiai szempontból kizárólag a hosszú távú perzisztens magbank bír nagyobb horderővel (THOMPSON *et al.* 1997, CSONTOS & TAMÁS 2003). Ilyen hosszú távú perzisztens magbank építésének a lehetősége akkor adott, ha a fajok sok hosszú életű magot teremnek, és ezzel egyidejűleg azok kiürülési aránya is lassú (LECK & SCHÜTZ 2005), értve ez alatt azt is, hogy azok felhalmozódásának a biotikus/abiotikus szűrők sem szabnak gátat. Valamilyen fokú (rövid- vagy hosszú távú) perzisztenciával CSONTOS (2001a, 2010) magbank típus adatbázisa alapján becsülve a hazai fajok 70%-a rendelkezhet (ebből 20% rövid-, 50% hosszú távú), és ez meghaladja a nyugat-európai perzisztencia-részesedést (53%). CSONTOS (2001a, 2010) szerint ezt az erősebb hazai kontinentaritáshoz (hidegebb telek, aszályosabb nyarak) való alkalmazkodás magyarázza, habár ez az érvelés némileg ellentmondásos lehet azzal, hogy a Kárpát-medence életforma-spektruma alapvetően hemikriptofita-dominanciájú (Hortobágyi & Simon 2000), amelyekre viszont elvben ritkábban jellemző a tartós magbank építés (THOMPSON *et al.* 1998a).

A közösség lokális magbankjában rejlő regenerációs potenciál függ továbbá a magbank és az eredeti vegetáció fajkészlete közötti hasonlóságtól (a továbbiakban röviden „hasonlóság”, amely mindig a talaj magbank és a recens földfeletti vegetáció közötti hasonlóságra utal) (VALKÓ *et al.* 2011b; WHITE *et al.* 2012; „LU *et al.* 2010” *cit.* WANG *et al.* 2013). Ennek fontos mutatója a hasonlóság foka, avagy mértéke (VALKÓ *et al.* 2011b, WHITE *et al.* 2012), ill. a hasonlóságot adó fajok mivolta, azaz a fajösszetétel. A hasonlóság fokában a célfajok eltérő magbank hozzájárulásán kívül érvényre jut az is, hogy a magbank nem csupán a jelenkorok, és nem csupán a tárgyterület magvait őrzi (vö. fentebb a 2.1.1. fejezet). Ennélfogva a hasonlóság várhatóan kicsi („HOPFENSBERGER 2007, LI *et al.* 2007” *cit.* WANG *et al.* 2013), ez Közép- és Nyugat-Európában általános (MATUS *et al.* 2003b). A jelenség korai felismerése óta (THOMPSON & GRIME 1979) számtalan tanulmány igazolta a magbank és a vegetáció fajösszetétele közötti florisztikai eltérést (ld. összefoglalóan az élőhelytípusok széles skáláján: CSONTOS 2006a, BOSSUYT & HONNAY 2008), amelyet többek között az abiotikus szűrőkkel, az entitás múltjával, ill. a magprodukciónak interspecifikus eltéréseivel magyaráztak (pl. „BOSSUYT & HERMY 2001, JUTILA 2003” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008). Mindazonáltal a hasonlóság élőhelytípustól függően (BOSSUYT & HONNAY 2008, WHITE *et al.* 2012), vagy másképp megközelítve a szukcesszió jellegétől (primer vagy szekunder), és a szukcessziós stádium stabilitásától függően (BOSSUYT & HERMY 2004) lehet relatíve kisebb, vagy nagyobb.

A fenti szempontok szerint összegezve a rendelkezésre álló ismereteket: a mérsékelt égövi közösségek széles skáláján érvényesülni látszik, hogy 1.) a magbank fellelhető hányada relatíve fajszegény (pl. THOMPSON & GRIME 1979, THOMPSON *et al.* 1997, BEKKER *et al.* 1998a, BOSSUYT & HONNAY 2008), és kevés faj dominálja (BOSSUYT & HONNAY 2008); 2.) a vegetáció domináns fajai általában nem képeznek számottevő sűrűségű tartós magbankot (pl. THOMPSON *et al.* 1997, TÖRÖK 2008, VALKÓ *et al.* 2009); 3.) a vegetáció domináns fűfajainak magbankja többnyire tranziens, vagy csak sporadikus (pl. THOMPSON & GRIME 1979, FENNER 1985, THOMPSON *et al.* 1997, BEKKER *et al.* 1998a, CSONTOS 2006a, TÖRÖK 2008, VALKÓ *et al.* 2009); 4.) a ritka és védett fajok többsége nem képez számottevő sűrűségű tartós magbankot (pl. THOMPSON *et al.* 1997, VALKÓ *et al.* 2009); 5.) a korai szukcessziós állapotokra jellemző fajok (pl. BEKKER *et al.* 1998a, CSONTOS 2006a, TÖRÖK 2008, BOSSUYT *et al.* 2002, BOSSUYT & HONNAY 2008), mint pl. a rövid életű, a zavarástűrő-, a gyom-, ill. az inváziós fajok

ellenben dominálhatnak a magbankban (pl. CSISZÁR 2001, JUTILA 2002, CSONTOS 2006a, BOSSUYT & HONNAY 2008, KISS 2016) (vö. a 2.1.5.2. fejezet „Életforma, fás-karakter, klonalitás ~ magbank” címe alatt, ill. a 2.1.5.3. fejezet).

A természetvédelem és restaurációs ökológia örök kérdése, hogy így a magbank mennyiben járulhat hozzá az egyes közösségek, ill. az azokat eltartó élőhelyek fenntartásához, restaurációjához (az „élőhelytípus – mint fiziognómia-termőhely-fajösszetétel alapú egység – magbankja” megnevezést a továbbiakban a „közösség magbankjának” tágabban értelmezett azonosítására használom). A fenti ismérvek birtokában (vagyis, hogy a közösség teljes felújulásalapja rendszerint nem áll rendelkezésre) a szakemberek ma a legtöbb élőhelytípus vonatkozásában szkeptikusan vélekednek a pusztán lokális magbankra támaszkodó felújulásról degradáció után (ld. összefoglalóan: BAKKER *et al.* 1996a, BOSSUYT & HONNAY 2008, PETI *et al.* 2015, KISS 2016), jobb esélyeket általánosságban csak a degradációtól számított 5 éven belül regenerálódó élőhelyeknek jósolnak (MATUS *et al.* 2003b, BOSSUYT & HONNAY 2008, KISS 2016, WANG *et al.* 2017), míg a többi esetben az eredeti állapotok helyreállítására restaurációs ökológiai beavatkozások szükségességét vetítik elő (BOSSUYT & HONNAY 2008, KISS 2016). Az európai (gyepek, mocsarak, fenyérek, erdők; ld. szintetizálóan BOSSUYT és HONNAY (2008) munkájában), és a hazai természetvédelmi, restaurációs ökológiai inspirációjú esettanulmányok (gyepek, erdők; a cenzust ld. KISS (2016) munkájában) alapján igazolódni látszik ugyanakkor az is, hogy az eltérő élőhelytípusok magbankjának regenerációs értéke markánsan eltér, és azok között nem példátlanok az ígéretes felújulási kilátásokkal rendelkezők sem; ilyenek lehetnek a szukcesszió korai stádiumában járó, ill. rendszeres zavarás által fenntartott élőhelytípusok (MATUS *et al.* 2003b, BOSSUYT & HONNAY 2008) (ld. bővebben a 2.3. fejezetben). De még ha az esetek többségében a teljes az élőhely-szintű felújulás terén nem is számíthatunk a magbankra, legalább a diverzitás növelésének (HOPFENSBERGER 2007, VALKÓ *et al.* 2009, MA *et al.* 2012), és néhány esetben akár még a kipusztulással fenyegetett, ritka fajok védelmének is reménykeltő eszköze lehet (BEKKER & BAKKER 2003). Esettanulmányok a perzisztens magbank szerepét kruciálisnak találták néhány olyan értékes, veszélyeztetett faj túlélésében, mint pl. a *Viola stagnina* (*syn. V. persicifolia*) („ROWELL *et al.* 1982” *cit.* THOMPSON *et al.* 1993), a *Carex secalina* (DOMINIAK & JAKUBAS 2015), a *Hypericum maculatum* (VALKÓ *et al.* 2009). A természetvédelem és a restaurációs ökológia úgy számol a magbankkal, mint a növényközösség fajokészletének esszenciális része („ZOBEL *et al.* 1998” *cit.* BEKKER & BAKKER 2003), amely rejtett diverzitásában potenciálisan őrizhet a vegetációból hiányzó értékes elemeket (BAKKER *et al.* 1996a; BEKKER & BAKKER 2003; VALKÓ *et al.* 2009, 2011b). Ráadásul a bizonyos szempontból még a magbankban fellelhető gyomok is hasznosak lehetnek a spontán regeneráció, restauráció számára, mivel zavarást követően a felszínerózió megakadályozásával (CENTERI 2002) megteremtik a feltételeket a kései szukcessziós fajok megtelepedésének, míg maguk rossz kompetitorok lévén néhány év alatt várhatóan kipusztulnak a záródó vegetációból (CSONTOS 2007c), vagy ha ez nem következik be, akkor magbankjukon keresztül megfelelő kezelési rezsim mellett szabályozhatók (HOPFENSBERGER 2007; „REGAN *et al.* 2006” *cit.* SONKOLY *et al.* 2020).

2.3. A gyepek, a vizes élőhelyek és néhány egyéb élőhelytípus talaj magbankja, ill. azok regenerációs értéke

Mivel a különböző élőhelytípusok lokális magbankjában (értem ez alatt tágabb értelemben a közösség magbankot) rejlő regenerációs lehetőségek eltérőek, ezért indokolt azok külön-külön tárgyalása. A helyzet aktualitását tekintve kiemelt figyelmet érdemelnek ebben az emberi beavatkozás és klímaváltozás okán veszélyeztetett gyepek és vizes élőhelyek magbankjai.

A fajgazdag természetközeli gyepek – köztük a kaszálórétek, mezofil gyepek – területe az elmúlt évtizedekben Európa-szerte drasztikusan lecsökkent („MACDONALD *et al.* 2000” *cit.*

WELLSTEIN *et al.* 2007; TÖRÖK 2008). A síkvidéki gyepek jelentős részét beszántották, beerdősítették, ill. beépítették, míg a megmaradtak fajkészlete trágyázás következtében szegényedett el (BAKKER 1989). A kisebb kiterjedésű, de igen fajgazdag hegyvidéki gyepek esetében is hasonlóan aktuális probléma az alulhasznosítás miatt bekövetkező fajszegényedés és beerdősülés (TÖRÖK *et al.* 2007, TÖRÖK 2008). A vizes élőhelyek, köztük a sásrétek eltűnése szintén nagy horderejű természetvédelmi probléma Nyugat- és Közép-Európában, ahol azok egykori relatíve nagy kiterjedésének már csak töredéke maradt meg a mezőgazdasági művelés terjeszkedése, és az ahhoz kapcsolódó lecsapolás miatt (LECK & SCHÜTZ 2005). Vészjósló ezen élőhelyekre nézve a klímaváltozás hatása is. A klímaváltozás scenáriók szerint a csapadékatlag és a léghőmérséklet megváltozásával, valamint melegfrontok, aszály, és tüzesemények felszaporodásával kell számolni („IPCC 2014” *cit.* HUDSON *et al.* 2015). Ismeretes, hogy a gyepek érzékenyek a klímaváltozás okozta csapadék-változásra és megemelkedett hőmérsékletre (WHITE *et al.* 2012). A vizes élőhelyeken a klímaváltozás okozta talajvízszint-csökkenés, kombinációban a magas hőmérséklet fokozta transzspirációval, komoly szárazságstresszt eredményezhet („JENSEN *et al.* 2011” *cit.* LUDEWIG *et al.* 2014), amely végeredményben elterjedési-eltolódásokhoz, vagy kipusztulásokhoz vezethet („THUILLER *et al.* 2005” *cit.* LUDEWIG *et al.* 2014). A klímaváltozás magbankra tett közvetlen és közvetett hatása rendkívül összetett, és egyelőre kevésbé feltárt. Bár vannak arra utaló jelek, hogy a klímaváltozás a vegetációtól függetlenül is sújtani fogja a magbankot, pl. a megnövekedett abiotikus stresszen és/vagy a talajközvetítette patogéneken keresztül csökkentve a magtúlélést (CONNOLLY & ORROCK 2015), a talaj felmelegítésén keresztül enyhítve a keményhéjúak dormanciáját (OOI *et al.* 2009, OOI 2015), mégis inkább a vegetáción keresztüli közvetett hatását tartják fenyegetőnek (AKINOLA *et al.* 1998), pl. a felmelegedés hatására csökkent megporzási siker és ezáltal csökkent maginput tavaszi efemerek esetén (KUDO *et al.* 2004). Mindezekkel együtt a klímaváltozás negatív hatása kifejezettebbnek tűnik a vegetációra, mint a magbankra (WHITE *et al.* 2012), ill. a vegetáció általában hamarabb reagál a változásokra, mint a magbank (pl. „CHIPPINDALE & MILTON 1934, BROWN & OOSTERHUIS 1981” *cit.* AKINOLA *et al.* 1998). Ezért a veszélyeztetett élőhelyek magbankja, mint a vegetáció regenerációjának lehetséges bázisa, felértékelődik.

Az alábbiakban a gyepek és a vizes élőhelytípusok – mint veszélyeztetettek – magbankja kerül tárgyalásra a fontosabb mérsékelt égövi élőhelytípusok viszonylatában, úgy, hogy a bemutatás fő szempontjai a felújulási képesség mutatói, azaz a magbank és a vegetáció közötti hasonlóság, a fajösszetétel, a magdenzitás és a magbank típus. Jelen fejezet a 2.1.5—2.1.6. fejezetben tárgyaltak szintézise, élőhelytípus szintjére emelve.

2.3.1. Az élőhelytípusok, szukcessziós stádiumok stabilitása/zavartsága ~ fajok magbank hozzájárulása

A stabil élőhelyekre jellemző fajok többsége (azaz a kompetitorok, ill. a stressztűrők egy része) nem képez hosszú életű magvakat („WARR *et al.* 1994, MITLACHER *et al.* 2002, LEE 2004” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008), a jó idő- vagy térbeli diszperzió helyett ugyanis a nagyobb megtelepedési sikerre törekszenek („HERMY *et al.* 1999” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008). Ilyen stabil élőhelytípusoknak tekinthetjük az erdőket és a (nem zavart) gyepeket, ahol a vegetációt elpusztító zavarás valószínűsége kicsi („PEART 1989, MARON & GARDNER 2000, HONNAY *et al.* 2002” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008). A rezisztencia és reziliencia együttesen reprezentálják az ökológiai stabilitást („MACGILLIVRAY & GRIME 1995, JOHNSON *et al.* 1996” *cit.* BROCK *et al.* 2003).

Az ismétlődő zavarással (diszturbanciával; pl. elárasztás, leégés, fakidőlés, talajművelés) érintett élőhelyek fajainak (azaz a ruderalisoknak, ill. a stressztűrők másik részének) ellenben jobban megéri nagyszámú, hosszú életű magvat teremni (HARPER 1977; „VAN DER VALK & DAVIS 1978, GRIME 1979, PUGNAIRE & LAZARO 2000, CZARNECKA 2004, MATUS *et al.* 2005”

cit. BOSSUYT & HONNAY 2008), amelyek ilyen állapotban az adekvát csírázási körülményekre várakoznak a talajban (BOSSUYT & HONNAY 2008), amelynek bekövetkeztével többségében (a nem kockázatosító magatartást mutatók) gyorsan, szinkronizáltan csírázva kolonizálják a megtelepedésre alkalmas teret. Ilyen zavarás által fenntartott élőhelytípusoknak tekinthetjük a mocsarakat és a fenyéretet (BOSSUYT & HONNAY 2008). Fontos szempont viszont ebben a zavarás megjósolhatatlan volta is; megjósolható (pl. évszakos ritmusú) zavarások nem jelentenek ugyanis szelekciós nyomást a perzisztens magbank kialakítása felé, csakúgy, mint ahogyan a kisebb térbeli zavarások (pl. a gyepszőnyeg mikro-lékei, amelyek begyógyítása klonálisan történik) sem (THOMPSON 1992).

Alapesetben egy szukcessziós soron (szériesz) belül a fejlődés – ha edafikus okok vagy emberi beavatkozások nem tartják korai stádiumban – a klimatikus viszonyokkal dinamikus egyensúlyban lévő, stabil rendszer felé halad. A stabilitással összhangban a kései szukcessziós fajok nagyobb valószínűséggel teremnek tranziens magvakat (erdők példáján: HOPFENSBERGER 2007), míg a korai szukcessziós pionír fajok nagyobb valószínűséggel perzisztenseket (erdők példáján: HOPFENSBERGER 2007; gyepek példáján: WELLSTEIN *et al.* 2007). Mindazonáltal forrásszegény környezetben a pionír fajok magbankja lehet alárendelt is (BOSSUYT & HERMY 2004), úgy, hogy ott inkább tranziens magvú stressztűrő stratégiát folytatnak a perzisztens magvú ruderalis helyett (ld. még a 2.1.5.3. fejezet „C—S—R életmenet stratégia ~ magbank” címe alatt). A kutatásokban a szukcesszió későbbi stádiumainak reprezentálására gyakran az erdőket és a gyepeket alkalmazzák, míg a szukcesszió korai stádiumainak reprezentálására a vizes élőhelyeket és a gyomvegetációkat (CSONTOS 2006a).

2.3.2. Az élőhelytípusok magbankja a szukcesszió természetének a tükrében

Széles körben vallott, hogy a várható magélettartam a szukcesszió korával fordítottan arányos („DONELAN & THOMPSON 1980, ROBERTS 1981, WARR *et al.* 1993, GRANDIN 2001” *cit.* CSONTOS 2006a). Korai elméletek szerint a szukcesszió előrehaladásával a magbank denzitásának („THOMPSON 1978, SYMONIDES 1986, PICKETT & MCDONNELL 1989, ROBERTS & VANKAT 1991” *cit.* MILBERG 1995) és diverzitásának („SYMONIDES 1986, PICKETT & MCDONNELL 1989, ROBERTS & VANKAT 1991” *cit.* MILBERG 1995) a csökkenése várható erdők és gyepek esetében is. Az elmélet erdők esetében több ízben igazolást nyert, azaz a szukcesszióval csökkent a magbank denzitása (KALAMEES & ZOBEL 1998, BOSSUYT & HERMY 2001, BOSSUYT *et al.* 2002) és diverzitása (THOMPSON *et al.* 1997, KALAMEES & ZOBEL 1998). A gyepek esetében azonban nem egységesek az eredmények. A gyepek szekunder szukcessziója során néhányan a magbank denzitásának a csökkenését mutatták ki (pl. OOSTING & HUMPREYS 1940, DONELAN & THOMPSON 1980), mások nem találtak trendszerű változást sem a magbank denzitásában (LIVINGSTON & ALLESSIO LECK 1968, MILBERG 1995), sem diverzitásában (MILBERG 1995). VIRÁGH és GERENCSÉR (1988) gyepek primer és szekunder szukcessziója során kezdetben növekvő, később csökkenő magbank denzitást talált. Mások dűne depressziók primer (BOSSUYT & HERMY 2004) és szekunder szukcessziója (BEKKER *et al.* 1999) során is növekedést tapasztaltak a magbank denzitásában, diverzitásában és hasonlóságában. Az ellentmondások oka a szériesz eleji és végi stádiumaiban jelenlévő fajok egymáshoz viszonyított magtermelésében és magbank típusában keresendő (BOSSUYT & HERMY 2004), a metodikán kívül (egész szériesz, vagy stádium fejlődésének tanulmányozása).

BOSSUYT és HERMY (2004) szerint a magbank 2 forgatókönyvet követhet: 1.) a magbank összetétele a szérieszben a vegetációval változik, 2.) a magbankot a teljes szérieszben a korai szukcessziós magvak uralják. Az 1.)-es eset nagyobb valószínűségű a primer szukcesszióban, a 2.)-es eset a szekunderben. A primer szukcesszió korai fajai általában stresszelt, tápanyagszegény környezethez adaptált fajok („GRIME 1988, WILSON & LEE 2000” *cit.* BOSSUYT & HERMY 2004), ezek kis maghozamúak, ráadásul az anyanövények száma is

csékély, ez együttesen alárendelt, kis denzitású kiindulási magbank-alapot eredményez (BOSSUYT & HERMY 2004), ez a szériesz során gyorsan ürül miközben a vegetációból is kivész. Ha a primer szukcessziós környezet nem tápanyaghiányos, akkor pionír fajai a szekunder szukcesszió korai fajaihoz hasonlóan viselkedhetnek a következők szerint. A szekunder szukcesszió korai fajai gyakran zavaráshoz adaptáltak („GRIME 1988, WILSON & LEE 2000” *cit.* BOSSUYT & HERMY 2004), a térben és időben megjósolhatatlan körülmények miatt ezek sűrű, perzisztens kiindulási magbank-alapot produkálnak (BOSSUYT & HERMY 2004), ez a szériesz során lassabb kimerülést mutat és még akkor is tart, mikor a vegetációból már eltűnt. Akár primer, akár szekunder szukcesszióról legyen is szó, a.) amennyiben a szériesz vége stabil, stresszdominanciájú élőhely, akkor azok fajainak magbank hozzájárulása csekély lesz, különösen erdő esetén; b.) amennyiben a szériesz vége zavart élőhely, azok fajainak magbank hozzájárulása jelentős lesz (BOSSUYT & HERMY 2004, BOSSUYT & HONNAY 2008). Alapvetően az 1.)-2.)-a.)-b.) kombinációi határozzák meg, hogy a szériesz során a magbank denzitása, diverzitása, vegetációhoz való hasonlósága és uralkodó magbank típusa hogyan változik, de befolyásolja ezeket a környező területeken tenyésző fajok és a lokális fajok magdiszperziós képessége is.

2.3.3. Az élőhelytípusok magbankja az élőhelytípus természete szerint

BOSSUYT és HONNAY (2008) 101 tanulmány áttekintése alapján elvégezte az európai élőhelytípusok nagykategóriáinak (gyep, mocsár, erdő, fenyér) regenerációs potenciál szempontú összehasonlítását. Általánosítást tenni ugyanakkor nehéz, mert a magbank paraméterek egy kategórián belül is széles skálán mozognak múltjukhoz, vegetációtípusukhoz (*incl.* a szukcessziós fázist) és zavartságukhoz (*incl.* a természetes és mesterséges zavarást) mérten (a hazai cenzust ld. KISS (2016) szemléjében, ill. néhány további európai példa Csontos (2007a) munkájában). A magkészlet regenerációban betöltött szerepe nagyobb pontossággal ezért kétségkívül csak a konkrét eset vizsgálatával tárható fel (VALKÓ *et al.* 2009). Mindazonáltal, ha a BOSSUYT és HONNAY (2008) által közölt átlagos adatok konkrét számokban nem is értelmezhetők az összes élőhelytípusra, de viszonyszámként, ill. valószínűségi adatként jó alapot teremtenek az alább olvasható szemléhez.

Gyep

BOSSUYT és Honnay (2008) szintetizáló tanulmánya értelmében a különféle európai gyep (benne óceáni és kontinentális mérsékelt, mediterrán, sarki) magbankjára átlagban igaz, hogy: 1.) denzitása kb. 4000 db/m² (ennek zömét egyed- és fajszámában is a gyepi fajok stabilitáshoz szokott tranziens magvai adják), amely az egyéb élőhelyek viszonylatában nézve: gyep^a = erdők^a < fenyérek^{ab} < mocsarak^b (indexben a szignifikancia szerinti eltérések, és így a továbbiakban is); 2.) fajszáma kb. 30 db, amely az élőhelyek között: fenyérek^a < mocsarak^{ab} = erdők^{ab} < gyep^b; 3.) fajösszetételének egyenletessége nagyfokú, legtömegesebb 5 faja közt rendszerint szerepelnek a korai szukcessziós *Juncus spp.* (az esetek közel 40%-ában), ill. az olyan tipikus gyepi fajok, mint a *Carex spp.* (az esetek közel 30%-ában), *Potentilla spp.* (az esetek kb. 25%-ában), *Agrostis spp.*, *Cerastium spp.*, *Poa spp.*, *Ranunculus spp.*, *Arenaria serpyllifolia* (az esetek kb. 20-20%-ában); 4.) hasonlósága a vegetációjához kb. 0,37 (Jaccard-index; JACCARD 1908), amely az élőhelyek sorában: erdők^a < mocsarak^{ab} = fenyérek^{ab} < gyep^b. A gyepben a magbank—vegetáció hasonlóság vizes élőhelyekhez képest, de különösen erdőkhöz képest nagyobb voltát HOPFENSBERGER (2007) is igazolta 108 tanulmány cenzusa alapján. Magélettartam kérdésében eltérő élőhelytípusokat összevetve THOMPSON és munkatársai (1998a) azt találták, hogy azok magélettartama az alábbi sorban növekszik: erdők < legelők ≤ szárazgyep ≤ vizes élőhelyek < gyomvegetáció.

A gyep esetében általánosítható jellemzőket találni ugyanakkor különösen nehéz a nagyfokú variabilitásuk miatt – már magdenzitásuk is több nagyságrendbeli variabilitást mutat

(10^3 – 10^6 db/m²) (FENNER 1985), nem is beszélve annak minőségéről (VALKÓ *et al.* 2009). Amennyiben az átláthatóbbá tétel végett mégis megkísérelnénk általánosítható trendeket keresni, kisebb egységekre bontva a valóság jobban közelíthető:

A permanens gyepek – stabilitásukat példázván (BOSSUYT & HONNAY 2008) – általában nem akumulálnak nagy magbankot (THOMPSON 1992, MILBERG 1992). A magbank csak kisebbrészt perzisztens (THOMPSON 1992, MILBERG 1992), amelyet is nagyrészt dudvaneműek, kisméretű füvek adnak (THOMPSON 1992). E perzisztens magbanknak inkább a nagyobb lélek begyógyításában van szerepe, de a kisebb lélek klonálisan záródnak (THOMPSON 1992). A perzisztensek kis magbank hozzájárulása a gyepek kis magdenzitásában nyilvánul meg. A vegetáció gyakori, tipikus gyepfajainak magvai rendszerint nem, vagy csak kis számban jelennek meg a talajban, és azok is főleg csak a felszín közelében (BAKKER 1989; „CHIPPINDALE & MILTON 1934, CHAMPNESS & MORRISS 1948, RYSER & GIGON 1985” *cit.* THOMPSON 1992; THOMPSON *et al.* 1997; BEKKER *et al.* 1998a), azaz gyakran tranziensek. E tranziens magvakat jobbra nagymagvú, őszi csírázású füvek, és tavaszi csírázású kétszikűek adják (THOMPSON 1992). A gyepek magbank fajgazdagságának a zömét, ill. a vegetáció és a magbank fajkompozíciója közötti hasonlóságot főképpen e tranziens gyepi fajok adják (BOSSUYT & HONNAY 2008). A gyepekben megfigyelt relatíve nagy hasonlóság abból eredeztethető, hogy a gyepi fajok többségének csekély térbeli diszperziós képessége okán magvaik az anyanövény közelében akumulálódva (vö. a 2.1.2.1. fejezet) gyakrabban kerülnek mintázásra („DESSAINT *et al.* 1997, BOSSUYT & HERMY 2004” *cit.* HOPFENSBERGER 2007). Ráadásul e hasonlóságot nem csökkentik azok a perzisztensek sem, amelyek csak a magbankban jelennek meg.

HENDERSON és munkatársai („1988” *cit.* HOPFENSBERGER 2007) egyik elmélete szerint azonban a bizonytalan növekedést lehetővé tevő, megjósolhatatlan klimatikus zavarásokkal terhelt gyepi környezetben (pl. sivatag) előtérbe kerülhetnek a perzisztens magvú pionír fajok, amelyek a vegetációban jelenlévő anyanövényeikkel szintén nagy hasonlósághoz vezethetnek. Zavart gyepekben számos más kutató is nagy hasonlóságot talált („THOMPSON & GRIME 1979, MOORE 1980, MILBERG 1993” *cit.* HOPFENSBERGER 2007). Releváns ez azért is, mert a magbank kutatásokkal érintett európai gyepek legnagyobb része kezelt (kb. 40%-uk legeltetett, 20%-uk kaszált, 30%-uk kezeletlen; ld.: THOMPSON *et al.* 1997). Az ilyen típusú zavarások mértéküktől függően befolyásolhatják a magbankot. A fenntartó jelleggel kezelt, stabil legelők és kaszálók fajainak a megtelepedés segítése végett inkább megéri jobb kompetíciós készségű, nagyobb („MARON & GARDNER 2000” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008), vagyis tranziens magvakkal operálni, vagy klonálisan szaporodni (BOSSUYT & HONNAY 2008), ez esetben a nagy hasonlóságot változatlanul a tranziensek okozzák. A nagy zavarással járó gyepkezelések, mint pl. a túllegeltetés ugyanakkor emelhetik a ruderalis elemek számát (WELLSTEIN *et al.* 2007), ill. a denzitást és hasonlóságot (pl. MATUS *et al.* 2005). Az apró (azaz perzisztens) magvú fajok (azaz ruderalisok) csírázásának (majd felnövekvésével újabb magtermelésének) kedvez a vegetáció felnyílása (több fény), ill. a feltalaj bolygatása („GRIME 2001, FENNER & THOMPSON 2005” *cit.* WELLSTEIN *et al.* 2007), amelyek a legeltetés tipikus velejárói (WELLSTEIN *et al.* 2007). Túllegeltetett gyepekben így a perzisztens magbank is eredményezhet megemelkedett hasonlóságot (pl. MATUS *et al.* 2005). Mindazonáltal a rezsimtől függően a legeltetés, okozhat hasonlóság-csökkenést is (pl. WHITE *et al.* 2012). Legeltetett állományok magbankjában megjelenhetnek a zoochóriával érkező idegen, a vegetációban esetlegesen megtelepedni nem tudó magvak (pl. higrofíták száraz gyepben (MATUS *et al.* 2005)). Intenzíven legeltetett állományokban számolni kell azzal is, hogy a vegetáció abundáns élő gyepi fajainak magbank mintákból való hiányzását a magvak rövid élettartama mellett okozhatja a virágos hajtások lerágása is („RABINOWITZ & RAPP 1980” *cit.* CHAMBERS & MACMAHON 1994). Ráadásul a rágás nyomán (szelektivitás, avarcsökkentés) a fajok egy részének nő, másik részének csökken a virágzási sikere (ARANY *et al.* 2007). Relevánsak lehetnek ezek a kaszálás kapcsán is. Mivel a gyepalkotó fajok nem egyszerre hoznak virágot, és nem egyszerre érlelnek magot, ezért a kaszálás a legeléshez hasonlóan szelektíven hathat azokra (pl. BLAŽEK & LEPŠ

2015). A kaszálással járó biomassza és avareltávolítás (ill. a legeltetéshez képest itt kevésbé kifejezett lék-nyitás) aktiválhatják a kismagvú (perzisztens) fajok csírázását (MATUS *et al.* 2003b), és gazdagíthatják ezzel a vegetáció fajkészletét, segíthetik a felújulást („SOCHER *et al.* 2012” *cit.* KONCZ *et al.* 2014). A kaszálás elmaradása nyomán felhalmozódó avar a magvak felszínen rekedését eredményezheti (GHORBANI *et al.* 2006), ahol azok a fényen kívül a predációnak is ki vannak téve. A kaszálás elmaradása okozhatja a nagyobb vegetáció borítást, a nagyobb vegetáció borítás pedig a megnövekedett interspecifikus kompetíció miatt az r—K kontinuum K vége javára szelektál (CSONTOS *et al.* 2004). A fenntartó jellegű, évi egyszeri (július) kaszálás kékperjés láprétek és mezofil kaszálórétek esetében TÖRÖK és munkatársai (2009b), ill. VALKÓ és munkatársai (2009, 2011b) vizsgálata szerint nem okozott szignifikáns eltérést a kaszátlan kontrollhoz képest sem a magbank összenitásban, összfajszámában, vegetációhoz való hasonlóságában, sem pedig a perzisztencia alapú magbank tipizálhatóságban (a magvak mélységi eloszlása arányaiban nem változott). Funkciós csoportonként elemezve ugyanezt megállapították, hogy a kaszálás a fűfélék magdenzitását csökkentheti, míg a kétszikűekét, mint célfajokét növelheti, ám azok faji reprezentáltságát nem befolyásolja. Konkludálták továbbá, hogy a vegetáció típusának az általuk vizsgált közösségekben nagyobb hatása volt a magbank denzitására és fajgazdagságára, mint a kezelésnek (VALKÓ *et al.* 2011b).

A réteken és a savanyú gyepekben (MATUS *et al.* 2003a, BOSSUYT *et al.* 2007) a magbank és a vegetáció között rendszerint nagy a florisztikai hasonlóság („BEKKER *et al.* 1997” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008). A meszes gyepek ezekhez képest igen eltérnek: több tanulmány kimutatta, hogy tipikus, domináns fajaik csak kivételes esetben találhatóak meg a magbankban (DAVIES & WAITE 1998; „LAUGHLIN 2003, BOSSUYT *et al.* 2006” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008), különösen ritkán a perzisztens magbankban („THOMPSON & GRIME 1979, DONELAN & THOMPSON 1980” *cit.* THOMPSON 1992). Ezt támogatja az is, hogy elvben a legtöbb európai meszes gyepi faj kompetitor („ELLENBERG 1996” *cit.* TAUTENHAHN *et al.* 2008), azok pedig vélhetően tranziensek (vö. CSONTOS 2006a). Emiatt a magbank denzitásuk, ill. a magbank és a vegetáció közötti hasonlóságuk is kisebb a többi gyeptípushoz képest (BOSSUYT & HONNAY 2008).

A hazai esettanulmányok gyepekben az alábbiak: nedvesebb gyeptípuson belül hegyi kaszálórétek (TÖRÖK 2008; TÖRÖK *et al.* 2009b; VALKÓ *et al.* 2009, 2011b); szárazabb gyeptípuson belül egy sztyeprét (VIRÁGH & GERENCSÉR 1988), löszgyepek (MIGLÉCZ & TÓTH 2012, TÓTH & HÜSE 2014), dolomit sziklagyepek (CSONTOS *et al.* 1996, 1998; CSONTOS 2007c, 2010), meszes homoki gyepek (HALASSY 2001; KEMÉNY *et al.* 2003a,b, 2005), savanyú homoki gyepek (MATUS *et al.* 2003a, 2005; TÖRÖK 2008; TÖRÖK *et al.* 2009a).

Mindent összevetve (BOSSUYT & HONNAY 2008, THOMPSON 1992) a gyepek magbankjának regenerációs értéke – különösen a degradációtól eltelt hosszabb idő után – a magas fajszám és hasonlóság ellenére a tipikus gyepi fajok sporadikus magdenzitása és rövid élettartama miatt az esetek többségében relatíve csekély; de nem így pl. savanyú buckák felsőbb helyzetű homoki gyepei (TÖRÖK 2008), ill. kékperjés láprétek (pl. TÖRÖK 2008; VALKÓ *et al.* 2009) esetén, amelyek jobb regenerációs képességgel rendelkezhetnek.

Vizes élőhelyek

BOSSUYT és HONNAY (2008) szintetizáló munkája szerint az európai mocsárvidékek (a szerzők ezen tágabb kategóriában a mocsarakat és a lápokokat együttesen értik) magbankjára átlagban igaz, hogy: 1.) denzitása kb. 14000 db/m² (ennek zömét egyed- és fajszámában is a tipikus mocsári fajok zavarásadaptált perzisztens magvai adják), amely az egyéb élőhelyek viszonylatában nézve: gyepek^a = erdők^a < fenyérek^{ab} < mocsarak^b; 2.) fajszáma kb. 25 db, amely az élőhelyek között: fenyérek^a < mocsarak^{ab} = erdők^{ab} < gyepek^b; 3.) fajösszetételének egyenletessége relatíve kicsi, legtömegesebb 5 faja közt rendszerint szerepelnek a *Juncus spp.* (az esetek 90%-ában), a *Lythrum salicaria* (az esetek közel 30%-ában), a *Carex spp.*, a *Callitriche spp.*, az *Eleocharis spp.*, a *Ranunculus spp.* (az esetek kb. 20-20%-ában); 4.)

hasonlósága a vegetációjához kb. 0,35 (Jaccard-index), amely az élőhelyek között: erdők^a < mocsarak^{ab} = fenyérek^{ab} < gyepek^b. A vizes élőhelyeken a magbank—vegetáció hasonlóság gyepekhez képest kisebb és erdőkhez képest nagyobb voltát HOPFENSBERGER (2007) is igazolta. Magélettartam kérdésében THOMPSON és munkatársai (1998a) eredményei szerint a vizes élőhelyek megelőzik a szárazgyepeket, legelőket, ill. erdőket, de elmaradnak a gyomvegetációtól (ld. fentebb a fejezet „Gyepek” címe alatt).

BOSSUYT és HONNAY (2008) elemzésében a mocsarakra relatíve nagy volt a szórás, amelynek valószínűsíthető oka, hogy azok zavartalan és zavart típusai markánsan eltérnek egymástól, mint ahogyan az alábbi, kisebb csoportokra bontott szemle is mutatja:

A vizes élőhelyek permanens, zavartalan típusai általában nem halmoznak nagy jelentőségű magbankot (THOMPSON 1992). Mint ilyen, a vízszint jelentős, vagy huzamosabb ideig fennálló megváltozásával nem sújtott édesvízi mocsarak – beleértve a megjósolható hidrológiai viszonyú folyóparti típusokat („LECK & SIMPSON 1987, 1995” *cit.* HOPFENSBERGER 2007) – tavaszi magbankja lehet ugyan nagy, de az főleg tavaszi csírázású tranziensekből áll, amelyek nyárra kiürülnek (THOMPSON 1992). Az évelők uralta sósvízi mocsarak többsége – néhány kivételtől eltekintve (pl. a Balti-tenger partján („JERLING 1983” *cit.* THOMPSON 1992)) – nem halmoz nagy perzisztens magbankot („MILTON 1939, HOPKINS & PARKER 1984, Hutchings & RUSSELL 1989” *cit.* THOMPSON 1992), ezekben a kis lékek klonális úton záródnak („HARTMAN 1988” *cit.* THOMPSON 1992). A releváns hazai esettanulmányok, VALKÓ és munkatársai (2014), ill. TÓTH és munkatársai (2015) magyarországi szikesek – máskülönben nagy denzitású – magbankjára vonatkozóan is igazolták, hogy abban számottevő mennyiségben nincsenek jelen a tipikus sziki fajok perzisztens magvai.

A megjósolhatatlan, rendszeres zavarás által fenntartott típusaikban ellenben a magbank nagy jelentőségű (THOMPSON 1992). Ezek az általában nagyobb időközönként bekövetkező, markáns, a vegetáció újjáépülését, lecserélődését előidéző zavarások szelekciós nyomást gyakorolnak a domináns vizes élőhelyi fajok sűrű perzisztens magbankjának kiépítése felé (THOMPSON 1992, BROCK *et al.* 2003). Az élőhelytípus magbankját ugyanakkor gyakran kevés faj dominálja (BOSSUYT & HONNAY 2008), és ezek a fajok a vegetációban rendszerint kisebb reprezentáltságúak (HOPFENSBERGER 2007). A letétbe helyezett, perzisztens magvak a csírázáshoz alkalmas körülmények visszatérésére várnak a vízszintesés, ill. elárasztás ciklusban (THOMPSON 1992, BROCK *et al.* 2003). Jellemző magbank típusa ez a drasztikus vízszinteséssel érintett mocsaraknak, ahol a csupasz iszapfelszínnek első kolonizálói az egyévesek gyors, szinkronizált csírázással operáló perzisztens magvai (THOMPSON 1992). Az ideiglenes vizes élőhelyeken a kiszáradás, mint zavarás („BONIS 1998, BOULTON 2003, LAKE 2003, MAGOULICK & KOBZA 2003” *cit.* BROCK *et al.* 2003) jelentkezése gyakoriságában, időtartamában és időzítésében a szemi-permanens—szezónális—időszakos—epizodikus—efemer típus (*sensu* BOULTON & BROCK 1999; a továbbiakban konzekvensen eszerint) között változik úgy, hogy minél hosszabb ideig tart a kiszáradás, annál megjósolhatatlanabb az élőhely (BROCK *et al.* 2003). Megjósolhatatlan vizes élőhelyeken a dormáns magvak a kitartás eszközei számos vízinövénynek („HAIRSTON 1998” *cit.* BROCK *et al.* 2003), azok közül is elsősorban a térben nem jó disperziós képességűeknek (BROCK *et al.* 2003). Nagy tavak parti zonációját alkotó élőhelyek (nádas, zsombékos, mocsárrét) a relatíve hosszabb időközönként (dekádonként) változó vízszint megemelkedéshez és visszahúzódáshoz lévén berendezkedve sűrű, fajgazdag perzisztens magbankot tartanak fenn (GRIME 1979), és azon belül is a mocsárrétekéi különösen értékesek, mint ahogyan az Amerikai Nagy Tavak parti szedimentjének példáján megfigyelhető („KEDDY & REZNICEK 1986” *cit.* THOMPSON 1992). Az amerikai kiszáradó playa tavak üledéke a legszemléletesebb példa az egymást váltó vegetációtípusok eltérő vízrezsimhez szokott fajainak egymást nem kizáró, együttes magbank jelenlétére („HAUKOS & SMITH 1993” *cit.* HOPFENSBERGER 2007). Fajtól függően a kiszáradás (BROCK *et al.* 2003), vagy az elárasztás is (BOSSUYT & HONNAY 2008) működhet dormancia feloldó faktorként, a vízszintváltozási ciklus megfelelő szakaszában aktiválva a magbankot. Az

egyévesek uralta belvíz jellegű szikes mocsarak tipikus fajai sűrű perzisztens magbankot tarthatnak fenn („UNGAR & RIEHL 1980” *cit.* THOMPSON 1992; „UNGAR & WOODSELL 1996, JUTILA 2001” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008), így várakozván a sókoncentráció pl. nagy csapadékesemény utáni lecsökkenésére (GUL *et al.* 2013).

A fentiek értelmében viszonylagosan jó felújulási esély a vizes élőhelyek visszatérő elárasztáshoz alkalmazkodott típusait jellemzi (VAN DER VALK & DAVIS 1978), ahol a *Carex spp.* (SCHÜTZ 2000, MATUS *et al.* 2003b), és egyéb tipikus fajok magbankja jó alapot szolgáltat ehhez (BOSSUYT & HONNAY 2008).

Erdők

BOSSUYT és HONNAY (2008) szintetizáló munkája szerint az európai erdők magbankjára átlagban igaz, hogy: 1.) denzitása kb. 4000 db/m² (ezt relatíve nagy egyed- és fajszámban a korábbi szukcessziós fajoktól hátramaradt perzisztens magvak adják), amely az egyéb élőhelyek viszonylatában nézve: gyepek^a = erdők^a < fenyérek^{ab} < mocsarak^b; 2.) fajszáma kb. 25 db, amely az élőhelyek között: fenyérek^a < mocsarak^{ab} = erdők^{ab} < gyepek^b; 3.) fajösszetételének egyenletessége relatíve nagy, legtömegesebb 5 faja közt rendszerint szerepelnek a korai szukcessziós és/vagy zavarásadaptált *Juncus spp.* (az esetek közel 50%-ában), *Hypericum spp.*, *Urtica dioica* (az esetek kb. 20-20%-ában), a fásszárúak közül a *Betula spp.* és a *Rubus spp.* (az esetek közel 30-30%-ában), továbbá a *Carex spp.* (az esetek kb. 20%-ában); 4.) hasonlósága a vegetációjához kb. 0,29 (Jaccard-index), amely az élőhelyek között: erdők^a < mocsarak^{ab} = fenyérek^{ab} < gyepek^b. Az erdei magbank—vegetáció hasonlóság gyepekhez és vizes élőhelyekhez képest kisebb voltát HOPFENSBERGER (2007) is igazolta. Magélettartam kérdésében THOMPSON és munkatársai (1998a) eredményei szerint az erdők messze elmaradnak a legelőktől, szárazgyepektől, vizes élőhelyektől, ill. gyomvegetációtól (vö. fentebb a fejezet „Gyepek” címe alatt).

Bár az erdők is markánsan eltérhetnek egymástól (lombhullató vs. tűlevelű), de néhány tulajdonságuk közös, pl. az alábbiak: Az erdők rendszerint kis magbankot tartanak fenn (THOMPSON 1992, BOSSUYT & HONNAY 2008, KISS 2016). Hosszú távú perzisztens magbankot a stabil, stresszelt erdei környezetben csak kevés tipikus erdei faj (értve ez alatt a fásszárúakat és a lágyszárú aljnövényzet árnyéktűrőit) képez, helyette ezek a jobb megtelepedési esélyre alapoznak („HERMY *et al.* 1999” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008), amelynek eszközei lehetnek a klonális képletek, ill. a többlettápanyag és fényközömbös csírázás érdekében nagyobb, azaz tranziens magvak. A fásszárúak ezzel összhangban leginkább tranziensek (THOMPSON 1992, BOSSUYT & HONNAY 2008)). A tipikus árnyéktűrő erdei lágyszárúak, ha meg is jelennek a magbankban, leggyakrabban tranziensek („OOSTING & HUMPREYS 1940, LIVINGSTON & ALLESSIO LECK 1968, DONELAN & THOMPSON 1980, NAKAGOSHI 1985” *cit.* THOMPSON 1992). Jóllehet, CSONTOS (2006b, 2010) 10 tipikusnak ítélte, erdei évelő (!) lágyszárú magvainak túlélőképességét mageltemetési kísérletsorozat részeként vizsgálva azt találta, hogy azok 60%-ban hosszú távú-, 30%-ban rövid távú perzisztensek, és csak 10%-ban tranziensek. A várttól való eltérés oka (a metodika esetleges élettartam-hosszabbító hatásától eltekintve) ugyanakkor az lehetett, hogy a tesztfajok főleg fényes erdők szegély-, és vágásnövényei voltak (pl. *Lychnis coronaria*, *Digitalis grandiflora*, *Silene vulgaris*), amelyek esetében nem meglepő a perzisztencia.

Az erdők magbankjában a hosszú távú perzisztensek rendszerint a kifejtetlen fényigényes (THOMPSON 1992), és egyben gyakran rövid életű (CSONTOS 2006a) fajoktól származnak. Ezek kisebb részben olyan zavarástűrők (pl. *Hypericum spp.* (CSONTOS 2006a)), amelyek mag állapotban várakoznak az idő- és térben bizonytalanul fellépő zavarások (pl. lék-keletkezés) kínálta megtelepedési esélyre; nagyobb részben pedig korai szukcessziós fázisokban élt, a vegetációból már kiveszett pionírok (BOSSUYT & HONNAY 2008). Ezek a csírázásukhoz is fényigényes magvak a lombkorona árnyéka alatt csak lassan ürülnek (inkább előregedés, mint csírázás révén), előidézvén ezzel a magbank és a vegetáció közti nagy eltérést (HOPFENSBERGER

2007). Az újabb maginput hiánya (kevés tranziens) és a kimerülés (előregedő perzisztens) együttesen a kis magbank denzitás okozói.

A hazai esettanulmányok közül cseres-tölgyesekre (CSONTOS 2006a; KONCZ *et al.* 2009; CSONTOS 2010; KONCZ *et al.* 2010, 2011; KONCZ 2013), ill. erdei vágásterületekre (CSISZÁR 2004) van példa (nem számolva az ültetett feketefenyvesekkel), ezek általánosságban támogatják a fentieket.

A fentiek értelmében az erdők magbankjának regenerációs értéke csekély, a talajukban található ruderáliák nehezítik az erdő felújulását (pl. BOSSUYT *et al.* 2002), a tipikus fásszárúak visszatelepülése pedig jobbra csak magesőből lehetséges (BOSSUYT & HONNAY 2008).

Fenyérek

BOSSUYT és HONNAY (2008) szintetizáló munkája szerint az európai fenyérek magbankjára átlagban igaz, hogy: 1.) denzitása kb. 6000 db/m² (ezt zömében a tipikus fenyérfajok zavaráshoz szokott perzisztens magvai adják), amely az egyéb élőhelyek viszonylatában nézve: gyepek^a = erdők^a < fenyérek^{ab} < mocsarak^b; 2.) fajszáma kb. 15 db, amely az élőhelyek között: fenyérek^a < mocsarak^{ab} = erdők^{ab} < gyepek^b; 3.) fajösszetételének egyenletessége kicsi, legtömegesebb 5 faja közt rendszerint itt is szerepelnek a *Juncus spp.* (az esetek kb. 40%-ában), ill. fenyérek tipikus fajtái, mint a *Calluna vulgaris* (az esetek kb. 60%-ában), *Erica spp.* (az esetek 40%-ában), *Agrostis capillaris*, *Betula spp.*, *Molinia caerulea*, *Rumex acetosella*, *Vaccinium myrtillus* (az esetek kb. 30-30%-ában); 4.) hasonlósága a vegetációjához kb. 0,35 (Jaccard-index), amely az élőhelyek között: erdők^a < mocsarak^{ab} = fenyérek^{ab} < gyepek^b.

Mivel a hazai csarabosaink sok szempontból eltérnek a tipikus európai fenyérektől, ezért az itt közöltek csak kritikus szemlélettel használhatók majd viszonyítási alapként az egyelőre még hiányzó hazai eredményekhez. Az európai fenyérek, lévén rendszeres zavarás (tűz) által fenntartott élőhelyek, nagy magbankot akumulálnak (THOMPSON 1992, BOSSUYT & HONNAY 2008). Sűrű magbankjuk nagyjából perzisztens, amelyet elsődlegesen a tipikus fenyérfajok adnak, köztük is gyakran monodomináns a *Calluna vulgaris* („CHIPPINDALE & MILTON 1934, MILES 1979, MILLER & CUMMINS 1980” *cit.* THOMPSON 1992).

Tüzesemény utáni spontán regenerációjuk jó (THOMPSON 1992; „MILLER & CUMMINS 2003, DORLAND *et al.* 2005” *cit.* BOSSUYT & HONNAY 2008), amelynek alapja a vegetatív képletek után másodsorban a magbank („HOBBS *et al.* 1984” *cit.* THOMPSON 1992), harmadsorban pedig a mageső („CLÉMENT & TOUFFET 1990” *cit.* THOMPSON 1992).

2.4. A talaj magbank kutatások múlt-, jelen- és jövőbeli aktualitásai

A magbank kutatások története DARWIN (1859) művétől datálható. ÉNy-Európát tekintve, a magbank témájú publikációk már a 20. század elején is folyamatosak voltak, majd számuk az 1960-as évektől trendszerű emelkedésbe kezdett, végül az 1980-as évek tájékán robbanásszerűen megnőtt és azóta is megtartott (BAKKER *et al.* 1996a, THOMPSON *et al.* 1997). Magyarország az ezredfordulóig még messze lemaradva követte az európai országokat magbank publikációk terén (BAKKER *et al.* 1996a, THOMPSON *et al.* 1997), de azóta idehaza is jelentősen megnőtt azok száma (KISS 2016). Mindenkivel együtt a magbank szakirodalma az elmúlt 150 év alatt hatalmasra bővült, ez pedig az átfogó szemlék készítésére is inspirálóan hatott. A leggyakrabban idézett külföldi szemlék: HARPER (1977), ROBERTS (1981), VYVEY (1988, 1989), LECK és munkatársai (1989), FENNER (1985, 1992), FENNER és THOMPSON (2005). A hazai frontot nézve, a kisebb összefoglalók (pl. VIRÁGH & GERENCSÉR 1988, MARJAI 1995a, KISS 2016) mellett máig a legjelentősebb magyar nyelvű magbank szemlének CSONTOS (2001a) tanulmánya számít, amely részekre bontva, ill. kivonatokban is megjelent (CSONTOS 1997, 1999—2000, CSONTOS 2000a,b, 2001c; CSONTOS & TAMÁS 2003; CSONTOS 2010).

A külföldi magbank kutatások a korai időszakban főként gyomnövényzetre irányultak (pl. DARLINGTON 1922, TOOLE & BROWN 1946, ROBERTS 1962). Akkortájt még ez határozta meg a magyarországi kutatási trendeket is (pl. KOZMA 1922; BENCZE 1954, 1956, 1969; CZIMBER & REITER 1970). Ugyanakkor míg külföldön a 60-as évektől egyre inkább a természetes magbank került a figyelem középpontjába (pl. NUMATA *et al.* 1964, THOMPSON & GRIME 1979), addig hazánkban továbbra is a gyomnövények magbank kutatása dominált (pl. MÁTHÉ & PRÉCSÉNYI 1971, FEKETE 1975, HUNYADI & PATHY 1976, PERCZE 2003), és az is hanyatlott. A természetes magbank kutatás Magyarországon VIRÁGH és GERENCSÉR (1988) úttörő munkájával indult, de nagy aktivitásról csak az ezredfordultól beszélhetünk. BAKKER és munkatársai (1996a) javaslata szerint a 21. századi magbank kutatások egyik fő célkitűzését a korábbiakhoz képest mindinkább a ritka és veszélyeztetett élőhelyek megismerésében kell meghatározni.

Európát tekintve, a múlt évszázadban megjelent releváns publikációk cenzusa (THOMPSON *et al.* 1997) alapján az élőhelytípusok magbank kutatottság vonatkozásában az alábbi csökkenő sorrendbe állíthatók (közel 2000 tanulmány alapján): gyepek (40%), szántók (25%), lombhullató erdők (8%), mocsarak (7%), tűlevelű erdők (5%), sósvízű mocsarak (4%), sarki és havasi élőhelyek (3%), vízi élőhelyek (3%), fenyérek, sivatagok és kopárok (együttesen 3%). Amennyiben Magyarországot vesszük górcső alá, KISS (2016) összegzését alapul véve az élőhelytípusok magbank kutatottság szempontjából az alábbi csökkenő sorrendbe állíthatók (alig több, mint 30 tanulmány alapján): homoki gyepek (20% felett), szántók és adventív fajok uralta közösségek (20% felett), cseres-tölgyesek és lomberdei vágások (közel 20%), dolomit sziklagyepek (közel 10%), üde és mezofil hegyi kaszálórétek (közel 10%), löszgyepek és sztyeprétek (közel 10%), szikesek, nem számolva a felülvetettekkel (alig több, mint 5%), azaz megfelelő összevonásokkal szemrevételezhetővé válik, hogy legnagyobb fókusz itt is a szárazgyepek csoportja kapta (a releváns citációkat ld. a 2.3.3. fejezetben). Kitűnik ezekből, hogy a klímaváltozás által elsődlegesen fenyegetett nedvesebb gyeptípusok és kimondottan vizes élőhelyek csoportja mindezidáig európai és hazai viszonylatban is alulreprezentált (kiterjedésükhöz mérten is). A nedvesebb gyeptípusokra vonatkozó ismeretanyag bővítése ezért időszerű feladat, melynek aktualitását – különösen spontán regenerációs és restaurációs ökológiai vonatkozásai miatt – több szerző hangsúlyozza (pl. LECK & SCHÜTZ 2005, VALKÓ *et al.* 2009, KISS 2016).

A kutatások nyomán összegyűlt faji szintű magbank információ az utóbbi évtizedekben szintetizáló mega-adatbázisok építésére is lehetőséget adott (ld. még a 2.1.4.1. fejezetben), amely a további alap- (pl. meta-analízisek) és alkalmazott kutatások (pl. restaurációs kilátások előrejelzése) számára is üdvös (BEKKER & BAKKER 2003, TÖRÖK *et al.* 2016, PETI *et al.* 2017). Európai viszonylatban ilyen THOMPSON és munkatársai (1997) magbank adatbázisa, amely 1997-ig az ÉNy-európai fajkészlet felét listázta, de azóta több, a fajok meta-adataival (magbankon kívül beleértve egyéb növényi paraméterekkel is) folyamatosan feltöltődő, online adatbázis is napvilágot látott (pl. ECOFLORA (FITTER & PEAT 1994), LEDA (KLEYER *et al.* 2008)). Hazai viszonylatban a legnagyobb magbank adatbázist CSONTOS (2001a) építette, amely frissítéseivel 2010-ig mindössze a pannon flóra ötödéről ad magbank típus információt (CSONTOS 2010), de további kisebb kiegészítő adatgyűjteményekkel („CZIMBER 1970, CZIMBER & REITER 1970, MARJAI 1995b, CSONTOS 2001b, MATUS *et al.* 2003a, CSISZÁR 2004, MATUS *et al.* 2005, BÓZSING *et al.* 2006, CSONTOS & SIMKÓ 2008, TÖRÖK 2008, SIMKÓ & CSONTOS 2009, CSONTOS *et al.* 2009, TÓTH & HÜSE 2014, MOLNÁR V. *et al.* 2015” *cit.* KISS 2016) együtt is csak negyedéről (KISS 2016). Mivel a fajok magparaméterei geográfiai elterjedéstől függően is változnak (VALKÓ *et al.* 2009, PETI *et al.* 2017), és mivel így a külföldi magbank adatok átvétele is legfeljebb csak fenntartásokkal lehetséges, ezért a regionális (és ehhez a lokális) magbank adatbázisok adatállományának bővítése a kutatások aktualitásai közt kiemelt helyet foglal el (TÖRÖK 2008, VALKÓ *et al.* 2009, KISS 2016). A magbank adatbázis minél teljesebb feltöltése ráadásul azért is indokolt, mert még a kongenerikus fajok is gyakorta

eltérő stratégiát követnek (THOMPSON *et al.* 1997, ABEDI *et al.* 2014). A legértékesebbnek számító, konkrét vizsgálaton alapuló magbank tipizálás mellett ugyanakkor említést kell tenni az egyéb alternatív utakról is, mint pl. a magtömeg (lévén „soft trait”) magbank paraméterek becslésére való alkalmazhatóságáról (ld. összefoglalóan: PETI *et al.* 2017). A magtömeg és a perzisztencia negatív összefüggése, azaz a magbank paradoxon a flórák többségében, köztük a hazai flórában is bizonyított – bár nem kivétel nélküli érvénnyel, hanem statisztikus trendként (ld. bővebben a 2.1.5.2. fejezet „Magméret (*syn.* magtömeg), magalak ~ magbank” címe alatt). Így a magtömeg, ha értelemszerűen nem is a konkrét magbank kutatások kiváltására, de a magbank típus közelítésére, kiegészítő információként mindenképpen hasznos. A magtömeg ilyen célú alkalmazásának kedvez a napjainkban egyre nagyobb hangsúlyt kapó növényi jelleg adatbázisok magtömeg adatokkal való dinamikus töltődése (a releváns nagyobb európai adatbázisok: ECOFLORA (FITTER & PEAT 1994), BIOLFLOR (KLOTZ *et al.* 2002), LEDA (KLEYER *et al.* 2008), TRY (KATTGE *et al.* 2011), D³ (HINTZE *et al.* 2013), SID (RBGK 2016); az idevágó főbb hazai adatbázisok és kisebb kiegészítő adatgyűjteményeik: Magismeret (SCHERMANN 1967), SEED (CSONTOS 1998), CSONTOS (2001a), CSONTOS és munkatársai (2003, 2007), TÖRÖK és munkatársai (2013, 2016), HUSEED^{wild} (PETI *et al.* 2017)). A magtömeg adatok ilyen célú felhasználása, ill. az adatbázisok bővítése mindenképpen aktuális (PETI *et al.* 2017).

A magbank vizsgálatok témáit tekintve, a spektrum mára már lefedi a kutatómódszertantól kezdve, a magbank tipizáláson, idő- és térbeli mageloszláson, magbank dinamikán át (YU & JIANG 2003), a magbank evolúciós konzekvenciáit (THOMPSON 1992), ill. a magbank vegetációval való kapcsolatát is (YU & JIANG 2003). Relatív kevesebb viszont az információ a magbank és a talaj (mint közvetlen környezet) közötti kapcsolatról (ALBRECHT & AUERSWALD 2003), és ráadásul a rendelkezésre álló eredmények is nehezen értelmezhetők a kölcsönható tényezők miatt, különösen terepi kutatások esetén, ahol az egyes tényezők egymástól független variálása a leginkább akadályozott (ALBRECHT & AUERSWALD 2003, DAVIS *et al.* 2005, PAKEMAN *et al.* 2012). Ugyanakkor, a talajparaméterek magbankra tett egyedi (értve ez alatt azt is, hogy a vegetációtól is független) és komplex hatásának feltárása sürgető feladat, többek között azért is, mert a klímaváltozás vonzataként a talajparaméterek is markáns változáson mehetnek keresztül (pl. melegezés, szárazodás (AKINOLA *et al.* 1998), patogének (LEISHMAN *et al.* 2000)), amely a magvak közvetlen környezeteként pedig befolyásolhatja a magbank által képviselt regenerációs értéket. Sőt, a talajparaméterek lehetséges hatásait a klímaváltozástól függetlenül is számításba kellene venni populációdinamikai modellezéskor, regenerációs potenciál becslésekor, különösen olyan fajok esetén, amelyek a magtúlélés szempontjából érzékenyeknek bizonyulnak az edafikus körülményekre (PAKEMAN *et al.* 2012). Egyébiránt a talaj–magbank kapcsolatok módszertanban való figyelembevétele is igen időszerű volna, mert annak hiánya már elemi szinteken is problémát okozhat. Több szerző (pl. CSONTOS 2007a, ABEDI *et al.* 2014) felhívja a figyelmet arra, hogy a mélységi mageloszlásból becsült perzisztencia alapú magbank tipizálás – differenciálás hiányában – félrevezető lehet eltérő talajtextúrákban, ahol a magsüllyedés sebessége is eltér. Néhány kutató (pl. ABEDI *et al.* 2014) az edafikus kondíciók, azon belül is elsődlegesen a talaj nedvességtartalmának a magtúlélésre gyakorolt hatását teszi felelőssé a különböző tanulmányok egyazon fajra vonatkozó inkonzisztens tipizálási eredményeiért. ABEDI és munkatársai (2014) szerint indokolt lenne ezért a jövőben a fajok magbank típusának közlésekor a mintavételi helyeken ható környezeti tényezők feltüntetése is, Közép-Európát tekintve akár a vegetációhoz rendelhető Ellenberg-féle indikátorértékből (ELLENBERG 1974) számolva. Hasonlóképpen a környezeti paraméterek magbank adatbázisokba való beépítésének is lehet létjogosultsága.

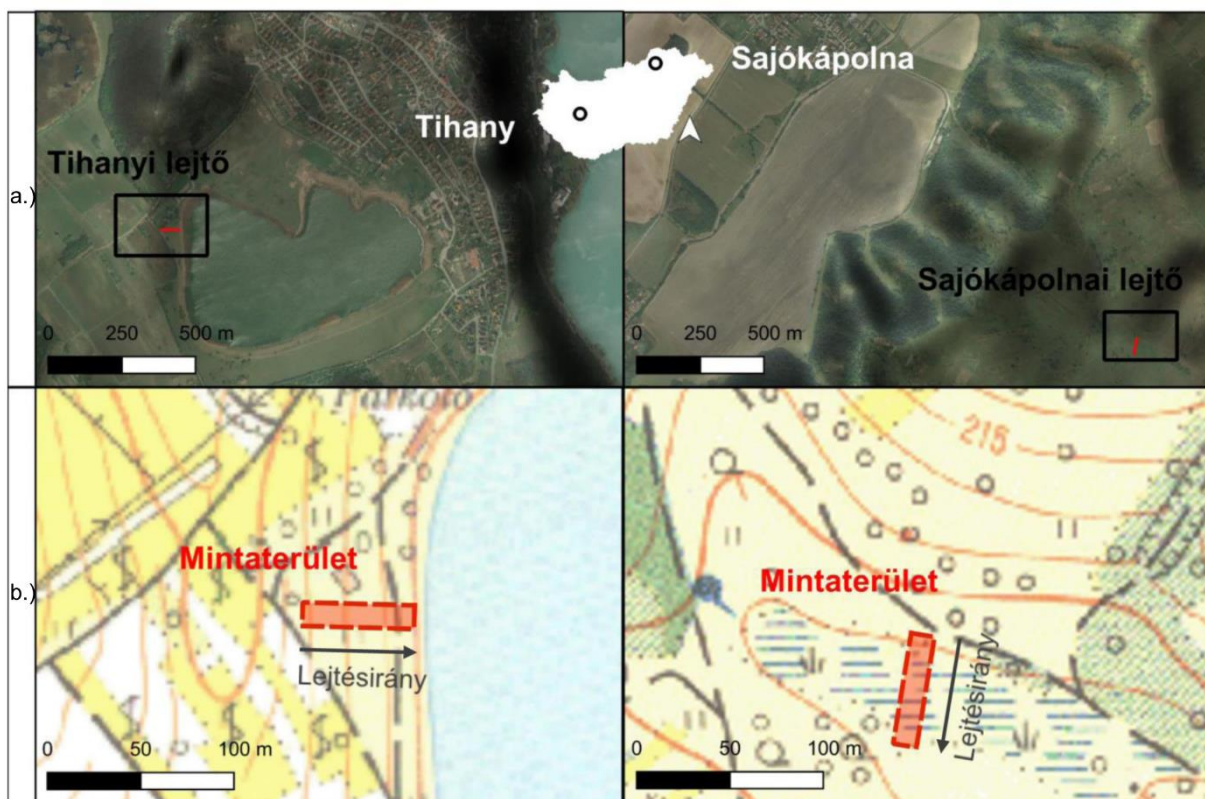
3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A mintaterületek és azok környezete

A lejtőmenti talajsorozatokban, azaz a katénákban (*sensu* MILNE 1936) természetesen adott a talajnedvesség-gradiens (a továbbiakban röviden „nedvességgradiens”). A lejtőmenti fátlan élőhelyeken ezért joggal várhatjuk, hogy a nedvességgradiens mentén eltérő vízháztartású gyepek sorozata – úgyszólván zonációja – alakul ki. Az eltérő vízháztartású gyepek ilyen jellegű térbeli sorozata egyidejűleg biztosít kiváló helyszínt a recens földfeletti vegetáció (a továbbiakban röviden „vegetáció”) talajnedvesség igénye (a továbbiakban röviden „nedvességigény”) és a talaj magbank (a továbbiakban röviden „magbank”) között megmutatkozó kapcsolatok, együtváltozások 1.) élőhelyi-, és 2.) attól finomabb léptékű tanulmányozására.

A vizsgálataim elvégzéséhez 2 olyan lejtőt választottam, ahol a nedvességgradiensnek markáns szerepe van a vegetáció lejtőmenti alakításában. A kiválasztás 3 pillér szerint: a vegetáció, a felszíni víztestek és a domborzat szemrevételezése alapján történt, ezek mint indikátorok jelezték a nedvességgradiens meghatározó szerepét.

A 2 választott lejtő közül az egyik Sajókápolna, a másik Tihany település közelében található (1. ábra).



1. ábra. A tihanyi és a sajkókápolnai mintaterület földrajzi helyzete:

- a.) a tágabb vonatkoztatási egységnek tekintett 2 lejtő (Google Earth űrfelvétel) és ezen belül
- b.) a szűkebb értelemben vett 2 mintaterület (a Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI) 1975—1999 között készített 1:10000 méretarányú topográfiai térképének 43-412. (Tihany) és 88-111. (Sajókápolna) térképszelvénye alapján, ahol a térképjelek a DITAB-10 JELKULCS (2010) szerint értendők).

3.1.1. A sajókápolnai lejtő

A lejtő Sajókápolna településtől légvonalban kb. 1,5 km-re, DK-i irányban helyezkedik el (1.a. ábra). A vizsgálataim konkrét mintaterületét a lejtő lábi részén, annak hosszirányában jelöltem ki egy kb. 60×10 m-es területet (bal felső sarokpontjában WGS84: N 48,183450°, E 20,703799°, tszf-i magasság: 197,2 m).

A mintaterület környezetének adottságai

A mintaterületet magába foglaló lejtő földrajzi tájkataszter szerint az Észak-magyarországi-középhegység nagytájban, azon belül a Bükk-vidék középtájban, azon belül pedig a Tardonai-dombság kistájban helyezkedik el, amely kistáj természeti adottságairól DÖVÉNYI (2010) tájékoztat a léptéknek megfelelő részletességgel. Tovább szűkítve a vonatkoztatási területet, a dombság Sajószentpéter—Varbó gerince, azon belül is a Sajókápolna és Sajóbáony közötti szakasz kerül középpontba.

Domborzat, földtan és vízrajz: A Sajószentpéter—Varbó gerinc Sajókápolna és Sajóbáony közötti részén É-on a Szép-hegy, ÉNy-on a Csányi- és a Bedő-tető, D-en pedig a Szarka-hegy emelkednek a tszf. 292 és 232 m közötti csúcsaikkal, ezek közé ékelődik az Ördögölgyi-patak és az azzal határos Mátyus elnevezésű terület. A mintaterületem közvetlen környezeteként értelmezett lejtő a Szép-hegy irányából indul, talpi részén a Mátyussal érintkezik. Ez alapközetét tekintve PÜSPÖKI és munkatársai (2003) térképe alapján a szarmata-pannoniai Sajóvölgyi Formáció, a miocén Galgavölgyi Formáció és az otnangi-kárpáti üledéksorok érintkezési pontjában található. Magyarország litosztratigráfiai egységeinek (CSÁSZÁR 1997) leírása szerint a Sajóvölgyi Formáció anyaga elsődlegesen piroklasztitokban gazdag, folyóvízi homok, aleurit, míg a Galgavölgyi Formáció anyaga biotitos, horzsaköves riolittufa. A felszíni üledékek között a pannon-homok, agyag és lösz a Sajószentpéter—Varbó gerinc egészén uralkodó (SZIRMAI & CZÓBEL 2004, 2005; SZIRMAI *et al.* 2005; SZIRMAI & CZÓBEL 2006, 2008a).

Éghajlat: A dombság mérsékelt hűvös, mérsékelt száraz éghajlatú (DÖVÉNYI 2010), ahol az átlagos évi csapadékösszeg 600 mm körüli, az átlagos évi középhőmérséklet pedig 9 °C körüli (SZIRMAI & CZÓBEL 2004, 2005; SZIRMAI *et al.* 2005; SZIRMAI & CZÓBEL 2006, 2008a). Az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) mintaterülethez legközelebbi mérőállomásainak adatai alapján a mintavétel 2 évében – 2012-ben és 2013-ban – az évi csapadékösszeg 305 és 517 mm volt (Sajószentpéter), az évi középhőmérséklet pedig 10,3 és 10,2 °C volt (Edelény), a napi adatokat az M3. melléklet mutatja.

Növényzet és tájhasználat: A dombság a *Pannonicum* flóratartományba, azon belül a *Matricum* flóraidékbe, azon belül pedig a *Borsodense* flórajárásba tartozik (MAROSI & SOMOGYI 1990, SZIRMAI & CZÓBEL 2005). A dombság növényzetének erdőssztyep-övhöz való tartozását SZIRMAI és munkatársai (2005) ismerték fel. A dombság eredeti erdőtársulásai ZÓLYOMI (1967) szerint tatárjuharos lösztölgyesek, cseres-kocsánytalan tölgyesek és középhegységi-gyertyános-kocsánytalan-tölgyesek lehettek. A Sajószentpéter—Varbó gerinc Sajókápolna és Sajóbáony közötti szakasza éppen a fenti 3 társulás érintkezési zónájában foglal helyet JAKUCS és munkatársai (1999) potenciális vegetációt ábrázoló térképe alapján. A releváns – elsődlegesen Katonai Felmérések adataiból merítkező – tájtörténeti kutatások (SZIRMAI & CZÓBEL 2004, 2005; SZIRMAI *et al.* 2005; SZIRMAI & CZÓBEL 2006, 2008a,b) tájékoztatnak, hogy az 1700-as években a Sajószentpéter—Varbó gerinc még kb. 50%-át borító xerotherm erdők területe a szőlő-, gyümölcs-, gabona- és kapásnövény ültetvények, ill. kaszálók és legelők terjeszkedése okán az 1950-es évekre kb. felére zsugorodott, majd 1960-tól növekedésnek indult. Ugyanezen kutatások szerint a gerinc gyepeinek 1700-as évek körüli 20%-os területrészesedése folyamatos növekedés nyomán 2007-re meghaladta az 50%-ot. A mintaterületet magába foglaló lejtő közvetlen, 500 m-es körzetét az 1784-es állapotokat tükröző földhasználati térkép (SZIRMAI & CZÓBEL 2006) szerint szőlők > gyepek > erdők

mozaikja alkotja; később, az 1860-as állapotokat tükröző (SZIRMAI & CZÓBEL 2008a) szerint szőlők > gyepek > gyümölcsösök mozaikja; míg a 2007-es állapotokat szemléltető részletesebb vegetációtérkép (SZIRMAI & CZÓBEL 2008b) szerint *Calamagrostis epigeios* uralta állományok > *Brachypodium pinnatum* dominanciájú irtásrétek > *Deschampsia caespitosa* uralta mocsárrétek > *Salix triandra* vázú folyómenti bokorfüzesek > gyümölcsösök > szőlők mozaikja. Napjainkban a gerinc teljes területére jellemző, hogy regenerálódó jellegű; a természetközeli vegetációfoltjai rendszerint *Calamagrostis epigeios* és *Brachypodium pinnatum* által domináltak (SZIRMAI & CZÓBEL 2005, 2008a; SZIRMAI 2008).

Talaj: A Sajószentpéter—Varbó gerinc mentén zömében barna erdőtalajok fordulnak elő (SZIRMAI & CZÓBEL 2004; SZIRMAI *et al.* 2005; SZIRMAI & CZÓBEL 2006, 2008a), a mintaterület közvetlenül körülvevő, szűkebb területegységre vonatkozó szakirodalom nem áll rendelkezésre.

A konkrét mintaterület jellemzői

A mintaterület jobb megismerését a saját helyszíni megfigyelések, vizsgálatok mellett a környékbeli lakosok szóbeli beszámolóit is segítették.

Mikrodomborzat: A mintaterületül szolgáló lejtőláb D-DNy-i kitettségű, átlagosan 17%-os lejtésszögű, középtáji lankás nyereggel, rajta fizikai barrier nincs, aljában időszakos kisvíz – dagonya – található, amelynek az utóbbi években rendszertelenebb vízellátottsága volt megfigyelhető.

Növényzet és tájhasználat: Jelenlegi növényzete fátlan, gyepes vegetáció (M4. melléklet), tájhasználat a évtizedek óta fenntartó jellegű kaszálás (évi egyszer – júliusban). Szirmainé Tóth Éva sajkókápolnai lakos szóbeli közlése szerint az 1970-es években a mintaterület helyét teljes egészében sásos borította, amelyet a Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI) 1975—1999 között készített topográfiai térképei (88-111. térképszelvény) is megerősítenek (1.b. ábra). A sásos napjainkra a dagonya körüli alsó részre húzódott vissza. A mintaterület környéke nedves vegetációjával egyébiránt otthont ad a védett *Crex crex* madárfajnak (Dr. Czóbel Szilárd megfigyelése).

Talaj: Mivel a későbbiekben mintázott felszínközeli talajparaméterek (ld. 3.3. fejezet) komplex értelmezéséhez szükséges a talajtípus megismerése is, ezért elővizsgálatként 2012 őszén elvégeztem a mintaterület katéna-elvű talajfelvételezését. Cikkcikkban haladva a mintaterület által érintett lejtőszakaszon egy kb. 2 cm belső átmérőjű ún. Pürckhauer-féle szűrőbotos mintavevővel (M4. melléklet) 10 db szűrőbotos talajszelvényt tártam fel a talaj 0—100 cm közötti mélységintervallumból (ezek lokalitása a 3.2. fejezetben (ld. alább) tárgyalt kvadrátokba esett). Az ezek tükrében jellemzőnek ítélt talajokat egy kb. 10 cm belső átmérőjű talajfúróval is feltártam. A szűrőbotos talajszelvényekhez hasonlóan ezekben a fűrt talajszelvényekben is elvégeztem a JASSÓ és munkatársai (1987) útmutatója szerinti lehetséges helyszíni talajvizsgálatokat, továbbá a furatokból talajgenetikai szintenként pontmintát gyűjtöttem a JASSÓ és munkatársai (1987) útmutatója szerint szükséges laboratóriumi alapvizsgálatokhoz (5 talajparaméter). A pontminták vizsgálata akkreditált laboratóriumban (HL-LAB Környezetvédelmi és Talajvizsgáló Laboratórium) történt a releváns Magyar Szabványoknak (MSZ) megfelelően. A helyszíni (M5. melléklet) és laboratóriumi (M6. melléklet) eredményeket alapul véve megállapítottam a talajgenetikai és talajföldrajzi osztályozási rendszer (STEFANOVITS 1956, STEFANOVITS *et al.* 1999) szerinti talajtípust. Eszerint a mintaterület aljától a tetejéig a talajtípusok az alábbiak voltak: pangóvízes barna erdőtalaj, lejtőhordalék talaj (erdőtalaj eredetű), és agyagbemosódásos barna erdőtalaj (M5. melléklet). Mivel a fenti eredmények csupán az értekezésben konkrét elemzésre használt felszínközeli talajparaméterek (ld. 3.3. fejezet) értelmezést segítő, valamint a mintaterület vegetáció-alapú kijelölését pontosító elővizsgálatokhoz tartoztak, így az „Eredmények” c. 4. fejezetben nem kerülnek tárgyalásra.

3.1.2. A tihanyi lejtő

A lejtő Tihany településtől légvonalban kb. 500 m-re, Ny-i irányban található (1.a. ábra). A konkrét mintaterület egy a lejtő közel teljes hosszát lefedő, kb. 60×10 m-es területet volt (bal felső sarokpontjában N 46,909183°, E 17,875263°, tszf-i magasság: 138,5 m).

A mintaterület környezetének adottságai

A mintaterületet magába foglaló lejtő földrajzi tájkaszter szerint a Dunántúli-dombság nagytájhoz, azon belül a Balaton-medence középtájhoz, azon belül pedig a Balatoni-riviéra kistájhoz tartozik, ez utóbbi természeti adottságairól DÖVÉNYI (2010) tájékoztat a léptékek megfelelő részletességgel. Tovább szűkítve a vonatkoztatási területet, a Tihanyi-félsziget kerül górcső alá.

Domborzat, földtan és vízrajz: A Tihanyi-félsziget geomorfológiailag elkülönülő részei a DK-i és É-i parti síkság, a magasabb peremvidék és a belső medencék (BARCZI & GYIMÓTHY 1997, BARCZI 2000). Utóbbiakba épül be a mintaterületem közvetlen környezetét jelentő Belső-tó, amely LÁNGNÉ BUCZKO („1970” cit. BARCZI & GYIMÓTHY 1997; BARCZI 2000; BARCZI *et al.* 2019) kutatásai értelmében a neogén vulkánosság 3 epicentrumának egykori helyét reprezentáló 3 kaldera tó egyike a Külső-tó és a Rátai-csáva mellett. A 131 m tszf-i magasságon fekvő Belső-tó alapköze LÓCZY („1913” cit. BARCZI 2000) földtani térképe szerint a tómederben lápföld és tőzeg, É-i és Ny-i partján lösz, amely É-on a parttól távolodva bazalttufába megy át, Ny-on pedig pannóniai-pontusi (beleértve KÁRPÁTI ISTVÁNNÉ (1990) szerint pannon-homok és agyag) rétegekbe, amely a D-i és K-i közvetlen partján is folytatódik. A Belső-tó vízborította területe 28,2 ha, átlagos vízmélysége 1,5 m (BAKOS *et al.* 2008), vize RAINERI („1931” cit. KÁRPÁTI ISTVÁNNÉ 1990), ill. LÁNG („1970” cit. BARCZI 2000) eredményei szerint magnézium-kalcium-alkáli hidrogén-karbonátos.

Éghajlat: A mérsékelt meleg, mérsékelt száraz éghajlatú kistájban (Dövényi 2010) a félsziget SÁRINGER („1898” cit. BARCZI & GYIMÓTHY 1997; BARCZI 2000) megfigyelései szerint hajlamos a nyári szárazságra. Ugyanakkor a belső medencék a hegyek felől érkező hűvösebb és párásabb légtömegeinek gyűjtőhelyei (BARCZI 2000). Az OMSZ mintaterülethez legközelebbi mérőállomásainak adatai alapján a mintavétel 2 évében – 2012-ben és 2013-ban – az évi csapadékösszeg 682,4 és 1081,0 mm volt (Hidegkút), az évi középhőmérséklet pedig 11,2 és 10,6 °C volt (Szentkirályszabadja), a napi adatokat az M7. melléklet mutatja.

Növényzet és tájhasználat: A Tihanyi-félsziget a *Pannonicum* flóratartomány, azon belül a *Bakonyicum* flóravidek, azon belül pedig a *Balatonicum* flórajárás része (Zólyomi 1981). A klímazonálisan erdőssztyep-övbe tartozó félsziget jelenlegi vegetációja legnagyobb részben másodlagos (BARCZI & GYIMÓTHY 1997, BARCZI 2000, GRÓNÁS 2001). A tradicionális természetű táj (BARCZI *et al.* 2017) művelt területeinek eredeti növénytakarója SOÓ (1932) szerint xerotherm erdőkből és sztyeprétekből állhatott, természetesnek ma csak a megmaradt sztyeprét fragmentumok, a sziklagyep, a molyhostölgy és cserszömörce alkotta cserjések, ill. a beltavak vízi és mocsári élőhelyei, láprétjei tekinthetők. A Belső-tó szegélyét KÁRPÁTI ISTVÁNNÉ (1990) szerint a múlt század végén nádas alkotta a K-i és É-i részen, a víztesttől távolodva a partot sásos, ill. félruderális hidrofil gyepek jellemezte, amely már egy lényegesen leromlottabb állapota a múlt század közepi vegetációnak. A tó Ny-i partján húzódó gyepek 2002 óta évente egyszer kezelt kaszáló, D-i partján elterülő gyepek 2000-ig intenzív kaszáló volt, majd 2002-ben magyar szürke szarvasmarha legelővé alakították (PENKSZA *et al.* 1994, 2003; PENKSZA 2013; BARCZI *et al.* 2019), amely a K-i part felé haladva felhagyott labdarúgó pályában folytatódik (BARCZI *et al.* 2019). A Belső-tó partjától távolabb az uralkodó tájhasználat a szőlőművelés (BARCZI *et al.* 2017).

Talaj: A félsziget talajviszonyainak egy korábbi állapotát tükrözi GÓCZÁN (1970) talajtérképe. Az aktuálisabb állapotról BARCZI és GYIMÓTHY (1997), ill. BARCZI (2000) talajtérképei tájékoztatnak, amelyek alapján a félsziget uralkodó talajai a lejtőhordalékok, a

rendzinák, ill. az adott helyen a csernozjomok felé átmenetet mutató réti talajok. Az ezek közé ékelődött Belső-tavat gyűrűszerűen vízhatású talajok övezik, köztük: rétláp, réti csernozjom, típusos réti és csernozjom-réti talajok. A parti sávban megtalálhatók a szikesedés nyomai. A tóhoz kapcsolódó, vízhatás által már nem befolyásolt lejtőkön kiterjedtek a csernozjom-barna erdőtalajok, a humuszkarbonát és a lejtőhordalék talajok (BARCZI 2000), ezek erózióra való érzékenységet mutatnak (CENTERI 2002).

A konkrét mintaterület jellemzői

A mintaterület pontosabb megismerését a saját helyszíni megfigyelések, vizsgálatok mellett a terület karbantartóinak szóbeli beszámolóit is segítették.

Mikrodomborzat: A mintaterületül szolgáló lejtő K-i kitérűségű, átlagosan 13%-os lejtésszögű, nagyjából egyenletes lejtésű, legalsó végpontjában a Belső-tó Ny-i partjával érintkezik. Alsó harmadában keresztirányban egy keskeny kitaposott gyalogösvény szeli át, de ettől komolyabb fizikai barrier rajta nincs.

Növényzet és tájhasználat: Jelenlegi növényzete fátlan, gyepes vegetáció (M4. melléklet), tájhasználat 2002 óta természetvédelmi célú gyepfenntartó kaszálás (rendszerint évi egyszer – júliusban). A mintaterület alsó határát a lejtőalji depressziót feltöltő tó nádas szegélye képezi, felső határát tetőerdő (1.b. ábra).

Talaj: A 3.1.1. fejezetben taglalt módszerrel 2012 nyarán a tihanyi mintaterületen is elvégeztem a katéna-elvű talajfelvételezést (M8—M9. melléklet), ill. a talajtípusok meghatározását, azzal a különbséggel, hogy itt a gyalogösvény körül kihagyott pufferezóna okán 10 helyett 9 db Pürchhauer-féle szűrőbotos talajszelvényekből indultam ki. Eszerint a mintaterület aljától a tetejéig a talajtípusok az alábbiak voltak: lápos réti, csernozjom-réti, és humuszkarbonát talajok (M8. melléklet).

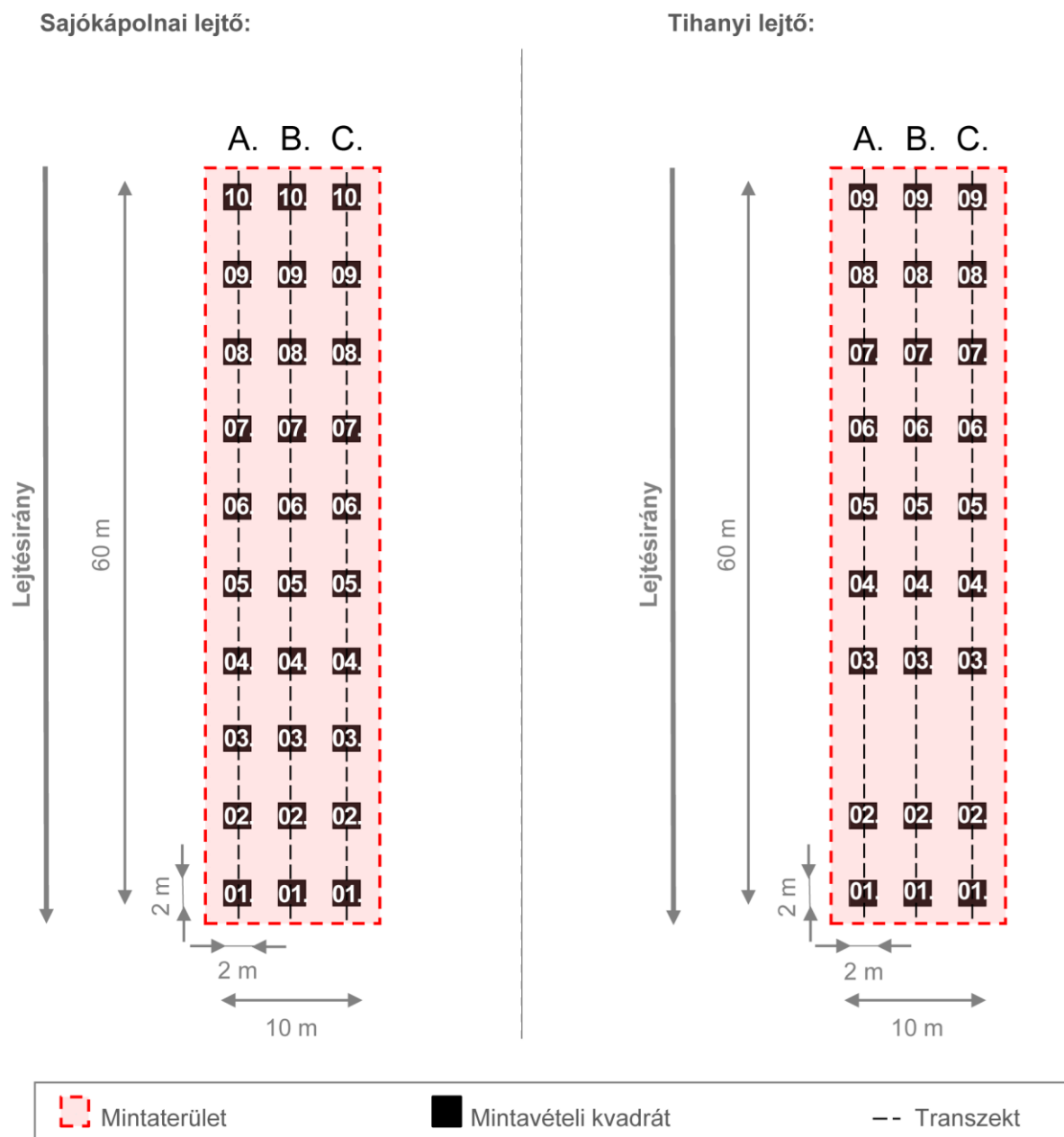
3.2. A mintavételi elrendezés

A mintavételi elrendezés a 2 mintaterületen hasonló volt (2. ábra). Mindkét kb. 60×10 m-es mintaterületen belül, a lejtő hosszirányában 3 db, egymással párhuzamosan futó transzektet vettem fel. Ezeket A., B. és C. betűkkel jelöltem és ismétlésnek tekintettem. Az A., B. és C. transzektet egyenként 60 m hosszúak voltak, és egymástól 4 m-re helyezkedtek el.

Sajókápolna esetében ezekben transzektenként 10 db, Tihany esetében 9 db 2×2 m-es tartós mintavételi kvadrátot jelöltem ki úgy, hogy köztük a transzektet belül szisztematikusan kb. 4 m távolságot hagytam, ill. Tihany esetében a mintaterület alsó részét keresztirányban átszelő gyalogösvény körül egy nagyobb pufferezónát is üresen hagytam.

Tekintve, hogy a vizsgálat minden aspektusának kiindulópontja a vegetáció volt, ezért a mintavételi kvadrátok méretét az adott vegetációtípusban (gyepes vegetáció) megszokotthoz igazítva határoztam meg 2×2 m-ben.

A kvadrátokat transzektenként sorszámoztam, a sorszámozást a transzekt alján indítottam. Az A., B. és C. transzektet azonos sorszámú kvadrátjai kb. azonos lejtőmagasságban foglaltak helyet. A kvadrátok a felmérések és mintavételek helyszínéül szolgáltak.



2. ábra. Mintavételi elrendezés a sajkókápolnai és a tihanyi lejtőn.
 Jelkulcs: A., B., C. – a transzekt azonosítói, 01—10. (Sajókápolna) és 01—09. (Tihany) – a mintavételi kvadrátok sorszámai.

3.3. Adatgyűjtés a talajra vonatkozóan

3.3.1. A talajnedvesség-tartalom terepi mintázása és laboratóriumi vizsgálata

A talaj pillanatnyi nedvességtartalmának (w) a vizsgálatát célzó talajmintavétel a kvadrátokból történt, Sajókápolnán 2012 októberében és novemberében, ill. 2013 októberében; Tihanyban 2012 júniusában és júliusában, valamint 2013 októberében. A mintavételt megelőző egy napon belül nem esett 3 mm-t meghaladó csapadék, ill. azt megelőzően sem történt az eredményeket befolyásoló, huzamosabb ideig tartó csapadékesemény (M3. és M7. melléklet). A talajnedvesség lejtőtmenti gradiensének kimutatására a 3 mintavételt elegendőnek találtam, évszakos dinamikájának leírása nem volt cél. Az időpontok későbbi összevonásának módszerét a 3.6.3.2. fejezetben tárgyalom. Egy kb. 2 cm belső átmérőjű, harmadában nyitott

talajmintavevő hengerrel kvadrátonként 1 db bolygatott szerkezetű talajmintát vettem a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumból, mindig a kvadrát közepéből. A mintavételi mélység a későbbi magbank vizsgálatoknál alkalmazotthoz igazodott. A mintákat egyenként jól záró nedvességdobozokba gyűjtöttem.

A minták nedvességtartalmát szárítószekrényes eljárással (BUZÁS 1993, MSZ-08-0205:1978) határoztam meg az ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet (TAKI) laboratóriumában: táramérleggel lemértem a nedves, azután a szárítószekrényben tömegállandóságig szárított abszolút száraz talaj tömegét (M4. melléklet), a kettő különbége a minta abszolút nedvességtartalmát adta.

3.3.2. Néhány további talajparaméter terepi mintázása és laboratóriumi vizsgálata

A választott talajparaméterek megismerését célzó talajmintavétel a kvadrátokból történt Sajókápolnán 2012 őszén, Tihanyban 2012 nyarán. A cél a lejtőmenti tendencia, gradiens leírása volt. Tekintve, hogy a vizsgálni kívánt tulajdonságok esetében markáns évszakos dinamika nem volt várható, így egyetlen mintavételt elegendőnek ítéltam. Egy 10 cm belső átmérőjű mintavevő hengerrel kvadrátonként random 5 db talajhengert emeltem ki a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumból, amelyekből homogenizálást követően kvadrátonként kb. 0,5 kg-nyi kompozit mintát vettem (a bolygatás a kvadrát területének legfeljebb 1%-át érintete). A mintavételi mélység a későbbi magbank vizsgálatoknál alkalmazotthoz igazodott.

A kompozit mintákon akkreditált laboratóriumban (HL-LAB Környezetvédelmi és Talajvizsgáló Laboratórium) a 4/2004. (I.13.) FVM rendelet szerinti ún. szűkített vizsgálatok keretében 8 talajparamétert vizsgáltattam, amelyekből a későbbiekben a talajban gyorsan változó makrotápelemeket kihagyva csak az alábbi 5-öt használtam: Arany-féle kötöttség (K_A), humusztartalom (H), szénsavas mésztartalom ($CaCO_3$), vízdoldható összes sótartalom (a továbbiakban „vo. össz. sótartalom”), kálium-kloridos kémhatás (pH_{KCl}). A K_A meghatározása a légszáraz talaj vízfelvevő képességén alapuló módszerrel történt az MSZ-08-0205:1978 szerint; a humusztartalom meghatározása Tyurin módszerrel történt az MSZ-08-0210:1977 és MSZ-08-0452:1980 szerint; a $CaCO_3$ tartalom meghatározása Scheibler-féle kalciméterrel, a vo. össz. sótartalom meghatározása elektromos vezetőképességen alapuló módszerrel, míg a pH_{KCl} meghatározása KCl-es szuszpenzióban potenciometriás módszerrel történt, mind a 3 utóbbi az MSZ-08-0206-2:1978 szerint. A módszerek részletes leírásai BUZÁS (1988, 1993) módszerkönyveiben megtalálhatók.

A talaj humusz-, $CaCO_3$ és vo. össz. sótartalma egyaránt a talaj tömegszázalékában, azaz m/m%-ban került kifejezésre. Ezeket, valamint a pH_{KCl} és a K_A adatokat a laboratóriumtól készen kaptam.

3.4. Adatgyűjtés a földfeletti vegetációra vonatkozóan

3.4.1. A terepi felvételezés

A vegetáció felvételezése a kvadrátokban történt 2013 tavaszán és őszén. A felvételezéseket úgy időzítettem, hogy minél teljesebb képet kaphassak a fajkészletről (BOTTA-DUKÁT 2010). A kvadrátok mérete megfelelt a gyepes vegetációban megszokottnak. A kvadrátok összterülete (Sajókápolnán 120, Tihanyban 108 m²) legalább akkora volt, mint a hasonló élőhelytípusokban ajánlott minimum area (MULLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974, BOTTA-DUKÁT 2010), a kb. 600 m² méretű mintaterület legkevesebb 18%-át tette ki.

A kvadrátokban megjelenő hajtásos növényfajokat KIRÁLY (2009) határozókulcsa segítségével meghatároztam, majd elvégeztem azok zöld növényi részeinek a BRAUN-BLANQUET

(1951) módszeren alapuló százalékos borításbecslését. A továbbiakban a jelző nélküli borítás (D) megnevezés alatt a fajok e zöld növényi részeinek a százalékos borítását értem. Százalékosan becsültem továbbá az avar (tehát a holt fitomassza) borítását és a csupasz felszín arányát is.

3.4.2. Az attribútumok kigyűjtése adatbázisból

A vegetációban megtalált fajok Borhidi-féle relatív talajnedvesség igény (a továbbiakban röviden „nedvességigény”) kategóriarendszer (WB; BORHIDI 1995; M10. melléklet), Raunkiaer-féle életforma kategóriarendszer (ÉFO; RAUNKIAER 1934, SOÓ 1964—1980; M11. melléklet), valamint Borhidi-féle szociális magatartási típusrendszer és az ahhoz szorosan kapcsolódó természetességi kategóriarendszer (SzMT és P; BORHIDI 1995; M12. melléklet) szerint felvett attribútumait a regionális (Pannon Biogeográfiai Régió) érvényű FLÓRA adatbázisból (HORVÁTH *et al.* 1995) gyűjtöttem ki (az attribútumokat az M13. melléklet tartalmazza). A fajok védettségére vonatkozó információt a 13/2001. (V. 9.) KöM rendeletből gyűjtöttem.

3.5. Adatgyűjtés a talaj magbankra vonatkozóan

A releváns vizsgálómódszerek meghatározásában CSONTOS (1997, 2000b, 2001a) ajánlásai, valamint a legelterjedtebb hazai gyakorlat (ld. a 2.1.2.3. és a 2.1.3.2. fejezetekben) volt az irányadó, amely utóbbi jól szolgálta a későbbi összevethetőséget.

3.5.1. A terepi mintavétel és mintafeldolgozás

A magbank vizsgálatát célzó talajmintavételre a kvadrátokban került sor 2013 kora tavaszán. A hazai és külföldi irodalmak többségéhez (pl. TER HEERDT *et al.* 1996; THOMPSON *et al.* 1997; MATUS *et al.* 2003a,b; TÖRÖK 2008; VALKÓ *et al.* 2009; BUENO *et al.* 2011; KONCZ 2013; VALKÓ *et al.* 2014) igazodó kora tavaszi mintázással ugyan nem a magbank maximumát felvételeztem (kizártam ugyanis a perzisztensek őszi csírázási csúcú csoportjának nem elfekvő magvait (ezen fajok magdenzitása így valamelyest alábecsült), ill. kizártam a tranzienek őszi kimerülésű csoportjának magvait (ezen fajok magdenzitásáról így nem, de ettől függetlenül magbank típusáról a vegetáció alapján volt információ); vö. 2.1.3. fejezet), mindazonáltal ez a felújulás szempontjából fontosabb perzisztens magbank detektálhatóságát nem rontotta (CSONTOS 2001a); a minta a fontosabb fajok számát, ill. magdenzitását elfogadható pontossággal reprezentálta.

Rétegzett mintavétel történt: Egy 3,5 cm belső átmérőjű mintavevő hengerrel kvadrátonként random 6 db intakt talajhengert emeltem ki a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumból (egy talajhenger tehát 96,2 cm³ volt). Ezeket a talajhengereket a vertikális mageloszlás tanulmányozása céljából helyben – a hasonló élőhelytípusokban alkalmazott hazai gyakorlatot követve – 0—5 (a továbbiakban „F” mint felső) és 5—10 cm („A” mint alsó) közötti szegmensre vágtam. Ezt követően az F szegmenseket (kvadrátonként 6 db) és az A szegmenseket (kvadrátonként 6 db) kvadrátonként egyesítettem (azaz $F_1 + \dots + F_6 = F$ és $A_1 + \dots + A_6 = A$) és a kvadrátot reprezentáló teljes (azaz F+A) minta almintáinak tekintettem. Az almintákat a mintafeldolgozás során elkülönítve kezeltem annak céljából, hogy a későbbi adatfeldolgozás során azokat összesítve és elülönítve is elemezhessem. Az F és az A alminták kvadrátonként együttesen 577 cm³ mintát jelentettek. A terület teljes egészére vonatkozó mintatérfogot (Sajókápolnán 17310, Tihanyban 15579 cm³) meghaladta a hasonló hazai élőhelytípusokban szokásos mintavolumen (hegyi kaszálóréteken kezelésenként ≤ 3800 cm³).

TÖRÖK 2008; TÖRÖK *et al.* 2009b; VALKÓ *et al.* 2009, 2011b), és megnyugtató pontossággal becsülhette a fontosabb fajok abundanciáját („ZAR 1984” *cit.* THOMPSON *et al.* 1997): Sajókápolna esetében a m²-enként ≥ 17 , Tihany esetében a ≥ 19 db maggal rendelkező, nem aggregált eloszlást mutató fajok detektálására volt alkalmas, 95%-os valószínűség mellett.

A mintákat feldolgozásig (kb. 2 hétig) +6 °C-on hűtőszekrényben tároltam, amely mint sztratifikáció a dormancia feloldását szolgálta (tetézve a tavaszi mintavétellel biztosított természetes sztratifikációt). A mintákat ezt követően TER HEERDT és munkatársai (1996) mintakonzentrálásos módszerét alkalmazva szitasoron vízszugárral átmostam (M4. melléklet), előkészítve így azokat a csíráztatásos életképesség vizsgálatra. A hasonló hazai élőhelytípusokban (pl. hegyi kaszálórétek, vö. fentebb) alkalmazotthoz igazodva a szitasort egy 3,0×3,0 és egy 0,2×0,2 mm lyukbőségű szita alkotta. A THOMPSON és munkatársai (1997) javaslatának is megfelelő 0,2×0,2 mm-es szita – a hazai flóra SCHERMANN (1967) szerinti magméreteit figyelembe véve – alkalmasnak tűnt a területen várható legapróbb magvú fajok felfogására. A 3,0×3,0 mm-es szitán fennakadó magvak – láthatósági határon belül lévén – szükség esetén kézzel szelektálhatók lettek volna. A mintakonzentrálás művelete növelte a későbbi csíráztatás hatékonyságát: a mintatér fogat csökkentésével, ill. a keményhájú, vagy csírázást gátló anyagokat tartalmazó magvak dormanciájának feloldásával – előbbi esetében a szitán való dörzsölés általi szkarifikációval, utóbbi esetében pedig a csírázást gátló anyagok kiáztatásával – akcelerálta azt.

3.5.2. Az üvegházi hajtás

Az életképes magvak kimutatásának érdekében a koncentrált mintákat kb. 3–4 mm vastagságban csíráztató ládába töltött steril tőzeg felszínére terítettem, majd üvegházi hajtásnak vettem alá a Szent István Egyetem (SZIE) Gödöllői Botanikus Kertjében (az ilyen célra széles körben alkalmazott szubsztrát a csírázás sikerét várhatóan nem befolyásolta negatívan egyetlen taxon – köztük a kisebb tápanyagigényűek – esetében sem). A mintakonzentrálás plusz üvegházi hajtás TER HEERDT és munkatársai (1996) nyomán az utóbbi időszakban a hazai kutatásokban is a leggyakrabban alkalmazott módszerkombináció élőhelyek multi-fajos magbankjának feltárására (pl. MATUS *et al.* 2003a; CSISZÁR 2004; MATUS *et al.* 2005; TÖRÖK 2008; TÖRÖK *et al.* 2009a,b; VALKÓ *et al.* 2009; KONCZ *et al.* 2010, 2011; VALKÓ *et al.* 2011b; TÖRÖK *et al.* 2012; MIGLÉCZ & TÓTH 2012; TÓTH & HÜSE 2014; TÖRÖK *et al.* 2014; VALKÓ *et al.* 2014; TÓTH *et al.* 2015). A természetes hőmérséklet ingadozást lehetővé tevő, fűtetlen üvegházban a csíráztatás természetes fény mellett történt (a hőmérséklet ingadozás és a fény várhatóan a legtöbb taxon csírázását segítette (vagy legalább nem gátolta), beleértve a *Poaceae* (PAPP 2005, PETI *et al.* 2015) és a *Cypeaceae* (SCHÜTZ 2000; „SCHÜTZ 1997” *cit.* TATÁR 2010) taxonét). A csíráztató ládákat rendszeresen öntöztem a várható fajok ökológiai igényeiknek megfelelően több/kevesebb vízzel. Az öntözést augusztusban 3 hétre szüneteltettem, amely mint hő/szárazságkezelés az őszi csírázású fajok dormanciájának megtörését szolgálta. A megjelenő egyedeket (M4. melléklet) csíranövény állapotban CSAPODY (1968) határozója segítségével meghatároztam, egyedszámukat feljegyeztem, majd eltávolítottam. A csíranövényként bizonytalanul határozható egyedeket előbb külön tenyész-edényekbe (M4. melléklet), később szabadföldbe átültetve neveltem faji azonosíthatóságig. A külső magesőből érkező, mintaidegen magvak mérésére steril tőzeggel töltött kontroll ládákat állítottam be. A mintákat tartalmazó és a kontroll ládákból is nagy számban megjelent *Oxalis corniculata* csíranövényeket az üvegházban termelt magszennyezésnek ítéltam és a későbbi elemzésekből kizártam. A csíráztatást 8 hónap (március közepétől november közepéig) után zártam le, amikor újabb egyedek már hosszú ideje nem jelentkeztek.

Kiindulva abból, hogy CSONTOS (2001a) szerint az üvegházi hajtás első inkubációs éve a fajkészletről már teljes (vagy közel teljes), az egyedszámokról pedig >90% pontosságú képet

ad, továbbá hogy TER HEERDT és munkatársai (1996) módszerével elviekben már 6 hét alatt csírázásra bírható a mintabeli egyedek 95%-a, így a 8 hónapos csíráztatás messze elegendőnek ígérkezett. Tekintettel arra, hogy a csíráztatás során alkalmaztam a CSONTOS (2000b) ajánlásában nevesített dormancia-feloldó módszereket (sztratifikálás, szkarifikálás, áztatás, hő/szárazságkezelés, ld. fentebb) is, feltételezhető, hogy jó becslést kaptam a fajkészletről és a tömegviszonyokról.

3.5.3. Az attribútumok kigyűjtése adatbázisokból

A magbankban megtalált fajok WB, ÉFO, SzMT és P attribútumainak (a fajok attribútumait az M13. melléklet tartalmazza), ill. védettségének kigyűjtéséhez a 3.4.2. fejezetben ismertetett forrásokat használtam. Azokon túlmenően a terület fajainak THOMPSON (1993, M2. melléklet) rendszerében értett magbank típusait összehasonlítás céllal 2 magyarországi, és 2 európai vonatkozású referencia adatbázisból is kigyűjtöttem. A 2 magyarországi a CSONTOS (2001a), ill. a CSISZÁR (2004) szerinti adatgyűjtemények voltak, a 2 európai pedig a LEDA (KLEYER *et al.* 2008), ill. az ECOFLORA (FITTER & PEAT 1994) adatbázisok voltak (utóbbi 2 online, lekérdezés időpontja: 2021-03-03). Az európai adatbázisok alkalmazásakor a taxonok EURO+MED (2006) szerinti *syn.* neveit is figyelembe vettem. A fajok anemochoriára való hajlamának ellenőrzéséhez CSONTOS és munkatársai (2002) magterjesztési adatbázisát használtam.

3.6. Az adatfeldolgozás

3.6.1. Az adatok és a származtatott adatok

Az adatfeldolgozást első lépése néhány származtatott adat létrehozása volt.

Talajnedvesség-tartalom: BUZÁS (1993) és az MSZ-08-0205:1978 útmutatóját követve a talaj tömegszázalékában kifejezett nedvességtartalmat (w), azaz m/m%-os nedvességtartalmat számoltam. Ez Tihanynál klasszikusan a száraz talajra vonatkoztatott m/m% volt, míg Sajókápolnánál a magas szervesanyag-tartalmú talajokra – BUZÁS (1993) és az MSZ-08-0205:1978 értelmében – realisabb képet adó nedves talajra vonatkoztatott m/m% volt. Előbbit a „ $w_{sz} = \frac{j-k}{k-l} \times 100$ ”, utóbbit a „ $w_n = \frac{j-k}{j-l} \times 100$ ” képlet segítségével számoltam, ahol „ w_{sz} ” a talaj nedvességtartalma a száraz talaj százalékában, „ w_n ” a talaj nedvességtartalma a nedves talaj százalékában, „ j ” a nedvességdoboz és a nedves talaj együttes tömege, „ k ” a nedvességdoboz és a száraz talaj együttes tömege, „ l ” az üres nedvességdoboz tömege (BUZÁS 1993, MSZ-08-0205:1978).

Borítás: Ahogyan a 3.4.1. fejezetben már említésre került, a vegetáció abundanciájának számszerűsítésére az egységnyi terület %-ában kifejezett borítást (D) használtam. A 2 aspektus felvételének fajonkénti összesítésekor a reprezentáltság fajonkénti maximumát vettem figyelembe, vagyis az adott faj 2 időpontban becsült borításértékei közül a magasabbat (BOTTA-DUKÁT 2010).

Magdenzitás: A magbank abundanciájának kifejezésére annak egyedszám adataiból a minták (talajhengerek) alapterületének ismertetésében magdenzitást (d) számoltam, majd m^2 területegységre vonatkoztattam és db/ m^2 -ben fejeztem ki.

Diverzitási mutatók: A vegetáció és a magbank diverzitásának kifejezésére fajszaót (S), ill. a ritka fajokra érzékeny (STANDOVÁR & PRIMACK 2001, URÁK & MÁTHÉ 2011) Shannon-indexet (HS) számoltam. Utóbbit MAGURRAN (1988, 2004) nyomán a „ $HS = -\sum(P_i \times \ln P_i)$ ” képlettel számoltam, ahol „ P_i ” az „ i ” faj relatív gyakorisága, „ \ln ” a természetes alapú logaritmus.

Összegezve, az adatelemzésekhez a fenti származtatott adatokkal együtt a következő adatok álltak rendelkezésemre. A talaj esetében minden kvadráthoz: talajnedvesség-tartalom (w) [m/m%], Sajókápolna esetében nedves talajra, Tihany esetében száraz talajra vonatkoztatott], K_A , humusztartalom (H) [m/m%], $CaCO_3$ tartalom [m/m%], vo. össz. sótartalom [m/m%], pH_{KCl} . A vegetáció esetében minden kvadráthoz: fajlista, fajonkénti és összes borítás (D) [%], összes avar [%], összes csupasz felszín [%], fajszám (S) [db], Shannon-index (HS). A magbank esetében minden kvadrát F és A mélységintervallumához külön-külön: fajlista, fajonkénti és összes magdenzitás (d) [db/m²], fajszám (S) [db], Shannon-index (HS). A vegetáció és magbank fajlistáihoz továbbá WB, ÉFO, SzMT és P attribútumok álltak rendelkezésre, mint adatok.

Az elemzésekhez a mintaelemek, azaz mintavételi egységek minden esetben a kvadrátok, mint önmaguk (pl. a borítás változó esetében, ahol a teljes kvadrát a felvételezett mintaelem), vagy mint vonatkoztatási egységek (pl. a magdenzitás változó esetében, ahol a kvadrátból vett részminták a kvadrát mintaelemre vannak kiterjesztve, vonatkozta). A mintaelemszámot „N” betűvel jelöltem akkor, ha az adott viszonyításban a teljes minta elemszámát értem alatta, és „n” betűvel jelöltem akkor, ha az adott elemzéshez tartozó nagyobb mintán (N) belüli kisebb, pl. valamely csoportosító változó alapján differenciált csoportok mintaelemszámát (n_1, \dots, ∞) értem alatta az „ $n_1+n_2+\dots+n_\infty=N$ ” összefüggés szerint.

A vegetáció – közvetlenül nem mért – nedvességigényének kifejezésére 1.) az alkotó fajokhoz rendelhető, regionális becslésen alapuló WB-t (amelynek kategóriái relatív értékeknek minősülönek; nem metrikus, de ordinális skálán értelmezhetők), és/vagy 2.) a lokális méréseken alapuló (metrikus skálán értelmezhető) talajnedvesség-tartalmat használtam; ezek vélhetően jól asszociáltak a lokális nedvességigénnyel.

A fenti adatok a vegetáció nedvességigénye és a magbank közötti – nem feltétlenül ok-okozati – kapcsolatok, együttlváltozások 1.) élőhelyi-, és 2.) attól finomabb léptékű elemzésére szolgáltak. A soron következő fejezetekben az elemzések módszertanát a 2 lépték szerinti bontásban fogom tárgyalni.

3.6.2. Leíró jellegű elemzések

Az adatelemzés első szintje leíró jellegű volt. A leíró statisztika eszközeivel egyszerűbb formára hozva az adatokban rejlő változatosságot, szemrevételelezhetővé váltak a tendenciák.

3.6.2.1. A finomléptékű kapcsolat elemzések

A finomléptékű lejtőmenti változások feltárására első ízben a talajparamétereket, második és harmadik ízben a vegetáció és a magbank mennyiségi mutatóit (*incl.* borítás (D), magdenzitás (d), fajszám (S), Shannon-index (HS)) a térsorozat (kvadrátok lejtőmenti sorozata) szerint pontdiagramokon ábrázoltam, ezek kollektív értékelésével következtettem az azok között fennálló lehetséges kapcsolatokra. Ezen pontdiagramok $\bar{X} \pm SD$ statisztikai mérőszámainak számításához a lejtő 3 hosszirányú, egymással párhuzamos transzektjét ismétlésnek tekintettem.

Nedvességigény szerint differenciált elemzések lehetővé tételéhez az egymáshoz hasonló WB kategóriák összevonásával 3 WB-kategória-csoportot alkottam. A 3 WB-kategória-csoport megalkotásához elsődlegesen BORHIDI (1995) kategória leírásait, másodlagosan a 3.6.2.2. fejezet (ld. alább) szerint lehatárolt 3 eltérő vízháztartású gyeptípus vegetációjának WB spektrumát vettem alapul. A 3 csoport így reprezentatív volt a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus tipikus, indikátor fajaira. A 3 WB-kategória-csoport közül a 2 véglet vegetációbeli relatív gyakoriságának finomléptékű lejtőmenti változását összevetésben a magbankbeli relatív gyakoriságának finomléptékű lejtőmenti változásával a térsorozat szerint tükrözött

oszlopdiagramokon ábrázoltam. A %-ban kifejezett relatív gyakoriság számításához itt a % alap az adott WB-kategória-csoport által képviselt lejtőmenti összborítás (vegetáció esetében), és összmagdenzítés (magbank esetében), a % érték pedig a 3 párhuzamos transzekt, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármasának kumuláltja volt.

3.6.2.2. Az élőhelyi léptékű összevetések és kapcsolat elemzések

Az élőhelyi léptékű elemzések lehetőségének megteremtéséhez először definiálnom kellett a lejtő mentén a vegetáció nedvességigényének tekintetében elváló, más szóval a vízháztartás szempontjából elkülönülő élőhelytípusok határait. A lehatárolásnál funkcionális megközelítést alkalmaztam. A helyszíni szemléből kiindulva a lejtő mentén harántszelvényesen rendeződve 3 eltérő vízháztartású gyeptípus – mint élőhelytípus értékű entitás – létét feltételeztem. Ezek érdemi elkülönülésének statisztikai igazolásához, valamint kvázi határaik definiálásához, és ezáltal az azokra reprezentatív kvadrát-csoportok lehatárolásához a vegetációt alkotó fajok borítással súlyozott WB-je alapján látgy c-közép klaszteranalízis (fuzzy c-means clustering, FCM; BEZDEK *et al.* 1984) alkalmazásával 3 opcionális klaszterbe soroltam be a kvadrátokat. Az FCM klaszteranalízist a talajtanban évtizedek óta alkalmazzák hasonló célokra, pl. ODEH és munkatársai (1992) talajfoltok definiálására. Az FCM klaszteranalízis lényege, hogy az elemek (jelen esetben kvadrátok) előre meghatározott számú klaszterbe sorolódnak be úgy, hogy minden elem rendelkezik egy bizonyos tagsági értékkel minden klaszterben; ez a tagsági érték 0–1 között mozog, ahol 0 az egyáltalán nem, 1 a kizárólagos odatartozást jelenti, és ahol az adott elem tagsági értéke a klaszterek között összeadódva 1. Ilyen módon az FCM klaszteranalízis a fokozatos átmenetet mutató jellemzők, ill. a pontos mérés helyett csak becsülhető jellemzők (pl. borítás) esetén realisabb képet ad, mint az éles klaszterezés (MIKÉNÉ HEGEDŰS 2006). Az FCM klaszteranalízis alkalmazását indokolta a fentiekben felül az is, hogy a módszer a WB relatív értékeknek minősülő kategóriáit nominális helyett helyesen ordinális skálán kezelve ki tudta fejezni az egymáshoz közelebbi értékek nagyobb hasonlóságát.

Azt, hogy a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus lehatárolását első megközelítésben a vegetáció WB-jére alapozva végeztem a mért talajnedvesség-tartalom (w) helyett, az indokolta, hogy a növénytakaró WB-je bizonyos vonatkozásban komplexebb és megbízhatóbb indikátora lehet a vízháztartásnak, mint a pillanatnyi talajnedvesség-tartalom. A WB-kre alapozott lehatárolásnál ugyanakkor hibaforrás lehet, hogy a fajok adatbázisban fellelhető WB-je lokális helyett regionális vonatkozású, ill. becslés lévén bizonyos mértékben szubjektív. Számolva az ebből fakadó hibalehetőséggel, a lehatárolás pontosságát lokális, mérhető jellemzőkre alapozva is ellenőriztem: A 3 gyeptípusnak – FCM klaszteranalízis-, ill. terepszemle-alapon – megfeleltetett 3 kvadrát-csoporton – mint célváltozón – a mért helyi talajparaméterek (talajnedvesség-, CaCO_3 , humusz- (H), vo. össz. sótartalom, K_A , pH_{KCl}), ill. a részben becsült, részben pontosan számolt helyi vegetáció jellemzők (*incl.* borítás, fajszám) – mint háttérváltozók – alapján lineáris diszkriminancia-analízist (linear discriminant analysis, LDA) végeztem. A módszer alkalmas csoportok több háttérváltozó alapján való elkülönítésére (és így a csoportosításom helytállóságának ellenőrzésére); alkalmas továbbá az elkülönülést leginkább magyarázó háttérváltozó kimutatására úgy, hogy annál nagyobb az adott háttérváltozó szerepe egy LD tengelyen, minél nagyobb a hozzá tartozó koefficiens abszolút értéke. A helyszíni szemle, az FCM klaszteranalízis, és az LDA eredmények tükrében véglegesítettem a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusnak megfeleltetett 3 kvadrát-csoportot és a továbbiakban ezek alapján végeztem az élőhelyi léptékű elemzéseket úgy, hogy az egy gyeptípushoz tartozó kvadrátokat ismétlésnek tekintettem.

Az eltérő vízháztartású gyeptípusokat az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer 2011-es verziójának (ANÉR 2011, BÖLÖNI *et al.* 2011) fiziognómia-termőhely-fajösszetétel alapú élőhelykategóriáiba soroltam be.

A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus mennyiségi mutatók (*incl.* borítás, magdenzitás, fajszám, Shannon-index) szerinti különbségeinek feltárására mind a vegetáció, mind a magbankban esetében $\bar{X} \pm SD$ statisztikai mérőszámokat számoltam. Megadtam továbbá a gyeptípusonkénti össz fajszámot is. Ezeket táblázatos formában közöltem.

A gyeptípusonkénti mintaszám össz fajszámra való reprezentativitásának ellenőrzésére mind a vegetáció, mind a magbankban esetében mintaelemszám-alapú (tehát itt kvadrátszám-alapú) fajszám-telítődési görbéket (species accumulation curve, SAC) készítettem.

A 3 eltérő vízháztartású gyeptípust a gyeptípusonkénti 5 legtömegesebb faj szerint is összevettem (a „tömeges” szót az „abundáns” szinonimájaként használom a vegetáció és a magbank vonatkozásában is). Az összevetéshez dobozdiagramokat (boxplot) alkalmaztam, amelyeken az adott faj abundanciájából (borítás, magdenzitás) számolt min., Q_1 , \bar{X} , M_e , Q_3 , max. statisztikai mérőszámokat tüntettem fel, mind a vegetáció, mind a magbankban esetében. A boxplotokon a kiugró értékeket nem különítettem el, mert azok hozzátartoztak a vegetáció és a magbank természetes aggregátságához.

A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus vegetációjának, majd magbankjának a növényi jellegek, stratégiák és tulajdonságok szerinti minősítéséhez az ÉFO, az SzMT és P, ill. a WB kategóriarendszereket használtam. A gyeptípusonkénti relatív csoportrészesedés kifejezéséhez az egyes kategóriákhoz tartozó (adott gyeptípusra eső) fajszámokat százalékosan adtam meg az adott gyeptípus teljes fajkészlethez képest. A gyeptípusonkénti relatív csoporttömeg kifejezéséhez az egyes kategóriákhoz tartozó (adott gyeptípusra eső) fajok együttes abundanciáját (vegetáció esetén borítás, magbank esetén magdenzitás) százalékban határoztam meg az adott gyeptípus teljes abundanciájához képest. Ezeket az ÉFO, SzMT és P, ill. a WB kategóriarendszerre vonatkozóan is kiszámoltam és táblázatba foglaltam mind a vegetáció, mind a magbank alapján. A 3 gyeptípus csoporttömegbeli különbözőségének elemzésére a vegetációban csoportosított oszlopdiagramok, a magbankban esetében a 2 mélységintervallum külön kezelése miatt halmozott csoportosított oszlopdiagramok szolgáltak.

A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus természetességének összehasonlításához az SzMT-hez tartozó P relatív értékeknek minősülő kategóriáiból (nem metrikus, de ordinális skálán értelmezhető) abundanciával (borítás, magdenzitás) való súlyozást követően a vegetációra, majd a magbankra vonatkozóan kváziátlagot számoltam (CSERESNYÉS (2013) módszerével).

A megtalált fajok magbankjának saját adatok alapján történő tipizálásához a Thompson-féle magbank típusrendszert (THOMPSON 1993) és tipizálókulcsot alkalmaztam (THOMPSON (1993) (a CSONTOS (2001a) és CSISZÁR (2004) nyomán átszerkesztett verziót ld. az M2. mellékletben). A tipizálást csak azon fajokban végeztem el, amelyeknél adataim megbízhatóbb tipizálást tettek lehetővé. Az ismert szakirodalomhoz igazodva (pl. MATUS *et al.* 2003a, KONCZ *et al.* 2009, TÖRÖK *et al.* 2009a) megbízhatóan tipizálhatónak tekintettem azokat a fajokat, amelyek: a vegetációban való kizárólagos előfordulás esetén $\geq 1\%$ összborítással rendelkeztek, a magbankban való megtalálás esetén ≥ 3 db összmagszámmal voltak reprezentálva. A fajok magbankjának tipizálását első körben a teljes mintaterület összevont adatsora alapján végeztem. A fajok magbankjának tipizálását második körben gyeptípusonként összevont adatsorok alapján is elvégeztem, lehetővé téve ezzel az egyes fajok eltérő környezeti viszonyok között produkált magbankjának az összehasonlítását. Mivel a gyepekben a korlátozott térbeli terjedés miatt a fiatalabb magvakra többnyire anyanövényeik szűkebb környezetében számíthatunk (vö. 2.1.2.1. fejezet, ill. a 2.3.3. fejezet „Gyepek” címe alatt), ezért a vizsgálati lépték vélhetően nem befolyásolta drasztikusan a magbank tipizálás eredményét, így inkonzisztens eredmények esetén a környezet és a genetika kölcsönhatására következtethettem. A gyeptípusonkénti tipizálás esetén a fajokat szigorúan az adott gyeptípus határán belüli reprezentáltságuk alapján tipizáltam, kivéve az anemochor fajoknál, ahol az esetleges külső magforrás lehetőségével is számoltam.

Összehasonlítottam a kialakított 3 WB-kategória-csoport saját adatokon alapuló magbank típus összetételét, ehhez a magbank típusok WB-kategória-csoportonkénti relatív

csoportrészesedést vettem alapul: az egyes magbank típusokhoz tartozó (adott WB-kategória-csoportra eső) fajszámokat az adott WB-kategória-csoportra eső teljes fajkészlet százalékában fejeztem ki, az eredményeket halmozott oszlopdiagramokon szemléltettem.

A vegetáció és a magbank – adott gyeptípusokon belüli és közötti – florisztikai hasonlóságának kifejezésére 2 hasonlósági indexet is használtam, ezek közül a Sørensen-indexet (QS; SØRENSEN 1948) a „ $QS = \frac{2f}{(2f+g+h)}$ ” képlet segítségével számoltam, míg a Jaccard-indexet (J; JACCARD 1908) a „ $J = \frac{f}{f+g+h}$ ” képlet segítségével, ahol „ f ” a 2 populáció közös fajainak száma, „ g ” az egyik populáció fajainak száma, és „ h ” a másik populáció fajainak száma (MAGURRAN 2004). Az indexek számításához első körben a gyeptípusonként összevont fajlistákat vettem alapul. Az eredményeket táblázatmátrixban jelenítettem meg. Második körben – a későbbi induktív statisztikai elemzések lehetőségének megteremtése végett – az indexeket a kvadrátonkénti fajlisták alapján is kiszámoltam (VALKÓ és munkatársai (2009) módszerével). Mivel a magbank kutatásokban a Sørensen gyakrabban használt hasonlósági index (pl. VALKÓ *et al.* 2009, KONCZ *et al.* 2011, GALLOWAY *et al.* 2017, LUO *et al.* 2017), mint a Jaccard (pl. BOSSUYT & HONNAY 2008), ezért az induktív statisztikai elemzésekhez már csak a Sørensen-indexet használtam.

3.6.3. Induktív jellegű elemzések

Az adatelemzés második szintje induktív jellegű volt. Az induktív jellegű elemzések célja a leíró jellegű adatfeltárás során a vegetáció nedvességigénye és a magbank között sejtethetővé vált kapcsolatok szignifikáns voltának ellenőrzése volt.

A paraméteres eljárásokat előnyben részesítettem a nemparaméteres eljárásokkal szemben, ahol az alkalmazhatósági feltételek teljesültek.

3.6.3.1. Az élőhelyi léptékű összevetések és kapcsolatelemzések

A szignifikanciavizsgálatok, azaz statisztikai próbák alkalmazhatósági feltételeinek ellenőrzésére az alábbi próbákat alkalmaztam: A normalitás feltétel vizsgálatára Shapiro–Wilk-próbát (ZAR 1996), a szóráshomogenitás feltétel vizsgálatára Levene-próbát (ZAR 1996) végeztem.

Annak ellenőrzésére, hogy szignifikáns-e a különbség a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus (statisztikai értelemben mint 3 független csoport) között egyik, vagy másik vizsgált mennyiségi mutató (fajszám (S), ill. vegetáció esetében borítás (D), vagy magbank esetében magdenzitás (d)), vagy a Sørensen-index (QS) tekintetében, az alábbi próbák valamelyikét végeztem: 1.) egyutas varianciaanalízist (analysis of variance, ANOVA), amennyiben a paraméteres eljárás 2 feltétele közül a normalitás- és szóráshomogenitás feltétel is teljesült; 2.) Welch ANOVA-t, ha a paraméteres eljárás normalitás feltétele teljesült, de a szóráshomogenitás feltétele sérült, vagy 3.) Kruskal–Wallis-próbát, ha a paraméteres eljárásnak mind a normalitás, mind a szóráshomogenitás feltétele sérült, és az adatok eloszlását transzformációval sem sikerült normállá tenni (ZAR 1996). Szignifikáns eredmény esetén a páronkénti csoportösszevetésre az alábbi post hoc tesztek alkalmaztam: 1.) az egyutas- és a Welch ANOVA-t követően Tukey–Kramer-próbát, míg 2.) a Kruskal–Wallis-próbát követően Mann–Whitney-próbát (ZAR 1996).

A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus közül a 2 véglet (statisztikai értelemben mint 2 független csoport) Sørensen-index tekintetében való elkülönülését – mivel a paraméteres eljárás 2 feltétele közül a normalitás- és szóráshomogenitás feltétel is teljesült – kétmintás t-próbával (ZAR 1996) is ellenőriztem.

Annak ellenőrzésére, hogy szignifikáns-e a különbség a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus talajában az F és A mélységintevallum magbankja (statisztikai értelemben mint mintapár) között egyik, vagy másik vizsgált mennyiségi mutató (magdenzitás, fajszám) tekintetében, az

alábbi próbák valamelyikét alkalmaztam: 1.) páros t-próbát, ha a paraméteres eljárás feltétele, azaz a 2 csoport különbségének normál eloszlása teljesült, vagy 2.) Wilcoxon-féle előjeles rangpróbát, ha a paraméteres eljárás fenn nevezett feltétele nem teljesült (ZAR 1996).

3.6.3.2. A finomléptékű kapcsolatvizelések

Annak feltárása érdekében, hogy szignifikáns-e a kapcsolat, együttváltozás a talajnedvesség-tartalom (w) – mint háttérváltozó – és egyszer a vegetáció, másszor a magbank egyik, vagy másik vizsgált mennyiségi mutatója (fajsúly, ill. vegetáció esetében borítás, vagy magbank esetében magdenzitás) – mint célváltozó – között, többlépcsős elemzést hajtottam végre. Mivel a talajnedvességet nem a talajrendszerből (értem ez alatt az egymással kölcsönható talajtulajdonságok rendszerét) kiragadva, hanem az abban működő kölcsönhatások kontextusában kívántam vizsgálni és kifejezni, ezért a 2 változó – 1 háttérváltozó és 1 célváltozó – kapcsolatát vizsgáló korrelációs számítás helyett olyan statisztikai eljárást választottam, amely több háttérváltozó egyidejű elemzését is lehetővé tette egy célváltozóval való összefüggésben. Az elemzésbe – valamilyen formában – az összes mért talajparamétert (talajnedvesség-, CaCO_3 , humusz- (H), vo. össz. sótartalom, K_A , pH_{KCl}) bevontam háttérváltozóként. Az alábbi elemzésekhez minden kvadrátot önálló mintaként tekintettem, nem ismétlésként.

Adatelőkészítő transzformáció: A több különböző mértékegységben mért, különböző értéktartományba eső változó együttes elemzése indokolta az azok standardizálását: egyesével 0–1 közé normáltam azokat. A 3 időpontból származó talajnedvesség adatsorokat először időpontként normáltam, majd az így kapott 3 normált adatsor elemeit a mintavételi pontokban átlagoltam egymással, végül az átlagolt adatsort ismét normáltam. A soron következő elemzésekben minden változó esetében a normált adatsorokkal dolgoztam.

Az elemzés első lépcsőfoka: A talajparaméterek sokdimenziós kapcsolatrendszerének átláthatóbbá tétele, és ezen keresztül a talajnedvesség kapcsolatrendszerbeli helyzetének, erejének feltárása érdekében dimenziócsökkentő főkomponens-analízist (principal component analysis, PCA; JOLLIFFE 2002) végeztem a mért talajparamétereken. E kiindulási alapot jelentő PCA elemzésből kinyertem a talajparaméterek kapcsolatrendszerét leíró, talajparaméter-csoportokat definiáló 1. és 2. főkomponensek (PC1 és PC2) adatait, majd azokat (bennük a megkülönböztetett talajnedvességgel) mint háttérváltozókat első megközelítésben a vegetáció, másodikban a magbank egyik, vagy másik mennyiségi mutatójával (fajsúly, ill. vegetáció esetében borítás, vagy magbank esetében magdenzitás) mint célváltozóval kombináltam, és általánosított legkisebb négyzetek (generalized least squares, GLS) módszerre épülő lineáris regressziós modellt (REICZIGEL *et al.* 2014) illesztve azokra vizsgáltam kapcsolatukat (ez jelentette a kapcsolatvizelés durvább szintjét). Azért nem a kézenfekvőnek tűnő PCA regresszió-analízist alkalmaztam, mert az több egyenrangúan célváltozóként kezelt változó kapcsolatának a vizsgálatára adott volna lehetőséget, míg a GLS módszerre épülő lineáris regressziós modellel – a kitűzött célnak megfelelően – egy kitüntetett változó, a célváltozó több háttérváltozóval való együttmozgásának vizsgálatára. A választott modell a GLS módszer révén jó közelítéssel alkalmazható a nem lineáris, de lineárisra visszavezethető, monoton kapcsolatok (jelen esetben ez utóbbi volt várható a normalitások sérülése miatt) jellemzésére az „ $Y=a+(b \times X)$ ” függvény segítségével, ahol „ Y ” a célváltozó, „ X ” a háttérváltozó, „ a ” az illesztés Y tengelymetszete, „ b ” az illesztés meredeksége. A modellbe varianciamodellt is illesztve lehetőség nyílt a lejtő mentén várható eltérő varianciák megengedése. Az elemzés végeredményeképpen információt kaptam arról, hogy az a PC, amely a megkülönböztetett talajnedvességet is magába foglalja (pontosabban amelyikben a talajnedvesség dominánsabb), együtt mozog-e vizsgált célváltozóval. Annak felderítésére, hogy a célváltozó adott PC-vel való együttmozgása mennyiben köszönhető a talajnedvességgel való együttmozgásának, az elemzés második lépcsőfoka volt hivatott.

Az elemzés második lépcsőfoka: Ahhoz, hogy a célváltozó és konkrétan a talajnedvesség-tartalom együttmozgását tetten érjem, de továbbra is figyelembe vegyem a többi talajparaméter esetleges befolyásoló szerepét, a varianciamodellel bővített, GLS módszerre épülő lineáris regressziós modellt lefutattam úgy is, hogy a PC-k helyett a mért talajparamétereket vontam be háttérváltozóként (ez jelentette a kapcsolatvizsgálás finomabb szintjét). Mivel azonban a modellnek kritériuma, hogy egyszerre nem kerülhetnek bele egymással korreláló háttérváltozók, ezért előzőleg szórásdiagram mátrix és – a nemlineáris, de monoton kapcsolatok esetén szokásos – Spearman-féle rangkorrelációs elemzés (ZAR 1996) alapján szűréseket végeztem, majd ezt követően az egymással kompatibilis változók figyelembevételével összeállítottam az összes lehetséges változókombinációt és egyesével modellt illeszttem azokra. A különböző kombinációk eredményeinek összehasonlítására, kontextusban értelmezésére az illesztett modellek eredménytáblázaiban foglalt Akaike információs kritériumot (Akaike information criterion, AIC) használtam. Az AIC egy olyan modellszelektációs mutató, ahol a relatíve kisebb AIC érték a relatíve jobb modell illeszkedést jelenti. A jobb modell illeszkedéssel jellemezhető kombináció változói között fennálló kapcsolatot automatikusan erősebbnek tekintettem, mint a rosszabb illeszkedéssel jellemezhető kombináció változói között fennállót. Egyazon kombináción belül a célváltozóval erősebb kapcsolatban álló háttérváltozót a kapcsolatukat leíró illesztés meredekségének szignifikanciája mutatta. Ezek alapján megállapítottam, hogy a talajnedvesség-tartalom milyen kapcsolatban áll a célváltozóval, továbbá, hogy a talajrendszerben hol foglal helyet a mért talajparaméterekhez képest. A fontosabb változók együttmozgását szórásdiagramokon szemléltettem, szignifikáns kapcsolatok esetén a releváns modell illesztésekkel.

A modell alkalmazhatóságának feltételeit minden esetben – a nem lineáris kapcsolatok esetén szokásos – 2 diagnosztikus ábrával ellenőriztem: a reziduumok normalitás feltételét azok QQ-ábrájával, ill. a reziduumok véletlen szóródás feltételét a becsült értékek függvényében ábrázolt standardizált reziduumokkal.

Annak feltárására, hogy van-e különbség a 2 végletet adó WB-kategória-csoport fajainak talajnedvességhez való viszonyában, Spearman-féle rangkorrelációs elemzést végeztem az adott WB-kategória-csoport egyik, majd másik vizsgált mennyiségi mutatója (fajsúly, ill. vegetáció esetében borítás, vagy magbank esetében magdenzitás) és a talajnedvesség-tartalom között.

Spearman-féle rangkorrelációs elemzést végeztem a vegetáció és a magbank egyik, vagy másik mennyiségi mutatójának keresztösszevetéseire is (a Pearson-féle korrelációs elemzés a normalitás sérülése miatt nem volt opció). A változók együttmozgását szórásdiagramokon szemléltettem a rangkorrelációs koefficiensek (r_s) feltüntetésével. A diagramokra a nem lineáris monoton kapcsolatok esetén megszokottakhoz igazodva a szignifikáns kapcsolat esetén sem került illesztés.

3.6.4. Az alkalmazott adatfeldolgozó és statisztikai programok

Az adatrendezéshez, az egyszerűbb ábrák és táblázatok készítéséhez, az egyszerűbb matematikai képletekkel felírható indexek és egyéb származtatott adatok számításához, csakúgy, mint az egyszerűbb statisztikai mérőszámok kalkulációjához, adattranszformációkhoz MS Excel 15.0. programot használtam. A klasszikus statisztikai próbákat Past 3.01. programban (HAMMER *et al.* 2001) hajtottam végre. A bonyolultabb ábrákat és statisztikai elemzéseket R 3.4.3. programban (R CORE TEAM 2017) végeztem. Az értekezés Past vagy R programot alkalmazó statisztikai módszereinek listája a releváns R csomagokkal és függvényekkel az M14. mellékletben található.

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

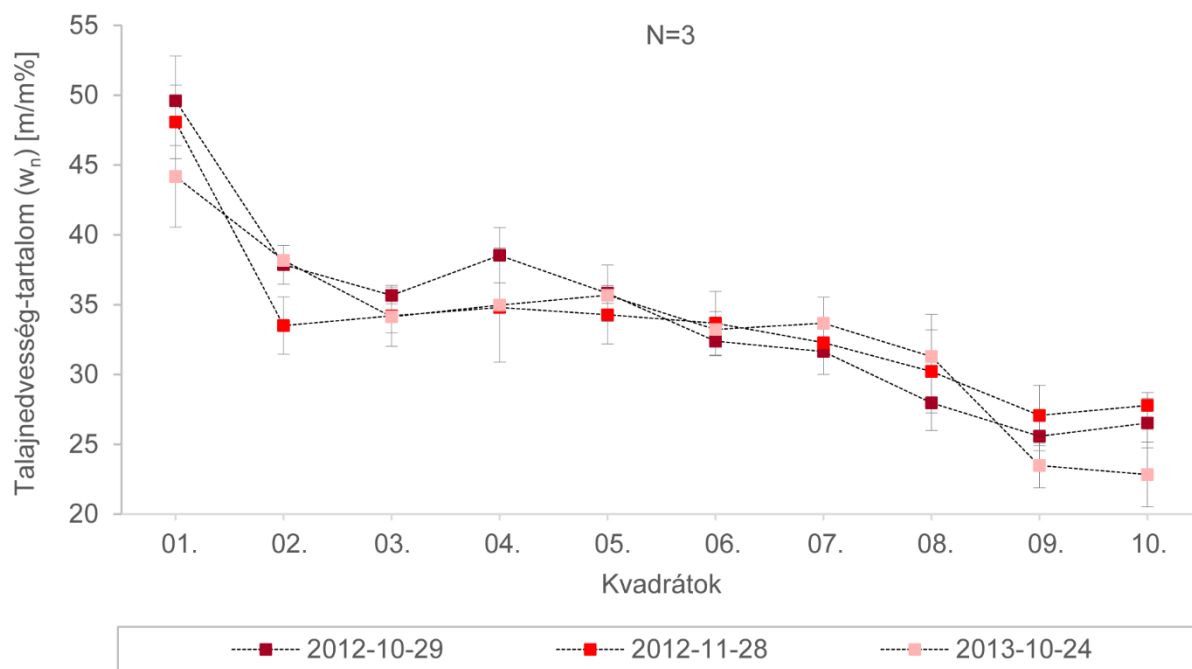
4.1. Sajókápolna

4.1.1. A talaj jellemzői

A sajkókápolnai mintaterület talaj alapadatait az M15. melléklet tartalmazza.

4.1.1.1. A talajnedvesség-tartalom változása a lejtő mentén

A 3. ábra a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó nedvességtartalmat (w_n) ($\bar{X} \pm SD$, $N=3$) a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzektok (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01—10.A., 01—10.B., 01—10.C.) térsorozatában szemlélteti, mintavételi időpontonként. Ennek értelmében a talaj nedvességtartalmára irányuló direkt mérések már a feltalajra vonatkozóan is igazolták a lejtő vizuálisan interpretálható bélyegek alapján várt nedvességgradiensének meglétét: a talajnedvesség-tartalom a lejtőn felfelé haladva csökkent úgy, hogy – a kisebb kilengésektől eltekintve – fokozatos átmenetet mutatott a legalsó kvadrátokra (01.A., 01.B., 01.C.) számolt 49,6 m/m%-os átlagérték és a legfelső kvadrátokra (10.A., 10.B., 10.C.) számolt 22,8 m/m%-os átlagérték, mint szélsőértékek között.



3. ábra. A talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó nedvességtartalom a lejtő 3 hosszirányú, egymással párhuzamos transzektje mentén felvett kvadrátok térsorozatában, mintavételi időpontonként – Sajókápolna.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$, amelyhez az $N=3$ elemű minta a 3 párhuzamos transzektből kumulálódó, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármas volt.

Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag \pm szórás. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

Az alsó és felső végpont közötti kb. 50%-os talajnedvesség-tartalom csökkenés olyan markánsnak tekinthető, hogy hatása (amennyiben van) vélhetően a magbankban is érzékelhető lesz (egyrészt a maginputra tett hatás a vegetáció meghatározásán keresztül (vö. a 2.1.5.4. fejezet „Nedvességigény ~ magbank” címe alatt); másrészt a magvakra tett konzerváló, vagy

épp ellenkező letális hatás a gombafertőzés, vagy az anoxia révén (vö. 2.1.6.1. fejezet), alkalmassá téve ezzel a helyszínt a célkitűzésben foglaltak vizsgálatára. Egyébiránt a talajnedvesség-tartalom lejtőmenti változása mind a 3 mintavételi időpont alapján hasonló volt, és kirajzolta a lejtő középső szakaszának nyereg jellegét.

4.1.1.2. Néhány további talajparaméter változása a lejtő mentén

A 4. ábra a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó CaCO_3 , humusz- (H), vo. össz. sótartalom, K_A és pH_{KCl} értékeket ($\bar{X} \pm \text{SD}$, $N=3$) a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzsektek (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01—10.A., 01—10.B., 01—10.C.) térsorozatában illusztrálja. Ennek olvasatában:

A CaCO_3 tartalom lejtőmenti alakulását a lejtő középtáji részén hirtelen és jelentős emelkedés jellemezte. Az ott mért CaCO_3 tartalom közel 10 m/m%-os átlagértéke különösen magasnak minősül dombvidéki régióban, ahol a felszín a kilúgzás miatt alapesetben karbonátmentes. A talált jelenségre a lehetséges magyarázatok közül a kevésbé valószínű, hogy a talált CaCO_3 eredetileg az *in situ* mélyben lévő anyag, amely a feltalaj lehordódása miatt került felszínre, a valószínűbb, hogy a talált CaCO_3 a felsőbb lejtőszakaszok eróziójából származó, ott lerakódott szediment. Ez utóbbit támogatja a CaCO_3 talajszelvénybeli irreguláris (szabálytalan, vagy lefelé csökkenő) eloszlása is, amelyet a talajtípus vizsgálatát célzó talajtani előfelvételezések során megfigyeltem (vö. 3.1.1. fejezet, M5. melléklet). Megjegyzendő, hogy a CaCO_3 tartalom ilyen magas értéke akár eredményezhet magbank építésre való csökkent hajlamot (vö. a 2.1.5.4. fejezet „Talajreakció (savanyúság, meszeség) ~ magbank” címe alatt), amennyiben nincs erősebb, ezzel ellentétes irányú szelekciós nyomás.

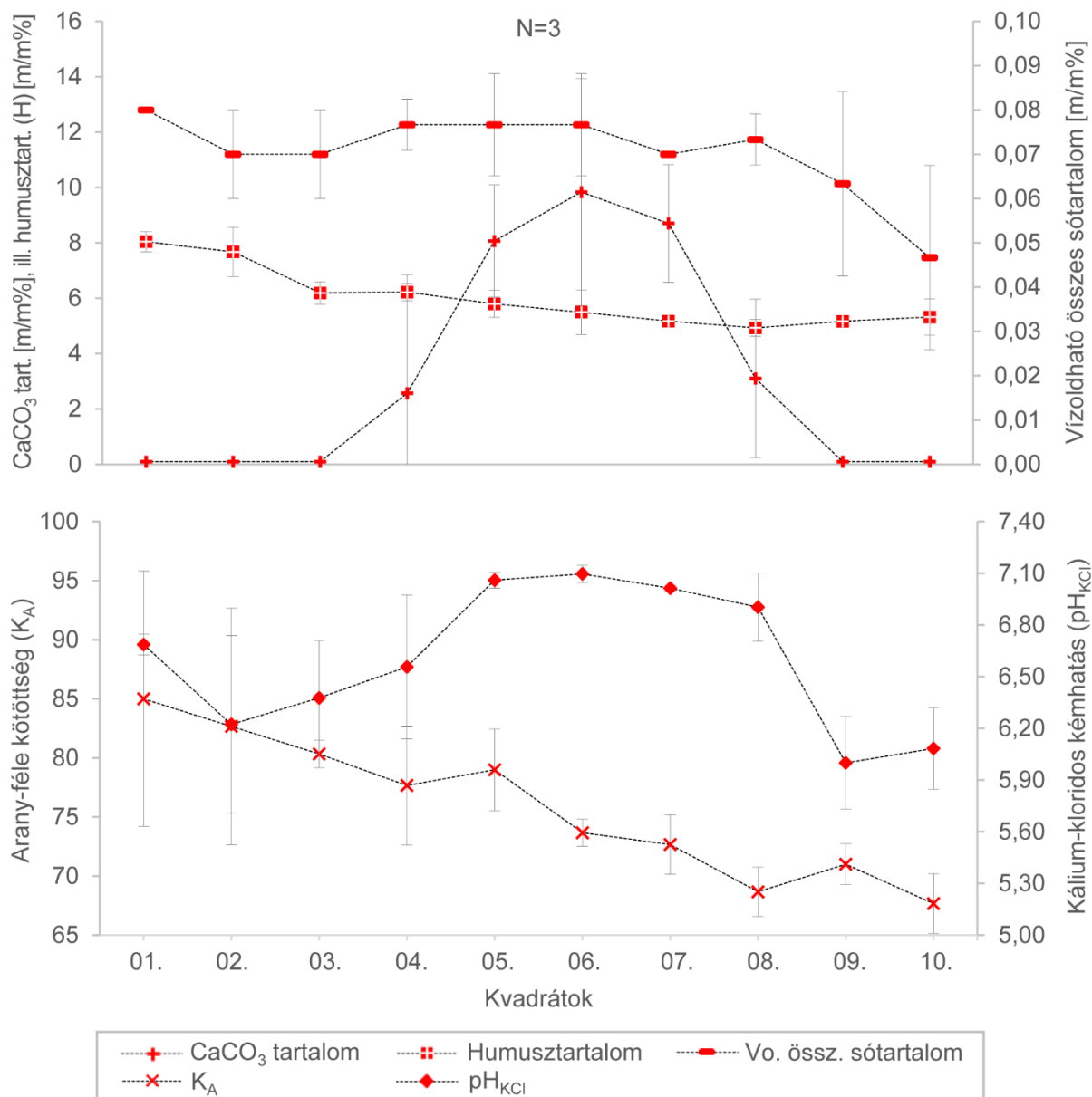
A humusztartalom a lejtő mentén nem mutatott kontrasztos változást, átlagértéke a lejtő teljes hosszában a magas tartományban maradt (4. ábra). A lejtő felső szakaszát jellemző kb. 5—6 m/m% közötti átlagértékek megfeleltek az előfelvételezések során ott leírt erdőtalajoknak (vö. 3.1.1. fejezet, M5. melléklet). A lejtő alját jellemző 8 m/m% körüli átlagérték a talált talajtípushoz képest első megközelítésben magasnak tűnhet. Reálisabbnak tűnik ez az érték akkor, ha figyelembe vesszük, hogy a Tyurin módszerrel kapott humusztartalom esetében tulajdonképpen szervesanyag-tartalomról beszélünk, amelybe a humifikált szervesanyag (vagyis a humusz) mellett beleértendő a nem humifikált (lebomlatlan és/vagy csak részlegesen lebomlott) szervesanyag is, amely utóbbinak a megemelkedett mennyisége nem szokatlan olyan, a lebomlást korlátozó tartósan víztelített körülmények között, mint amelyek a lejtő alját jellemzik (a konfüzió elkerülése végett a paramétert a továbbiakban is „humusz”-ként említem). A magas humusztartalom elősegíti a talaj jó víz- és tápanyagháztartásának kialakulását.

A vo. össz. sótartalom mind mennyiségében, mind változásának mértékében elhanyagolható volt a lejtő mentén (4. ábra). Habár dombvidéken a sók kis mennyisége (jelen esetben 0,05—0,08 m/m% közötti átlagok) is meglepő. Feltételezhető, hogy azok eredete ott nem természetes, hanem pl. a környező (mára felhagyott) szőlők és gyümölcsösök egykori műtrágyázásából származik. Egyébiránt, a szikesedés veszélye 0,10 m/m% alatt nem áll fenn (STEFANOVITS *et al.* 1999).

A K_A a lejtő mentén nagyjából egyenletes átmenetet mutatott a legalsó részre számolt 85,0-s átlagérték és a legfelső részre számolt 67,7-es átlagérték között (4. ábra). A K_A 60 fölött nehézagyagnak minősülne (STEFANOVITS *et al.* 1999), de ez ellentmondásban állna az előfelvételezések keretében elvégzett helyszíni vizsgálatok eredményével, miszerint a feltalaj textúrája agyagos-vályog, vályog. Ismerve, hogy a K_A vizsgálati módszer magas szervesanyag-tartalom mellett a magasabb K_A érték felé torzíthat (STEFANOVITS *et al.* 1999), a kapott eredmény inkább úgy értelmezhető, hogy abban a K_A és a szervesanyag-tartalom együttesen tükröződik. Egyébiránt, ilyen magas K_A érték mellett várható, hogy a magvak vertikális

penetrációja lassabb (vö. 2.1.6.6. fejezet), mindazonáltal a magélettartamot itt jobban befolyásolhatja a talajnedvesség-tartalom, mint a mélybe jutás.

A pH_{KCl} a $CaCO_3$ tartalom változását követve a lejtő középtáji részén emelkedést mutatott (4. ábra), ám ez az 1 egységnyi változás mérsékeltnek tekinthető, átlagértéke mindvégig a gyengén savanyú tartományban maradt. A vo. össz. sótartalom olyan alacsony volt, hogy nem volt érzékelhető hatása a pH_{KCl} -re.



4. ábra. A talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó néhány talajparaméter a lejtő 3 hosszirányú, egymással párhuzamos transzektje mentén felvett kvadrátok térsorozatában – Sajókápolna.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$, amelyhez az $N=3$ elemű minta a 3 párhuzamos transzektből kumulálódó, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármas volt.

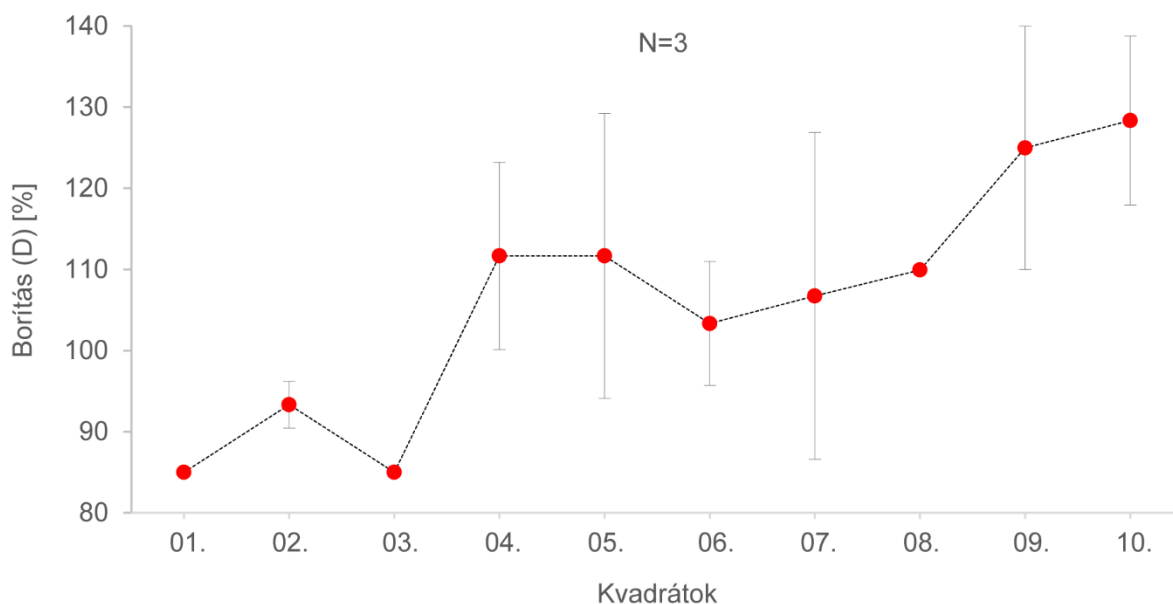
Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag±szórás, $CaCO_3$ – szén-savas mész. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

4.1.2. A földfeletti vegetáció jellemzői

A sajóképpolnai mintaterület vegetáció alapadatait az M16. melléklet tartalmazza.

4.1.2.1. A borítás és a diverzitás változása a lejtő mentén

Az 5. ábra a vegetáció borítását ($\bar{X} \pm SD$, $N=3$) a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzektok (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01—10.A., 01—10.B., 01—10.C.) térsorozatában mutatja. Az ábráról leolvasható a borítás lejtőmenti alakulása: a lejtő aljától a teteje felé kisebb-nagyobb ingadozásokkal, de jelentős borításnövekedés mutatkozott. A spektrum a legalsó kvadrátokra (01.A., 01.B., 01.C.) számolt 85,0%-os átlagborítástól a legfelső kvadrátokra (10.A., 10.B., 10.C.) számolt 128,4%-os átlagborításig terjedt. A magas átlagok megfeleltek a lejtő többszintű, fejlett vegetációjának. Az átlagokhoz tartozó szórásstartományok a lejtő középső—felső részén relatíve tágak voltak, amelyből kiolvasható a vegetáció mozaikossága.



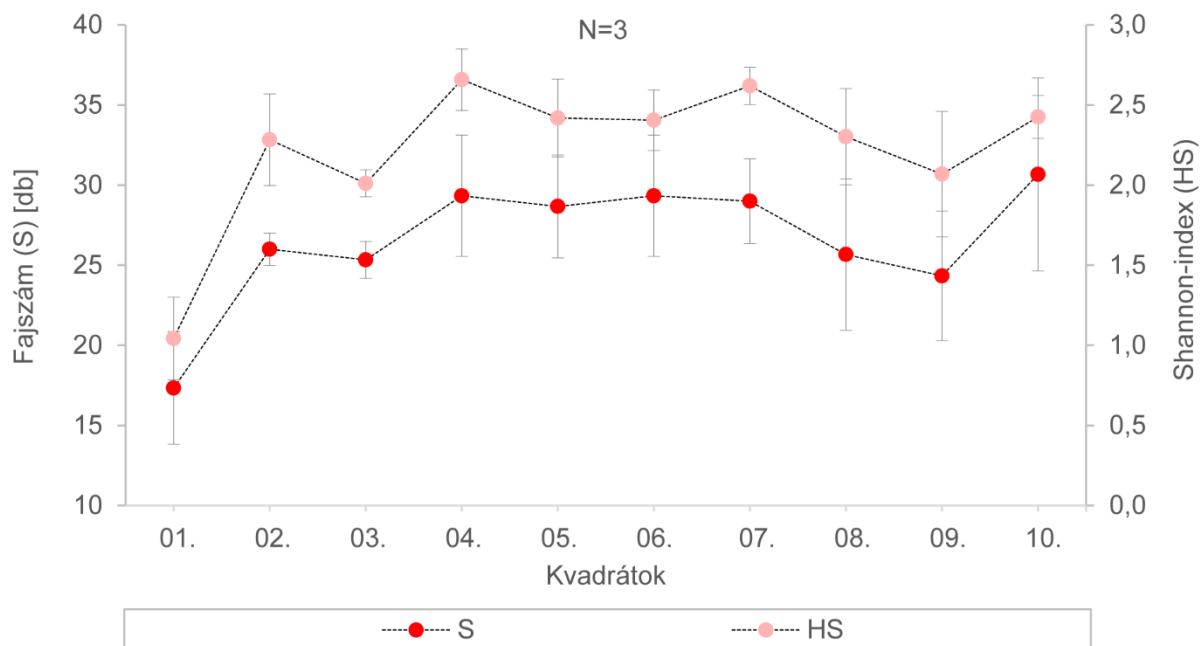
5. ábra. A vegetáció borítása a lejtő 3 hosszirányú, egymással párhuzamos transzektje mentén felvett kvadrátok térsorozatában – Sajóképpolna.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$, amelyhez az $N=3$ elemű minta a 3 párhuzamos transzektből kumulálódó, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármas volt.

Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag \pm szórás. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

A 6. ábrán a vegetáció 2 diverzitási mutatója – a fajszám (S) és a Shannon-index (HS) ($\bar{X} \pm SD$, $N=3$) – látható a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzektok (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01—10.A., 01—10.B., 01—10.C.) térsorozatában. A 2 diverzitási mutató lefutása a lejtő mentén hasonló volt, érdemben csak a legfelső kvadrátokra (10.A., 10.B., 10.C.) számolt átlagérték kiugrásának mértékében tért el, ahol a Shannon-index mérsékeltebb kiugrást jelzett, mint a fajszám (a Shannon-index relatíve alacsonyabb értéke a fajok egyéni borításértékeinek kontrasztjából adódó egyenetlenséggel magyarázható).

A diverzitás a lejtő mentén relatíve tág határok között mozgott (az azonos lejtőmagasságban lévő kvadrátokra ($N=3$) számolt átlagok alapján: $S=17,3$ — $30,7$ db, ill. $HS=1,0$ — $2,7$ között) úgy, hogy a lejtő középső—felső részén többé-kevésbé egyenletes és relatíve magas volt, az ettől való komolyabb eltérést a legalsó kvadrátokra (01.A., 01.B., 01.C.) számolt alacsonyabb átlagérték ($S=17,3$ db, $HS=1,0$; $N=3$) jelentette (6. ábra).



6. ábra. A vegetáció diverzitási mutatói a lejtő 3 hosszirányú, egymással párhuzamos transzektje mentén felvett kvadrátok térsorozatában – Sajókápolna.

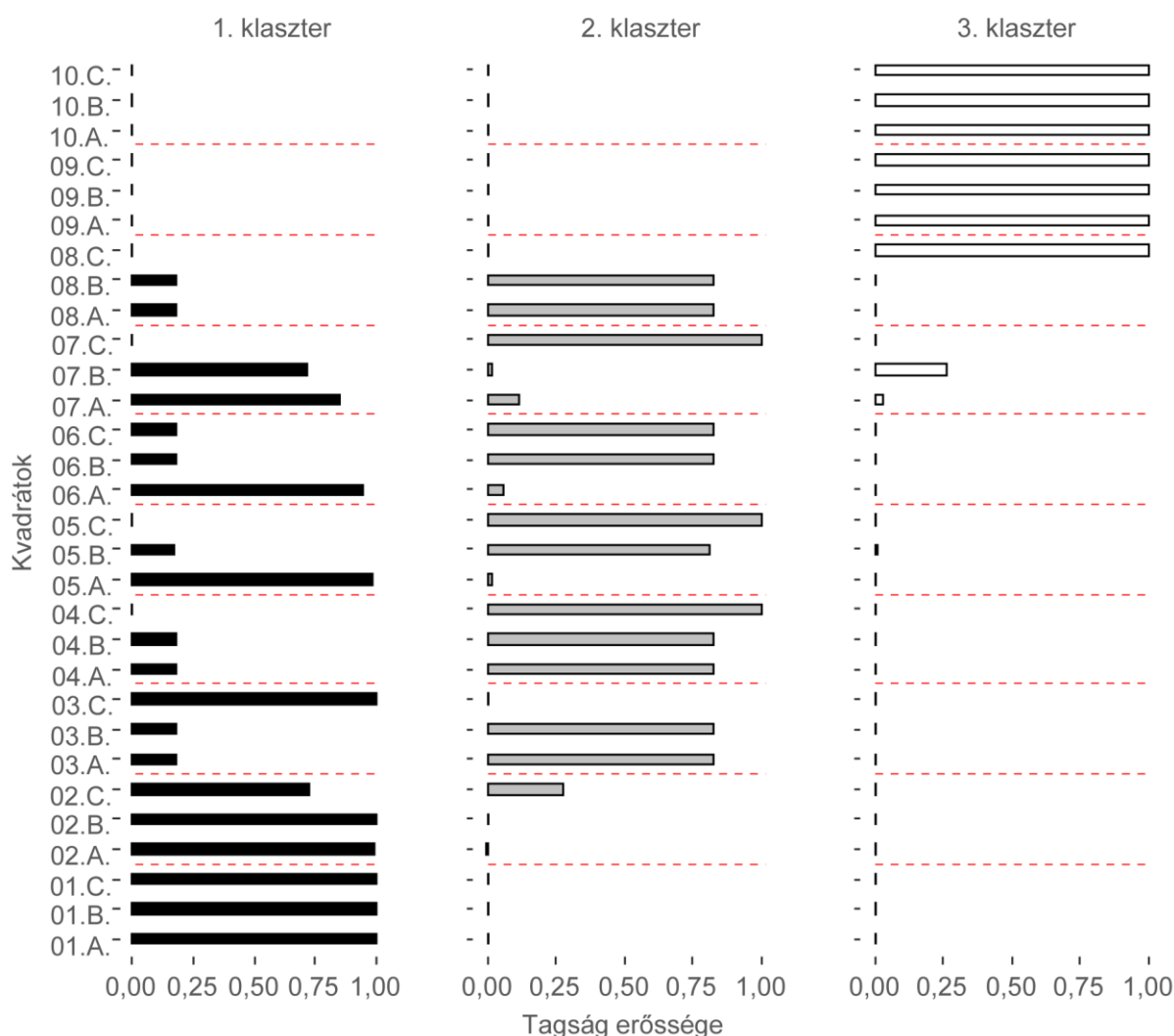
Statisztika: $\bar{X} \pm SD$, amelyhez az $N=3$ elemű minta a 3 párhuzamos transzektből kumulálódó, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármas volt.

Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag \pm szórás. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

4.1.2.2. Az eltérő vízháztartású gyeptípusok lehatárolása a lejtő mentén

A lejtőn harántszelvényben rendeződő 3 gyeptípus vízháztartás szerinti hipotetizált elkülönülésének alátámasztására, ill. azok kvázi határainak definiálására, és így az azokra reprezentatív kvadrát-csoportok lehatárolására alkalmazott FCM klaszteranalízis eredménye a 7. ábrán látható (az analízis értelmezéséhez ld. még a 3.6.2.2. fejezetet). A kvadrátok a vegetáció nedvességigénye (konkrétabban a fajok borítással súlyozott WB-je) alapján nagyságrendileg a preconcepciónak megfelelően „oszlottak meg” a 3 opcionális klaszter között: Az 1. klaszterbe tartoztak a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzekt (A., B., C.) legalsó lejtőpozíciójú és az azokat közvetlenül követő kvadrátjai (01—02.A., 01—02.B., 01—02.C.), továbbá néhány középső lejtőpozíciójú kvadrát. Legerősebb tagsági értékkel a 2. klaszterbe tartozott a transzekt középső kvadrátjainak (03—08.A., 03—08.B., 03—08.C.) a nagy többsége. A transzekt középső szakaszának mozaikossága 2 eltérő élőhelytípus határvonalában való elhelyezkedése miatt nem volt váratlan. A 3. klaszterbe kerültek a transzekt legfelső lejtőpozíciójú és az azokat közvetlenül megelőző kvadrátjai (09—10.A., 09—10.B., 09—10.C.), ill. egy középső kvadrát. A vázolt kvadrát-megoszlás alátámasztotta 3 eltérő vízháztartású gyeptípus külön-külön történő elemzésének létjogosultságát. A 3 gyeptípust a továbbiakban – a vegetáció relatív nedvességigényére utalva – nedves gyeptípusnak (a továbbiakban „NGyT”), ökoton gyeptípusnak (a továbbiakban „ÖGyT”) és száraz gyeptípusnak (a továbbiakban „SzGyT”) neveztem. Határaikat nagyvonalakban a fenti klaszterekhez igazítva, de a helyszíni szemle tapasztalatait is figyelembe véve, kellő kritikai szemlélettel húztam meg, lehatárolva ezzel az azokra leginkább reprezentatív kvadrát-csoportokat. A lehatárolás alapelve a 2 véglet – NGyT és SzGyT – szigorúan legtipikusabb kvadrátokkal való jellemzése volt, míg azok átmeneti zónájában élőhelyi sajátásként elfogadottnak tekintettem a mozaikosságot. Az NGyT-re reprezentatívnak választottam így a transzekt 01—02. sorszámú kvadrátjait (azaz 01—02.A., 01—02.B., 01—02.C.; össz. 6 db);

kisebb mozaikosságot megengedően az ÖGyT-re reprezentatívnek tekintetem a transzkektek 03—08. sorszámú kvadrátjait (azaz 03—08.A., 03—08.B., 03—08.C.; össz. 18 db); míg az SzGyT-re reprezentatívnek tekintetem a transzkektek 09—10. sorszámú kvadrátjait (azaz 09—10.A., 09—10.B., 09—10.C.; össz. 6 db).



7. ábra. A lejtő mentén felvett kvadrátok 3, előre meghatározott számú klaszterhez való fűződésének erőssége nedvességigény alapján – Sajókápolna. Az egyes kvadrátokban a nedvességigény a vegetációt alkotó fajok borítással súlyozott nedvességigényével (WB) került kifejezésre, ahol a WB BORHIDI (1995) rendszere szerint értendő.

Statisztika: Lágú c-közép klaszteranalízis (fuzzy c-means clustering, FCM). A releváns R eszköztárat (programverzió, csomag, függvény) ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: A kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

A terepszemle szerint így realizált FCM klaszteranalízis-alappillérű kvadrát-csoportosítás pontosságának ellenőrzéseképp végzett LDA elemzés eredménye az M17. mellékletben található (az elemzés értelmezését segítő módszertani információkat ld. még a 3.6.2.2. fejezetben). Az LDA elemzés – a helyi talajparaméterek (talajnedvesség-, CaCO_3 , humusz-, vo. össz. sótartalom, K_A , pH_{KCl}), ill. a helyi vegetáció jellemzők (borítás, fajszám) együttese alapján – ugyancsak a 3 betáplált csoport szerinti 6, 18 és 6 kvadrátot ítélte összetartozónak. Kimutatta ezzel a fenti kvadrát-csoportosítás helytállóságát. A 3 kvadrát-csoport egymástól való elkülönülését 58,5%-ban magyarázó LD1-ben a talajnedvesség-tartalomhoz tartozó koefficiens dominanciája megerősítette továbbá, hogy a kvadrátok csoportosításában a talajnedvességnek volt a legnagyobb a szerepe.

A fentiek értelmében, a továbbiakban már indokoltan végezhettem az élőhelyi léptékű elemzéseket a fenn nevezett $N_{NGyT}=6$, $N_{ÖGyT}=18$ és $N_{SzGyT}=6$ kvadrát alapján. (A későbbi magbank elemzésekre nézve ez azt jelentette, hogy a gyeptípusonkénti magbank összmintám így legalább „(6 minta \times 96,2 cm³) \times 6 kvadrát = 3462 cm³”-nek adódott, amely nagyságrendre még mindig eleget tett a hasonló hazai élőhelytípusokban megszokott mintavolumennek (vö. hegyi kaszálóréteken ≤ 3800 cm³ (pl. TÖRÖK *et al.* 2009b, VALKÓ *et al.* 2011b).)

4.1.2.3. A gyeptípusok összevetése borítás és diverzitás alapján

Az eltérő vízháztartású gyeptípusok ÁNÉR 2011 élőhelykategóriákba való besorolása szerint a vizsgált NGyT esetében ún. nem zombékoló magassásrét (ÁNÉR 2011 kategóriakód: B5) tipikus, természetközeli képviselőjéről beszélhetünk; a vizsgált SzGyT esetében pedig ún. fűszáraz irtásrét (ÁNÉR 2011 kategóriakód: H4) mátrixadó pázsitfűvekben némileg eljellegtelenedettebb (leromlottabb) képviselőjéről (vö.: későbbi fejezetek). Az ÖGyT-nek nevezett egység e kettő átmenete.

Az NGyT, az ÖGyT és az SzGyT vegetációjának mennyiségi mutatóit – borítás, fajszám és Shannon-index – az 1. táblázat foglalja össze.

A 3 gyeptípus borítását tekintetében szignifikánsan eltért egymástól (Kruskal–Wallis-próba, $p < 0,001$), ezen belül is az NGyT borítását (89,2%, $N=6$) szignifikánsan (Mann–Whitney-próba, $p < 0,01$) alacsonyabb volt, mint az SzGyT-é (126,7%, $N=6$), míg az ÖGyT-é (104,7%, $N=18$) szignifikánsan (Mann–Whitney-próba, $p < 0,05$) magasabb volt, mint az NGyT-é, és szignifikánsan (Mann–Whitney-próba, $p < 0,01$) alacsonyabb volt, mint az SzGyT-é (a próbák részletes eredményeit ld. az M18. mellékletben). E borításértékek megfeleltek az adott élőhelytípusokra jellemző fejlett vegetációnak (BÖLÖNI *et al.* 2011), és alkalmasak lehettek a lejtőn lefelé mozgó üledékek megkötésére. Az átlaghoz tartozó szórásstartomány az ÖGyT-ben relatíve tágabb volt, jelölve ezzel annak mozaikosabb mintázatát. Fontos ezek tárgyalása azért is, mert a borítás befolyásolva a talajfelszínre jutó fényt, a csírázáson keresztül is hatást gyakorolhat a magbakra. Az avar borítása ($\bar{X} \pm SD$) közel háromszor akkora volt az NGyT-ben ($12,0 \pm 4,7\%$, $N=6$), mint az ÖGyT-ben ($4,8 \pm 2,3\%$, $N=18$) és az SzGyT-ben ($4,8 \pm 2,6\%$, $N=6$) (vö. M16. melléklet). Az NGyT-ben talált avartakarás olyan mértékű volt, hogy az akár hatással (pozitív és negatív egyidejűleg) lehetett a magbakra is (vö. 2.1.6.5. fejezet). Érdemes említést tenni a csupasz felszín arányáról is, mivel az a magvak gyorsabb mélybe jutását segítve (az élő, vagy holt fitomasszával borított felszínhez képest) hozzájárulhat a perzisztens magbank kialakulásához (vö. BAKKER *et al.* 1996a, MATUS 2012). Közepes csupasz felszínarány ($\bar{X} \pm SD$) jellemezte az NGyT-t ($6,7 \pm 2,4\%$, $N=6$) és az ÖGyT-t ($7,3 \pm 4,7\%$, $N=18$), míg az az SzGyT-ben elenyésző volt ($1,8 \pm 0,8\%$, $N=6$) (vö. M16. melléklet).

A 3 gyeptípus átlagos fajszám tekintetében nem tért el egymástól szignifikánsan (Kruskal–Wallis-próba) (a próba részleteit ld. az M18. mellékletben). Habár a diverzitását némi módon diverzitási mutató alapján alacsonyabb volt az NGyT-ben ($S=21,7$ db, $HS=1,7$; $N=6$), mint az SzGyT-ben ($S=27,5$ db, $HS=2,2$; $N=6$), és mint az ahhoz hasonló ÖGyT-ben ($S=27,9$ db, $HS=2,4$; $N=18$) (1. táblázat). Az NGyT, azaz az azt képviselő magassásrét relatíve kisebb diverzitása megfelelt az élőhelytípus jellemző diverzitásának, míg SzGyT, azaz az azt képviselő irtásrét relatíve nagyobb diverzitása alulról közelítette az élőhelytípus jellemző diverzitását, reprezentatív területegység alapján (BÖLÖNI *et al.* 2011).

A 3 gyeptípus közül összefajszám tekintetében az ÖGyT vezetett (91 db), azt követte az SzGyT (55 db), majd az NGyT (44 db) (1. táblázat). Az NGyT-re, az SzGyT-re és az ÖGyT-re kapott mintaelemszám-alapú (itt kvadrátszám-alapú) SAC görbék ellaposodó tendenciája, ill. a görbékhez tartozó szórásstartományok fokozatos szűkülése (M19. melléklet) telítődés közeli állapotot jeleztek a gyeptípusonként alkalmazott kvadrátszámnál, ennek értelmében az alkalmazott kvadrátszám az összefajszámra reprezentatívnak tekinthető. Az ÖGyT nagy

fajsza annak fajgyűjtő szerepét sejteti. A fűnemek (*incl. Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae, Typhaceae*) közé sorolható fajok abszolút számában (és részarányában) az élőhelytípusra jellemzően figyelemre méltó volt az SzGyT (az említés sorrendjében 10, 2, 0, 0 db) és az ÖGyT (9, 6, 0, 0 db), míg elmaradt az NGyT (5, 2, 0, 0 db) (vö. M20. melléklet).

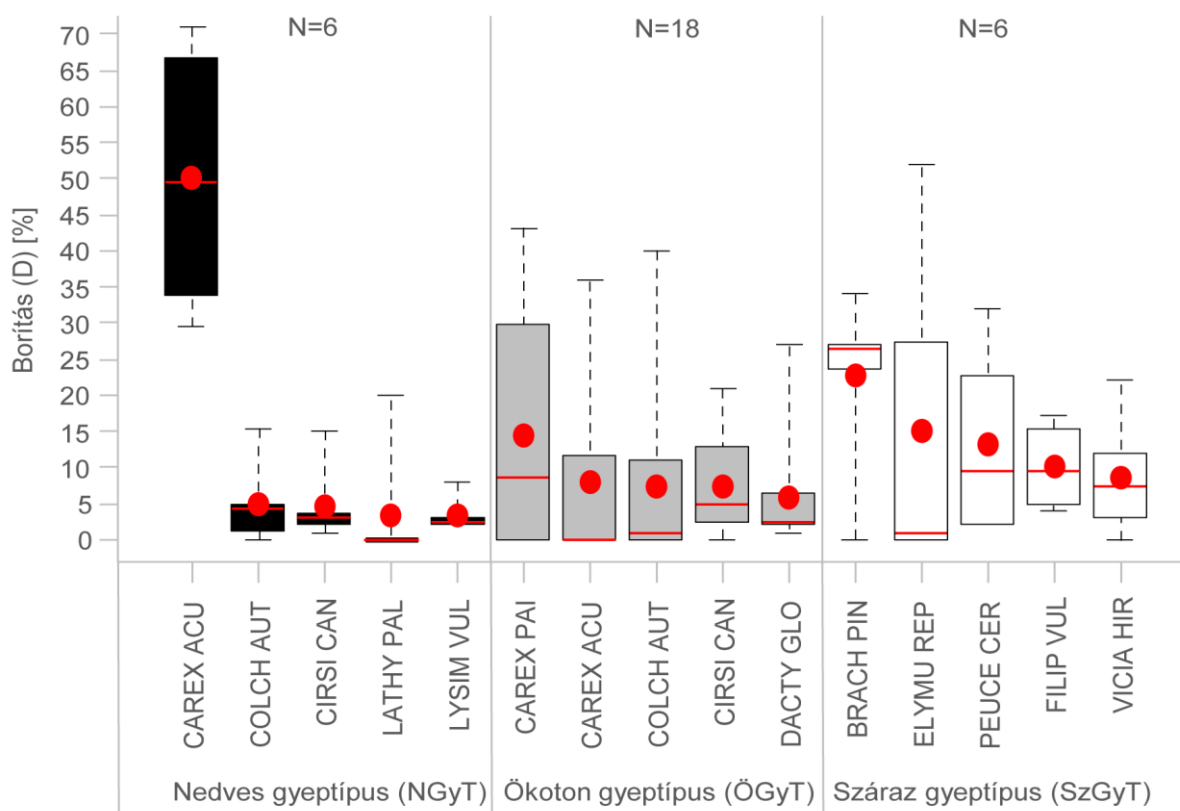
1. táblázat. A vegetáció mennyiségi mutatói a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Sajókápolna.
 Statisztika: $\bar{X} \pm SD$ számításához a mintaelemek az adott gyeptípusra reprezentatív kvadrátok voltak.

	Borítás (D) [%]	Fajsza (S) [db]		Shannon-index (HS)
	$\bar{X} \pm SD$	Σ	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$
Nedves gyeptípus (NGyT), N=6	89,2 ± 4,9	44,0	21,7 ± 5,3	1,7 ± 0,7
Ökoton gyeptípus (ÖGyT), N=18	104,7 ± 14,1	91,0	27,9 ± 3,4	2,4 ± 0,3
Száraz gyeptípus (SzGyT), N=6	126,7 ± 11,7	55,0	27,5 ± 5,8	2,2 ± 0,3

Jelkölcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag ± szórás.

4.1.2.4. A gyeptípusok összevetése abundáns fajok alapján

A 8. ábra a vegetáció gyeptípusonkénti 5-5 legtömegesebb fajtát és azok borításértékeit (min., Q_1 , \bar{X} , M_e , Q_3 , max.) mutatja be. Az NGyT, azaz az azt képviselő magassásrét első 5 faja a *Carex acutiformis*, a *Colchicum autumnale*, a *Cirsium canum*, a *Lathyrus palustris* és a *Lysimachia vulgaris* volt, amelyek együtt átlagosan 66,3%-ot (N=6) borítottak, ezzel az NGyT teljes borításának 74,3%-át adták. Az első 5 faj között a *Carex acutiformis* 50,1%-os átlagborításával (N=6) monodominánsnak tekinthető, és ez a fajösszetétel nagyfokú egyenletlenségét okozta.



8. ábra. A vegetáció gyeptípusonkénti 5-5 legtömegesebb fajának borítása – Sajókápolna.

Statisztika: Dobozdiagram (boxplot), min., Q_1 , \bar{X} , M_e , Q_3 , max., amelyhez a mintaelemek az adott gyeptípusra reprezentatív kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

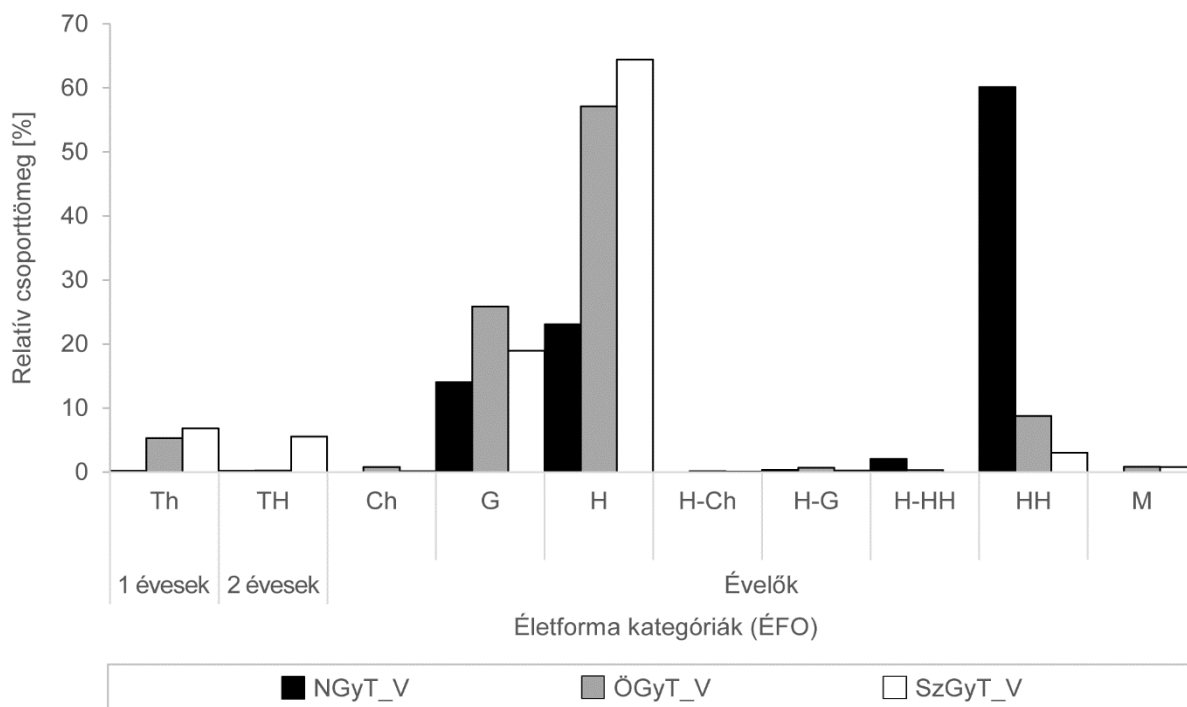
Jelkölcs: N – mintaelemszám, Q_1 – alsó kvartilis, \bar{X} – mintaátlag, M_e – medián, Q_3 – felső kvartilis. A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben.

Az NGyT-hez képest a másik 2 gyeptípus esetében kiegyensúlyozottabb volt a borítás megoszlása az első 5 faj között, jóllehet, ott a tág min—max. tartományok jeleznek mozaikos borítottságot (8. ábra). Az ÖGyT első 5 faja a *Carex pairae*, a *C. acutiformis*, a *Colchicum autumnale*, a *Cirsium canum* és a *Dactylis glomerata* volt. Ezek együtt átlagosan 43,1%-ot (N=18) borítottak, ezzel az ÖGyT teljes borításának 41,2%-át adták, amely a fajlista többi, alárendeltebb fajának relatíve (NGyT-hez képest) nagyobb szerepét jelzi.

Az SzGyT, azaz az azt képviselő irtásrét első 5 faja a *Brachypodium pinnatum*, az *Elymus repens*, a *Peucedanum cervaria*, a *Filipendula vulgaris* és a *Vicia hirsuta* volt (8. ábra). Ezek együtt átlagosan 70,0%-ot (N=6) borítottak, amely az SzGyT teljes borításának 55,3%-át adta, emellett pedig az alárendeltebb fajok viszonylagosan nagy szerephez juthattak. Az, hogy a pázsitfűvek mellett a jó természetességű kétszikűek relatíve nagy szerephez juthattak a vegetáció építésében, az évi egyszeri fenntartó jellegű kaszálás pozitív hatását tükrözi.

4.1.2.5. A gyeptípusok összevetése növényi jellegek, stratégiák és tulajdonságok alapján

A 9. ábrán a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus összevetése látható a vegetáció ÉFO spektruma szerint. A gyeptípusonkénti relatív csoporttömeg-összevetést lehetővé tevő ábráról (a módszertani magyarázatot ld. még a 3.6.2.2. fejezetben) leolvasható, hogy a vegetáció építéséhez arányaiban mind a 3 gyeptípus esetében az évelők járultak hozzá nagyobb csoporttömeggel, míg a rövid életűek csoporttömege erősen alárendelt volt. Az évelők vs. rövid életűek csoportjának ehhez hasonló arányát tükrözte a relatív csoportrészesedés szerinti elemzés is (ld. az M21. mellékletben).

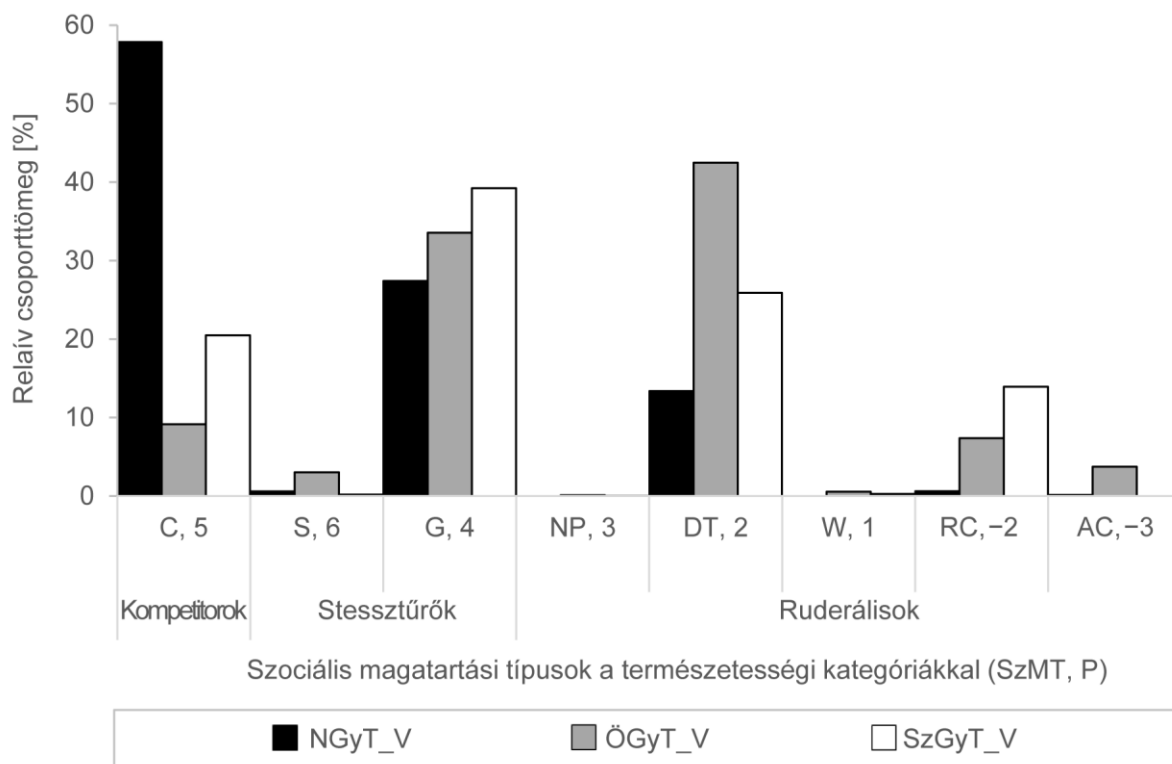


9. ábra. A vegetáció ÉFO spektruma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Sajókápolna. Statisztika: Az ábrán az egyes kategóriák borítással súlyozott, relatív csoporttömeggel szerepelnek, úgy, hogy a spektrum gyeptípusonkénti 100%-ra van vonatkoztatva. Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, V – vegetáció. Az ÉFO kategóriák RAUNKIAER (1934) rendszere szerint értendők, a kategóriajelek feloldását ld. az M11. mellékletben.

Az SzGyT és az ÖGyT esetében az évelők csoportján belül kitűnik a hemikriptofita (H) csoport dominanciája (ez várható volt mintegy kárpát-medencei sajátság a havas és hómentes

évek gyakori váltakozásához való sikeresebb adaptáció miatt), amelyet sok faj nagy borítással eredményezett. Ehhez képest az NGyT esetében az évelők között a mindössze 3 faj (köztük a *Carex acutiformis*) által képviselt hidato-helofita (HH) csoport rendelkezett legnagyobb csoporttömeeggel, megelőzve így – az egyébként relatív csoportrészesedés alapján első – hemikriptofiták csoporttömegét. Mivel az évelők magbank építési kényszere alapesetben kisebb, mint a rövidebb életűeké (pl. HARPER 1977, CSONTOS 2006a) (ld. még a 2.1.5.2. fejezet „Életforma, fás-karakter, klonalitás ~ magbank” címe alatt), ezért feltételezhető, hogy a fajok nagy többségének a magbankja elhanyagolható lesz. Kivételek lehetnek a hidato-helofiták, amelyekről – lévén vízhez kötődőek – nagy magbank hozzájárulás várható (pl. HARPER 1977, BROCK *et al.* 2003, LECK & SCHÜTZ 2005) (ld. még a 2.1.5.4. fejezet „Nedvességigény ~ magbank” címe alatt) évelő voltak ellenére is. Az élőhely típusából fakadóan mind az NGyT, azaz az azt képviselő magassásrét, mind az SzGyT, azaz az azt képviselő irtásrét hajlamos a cserjésedésre, de az évi egyszeri fenntartó kaszálás szemlátomást nem enged teret a fásszárúak számára.

A 10. ábrán a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus összevetése látható a vegetáció SzMT spektruma szerint. Ezen gyeptípusonkénti relatív csoporttömeget szemléltető ábra alapján legjelentősebbek mind a 3 gyeptípusban a kompetitorok (C), a stressztűrők közül a generalisták (G), ill. a ruderalisok közül a zavarástűrők (DT) voltak (a gyeptípusok között eltérő dominanciasorban). Ehhez képest a gyeptípusonkénti relatív csoportrészesedés elemzés (ld. az M22. mellékletben) kimutatta, hogy a kompetitorok viszonylag nagy csoporttömeget kevés faj adta, míg a generalistákét és a zavarástűrőkét sok, mind a 3 gyeptípusban.



10. ábra. A vegetáció SzMT spektruma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Sajókápolna.

Statistika: Az ábrán az egyes kategóriák borítással súlyozott, relatív csoporttömeeggel szerepelnek, úgy, hogy a spektrum gyeptípusonkénti 100%-ra van vonatkoztatva.

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, V – vegetáció. Az SzMT kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategóriajelek feloldását ld. az M12. mellékletben.

Az említett 3 SzMT csoport közül az NGyT-ben relatíve a kompetitorok (köztük a *Carex acutiformis*) csoporttömege volt a legnagyobb, az SzGyT-ben a generalistáké (köztük a legtöbb kétszikű színezőelem), míg az ÖGyT-ben a zavarástűrőké (köztük a *Carex pairae*), ám attól

alig maradt el a generalistáké. Ez feltételezte az NGyT forrásgazdag, térben és időben aránylag stabil, bár a mintaszerútól eltérően a (főként fajszaomok alapján szembetúnó) stressz és zavarás jeleit is egyértelműen mutató voltát; az SzGyT döntően stresszelt, de a mintaszerútól eltérően zavarást és kompetíciót is mutató voltát; ill. az ÖGyT forrásgazdag, térben és időben instabil, zavart voltát. A talajban talált magas humusz- és megfelelő nedvességtartalom (vö. 4.1.1. fejezet) támogatja a környezet vegetáció által jelzett forrásgazdag voltát. A dús vegetáció az erős kompetíción (CSONTOS *et al.* 2004) keresztül kiválthat stresszt (TAUTENHAHN *et al.* 2008); a nagy borítású SzGyT jellegét leginkább ez magyarázhatja (habár önmagában a nedvességihiány is lehetne stressz, de az itt a valóságban nem akkora mértékű). Zavarást jelenthet a vizsgált környezetben kisebb fajsúllyal a kaszálás (inkább fenntartó jellegű), ill. nagyobb fajsúllyal az utóbbi évtizedeket jellemző bizonytalanabb vízellátottság, amelynek hatására az élőhelytípusok határai feljebb-lejjebb vándorolhatnak; az ÖGyT jellegéhez ez erősen hozzájárulhat. Mivel a ruderalisok magbank építése rendszerint nagy (pl. THOMPSON & GRIME 1979, THOMPSON 1992, CSONTOS 2006a), a generalistáké pedig változatos, SzMT alapon így legjelentősebb magbank az ÖGyT-től várható, míg az NGyT-től és az SzGyT-től relative kisebb (legalábbis ami a recens fajákat illeti).

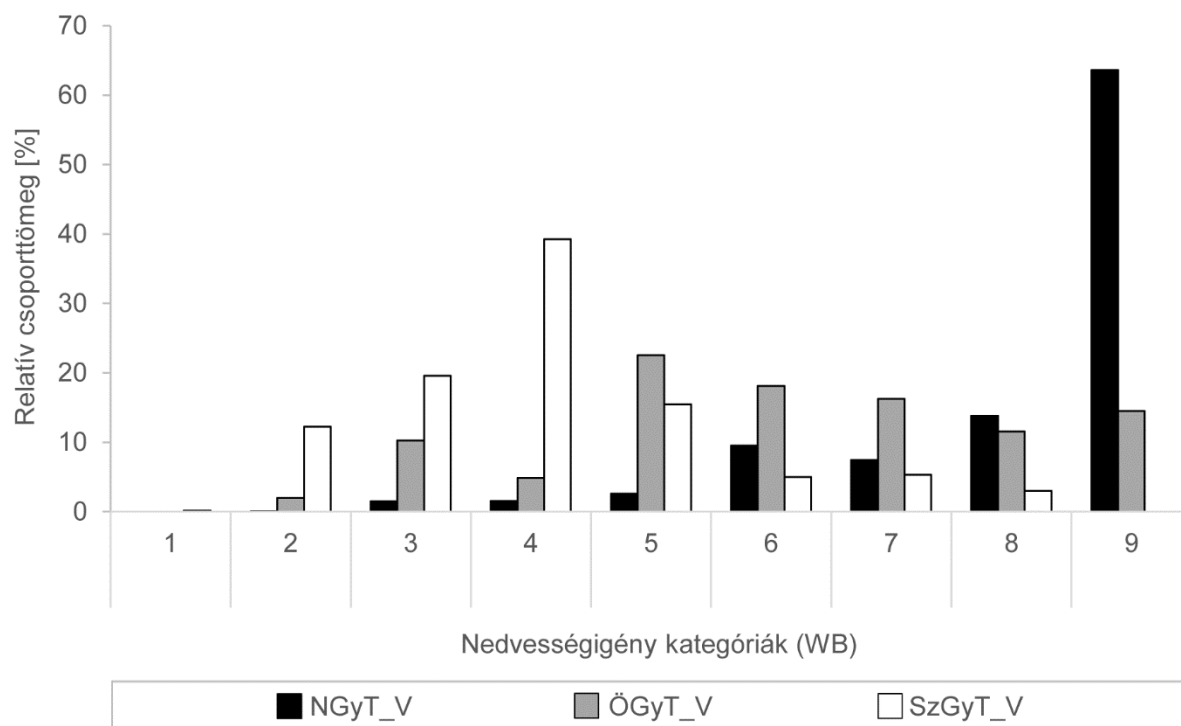
Az SzMT-hez tartozó természetességi kategóriákból (P) mint relatív számokból kalkulált kváziátlag ($\approx \bar{X} \pm SD$) alapján véve sehol nem volt kifejezetten magas, de a 3 gyeptípust összehasonlítva megállapíthatóvá vált az is, hogy az ÖGyT volt a legkevésbé természetes ($2,6 \pm 0,7$, $N=18$), ettől kicsit jobb természetességű volt az SzGyT ($2,8 \pm 1,3$, $N=6$), és sokkal jobb az NGyT ($4,3 \pm 0,4$, $N=6$). A védett fajok ($D = \bar{X} \pm SD$) az NGyT-ben a *Lathyrus palustris* ($3,3 \pm 8,2\%$), a *Pseudolysimachion longifolium* ($0,4 \pm 0,5\%$) és a *Doronicum hungaricum* ($<0,1\%$) voltak; az ÖGyT-ben a *Pseudolysimachion longifolium* ($<0,1\%$); az SzGyT-ben a *Dianthus giganteiformis* ($<0,1\%$).

A 11. ábrán a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus összevetése látható a vegetáció WB spektruma szerint. A gyeptípusonkénti relatív csoporttömeget szemléltető ezen ábrából a vegetáció nedvességgradiens szerinti zonációjára is asszociálhatunk. Az NGyT, az ÖGyT és az SzGyT WB alapon ugyanis a vártak megfelelően úgy vált el egymástól, hogy a WB spektrum a lejtőn felfelé a talajnedvesség-tartalom csökkenésével egyre inkább a WB skála „szárazabb vége” felé tolódott. Ez újfent alátámasztotta az adott nedvességgradiens tényleges hatóerővel bíró tényező voltát, mivel kategóriájában is eltérő nedvességigényű vegetációt eredményezett.

Az NGyT spektruma WB2—9-ig terjedt úgy, hogy benne az ún. átitatott talajokra jellemző talajvízjelzők (WB9) relatív csoporttömege volt kiugróan a legnagyobb (köztük a *Carex acutiformis*). Az SzGyT spektruma WB1—8-ig terjedt úgy, hogy benne a félszáraz termőhelyeket jelző növények (WB4) relatív csoporttömege volt a leghangsúlyosabb (élen az egyébként kompetitor *Brachypodium pinnatum*mal). A nagyobb nedvességigényűek képviselője az SzGyT-ben jelezte, hogy a nedvességgradiens relatíve száraz vége sem volt extrém száraz. Az ÖGyT spektruma WB2—9-ig terjedt úgy, hogy azok között a csoporttömeg relatíve egyenletesen oszlott el, mérsékeltén nagyobb jelentőséggel a félüde termőhelyek növényei (WB5) rendelkeztek (köztük a *Carex pairae*), a WB2—4 csoportok pedig alárendeltek voltak, így az ÖGyT WB szerinti funkciója (mint ahogyan már a 7. ábra alapján is sejthető volt) valamelyest közelebb állt az NGyT-éhez, amely kapcsolatban lehet a lejtő középső szakaszának – nedvességgradiens által is kirajzolt (vö. 3. ábra) – nyereg jellegével.

A relatív csoportrészesedés szerinti elemzés (ld. az M23. mellékletben) abban hasonlít a relatív csoporttömeg szerintihez, hogy az NGyT főleg nedvesebb élőhelyi fajokból, az SzGyT pedig szárazabb élőhelyi fajokból építkezett, másfelől viszont számos ponton eltért: Az NGyT esetében az érdemi eltérést egyrészt az jelentette, hogy a csoporttömege relatíve legjelentősebb WB9-es csoportot viszonylag kevés (6 db) faj adta, másrészt pedig a többi csoport képviselője is kiegyenlítettebb volt. Az SzGyT esetében az eltérés abban mutatkozott meg, hogy relatív csoportrészesedés szerint még hangsúlyosabb volt a WB skála száraz vége, főként a szárazágtűrő (WB3) csoport. Az ÖGyT esetében pedig – a WB2-t leszámítva – a WB skála száraz vége sem

volt alárendelt. A kevert fajösszetételek a dinamikusan változó hidrológiai viszonyokat sejtetik. Annak ismeretében, hogy a vizes élőhelyi fajok magbank hozzájárulása jelentős (pl. HARPER 1977, BROCK *et al.* 2003, LECK & SCHÜTZ 2005) (ld. még a 2.1.5.4. fejezet „Nedvességigény ~ magbank” címe alatt), WB alapon főleg az NGyT, de esetleg az ÖGyT alatt is nagy magbank várható.



11. ábra. A vegetáció WB spektruma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Sajókápolna. Statisztika: Az ábrán az egyes kategóriák borítással súlyozott, relatív csoporttömeggel szerepelnek, úgy, hogy a spektrum gyeptípusonkénti 100%-ra van vonatkoztatva. Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, V – vegetáció. A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategóriajelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

4.1.3. A talaj magbank jellemzői

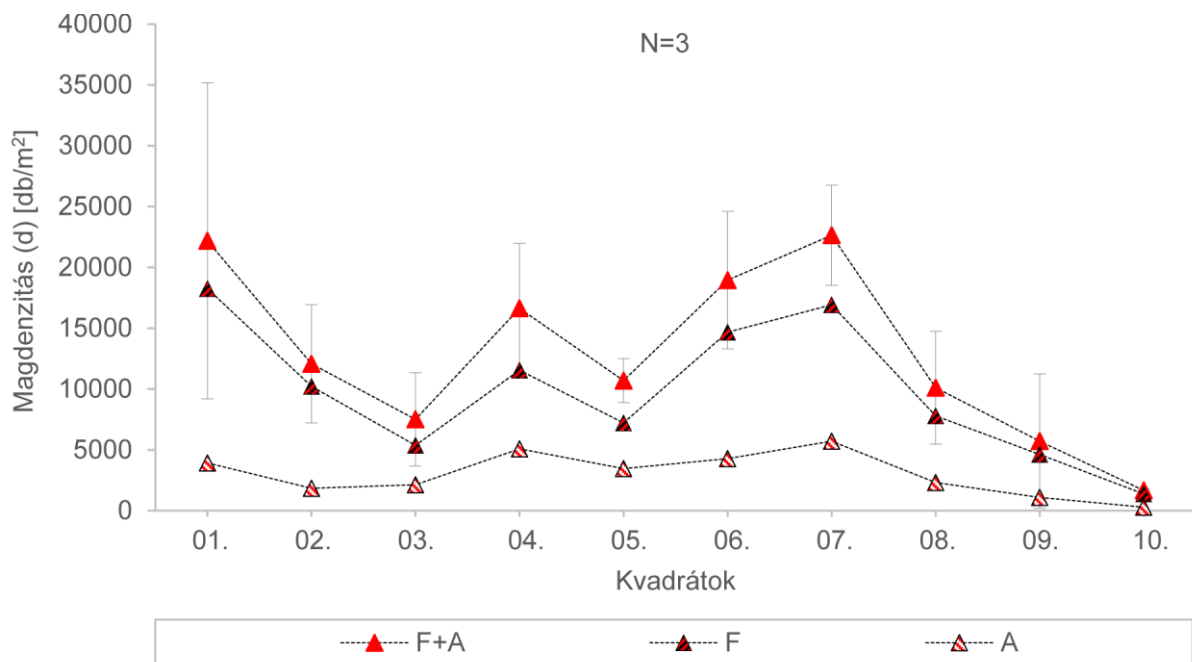
A sajkókápolnai mintaterület magbank alapadatait az M24. melléklet tartalmazza.

A konfúzió elkerülése érdekében hangsúlyozandó, hogy az alább bemutatásra kerülő denzitás, ill. diverzitás eredmények, és az arra épülő számítások a magbank azon hányadára reprezentatívak, amelyek eleget tesznek a magbankbeli tavaszi detektálhatóságnak, azaz m^2 -enként ténylegesen ≥ 17 maggal képviseltek, ill. hosszabb távúak, mint a tranziensek őszi kimerülést produkáló csoportja, összegezve tehát amelyeknek szerepe lehet a zavarást követő felújulásban. A magbank típus listák ettől eltérnek, mert a tipizálás a kizárólagosan a vegetációban megtalált fajok esetében is lehetséges, ám megbízhatósági okokból csak a relatíve nagyobb tömegességű (vegetációban való kizárólagos előfordulás esetén $\geq 1\%$ összborítású, magbankban való megtalálás esetén ≥ 3 db összmagszámú) fajokat tartalmazza.

4.1.3.1. A denzitás és a diverzitás változása a lejtő mentén

A 12. ábra a talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magdenzitást (d) a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzektek (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01—10.A., 01—10.B., 01—10.C.) térsorozatában mutatja.

Első megközelítésben a talaj teljes 0–10 cm mélységintervallumára vonatkozó magdenzitást ($\bar{X} \pm SD$, $N=3$) szemlélve megállapítható, hogy az a lejtő mentén tág határok között hullámzott úgy, hogy: a legalsó kvadrátokra (01.A., 01.B., 01.C.) számolt 22185 db/m²-es átlagértéktől indulva a lejtőn felfelé haladva kezdetben drasztikusan csökkent, majd kilengésekkel növekedve a lejtő középső szakaszának tetejére (07.A., 07.B., 07.C.) számolt 22647 db/m²-es átlagértékben elérte maximumát, majd fokozatosan csökkenve a legfelső kvadrátokra (10.A., 10.B., 10.C.) számolt 1675 db/m² átlagértékben produkálta minimumát. A magbank irodalomból ismert aggregáltsága (pl. THOMPSON *et al.* 1997; CSONTOS 2001a; LABRADA 2003; CSONTOS 2007a, 2010) a tág szórásstartományokból kiolvasható. A magdenzitás lejtőközépi „hullámhegye” többek között kapcsolatban állhat a nedvességgradiens (vö. 3. ábra) által is kirajzolt lejtőnyereg nedvesebb voltával, ill. ruderálisabb jellegével. Mivel a lejtés a lefelé hordódó (csapadék, erózió) magvak révén negatívan hathat a magdenzitásra (WANG *et al.* 2013), és amely a talált talajtípus (lejtőhordalék, ld. M5. melléklet) értelmében jelen vizsgálatban is releváns lehet, femerül a kérdés, hogy a szediment lejtőnyergi/lejtőalji lerakódása okozhat-e a találthoz hasonló mértékű magdúsulást (a választ ld. a 15. ábrán). Megjegyzendő továbbá, hogy az évi egyszeri (júliusi) kaszálás befolyásolhatja a magbank mennyiségét, de várhatóan nem a diverzitást, hanem a magdenzitást, azon belül is a fűvekét csökkentheti, míg cserébe a kétszikűekét növelheti (TÖRÖK *et al.* 2009b; VALKÓ *et al.* 2009, 2011b).



12. ábra. A talaj 0–5–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank denzitása a lejtő 3 hosszirányú, egymással párhuzamos transzektje mentén felvett kvadrátok térsorozatában – Sajókápolna.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$ ill. \bar{X} , amelyhez az $N=3$ elemű minta a 3 párhuzamos transzektből kumulálódó, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármas volt.

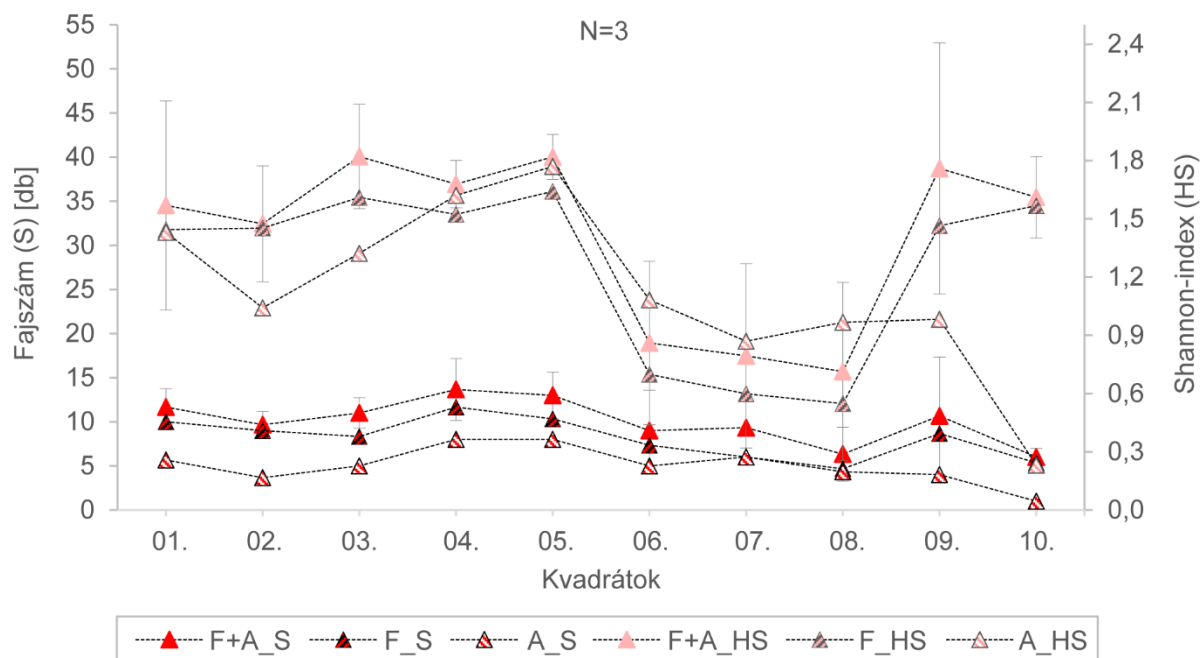
Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag±szórás, F – a talaj felső, azaz 0–5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

A talaj 0–5 cm közötti, azaz felső (F) mélységintervallumára vonatkozó magdenzitás (\bar{X} , $N=3$) görbéjére koncentrálnva látható, hogy az abszolút követte a teljes mélységintervallum alapján kapott görbét. A talaj 5–10 cm közötti, azaz alsó (A) mélységintervallumára vonatkozó magdenzitás (\bar{X} , $N=3$) görbéje ugyancsak követte a teljes mélységintervallum alapján kapott görbét, de csillapította annak hullámait, azaz az A magraktára denzitásában sokkal statikusabb volt, mint az F-é. Egyértelműen megmutatkozott továbbá az is, hogy az F ($N=30$) magraktára

mindig nagyobb volt, mint az A-é (N=30), és a köztük lévő különbség szignifikánsnak bizonyult (Wilcoxon-féle előjeles rangpróba, $p < 0,001$; a próba részleteit ld. az M25. mellékletben). Ez megfelelt a bolygatatlan talajok legjellemzőbb vertikális mageloszlásának (pl. CSONTOS 1997, 2001a, 2007a, 2010).

A 13. ábrán a talaj 0–5–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank 2 diverzitási mutatója – a fajszám (S) és a Shannon-index (HS) – látható a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzektje (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01–10.A., 01–10.B., 01–10.C.) térsorozatában. A 2 diverzitási mutató lefutása a lejtő mentén több szempontból eltért.

Az egyik különbség a teljes 0–10 cm mélységintervallumra vonatkozó fajszám és Shannon-index ($\bar{X} \pm SD$, N=3) között fedezhető fel: a fajszám relatíve kis amplitúdójú görbéjét a Shannon-index nagyobb amplitúdóval követte (nem a skálabeli különbségből fakadóan). Ez a fajok egyéni denzitásértékeinek kontrasztjából adódó egyenetlenséggel magyarázható. Egyébiránt a diverzitás a teljes lejtőszakaszon – különösen a lejtő középső szakaszának a tetején – kisebb volt (az azonos lejtőmagasságban lévő kvadrátokra (N=3) számolt átlagok alapján: $S=13,7-6,0$ db, ill. $HS=1,8-0,7$ között).



13. ábra. A talaj 0–5–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank diverzitási mutatói a lejtő 3 hosszirányú, egymással párhuzamos transzektje mentén felvett kvadrátok térsorozatában – Sajókápolna.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$ ill. \bar{X} , amelyhez az N=3 elemű minta a 3 párhuzamos transzektből kumulálódó, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármas volt.

Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag±szórás, F – a talaj felső, azaz 0–5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

A másik különbség a fajszám és a Shannon-index között a 2 mélységintervallumra (F és A) vonatkozó diverzitás (\bar{X} , N=3) viszonyában figyelhető meg. Alapesetben – ahogyan a fajszám görbéje is mutaja – az A diverzitása kisebb, mint az F-é (TÖRÖK 2008). Az A (N=30) és F (N=30) közötti fajszám-különbség szignifikáns voltát a statisztika is igazolta (páros t-próba, $p < 0,001$; a próba részleteit ld. az M25. mellékletben). A Shannon-index alapján ugyanakkor a lejtő közepén az A és F között diverzitás inverzió figyelhető meg. Ez annak köszönhető, hogy az F magbankjában a fajok egyéni denzitásértékei kontrasztosabbak voltak, így ugyanazon (vagy hasonló) fajszám esetén alacsonyabb értéket adhattak a Shannon-indexre.

4.1.3.2. A fajok élettartam szerinti magbank típusa

A fajok egyéni magbanjának tipizálása kis abundanciájú fajok, vagy értelmezhetetlen vertikális mageloszlás esetén bizonytalan. A Sajókápolnán megtalált 144 fajból (a vegetációban és a magbankban együttesen) ezek kizárásával 90 olyan maradt, amelynek adatai lehetővé tették a megbízhatóbb magbank tipizálást (ld. az M26. mellékletben). Ennek kivonata a 2. táblázat, amely a vegetációra és a magbankra felállított faj-rangsorok legtömegesebb fajait tartalmazza.

2. táblázat. Húsz kiválasztott faj THOMPSON (1993) rendszerében értett magbank típusa a saját adatokon alapuló tipizálás szerint és referencia adatbázisok szerint – Sajókápolna. A kivonat a teljes mintaterület faj/abundancia adatai alapján a vegetációra és a magbankra felállított faj-rangsorok azon legtömegesebb fajait tartalmazza, amelyek egyrészt mennyiségükből, másrészt az alábbi kritériumoknak való megfelelésükből fakadóan legmegbízhatóbban tipizálhatók: a vegetációban való kizárólagos előfordulás esetén $\geq 1\%$ összborítással rendelkeztek, a magbankban való megtalálás esetén ≥ 3 db összmagszámmal voltak reprezentálva.

	Saját adatok alapján					MT referencia adatbázisok alapján				Hiánypótló saját adat	
	V	F	vs.	A	MT	Csontos	Csiszár	LEDA	ECOFLORA	Mo. szintű	Eu. Szintű
ANAGA ARV ¹	-	+	>	+	\geq RP	HP	na	TZ,RP,HP	HP	-	-
BRACH PIN	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ(RP)	na	-	-
CALAM EPI ¹	+	+	>	+	\geq RP	RP	HP	TZ,RP(HP)	RP	-	-
CALYS SEP	+	-	=	-	TZ	HP	na	TZ(RP,HP)	HP	-	-
CAREX ACU	+	+	>	+	RP	na	na	TZ,RP(HP)	HP	x	-
CAREX HIR	+	+	=	+	HP	na	HP	TZ,RP(HP)	na	-	-
CAREX PAI	+	+	>	+	RP	RP	TZ	na	na	-	-
COLCH AUT ¹	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ	TZ	x	-
ELYMU REP	+	-	=	-	TZ	HP	na	TZ(RP,HP)	HP	-	-
ERIGE ANN ¹	+	+	>	+	RP	na	RP	TZ,RP(HP)	na	-	-
JUNCU ART ¹	-	+	=	+	HP	HP	na	HP(TZ,RP)	HP	-	-
LEUCA VUL ¹	+	+	>	+	RP	na	na	TZ,RP,HP	HP	x	-
LYCHN FLO ¹	+	+	<	+	HP	HP	na	TZ,RP,HP	HP	-	-
LYTHR SAL	+	+	>	+	RP	HP	na	TZ,RP,HP	HP	-	-
PEUCE CER	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ	na	x	-
POA PRA	+	+	=	+	HP	HP	na	TZ,RP,HP	TZ, HP	-	-
Plysi LON	+	+	>	+	RP	na	na	TZ,RP(HP)	na	x	-
RANUN REP	+	+	<	+	HP	HP	HP	TZ,RP,HP	HP	-	-
THALI LUC ¹	+	+	>	+	RP	na	na	na	na	x	x
VICIA HIR	+	+	>	-	TZ	HP	na	TZ(RP,HP)	HP	-	-

Jelkulcs: A RÖVID NÉV mögé illesztett ¹ a CSONTOS és munkatársai (2002) szerint anemochoriára képes fajokat jelöli; V, F és A – a fajok lehetséges megjelenési formái, ahol V a vegetáció, F a talaj felső, azaz 0–5 cm közötti-, míg A az alsó, azaz 5–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, ezek értékoszlopaiban + az adott faj vizsgálatban tapasztalt-, míg mínuszjel (-) a nem tapasztalt megjelenési formája, az F és A közötti relációs jel az azok között fennálló mennyiségi viszonyt mutatja; MT – magbank típus, ennek értékoszlopában a magbank típus elé illesztett \geq jelöli, hogy a rendelkezésre álló adatok alapján az adott faj magját legalább olyan hosszú, vagy hosszabb élettartam jellemzi; Csontos, Csiszár, LEDA és ECOFLORA – az említés sorrendjében CSONTOS (2001a), CSISZÁR (2004), KLEYER és munkatársai (2008), ill. FITTER és PEAT (1994) adatbázisai, amelyek értékoszlopaiban a több magbank típusal is leírt fajok esetében a zárójeles forma azt a magbank típust jelöli, amely az irodalmi utalások kis száma alapján feltehetőleg ritkábban jellemző az adott fajra, na – nincs ada; Mo. és Eu. – Magyarország és Európa, ezek értékoszlopaiban x jelöli a saját magbank adat adott szinten első közlés értékű-, míg mínuszjel (-) a nem első közlés értékű voltát (az online referencia adatbázisok 2021-03-03-ai lekérdezése alapján). A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben. A magbank típusokódok feloldását és a tipizálókulcsot ld. az M2. mellékletben.

Prezencia/abszencia szinten összevetve a 90 fajos listámat 2 hazai (CSONTOS 2001a, CSISZÁR 2004), és 2 európai (ECOFLORE (FITTER & PEAT 1994), LEDA (KLEYER *et al.* 2008)) adatbázis adatállományával megállapítható, hogy össz. 35 fajra tettem első közlést, amelyek közül 8 nem csupán regionális, hanem európai viszonylatban is új adat (vö. M26. melléklet).

Magbank minőség szintjén összevetve eredményeimet a 4 említett adatbázis referenciaadataival, látható, hogy azok sok esetben ellentmondásosak eredményeimmel, de egymással is! Ez – a módszertan befolyásoló szerepe mellett (az adatbázisok vegyesen listázzák rétegzett mintavételes, ill. eltemetési módszerrel operáló kutatások eredményeit) – jól példázza a populációk közötti változatosságot, amely eltérő regionális viszonyok (pl. VALKÓ *et al.* 2009), ill. eltérő lokális hatótényezők (pl. ABEDI *et al.* 2014) mellett tetten érhető. Ez előrevetíti, hogy a fajok magbankját érdemes lesz gyeptípusonként is elemezni (ld. később a 4.1.7.3. fejezetben).

Saját adataimon alapuló besorolás szerint a 90 faj 62%-a tranziens, 30%-a rövid távú-, 8%-a pedig hosszú távú perzisztens típusba esett, amely arány egyébként már az ÉFO és az SzMT spektrumok (9–10.) ábráin bemutatott csekély (prekoncepció szerint tranziens, vagy csak sporadikus) magbank-építési hajlamú fajok vegetációbéli dominanciájából is sejthető volt. A relatív csekély perzisztencia-részesedés összefügg azzal, hogy adataim túlnyomó többsége természetes gyepi fajokra vonatkozott, azok pedig gyakran nem rendelkeznek perzisztens magbankkal (pl. BAKKER 1989, THOMPSON 1992, THOMPSON *et al.* 1997, BEKKER *et al.* 1998a). Ugyanakkor, szólni kell a tranziens irányba való torzítás lehetőségéről is: a téves tranziens adatok voltaképpen perzisztens fajokra ugyanis relatív gyakoribbak lehetnek, mint fordítva (THOMPSON *et al.* 1997) (ld. még a 2.1.4.2. fejezetben). Ilyen tévesztés fakadhatott a vegetációbéli fajok magvainak meg nem találásából (megjegyzem, az igazán kis borítású fajokat az abból fakadó sporadikus magmennyiségük megtalálhatatlansága miatt kizártam a tipizálásból), esetleg friss betelepülésből, vagy egyéb okból. Mindazonáltal, a kizárólag vegetációbéli fajok megtalálása alapján tipizált fajoknál is kimondható, hogy tranziensek (és azon belül is a csak néhány hónapig életképes őszi csírázású tranziens csoport), vagy nem rendelkeznek a megcélzott 17 db/m²-nél (vö. 3.5.1. fejezet) számottevőbb valós magdenzitással. Releváns ez azért is, mert a talajból nem volt kimutatható sok – cserébe egyébként vegetatíván jól szaporodó – faj magbankja; különösen gyakori jelenség volt ez a fűvek körében. Alapesetben nem ütközik ez a szakirodalommal (igazolja pl. MATUS 2012); a fűvek példájánál maradványok gyakran tranziensek és azon belül is gyakran néhány hónap alatt ürülnek a magbankból (pl. THOMPSON & GRIME 1979) (ld. még a 2.1.3.1. fejezetben, ill. a 2.1.5.2. fejezet „Életforma, fás-karakter, klonalitás ~ magbank” címe alatt). Kaszált területről lévén ugyanakkor szó, felmerülhet a kérdés, hogy az abszolút detektálhatatlanságnak lehet-e oka a kaszálás miatti csökkent magbank-képző képesség (adaptációk: tranziens magvak, klonális szaporodásra váltás (BOSSUYT & HONNAY 2008); input-csökkenés). A válasz az, hogy ilyen mértékű eltérést valószínűsíthetően nem okoz; hazai kutatások szerint ugyanis az évi egyszeri (júliusi) kaszálás hasonló élőhelyeken a magdenzitást befolyásolhatja ugyan (fűfélékét csökkentheti, kétszikűekét növelheti), de a faji reprezentáltságot és a magvak talajprofilbeli eloszlását (azaz magbank tipizálhatóságot) érdemben általában nem (TÖRÖK *et al.* 2009b; VALKÓ *et al.* 2009, 2011b) (vö. a 2.3.3. fejezet „Gyepek” címe alatt).

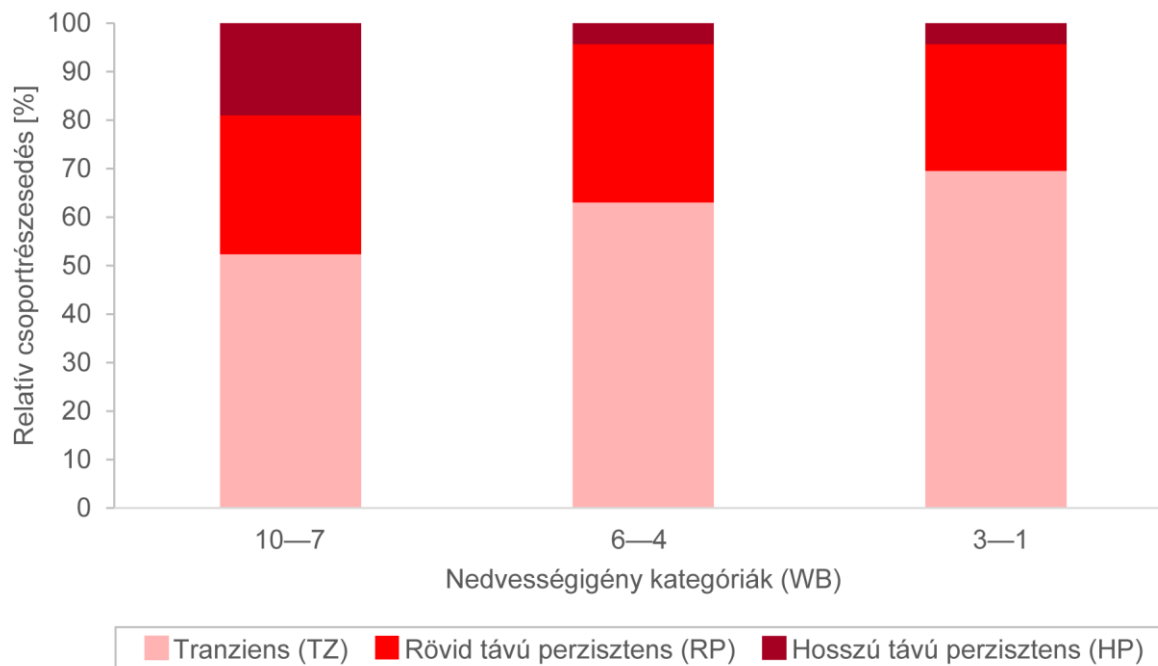
Mivel anemochor fajok esetében előfordulhat a voltaképpen rövidebb magélettartamú fajok tévesen perzisztensebb típusba történő besorolása (THOMPSON *et al.* 1997) (ld. még a 2.1.4.2. fejezetben), ezért azokat körültekintéssel kezeltem. A 90 faj közül 31 esetében jöhetett szóba anemochoria, ez azonban csak akkor jelenthetett volna komolyabb tipizálási problémát, ha ez a magbankban való kizárólagos jelenléttel párosult volna (ekkor ugyanis a tipizálókulcs egyik leágazása automatikusan hosszú távú perzisztens magbank típusra vezet a magvak vertikális eloszlásától függetlenül, ill. a másik leágazásában sem opció a tranziens magbank, vö. M2. melléklet). A 31 faj közül csak 8 ilyen eset volt, de azok közül is csak 2, a *Juncus*

articulatus és a *Polygonum aviculare* esete, ahol a perzisztensebb (előbbinél rövid távú helyett hosszú távú, utóbbinál tranziens helyett rövid távú perzisztens) típus mellett való döntést a magbankban való kizárólagos jelenlét tényén kívül más nem indokolta. Ugyanakkor kicsi a valószínűsége, hogy ezek a magvak egy térben távolabbi (mintaterületen kívül eső) anyanövény friss magvai lennének, mert a magvak szélterjesztéssel is csak rövid távolságra jutnak általában (pl. WILLSON 1993) (ld. a 2.1.2.1. fejezetben), különösen gyepekben (pl. HOPFENSBERGER 2007) és azok között is az olyanokban, ahol sűrű a vegetáció (pl. BAKKER *et al.* 1996a) (ld. a 2.1.2.1. fejezetben).

A teljesség igénye nélkül, példaképp kiragadva néhány érdekesebb fajt és esetet (ld. M26. melléklet): Nagy jelentőséggel bír, hogy 3, a vegetációban is jelenlévő *Carex* faj perzisztens magbankkal rendelkezett. A sások a szakirodalom szerint is – néhány tranziens kivételtől eltekintve (jelen kutatásban ilyen a *Carex praecox*) – perzisztensek, habár a nagyobb magvúak – korlátozott mélységi penetrációjuk okán – gyakorta csak rövid távú perzisztensek (LECK & SCHÜTZ 2005). Említést érdemel a *Lychnis flos-cuculi* és a *Lythrum salicaria* mint színezőelemek perzisztens magbankja. Idevágó, hogy a *Lythrum salicaria* esetében a kockázatelosztó magatartást is valószínűsíti a szakirodalom (KLIPS & PEÑALOSA 2003). Kiemelendő a hazánkban védett *Pseudolysimachion longifolium* és a szintén értékes *Thalictrum lucidum* perzisztens magbankja, amelyek regionálisan első közlésnek minősülnek, utóbbi európai szinten is. Az eddig felsoroltak mindannyian vizes, nedves élőhelyekhez kötődő fajok, amelyek esetében hemikriptofita voltuk ellenére sem váratlan a perzisztens magbank. Említendő továbbá a *Pseudolysimachion orchideum* perzisztens magbankja, amely európai viszonylatban első közlés, és amelynek értékét emeli, hogy mivel a faj kizárólag a magbankban volt jelen, hozzájárult ezzel a szárazgyepek diverzitásának megőrzéséhez. A gyomkarakretű kétszikűek viselkedésének jó példája látható az egyéves *Erigeron annuus* és az évelő *Cirsium arvense* összehasonlításával: az egyéves faj perzisztens, míg a módosult földalatti hajtásokkal is jól szaporodó faj tranziens volt. Váratlan a *Fabaceae* taxon képviselőire kapott eredmény, miszerint többségük magbankja tranziens (igaz, a vegetációban való kizárólagos megtalálásuk értelmében), annak ellenére, hogy a keményhájúak elvben perzisztenciára predestináltak (CSONTOS 2010). A tranziens adat a 4 referencia-adatbázisban sem volt ritka. Multi-fajos minták üvegházi hajtatasos vizsgálata esetében, ahol lehetetlen az összes (előre nem ismert) fajra specifikus dormancia-feloldó módszert alkalmazni, nem szokatlan, hogy bizonyos fajok – különösen a keményhájúak – rejtve maradnak (megjegyzem, jelen vizsgálatban 4-féle dormancia-feloldó módszer került alkalmazásra), és ez félretipizáláshoz vezethet (ezért később a csak a vegetációban megjelenő *Fabaceae* taxonokat, amelyek még a keményhájúak között is különösen problémásnak minősülnek dormancia feloldás szempontjából, „≥” jellel láttam el a releváns táblázatokban és mellékletekben; a magyarázatot ld. helyben). Azonban, mivel néhány *Fabaceae* faj szárazon tárolt (feltehetőleg magparazitáktól mentes) magvainak csírázása elmarad a fajspecifikus dormancia feloldás módszerével operáló laboratóriumi kísérletekben is (pl. *Coronilla coronata*, *Lathyrus niger* (CSONTOS *et al.* 2006)), ezért nem kizárt, hogy bizonyos környezeti hatásokra (pl. nedves környezet, amely a taxon legtöbb képviselőjére elvben pozitívan ható száraz tárolás ellentétéként kézenfekvő; vagy kivételes esetben épp a száraz környezet (vö. az említett kísérlet)) a *Fabaceae* képviselői is produkálhatnak rövidebb életű magvakat.

A fajok egyéni magbankjának ismerete lehetőséget teremt a különböző csoportosításokban törénő elemzésre. A 14. ábrán a WB kategóriák 3.6.2.1. fejezetben ismertetett módszer szerinti összevonásával megalkotott 3 WB-kategória-csoport saját adatokon alapuló magbank típus összetétele látható. Az ábra inkább a fajok paraméterei alapján meghatározott magbank típusra reprezentatív, mint az élőhelytípusok környezeti paramétereinek magbank-módosító hatására. A relatív csoportrészesedést közlő ezen ábráról leolvasható, hogy a perzisztens magbankú fajok tranziens magbankúakéhoz mért képviselete a WB10—7 (azaz összefoglalóan a nagy nedvességigényű-) növények csoportjától a WB6—4 (azaz összefoglalóan a közepes nedvességigényű-) növények csoportján át a WB3—1 (azaz

összefoglalóan a kis nedvességigényű-) növények csoportjáig csökkent. Amennyiben csak a hosszú távú perzisztens magbankú fajokat tekintjük, az akkor is igaz, hogy azok szerepe relatíve nagyobb a WB10—7 csoporton belül (*Carex hirta*, *Lychnis flos-cuculi*, *Ranunculus repens*, *Juncus articulatus*), mint a másik 2 WB csoporton belül. Ezek az eredmények támogatják azokat az irodalmakat, amelyek szerint a nedves élőhelyekhez kötődő taxonok magbankja gyakran perzisztens (pl. HARPER 1977, BROCK *et al.* 2003, LECK & SCHÜTZ 2005), míg a száraz élőhelyekhez kötődőké relatíve ritkán hosszú távú perzisztens (évelők példáján: CSONTOS 2006a,b). A WB10—7 csoporton belüli fajok relatíve nagy perzisztencia-részesedése jelzi továbbá azt is, hogy a csoportot alkotó fajok nagy része visszatérő zavarásokhoz adaptálódott.



14. ábra. A nedvességigény kategóriák összevonásával megalkotott WB-kategória-csoportok saját adatokon alapuló magbank típus összetétele – Sajókápolna.

Statisztika: Az ábrán az egyes magbank típus kategóriák relatív csoportrészesedése a WB-kategória-csoportra, mint 100%-ra van vonatkoztatva.

Jelkulcs: A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória-jelek feloldását ld. az M10. mellékletben. A magbank típusok THOMPSON (1993) rendszere szerint értendők, a típuskódok feloldását és a tipizálókulcsot ld. az M2. mellékletben.

4.1.3.3. A gyeptípusok összevetése denzitás és diverzitás alapján

Az NGyT, az ÖGyT és az SzGyT talajának 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank mennyiségi mutatóit – magdenzitás, fajszám és Shannon-index – a 3. táblázat foglalja össze.

Első megközelítésben a talaj teljes 0—10 cm mélységintervalluma alapján: A 3 gyeptípus átlagos magdenzitás tekintetében szignifikánsan eltért egymástól (egyutas ANOVA, $p < 0,001$), ezen belül is az NGyT, azaz az azt képviselő magassásrét átlagos magdenzitása ($17129,6 \text{ db/m}^2$, $N=6$) szignifikánsan (Tukey–Kramer-próba, $p < 0,001$) nagyobb volt, mint az SzGyT-é, azaz az azt képviselő irtásrété ($3697,4 \text{ db/m}^2$, $N=6$), míg az ÖGyT-é ($14423,9 \text{ db/m}^2$, $N=18$) szignifikánsan (Tukey–Kramer-próba, $p < 0,001$) nagyobb volt, mint az SzGyT-é, és bár kisebb volt, mint az NGyT-é, de nem szignifikánsan (Tukey–Kramer-próba) (a próbák részletes eredményeit ld. az M27. mellékletben). A 2 véglet, az NGyT és az SzGyT denzitásértékeire fókuszálva, azok közelítették a kategóriájukhoz hasonló európai élőhelyekét (mocsarak (európai átlagban kb. 14000 db/m^2) vs. gyepek (európai átlagban kb. 4000 db/m^2) (BOSSUYT &

HONNAY 2008), egy *Carex acutiformis* dominanciájú magassásrét (kb. 28000—71000 db/m²) („JENSEN 1998” cit. CSONTOS 2007a) vs. egy *Brachypodium pinnatum* dominanciájú mezofil kaszáló (kb. 4800—7000 db/m²) (VALKÓ *et al.* 2009)), és azok egymáshoz való viszonya megfelelt a szakirodalomban közöltnek (mocsarak > gyepek (BOSSUYT & HONNAY 2008), vö. a 2.3.3. fejezet). Az átlaghoz tartozó tág szórásstartományok jelezték az aggregáltságot. A nagyobb borítás, mint ami az SzGyT-t jellemzi, elvben akár negatív hatással is lehetne a magdenzitásra a talaj mikroklímájának megváltoztatásán keresztül segítve a patogén gombákat (MORDECAI 2012), bár ez ilyen formában talán kismértékben befolyásolja a magbankot (a viszonylag szintén nagy borítású, mégis nagy magdenzitású ÖGyT-ből ítélve); ellenben a csupasz talajfelszín gyakorolhatta pozitív hatását az NGyT magvaira, segítve azok mélybe jutását.

3. táblázat. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank mennyiségi mutatói a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Sajókápolna.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$ számításához a mintaelemek az adott gyeptípusra reprezentatív kvadrátok voltak.

		Magdenzitás (d) [db/m ²]	Fajszám (S) [db]		Shannon-index (HS)
		$\bar{X} \pm SD$	Σ	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$
NGyT, N=6	F+A	17129,6 ± 10372,7	29,0	10,7 ± 2,0	1,5 ± 0,4
	F	14240,9 ± 8666,9	26,0	9,5 ± 1,0	1,4 ± 0,3
	A	2888,6 ± 1959,8	12,0	4,7 ± 1,5	1,2 ± 0,4
ÖGyT, N=18	F+A	14423,9 ± 6659,3	49,0	10,4 ± 3,8	1,3 ± 0,6
	F	10591,6 ± 5131,1	40,0	8,1 ± 3,5	1,1 ± 0,6
	A	3832,2 ± 2354,7	31,0	6,1 ± 2,2	1,3 ± 0,4
SzGyT, N=6	F+A	3697,4 ± 4130,2	30,0	8,3 ± 5,0	1,7 ± 0,4
	F	3004,2 ± 3644,9	25,0	7,0 ± 4,5	1,5 ± 0,5
	A	693,3 ± 701,9	12,0	2,5 ± 2,9	0,6 ± 0,8

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, N – mintaelemszám, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag±szórás.

A 3 gyeptípus átlagos fajszám tekintetében nem tért el egymástól szignifikánsan (egyutas ANOVA) (a próba részleteit ld. az M27. mellékletben). A diverzitásátlag mindkét mutató alapján alacsony volt az NGyT-ben (S=10,7 db, HS=1,5; N=6), az ÖGyT-ben (S=10,4 db, HS=1,3; N=18), és az SzGyT-ben is (S=8,3 db, HS=1,7; N=6) (3. táblázat).

A 3 gyeptípus közül összefajszám tekintetében az ÖGyT vezetett (49 db), azt követte az SzGyT (30 db), és az attól alig eltérő NGyT (29 db) (3. táblázat). A 2 végletre koncentrálva, az eredmény nem tudta egyértelműen megerősíteni a szakirodalmat, miszerint a vizes élőhelyek átlagában kissé (de nem szignifikánsan!) kisebb fajszámúak, mint a relatíve szárazabb gyepek (mocsarak (európai átlagban kb. 25 db) vs. gyepek (európai átlagban kb. 30 db) (BOSSUYT & HONNAY 2008), egy *Carex acutiformis* dominanciájú magassásrét (S=25 db) („JENSEN 1998” cit. CSONTOS 2007a) vs. egy *Brachypodium pinnatum* dominanciájú mezofil kaszáló (S=57 db) (VALKÓ *et al.* 2009)). Mivel azonban az NGyT-re, az SzGyT-re és az ÖGyT-re kapott mintaelemszám-alapú (itt kvadrátszám-alapú) SAC görbék nem mutattak teljes fajszám-telítődést (M28. melléklet), az összefajszámra vonatkozó megállapítás fenntartásokkal kezelendő; a kvadrátonkénti átlagokat ez nem befolyásolja és az azokon alapuló további statisztikákat sem torzítja. Mindazonáltal, a fajszám-telítődés hiánya THOMPSON és munkatársai (1997), ill. CSONTOS (2006a) szerint nem jelent feltétlenül problémát, mert a terepbotanikai kutatások a fajszám-telítődési görbéket inkább csak a konstans fajok meglétére vonatkoztatják. Ráadásul, mivel korábban nem történt a magyarországi magassásréteken, ill. irtásréteken

alkalmazandó, a fajkészlet jellemzésére elégséges mintaelemszám – vagy mintatérfogatra átszámolva elégséges mintavolumen – megállapítását célzó elemzés, ezért az eredmény, miszerint a talaj 0–10 cm-es rétegében „(6 minta \times 96,2 cm³) \times 6 kvadrát = 3462 cm³” mintavolumen eléréséig nem mutatkozott fajszámtelítődés, fontos támpontot jelenthet más kutatások számára.

Egyébiránt, kicsi volt a talajból ténylegesen előkerült, fűneműek (*incl. Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae, Typhaceae*) közé sorolható fajok (abszolút) száma – mint ahogyan a magbankra általában jellemző (pl. FENNER 1985, KISS 2016) (ld. még a 2.1.5.2. fejezet „Életforma, fás-karakter, klonalitás ~ magbank” címe alatt) – mind az NGyT-ben (az említés sorrendjében 3, 2, 2, 1 db), az ÖGyT-ben (2, 4, 3, 0 db) és az SzGyT-ben (3, 3, 1, 0 db) (vö. M29. melléklet), bár az NGyT-é az összfajszámhoz képest jobbnak ítéltető (27,6%).

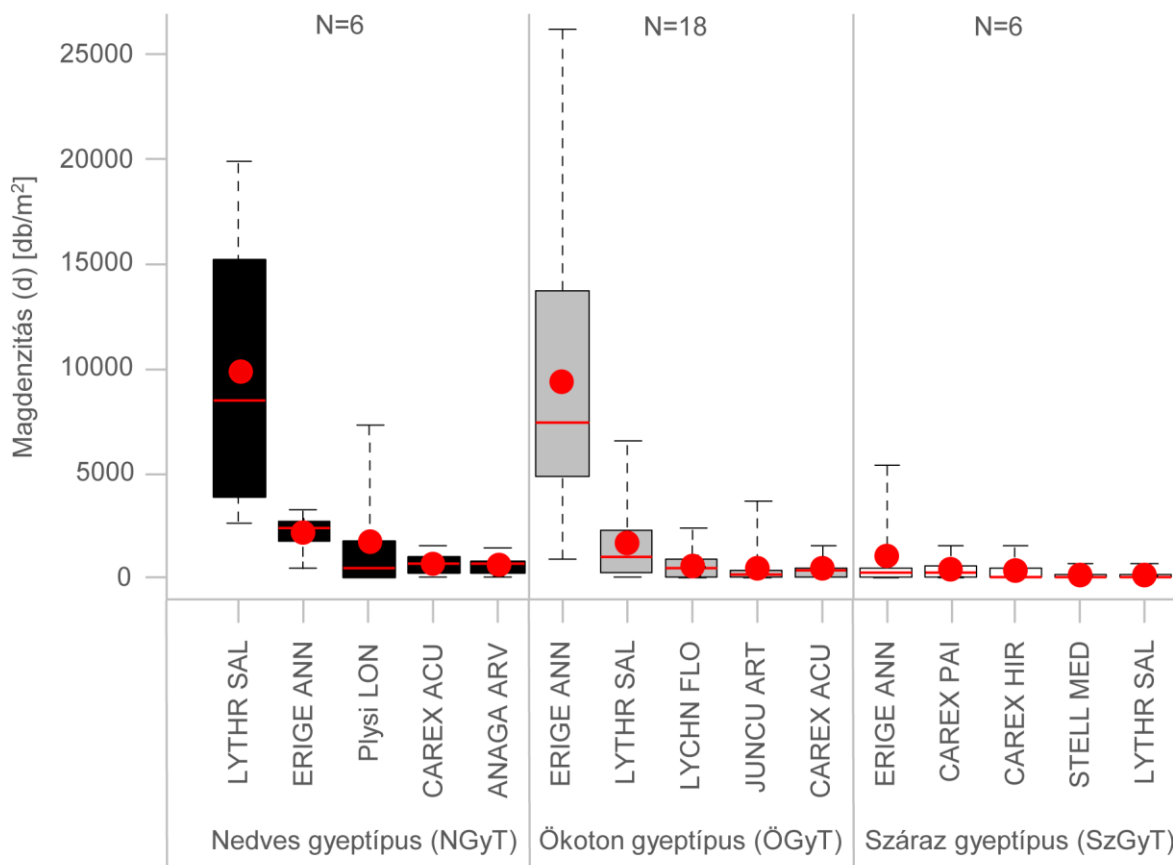
Második megközelítésben külön-külön elemezve a talaj 2 mélységintervallumára (F és A) vonatkozó adatokat: Mind a 3 gyeptípus esetében egyértelműen megmutatkozott, hogy az F (NGyT: N=6, ÖGyT: N=18, SzGyT: N=6) magdenzitása jóval nagyobb, mint az A-é (NGyT: N=6, ÖGyT: N=18, SzGyT: N=6), és a köztük lévő különbség szignifikánsnak bizonyult (NGyT: páros t-próba, $p < 0,05$; ÖGyT: páros t-próba, $p < 0,001$; SzGyT: Wilcoxon-féle előjeles rangpróba, $p < 0,05$; a próba részleteit ld. az M30. mellékletben). A vártnak megfelelően az F fajszám tekintetében is lényegesen felülmulta az A-t, és a köztük lévő különbség szignifikánsnak bizonyult mind a 3 gyeptípus alapján (NGyT: páros t-próba, $p < 0,001$; ÖGyT: Wilcoxon-féle előjeles rangpróba, $p < 0,01$; SzGyT: páros t-próba, $p < 0,05$; a próba részleteit ld. az M30. mellékletben).

Magdenzitás tekintetében az $\frac{A}{F}$ hányados alig különbözött az NGyT-ben (0,20) és az SzGyT-ben (0,23), míg az ÖGyT-ben mindkettő előbbinél nagyobb volt (0,36). A fajszám tekintetében az $\frac{A}{F}$ hányados az NGyT-ben (0,49) nagyobb volt, mint az SzGyT-ben (0,36), de kisebb volt, mint az ÖGyT-ben (0,75). Az, hogy az ÖGyT és az NGyT esetében az A magraktára (azaz a perzisztens hányad) relatíve nagy volt, sejteti, hogy termőhelyeik visszatérő zavarásához adaptálódtak. Ez összefügg azzal, hogy a szóbanforgó élőhelytípusok (elsősorban a klímákra jellemző évtizedes csapadékingadozás miatt) a magassásrétek 2 csoportja – a kisebb vízingadozású (relatíve stabilabb) és a nagyobb vízingadozású – közül utóbbival mutatnak rokonságot.

4.1.3.4. A gyeptípusok összevetése abundáns fajok alapján

Az NGyT-ben 10, az ÖGyT-ben 11, az SzGyT-ben 9 faj rendelkezett átlagosan ≥ 100 db/m² magdenzitással. A 15. ábra ezek közül a gyeptípusonkénti 5-5 legtömegesebb fajt és azok magdenzitás-értékeit (min., Q₁, \bar{X} , Me, Q₃, max.) mutatja be. A magbank típusokra vonatkozó információ ezzel kiegészülve már pontosabban jelzi, hogy a cél faj támogathatja-e a felújulást.

Az NGyT, azaz az azt képviselő magassásrét első 5 faja a *Lythrum salicaria*, az *Erigeron annuus*, a *Pseudolysimachion longifolium*, a *Carex acutiformis* és az *Anagallis arvensis* volt, amelyek együtt átlagosan 15079,0 db/m²-es (N=6) magdenzitást tettek ki, ezzel az NGyT teljes magdenzitásának 88,0%-át adták. Az első 5 faj között a *Lythrum salicaria* 9879,1 db/m²-es átlagos (N=6) magdenzitásával monodominánsnak számított, és ez a fajösszetétel nagyfokú egyenetlenségét okozta. Megjegyzem, a vizes élőhelyeknek jellemzője, hogy egy a vegetációban szubordinált, de tipikus faj (ez gyakran a *Lythrum salicaria*) monodomináns a magbankban, és ezzel összefüggésben jellemzője a fajkészlet egyenetlensége is (BOSSUYT & HONNAY 2008). Az első fajok bizonyítják, hogy a lejtőalji helyzetű NGyT magtöbbletét nem az „idegen” magvak lejtőalji akkumulációja, hanem saját magtermése okozta.



15. ábra. A magbank gyeptípusonkénti 5-5 legtömegesebb fajának magdenzítése – Sajókápolna. A magbank a talaj 0–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: Dobozdiagram (boxplot), min., Q_1 , \bar{X} , M_e , Q_3 , max., amelyhez a mintaelemek az adott gyeptípusra reprezentatív kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: N – mintaelemszám, Q_1 – alsó kvartilis, \bar{X} – mintaátlag, M_e – medián, Q_3 – felső kvartilis. A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben.

Az ÖGyT első 5 faja az *Erigeron annuus*, a *Lythrum salicaria*, a *Lychnis flos-cuculi*, a *Juncus articulatus* és a *Carex acutiformis* volt, amelyek együtt átlagosan 12565,5 db/m²-es (N=18) magdenzítást tettek ki, ezzel az ÖGyT teljes magdenzítésének 87,1%-át adták (15. ábra). Az ÖGyT emlékeztetett az NGyT-re abban, hogy fajösszetétele igen egyenetlen volt az egyik faj, az *Erigeron annuus* kiugróan nagy, 9397,7 db/m²-es átlagos magdenzítése (N=18) miatt.

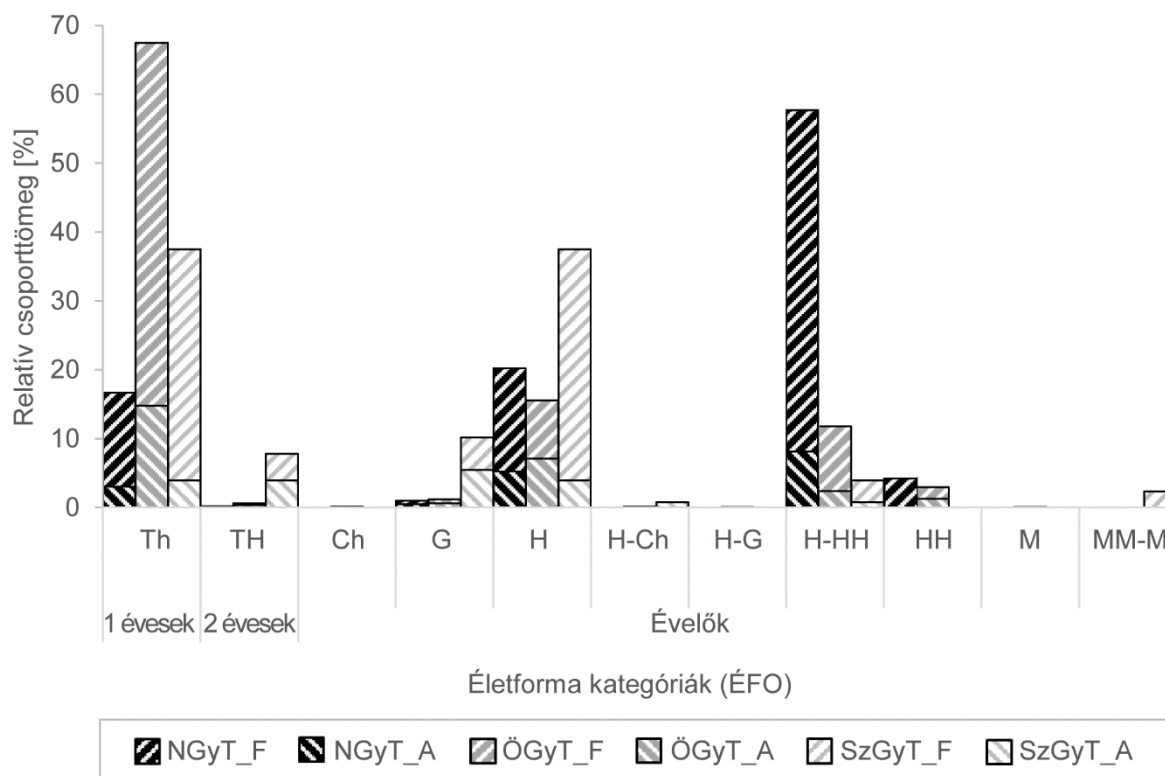
Az SzGyT, azaz az azt képviselő irtásrét esetében a fentiekhez képest kiegyensúlyozottabb volt a magdenzítés megoszlása az első 5 faj között; ez az élőhelytípushoz mérten a szakirodalom (BOSSUYT & HONNAY 2008) alapján várható volt. Az 5 faj, azaz az *Erigeron annuus*, a *Carex pairae*, a *C. hirta*, a *Stellaria media* és a *Lythrum salicaria* együtt a másik 2 gyeptípushoz képest hatod/hetedannyit, tehát átlagosan 2224,2 db/m²-es (N=6) magdenzítást tett ki, ezzel az SzGyT teljes magdenzítésének 60,2%-át adta, emellett pedig az alárendeltebb fajok is szert tehettek egy kevés szerepre (15. ábra).

Ahogy a szakirodalom (KEMÉNY *et al.* 2003b) alapján várható volt, a magbank aggregáltsága már a nagy abundanciájú fajok esetében is jelentkezett; ezt a tág min–max. tartományok (különösen a *Lythrum salicaria*, az *Erigeron annuus* és a *Pseudolysimachion longifolium* esetében) jól mutatták. A fenn tárgyaltak alátámasztják a szakirodalmat abban is, hogy a magbank legnagyobb tömegét kevés faj adja (pl. BOSSUYT & HONNAY 2008). A *Lythrum salicaria*, bizonyos *Carex spp.*, a *Lychnis flos-cuculi*, a *Stellaria media* és sok *Juncus spp.* kimagaslóan nagy magdenzítése már THOMPSON és munkatársai (1997) magbank adatbázisából ismert (viszonyításképpen: több rekord alapján 10 cm talajmélységig több 1000 db/m²). Az,

hogy a magbank denzitásához az alapesetben leginkább hozzájáruló ruderalis fajok (jelen vizsgálatban kiugróan az *Erigeron annuus*) mellett/helyett itt olyan természetes fajok hozzájárulása volt jelentős, mint pl. a *Lythrum salicaria*, a *Carex acutiformis*, a *Pseudolysimachion longifolium* és a *Lychnis flos-cuculi*, ez erősíti azokat a szakirodalmi adatokat, amelyek szerint a vizes élőhelyi fajok gyakran, és sűrű magbankot építenek (vö. a 2.1.5.4. fejezet „Nedvességigény ~ magbank” címe alatt). Csak az első 5 fajt tekintve megállapítható még az is, hogy a fajkészlet egyöntetűbb volt a 3 gyeptípus magbankja között, mint vegetációja között.

4.1.3.5. A gyeptípusok összevetése növényi jellegek, stratégiák és tulajdonságok alapján

A 16. ábrán a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus összevetése látható a talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank ÉFO spektruma alapján. A gyeptípusonkénti relatív csoporttömeg-összevetést lehetővé tevő ezen ábráról (a módszertani magyarázatot ld. még a 3.6.2.2. fejezetben) leolvasható, hogy az SzGyT esetében a rövid életűek, azon belül is a terofiták (Th), ill. az évelők, azon belül is a hemikriptofiták (H) csoporttömege hasonló arányban és jelentősen járult hozzá a magbankhoz. Ehhez képest az ÖGyT esetében a rövid életű, azon belül is az *Erigeron annuus* jelentős hozzájárulásával a terofiták adták arányaiban a legnagyobb csoporttömeget a magbankban, jelentősen rontva ezzel az élőhely természetességét. Az NGyT esetében mindezekkel szemben az évelő, azon belül pedig a hemikriptofita-hidatoheleofita (H-HH) csoport adta arányaiban a legnagyobb csoporttömeget. Utóbbi csoportot az NGyT-ben egyedül a *Lythrum salicaria* képviselte.



16. ábra. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank ÉFO spektruma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Sajókápolna.

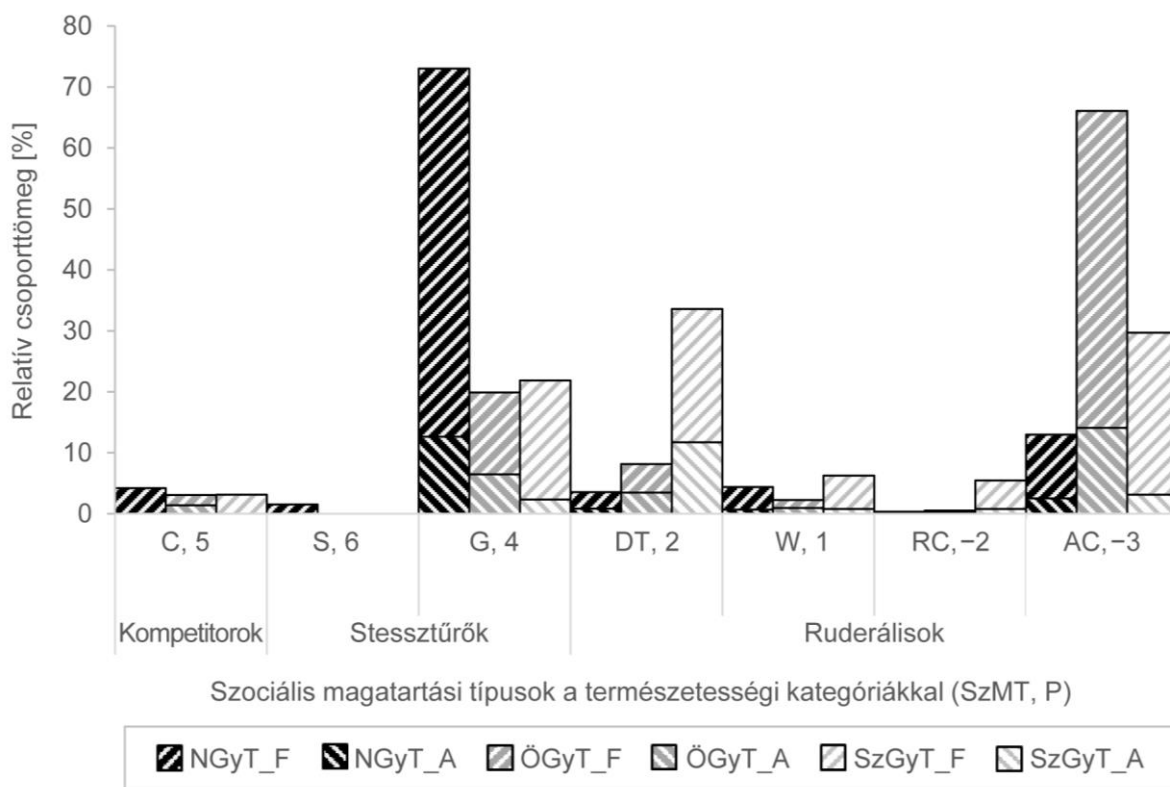
Statisztika: Az ábrán az egyes kategóriák magdenzitással súlyozott, relatív csoporttömege szerepelnek, úgy, hogy a spektrum gyeptípusonkénti 100%-ra van vonatkoztatva.

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. Az ÉFO kategóriák RAUNKIAER (1934) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M11. mellékletben.

A relatív csoportrészesedés ugyanakkor egyértelműen a hemikriptofiták dominanciáját mutatta mind az NGyT-ben, az ÖGyT-ben és az SzGyT-ben (M31. melléklet), amely egyben sejteti, hogy a vegetáció legtöbb faja kis denzitású magbankkal rendelkezett.

A mélységi eloszlásokat tekintve, az F magbankja relatív csoporttömeg és csoportrészesedés alapján is dominált az ÉFO kategóriákban, ez alól csak a geofita (G), a hemikriptofita-kamefita (H-Ch), ill. a hemikriptofita-geofita (H-G) csoport volt kivétel néhány esetben.

A 17. ábrán a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus összevetése látható a talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank SzMT spektruma alapján. A gyeptípusonkénti relatív csoporttömeg-összevetést lehetővé tevő ezen ábrán szembevetendő, hogy a kompetitorok (C) relatív csoporttömege egyik gyeptípusban sem volt jelentős (annak ellenére, hogy a vegetációban számottevő borításuk volt, vö. 10. ábra), amely alátámasztja az elméletet, miszerint azok rövidebb távú (a magtömeg—magnézet kompromisszum és a magbank paradoxon elméletet összekapcsolva) és/vagy sporadikus magbankkal rendelkeznek (Csontos 2006a). Relatív legnagyobb csoporttömeggel mind a 3 gyeptípus magbankjában a stressztűrők és/vagy a ruderalisok rendelkeztek.



17. ábra. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank SzMT spektruma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Sajókápolna.

Statisztika: Az ábrán az egyes kategóriák magdenzitással súlyozott, relatív csoporttömeggel szerepelnek, úgy, hogy a spektrum gyeptípusonkénti 100%-ra van vonatkoztatva.

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. Az SzMT kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M12. mellékletben.

Az NGyT magbankjában kimagasló csoporttömeget a fajszám tekintetében is jelentős stressztűrő generalisták (G) adtak köztük a *Lythrum salicariával*. Megjelent ugyan benne a ruderalis tájidegen kompetitorok (AC) 2 faja, az *Erigeron annuus* és a *Solidago canadensis*, de relatíve csekély csoporttömeggel, nem rontva így ezzel jelentősen az NGyT természetességét. Az ÖGyT magbankja a relatív csoporttömeg alapján uralkodóan tájidegen kompetitorokból (itt

Erigeron annuus, *Solidago canadensis*, *Coryza canadensis*) építkezett, kisebbrészt generalistákból és ruderalis zavarástűrőkből (DT). Az SzGyT-ben a relatív csoporttömeg szempontjából legjelentősebb 3 csoport – a zavarástűrő, a tájidegen kompetitor és a generalista – hasonló mértékben vett részt a magbank építésében.

Relatív csoportrészesedés tekintetében (M32. melléklet) az NGyT-ben, az ÖGyT-ben és az SzGyT-ben egyaránt a zavarástűrők és a generalisták voltak számottevők. Mindezekkel együtt megállapítható, hogy az NGyT vegetáció szerint alapvetően kompetitív viszonyokat teremtő, de valamelyest stresszelt és zavart termőhelyét a magbank a stressztűrő generalistákkal csoporttömegben, a ruderalis zavarástűrőkkel csoportrészesedésben tükrözte. Az SzGyT vegetációja által indikált alapvetően stresszelt, kissé zavart termőhelyét a magbankja abszolút tükrözte. Az ÖGyT vegetáció szerinti zavart termőhelyét a magbank, ha nem is feltétlenül fajokban, de funkciójában jól tükrözte a zavarásra utaló ruderalis csoport túlsúlyával.

A mélységi eloszlásokat tekintve, az F magbankja relatív csoporttömeg és csoportrészesedés alapján is dominált az SzMT kategóriákban.

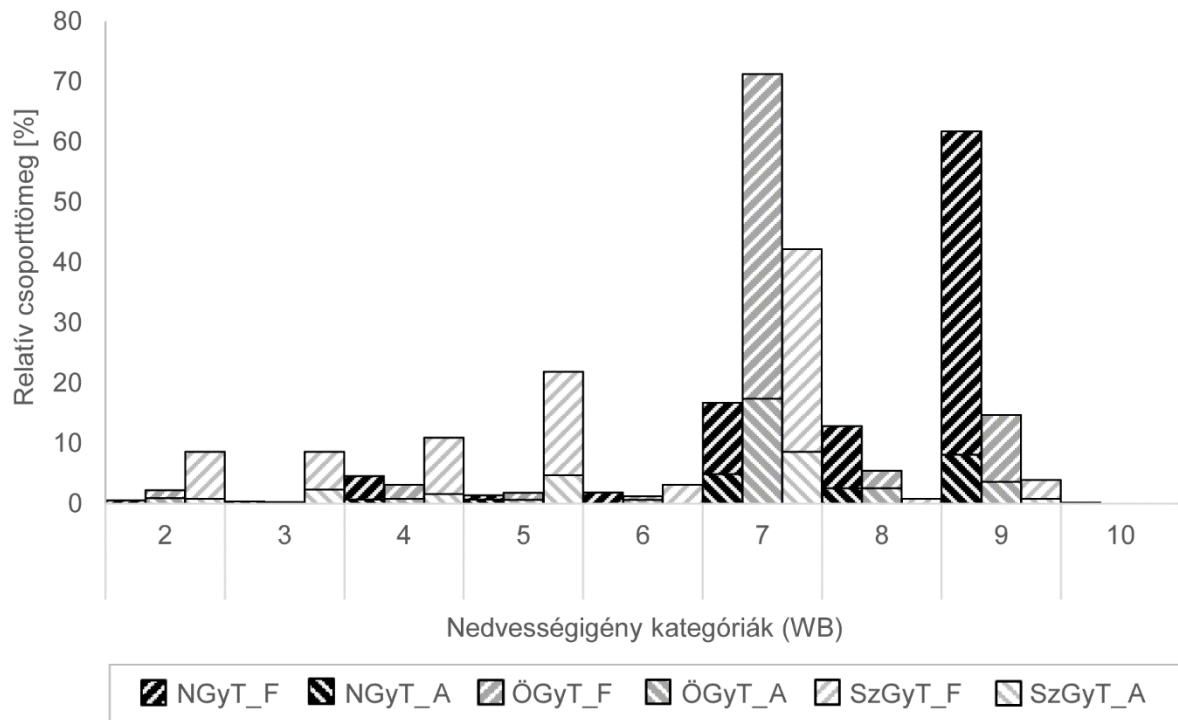
Az SzMT-hez tartozó természetességi kategóriákból (P) számolt kváziátlag ($\approx \bar{X} \pm SD$) alapján véve mindenhol alacsony volt, de a 3 gyeptípust összehasonlítva konstatálhatóvá vált az is, hogy az ÖGyT-t jellemezte a legrosszabb állapot ($-0,7 \pm 1,3$, $N=18$), ettől jobb természetesség jellemezte az SzGyT-t ($1,6 \pm 1,6$, $N=6$), és még jobb az NGyT-t ($2,7 \pm 0,6$, $N=6$). A magbank egyetlen védett faja ($d = \bar{X} \pm SD$), a generalista *Pseudolysimachion longifolium* az NGyT-ben ($1704,3 \pm 2850,9$ db/m²) és az ÖGyT-ben ($19,3 \pm 56,5$ db/m²) volt kimutatható.

A 18. ábrán a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus összevetése látható a talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank WB spektruma alapján. A gyeptípusonkénti relatív csoporttömeg-összevetést lehetővé tevő ezen ábrán szembevetendő, hogy a terület magbankja egyöntetűbb volt attól, mint amit a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus funkciója feltételezett. Csoporttömeg alapon ugyanis mind a 3 gyeptípus esetében a WB skála „nedvesebb végére” helyeződött a súlypont, alátámasztva ezzel a higrofiták jelentős magbank-képzésére vonatkozó elképzelést, és – a tájtörténet (vö. 3.1.1. fejezet), ill. a magterjesztési korlátok (vö. 2.1.2.1. fejezet) ismeretében – sejtetve az SzGyT magbankjának a nagyobb nedvességigényű korábbi vegetációból való részleges származását is.

Az NGyT által lefedett WB2—10 tartományban a *Lythrum salicaria* és a *Carex acutiformis* által képviselt talajvízjelzők (WB9) relatív csoporttömege volt kiugróan nagy. Az ÖGyT és az SzGyT által lefedett WB2—9 spektrumban – főként az *Erigeron annuus* nagy magdenzitásának köszönhetően – a nedvességjelzők (WB7) relatív csoporttömege volt a meghatározó. Relatív csoporttömeg alapján az SzGyT magbankja abban mutatta enyhén száraz jellegét, hogy a WB tartomány uralkodó nedves végéhez képest a tartomány száraz vége ebben a gyeptípusban volt leginkább reprezentálva.

Relatív csoportrészesedés (M33. melléklet) alapján az SzGyT még inkább száraz jelleget mutatott, a spektrum súlypontjában a szárazságtűrő (WB3) csoporttal. Az NGyT és az ÖGyT esetében ellenben a relatív csoportrészesedés szerinti súlypont a WB spektrum közepe felé húzódott, azaz a félüde termőhelyek növényei (WB5) felé, amelyek egyébként itt mind ruderalis elemek voltak. Mivel az NGyT magbankjában (abszolút fajsza és magdenzitás alapján is) kevesebb volt a kis nedvességigényű WB3—1 csoport, mint az SzGyT-ében a nagy nedvességigényű WB10—7 csoport (M33. melléklet), ezért feltételezhető lenne, hogy a nagy nedvességigényű csoport magvai kevésbé érzékenyek a szárazabb talajviszonyokra, mint a kis nedvességigényű csoport magvai a nedvesebb talajviszonyokra. Ugyanakkor, mivel ez a trend a vegetációban is jelen volt (azaz, hogy az SzGyT vegetációjában markánsabban jelen volt a WB10—7 csoport, mint fordítva) (M23. melléklet), ezért nem állítható biztosan, hogy a magbank fenn leírt jellemvonása független a vegetáció ilyen összetételétől.

A mélységi eloszlásokat tekintve, az F magbankja relatív csoporttömeg és csoportrészesedés alapján is dominált a WB kategóriákban.



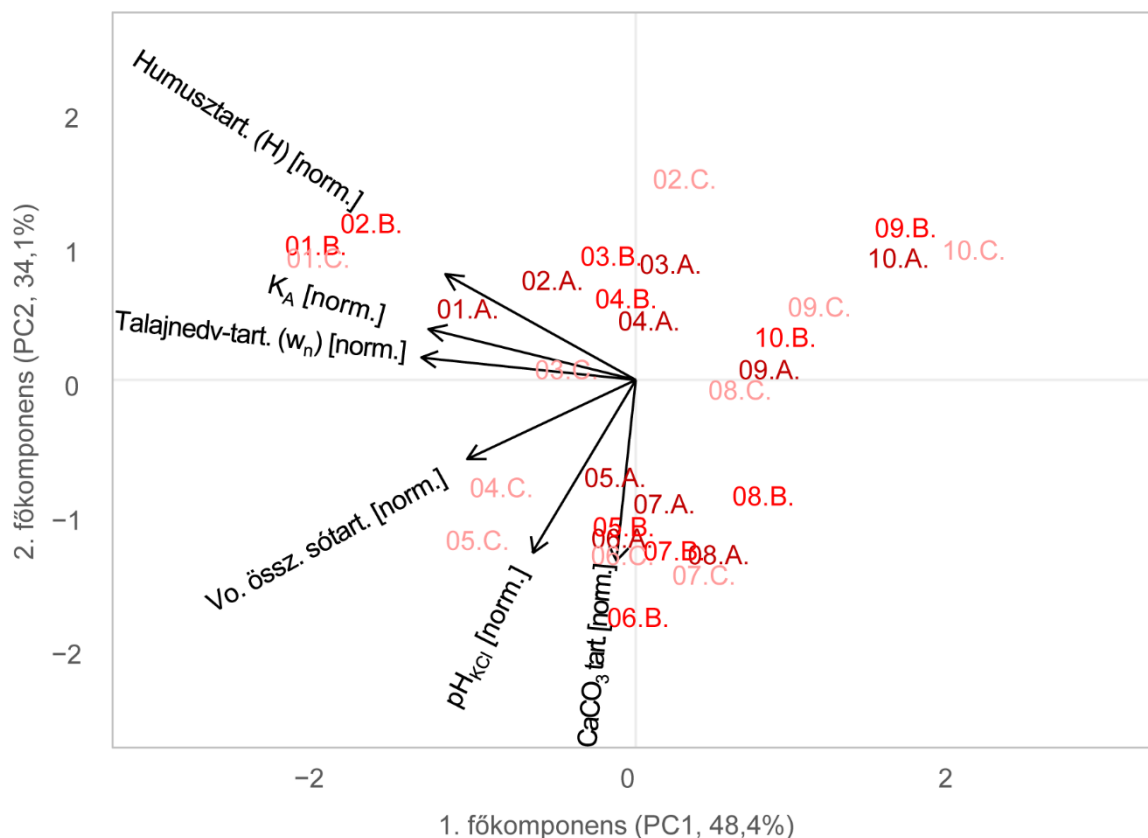
18. ábra. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank WB spektruma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Sajókápolna.

Statisztika: Az ábrán az egyes kategóriák magdenzitással súlyozott, relatív csoporttömeeggel szerepelnek, úgy, hogy a spektrum gyeptípusonkénti 100%-ra van vonatkoztatva.

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

4.1.4. A földfeletti vegetáció és a talajnedvesség lejtőmenti változásának kapcsolata

A finomléptékű kapcsolatalemzések keretében első ízben a vegetáció és a talajnedvesség lejtőmenti változásának kapcsolatát tárgyalom. A többlépcsős elemzés kiindulási alapja az előzőekben leíró statisztikákkal jellemzett talajparaméterek (vö. 4.1.1. fejezet, 3—4. ábra) közötti kapcsolatrendszer feltáró PCA analízis volt, amelynek eredménye a 19. ábrán látható. Az ábráról leolvasható, hogy az adattérben rejlő változatosságot a PC1 48,4%-ban magyarázta, míg a PC2 34,1%-ban. A PC-k az alábbi „erőviszonyok” mentén együttesen határozták meg a kvadrátok többdimenziós adat-térbeli relatív helyzetét: A domináns PC1-ben elsődlegesen meghatározó szerepe volt a talajnedvesség-tartalomnak (w_n), erős hatása volt a K_A -nak és a humusztartalomnak (H), ill. mérsékeltebb hatása volt az vo. össz. sótartalomnak; ez a 4 paraméter döntően együtt is mozogott. A PC1-ben a pH_{KCl} hatása csak csekély volt, a $CaCO_3$ tartalomnak pedig nem volt. A PC2-ben fajsúlyos volt viszont pH_{KCl} és a $CaCO_3$ tartalom is; ezek ott együtt is mozogtak. A PCA alátámasztotta ezekkel a vizsgálatban kitüntetett talajnedvesség-tartalom talajrendszerbeli meghatározó szerepét, továbbá megerősítette a talajparaméterek leíró jellegű 3—4. ábrából kiolvasható együttmozgásokat és relatív irányokat. Megteremtette egyben a statisztikai alapot a soron következő GLS módszer pillérű lineáris regressziós modellek első, durvább szintjéhez úgy, hogy háttérváltozóként adta ahhoz a – gyakorlatilag talajparaméter-csoportokat definiáló – PC1 és PC2-t.



19. ábra. A talajparaméterek jelentőségét és kapcsolatrendszerét leíró főkomponensek – Sajókápolna. A talajparaméterek a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkoznak. Statisztika: Főkomponens-analízis (principal component analysis, PCA). A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, K_A – Arany-féle kötöttség, vo. össz. sótart. – vízdíszható összes sótartalom, pH_{KCl} – kálium-kloridos kémhatás, $CaCO_3$ tart. – szén-savas mésztartalom. A szám+betű szintaxissal jelölt kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

A GLS módszer alapú lineáris regressziós modellek második, finomabb szintjén az autokorreláció veszélyét nem rejtő, egymással kombinációkban háttérváltozóként alkalmazható

talajparaméterek leszűréséhez használt szórásdiagram mátrixot és Spearman-féle rangkorrelációs elemzéseket az M34. melléklet tartalmazza. Ezek megerősítve és számokban is kifejezve a PCA szerinti együttmozgásokat, az alábbi talajparaméterek között jeleztek korrelációt: talajnedvesség- és humusztartalom ($r_s=0,73$, $p<0,001$), talajnedvesség- és vo. össz. sótartalom ($r_s=0,46$, $p<0,05$), talajnedvesség-tartalom és K_A ($r_s=0,80$, $p<0,001$), $CaCO_3$ tartalom és pH_{KCl} ($r_s=0,85$, $p<0,001$), humusztartalom és K_A ($r_s=0,75$, $p<0,001$), vo. össz. sótartalom és K_A ($r_s=0,41$, $p<0,05$), vo. össz. sótartalom és pH_{KCl} ($r_s=0,46$, $p<0,05$), így ezek ugyanazon modellben háttérváltozóként való alkalmazását kerültem. Ezek kihagyásával a modellek finomabb szintjéhez 6 db háttérváltozó-kombináció összeállítására volt lehetőség a talajparaméterekből.

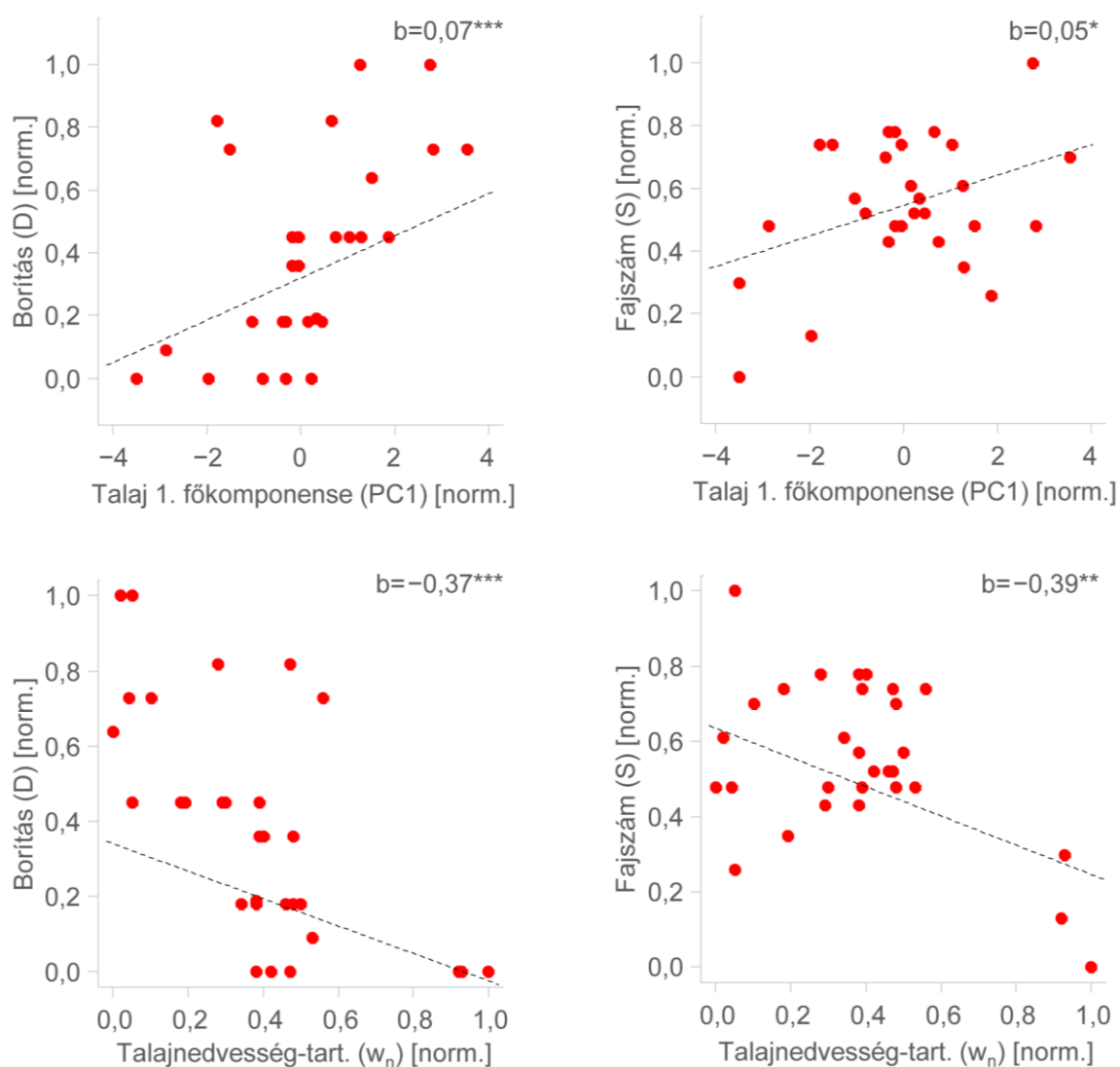
A vegetáció mennyiségi mutatói – először külön a borítás (D), majd külön a fajszám (S) – és a talajrendszer közötti kapcsolat többlépcsős elemzésének a folyamatábráját a GLS módszer alapú lineáris regressziós modellekre vonatkozóan – benne a futtatott $2 \times (1+6)$ db modell változókombinációjával és statisztikájával – az M35. melléklet tartalmazza (a statisztika értelmezéséhez ld. még a 3.6.3.2. fejezetet). A 20. ábra a fontosabb modellek főbb eredményeit, azaz a vegetáció egyik, majd másik mennyiségi mutatójának a kapcsolatát szemlélteti első sorában a talaj azon PC-jével, amely a talajnedvességet magába foglalja (pontosabban amelyikben a talajnedvesség dominánsabb) – jelen esetben ez a PC1 –, és második sorában a talajnedvesség-tartalommal.

A vegetáció és a talaj PC1-e közötti kapcsolatra koncentrálna: A talaj PC1-e – az azzal közös modellt alkotó PC2 ráhatásától nem függetlenül – szignifikánsan együtt mozgott a vegetáció borításával ($b=0,07$, $p<0,001$, $N=30$) és a fajszámával is ($b=0,05$, $p<0,05$, $N=30$) (20. ábra), és az alkalmazott modell értelmében ez az együttmozgás a meredekséghez (b) tartozó p -érték alapján nagyságrenddel erősebb volt annál, mint ami a talaj PC2-je és a vegetáció között fennállt (vö. M35. melléklet: „borítás \sim PC1 + PC2”, ill. „fajszám \sim PC1 + PC2” modell). Egyébiránt, e kapcsolatoknak az iránya (negatív/pozitív) a PC-k miatt nem tekinthető valósnak, ez a PCA módszertani műterméke, ezért a továbbiakban is ennek megfelelően kezelem.

A vegetáció és a talajnedvesség-tartalom közötti kapcsolatra koncentrálna: A talajnedvesség-tartalom – az azzal legmegbízhatóbb közös modellt alkotó $CaCO_3$ tartalom ráhatásától nem függetlenül – szignifikánsan negatívan együtt mozgott a vegetáció borításával ($b=-0,37$, $p<0,001$, $N=30$) és a fajszámával is ($b=-0,39$, $p<0,01$, $N=30$) (20. ábra), és ez az együttmozgás a meredekséghez (b) tartozó p -érték értelmében sokkal erősebb volt annál, mint ami a $CaCO_3$ tartalom és a vegetáció között fennállt (vö. M35. melléklet: „borítás \sim talajnedvesség-tartalom + $CaCO_3$ tartalom” ill. „fajszám \sim talajnedvesség-tartalom + $CaCO_3$ tartalom” modell). Mivel a modellszelekciós AIC értékek alapján legmegbízhatóbban modellezték ezek a vegetáció borítása, ill. fajszáma és a talaj közötti kapcsolatot azon többi modell között is, amelyeket az egyéb talajparaméterek – mint háttérváltozók – különböző kombinációival futtattam (vö. M35. melléklet), így az általuk leírt kapcsolatot meghatározónak tekintettem a vegetáció és a talaj között. A kapcsolatoknak az iránya itt információértékű volt. A fentiek egyben azt is jelentették, hogy a vegetáció borítása és fajszáma jól kifejezték a vegetáció nedvességigény szerinti változatosságát.

Összegezve, a talajban működő kölcsönhatások rendszerében, a többi talajparaméter ráhatásával egységben a talajnedvesség-tartalom állt legerősebb kapcsolatban a vegetáció mennyiségi mutatóival (borítás, fajszám) úgy, hogy ez a kapcsolat az adott élőhelytípusok (magassásrét—irtásrét) átmenetében az adott nedvességtartományon belül (amely az adott talajparaméterek (4. ábra) és mintavételi körülmények mellett a valóságban kb. 50—20 m/m% volt (3. ábra)) szignifikáns negatív irányú együttmozgást jelentett. Ez az állítás nem zárja ki, hogy egy bizonyos talajnedvesség-tartalom elérésénél telítődési jellegű legyen. A nedvességgradiens nedves végét jellemző relatíve kisebb borítás érthető, mivel egyrészt a gypmátrixban időszakosan kialakuló apró efemer vízgyülemlek (ún. tocsogók) teret vesznek el zöld növény borítástól, másrészt a talaj időszakos túlnedvesedése nem kedvez a mikrobiális

lebontásnak (pl. ALBRECHT & AUERSWALD 2003, ABEDI *et al.* 2014), így a lebomlatlan avar a zöld növény borítás rovására halmozódik (vö. 4.1.2.3. fejezet).



20. ábra. A vegetáció mennyiségi mutatóinak a talaj rendszerében értelmezett kapcsolata a talaj PC1-ével és külön a PC1-ben meghatározó talajnedvesség-tartalommal – Sajókápolna. A talajparaméterek a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumra vonatkoznak.

Statisztika: Szórásdiagram és regressziós illesztés általánosított legkisebb négyzetek (generalized least squares, GLS) módszer alapú lineáris regressziós modell alkalmazásával, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A felső szórásdiagram a vegetáció adott mutatóját a talaj 2 főkomponense közül annak a főkomponensnek a függvényében ábrázolja, amelyben a megkülönböztetett talajnedvesség dominánsabb (jelen esetben PC1) (a talaj főkomponenseit ehhez ld. a 19. ábrán). A kapcsolatukat leíró regressziós illesztés nem független az azokkal közös modellben szereplő másik főkomponenstől (PC2) (a modell részleteit ehhez ld. az M35. mellékletben). Az alsó szórásdiagram a vegetáció adott mutatóját a talajnedvesség-tartalom függvényében ábrázolja. A kapcsolatukat legmegbízhatóbban leíró regressziós illesztés nem független az azokkal közös modellben szereplő másik talajparamétértől (jelen esetben CaCO_3 tart.) (a modell részleteit ehhez ld. az M35. mellékletben). A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

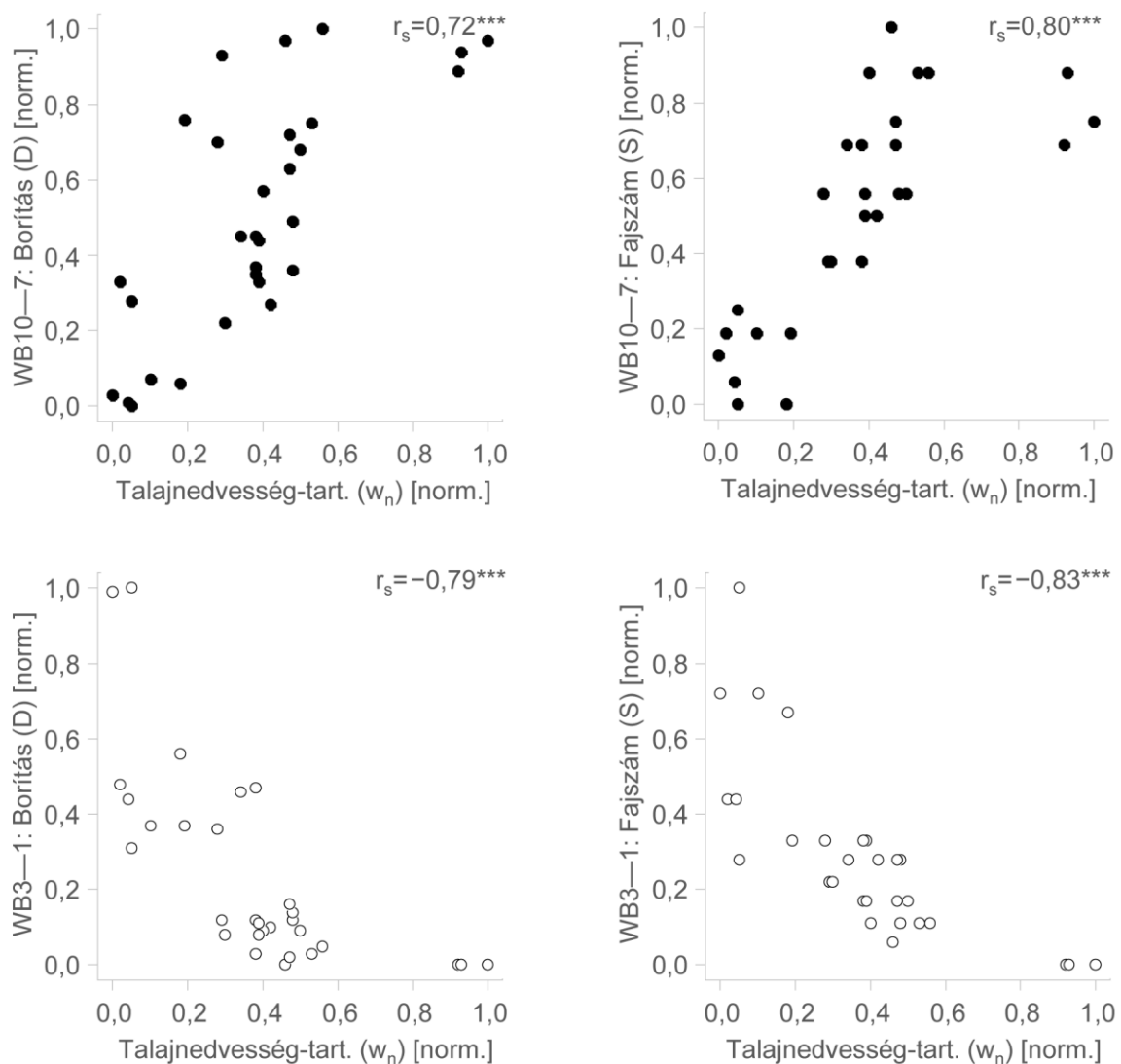
Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, b – regressziós illesztés meredeksége, * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$, *** – $p < 0,001$, CaCO_3 tart. – szénsavas mésztartalom.

A 21. ábra az előzőekben megalkotott WB-kategória-csoportok közül a 2 végétet, tehát a WB10—7, mint a nagy nedvességigényű növények csoportját, ill. a WB3—1, mint a kis nedvességigényű növények csoportját veti össze az azokat jellemző vegetáció és a talajnedvesség-tartalom közötti kapcsolat szempontjából.

A WB10—7 csoport esetében: A Spearman-féle rangkorrelációs elemzés alapján erős (azaz szoros), szignifikáns pozitív korreláció volt a talajnedvesség-tartalom és a vegetáció borítása között ($r_s=0,72$, $p<0,001$, $N=30$), ill. fajszáma között is ($r_s=0,80$, $p<0,001$, $N=30$).

A WB3—1 csoport esetében: A Spearman-féle rangkorrelációs elemzés a másik csoporthoz hasonlóan erős, de a várakozásnak megfelelően ellentétes irányú korrelációt mutatott a talajnedvesség-tartalom és vegetáció borítása között ($r_s=-0,79$, $p<0,001$, $N=30$), ill. fajszáma között is ($r_s=-0,83$, $p<0,001$, $N=30$).

Ez tehát utalhat a WB10—7 vegetációjának és a WB3—1 vegetációjának ellentétes irányú, de hasonló erejű talajnedvességgel szembeni érzékenységére (21. ábra).



21. ábra. A vegetáció WB-kategória-csoportjaira vonatkozó mennyiségi mutatók kapcsolata a talajnedvesség-tartalommal, páronkénti megfigyelések alapján – Sajókápolna. A WB-kategóriacsoportok a BORHIDI (1995) rendszere szerinti nedvességigény (WB) kategóriák összevonásával kerültek kialakításra. A talajnedvesség-tartalom a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: A változók szórásdiagramjai, ill. Spearman-féle rangkorrelációs együtthatói, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, r_s – Spearman-féle rangkorrelációs együttható, *** – $p<0,001$. A WB kategória-jelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

4.1.5. A talaj magbank és a talajnedvesség lejtőmenti változásának kapcsolata

A finomléptékű kapcsolatalemzések keretében második ízben a magbank és a talajnedvesség lejtőmenti változásának kapcsolatát tárgyalom. A magbank mennyiségi mutatói – először külön a magdenzitás (d), majd külön a fajsza (S) – és a talajrendszer közötti kapcsolat többlépcsős elemzésének a folyamatábráját a GLS módszer alapú lineáris regressziós modellekre vonatkozóan – benne a futtatott $2 \times (1+6)$ db modell változókombinációjával és statisztikájával – az M36. melléklet tartalmazza (a talaj háttérváltozók a 4.1.4. fejezetben bemutatott 19. ábra szerinti PCA-nak, ill. az M34. melléklet szerinti Spearman-féle rangkorrelációs elemzéseknek megfelelőek). A 22. ábra a korábbi szisztéma szerint a fontosabb modellek főbb eredményeit, azaz a magbank egyik, majd másik mennyiségi mutatójának a kapcsolatát szemlélteti első sorában a talaj azon PC-jével, amely a talajnedvességet magába foglalja – PC1 –, és második sorában a talajnedvesség-tartalommal.

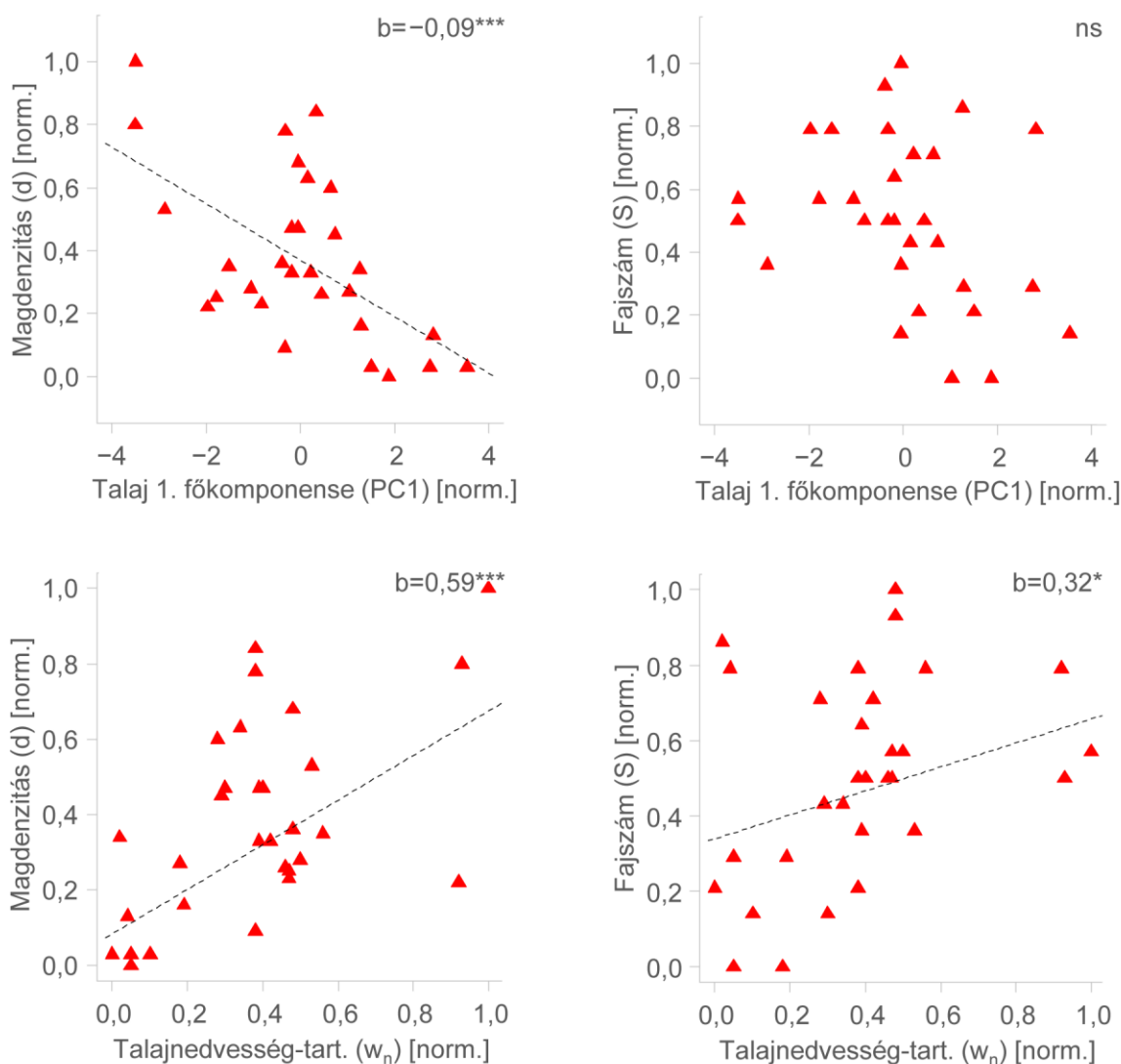
A magbank és a talaj PC1-e közötti kapcsolatra koncentrálván: A talaj PC1-e – az azzal közös modellt alkotó PC2 ráhatásától nem függetlenül – szignifikánsan együtt mozgott a magdenzitással ($b = -0,09$, $p < 0,001$, $N = 30$), ugyanakkor a magbank fajszaival nem (22. ábra), továbbá a PC2 és a magbank között sem volt szignifikáns együttmozgás (vö. M36. melléklet: „magdenzitás \sim PC1 + PC2”, ill. „fajsza \sim PC1 + PC2” modell).

A magbank és a talajnedvesség-tartalom közötti kapcsolatra koncentrálván: A talajnedvesség-tartalom – az azzal legmegbízhatóbb közös modellt alkotó CaCO_3 tartalom ráhatásától nem függetlenül – szignifikánsan pozitívan együtt mozgott a magdenzitással ($b = 0,59$, $p < 0,001$, $N = 30$) (22. ábra), és ez az együttmozgás a meredekséghez (b) tartozó p-érték értelmében sokkal erősebb volt annál, mint ami a CaCO_3 tartalom és a magdenzitás között fennállt (vö. M36. melléklet: „magdenzitás \sim talajnedvesség-tartalom + CaCO_3 tartalom” modell). Bár a kapcsolatkeresés durvább szintjén nem mutatkozott szignifikáns együttmozgás a PC1 – és így az annak részét képező talajnedvesség – és a fajsza között, folytattam az elemzést a finomabb szinten, abból a megfontolásból, hogy esetleg valamely befolyásoló tényező elfedhette a létező gyengébb kapcsolatot. A talajnedvesség-tartalom – az azzal legmegbízhatóbb közös modellt alkotó CaCO_3 tartalom ráhatásától nem függetlenül – marginálisan szignifikáns pozitív együttmozgást mutatott a magbank fajszaival ($b = 0,32$, $p < 0,05$, $N = 30$) (22. ábra), nem volt ellenben szignifikáns együttmozgás a CaCO_3 tartalom és a fajsza között (vö. M36. melléklet: „fajsza \sim talajnedvesség-tartalom + CaCO_3 tartalom” modell). Mivel az utóbb említett 2 modell a modellszelekciós AIC értékek alapján legmegbízhatóbban modellezte a magbank denzitása, ill. fajsza és a talaj közötti kapcsolatot azon többi modell között is, amelyeket az egyéb talajparaméterek – mint háttérváltozók – különböző kombinációival futtattam (vö. M36. melléklet), így az általuk leírt kapcsolatot meghatározónak tekintetem a magbank és a talaj között.

Összegezve, a talajban működő kölcsönhatások rendszerében, a többi talajparaméter ráhatásával egységben a talajnedvesség-tartalom állt legerősebb kapcsolatban a magdenzitással úgy, hogy ez a kapcsolat az adott élőhelytípusok (magassásrét—irtásrét) átmenetében az adott nedvességtartományon belül (amely az adott talajparaméterek (4. ábra) és mintavételi körülmények mellett a valóságban kb. 50—20 m/m% volt (3. ábra)) – a vegetáció esetében tapasztaltaknak a fordítottjaként – szignifikáns pozitív irányú együttmozgást jelentett. Értelmezhető volt ugyanez a trend a magbank fajsza számára is, de ott a kapcsolat sokkal gyengébbnek tekinthető (mivel csak az alacsonyabb szinteken volt kimutatható).

Eredményeimet támogatni látszik ALBRECHT és AUERSWALD (2003) hasonló vizsgálat (környezeti gradiens mentén végzett magbank vizsgálat) és hasonló adatfeldolgozás (durvább szinten: PCA, finomabb szinten: Spearman-féle korreláció a kapcsolatok megállapítására) nyomán kapott eredménye is, amely szerint a magdenzitás a többi talajparaméter viszonylatában erősen összefüggött a talaj $\frac{C}{N}$ arányával és kapcsolatuk iránya pozitív volt. Mivel

a talaj nagy $\frac{C}{N}$ aránya gyenge mikrobiális aktivitásra utal, amely pedig túltelített, vagy extrém száraz talajokban lép fel, ezért a fentiek támogatják eredményeimet.



22. ábra. A magbank mennyiségi mutatóinak a talaj rendszerében értelmezett kapcsolata a talaj PC1-ével és külön a PC1-ben meghatározó talajnedvesség-tartalommal – Sajókápolna. A talajparaméterek a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkoznak.

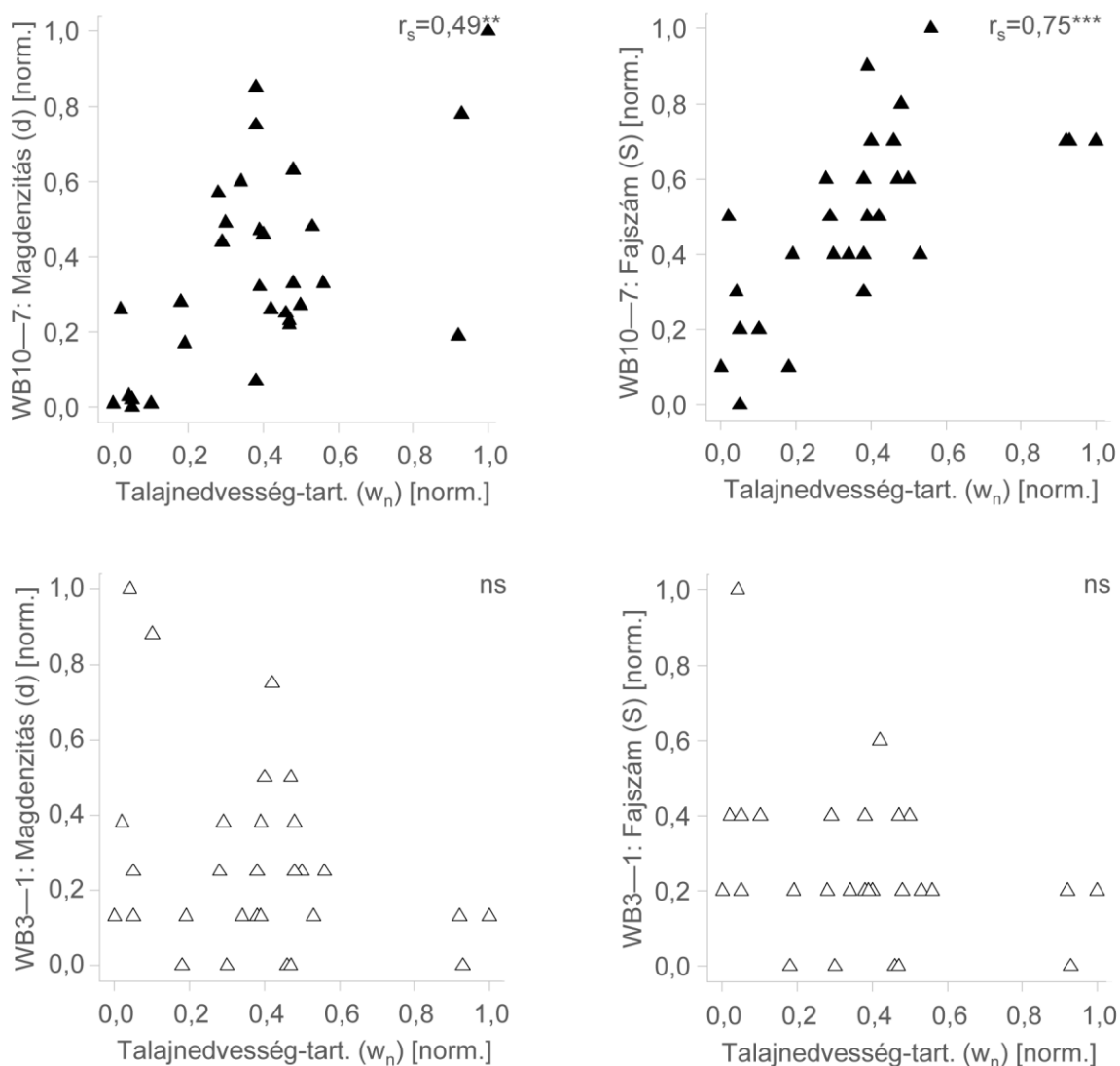
Statisztika: Szórásdiagram és regressziós illesztés általánosított legkisebb négyzetek (generalized least squares, GLS) módszer alapú lineáris regressziós modell alkalmazásával, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A felső szórásdiagram a magbank adott mutatóját a talaj 2 főkomponense közül annak a főkomponensnek a függvényében ábrázolja, amelyikben a megkülönböztetett talajnedvesség dominánsabb (jelen esetben PC1) (a talaj főkomponenseit ehhez ld. a 19. ábrán). A kapcsolatukat leíró regressziós illesztés nem független az azokkal közös modellben szereplő másik főkomponenstől (PC2) (a modell részleteit ehhez ld. az M36. mellékletben). Az alsó szórásdiagram a magbank adott mutatóját a talajnedvesség-tartalom függvényében ábrázolja. A kapcsolatukat legmegmegbízhatóbban leíró regressziós illesztés nem független az azokkal közös modellben szereplő másik talajparamétértől (jelen esetben CaCO_3 tart.) (a modell részleteit ehhez ld. az M36. mellékletben). A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, b – regressziós illesztés meredeksége, ns – nem szignifikáns, * – $p < 0,05$, *** – $p < 0,001$, CaCO_3 tart. – szénsavas mésztartalom.

A különböző fajok magvainak nedvességgel szembeni, várhatóan eltérő viselkedése indokoltá tette a funkciós csoportonkénti megközelítést. A 23. ábra a korábbi szisztémát követve a WB-kategória-csoportok közül a 2 végletet, tehát a WB10—7, ill. a WB3—1 csoportot veti össze az azokat jellemző magbank és a talajnedvesség-tartalom közötti kapcsolat szempontjából.

A WB10—7 csoport esetében: A Spearman-féle rangkorrelációs elemzés alapján a magbank denzitása közepes szignifikáns pozitív korrelációt ($r_s=0,49$, $p<0,01$, $N=30$), fajszáma pedig erős szignifikáns pozitív korrelációt ($r_s=0,75$, $p<0,001$, $N=30$) mutatott a talajnedvesség-tartalommal.

A WB3—1 csoport esetében: Nagyon gyenge negatív kapcsolat mutatkozott ugyan a talajnedvesség-tartalom és magbank denzitása között, ill. fajszáma között is, ám ezek egyike sem volt szignifikáns a Spearman-féle rangkorrelációs elemzés alapján (23. ábra).



23. ábra. A magbank WB-kategória-csoportjaira vonatkozó mennyiségi mutatók kapcsolata a talajnedvesség-tartalommal, páronkénti megfigyelések alapján – Sajókápolna. A WB-kategória-csoportok a BORHIDI (1995) rendszere szerinti nedvességigény (WB) kategóriák összevonásával kerültek kialakításra. Mindegyik változó a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik. Statisztika: A változók szórásdiagramjai, ill. Spearman-féle rangkorrelációs együtthatói, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, r_s – Spearman-féle rangkorrelációs együttható, ns – nem szignifikáns, ** – $p<0,01$, *** – $p<0,001$. A WB kategória-jelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

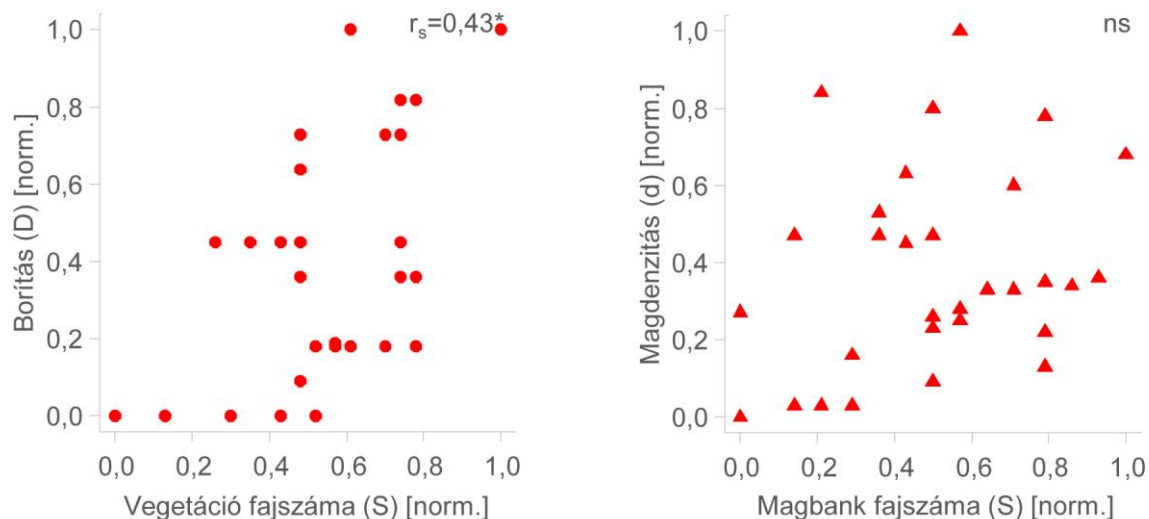
A vegetáció és a magbank eredmények együttes értékelése a talajnedvesség-tartalommal való összefüggés tekintetében: A magdenzitás és a talajnedvesség-tartalom pozitív kapcsolata a növény komponens oldaláról alapvetően a nedvességgradiens nedves végén kulminál, nagyobb nedvességigényű fajok (vö. 21. ábra) jellemzően sűrű, perzisztens (vö. 14. ábra), lassan ürülő magbankjának (vö. a 2.1.5.4. fejezet „Nedvességigény ~ magbank” címe alatt), és

ezzel egyidejűleg a nedvességgradiens száraz végén tetőző, kisebb nedvességigényű fajok (vö. 21. ábra) jellemzően sporadikus és/vagy tranzienst (vö. 14. ábra), gyorsan ürülő magbankjának köszönhető (vö. a 2.1.5.4. fejezet „Nedvességigény ~ magbank” címe alatt). Ezt a trendet a talaj komponens oldaláról felerősítheti a növényi indikáció értelmében (vö. 11. ábra) magas nedvességtartalmú, és így vélhetően O₂-szegény (és inkább csak az év kisebb részében anoxikus), patogén gombák számára kevésbé ideális talajok adott viszonyok között előtérbe kerülő magkonzerváló (és ezáltal magbank növelő) hatása, és ezzel egyidejűleg a növényi indikáció értelmében (vö. 11. ábra) alacsonyabb nedvességtartalmú (de nem extrém száraz), és így vélhetően O₂-gazdagabb, patogén gombák számára kedvezőbb talajok csírázáссерkentő, egyben gombafertőzést előmozdító (és ezek révén magbank csökkentő) hatása (az elmélet szakirodalmi háttérét ld. összefoglalóan a 2.1.6.1. fejezetben, azon belül is a nedvesség- és O₂-tartalom negatív kapcsolatára vonatkozóan ld.: OOMES *et al.* 1997, BEKKER *et al.* 1998b; a nedvesség-, O₂-tartalom és patogén gombák kapcsolatára vonatkozóan ld.: ALBRECHT & AUERSWALD 2003, PAKEMAN *et al.* 2012, ABEDI *et al.* 2014; a nedvesség-, O₂-tartalom és a csírázás/konzerválódás összefüggés kapcsán ld.: BEKKER *et al.* 1998b, ALBRECHT & AUERSWALD 2003, CSONTOS 2001a).

A WB10—7, ill. a WB3—1 csoportokra vonatkozó vegetáció és magbank eredmények együttes értékelése a talajnedvesség-tartalommal való összefüggésük tekintetében (23. vs. 21. ábra): A WB10—7, és a WB3—1 csoportra eső magbank és a talajnedvesség közötti kapcsolat iránya megegyezett a nevezett csoportokra eső vegetáció alapján kimutatottal. A WB10—7 és a WB3—1 csoport esetében is megállapítható, hogy a vegetáció a talajnedvességhez való viszonya szempontjából differenciáltabb képet mutatott, mint a magbank. A vegetáció és a magbank talajnedvesség-tartalomhoz való viszonya között kisebb különbség volt ugyanakkor a WB10—7 csoport esetében, mint a WB3—1 csoport esetében. Ez azt jelenti, hogy WB10—7 csoport magbankja, ha fajaiban nem is feltétlenül, de funkciójában jobban követte a vegetációt, mint a WB3—1 csoport magbankja (ld. még később a 25. ábrán).

4.1.6. A földfeletti vegetáció és a talaj magbank lejtőmenti változásának kapcsolata

A finomléptékű kapcsolatalemzések keretében utolsó ízben a vegetáció és a magbank lejtőmenti változásának kapcsolatát tárgyalom. A 24. ábra a vegetációt és a magbankot mutatja a változatosság kifejezésére használt egyik – abundancia, amely a vegetáció esetében borítás (D), a magbank esetében magdenzitás (d) – és másik mennyiségi mutató – fajszám (S) – közötti kapcsolat alapján. A vegetáció esetében a Spearman-féle rangkorrelációs elemzés alapján közepes, szignifikáns pozitív korreláció volt a borítás és a fajszám között ($r_s=0,43$, $p<0,05$, $N=30$), míg a magbank esetében nem volt szignifikáns korreláció a magdenzitás és a fajszám között. Azaz (az adott körülmények között) legfeljebb csak a vegetáció esetében várható, hogy a nagyobb abundancia együtt jár a nagyobb fajszámmal.



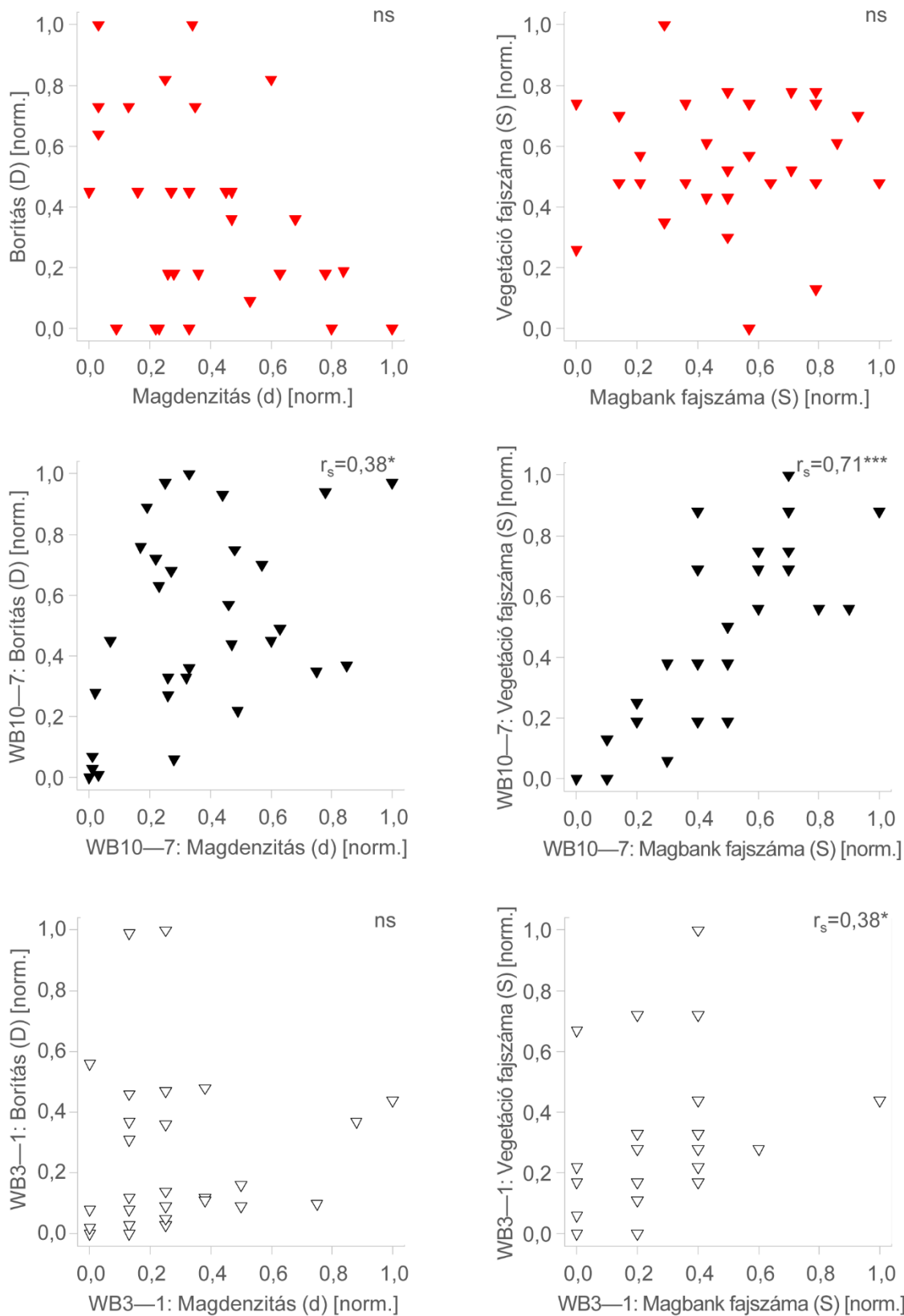
24. ábra. A mennyiségi mutatók közötti kapcsolat a vegetáció és a magbank esetében, páronkénti megfigyelések alapján – Sajókápolna. A magbank a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: A változók szórásdiagramjai, ill. Spearman-féle rangkorrelációs együtthatói, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, r_s – Spearman-féle rangkorrelációs együttható, ns – nem szignifikáns, * – $p<0,05$.

A 25. ábra első sorában a teljes WB-spektrumra eső, második sorában a WB10—7 csoportra eső, harmadik sorában a WB3—1 csoportra eső vegetáció és magbank kapcsolata látható, mennyiségi mutatók tekintetében.

A teljes WB-spektrumra fókuszálva: Bár a Spearman-féle rangkorrelációs elemzés értelmében nem minősült szignifikánsnak, egy gyenge negatív kapcsolat mégis felfedezhető volt a vegetáció borítása és a magbank denzitása között. Fajszám tekintetében nem volt kapcsolat a vegetáció és a magbank között. A borítás és a magdenzitás kapcsolatára vonatkozó eredményről – a borítás és a nedvesség közötti negatív (vö. 20. ábra), ill. a magdenzitás és a nedvesség közötti pozitív együttmozgás (vö. 22. ábra) ismeretében – vélhetjük, hogy az a nedvesség és a magbank közötti kapcsolatot tükrözi. Ugyanakkor az eredményhez a korábban már említett elgondolásnak megfelelően hozzájárulhat az is, hogy a nagy borítás a talaj mikroklímájának megváltoztatásával segítve a patogén gombákat negatívan hathat a magtúlélésre (MORDECAI 2012), míg a csupasz talajfelszínnek a magvak mélybejutásának segítségével pozitívan hathatnak a perzisztens magbank kialakítására (vö. BAKKER *et al.* 1996a, MATUS 2012). Mindazonáltal a nagy borítás a talajfelszínre jutó fény mennyiségének csökkentése révén gátolja a többnyire pozitív fotoblasztikus perzisztens magvak csírázását, míg a többnyire fényközömbös tranziensek csírázását nem befolyásolja (vö. a 2.1.5.4. fejezet „Fényigény ~ magbank” címe alatt). Végeredményben ezek mindegyike erősíthette a nedvességgradiens relatíve kis borítású nedves pólusának és a nagy borítású száraz pólusának magbank mennyisége közötti különbséget.



25. ábra. A vegetáció és a magbank közötti kapcsolat a mennyiségi mutatók tekintetében, a teljes spektrumra és a WB-kategória-csoportokra vonatkozóan, páronkénti megfigyelések alapján – Sajókápolna. A WB-kategória-csoportok a BORHIDI (1995) rendszere szerinti nedvességigény (WB) kategóriák összevonásával kerültek kialakításra. A magbank a talaj 0–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik. Statisztika: A változók szórásdiagramjai, ill. Spearman-féle rangkorrelációs együtthatói, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: norm. – 0–1 közé normált adatsor, r_s – Spearman-féle rangkorrelációs együttható, ns – nem szignifikáns, * – $p < 0,05$, *** – $p < 0,001$. A WB kategóriajelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

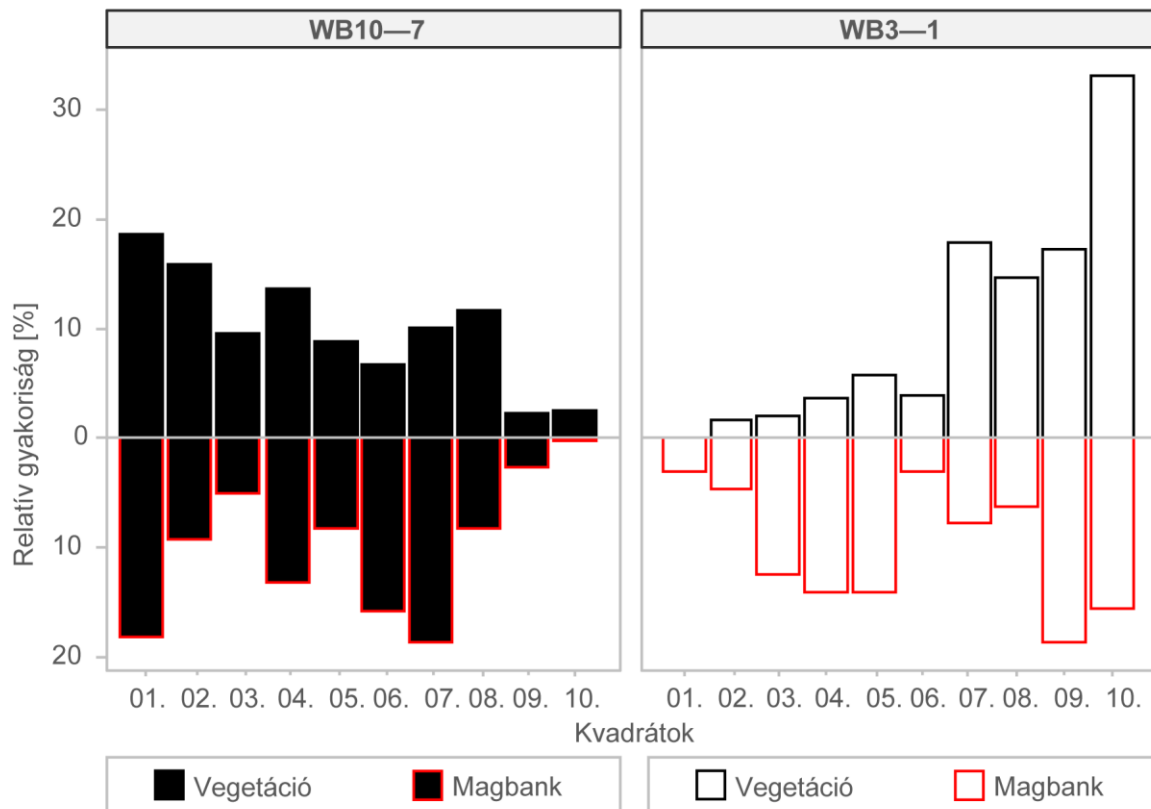
WB10—7 csoportra koncentrálnak: A Spearman-féle rangkorrelációs elemzés közepesen erős, szignifikáns pozitív korrelációt mutatott a vegetáció borítása és a magbank denzitása között ($r_s=0,38$, $p<0,05$, $N=30$), és erős, szignifikáns pozitív korreláció volt a vegetáció és a magbank között a fajszám tekintetében is ($r_s=0,71$, $p<0,001$, $N=30$) (25. ábra).

A WB3—1 csoportra összpontosítva: Nem mutatkozott kapcsolat a vegetáció borítása és a magbank denzitása között, míg fajszám tekintetében közepesen erős, szignifikáns pozitív korreláció volt a vegetáció és a magbank között (Spearman-féle rangkorreláció, $r_s=0,38$, $p<0,05$, $N=30$) (25. ábra).

A fajszámokra vonatkozó ezen szórásdiagramok és korrelációs eredmények, ha nem is bizonyítják, de sejtetik, hogy a WB10—7 csoport fajai közül többen képeztek magbankot, mint a WB3—1 csoport fajai közül. Az abundanciákra, ill. a fajszámokra vonatkozó korrelációs eredmények megerősítik a korábbi megállapítást, miszerint a WB10—7 csoport magbankja funkcionálisan jobban követi a (nedvességgel együttmozgó) vegetációt, mint a WB3—1 csoport magbankja.

A nedvességgel összekapcsolva a gondolatsort: Utóbbi állításból nem következik feltétlenül, hogy a WB3—1 magbankja a WB10—7-étől kevésbé érzékeny (vagy indifferens) a nedvességre, mivel a WB3—1 csoport magbankjának ürülését (esetleg konzerválását) a nedvességgradiens szárazabb végén is – mivel az sem extrém száraz – legalább annyi tényező indokolja (pl. magasabb O_2 -szint és nagyobb borítás miatt gyakoribb gombatámadás; magasabb O_2 -szint mellett intenzívebb csírázás, amelyet WB3—1 esetében – lévén leggyakrabban tranziensek – a fény- és relatív nedvességhiány sem korlátoz), mint a nedves végén (többletnedvesség, amely közvetett/közvetlen hatásai révén az azokhoz általában kevésbé adaptálódott WB3—1 számára nagyobb valószínűséggel letális, mint konzerváló).

A 26. ábra a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzektek (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01—10.A., 01—10.B., 01—10.C.) térsorozatában szemlélteti a WB10—7 csoportra eső, ill. a WB3—1 csoportra eső vegetáció és magbank relatív gyakoriságát. Az ábra megerősítve az eddigi megállapításokat, jól szemlélteti, hogy: 1.) mind a vegetáció, mind a magbank követte a lejtő nedvességgradiensét, de a vegetáció szorosabban (vö. 3. ábra), amely utal annak nedvességgel szembeni nagyobb érzékenységre, 2.) a vegetáció és a magbank lejtőmenti (azaz nedvességgradiens-menti) alakulása között a különbség a WB10—7 csoport esetében kisebb volt, mint a WB3—1 csoport esetében, amelynek oka jelen esetben elsődlegesen nem a magbankbeli, hanem inkább a vegetációbeli toleranciakülönbségben keresendő. Magyarázatul szolgálhat erre, hogy az ideiglenes vizes élőhelyek fajainak többsége a vegetációban is hozzá van szokva az időnkénti kiszáradáshoz (igaz ez így a magassásrét fajokra is (vö. BÖLÖNI *et al.* 2011)), míg a szárazabb élőhelyi fajok a vegetációban nem jól tűrik az elárasztást.



26. ábra. A WB-kategória-csoportokra vonatkozó vegetáció és magbank relatív gyakorisága a lejtő hosszirányú, egymással párhuzamos transzektjei mentén felvett kvadrátok térsorozatában – Sajókápolna. A WB-kategória-csoportok a BORHIDI (1995) rendszere szerinti nedvességigény (WB) kategóriák összevonásával kerültek kialakításra. A magbank a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: A %-ban kifejezett relatív gyakoriság számításához a % alap az adott WB-kategória-csoport által képviselt lejtőmenti összborítás (a vegetáció esetében), és összmagdenzitás (a magbank esetében), a % érték pedig a 3 párhuzamos transzekt, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármasának kumuláltja. Tükrözött oszlopdiagram. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: A WB kategória-jelek feloldását ld. az M10. mellékletben. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

4.1.7. A földfeletti vegetáció és a talaj magbank közötti hasonlóságok az egyes gyeptípusokban

A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus – tehát az NGyT, az ÖGyT és az SzGyT – vegetációja és detektálható magbankja erősen eltért egymástól mind mennyiségi, mind minőségi mutatók tekintetében. Az alábbiakban ezek kerülnek tárgyalásra.

Abundancia szempontú összevetések röviden: A vegetáció és a magbank abundancia szempontú összevetése a különböző mértékegységek és mérési tartományok (borítás (D) [%] vs. magdenzitás (d) [db/m²]) miatt korlátokba ütközik, inkább relatív számokban kifejező, mint abszolút számokban. Általánosságban elmondható, hogy a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus borítás-alapú növekvő sorrendje ellentétes volt a magdenzitás-alapú növekvő sorrendjével (1. vs. 3. táblázat). A 3 gyeptípus között a borítás egyenletesen és mérsékelten, kb. 1,2-es szorzóval növekedett az NGyT-től az ÖGyT-n át az SzGyT-ig, míg a magdenzitás egyenetlenül és kifejezettebben növekedett, 3,9-es szorzóval az SzGyT-től az ÖGyT-ig, és 1,2-es szorzóval az ÖGyT-től az NGyT-ig. A szórások alapján a vegetációban kisebbek voltak az abundanciabeli szélsőségek, mint a magbankban.

4.1.7.1. Diverzitás szempontú összevetések

Eredményeim – illeszkedvén az élőhelyek széles skálájára vonatkozó szakirodalmi ismeretekhez – a vegetáció nagyobb diverzitását mutatták az alatta található magbankkal szemben (értve ezt általában a magbank fontosabb és jellemzőbb, zavarás utáni felújulásban denzitásuk és élettartamuk alapján jelentőséggel bíró fajaira).

Az átlagos fajsám (S) tekintetében a $\frac{\text{magbank}}{\text{vegetáció}}$ hányados az NGyT-től (0,49) az ÖGyT-n át (0,37) az SzGyT-ig (0,30) csökkent (1. vs. 3. táblázat). Az átlagos Shannon-diverzitás (HS) tekintetében a $\frac{\text{magbank}}{\text{vegetáció}}$ hányados az NGyT-től (0,88) az SzGyT-n át (0,77) az ÖGyT-ig (0,54) csökkent (1. vs. 3. táblázat). Az összfajsám tekintetében a $\frac{\text{magbank}}{\text{vegetáció}}$ hányados ugyancsak az NGyT-től (0,66) az SzGyT-n át (0,55) az ÖGyT-ig (0,54) csökkent (1. vs. 3. táblázat). Következésképp, amennyiben a faji minőséget figyelmen kívül hagyva csak a mennyiségeket tekintjük, akkor az NGyT esetében a vegetáció diverzitása közelebb állt a magbank diverzitásához, mint a másik 2 gyeptípus esetében (még akkor is, ha az NGyT diverzitása abszolút számokban nem volt kiemelkedő a többi között). Ez természetesen még nem bizonyítja, hogy a magbank diverzitását ugyanazok a fajok adták, mint a vegetációét; az erre irányuló minőségi összevetést ld. a köv. fejezetben. Biztató továbbá, hogy az NGyT esetében a vész-, azaz mátrixadó fűneműek (*incl. Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae, Typhaceae*) fajsáma – az ÖGyT-től és SzGyT-től eltérően – nagyobb volt a magbankban (S=8 db), mint a vegetációban (S=7 db).

4.1.7.2. Fajkészlet szempontú összevetések

A 4. táblázat a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus 2 hasonlósági index – Sørensen-index (QS), Jaccard-index (J) – szerinti florisztikai hasonlóságát mutatja be.

A vegetációk közötti florisztikai hasonlóság: Érintőlegesen tárgyalva e témát, megállapítható, hogy az NGyT és az SzGyT fajösszetétel alapon érdemben különbözött, amelyet a hasonlósági index közepesen alacsony értékkel jelezett (QS=0,38, J=0,24). Fajösszetétel alapon is igazolást nyert (4. táblázat) az ÖGyT korábban már ökológiai funkció alapon megállapított azon jellemvonása (vö. 11. ábra), hogy az jobban hasonlított az NGyT-re (QS=0,55, J=0,38), mint az SzGyT-re (QS=0,48, J=0,32).

4. táblázat. A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus vegetációjának és magbankjának egyéni fajlistái között számolt hasonlósági indexek – Sajókápolna. A magbank a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: A mátrix felső háromszöge a Sørensen-indexek mátrixa, a táblázat alsó háromszöge a Jaccard-indexek mátrixa. A mátrix átlósan futó kategóriarácsában olvashatók az összevetett változók. A cellaszín a hasonlóság mértékét jelzi, ahol a fekete a maximális, azaz 1, a fehér pedig a 0 hasonlóság.

Sørensen-index (QS)					
NGyT_V	0,36	0,55	0,32	0,38	0,19
0,22	NGyT_M	0,35	0,56	0,19	0,34
0,38	0,21	ÖGyT_V	0,47	0,48	0,21
0,19	0,39	0,31	ÖGyT_M	0,19	0,43
0,24	0,10	0,32	0,11	SzGyT_V	0,19
0,10	0,20	0,12	0,27	0,10	SzGyT_M

Jaccard-index (J)

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, V – vegetáció, M – magbank.

A magbankok közötti florisztikai hasonlóság: Járulékosan említve a témát, megállapítottam, hogy (a vegetáció esetében talált trendhez hasonlóan) legnagyobb különbség itt is az NGyT és az SzGyT között volt (QS=0,34, J=0,20), míg legnagyobb hasonlóság az NGyT és az ÖGyT között (QS=0,56, J=0,39) (4. táblázat). A szakirodalom alapján várható volt, hogy egyazon mintaterület vegetációja és magbankja között nagyobb a florisztikai eltérés, mint 2 különböző mintaterület között vegetáció tekintetében vagy magbank tekintetében (pl. CSONTOS 2006a). Ez eredményeim által a hasonló élőhelytípusok (vegetációtípusok), tehát az NGyT és az ÖGyT összevetésében is igazolást nyert: az NGyT vegetációja és magbankja között, ill. az ÖGyT vegetációja és magbankja között is kisebb hasonlóság állt fenn (ld. bővebben alább), mint az NGyT és az ÖGyT vegetációja, vagy mint az NGyT és az ÖGyT magbankja között.

A vegetáció és a magbank közötti florisztikai hasonlóság: Részleteiben ennek a témának a tárgyalásával foglalkozom. Megállapítottam, hogy a vegetáció—magbank hasonlóság az NGyT-ben nagyobb volt (QS=0,36, J=0,22), mint az SzGyT-ben (QS=0,19, J=0,10), de midkettő előbbiben kisebb volt, mint az ÖGyT-ben (QS=0,47, J=0,31) (4. táblázat). A Sørensen-index példáján vizsgálva, az egyutas ANOVA a 3 gyeptípus közötti fenti eltérést az átlagok alapján szignifikánsnak találta ($p < 0,01$), és a post hoc páros összevetésekkel a nedvességgradiens 2 végletének, az NGyT-nek és az SzGyT-nek a szignifikáns eltérését is sikerült igazolni (Tukey–Kramer-próba, $p < 0,001$) (a próbák részletes eredményeit ld. az M37. mellékletben). A kapott hasonlósági értékek általánosságban eleget tettek a vegetáció—magbank közötti rendszerint kicsi – QS<0,50 (CSONTOS 2006a) – hasonlóságnak, és még azon belül is a kisebb, tavaszi mintavétel alapú értékekhez (pl. egy *Brachypodium pinnatum* dominanciájú mezofil kaszáló esetében QS≈0,20 (VALKÓ *et al.* 2009)) voltak mérhetőek (vö. 2.1.3. fejezet).

Az NGyT és az SzGyT viszonyára koncentrálna ismét, az – főképpen az SzGyT eltérése miatt – fordított viszonyt mutatott a szakirodalomban közölthöz képest, utóbbi szerint ugyanis a szárazabb gyepek esetében általában (de nem szignifikánsan!) marginálisan nagyobb a vegetáció—magbank között fennálló hasonlóság (európai átlagban J≈0,37), mint a vizes élőhelyek esetében (európai átlagban J≈0,35) (BOSSUYT & HONNAY 2008). Tekintve, hogy ez a szakirodalmi állásfoglalás sok (benne zavartabb és stabilabb) élőhelytípus átlagára alapul, így az eredményeimben mutatkozó eltérés leginkább azt jelentheti, hogy mintaterületeim – de különösen az SzGyT – a ritkább eseteket/állapotokat képviselik; az SzGyT tehát a kategóriája fenntartó kezeléshez adaptált, stabilabb típusát, az NGyT pedig a kategóriája megjósolhatatlanabb módon visszatérő, moderált természetes zavaráshoz szokott típusát. Erre utaltak az alábbiak:

Az SzGyT esetében a hasonlósági index értéke 47 db csak a vegetációban előforduló, 22 db csak a magbankban előforduló, továbbá 8 db a vegetációban és a magbankban egyaránt

megjelenő fajból adódott (vö. M38. melléklet). A csak a vegetációban megtalált fajok túlsúlya a tranziensek őszi kimerülést mutató csoportjának, ill. a magbankbeli megtaláláshoz túl kis magdenzitású fajok csoportjának tulajdonítható, ezek jórészt a vegetáció vezérfajaival voltak azonosíthatók (pl. *Brachypodium pinnatum*, *Filipendula vulgaris*, *Peucedanum cervaria*). A csak a magbankban előforduló fajok többsége ruderalis és/vagy higrofita növény volt (pl. *Erigeron annuus*, *Juncus articulatus*, *Lychnis flos-cuculi*, *Lythrum salicaria*, *Portulaca oleracea*, *Stellaria media*), amelyek valószínűsíthetően nem a nagy borítás dacára anemochoriával odajutó újoncok, hanem a korábbi vegetáció (beleértve a közelmúltig odáig terjedő magassásrétet) veteránjai – azaz perzisztensek – lehettek, és amelyek így a nagyobb bolygatástól mentes élőhelyen lék-hiány, és a sűrű borítás okozta fényhiány miatt képtelenek voltak a csírázásra (a fény perzisztensek csírázására tett hatását ld. bővebben a 2.1.5.4. fejezet „Fényigény ~ magbank” címe alatt), vagy csak nem találták meg életfeltételeiket. Egyébiránt az SzGyT magbankjának részben magassásrét eredetére utal, hogy az ugyanannyira hasonlított az NGyT vegetációjára (QS=0,19, J=0,10), mint a saját vegetációjára (vö. 4. táblázat). A kisszámú közös fajt itt jórészt szárazgyepi színezőelemek és kisebb borítású fűneműek adták (a fajlistát ld. az 5. táblázatban). A gyepekben alapesetben nagy vegetáció—magbank hasonlóságot adó, vegetációban és magbankban közös gyeppfajok (vö. a 2.3.3. fejezet „Gyepek” címe alatt) szerepét az SzGyT-ben tehát nagy fajszámukkal ellensúlyozták egyrészt a vegetáció uralkodó, de egyben alárendelt magbank-képzésű gyeppfajai, másrészt pedig a csírázásukban/megtelepedésükben ott gátolt, zömében feltehetőleg a korábbi vegetációkból visszamaradt ruderalis és/vagy higrofita perzisztensek. Ezen kis hasonlóságot adó kompozíció kialakulásáért így nagyobb részt az SzGyT jelenleg stabil, de évtizedek óta lassan szárazodó jellege, valamint kisebb részt a szomszédos élőhelyek zavartsága tehető felelőssé.

Az NGyT esetében a hasonlósági index értéke 31 db csak a vegetációban előforduló, 16 db csak a magbankban előforduló, továbbá 13 db a vegetációban és a magbankban egyaránt megjelenő fajból adódott (vö. M38. melléklet). A csak a vegetációban megtalált fajok jobbára a vegetáció klonálisan is terjedő higrofita színezőelemei közül kerültek ki (pl. *Calystegia sepium*, *Colchicum autumnale*, *Filipendula ulmaria*, *Galium boreale*, *Lysimachia vulgaris*). Túltelített talajokon sok vizes élőhelyi faj számára megtérülőbb stratégia klonális szaporodásra alapozni a magképzés helyett (HOPFENSBERGER 2007). A csak a magbankban előforduló fajok zömében olyan ruderalis és/vagy higrofita növények voltak (pl. *Anagallis arvensis*, *Cardamine pratensis*, *Juncus tenuis*), amelyek a szukcesszió korábbi szakaszában lehettek jelentősek, és a később kialakult, *Carex acutiformis* uralta kompetitív környezetben vélhetően rossz kompetíciós készségeik miatt nem tudtak megtelepedni, és/vagy a vastag avarréteg alatt eltemetve nem tudtak csírázni az NGyT-ben, amely utóbbi a szakirodalom szerint is gyakran a meghatározó hasonlóság-csökkentő tényező a vizes élőhelyek esetében (pl. „GRANDIN 2001” cit. HOPFENSBERGER 2007) (az avar csírázásra tett hatást ld. még a 2.1.6.5. fejezetben). Mindezek ellenére is a közepes hasonlóság felé billentette a mérleg nyelvét a vegetáció és magbank közös, zömében higrofita – köztük a mátrixadó – fajainak relatíve nagy száma (a fajlistát ld. az 5. táblázatban). A szakirodalom szerint vizes élőhelyek ehhez hasonló közepes hasonlóságát eredményezik a változó hidrológiai viszonyok (HOPFENSBERGER 2007) (vö. a 2.3.3. fejezet „Vizes élőhelyek” címe alatt), amelyek az NGyT-ben bár nem drasztikusak, de az évjáratok kiszámíthatatlansága okán adóttak.

Az ÖGyT esetében a hasonlósági index értéke 58 db csak a vegetációban előforduló, 16 db csak a magbankban előforduló, továbbá 33 db a vegetációban és a magbankban egyaránt megjelenő fajból adódott (vö. M38. melléklet). A csak a vegetációban megtalált fajok között vegyesen jelen voltak tipikus réti, gyepi és ruderalis elemek (pl. *Colchicum autumnale*, *Dactylis glomerata*, *Peucedanum alsaticum*). A csak a magbankban előforduló fajok itt is többségükben ruderalis és/vagy higrofita növények voltak (pl. *Conyza canadensis*, *Cardamine pratensis*, *Juncus tenuis*). A vegetáció és magbank közös fajainak – köztük ruderalisok, higrofiták, és mátrixadó gyeppfajok (a fajlistát ld. az 5. táblázatban) – emelkedett számához hozzájárulhatott

a csupasz talajfelszínnek relatíve nagy aránya, amely mindamelllett, hogy hozzájárulhatott a perzisztens magbank kialakulásához a magvak talajba segítése révén, egyidejűleg segíthete is azok csírázást a moderáltan nagy borítás és kevés avar mellett. Ilyen módon az ÖGyT esetében tapasztalható emelkedett hasonlóságot az átmeneti zónákra jellemző zavartság – itt a kiszáradás—visszanedvesedés okozta gyeplékek megléte – irányíthatta a perzisztens magbank aktiválásával.

5. táblázat. A vegetáció és a magbank gyeptípusonkénti közös fajai – Sajókápolna. A magbank a talaj 0–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

A vegetáció és a magbank közös fajai			Nedv.igény (WB)
Nedves gyeptípus (NGyT)	Ökoton gyeptípus (ÖGyT)	Száraz gyeptípus (SzGyT)	
ACHIL COL	ACHIL COL	–	2
–	AJUGA GEN	–	4
–	ARTEM VUL	–	5
CALAM EPI	–	CALAM EPI	5
CAREX ACU	CAREX ACU	–	9
CAREX HIR	CAREX HIR	CAREX HIR	7
–	CAREX PAI	–	5
–	CAREX VUL	–	8
–	CIRSI CAN	–	8
–	CONVO ARV	–	4
DACTY GLO	–	–	6
ERIGE ANN	ERIGE ANN	–	7
–	–	FRAGA VIR	3
–	GALIU BOR	–	8
KNAUT ARV	KNAUT ARV	–	4
–	LEUCA VUL	–	2
LYCHN FLO	LYCHN FLO	–	7
–	LYSIM NUM	–	7
LYTHR SAL	LYTHR SAL	–	9
–	PICRI HIE	–	4
–	PLANT MAJ	–	6
–	PLANT MED	–	5
Plysi LON	Plysi LON	–	8
POA PRA	POA PRA	POA PRA	6
–	RANUN ACR	–	7
RANUN AUR	–	–	6
–	RANUN REP	–	8
–	ROSA GAL	–	3
–	–	SILEN OTI	2
–	SOLID CAN	–	7
–	SONCH ARV	–	5
–	TARAX OFF	–	5
THALI LUC	THALI LUC	–	8
–	TRIFO REP	–	5
–	VERBA BLA	–	3
–	VERBA PHO	VERBA PHO	2
–	VERON CHA	VERON CHA	5
–	–	VICIA HIR	3
–	VIOLA HIR	–	3
Σ	13 db	33 db	8 db

Jelkulcs: A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben. A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, kategóriaajelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

A regenerációs esély szempontjából értékelve az 5. táblázatban összefoglalt vegetáció—magbank közös fajokat, biztató, hogy azok nagy része (NGyT: kb. 55%, ÖGyT: kb. 65%, SzGyT: kb. 40%) rendelkezett az adott gyeptípus A talajrétegében magraktárral, azaz

perzisztens hányaddal (a közös fajokat honosság kérdésében fentebb már minősítettem). Mind a 3 gyeptípusra igazolást nyert, hogy a csak a magbankban előforduló fajok – azaz azok amellyekkel a magbank hozzájárult a terület diverzitásához (rejtett diverzitás) – jórészt a nagyobb nedvesséigényűek közül kerültek ki, de – az SzGyT kivételével – a vegetáció—magbank közös fajok között is domináltak a higrofiták, alátámaszva ezzel egyrészt azt az elképzelést, hogy a nedves élőhelyek tipikus fajai gyakrabban képeznek (a megtalálható sűrűség határát elérő) magbankot, mint a száraz élőhelyekéi, másrészt pedig arra utalnak, hogy ezen nedves élőhelyi fajok magvai az előfeltételezésekkel ellentétben nem voltak érzékenyek a szárazabb talajra és annak vélhetően magasabb O₂-szintjére. A 3 gyeptípus magbankjának konstans fajai (*Carex hirta* (WB7), *Erigeron annuus* (WB7), *Juncus articulatus* (WB8), *Leucanthemum vulgare* (WB2), *Lychnis flos-cuculi* (WB7), *Lythrum salicaria* (WB9), *Poa pratensis* (WB6), *Stellaria media* (WB5)) többségükben nagyobb nedvesséigényű fajok voltak. A nedvesebb gyeptípus felújulása kap támogatást a vegetáció és a magbank konstans közös fajai (tehát azok, amelyek mind a 3 élőhely esetében a vegetáció—magbank közös fajai között szerepelnek), azaz a 7-es WB-jű *Carex hirta* és a 6-os WB-jű *Poa pratensis* révén is.

4.1.7.3. Abundáns fajok alapján történő összevetések

Az előző fejezet a vegetáció—magbank florisztikai hasonlóságával foglalkozott, érintve benne, hogy a hasonlóságot adó (azaz a közös) fajok között szerepeltek-e a vegetáció fontosabb fajai, de a regenerációs készség szempontjából nem csupán azok magbankban való jelenléte, hanem azok magdenzitása és magbank típusa is fontos kérdés. Többek között erre ad választ a 6. táblázat, benne a vegetáció és a magbank gyeptípusonkénti 5-5 legtömegesebb fajának adataival.

A magdenzitás kérdésre válaszolva: Az előző fejezetben teljes fajlistára kimutatott szabályszerűség, miszerint a vegetáció—magbank közös fajok száma az ÖGyT-től az NGyT-n át az SzGyT-ig csökkent, kimutatható volt már csak az abundáns fajok figyelembevételével is.

Az ÖGyT vegetációjának 5 legtömegesebb faja közül 3 faj – *Carex acutiformis*, *C. pairae*, *Cirsium canum* – jelent meg a magbankjában; az NGyT vegetációjának 5 legtömegesebb faja közül 1 faj – *Carex acutiformis* – jelent meg a magbankjában; az SzGyT vegetációjának 5 legtömegesebb faja közül 1 faj – *Vicia hirsuta* – jelent meg a magbankjában; ám ezek közül számottevőbb (átlagosan kb. 500 db/m²) magbankkal csak a *Carex acutiformis* (ÖGyT-ben és NGyT-ben) rendelkezett (6. táblázat).

Az ÖGyT magbankjának 5 legtömegesebb faja közül 4 faj – *Erigeron annuus*, *Lythrum salicaria*, *Lychnis flos-cuculi*, *Carex acutiformis* – jelent meg a vegetációjában; az NGyT magbankjának 5 legtömegesebb faja közül 4 faj – *Lythrum salicaria*, *Erigeron annuus*, *Pseudolysimachion longifolium*, *Carex acutiformis* – jelent meg a vegetációjában; az SzGyT magbankjának 5 legtömegesebb faja közül 1 faj – *Carex hirta* – jelent meg a vegetációjában; ezek a vegetációban kisebb borítású, többségükben színezőelemek, vagy gyomok voltak (6. táblázat). Kiemelendő ugyanakkor a *Carex acutiformis*, mivel az egyetlen olyan faj volt a területen, amely az 5 legtömegesebb faj közé tartozott egyazon gyeptípus vegetációjában és magbankjában is (NGyT-ben).

Az abszolút magdenzitásokat is figyelembe véve a 3 gyeptípus közül az NGyT magbankja volt a legértékesebb, mivel a vegetáció fontosabb fajai – beleértve uralkodó vázfaját, a *Carex acutiformis*, ill. olyan, ritkább színezőelemeket, mint a *Lythrum salicaria* és a védett *Pseudolysimachion longifolium* – abban érték el a legnagyobb magdenzitást (6. táblázat). A vegetáció vázfajainak és értékes higrofita színezőelemeknek a magvait ugyancsak nagy denzitásban halmozó ÖGyT magbankjának értékét az abban nagy denzitásban jelenlévő *Erigeron annuus* jelentősen rontotta.

6. táblázat. A vegetáció és a magbank gyeptípusonkénti 5-5 legtömegesebb fajának mennyiségi mutatói, és a gyeptípusonkénti képviselőjük alapján történő magbank tipizálásuk – Sajókápolna.

Statiztika: $\bar{X} \pm SD$ számításához a mintaelemek az adott gyeptípusra reprezentatív kvadrátok voltak.

	WB	Borít. (D) [%]		Magdenzitás (d) [db/m ²]			MT	
		$\bar{X} \pm SD$	SD	F+A		F		A
				$\bar{X} \pm SD$	SD	$\bar{X} \pm SD$		SD
A V gyeptípusonkénti 5-5 legtömegesebb fajja	NGyT, N=6	CAREX ACU	9	50,1 ± 18,8	693,3 ± 580,0	693,3 ± 580,0	0,0 ± 0,0	TZ
		COLCH AUT [†]	6	4,9 ± 5,7	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ
		CIRSI CAN [†]	8	4,7 ± 5,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ
		LATHY PAL	9	3,3 ± 8,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	≥TZ
		LYSIM VUL	8	3,3 ± 2,3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ
	ÖGyT, N=18	CAREX PAI	5	14,6 ± 15,6	38,5 ± 74,1	28,9 ± 66,5	9,6 ± 40,9	RP
		CAREX ACU	9	7,9 ± 13,2	423,7 ± 468,9	240,7 ± 215,5	182,9 ± 322,7	RP
		COLCH AUT [†]	6	7,4 ± 12,8	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ
		CIRSI CAN [†]	8	7,4 ± 6,6	9,6 ± 40,9	0,0 ± 0,0	9,6 ± 40,9	nt
		DACTY GLO	6	5,8 ± 6,8	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ
	SzGyT, N=6	BRACH PIN	4	22,8 ± 11,8	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ
		ELYMU REP	5	15,0 ± 23,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ
		PEUCE CER	2	13,3 ± 13,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ
		FILIP VUL	4	10,2 ± 6,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ
VICIA HIR		3	8,7 ± 8,0	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	0,0 ± 0,0	nt	
A M gyeptípusonkénti 5-5 legtömegesebb fajja	NGyT, N=6	LYTHR SAL	9	0,9 ± 0,5	9879,1 ± 7225,5	8492,6 ± 6180,4	1386,5 ± 1160,1	RP
		ERIGE ANN [†]	7	0,1 ± 0,3	2166,5 ± 991,1	1733,2 ± 701,9	433,3 ± 305,2	RP
		Plysi LON	8	0,4 ± 0,5	1704,3 ± 2850,9	1299,9 ± 2303,9	404,4 ± 586,9	RP
		CAREX ACU	9	50,1 ± 18,8	693,3 ± 580,0	693,3 ± 580,0	0,0 ± 0,0	TZ
		ANAGA ARV [†]	4	0,0 ± 0,0	635,5 ± 498,3	548,8 ± 519,0	86,7 ± 94,9	≥RP
	ÖGyT, N=18	ERIGE ANN [†]	7	3,7 ± 5,3	9397,7 ± 6266,4	7375,6 ± 5279,2	2022,0 ± 1454,9	RP
		LYTHR SAL	9	0,1 ± 0,2	1694,7 ± 1985,5	1357,7 ± 1698,4	337,0 ± 400,9	RP
		LYCHN FLO [†]	7	0,04 ± 0,06	606,6 ± 731,1	240,7 ± 320,9	365,9 ± 456,2	HP
		JUNCU ART [†]	8	0,0 ± 0,0	442,9 ± 876,2	211,8 ± 354,5	231,1 ± 582,5	HP
		CAREX ACU	9	7,9 ± 13,2	423,7 ± 468,9	240,7 ± 215,5	182,9 ± 322,7	RP
	SzGyT, N=6	ERIGE ANN [†]	7	0,0 ± 0,0	1068,8 ± 2118,2	953,2 ± 1919,8	115,5 ± 209,9	≥RP
		CAREX PAI	5	0,0 ± 0,0	462,2 ± 597,0	433,3 ± 534,2	28,9 ± 70,8	≥RP
		CAREX HIR	7	4,0 ± 9,3	375,5 ± 614,4	173,3 ± 346,6	202,2 ± 318,0	HP
		STELL MED [†]	5	0,0 ± 0,0	173,3 ± 268,5	57,8 ± 89,5	115,5 ± 209,9	HP
LYTHR SAL		9	0,0 ± 0,0	144,4 ± 277,7	115,5 ± 209,9	28,9 ± 70,8	≥RP	

Jelkulcs: V – vegetáció, M – magbank, NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, N – mintaelemszám, a RÖVID NÉV mögé illesztett [†] a CSONTOS és munkatársai (2002) szerint anemochoriára képes fajokat jelöli; WB – nedvességigény kategóriák; F – a talaj felső, azaz 0–5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag ± szórás; MT – magbank típus, ennek értékoszlopában a magbank típus elé illesztett ≥ jelöli, hogy a rendelkezésre álló adatok alapján az adott faj magját legalább olyan hosszú, vagy hosszabb élettartam jellemzi, nt – nem tipizálható (amennyiben a vegetációban való kizárólagos előfordulás esetén nem rendelkeztek ≥1% összborítással, ill. a magbankban való megtalálás esetén nem rendelkeztek ≥3 db összmagszámmal, a gyeptípusonként értett faj/abundancia adatok alapján). A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben. A magbank típusok THOMPSON (1993) rendszere szerint értendők, a típuskódok feloldását és a tipizálókulcsot ld. az M2. mellékletben. A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, kategóriajelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

A magbank típus kérdésre válaszolva: A gyeptípusonkénti magbank tipizálásnál az anemochor fajokat a korábbiakhoz hasonlóan körültekintéssel kezeltem. Az anemochoria 7 fajt (11 eset) érinthetett a területen, ezek közül 4 volt olyan, amelyiknél az a magbankban való kizárólagos jelenléttel párosult, de még azoknál sem torzíthatta ez a magbank tipizálás eredményét, mert egyéb bélyegek (mélységi mageloszlás) is megerősítették azt. Általánosságban vizsgálódva, a vegetáció abundáns fajai leggyakrabban tranziensek voltak, míg a magbank abundáns fajai leggyakrabban perzisztensek (6. táblázat). Kiemelendő a *Carex acutiformis*, a *Lychnis flos-cuculi*, a *Lythrum salicaria* és a *Pseudolysimachion longifolium* magbankjának (legalább rövid távú) perzisztens volta, amely az NGyT regenerációjára nézve biztató (ha nem is mindegyik faj az NGyT alatti talajban rendelkezett perzisztens magbankkal).

A gyeptípusonkénti magbank tipizálás az általános értékelés mellett lehetőséget adott arra is, hogy a növény által predesztinált magbank típus mellett a talaj (és azon belül is a meghatározó talajnedvesség) esetleges módosító hatását is tetten érjük. A 6. táblázatban szereplő fajokat, azaz a vegetáció és a magbank gyeptípusonkénti 5-5 legtömegesebb fajt figyelembe véve, össz. 5 olyan fajról beszélhetünk, amelyek magbank típusára több gyeptípus alapján is nagy biztonsággal lehetett következtetni. Az 5 faj közül 1 – *Colchicum autumnale* (WB6) – magbankja indifferensnek tűnt a talajra, mivel változatlan magbank típust produkált mindegyik gyeptípusban. A másik 4 faj közül a *Carex acutiformis* (WB9) határozottan szenzitívnek tűnt a talajjal szemben, de a *Carex pairae* (WB5), a *Lythrum salicaria* (WB9) és az *Erigeron annuus* (WB7) esetében is voltak befolyásoltságra utaló jelek.

A *Carex acutiformis* esetét tekintve elsőként: Magvainak mélységi eloszlása alapján az NGyT-ben tranziens magbankkal rendelkezett (tehát csak az F-ben volt jelen), az ÖGyT-ben pedig rövid távú perzisztenssel (tehát az A-ban is jelen volt) (6. táblázat). A faj magvainak abszenciája az NGyT A magbankjából vélhetően nem a talaj tömődöttségének a következménye volt, mivel egyéb fajok (hasonló méretű) magvai jelen voltak abban (vö. 6. táblázat). Habár a szakirodalom alapján azt várhatnánk, hogy a vizes élőhelyi fajok nedves talajokban tovább túlélnek (pl. BEKKER *et al.* 1998b, ABEDI *et al.* 2014), az eredmény (ezen faj esetében legalábbis) ennek ellenkezőjére utal (a vizes élőhelyi fajok ilyen viselkedése sem példátlan, vö. *Glyceria sp.* esete (SCHAFER & KOTANEN 2003)). Vélhetően a talaj mélyebb rétegeiben uralkodó tartós víztelítettség és alacsony O₂-szint az ott található *Carex acutiformis* magvakra fajspecifikusan letális lehetett. (Az elmélet szakirodalmi háttérét egyrésről az adja, hogy a nedvesség a talajprofilban vertikális profil mentén változik (vö. SONKOLY *et al.* 2020), másrésről pedig az, hogy a magvak érzékenysége a környezettel szemben az időfaktorral is változik (ABEDI *et al.* 2014), és a mélyebben lévő (tehát idősebb) magvak érzékenyebbek lehetnek).

A másik 3 faj esetét tekintve: A *Carex pairae*, a *Lythrum salicaria* és az *Erigeron annuus* magbankja egyértelműen rövid távú perzisztens volt az NGyT-ben és/vagy az ÖGyT-ben, míg az SzGyT-ben a hosszabb élettartamra utaló bélyegek is megjelentek (6. táblázat) (noha az *Erigeron annuus* esetében ez bizonytalanabb volt, vö. lentebb). Az SzGyT-beli perzisztensebb magbankra való következtetés előbbi 2 faj esetében abból fakadt, hogy az SzGyT vegetációjából hiányoztak, míg a magbankjából kimutathatóak voltak, továbbá ezzel egyidejűleg a geomorfológiai adottságok (lejtés), a dús vegetáció (terjedéskorlátozó), a tájtörténet és a legközelebbi magforrás ismeretében feltételezhetjük, hogy azok inkább a korábbi vegetáció (beleértve a közelmúltig odáig húzódó magassásrét) *in situ* magvai, mint a környező nedvesebb zónák odaterjedt magvai (utóbbi esetben a *Carex pairae* magvainak min. 15 m-t, a *Lythrum salicaria* magvainaknak min. 20–25 m-t kellett volna megtenniük a legközelebbi anyanövénytől felfelé, ez a távolság adott viszonyok között még a relatíve jó terjedőképességű utóbbi faj esetében is soknak tűnik). Az SzGyT-beli perzisztensebb magbank az *Erigeron annuus* esetében sem zárható ki, mivel annak vegetációjából hiányozott, míg a magbankjából kimutatható volt, jóllehet, potenciális magforrás közelebb (≤ 10 m) volt.

Az indifferens és a szenzitív magbankú fajok nedvességkedvelésben a pusztán 5 faj alapján nem mutatkozott trend. Mindazonáltal, azon fajok esetében, amelyek nem jelentek meg több, vagy egyetlen gyeptípus magbankjában sem, nem zárható ki, hogy abban a talaj nedvességtartalmának, vagy egyéb talajparamétereknek volt szerepük.

4.1.7.4. Növényi jellegek, stratégiák és tulajdonságok alapján történő összevetések

Az elemzések egyértelműen megmutatták, hogy az ÉFO és az SzMT tekintetében markáns, a WB tekintetében mérsékeltebb különbség volt a vegetáció és a magbank között. Az eltérések közül a teljesség igénye nélkül az alábbi kiemeléseket teszem:

A vegetáció és a magbank ÉFO spektrum szerinti összehasonlítása (9. vs. 16. ábra, M21. vs. M31. melléklet): A várakozásnak megfelelően a vegetáció nagy borítású évelői rendelkezettek ugyan magbankkal, de az esetek többségében csak kis denzitásával. Erre utalt, hogy a magbankban az évelők csoportrészesedés szerint jelentősek voltak, míg csoporttömegük elhanyagolható volt (kivéve a magbankban is tömeges hemikriptofita-hidato-helofitákat (H-HH)). A vegetáció évelő dominanciája és a magbank egyéves dominanciája a vegetációdinamika szemszögéből nézve úgy is felfogható, hogy az évelők takarásában nehezen csírázó/megtelepedő egyévesek nagy része a magbankba húzódott vissza, várva a következő megtelepedésre alkalmas felnyílást.

A vegetáció és a magbank SzMT spektrum szerinti összehasonlítása (10. vs. 17. ábra, M22. vs. M32. melléklet): A szakirodalomhoz igazodó előfeltételezéseknek (vö. CSISZÁR 2001, CSONTOS 2006a, KISS 2016) megfelelően a magbank lényegesen rosszabb természetességet képviselt, mint a vegetáció, amely jól megmutatkozott abban is, hogy az SzMT kategóriákhoz rendelhető természetességi kategóriákból (P) kalkulált kváziátlag magbankra vonatkozó értéke alig kétharmad akkora volt, mint a vegetációra vonatkozóé, sőt az ÖGyT-ben még attól is sokkal rosszabb volt. A 3 gyeptípus példáján ez egyben azt is igazolja, hogy a ruderalis csoport magvai rendszerint akkor is jelen vannak a magbankban, amikor a vegetációban aktuálisan nem tudnak megtelepedni. Az ÖGyT esetében ezek mennyiségükből fakadóan komolyabb veszélyt jelenthetnek a vegetáció nagyobb felnyílásakor, amely bekövetkezhet bolygatással, vagy a szélsőséges csapadékviszonyokkal, szárazodással összefüggésben is.

A vegetáció és a magbank WB spektrum szerinti összehasonlítása (11. vs. 18. ábra, M23. vs. M33. melléklet): Szembetűnő volt, hogy a magbankot nem jellemezte olyan markáns WB szerinti zonáció, mint a vegetációt. WB spektrum tekintetében a vegetáció és a magbank közötti hasonlóság nagyobb volt az NGyT-ben, mint a másik 2 gyeptípusban. Az, hogy az NGyT-ben domináns WB csoportok fajsúlyosak voltak a másik 2 gyeptípus magbankjában, az – a magterjesztés korlátait figyelembe véve – újfent azt támasztotta alá, hogy még azok is őrzik a korábban a teljes vizsgált lejtőszakaszt borító sásrét (vö. 3.1.1. fejezet) perzisztens magvait.

4.2. Tihany

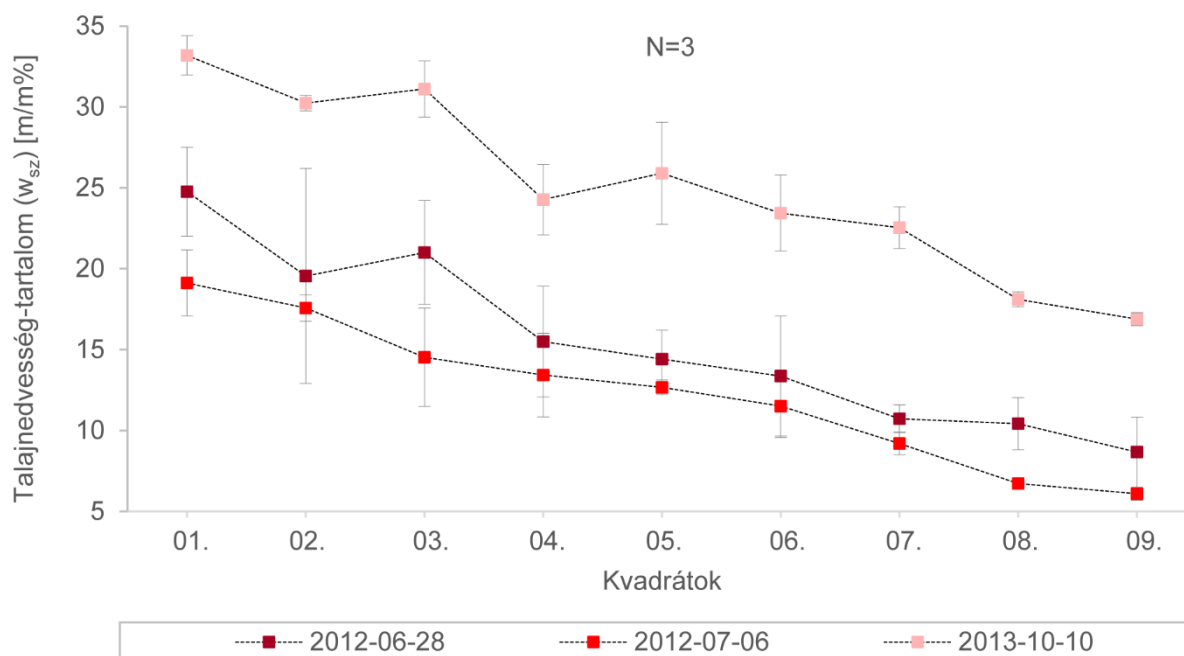
Mivel 2 individuális mintaterületről volt szó (Sajókápolna, Tihany), eltérő tájtörténettel, eltérő fajkészlettel, eltérő hatóanyagokkal, így nem volt elvárható, hogy a 2 entitás eredményei tükörképei legyenek egymásnak. Lévén ugyanakkor élőhelykategóriában és ökológiai funkcióban hasonló mintaterületek, így a főbb irányokban hasonlóságot vártam azok között. A tihanyit – mint független mintaterületet – a sajókápolnai mintaterület főbb következtetései alátámasztására használtam. A tihanyi mintaterület sajókápolnaihoz való ökológiai funkcióbeli hasonlóságának/különbségének bemutatása annak egyediségének ismertetése nélkül azonban nem lehetséges.

4.2.1. A talaj jellemzői

A tihanyi mintaterület talaj alapadatait az M39. melléklet tartalmazza.

4.2.1.1. A talajnedvesség-tartalom változása a lejtő mentén

A 27. ábra a talaj 0–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó nedvességtartalmat (w_{sz}) ($\bar{X} \pm SD$, $N=3$) a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzektok (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01–09.A., 01–09.B., 01–09.C.) térsorozatában szemlélteti, mintavételi időpontonként. A lejtő nedvességgradiensének meglétét Sajókápolnához hasonlóan már a feltalaj alapján is sikerült kimutatni: a talajnedvesség-tartalom a lejtőn döntően egyirányba változott, felfelé csökkent, úgy, hogy szélsőértékei a legalsó kvadrátokra (01.A., 01.B., 01.C.) számolt 33,2 m/m% átlagérték és a legfelső kvadrátokra (09.A., 09.B., 09.C.) számolt 6,1 m/m% átlagérték voltak.



27. ábra. A talaj 0–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó nedvességtartalom a lejtő 3 hosszirányú, egymással párhuzamos transzektje mentén felvett kvadrátok térsorozatában, mintavételi időpontonként – Tihany.

Statistika: $\bar{X} \pm SD$, amelyhez az $N=3$ elemű minta a 3 párhuzamos transzektből kumulálódó, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármas volt.

Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag \pm szórás. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

Az alsó és felső végpont közötti – sajókápolnaitól is markánsabb (3. vs. 27. ábra) – kb. 60–70%-os talajnedvesség-tartalom csökkenés alkalmasnak tűnt a kitűzött cél vizsgálatára. (Arra, hogy ez a sajókápolnaihoz képest látszólag szárazabb tartományt képviselő nedvességgradiens valóban szárazabb-e, arra inkább a vízháztartást jobban tükröző a növényi indikációból lehet majd következtetni (ld. később).)

4.2.1.2. Néhány további talajparaméter változása a lejtő mentén

A 28. ábra a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzektek (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01—09.A., 01—09.B., 01—09.C.) térsorozatában illusztrálja a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó talajparaméterek értékeit ($\bar{X} \pm SD$, N=3). Ennek értelmében:

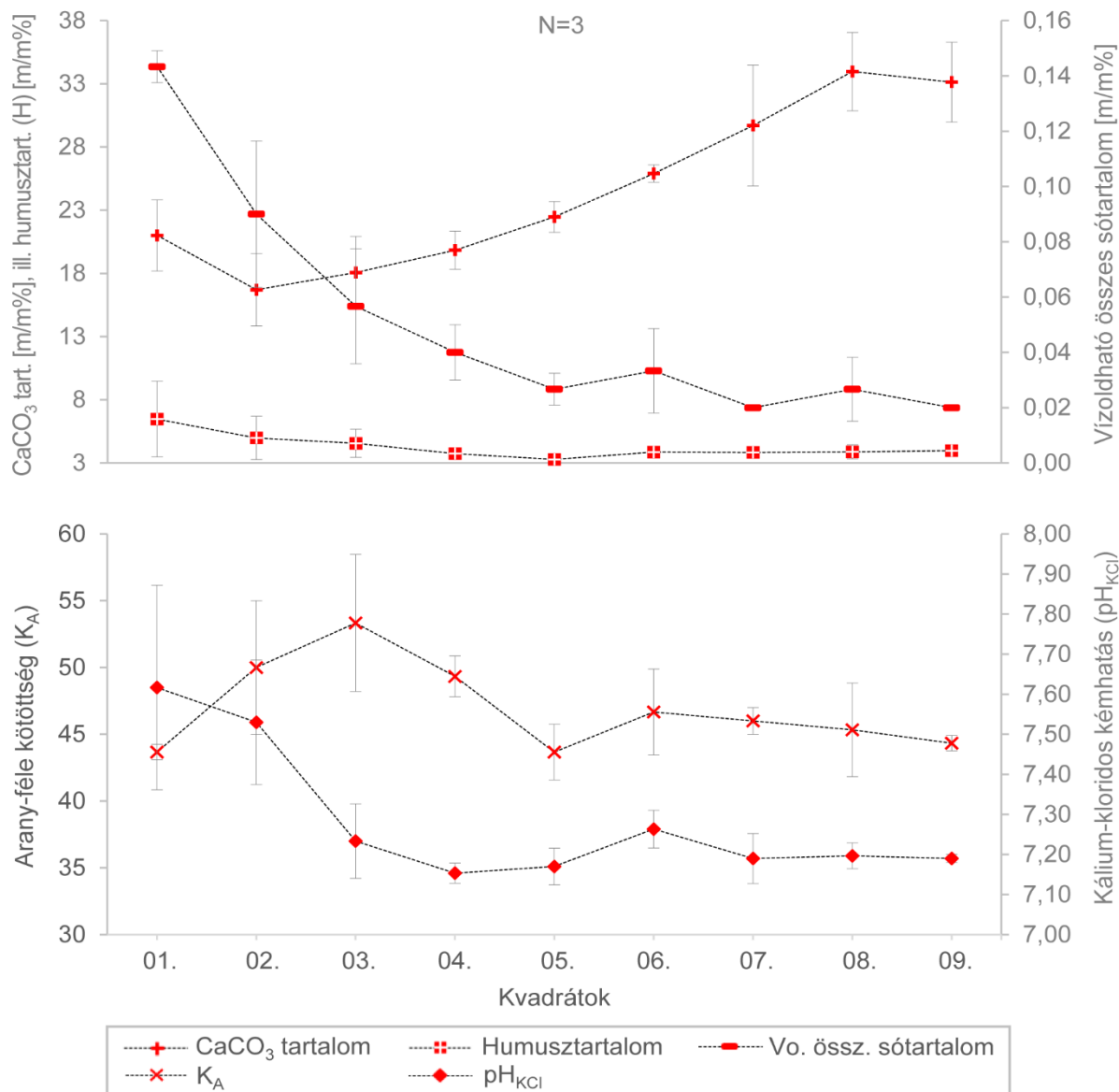
A CaCO_3 tartalom a lejtőn felfelé haladva közel egyenletes emelkedést mutatott úgy, hogy átlagértéke a lejtő teljes hosszában igen magasnak minősült ($>16,7$ m/m%), de a felső harmadában kiváltképp (30 m/m% körüli). Kilúgással érintett dombvidéki régióban a lejtő felső harmadát jellemző ilyen magas CaCO_3 tartalom létrejöttének módja a felszín eróziója, amelynek során a talaj humuszban gazdag felső rétegei lehordódnak, miközben felszínre bukkannak a – vélhetően másodlagos – CaCO_3 -ban gazdag rétegek. A talaj 0—10 cm-e ilyen módon támogatta a talajtani előfelvételezések során a lejtő felső részén talált humuszkarbonát talajtípust (vö. 3.1.2. fejezet, M8. melléklet).

A humusztartalom (H) a lejtőn felfelé kismértékű csökkenést mutatott, de átlagértéke a lejtő teljes hosszában relatíve magas volt (28. ábra). A lejtő tetején talált relatíve magas humusztartalom (4 m/m% körüli) a talajtani előfelvételezések során ott kimutatott humuszkarbonát talajok jellemzője. Megjegyzendő ugyanakkor, hogy a lejtő tetejét jellemző szárazabb talajviszonyok mellett a tápanyagok hozzáférhetősége kedvezőtlenebb lehet. A lejtő alsó részének – átlagértékekből kiolvasható – emelkedett humusztartalma (>5 m/m%) összefügg a lejtő tetejéről érkező, magas humusztartalmú eróziós szediment lejtőlábi felhalmozódásával, ill. azzal, hogy lejtőalji helyzetű talajok vízhatás alatt álltak. Ugyanakkor, – mint ahogyan a tág szórás tartományok utaltak rá – ott volt a legmagasabb és a legalacsonyabb érték is, amely a lápos jellegű talajok szerves maradványainak heterogén térbeli eloszlásával magyarázható.

A vo. össz. só tartalom a lejtőn felfelé haladva olyan jelentősen csökkent, hogy ez kategóriaugrást is jelentett a gyengén sós és a nem sós között (28. ábra). A lejtő legalsó részén tapasztalható gyenge sósodás szemlátomást összefüggésben van azzal, hogy ott a talajok az oldott sókban igazoltan gazdag Belső-tó („RAINERI 1931” *cit.* KÁRPÁTI ISTVÁNNÉ 1990; „LÁNG 1970” *cit.* BARCZI 2000) (vö. 3.1.2. fejezet) vízhatása alatt állnak. A tó parti sávjának szikesedésre való hajlamát már BARCZI (2000) is kimutatta (vö. 3.1.2. fejezet). A lejtőn felfelé haladva a vízhatás fokozatos megszűnésével párhuzamosan a talajok vo. össz. só tartalma is fokozatosan lecsökkent.

A K_A a lejtő mentén egyenetlenül változott úgy, hogy a mélyebb térszíneken gyakoribbak voltak a magasabb átlagértékek (28. ábra). Egyébiránt átlagértékei a lejtő teljes hosszában közepesen magasak voltak, és agyagos-vályognak feleltek meg (STEFANOVITS *et al.* 1999), leszámítva az egyetlen >50 -es átlagértéket (03.A., 03.B., 03.C.), amely agyagnak minősült.

A pH_{KCl} a lejtőn felfelé csökkenő trendet mutatott (28. ábra), ám ez kb. 1 egységnyi változást jelentett, amely a pH skáláján belül nem tekinthető számottevőnek, átlagértéke mindvégig a gyengén lúgos tartományban maradt. Lejtőmenti lefutásában egyszerre tükröződött a CaCO_3 és a vo. össz. só tartalom pH emelő hatása.



28. ábra. A talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó néhány talajparaméter a lejtő 3 hosszirányú, egymással párhuzamos transzektje mentén felvett kvadrátok térsorozatában – Tihany. Statisztika: $\bar{X} \pm SD$, amelyhez az N=3 elemű minta a 3 párhuzamos transzektből kumulálódó, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármas volt.

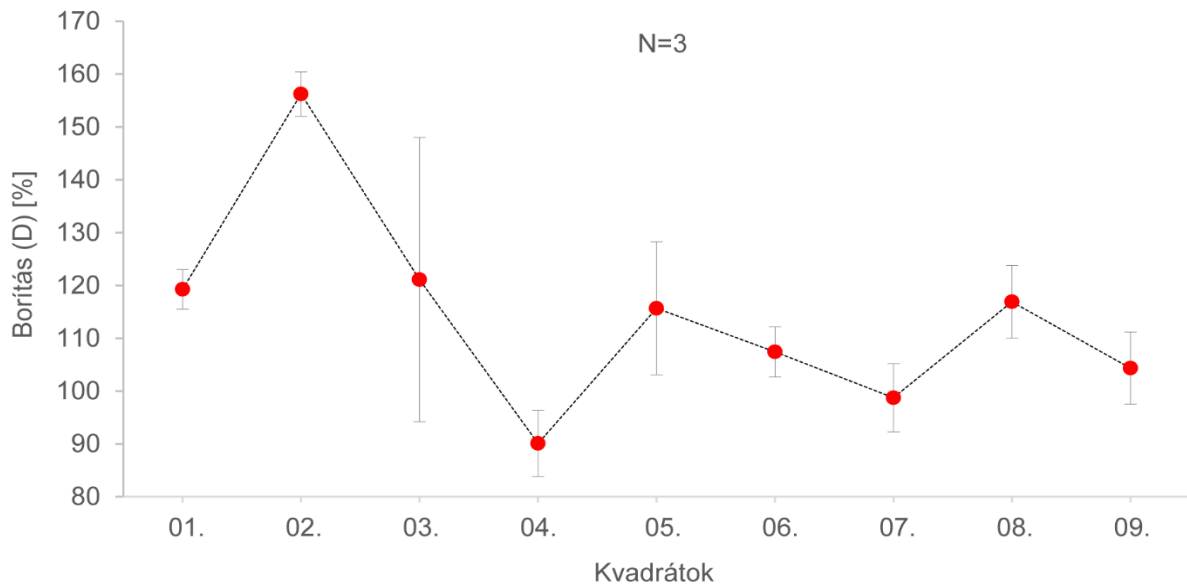
Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag ± szórás, CaCO₃ – szénsavas mész. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

4.2.2. A földfeletti vegetáció jellemzői

A tihanyi mintaterület vegetáció alapadatait az M40. melléklet tartalmazza.

4.2.2.1. A borítás és a diverzitás változása a lejtő mentén

A 29. ábra a vegetáció borítását (D) ($\bar{X} \pm SD$, N=3) a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzekttek (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01—09.A., 01—09.B., 01—09.C.) térsorozatában mutatja. A lejtő alsó felében látható egy jelentősebb pozitív kiugrást (02.A., 02.B., 02.C. átlagában: 156,2%) és egy jelentősebb negatív kiugrást (04.A., 04.B., 04.C. átlagában: 90,1%) leszámítva összességében véve a lejtő aljától a teteje felé kismértékű borításcsökkenés mutatkozott.

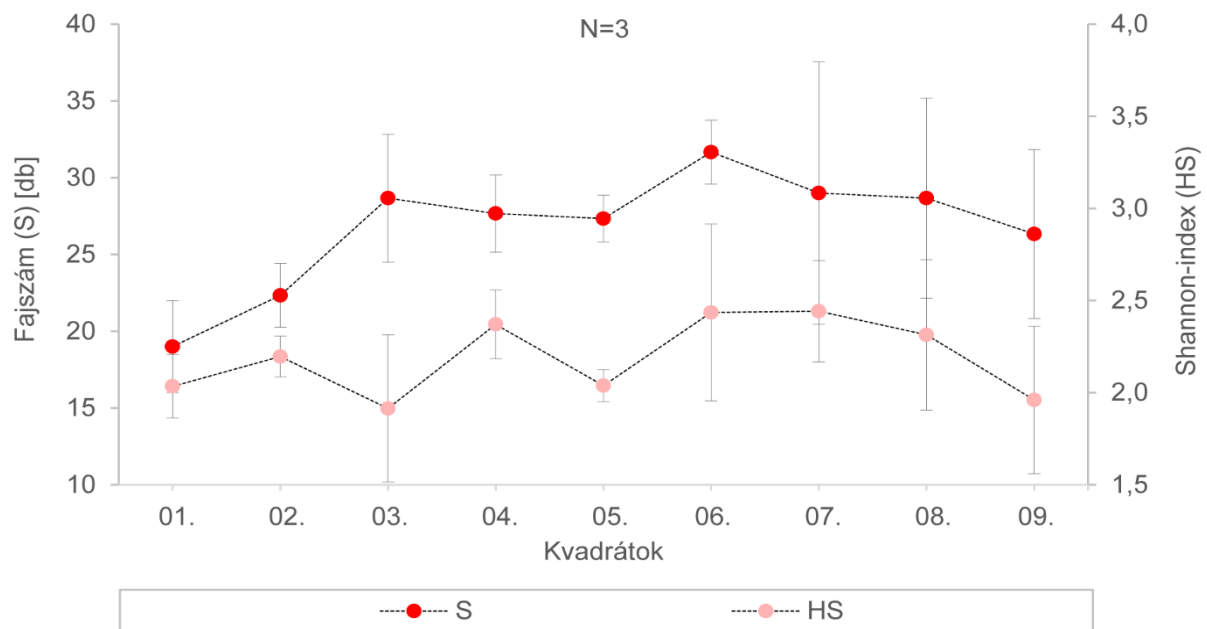


29. ábra. A vegetáció borítása a lejtő 3 hosszirányú, egymással párhuzamos transzektje mentén felvett kvadrátok térsorozatában – Tihany.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$, amelyhez az N=3 elemű minta a 3 párhuzamos transzektből kumulálódó, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármas volt.

Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag ± szórás. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

A 30. ábrán a vegetáció 2 diverzitási mutatója – a fajszám (S) és a Shannon-index (HS) ($\bar{X} \pm SD$, N=3) – látható a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzekttek (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01—09.A., 01—09.B., 01—09.C.) térsorozatában. A 2 diverzitási mutató lefutása a lejtő középső szakaszán eltért. A 2 közül egyik mutató lejtőmenti változása sem tekinthető egyirányúnak, de a fajszámé valamelyest egyenletesebb volt.



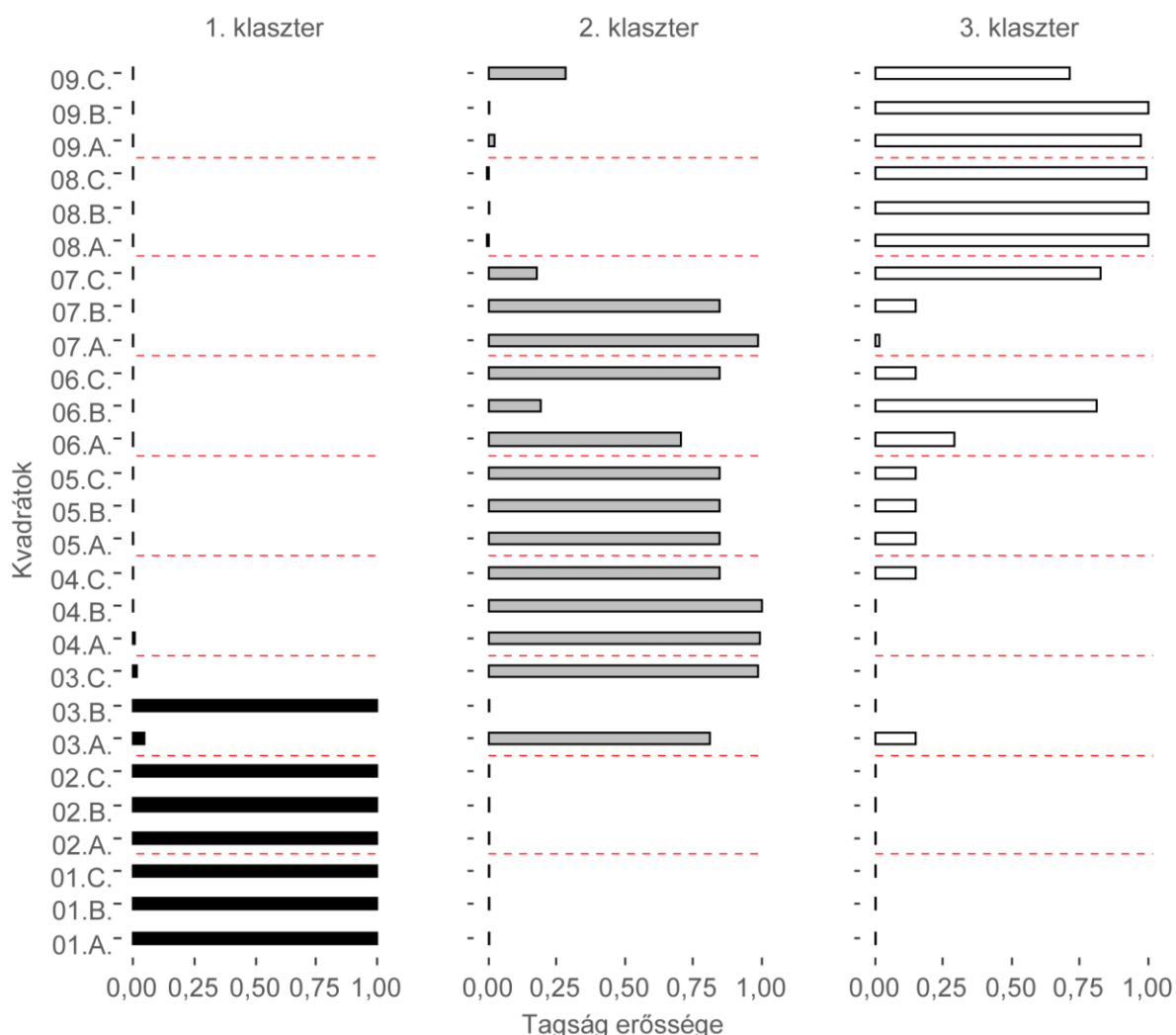
30. ábra. A vegetáció diverzitási mutatói a lejtő 3 hosszirányú, egymással párhuzamos transzektje mentén felvett kvadrátok térsorozatában – Tihany.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$, amelyhez az N=3 elemű minta a 3 párhuzamos transzektből kumulálódó, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármas volt.

Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag ± szórás. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

4.2.2.2. Az eltérő vízháztartású gyeptípusok lehatárolása a lejtő mentén

Az eltérő vízháztartású gyeptípusok lehatárolásának menete a sajókápolnaihoz hasonló volt. A lejtőn harántszagosan rendeződő 3 gyeptípus vízháztartás szerinti feltételezett elkülönülésének alátámasztására, ill. azok kvázi határainak definiálására, és így az azokra reprezentatív kvadrátcsoportok lehatárolására alkalmazott FCM klaszteranalízis eredménye a 31. ábrán látható. A fajok borítással súlyozott WB-je alapján kialakult FCM klaszterek igazolták 3 eltérő vízháztartású gyeptípus elkülönült kezelésének létjogosultságát. A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus a Sajókápolnán alkalmazott nevezéktan mintájára – a vegetáció relatív nedvességigényére utalva – az NGyT, ÖGyT és SzGyT nevet kapta. Határait az FCM klaszterekhez igazítva, de a helyszíni szemle tapasztalatait is figyelembe véve húztam meg. Az NGyT-re reprezentatívnak tekintetem így a transekttek alsó lejtőpozíciójú, 01—02. sorszámú kvadrátjait (azaz 01—02.A., 01—02.B., 01—02.C.; össz. 6 db); mozaikosságot megengedve az ÖGyT-re reprezentatívnak tekintetem a transekttek középső lejtőpozíciójú, 03—07. sorszámú kvadrátjait (azaz 03—07.A., 03—07.B., 03—07.C.; össz. 15 db); míg az SzGyT-re reprezentatívnak tekintetem a transekttek felső lejtőpozíciójú, 08—09. sorszámú kvadrátjait (azaz 08—09.A., 08—09.B., 08—09.C.; össz. 6 db).



31. ábra. A lejtő mentén felvett kvadrátok 3, előre meghatározott számú klaszterhez való fűződésének erőssége nedvességigény alapján – Tihany. Az egyes kvadrátokban a nedvességigény a vegetációt alkotó fajok borítással súlyozott nedvességigényével (WB) került kifejezésre, ahol a WB BORHIDI (1995) rendszere szerint értendő.

Statisztika: Lágú c-közép klaszteranalízis (fuzzy c-means clustering, FCM). A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: A kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

Utóbbi kvadrát-csoportosítás pontosságának ellenőrzéseképp végzett LDA elemzés eredménye az M41. mellékletben található. Az LDA elemzés – a helyi talajparaméterek, ill. a helyi vegetáció jellemzők együttese alapján – többségében a 3 betáplált csoport szerinti kvadrátokat ítélte összetartozónak, azzal a különbséggel, hogy a 15 kvadrátos csoportból 2 kvadrátot az egyik 6 kvadrátos csoporthoz sorolt, ám ezt az ÖGyT természetes mozaikosságának betudva meghagytam az eredeti csoportosítást. A 3 kvadrát-csoport egymástól való elkülönülését 84,1%-ban magyarázó LD1-ben a talajnedvesség-tartalomnak csak a 3. legnagyobb szerepe volt a pH_{KCl} és a fajszám után, de ettől relatíve nagyobb szerepét jelzi a talajnedvesség-tartalomnak az, hogy az elkülönülést 15,9%-ban magyarázó LD2-ben viszont a legmeghatározóbb volt.

Az élőhelyi léptékű elemzéseket így a fenn nevezett N_{NGyT}=6, N_{ÖGyT}=15 és N_{SzGyT}=6 kvadrát alapján folytattam. (A későbbi magbank elemzésekre nézve ez azt jelentette, hogy a gyeptípusonkénti magbank összmintám így legalább „(6 minta × 96,2 cm³) × 6 kvadrát = 3462 cm³”-nek adódott, amely nagyságrendre még mindig eleget tett a hasonló hazai élőhelytípusokban megszokott mintavolumennek (vö. 3.5.1 fejezet).)

4.2.2.3. A gyeptípusok összevetése borítás és diverzitás alapján

Az eltérő vízháztartású gyeptípusok ÁNER 2011 élőhelykategóriákba való besorolása szerint a vizsgált NGyT esetében Sajókápolnához hasonlóan itt is ún. nem zsombékoló magassárrétről (ÁNER 2011 kategóriakód: B5) beszélhetünk, de a sajókápolnaitól eltérően itt annak egy degradált képviselőjéről; a vizsgált SzGyT esetében pedig ún. köves talajú lejtősztyep (ÁNER 2011 kategóriakód: H3a) degradált képviselőjéről (vö.: későbbi fejezetek). Az ÖGyT-nek nevezett egység ezek átmenete.

Az NGyT, az ÖGyT és az SzGyT vegetációjának mennyiségi mutatóit – borítás, fajszám és Shannon-index – a 7. táblázat foglalja össze.

A 3 gyeptípus borítását tekintetében szignifikánsan eltért egymástól (egyutas ANOVA, $p < 0,01$), ezen belül is az SzGyT borítását (110,6%, $N=6$) szignifikánsan (Tukey–Kramer-próba, $p < 0,01$) alacsonyabb volt, mint az NGyT-é (137,8%, $N=6$), de nem különbözött szignifikánsan (Tukey–Kramer-próba) az ÖGyT-étől (106,6%, $N=15$), ugyanakkor az ÖGyT-é szignifikánsan (Tukey–Kramer-próba, $p < 0,01$) alacsonyabb volt, mint az NGyT-é (a próbák részletes eredményeit ld. az M42. mellékletben). Egyébiránt a borítását mind a 3 gyeptípusban magas volt, és egyikben sem süllyedt 100% alá (Sajókápolna karakterétől ez utóbbi jelenti a legfontosabb eltérést). Az avar borítása ($\bar{X} \pm SD$) duplája volt az SzGyT-ben (20,3 ± 8,2%, $N=6$), mint az ÖGyT-ben (13,1 ± 6,1%, $N=15$) és mint az NGyT-ben (9,2 ± 5,0%, $N=6$) (vö. M40. melléklet), ezek mindegyike jelentősnek minősíthető. Közel azonos és számottevő csupasz felszínrány ($\bar{X} \pm SD$) jellemezte az NGyT-t (14,5 ± 5,6%, $N=6$), ÖGyT-t (14,5 ± 20,3%, $N=15$) és az SzGyT-t is (13,6 ± 16,0%, $N=6$) (vö. M40. melléklet), amely az SzGyT és az ÖGyT esetében leginkább az erózióval lehet összefüggésben.

A 3 gyeptípus átlagos fajszám tekintetében is szignifikánsan eltért egymástól (egyutas ANOVA, $p < 0,01$), ezen belül is az SzGyT-é (27,5 db, $N=6$) szignifikánsan (Tukey–Kramer-próba, $p < 0,05$) nagyobb volt, mint az NGyT-é (20,7 db, $N=6$), de nem különbözött szignifikánsan (Tukey–Kramer-próba) az ÖGyT-étől (28,9 db, $N=15$), ugyanakkor az ÖGyT-é szignifikánsan (Tukey–Kramer-próba, $p < 0,01$) nagyobb volt, mint az NGyT-é (a próbák részletes eredményeit ld. az M42. mellékletben). Ezen fajszámbeli viszony hasonló volt a Sajókápolnán tapasztaltakhoz, de attól itt kifejezettebben érvényesült (1. vs. 7. táblázat). Mindazonáltal a Shannon-index tekintetében a 3 gyeptípus egyöntetűbb képet mutatott.

A 3 gyeptípus közül összefajszám tekintetében – a Sajókápolnán tapasztaltnál hasonlóan (vö. 1. táblázat) – a fajgyűjtő ÖGyT vezetett (98 db), azt követte az SzGyT (66 db), majd az NGyT (42 db) (7. táblázat). A mintaelemszám-alapú SAC görbék (M43. melléklet) a

gyeptípusonként alkalmazott kvadrátszámmal az NGyT és az ÖGyT esetében telítődés közeli állapotot jeleztek, míg az SzGyT esetében nem. A fűneműek (*incl. Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae, Typhaceae*) közé sorolható fajok abszolút száma (és részaránya) jelentős volt az ÖGyT-ben (az említés sorrendjében 11, 1, 0, 0 db), az NGyT-ben (10, 1, 0, 0 db) és az SzGyT-ben is (8, 1, 0, 0 db) (vö. M44. melléklet).

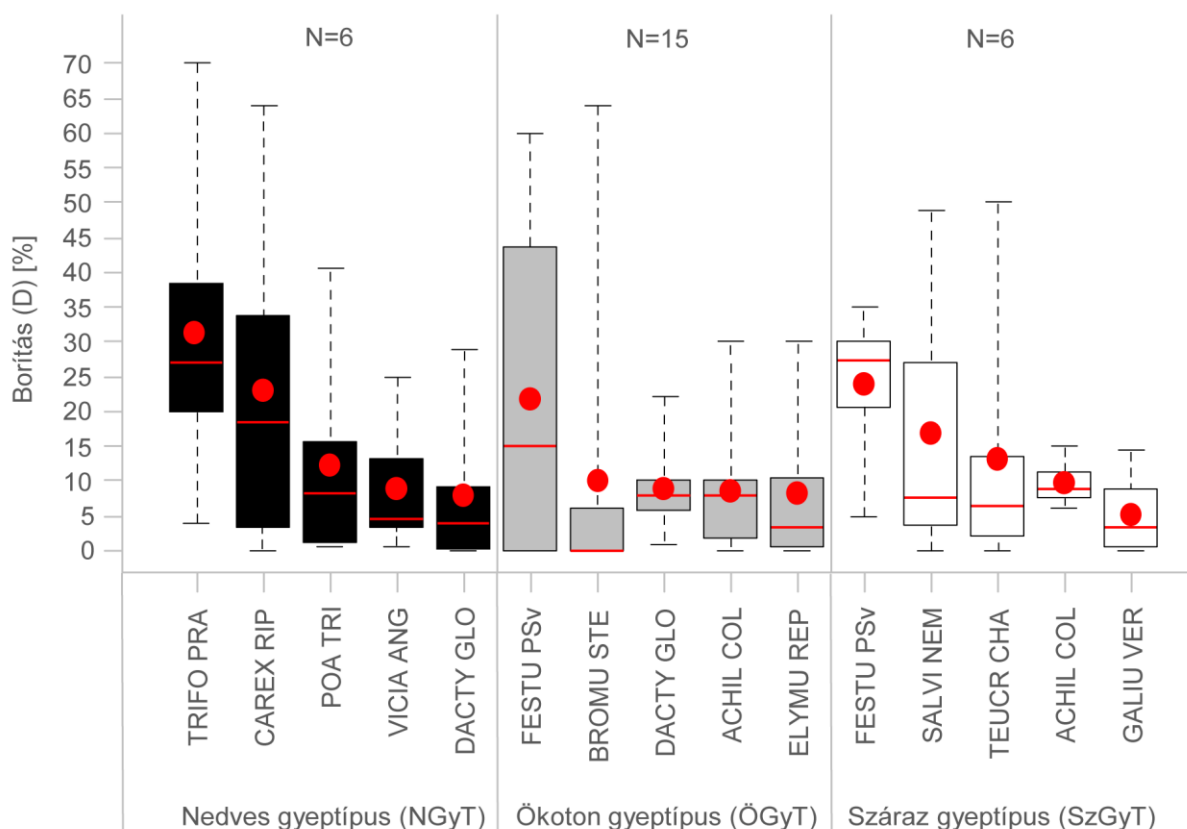
7. táblázat. A vegetáció mennyiségi mutatói a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Tihany.
 Statisztika: $\bar{X} \pm SD$ számításához a mintaelemek az adott gyeptípusra reprezentatív kvadrátok voltak.

	Borítás (D) [%]	Fajszám (S) [db]		Shannon-index (HS)
	$\bar{X} \pm SD$	Σ	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$
Nedves gyeptípus (NGyT), N=6	137,8 ± 20,6	42,0	20,7 ± 2,9	2,1 ± 0,2
Ökoton gyeptípus (ÖGyT), N=15	106,6 ± 16,6	98,0	28,9 ± 4,2	2,2 ± 0,4
Száraz gyeptípus (SzGyT), N=6	110,6 ± 9,2	66,0	27,5 ± 5,5	2,1 ± 0,4

Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag ± szórás.

4.2.2.4. A gyeptípusok összevetése abundáns fajok alapján

A 32. ábra a vegetáció gyeptípusonkénti 5-5 legtömegesebb faját és azok borításértékeit (min., Q_1 , \bar{X} , M_e , Q_3 , max.) mutatja be. Az NGyT, azaz az azt képviselő magassásrét első 5 faja a *Trifolium pratense*, a *Carex riparia*, a *Poa trivialis*, a *Vicia angustifolia* és a *Dactylis glomerata* volt, amelyek együtt átlagosan 83,5%-ot (N=6) borítottak, ezzel az NGyT teljes borításának 60,6%-át adták, csak csekély teret adva ezzel az alárendeltebb fajoknak.



32. ábra. A vegetáció gyeptípusonkénti 5-5 legtömegesebb fajának borítása – Tihany.

Statisztika: Dobozdiagram (boxplot), min., Q_1 , \bar{X} , M_e , Q_3 , max., amelyhez a mintaelemek az adott gyeptípusra reprezentatív kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: N – mintaelemszám, Q_1 – alsó kvartilis, \bar{X} – mintaátlag, M_e – medián, Q_3 – felső kvartilis. A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben.

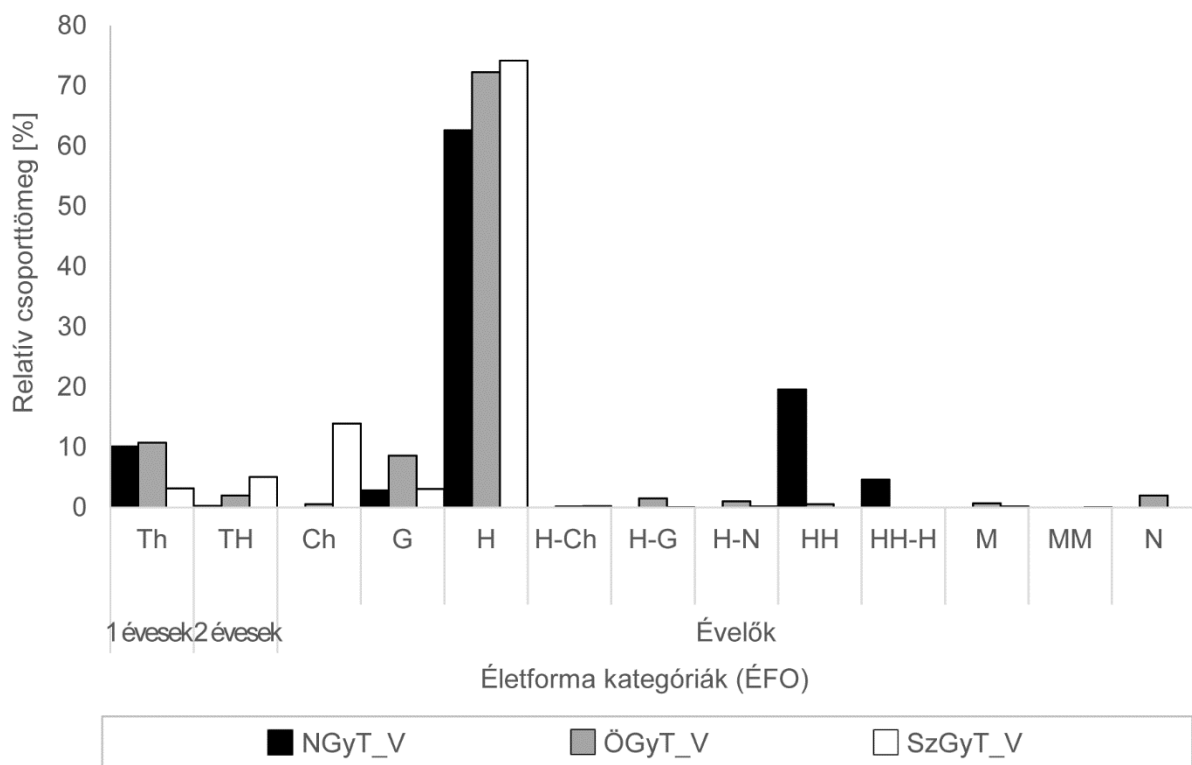
Az ÖGyT első 5 faja a *Festuca pseudovina*, a *Bromus sterilis*, a *Dactylis glomerata*, az *Achillea collina* és az *Elymus repens* volt (32. ábra), amelyek átlagosan 57,6%-ot (N=15) borítottak, ezzel az ÖGyT teljes borításának 54,0%-át adták.

Az SzGyT, azaz a lejtőszep első 5 faja a jól sarjadzó xerofrekvens *Festuca pseudovina*, *Salvia nemorosa*, *Teucrium chamaedrys*, *Achillea collina* és *Galium verum* volt (32. ábra), amelyek átlagosan 69,1%-ot (N=6) borítottak, ezzel az SzGyT teljes borításának 62,4%-át adták.

Az átlagokat tekintve, kiugróan nagy borítású faj egyik gyeptípust sem jellemezte. Csupán az átlagok alapján mind a 3 gyeptípusban relatíve kiegyensúlyozottnak tűnt a borítás megoszlása az első 5 faj között, de ezt ellensúlyozták a mozaikosságra utaló tag min–max. tartományok. Mindezekkel együtt a 3 gyeptípus közül az SzGyT vegetációja mutatott kicsit nagyobb egyenletességet, amely vélhetően az erózió mérséklődésével, ill. a tópartot övező, antropogén hatással terhelt gyalogos ösvénytől való nagyobb távolsággal összefüggésben a vegetáció relatíve nagyobb stabilitására, regenerálódó jellegére utalhat a másodlagos tájban.

4.2.2.5. A gyeptípusok összevetése növényi jellegek, stratégiák és tulajdonságok alapján

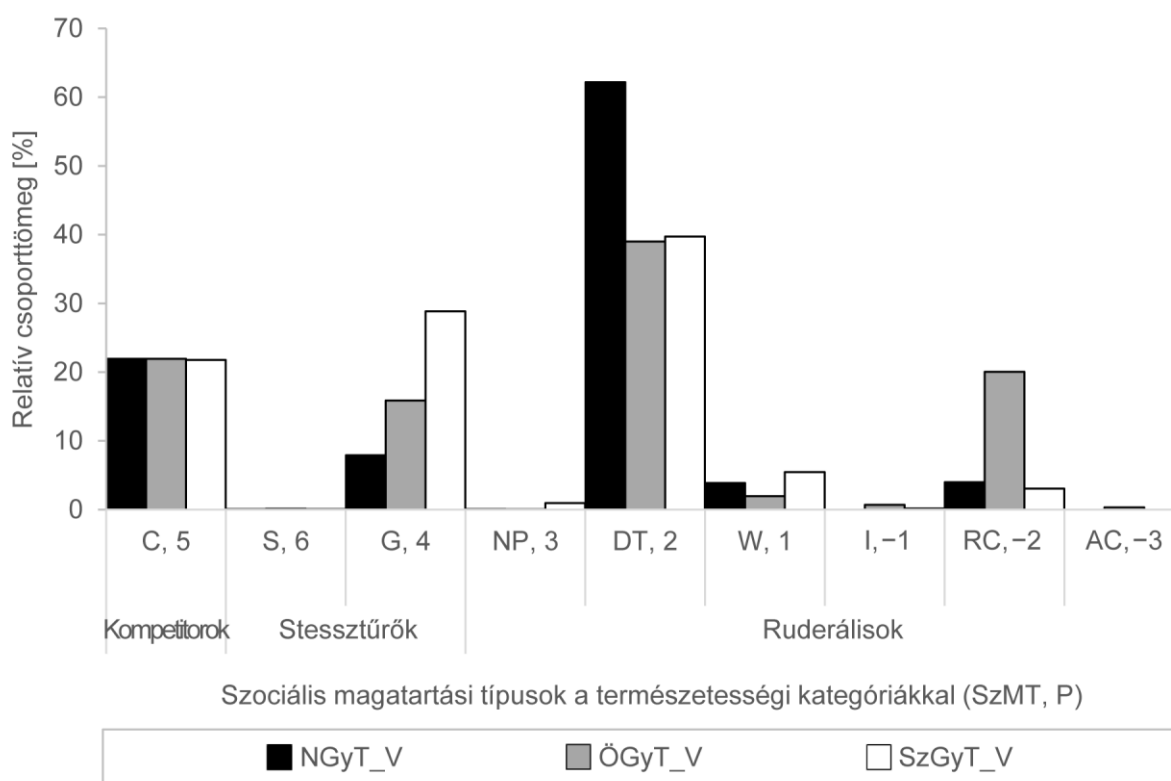
A 33. ábrán a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus összevetése látható a vegetáció ÉFO spektruma szerint. A gyeptípusonkénti relatív csoporttömeg-összevetést lehetővé tevő ábra (a módszertani magyarázatot ld. még a 3.6.2.2. fejezetben) mutatja, hogy az évelők csoporttömege Sajókápolnához hasonlóan (vö. 9. ábra) itt is mind a 3 gyeptípusban dominált a rövid életűek csoporttömege felett. Az évelők vs. rövid életűek csoportjának ehhez hasonló aránya tükröződött a relatív csoportrészesedésben is, de csoportrészesedés alapon a 2 csoport közötti különbség kevésbé volt drasztikus (ld. az M45. mellékletben).



33. ábra. A vegetáció ÉFO spektruma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Tihany.
 Statistika: Az ábrán az egyes kategóriák borítással súlyozott, relatív csoporttömeggel szerepelnek, úgy, hogy a spektrum gyeptípusonkénti 100%-ra van vonatkoztatva.
 Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, V – vegetáció. Az ÉFO kategóriák RAUNKIAER (1934) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M11. mellékletben.

Az évelők csoportján belül – a várakozásnak megfelelően – a hemikriptofita (H) csoport dominanciája volt jellemző csoporttömeg és csoportrészesedés alapján is, mind az NGyT-ben, az ÖGyT-ben és az SzGyT-ben is. Az NGyT-ben említést érdemel még az évelők között a hidato-helofiták (HH) csoporttömege is, amelyet ott a *Carex riparia* és *Phragmites australis* reprezentáltak. A fanerofiták képviselője (csoporttömeg és -részesedés) relatíve az ÖGyT-ben volt a legmagasabb, de még abban is csak csekélynek minősült, jelezve ezzel a kaszálás becserjésedés elleni hatékonyságát. A terofiták (Th) csoport kis képviselője alapján várható, hogy a vegetáció fajainak csak kis hányada fog magbankot halmazni.

A 34. ábrán a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus összevetése látható a vegetáció SzMT spektruma szerint. A gyeptípusonkénti relatív csoporttömeg ezen ábrája mutatja, hogy az NGyT, az ÖGyT és az SzGyT mindegyikében a ruderalisok, és azok közül is a zavarástűrők (DT) határozták meg leginkább a vegetáció képét, de jelentősek voltak (gyeptípusonként eltérő arányban) a kompetitorok (C), ill. a stressztűrők közül a generalisták (G) is. Ettől csak az ÖGyT tért el kissé abban, hogy ott a ruderalis kompetitorok (RC) is nagy csoporttömegekre tettek szert, jelezve ezzel annak a másik 2 gyeptípusétól rosszabb természetességi állapotát. Az SzGyT-ben a generalista és a kompetitor csoport együttesen tömegesebb volt, mint a zavarástűrő csoport, ennek alapján az SzGyT tűnt a legjobb állapotú élőhelynek.



34. ábra. A vegetáció SzMT spektruma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Tihany.

Statistika: Az ábrán az egyes kategóriák borítással súlyozott, relatív csoporttömege szerepelnek, úgy, hogy a spektrum gyeptípusonkénti 100%-ra van vonatkoztatva.

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, V – vegetáció. Az SzMT kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M12. mellékletben.

A fajszámok alapján elemezve ugyanezt, a relatív csoportrészesedés – a kis fajszámú kompetitor csoportot leszámítva – tükrözte a csoporttömeg szerint jelentős csoportok dominanciaviszonyait (ld. az M46. mellékletben). Jóllehet, a relatív csoportrészesedés szerint még hangsúlyosabb volt a ruderalis csoport, főképpen a kis borítású honos gyomok (W) nagy fajszáma miatt, mind a 3 gyeptípusban, utalva ezzel a tó körüli antropogén hatásra. Tájégtörténet szempontjából informatív észrevétel lehet az egykori művelésre utaló haszonnövények (I)

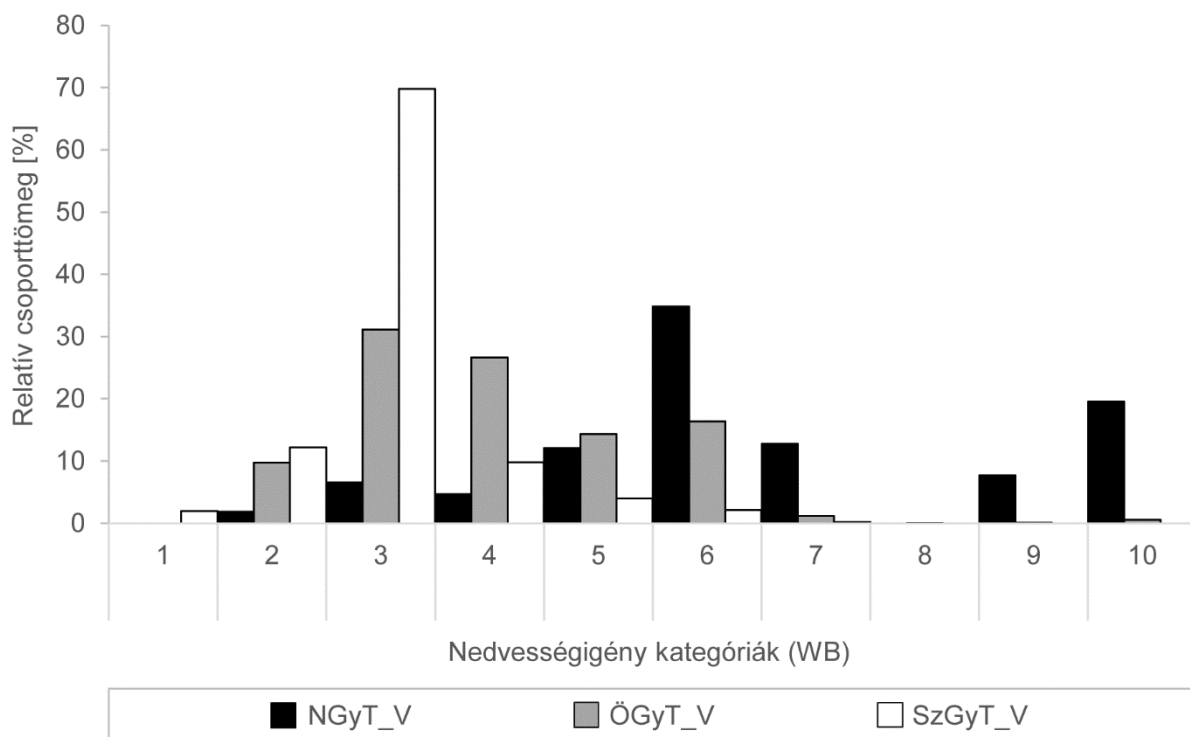
jelenléte az SzGyT-ben (*Medicago sativa*) és az ÖGyT-ben (*Medicago sativa* és *Vitis vinifera*, ezek több kvadrátban is megjelentek). Csoportrészesedés alapján említésre méltóak voltak még az SzGyT-ben a természetes pionírok (NP) 5 kistermetű fajjal, amelyek utalhatnak a mérsékelt erózióra, vagy még inkább a száraz talajviszonyokra. A vegetáció ilyen módon egy forrásgazdag, döntően zavart, de valamelyest kompetitív viszonyokat is mutató termőhelyet jelzett az NGyT és az ÖGyT esetében, ehhez képest zavarás és stressz jeleit is markánsan mutató termőhelyet az SzGyT esetében. A termőhely forrásgazdag voltát igazolja (elsődlegesen a lejtő középső és alsó részén) a talajban kimutatott magas humusztartalom és kedvezőbb nedvességállapot (vö. 27—28. ábra). Az NGyT és az ÖGyT esetében kisebb mértékű zavarást jelenthetett a felsőbb lejtőszakasz mérséklődő eróziójából származó szediment lerakódása, ill. az inkább fenntartó jellegű kaszálás, nagyobb mértékű zavarást jelenthetett viszont a tavat övező gyalogos ösvény antropogén befolyása (főleg az ÖGyT-ben), ill. a topográfiai helyzetből adódó talajvíz és a bizonytalan vízellátottság összjátéka (főleg az NGyT-ben). Az SzGyT esetében moderált zavarást jelenthetett a mérsékelt erózió általi „talajkopás”, ám erős stresszt jelenthettek az olyan abiotikus adottságok, mint a szárazság (és azzal együtt csökkent tápanyaghozzáférés) és a szélsőségesen magas CaCO₃ tartalom. Mivel mindkettő utóbbi stressztényező a nagyobb méretű, tranzienst magvakat termő fajok irányába szelektál, míg a zavarás a perzisztens magvakat termők irányába (vö. 2.1.5.3—2.1.5.4. fejezet), így SzMT alapon az NGyT és az ÖGyT fajaitól jelentősebb magbank hozzájárulás várható.

Az SzMT-hez tartozó természetességi kategóriákból (P) mint relatív számokból kalkulált kváziátlag ($\approx \bar{X} \pm SD$) alapján véve mindenhol alacsony volt, mindazonáltal a 3 gyeptípust összehasonlítva igazolódott az is, hogy az ÖGyT volt a legkevésbé természetes ($2,1 \pm 1,4$, N=15), ettől kicsit jobb természetességű volt NGyT ($2,7 \pm 0,9$, N=6), és ahhoz hasonló volt az SzGyT ($3,1 \pm 0,4$, N=6). A mintaterületen 2 védett faj jelent meg minimális képvisellel ($D = \bar{X} \pm SD$): a *Cirsium brachycephalum* az NGyT-ben ($0,08 \pm 0,20\%$) és az ÖGyT-ben ($0,04 \pm 0,13\%$), ill. az *Inula oculus-christi* az ÖGyT-ben ($0,07 \pm 0,15\%$). Ezen a ponton is ismétlem, hogy a tihanyi mintaterület a sajkákapolnaihoz képest rosszabb természetességet képviselt (10. vs. 34. ábra).

A 35. ábrán a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus összevetése látható a vegetáció WB spektruma szerint. Az NGyT, az ÖGyT és az SzGyT WB alapon a vártnak megfelelően különült el egymástól: a vegetáció WB spektrumának súlypontja a lejtőn felfelé a talajnedvesség-tartalom csökkenésével egyre inkább a WB skála „szárazabb vége” felé tolódott, bár a sajkákapolnai mintaterülethez képest itt mind a 3 gyeptípus szárazabbnak bizonyult (11. vs. 35. ábra).

Az NGyT spektruma WB2—10-ig terjedt úgy, hogy abban csoporttömeg szerint az üde termőhelyek növényei (WB6), ill. az ún. változó vízállású, rövidebb ideig kiszáradó termőhelyek vízi növényei (WB10) domináltak. Az SzGyT spektruma WB1—7-ig terjedt úgy, hogy abban az ún. alkalmilag üde termőhelyeken is előforduló szárazságtűrők (WB3) relatív csoporttömege volt uralkodó. Az ÖGyT spektruma WB2—10-ig terjedt úgy, hogy azok között tömegességet tekintve a WB3 csoport dominált, míg a WB6 felettiek erősen alárendeltek voltak; így az ÖGyT valamelyest közelebb állt az SzGyT-hez, mint az NGyT-hez.

A relatív csoportrészesedés szerinti elemzés (ld. az M47. mellékletben) a relatív csoporttömeghez hasonló megoszlást mutatott az SzGyT és az ÖGyT esetében, míg az NGyT esetében eltért: a nagy borítású WB6 és WB10 csoportokat ugyanis relatíve kevés faj – előbbi 8, utóbbi 2 (*Carex riparia*, *Phragmites australis*) – képviselte. Mindazonáltal a WB spektrum „nedvesebb végének” fajaitól nagyobb magbank akkumuláció várható, mint a szárazabb végének fajaitól.



35. ábra. A vegetáció WB spektruma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Tihany.

Statisztika: Az ábrán az egyes kategóriák borítással súlyozott, relatív csoporttömeggel szerepelnek, úgy, hogy a spektrum gyeptípusonkénti 100%-ra van vonatkoztatva.

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, V – vegetáció. A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategóriajelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

4.2.3. A talaj magbank jellemzői

A tihanyi mintaterület magbank alapadatait az M48. melléklet tartalmazza.

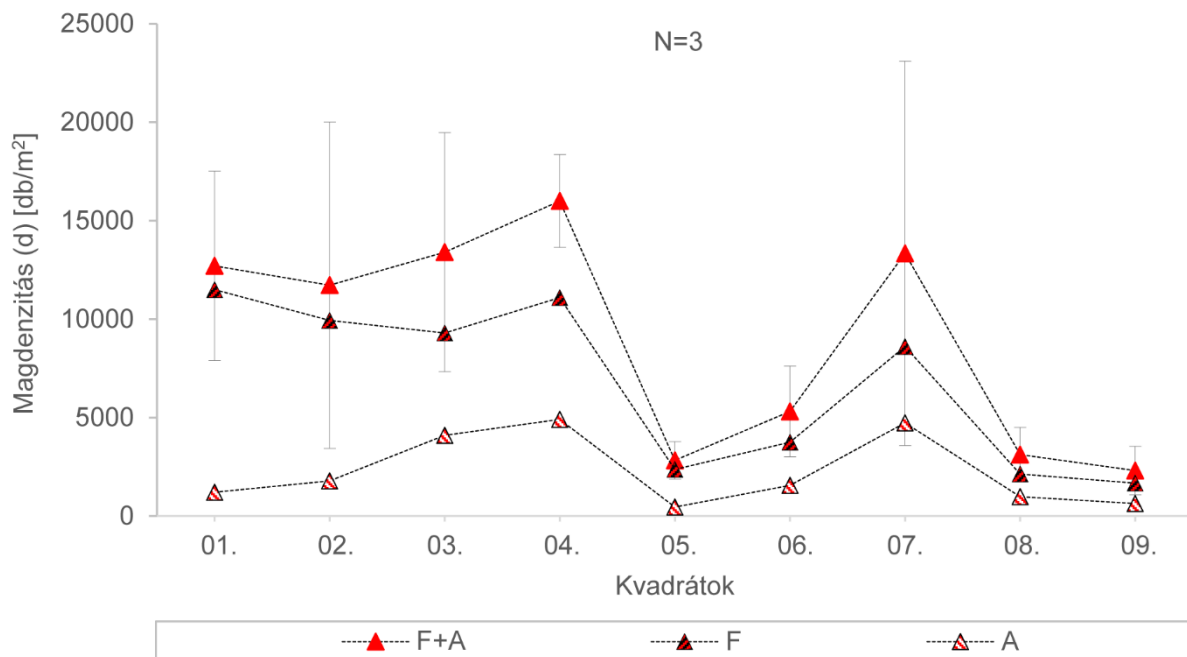
4.2.3.1. A denzitás és a diverzitás változása a lejtő mentén

A 36. ábra a talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magdenzitást (d) a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzektek (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01—09.A., 01—09.B., 01—09.C.) térsorozatában mutatja.

A talaj teljes 0—10 cm mélységintervallumára vonatkozó magdenzitást ($\bar{X} \pm SD$, N=3) a lejtő mentén nem egyirányú változás jellemezte. Az egyenetlenséget elsősorban a lejtő középső szakaszának kilengései okozták, az átlagok alapján ezen a szakaszon mutatkozott a legnagyobb (04.A., 04.B., 04.C. kvadrátok átlagában: 16003 db/m²) és a második legkisebb (05.A., 05.B., 05.C. kvadrátok átlagában: 2831 db/m²) magdenzitás is. A középső szakaszt figyelmen kívül hagyva, a lejtő legalsó szakaszát nagyságrenddel nagyobb magdenzitás jellemezte, mint a legfelső szakaszát. A tág szórásstartományok mindenhol jellemezték a magbankot.

A talaj 0—5 cm közötti, azaz felső (F) mélységintervallumára vonatkozó magdenzitás (\bar{X} , N=3) görbéje tökéletesen követte a teljes mélységintervallum alapján kapott görbét. A talaj 5—10 cm közötti, azaz alsó (A) mélységintervallumára vonatkozó magdenzitás (\bar{X} , N=3) görbéje mutatta, hogy az A magraktárát nagyobb állandóság jellemezte, mint az F-ét. Az F (N=27) magraktára az várakozásnak megfelelően mindig nagyobb volt, mint az A-é (N=27), és a köztük

lévő különbség a statisztika alapján szignifikáns volt (Wilcoxon-féle előjeles rangpróba, $p < 0,001$; a próba részleteit ld. az M49. mellékletben).



36. ábra. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank denzitása a lejtő 3 hosszirányú, egymással párhuzamos transzektje mentén felvett kvadrátok térsorozatában – Tihany.

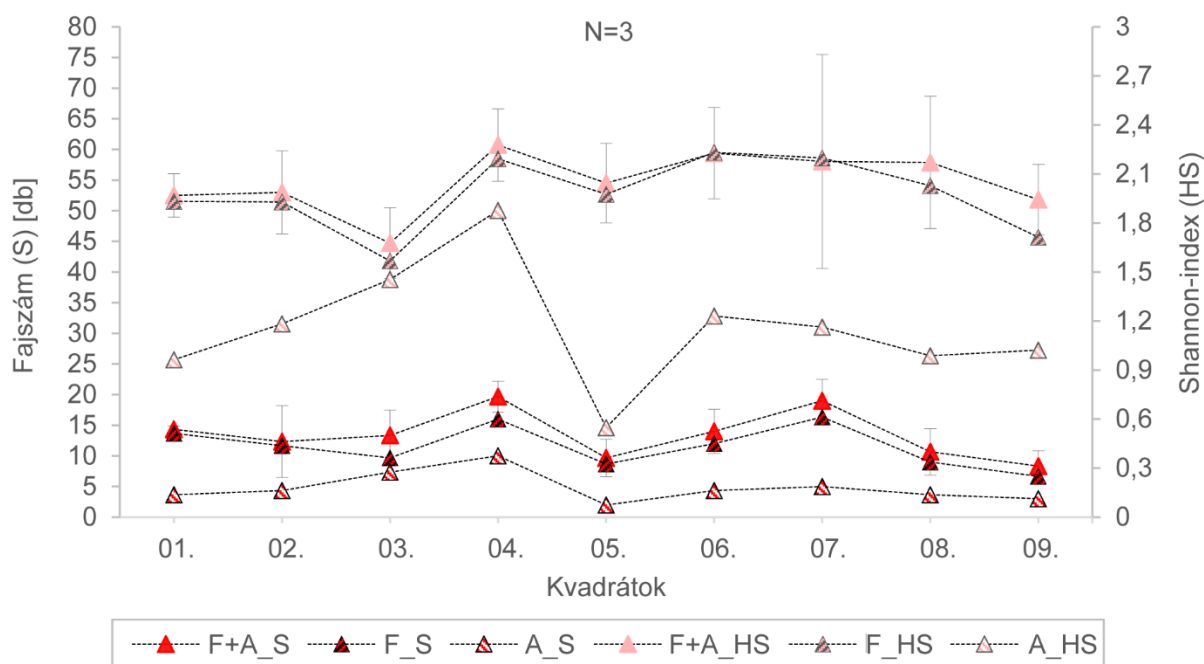
Statisztika: $\bar{X} \pm SD$ ill. \bar{X} , amelyhez az $N=3$ elemű minta a 3 párhuzamos transzektből kumulálódó, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármas volt.

Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag \pm szórás, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

A 37. ábrán a talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank 2 diverzitási mutatója – a fajszám (S) és a Shannon-index (HS) – látható a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzekttek (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01—09.A., 01—09.B., 01—09.C.) térsorozatában.

A teljes 0—10 cm mélységintervallumra vonatkozó fajszám és Shannon-index ($\bar{X} \pm SD$, $N=3$) lejtőmenti alakulása – főleg a középső lejtőszakaszon – kissé eltért, amely arra utal, hogy a fajok egyéni denzitásértékeinek kontrasztjából adódó egyenetlenség a középső lejtőszakaszon a legnagyobb, ez pedig feltehetőleg az átmeneti zónákat általában jellemző mozaikosságból, és zavartságából (beleértve az átmeneti zónákat általában jellemző abiotikus zavarást, ill. a területet egyedileg jellemző antropogén zavarást) eredeztethető.

A fajszám és a Shannon-index között különbség volt megfigyelhető a 2 mélységintervallumra (F és A) vonatkozó diverzitás (\bar{X} , $N=3$) viszonyában is. Míg a fajszám esetében az A diverzitása jól követte az F-ét, addig a Shannon-index esetében az A diverzitása sokkal nagyobb kilengéseket produkált. Mindazonáltal az A diverzitása mintaszerűen kisebb volt, mint az F-é, és ezt mind a fajszám, mind a Shannon-index görbéje alátámasztotta. Az A ($N=27$) és F ($N=27$) közötti fajszám-különbség szignifikáns voltát a statisztika is igazolta (páros t-próba, $p < 0,001$; a próba részleteit ld. az M49. mellékletben).



37. ábra. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank diverzitási mutatói a lejtő 3 hosszirányú, egymással párhuzamos transzektje mentén felvett kvadrátok térsorozatában – Tihany.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$ ill. \bar{X} , amelyhez az $N=3$ elemű minta a 3 párhuzamos transzektből kumulálódó, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármas volt.

Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag \pm szórás. F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

4.2.3.2. A fajok élettartam szerinti magbank típusa

A tihanyi mintaterületre vonatkozó adataim az ott megjelenő 147 faj (a vegetációban és a magbankban együttesen) közül 97 esetében tették lehetővé a megbízhatóbb magbank tipizálást (ld. az M50. mellékletben). Ennek kivonata a 8. táblázat, amely a vegetációra és a magbankra felállított faj-rangsorok legötömesebb fajait tartalmazza.

Prezencia/abszencia szinten összevetve a 97 fajos listámat a már ismert 4 adatbázis adatállományával megállapítható, hogy össz. 33 fajra tettem első közlést, amelyek közül 13 nem csupán regionális, hanem európai viszonylatban is új adat (vö. M50. melléklet) (a Sajókápolnán is megtaláltakat leszámítva ez újabb 27 regionális és közte 11 európai).

Saját adataimon alapuló besorolás szerint a 97 faj 55%-a tranziens, 38%-a rövid távú, 7%-a pedig hosszú távú perzisztens típusba esett. Ez relatíve csekély perzisztencia-részesedést jelent. A magbankból hiányzó fajok esetében megjegyzendő, hogy azok tranziensek (és azon belül is a csak néhány hónapig életképes őszi csírázású tranziens csoport), vagy nem rendelkeznek a megcélzott 19 db/m²-nél (vö. 3.5.1. fejezet) számottevőbb valós magdenzitással.

Az anemochor taxonokat ez esetben is körültekintéssel tipizáltam. Össz. 38 faj esetében jöhetett szóba az anemochoria, ezek közül 8 volt olyan, amelyik a vegetációból hiányzott, ám ezek közül is csak 2 faj, a *Betula pendula* és az *Epilobium obscurum* voltak olyanok, amelyek esetében a magvak mélységi eloszlása önmagában nem indokolta volna a tranziens helyett perzisztens típusba sorolást. Mindazonáltal perzisztens voltuk feltételezhető, mert a környező vegetációban sem detektáltuk példányaikat.

8. táblázat. Hús kiválasztott faj THOMPSON (1993) rendszerében értett magbank típusa a saját adatokon alapuló tipizálás szerint és referencia adatbázisok szerint – Tihany. A kivonat a teljes mintaterület faj/abundancia adatai alapján a vegetációra és a magbankra felállított faj-rangsorok azon legtömegesebb fajait tartalmazza, amelyek egyrészt mennyiségükből, másrészt az alábbi kritériumoknak való megfelelésükből fakadóan legmegbízhatóbban tipizálhatók: a vegetációban való kizárólagos előfordulás esetén $\geq 1\%$ összborítással rendelkeztek, a magbankban való megtalálás esetén ≥ 3 db összmagszámmal voltak reprezentálva.

	Saját adatok alapján			MT referencia adatbázisok alapján				Hiánypótló saját adat		
	V	F vs. A	MT	Csontos	Csiszár	LEDA	ECOFLORA	Mo. szintű	Eu. Szintű	
ACHIL COL	+	+	> +	RP	na	na	na	na	x	x
AMBRO ART	+	+	> +	RP	na	na	TZ, HP	na	x	-
ARTEM VUL ¹	+	+	> +	RP	HP	na	TZ (RP, HP)	HP	-	-
BROMU STE	+	-	= -	TZ	TZ	na	TZ	na	-	-
CALAM EPI ¹	-	+	> +	\geq RP	RP	HP	TZ, RP	RP	-	-
CHENO ALB	-	+	> +	\geq RP	HP	TZ	TZ, RP, HP	HP	-	-
DACTY GLO	+	+	> -	TZ	TZ	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
ELYMU REP	+	-	= -	TZ	HP	na	TZ (RP, HP)	HP	-	-
EUPAT CAN ¹	+	+	> +	RP	HP	TZ	TZ, RP (HP)	HP	-	-
FESTU PSv	+	-	= -	TZ	na	na	na	na	x	x
GALIU VER	+	-	= -	TZ	TZ	na	TZ (RP, HP)	na	-	-
PHRAG AUS ¹	+	+	> +	RP	TZ	na	TZ (RP)	na	-	-
PLANT MED	+	+	> +	RP	na	na	TZ, RP, HP	HP	x	-
POA PRA	+	+	> +	RP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
POA TRI	+	+	> +	RP	HP	TZ	TZ, RP, HP	HP	-	-
POTEN ARG ¹	+	+	< +	HP	RP	na	HP (TZ, RP)	HP	-	-
SALVI NEM	+	+	> +	RP	na	na	na	na	x	x
SECUR VAR ¹	+	-	= -	\geq TZ	na	na	TZ, HP	TZ	x	-
TEUCR CHA ¹	+	+	> -	TZ	HP	na	TZ (HP)	na	-	-
VERBE OFF ¹	+	+	< +	HP	na	na	TZ, RP	na	x	-

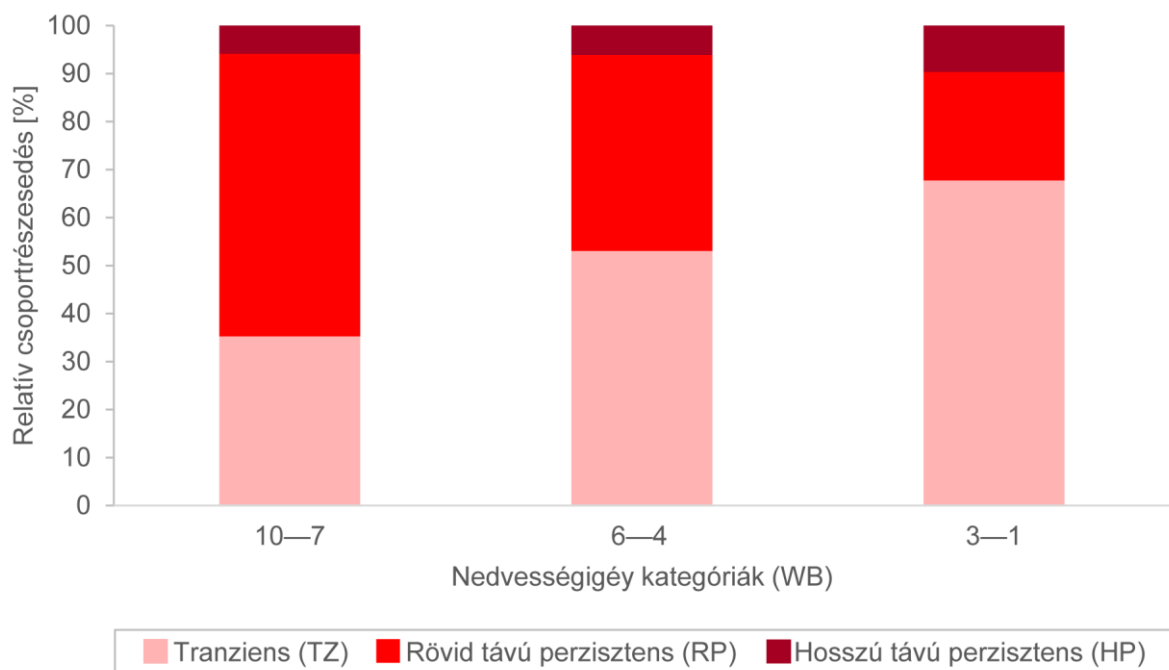
Jelkulcs: A RÖVID NÉV mögé illesztett ¹ a CSONTOS és munkatársai (2002) szerint anemochoriára képes fajokat jelöli; V, F és A – a fajok lehetséges megjelenési formái, ahol V a vegetáció, F a talaj felső, azaz 0–5 cm közötti-, míg A az alsó, azaz 5–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, ezek értékoszlopaiban + az adott faj vizsgálatban tapasztalt-, míg mínuszjel (-) a nem tapasztalt megjelenési formája, az F és A közötti relációs jel az azok között fennálló mennyiségi viszonyt mutatja; MT – magbank típus, ennek értékoszlopában a magbank típus elé illesztett \geq jelöli, hogy a rendelkezésre álló adatok alapján az adott faj magját legalább olyan hosszú, vagy hosszabb élettartam jellemzi; Csontos, Csiszár, LEDA és ECOFLORA – az említés sorrendjében CSONTOS (2001a), CSISZÁR (2004), KLEYER és munkatársai (2008), ill. FITTER és PEAT (1994) adatbázisai, amelyek értékoszlopaiban a több magbank típusal is leírt fajok esetében a zárójeles forma azt a magbank típust jelöli, amely az irodalmi utalások kis száma alapján feltehetőleg ritkábban jellemző az adott fajra, na – nincs ada; Mo. és Eu. – Magyarország és Európa, ezek értékoszlopaiban x jelöli a saját magbank adat adott szinten első közlés értékű-, míg mínuszjel (-) a nem első közlés értékű voltát (az online referencia adatbázisok 2021-03-03-ai lekérdezése alapján). A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben. A magbank típuskódok feloldását és a tipizálókulcsot ld. az M2. mellékletben.

A teljesség igénye nélkül példaképp kiragadva néhány érdekesebb fajt és esetet (ld. M50. melléklet): Mivel a pázsitfűvek többsége általában nem képez jó felújulási alapot teremtő magbankot, ezért figyelmet érdemel, hogy 3, a terület vegetációjában is előforduló pázsitfű, az *Agrostis stolonifera*, a *Poa pratensis* és a *Poa trivialis* is perzisztens magbankkal rendelkezett, bár csak rövid távúval. Ezek nedvességjelző, vagy legalább üde termőhelyi fajok. Említésre méltó az *Achillea collina* és a *Salvia nemorosa*, mint szárazabb gyepekhez kötődő színezőelemek rövid távú perzisztens magbankja is, amely információk regionális, sőt európai szinten is első közlés értékűek. Érdekességként említhető, hogy a *Cuscuta epithimum* esetében nem sikerült kimutatni a faj keményhájúsága alapján várt perzisztens magbankot (annak

ellenére sem, hogy a szakirodalom szerint a magvainak >10%-a keményhéjú, és azok csírázása nyáron esedékes, a gazdanövény jelenlététől függetlenül (HUNYADI *et al.* 2000)); magbankbeli kimutathatatlanságát az adott helyszínen sporadikus magbankja okozhatta (ezért magbank típusát a táblázatban „≥” jellel láttam el, utalva annak vélhetően perzisztensebb voltára). Figyelemfelkeltő a szikesedésre utaló 2 faj, a *Carex secalina* és a *Cyperus pannonicus* perzisztens (legalább rövid távú) magbankja, amelyek jó indikátorai a tó parti sávjában detektált enyhe sófelhalmozódásnak. Mindkettő faj magbankjára vonatkozó információ regionális, sőt európai szinten is első közlés (megjegyzem, a *Carex secalina* perzisztens magbankjának valószínűsítésére már korábban is volt szakirodalmi utalás (ld. DOMINIAK & JAKUBAS 2015), de tényleges bizonyítás korábban nem történt). Mivel mindkettő faj csak a magbankban fordult elő, így a magbank fontos szerepet töltött be a diverzitás megőrzésében, amely a *Carex secalina* esetében a környező országok némelyikében való védett státusza (vö. DOMINIAK & JAKUBAS 2015) miatt is kiemelendő.

A tihanyi és a sajókápolnai eredmények összegzése a fajok magbank típusára vonatkozóan: A 2 mintaterület alapján össz. 157 faj magbank típusának a megállapítására tettem kísérletet. A 157 faj közül 62 faj magbank típusa bizonyult első közlésnek regionális szinten, ezek közül 19 európai viszonylatban is új. A 157 faj közül 30 faj mindkét mintaterületen megjelent. Ezek lehetőséget adtak az élőhelyi különbségek magbankra tett lehetséges hatásának felfedésére. A 30 faj közül 8 (*Calystegia sepium*, *Erigeron annuus*, *Knautia arvensis*, *Poa pratensis*, *Polygonum aviculare*, *Potentilla argentea*, *Silene alba*, *Stellaria media*) magbank típusa eltért a 2 terület között (ez kb. 25%-os eltérést jelent). Ezek újfent rámutattak arra, hogy a magbank típus a genetikai és környezeti adottságok függvényében egyazon faj különböző populációi között eltérhet, de sejtetik azt is, hogy mindig számolni kell a besorolási tévesztések lehetőségével, amelyek a rétegzett mintavételen alapuló tipizálás esetén, természetes környezetben módszertani pontatlanságokon (a 2.1.2.3., a 2.1.3.2. és a 2.1.4.2. fejezetekben taglaltak, továbbá pl. a tipizálás alapjául vett terület egység méretének pontatlansága) túlmenően is számos félrevezető körülményből adódhatnak (pl. a populáció juvenilitása). Véleményem szerint eltérő eredmények esetén nem mindig helyes a hosszabb élettartam feltétel nélküli elfogadása (indoklasképp ld. még a 2.1.4.2. és a 2.1.6. fejezeteket), ehelyett érdemes volna a magbank típust a vizsgálati módszer és a lokális környezet kontextusában értelmezni.

A 38. ábrán a WB kategóriák összevonásával megalkotott 3 WB-kategória-csoport – tehát WB10—7, azaz nagy nedvességigényű növények csoportja; WB6—4, azaz közepes nedvességigényű növények csoportja; WB3—1, azaz kis nedvességigényű növények csoportja – saját adatokon alapuló magbank típus összetétele látható. A relatív csoportrészesedést közlő ezen ábrán a sajókápolnai eredményekhez hasonlóan (vö. 14. ábra) az mutatkozott, hogy a perzisztens magbankú fajok tranziens magbankúakéhoz mért képviselete a WB10—7 csoporttól a WB6—4 csoporton át a WB3—1 csoportig csökkent. A hosszú távú perzisztens magbankú fajok kizárólagos figyelembevételével más volt a trend, azok szerepe ugyanis a várakozással szemben a WB3—1 csoportban volt a legjelentősebb. Ez azonban nem feltétlenül a perzisztencia kis nedvességigényű csoporthoz való kötődésének a megnyilvánulása; szerepet játszhat benne az is, hogy a hosszú távú perzisztens kategóriába sorolt WB3—1 csoportba tartozó fajok (*Euphorbia helioscopia*, *Potentilla argentea*, *Reseda lutea*) gyomkarakterűek voltak, és már ebből fakadóan is predesztináltak voltak a perzisztenciára. Mindezekkel együtt ezek alátámasztják, hogy a nagy nedvességigényű taxonok általában rendelkeznek valamilyen fokú magbank perzisztenciával, ill. hogy a csoportot alkotó fajok többsége visszatérő zavarásokhoz alkalmazkodott.



38. ábra. A nedvességigény kategóriák összevonásával megalkotott WB-kategória-csoportok saját adatokon alapuló magbank típus összetétele – Tihany.

Statisztika: Az ábrán az egyes magbank típus kategóriák relatív csoportrészesedése a WB-kategória-csoportra, mint 100%-ra van vonatkoztatva.

Jelkulcs: A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategóriajelek feloldását ld. az M10. mellékletben. A magbank típusok THOMPSON (1993) rendszere szerint értendők, a típus kódok feloldását és a tipizálókulcsot ld. az M2. mellékletben.

4.2.3.3. A gyeptípusok összevetése denzitás és diverzitás alapján

Az NGyT, az ÖGyT és az SzGyT talajának 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank mennyiségi mutatóit – magdenzitás, fajszám és Shannon-index – a 9. táblázat foglalja össze.

Első megközelítésben a talaj teljes 0—10 cm mélységintervallumát elemezve: A 3 gyeptípus átlagos magdenzitás szempontjából szignifikánsan eltért egymástól (Welch ANOVA, $p < 0,01$), ezen belül is az NGyT, azaz az azt képviselő magassásrét átlagos magdenzitása ($12218,9 \text{ db/m}^2$, $N=6$) szignifikánsan (Tukey–Kramer-próba, $p < 0,05$) nagyobb volt, mint az SzGyT-é, azaz az azt képviselő lejtősztyepé ($2715,3 \text{ db/m}^2$, $N=6$), míg az ÖGyT-é ($10179,5 \text{ db/m}^2$, $N=15$) ezek egyikétől sem tért el szignifikánsan (Tukey–Kramer-próba) (a próbák részletes eredményeit ld. az M51. mellékletben). Ez kapcsolatba hozható azzal, hogy tágak voltak az átlagokhoz tartozó szórásintervallumok (ezek egyben az aggregáltságot jelezték), különösen az ÖGyT-ben. A 2 véglet, az NGyT és az SzGyT denzitásértékeire fókuszálva, azok – a sajkópólnai mintaterület példáját követve – közelítették a kategóriájukhoz hasonló európai élőhelyekét (mocsarak (európai átlagban kb. 14000 db/m^2) vs. gyepek (európai átlagban kb. 4000 db/m^2) (BOSSUYT & HONNAY 2008)), és azok egymáshoz való viszonya megfelelt a szakirodalomban közöltnek (mocsarak > gyepek (BOSSUYT & HONNAY 2008), vö. 2.3.3. fejezet).

A 3 gyeptípus átlagos fajszám szempontjából is szignifikánsan eltért egymástól (egyutas ANOVA, $p < 0,05$), ezen belül is az SzGyT-é ($9,5 \text{ db}$, $N=6$) szignifikánsan (Tukey–Kramer-próba, $p < 0,05$) kisebb volt, mint az ÖGyT-é ($15,1 \text{ db}$, $N=15$), míg az NGyT-é ($13,3 \text{ db}$, $N=6$) egyikétől sem különbözött el szignifikánsan (Tukey–Kramer-próba) (a próbák részletes eredményeit ld. az M51. mellékletben). Ugyanakkor a Shannon-index tekintetében a 3

gyeptípus nagyon hasonlított egymásra, csakúgy, mint a sajkápolnai mintaterület esetében (3. vs. 9. táblázat).

9. táblázat. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank mennyiségi mutatói a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Tihany.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$ számításához a mintaelemek az adott gyeptípusra reprezentatív kvadrátok voltak.

		Magdenzitás (d) [db/m ²]	Fajszám (S) [db]		Shannon-index (HS)
		$\bar{X} \pm SD$	Σ	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$
NGyT, N=6	F+A	12218,9 ± 6084,2	35,0	13,3 ± 3,9	2,0 ± 0,2
	F	10716,8 ± 5198,9	35,0	12,7 ± 3,7	1,9 ± 0,3
	A	1502,1 ± 1137,4	12,0	4,0 ± 2,1	1,1 ± 0,6
ÖGyT, N=15	F+A	10179,5 ± 6989,0	67,0	15,1 ± 4,8	2,1 ± 0,4
	F	7025,1 ± 4200,6	57,0	12,5 ± 4,1	2,0 ± 0,3
	A	3154,4 ± 3308,1	42,0	5,7 ± 3,4	1,3 ± 0,6
SzGyT, N=6	F+A	2715,3 ± 1253,0	28,0	9,5 ± 3,1	2,1 ± 0,3
	F	1906,5 ± 876,9	25,0	7,8 ± 3,1	1,9 ± 0,4
	A	808,8 ± 597,0	12,0	3,3 ± 2,3	1,0 ± 0,6

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, N – mintaelemszám, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag±szórás.

A 3 gyeptípus közül összefajszám tekintetében az ÖGyT vezetett (67 db), azt követte az NGyT (35 db), és attól csak kicsit maradt el az SzGyT (28 db) (9. táblázat). A 2 véglet közül a szakirodalommal ellentétben nem az SzGyT fajszáma volt a jelentősebb (megjegyzem az a sajkápolnai mintaterület példáján sem nyert egyértelmű megerősítést). Magyarázhatja ezt egyrészt az, hogy az NGyT fajtöbblete ruderálisabb voltából fakadt. Összefügghet ez másrészt azzal is, hogy a mintaelemszám-alapú (itt kvadrátszám-alapú) SAC görbék értelmében a 3 gyeptípus közül az SzGyT állt a legtávolabb a fajszámtelítődéstől (ld. M52. melléklet). Mindazonáltal mivel ezt megelőzően nem történt a magyarországi magassárréteken (leszámítva a jelen értekezésben publikált sajkápolnai mintaterület magassárréjtét), ill. lejtősztyepeken alkalmazandó, a fajkészlet jellemzésére elégséges mintaelemszám – vagy mintatérfogatra átszámolva elégséges mintavolumen – megállapítását célzó elemzés, ezért az eredmény, miszerint a talaj 0—10 cm-es rétegében „(6 minta × 96,2 cm³) × 6 kvadrát = 3462 cm³” mintavolumen eléréséig nem mutatkozott fajszámtelítődés, említésre méltó új információ.

A talaj magbankból ténylegesen előkerült, fűneműek (*incl. Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae, Typhaceae*) közé sorolható fajok (abszolút) száma a szakirodalomnak megfelelően kicsi volt mind az NGyT-ben (az említés sorrendjében 6, 4, 0, 1 db), az ÖGyT-ben (6, 2, 2, 1 db) és az SzGyT-ben (2, 0, 0, 0 db) (vö. M53. melléklet), ugyanakkor az NGyT-ben relatíve, az összefajszámhoz képest ez nem volt elhanyagolható (31,4%).

Második megközelítésben külön-külön elemezve a talaj 2 mélységintervallumára (F és A) vonatkozó adatokat: Az F (NGyT: N=6, ÖGyT: N=15, SzGyT: N=6) magdenzitása mind a 3 gyeptípusban jóval nagyobb volt, mint az A-é (NGyT: N=6, ÖGyT: N=15, SzGyT: N=6), és az azok között lévő különbség szignifikáns voltát páros t-próba bizonyította (NGyT: p<0,01, ÖGyT: p<0,001, SzGyT: p<0,05; a próba részleteit ld. az M54. mellékletben). Az F fajszám tekintetében is lényegesen felülmúlta az A-t, és az azok között lévő különbség szignifikáns voltát ugyancsak páros t-próba igazolta mind a 3 gyeptípusban (NGyT: p<0,001, ÖGyT: p<0,001, SzGyT: p<0,05; a próba részleteit ld. az M54. mellékletben).

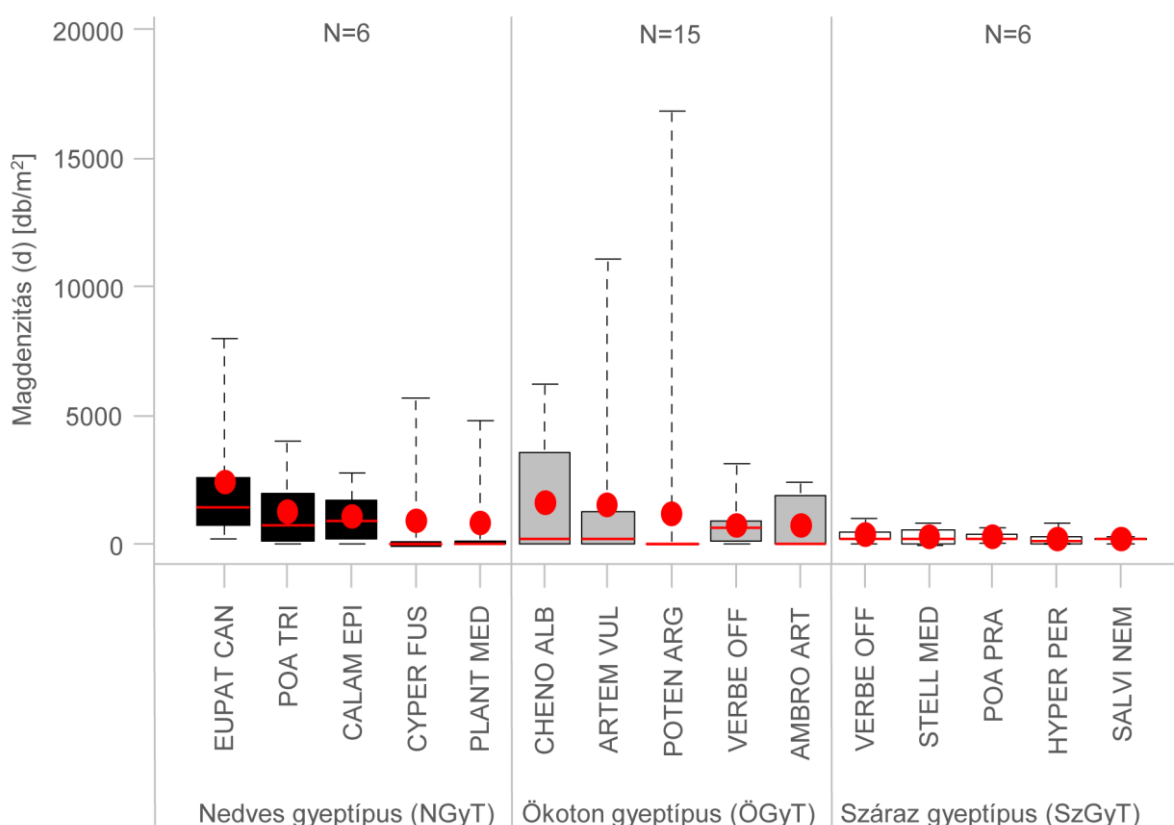
Magdenzitás tekintetében az $\frac{A}{F}$ hányados lényegesen kisebb volt az NGyT-ben (0,14), mint az SzGyT-ben (0,42) és mint az ÖGyT-ben (0,45). Ugyanakkor fontos, hogy az abszolút számokat tekintve az A magdenzitása az NGyT-ben kb. kétszer akkora volt, mint az SzGyT-

ben. A fajsám tekintetében az $\frac{A}{F}$ hányados ugyancsak kisebb volt az NGyT-ben (0,31), mint az SzGyT-ben (0,42) és mint az ÖGyT-ben (0,46). Az, hogy az NGyT esetében az A magraktára (azaz a perzisztens hányad) a fenn leírt módon viszonyult a másik 2 gyeptípuséhoz, sejteni egyrészt azt, hogy valamelyest mind a 3 élőhely zavart, másrészt azt, hogy a vizsgált NGyT a magassárétek 2 csoportja – a kisebb vízingerőssége (relatív stabilabb) és a nagyobb vízingerőssége – közül előbbivel mutathat szorosabb rokonságot.

4.2.3.4. A gyeptípusok összevetése abundáns fajok alapján

Az NGyT-ben 16, az ÖGyT-ben 22, az SzGyT-ben 9 faj rendelkezett átlagosan ≥ 100 db/m² magdenzitással. A 39. ábra ezek közül a gyeptípusonkénti 5-5 legtömegesebb fajt és azok magdenzitás-értékeit (min., Q₁, \bar{X} , M_e, Q₃, max.) mutatja be.

Az NGyT, azaz az azt képviselő magassárétek első 5 faja az *Eupatorium cannabinum*, a *Poa trivialis*, a *Calamagrostis epigeios*, a *Cyperus fuscus* és a *Plantago media* volt, amelyek együtt átlagosan 6615,0 db/m²-es (N=6) magdenzitást tettek ki, ezzel az NGyT teljes magdenzitásának 54,1%-át adták. Habár az NGyT-be a magvak 2 irányból is érkehetnek, egyrészt a lejtő felsőbb szakaszairól az erózióval lefelé vándorolva, másrészt a tó felől is érkehetnek a vízszint fluktuációjával, ám az első fajok bizonyítják, hogy az NGyT magtöbblete főként saját magterméséből adódott.



39. ábra. A magbank gyeptípusonkénti 5-5 legtömegesebb fajának magdenzitása – Tihany. A magbank a talaj 0–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: Dobozdiagram (boxplot), min., Q₁, \bar{X} , M_e, Q₃, max., amelyhez a mintaelemek az adott gyeptípusra reprezentatív kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: N – mintaelemszám, Q₁ – alsó kvartilis, \bar{X} – mintaátlag, M_e – medián, Q₃ – felső kvartilis. A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben.

Az ÖGyT első 5 faja a *Chenopodium album*, az *Artemisia vulgaris*, a *Potentilla argentea*, a *Verbena officinalis* és az *Ambrosia artemisiifolia* volt, amelyek együtt átlagosan 5777,3 db/m²-

es (N=15) magdenzitást tettek ki, ezzel az ÖGyT teljes magdenzitásának 56,8%-át adták (39. ábra).

Az SzGyT, azaz az azt képviselő lejtősztyep első 5 faja a *Verbena officinalis*, a *Stellaria media*, a *Poa pratensis*, a *Hypericum perforatum* és a *Salvia nemorosa* volt. Már önmagában az első 5 faj jól mutatta a magdenzitásbeli kontrasztos különbséget a gyeptípusok között, ugyanis az SzGyT első 5 faja a másik 2 gyeptípushoz képest negyedannyit, azaz átlagosan 1415,4 db/m²-es (N=6) magdenzitást tett ki, amellyel az SzGyT teljes magdenzitásának 52,1%-át adta (39. ábra).

Az átlagokat tekintve, kiugróan nagy magdenzitású faj egyik gyeptípust sem jellemezte. Csupán az átlagok alapján mind a 3 gyeptípusban relatíve kiegyensúlyozottnak tűnt a magdenzitás megoszlása az első 5 faj, sőt az egész fajlista között. Ez az SzGyT esetében megfelelt a szakirodalom szerinti elvárásoknak, az NGyT esetében nem (BOSSUYT és HONNAY (2008) meta-analízise szerint a gyepek – mint relatíve szárazabb élőhelyek – esetében a fajkészlet nagyfokú egyenletessége várható, míg a vizes élőhelyek esetében kisfokú) (vö. 2.3.3. fejezet). Az NGyT várttól nagyobb egyenletessége összefüggésben lehet azzal, hogy a többi vizes élőhely között relatíve nagy vízingadozással jellemezhető magassásos élőhelytípuson belül is a *Carex riparia* által uraltak a viszonylag kis vízingadozásúak közé tartoznak (BÖLÖNI *et al.* 2011), amely csak kisebb szelekciós nyomást jelent a számottevő magbankkal rendelkező fajok felé.

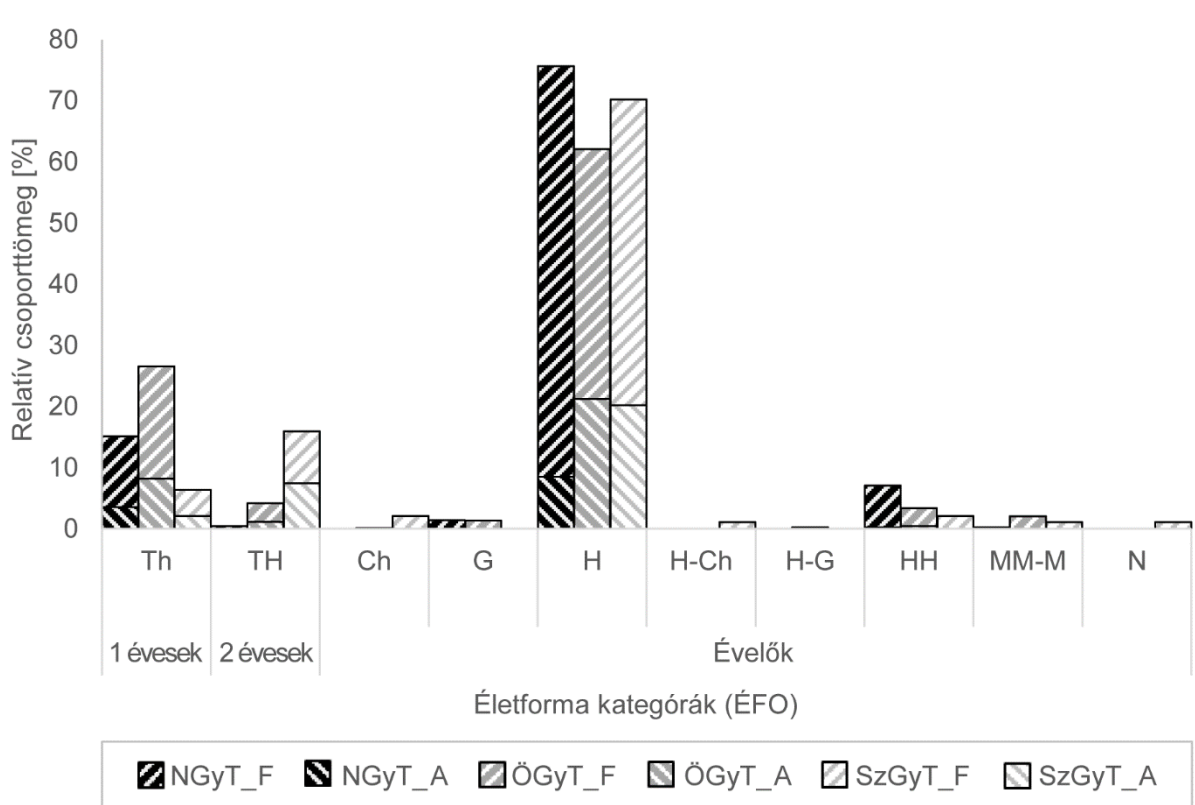
A tág min—max. tartományok igazolták, hogy a magbank aggregátsága már a nagy abundanciájú fajok esetében is jelentkezett (Sajókápolnához hasonlóan). Lényeges továbbá, hogy a magbank abundáns fajai többségében gyomkarakterű, és/vagy nagyobb nedvességigényű fajok közül kerültek ki.

4.2.3.5. A gyeptípusok összevetése növényi jellegek, stratégiák és tulajdonságok alapján

A 40. ábrán a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus összevetése látható a talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank ÉFO spektruma alapján. A gyeptípusonkénti relatív csoporttömeg-összevetést lehetővé tevő ábra (a módszertani magyarázatot ld. még a 3.6.2.2. fejezetben) azt mutatja, hogy mind az NGyT-ben, az ÖGyT-ben és az SzGyT-ben domináltak az évelő hemikriptofiták (H) (a tihanyi mintaterület ebben jelentősen eltért a sajókápolnaitól (vö. 16. ábra)). A rövid életűek csoporttömege ehhez képest lényegesen alárendeltebb volt, az évelőkhöz képest legnagyobb képviselőt az ÖGyT-ben érték el. Az NGyT-ben említésre méltó még a hidato-helofiták (HH) csoporttömege (azok között is a *Phragmites australis* gyó hozzájárulásának köszönhetően).

A csoportrészesedés szerinti összesítésben is a csoporttömeg szerinti csoportok képviselője volt érdemleges, ám eszerint nem volt akkora különbség a hemikriptofiták javára (vö. M55. melléklet). Mivel elméletileg a növény perennialitás és a magbank hozzájárulás között negatív összefüggés van, ezért várható volt, hogy az évelők a magbankban való jelenlétük kompromisszumaként csak kis abszolút magdenzitást produkálnak; jól tükröződik ez a tihanyi helyszín sajókápolnaihoz képest kisebb magdenzitásában.

A mélységi eloszlásokat tekintve, az F magbankja dominált az ÉFO kategóriákban relatív csoporttömeg alapján, és szinte minden esetben a csoportrészesedés alapján is (egyetlen kivétel a hidato-helofita csoport az ÖGyT-ben) (vö. M55. melléklet).



40. ábra. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank ÉFO spektruma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Tihany.

Statisztika: Az ábrán az egyes kategóriák magdenzitással súlyozott, relatív csoporttömegeg szerepelnek, úgy, hogy a spektrum gyeptípusonkénti 100%-ra van vonatkoztatva.

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. Az ÉFO kategóriák RAUNKIAER (1934) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M11. mellékletben.

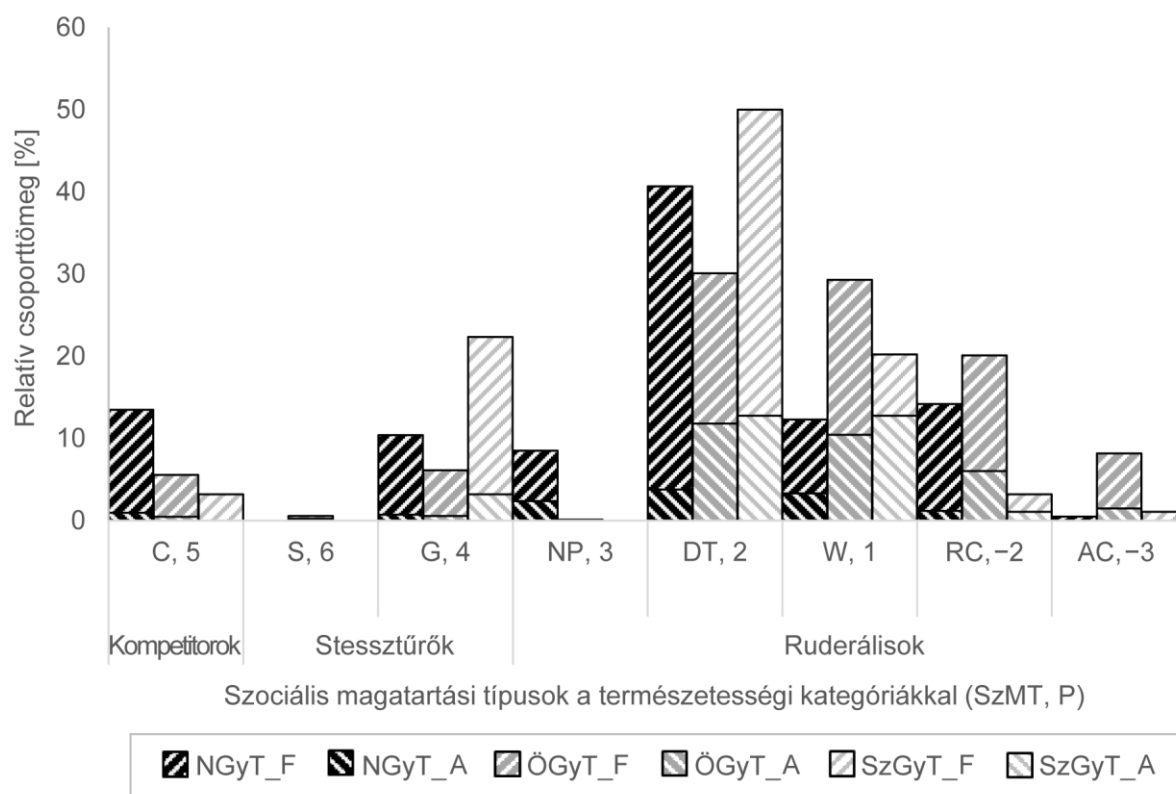
A 41. ábrán a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus összevetése látható a talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank SzMT spektruma alapján. A gyeptípusonkénti relatív csoporttömeg-összevetést lehetővé tevő ezen ábra értelmében a ruderalisok és azon belül is a zavarástűrők (DT) rendelkeztek relatíve legnagyobb csoporttömegeg mind az NGyT-ben, az ÖGyT-ben és az SzGyT-ben, de jelentős volt a honos gyomok (W) és a ruderalis kompetitorok (RC) képviselője is, különösen az ÖGyT-ben, ahol ráadásul még a tájidegen kompetitorok (AC) sem voltak elhanyagolhatók. A szakirodalomnak megfelelően (vö. 2.1.5.3. fejezet) a ruderalisokhoz képest csekélyebb magbankkal rendelkeztek a stressztűrő generalisták (G), és a kompetitorok (C), előbbiek az SzGyT-ben, utóbbiak az NGyT-ben tettek szert kicsit nagyobb csoporttömege.

A relatív csoporttömegek jól tükrözték a relatív csoportrészesedés szerinti viszonyokat (vö. M56. melléklet). A fentiek olvasatában a magbank tükrözte a termőhely vegetáció által indikált zavartságát, ill. ezzel egyidejűleg az NGyT kismértékű kompetitív jellegét, továbbá az SzGyT stresszelt jellegét.

A mélyégi eloszlások elemzéséből kiderül, hogy az F magbankja dominált az SzMT kategóriákban relatív csoportrészesedés alapján, és egyetlen kivételtől eltekintve csoporttömeg alapján is (a kivétel az SzGyT-re eső honos gyomok csoportja volt, amelynek esetében a csoporttömeg szerint mélyégi inverzió mutatkozott).

Az SzMT-hez tartozó természetességi kategóriákból (P) számolt kváziátlag ($\approx \bar{X} \pm SD$) alapján véve mindenhol alacsony volt, de a 3 gyeptípust összehasonlítva az ÖGyT tűnt a legkevésbé természetesnek ($1,1 \pm 1,2$, $N=15$), míg az SzGyT tűnt a legkevésbé leromlottnak.

($2,1 \pm 0,3$, $N=6$), bár attól csak kevéssé maradt el az NGyT ($1,9 \pm 0,8$, $N=6$). A tihanyi magbankban a hazai jog által védett faj nem volt jelen kimutatható mennyiségben.



41. ábra. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank SzMT spektruma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Tihany.

Statisztika: Az ábrán az egyes kategóriák magdenzitással súlyozott, relatív csoporttömeggel szerepelnek, úgy, hogy a spektrum gyeptípusonkénti 100%-ra van vonatkoztatva.

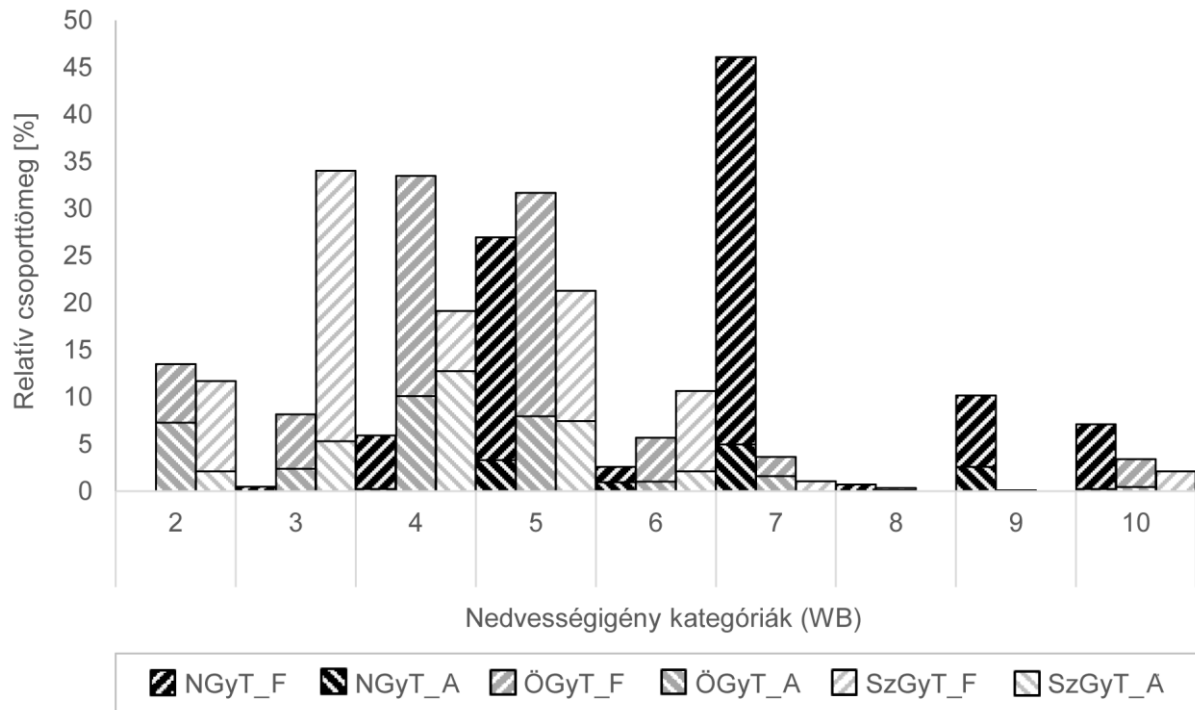
Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. Az SzMT kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M12. mellékletben.

A 42. ábrán a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus összevetése látható a talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank WB spektruma alapján. Mindamellett, hogy csoporttömeg alapon az SzGyT és az ÖGyT esetében is a WB skála szárazabb végén volt a súlypont, jelentős volt a félüde termőhelyekhez kötődő növények (WB5) csoportjának magbankja is. Az NGyT esetében szintén jelentős volt a WB5 csoport magbankjának tömegviszonya, ugyanakkor a nedves irányba billentette a mérleg nyelvét az ún. jól átszellőzött talajok nedvességjelző növényeinek (WB7) a dominanciája (köztük nagyobb magbankkal az *Eupatorium cannabinum*, *Poa trivialis*, *Agrostis stolonifera*, *Carex secalina*). Említésre méltó, hogy az ún. változó vízállású, rövidebb ideig kiszáradó termőhelyek vízi növényeit (WB10) képviselő (nem kizárólagosan) *Phragmites australis* magbankja a teljes lejtőszakaszon jelen volt.

A relatív csoporttömeghez képest a relatív csoportrészesedés szerint az SzGyT esetében még kifejezettebb volt a WB skála száraz vége, az ÖGyT esetében pedig szerepet kapott a skála nedvesebb vége is (vö. M57. melléklet). Mivel az NGyT magbankjában (abszolút fajsám és magdenzitás alapján is) kevesebb volt a WB3—1 csoport képviselője (M57. melléklet), mint az SzGyT-ében a WB10—7 csoport képviselője, és mivel a jelenséget a vegetáció sem magyarázza (abban ennek ellenkezője volt tapasztalható) (M47. melléklet), ezért feltételezhető, hogy a nagy nedvességigényű csoport magvai kevésbé érzékenyek a szárazabb talajviszonyokra, mint a kis

nedvességigényű csoport magvai a nedvesebb talajviszonyokra. Mindazonáltal ez függhetett nem csupán az érzékenységtől, hanem a csírázási tulajdonságoktól is.

A mélységi mageloszlásokat tekintve, több WB csoport magbankjában is megfigyelhető volt a profil inverzió, csoporttömeg és/vagy csoportrészesedés alapon. Vonatkozott ez az ÖGyT-re és az SzGyT-re, míg az NGyT-ben nem volt erre példa.



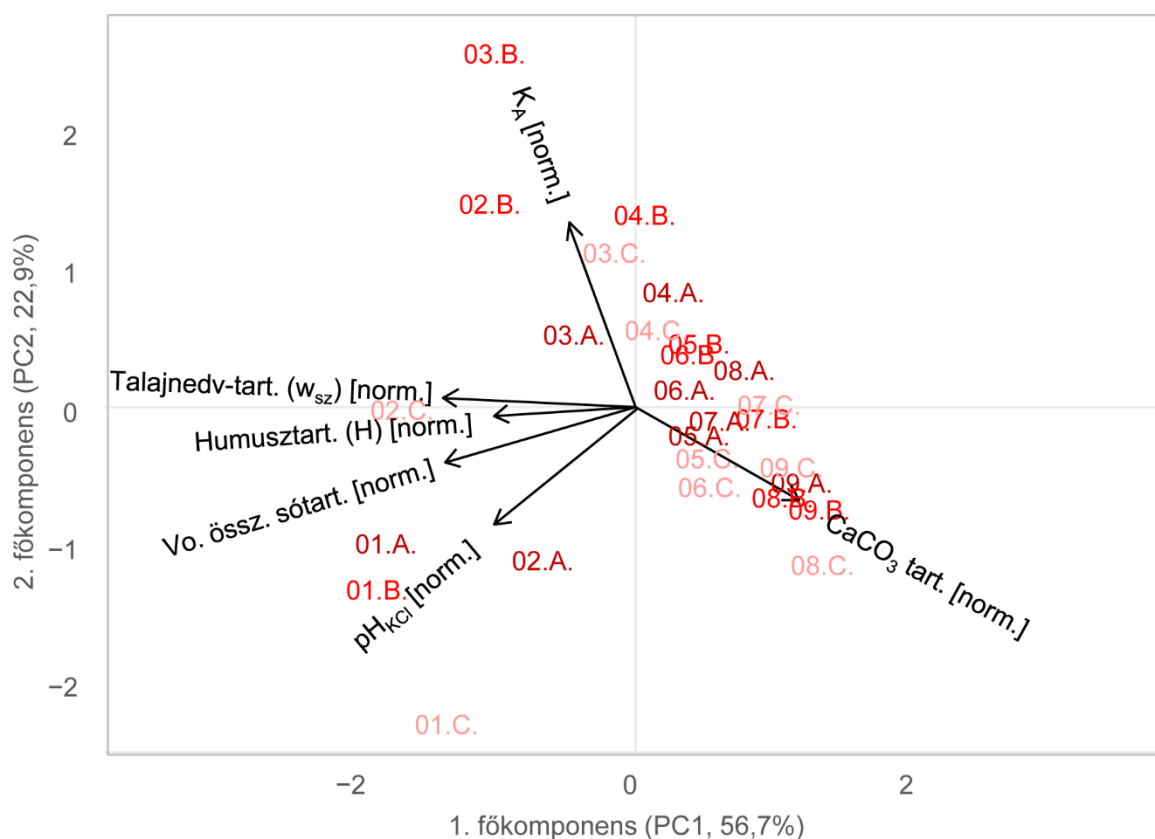
42. ábra. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank WB spektruma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Tihany.

Statisztika: Az ábrán az egyes kategóriák magdenzitással súlyozott, relatív csoporttömeggel szerepelnek, úgy, hogy a spektrum gyeptípusonkénti 100%-ra van vonatkoztatva.

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

4.2.4. A földfeletti vegetáció és a talajnedvesség lejtőmenti változásának kapcsolata

A finomléptékű kapcsolatelemzések menete a korábbiakhoz hasonló volt. A többlépcsős elemzés kiindulópontja a 4.2.1. fejezetben leíró statisztikákkal jellemzett talajparaméterek (vö. 27—28. ábra) közötti kapcsolatrendszer feltáró PCA analízis volt, ennek eredménye a 43. ábrán látható. Az ábráról leolvasható, hogy az adattérben rejlő változatosságot a PC1 56,7%-ban magyarázta, míg a PC2 22,9%-ban. A PC-k az alábbi „erőviszonyok” mentén együttesen határozták meg a kvadrátok többdimenziós adat-térbeli relatív helyzetét: A domináns PC1-ben elsődleges szerepe volt a talajnedvesség-tartalomnak (w_{sz}), erős hatása volt a vo. össz. sótartalomnak, kisebb hatása volt a humusztartalomnak (H) és a pH_{KCl} -nek, és mérsékelten erős hatása volt a $CaCO_3$ tartalomnak; az 5 paraméter közül az első 4 döntően együtt mozgott, míg a $CaCO_3$ tartalom azokkal ellentétesen. A PC2-ben meghatározó szerepe volt a K_A -nak, míg kisebb szerepe volt a pH_{KCl} -nek és a $CaCO_3$ tartalomnak; utóbbi 2 ellentétesen mozgott a K_A -val. A PCA alátámasztotta így a talajnedvesség-tartalom talajrendszerbeli meghatározó szerepét. A PCA szolgáltatta a GLS módszer pillérű lineáris regressziós modellek első, durvább szintjének egyetlen háttérváltozó-kombinációját, azaz a PC1 és PC2 kombinációt (ld. később).



43. ábra. A talajparaméterek jelentőségét és kapcsolatrendszerét leíró főkomponensek – Tihany. A talajparaméterek a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkoznak. Statisztika: Főkomponens-analízis (principal component analysis, PCA). A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, K_A – Arany-féle kötöttség, vo. össz. sótart. – vízdíszes összes sótartalom, pH_{KCl} – kálium-kloridos kémhatás, $CaCO_3$ tart. – szénasavas mésztartalom. A szám+betű szintaxissal jelölt kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

A GLS módszer alapú lineáris regressziós modellek második, finomabb szintjének megalapozásához szükséges adatfeltárások – szórásdiagram mátrix és Spearman-féle rangkorreláció – eredményeit az M58. melléklet tartalmazza. Ezek megerősítve és számokban is kifejezve a PCA szerinti együttmozgásokat, az alábbi talajparaméterek között mutattak korrelációt: talajnedvesség- és $CaCO_3$ tartalom ($r_s = -0,83$, $p < 0,001$), talajnedvesség- és vo.

össz. sótartalom ($r_s=0,80$, $p<0,001$), talajnedvesség-tartalom és pH_{KCl} ($r_s=0,49$, $p<0,05$), $CaCO_3$ és vo. össz. sótartalom ($r_s=-0,74$, $p<0,001$), $CaCO_3$ tartalom és K_A ($r_s=-0,49$, $p<0,01$), humusztartalom és K_A ($r_s=0,41$, $p<0,05$), vo. össz. sótartalom és pH_{KCl} ($r_s=0,46$, $p<0,05$); ezek ugyanazon modellben háttérváltozóként való alkalmazását az autokorreláció végett kerültem. A modellek finomabb szintjéhez így 6 db háttérváltozó-kombinációt tudtam összeállítani.

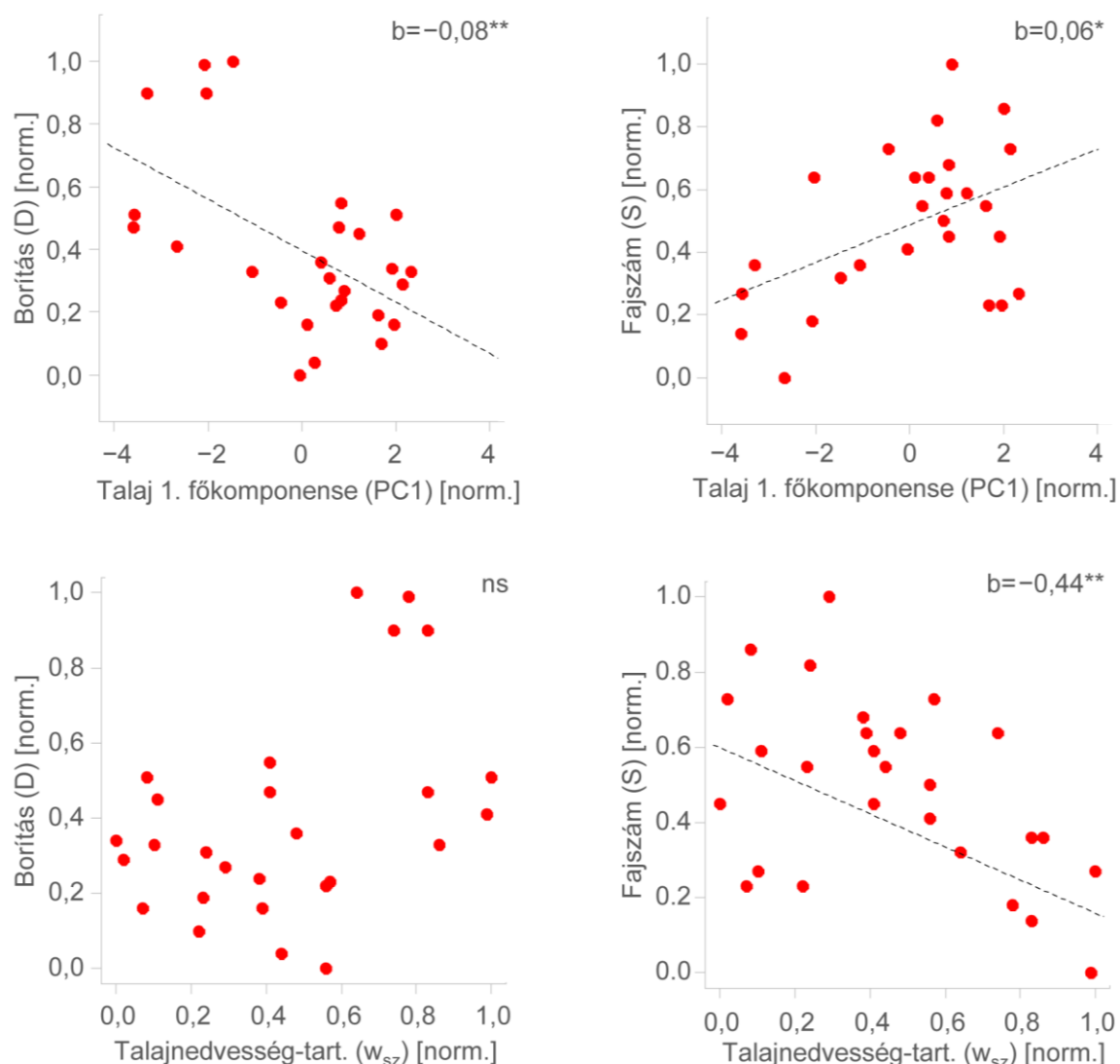
A vegetáció mennyiségi mutatói – először külön a borítás (D), majd külön a fajszám (S) – és a talajrendszer közötti kapcsolat többlépcsős elemzésének a folyamatábráját a GLS módszer alapú lineáris regressziós modellekre vonatkozóan – benne a futtatott $2 \times (1+6)$ db modell változókombinációjával és statisztikájával – az M59. melléklet tartalmazza (a statisztika értelmezéséhez ld. még a 3.6.3.2. fejezetet). A 44. ábra a fontosabb modellek főbb eredményeit, azaz a vegetáció egyik, majd másik mennyiségi mutatójának a kapcsolatát szemlélteti első sorában a talaj azon PC-jével, amely a talajnedvességet magába foglalja – jelen esetben ez a PC1 –, és második sorában a talajnedvesség-tartalommal.

A vegetáció és a talaj PC1-e közötti kapcsolatra összpontosítva: A talaj PC1-e – az azzal közös modellt alkotó PC2 ráhatásától nem függetlenül – szignifikánsan együtt mozgott a vegetáció borításával ($b=-0,08$, $p<0,01$, $N=27$) (44. ábra), nem volt ellenben szignifikáns együttmozgás a talaj PC2-je és a borítás között (vö. M59. melléklet: „borítás ~ PC1 + PC2” modell). A talaj PC1-e – az azzal közös modellt alkotó PC2 ráhatásától nem függetlenül – szignifikánsan együtt mozgott a vegetáció fajszámával is ($b=0,06$, $p<0,05$, $N=27$) (44. ábra), de a meredekséghez (b) tartozó p -érték alapján a PC2 és a fajszám között is ugyanolyan erős volt az együttmozgás (vö. M59. melléklet: „fajszám ~ PC1 + PC2” modell). A kapcsolat irányát nem vettem figyelembe annak a PCA-ból eredeztethető statisztikai műtermék volta miatt.

A vegetáció és a talajnedvesség-tartalom közötti kapcsolatot tekintve: A talajnedvesség-tartalom – az azzal legmegbízhatóbb közös modellt alkotó K_A ráhatásától nem függetlenül – szignifikánsan negatívan együtt mozgott a vegetáció fajszámával ($b=-0,44$, $p<0,01$, $N=27$) (44. ábra), míg a meredekséghez (b) tartozó p -érték alapján a K_A és a fajszám között nem volt szignifikáns együttmozgás (vö. M59. melléklet: „fajszám ~ talajnedvesség-tartalom + K_A ” modell). A modellszelekciós AIC értékek alapján legmegbízhatóbban modellezte ez a fajszám és a talaj közötti kapcsolatot azon többi modell között is, amelyeket az egyéb talajparaméterek – mint háttérváltozók – különböző kombinációival futtattam (vö. M59. melléklet), így az általuk leírt kapcsolatot meghatározónak tekintettem a fajszám és a talaj között. A kapcsolat iránya itt információértékű volt és megegyezett a Sajókápolnán tapasztaltakkal (vö. 20. ábra). A talajnedvesség-tartalom – az azzal legmegbízhatóbb közös modellt alkotó K_A ráhatásától nem függetlenül – nem mutatott szignifikáns együttmozgást a vegetáció borításával ($N=27$) (44. ábra), de a meredekséghez (b) tartozó p -érték értelmében nem volt szignifikáns együttmozgás a K_A és a borítás között sem (vö. M59. melléklet: „borítás ~ talajnedvesség-tartalom + K_A ” modell). A kapcsolat hiánya 2 kvadrát-csoport kiugrásának köszönhető (ezek a természetben a „01.A. + 01.B. + 01.C. + 03.A.” és a „02.A. + 02.B. + 02.C. + 03.B.” csoportok voltak). Az AIC értékek alapján ugyanakkor ez a modell nem is tekinthető a borítás és a talajrendszer közötti kapcsolat leírására szolgáló modellek legmegbízhatóbbikának, hanem csak a talajnedvesség-tartalmat bevonó 2 modell közül a jobb illeszkedésűnek (vö. M59. melléklet). A borítás és a talajrendszer közötti kapcsolat leírására legmegbízhatóbbnak a „borítás ~ K_A + pH_{KCl} ” modell minősült, amelyen belül is a borítás a pH_{KCl} -lrel mozgott együtt leginkább ($b=0,61$, $p<0,01$, $N=27$) (vö. M59. melléklet). Jóllehet a pH_{KCl} lejtőmenti változása a valóságban csak 1 egységi változást jelentett és kategóriaugrás sem történt, ezért ennek vélhetően nem volt nagy szerepe a borítás arculatának alakításában. A fentiek egyben azt is jelentették, hogy a vegetáció fajszáma itt jobban kifejezte a vegetáció nedvességigény szerinti változatosságát, mint a borítás (utóbbit vélhetően inkább a ruderális jelleg befolyásolta).

Összegezve, a talajban működő kölcsönhatások rendszerében a talajnedvesség-tartalom állt legerősebb kapcsolatban a vegetáció fajszámával úgy, hogy ez a kapcsolat az adott élőhelytípusok (magassásrét—lejtősztyep) átmenetében az adott nedvességtartományon belül

(amely az adott talajparaméterek (28. ábra) és mintavételi körülmények mellett a valóságban kb. 35—5 m/m% volt (27. ábra)) szignifikáns negatív irányú együttmozgást jelentett. Ez a trend emlékeztetett a sajókapolnai mintaterület példáján bemutatottira.



44. ábra. A vegetáció mennyiségi mutatóinak a talaj rendszerében értelmezett kapcsolata a talaj PC1-ével és külön a PC1-ben meghatározó talajnedvesség-tartalommal – Tihany. A talajparaméterek a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkoznak.

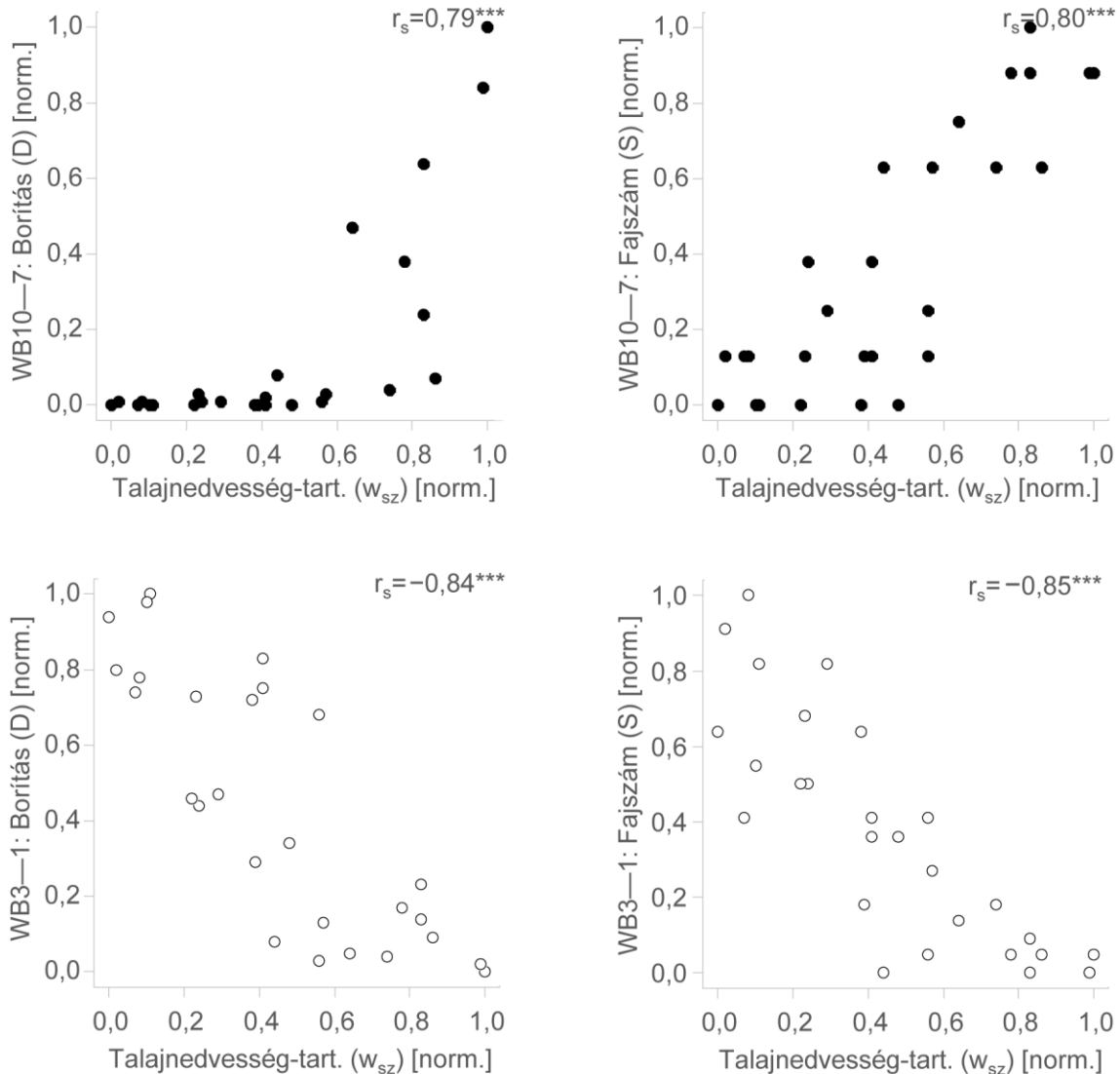
Statisztika: Szórásdiagram és regressziós illesztés általánosított legkisebb négyzetek (generalized least squares, GLS) módszer alapú lineáris regressziós modell alkalmazásával, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A felső szórásdiagram a vegetáció adott mutatóját a talaj 2 főkomponense közül annak a főkomponensnek a függvényében ábrázolja, amelyikben a megkülönböztetett talajnedvesség dominánsabb (jelen esetben PC1) (a talaj főkomponenseit ehhez ld. a 43. ábrán). A kapcsolatukat leíró regressziós illesztés nem független az azokkal közös modellben szereplő másik főkomponenstől (PC2) (a modell részleteit ehhez ld. a M59. mellékletben). Az alsó szórásdiagram a vegetáció adott mutatóját a talajnedvesség-tartalom függvényében ábrázolja. A kapcsolatukat legmegmegbízhatóbban leíró regressziós illesztés nem független az azokkal közös modellben szereplő másik talajparamétértől (jelen esetben K_A) (a modell részleteit ehhez ld. a M59. mellékletben). A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, b – regressziós illesztés meredeksége, ns – nem szignifikáns, * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$, K_A – Arany-féle kötöttség.

A 45. ábra az előzőekben megalkotott WB-kategória-csoportok 2 végétét, tehát a WB10—7, mint a nagy nedvességigényű növények csoportját, ill. a WB3—1, mint a kis nedvességigényű növények csoportját veti össze az azokat jellemző vegetáció és a talajnedvesség-tartalom közötti kapcsolat szempontjából.

A WB10—7 csoportot tekintve: A Spearman-féle rangkorrelációs elemzés alapján erős, szignifikáns pozitív korreláció mutatkozott a talajnedvesség-tartalom és a vegetáció borítása között ($r_s=0,79$, $p<0,001$, $N=27$), ill. fajszáma között is ($r_s=0,80$, $p<0,001$, $N=27$).

A WB3—1 csoportot tekintve: A Spearman-féle rangkorrelációs elemzés a másik csoporthoz hasonlóan erős, de ellentétes irányú korrelációt mutatott a talajnedvesség-tartalom és vegetáció borítása között ($r_s=-0,84$, $p<0,001$, $N=27$), ill. fajszáma között is ($r_s=-0,85$, $p<0,001$, $N=27$) (45. ábra). A talált trend emlékeztetett a sajókápolnai mintaterületen találtra (vö. 21. ábra).



45. ábra. A vegetáció WB-kategória-csoportjaira vonatkozó mennyiségi mutatók kapcsolata a talajnedvesség-tartalommal, páronkénti megfigyelések alapján – Tihany. A WB-kategória-csoportok a

BORHIDI (1995) rendszere szerinti nedvességigény (WB) kategóriák összevonásával kerültek kialakításra. A talajnedvesség-tartalom a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik. Statisztika: A változók szórásdiagramjai, ill. Spearman-féle rangkorrelációs együtthatói, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, r_s – Spearman-féle rangkorrelációs együttható, *** – $p<0,001$. A WB kategória-jelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

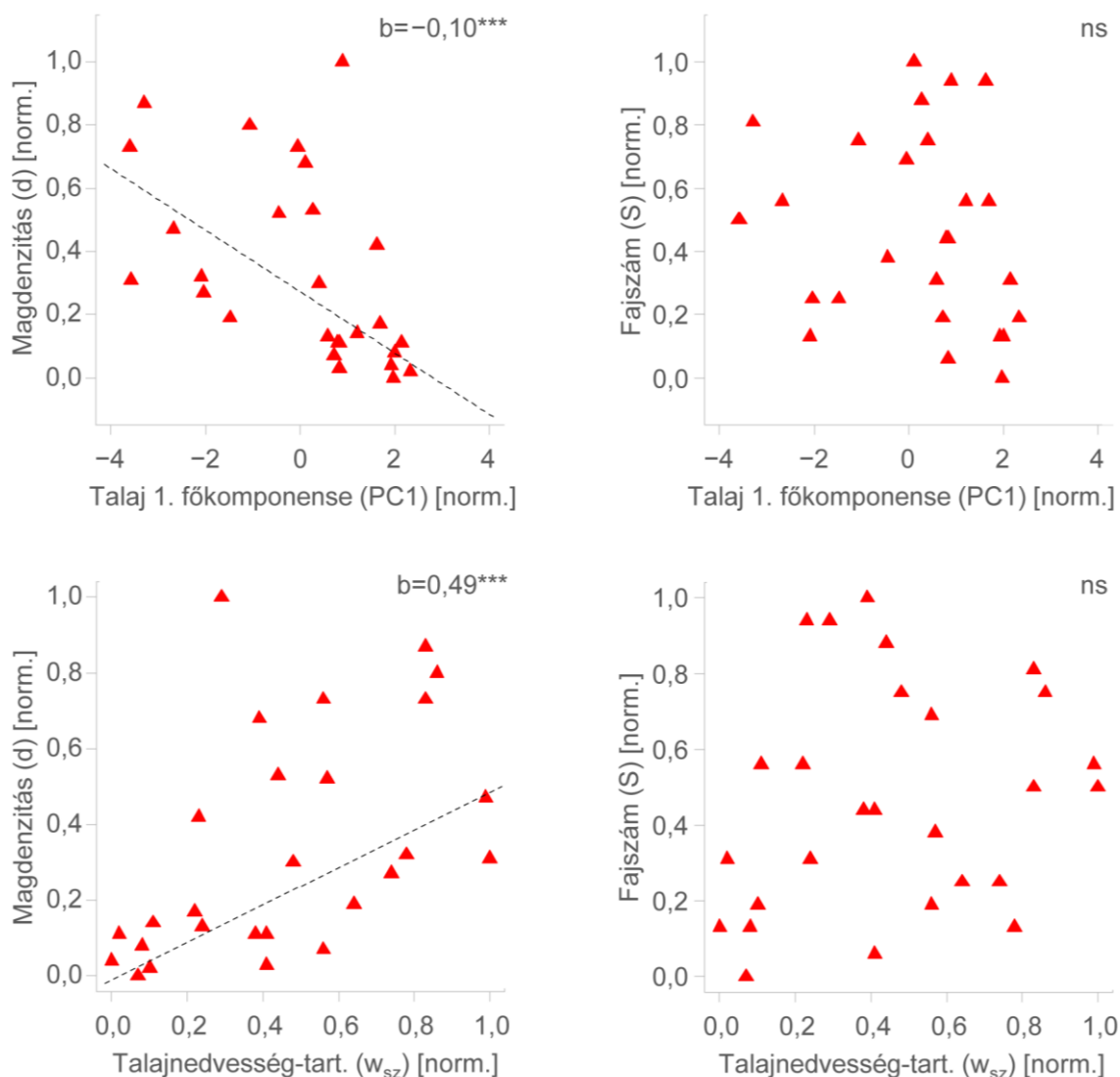
4.2.5. A talaj magbank és a talajnedvesség lejtőmenti változásának kapcsolata

A magbank mennyiségi mutatói – először külön a magdenzitás (d), majd külön a fajszám (S) – és a talajrendszer közötti kapcsolat többlépcsős elemzésének a folyamatábráját a GLS módszer alapú lineáris regressziós modellekre vonatkozóan – benne a futtatott $2 \times (1+6)$ db modell változókombinációjával és statisztikájával – az M60. melléklet tartalmazza (a talaj háttérváltozók a 4.2.4. fejezetben bemutatott 43. ábra szerinti PCA-nak, ill. az M58. melléklet szerinti Spearman-féle rangkorrelációs elemzéseknek megfelelőek). A 46. ábra a fontosabb modellek főbb eredményeit, azaz a magbank egyik, majd másik mennyiségi mutatójának a kapcsolatát szemlélteti első sorában a talaj azon PC-jével, amely a talajnedvességet magába foglalja – PC1 –, és második sorában a talajnedvesség-tartalommal.

A magbank és a talaj PC1-e közötti kapcsolatra koncentrálnak: A talaj PC1-e – az azzal közös modellt alkotó PC2 ráhatásától nem függetlenül – szignifikánsan együtt mozgott a magdenzitással ($b=-0,1$, $p<0,001$, $N=27$), de a magbank fajszámával nem (46. ábra), ill. a PC2 és a magbank között sem volt szignifikáns együttmozgás (vö. M60. melléklet: „magdenzitás ~ PC1 + PC2”, ill. „fajszám ~ PC1 + PC2” modell).

A magbank és a talajnedvesség-tartalom közötti kapcsolatra koncentrálnak: A talajnedvesség-tartalom – az azzal legmegbízhatóbb közös modellt alkotó K_A ráhatásától nem függetlenül – szignifikánsan pozitívan együtt mozgott a magdenzitással ($b=0,49$, $p<0,001$, $N=27$) (46. ábra), és ez az együttmozgás a meredekséghez (b) tartozó p-érték értelmében szignifikánsabb volt annál, mint ami a K_A és a magdenzitás között fennállt (vö. M60. melléklet: „magdenzitás ~ talajnedvesség-tartalom + K_A ” modell). A fentiekben a tihanyi mintaterület nagyon hasonlított a sajókápolnaira (vö. 22. ábra). A kapcsolatkeresés durvább szintjén nem volt ugyan szignifikáns együttmozgás a PC1 – és így előreláthatólag az annak részét képező talajnedvesség – és a fajszám között, folytattam az elemzést a kapcsolatkeresés finomabb szintjén. Ennek alapján is beigazolódott, hogy a talajnedvesség-tartalom – az azzal legmegbízhatóbb közös modellt alkotó K_A ráhatásától nem függetlenül – nem mutatott szignifikáns együttmozgást a magbank fajszámával ($N=27$) (46. ábra), és nem volt szignifikáns együttmozgás a K_A és a fajszám között sem (vö. M60. melléklet: „fajszám ~ talajnedvesség-tartalom + K_A ” modell). Az utóbb említett 2 modell az AIC értékek alapján legmegbízhatóbban modellezte a magbank és a talaj közötti kapcsolatot azon többi modell körében, amelyeket az egyéb talajparaméterek – mint háttérváltozók – különböző kombinációival futtattam (vö. M60. melléklet), így az általuk leírt kapcsolatot meghatározónak tekintetem a magbank és a talaj között.

Összegezve, a talajban működő kölcsönhatások rendszerében a talajnedvesség-tartalom állt legerősebb kapcsolatban a magdenzitással úgy, hogy ez a kapcsolat az adott élőhelytípusok (magassásrét—lejtősztyep) átmenetében az adott nedvességtartományon belül (amely az adott talajparaméterek (28. ábra) és mintavételi körülmények mellett a valóságban kb. 35—5 m/m% volt (27. ábra)) szignifikáns pozitív irányú együttmozgást jelentett. A magbank fajszáma és a talaj között ellenben nem mutatkozott kapcsolat. Előbbi egészében támogatta a sajókápolnai mintaterületen talált trendet, utóbbi csak részben (22. vs. 46. ábra).



46. ábra. A magbank mennyiségi mutatóinak a talaj rendszerében értelmezett kapcsolata a talaj PC1-evel és külön a PC1-ben meghatározó talajnedvesség-tartalommal – Tihany. A talajparaméterek a talaj 0–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkoznak.

Statisztika: Szórásdiagram és regressziós illesztés általánosított legkisebb négyzetek (generalized least squares, GLS) módszer alapú lineáris regressziós modell alkalmazásával, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A felső szórásdiagram a magbank adott mutatóját a talaj 2 főkomponense közül annak a főkomponensnek a függvényében ábrázolja, amelyikben a megkülönböztetett talajnedvesség dominánsabb (jelen esetben PC1) (a talaj főkomponenseit ehhez ld. a 43. ábrán). A kapcsolatukat leíró regressziós illesztés nem független az azokkal közös modellben szereplő másik főkomponenstől (PC2) (a modell részleteit ehhez ld. az M60. mellékletben). Az alsó szórásdiagram a magbank adott mutatóját a talajnedvesség-tartalom függvényében ábrázolja. A kapcsolatukat legmegmegbízhatóbban leíró regressziós illesztés nem független az azokkal közös modellben szereplő másik talajparamétertől (jelen esetben K_A) (a modell részleteit ehhez ld. az M60. mellékletben). A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

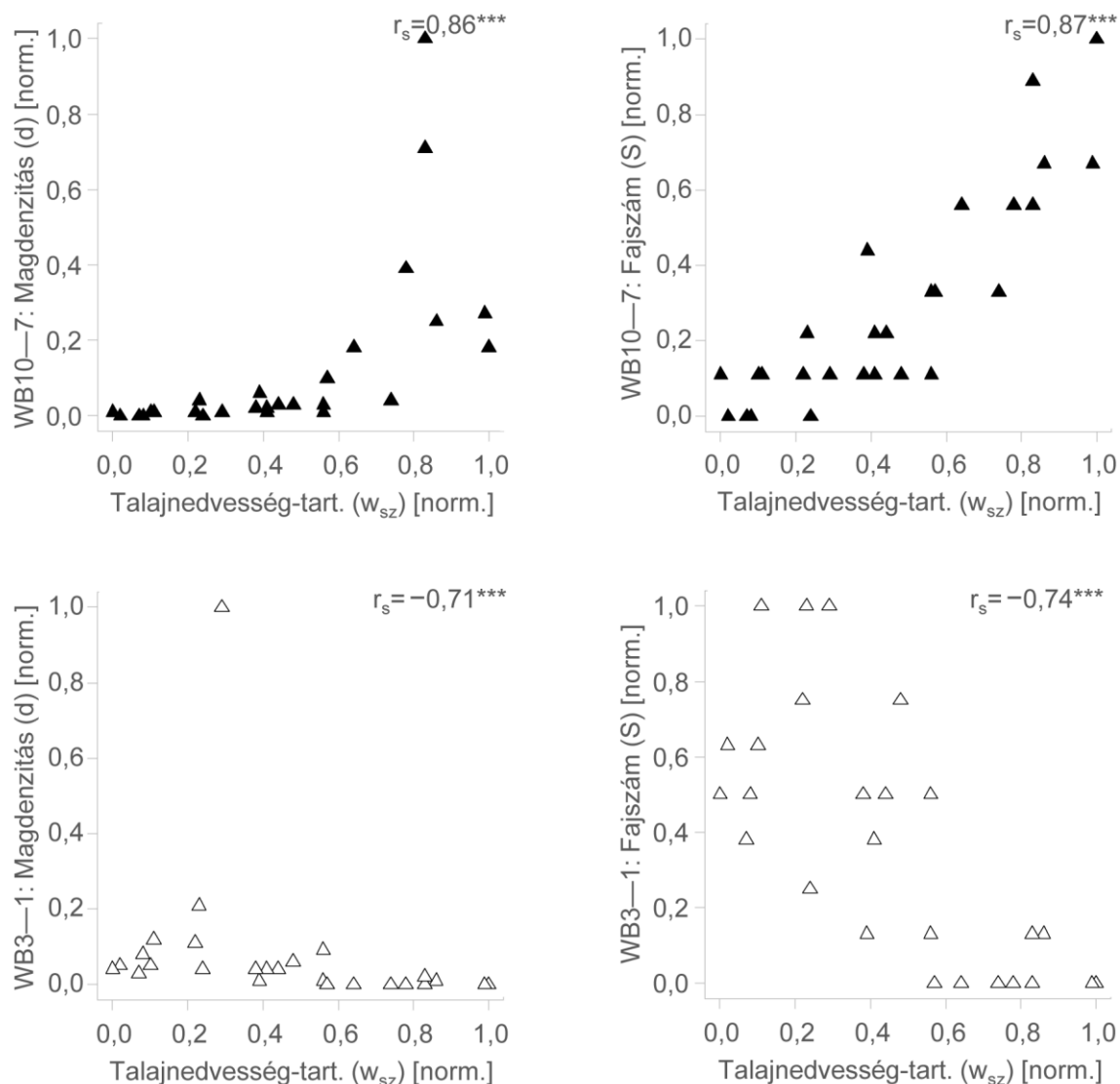
Jelkulcs: norm. – 0–1 közé normált adatsor, b – regressziós illesztés meredeksége, ns – nem szignifikáns, *** – $p < 0,001$, K_A – Arany-féle kötöttség.

A 47. ábra a WB-kategória-csoportok közül a 2 végletet (WB10–7, ill. a WB3–1 csoportot) veti össze az azokat jellemző magbank és a talajnedvesség-tartalom közötti kapcsolat szempontjából.

A WB10–7 csoportot tekintve: A Spearman-féle rangkorrelációs elemzés alapján a magbank denzitása ($r_s = 0,86$, $p < 0,001$, $N = 27$), és fajsúlya ($r_s = 0,87$, $p < 0,001$, $N = 27$) is erős szignifikáns pozitív korrelációt mutatott a talajnedvesség-tartalommal.

A WB3—1 csoportot tekintve: A Spearman-féle rangkorrelációs elemzés alapján a magbank denzitása ($r_s = -0,71$, $p < 0,001$, $N = 27$), ill. fajszáma ($r_s = -0,74$, $p < 0,001$, $N = 27$) is erős (de a másik csoportnál található képest gyengébb) negatív kapcsolat mutatott a talajnedvesség-tartalommal.

Ezek a trendek emlékeztetettek a Sajókápolnán találtakra, de azoknál kifejezettebbek voltak (23. vs. 47. ábra).



47. ábra. A magbank WB-kategória-csoportjaira vonatkozó mennyiségi mutatók kapcsolata a talajnedvesség-tartalommal, páronkénti megfigyelések alapján – Tihany. A WB-kategória-csoportok a BORHIDI (1995) rendszere szerinti nedvességigény (WB) kategóriák összevonásával kerültek kialakításra. Mindegyik változó a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik. Statisztika: A változók szórásdiagramjai, ill. Spearman-féle rangkorrelációs együtthatói, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, r_s – Spearman-féle rangkorrelációs együttható, *** – $p < 0,001$. A WB kategóriajelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

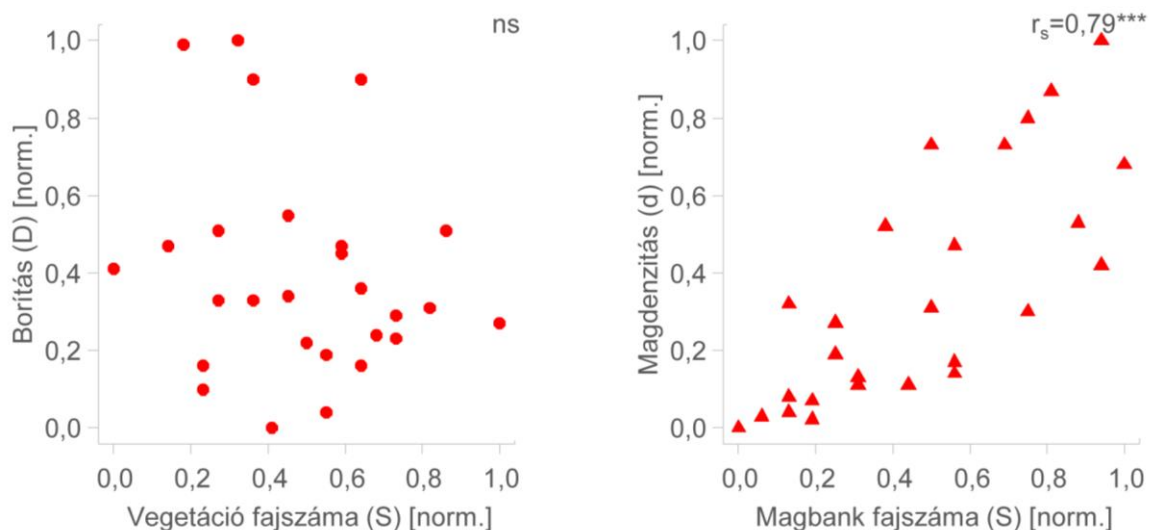
A vegetáció és a magbank eredmények együttes értékelése a talajnedvesség-tartalommal való összefüggés tekintetében: A magdenzitás és a talajnedvesség-tartalom pozitív kapcsolatát meghatározó tényezők itt összetettebbnek tűntek, mint a sajókápolnai mintaterület esetében. A növény komponens oldaláról alapvetően itt is a nedvességgradiens nedves végén kulmináló, nagyobb nedvességigényű fajok (vö. 45. ábra) jellemzően sűrű, perzisztens (vö. 38. ábra), lassan ürülő magbankja, és ezzel egyidejűleg a nedvességgradiens száraz végén tetőző, kisebb

nedvességigényű fajok (vö. 45. ábra) jellemzően sporadikus és/vagy tranziens (vö. 38. ábra), gyorsan ürülő magbankja határozza meg elsődlegesen (vö. a 2.1.5.4. fejezet „Nedvességigény ~ magbank” címe alatt), de jelen mintaterületen közrejátszhatnak a trend kialakulásában olyan véletlen egybeesések is, mint a nedvességgradiens nedves végének és középső részének ruderálisabb jellege, amely szintén sűrű perzisztens magbankot predesztinál (pl. THOMPSON 1992; ld. még: 2.1.5.3. fejezetben), ill. ezzel egyidejűleg a nedvességgradiens szárazabb végének erősen meszes talajához kötődő fajok jellemzően csekély magbank építési hajlama (BOSSUYT & HONNAY 2008; ld. még: 2.1.5.4. fejezet „Talajreakció (savanyúság, meszesség) ~ magbank” címe alatt). Ezt a trendet a talaj komponens oldaláról befolyásolhatja a növényi indikáció értelmében (vö. 35. ábra) mérsékelt magas nedvességtartalmú, és így vélhetően O₂-szegényebb, de patogén gombák számára nem feltétlenül kedvezőtlen talajok komplex (magbank növelő és egyben csökkentő) hatása a nedvességgradiens nedves végén, és ezzel egyidejűleg a növényi indikáció értelmében (vö. 35. ábra) száraz és következésképp O₂-gazdagabb, patogén gombák számára kevésbé kedvező talajok sem csírázást, sem magpusztulást nem gyorsító (és ezek révén magbank növelő) hatása a nedvességgradiens száraz végén (az elmélet szakirodalmi háttérét ld. összefoglalóan a 2.1.6.1. fejezetben).

A WB10—7, ill. a WB3—1 csoportokra vonatkozó vegetáció és magbank eredmények együttes értékelése a talajnedvesség-tartalommal való összefüggésük tekintetében (47. vs. 45. ábra): A fenn nevezett csoportokra eső magbank és a talajnedvesség közötti kapcsolat iránya megegyezett a fenn nevezett csoportokra eső vegetáció alapján kimutatottal. A vegetáció a talajnedvességhez való viszony szempontjából a WB10—7 csoport esetében hasonló, a WB3—1 csoport esetében pedig differenciáltabb képet mutatott, mint a magbank. A vegetáció és a magbank talajnedvesség-tartalomhoz való viszonya között kicsit kisebb eltérés volt a WB10—7 csoport esetében, mint a WB3—1 csoport esetében. Ezen eredmények nagyon hasonlóak voltak a sajkákapolnaiakhoz.

4.2.6. A földfeletti vegetáció és a talaj magbank lejtőmenti változásának kapcsolata

A 48. ábra a vegetációt és a magbankot mutatja a változatosság kifejezésére használt egyik – abundancia, amely a vegetáció esetében borítás (D), a magbank esetében magdenzitás (d) – és másik mennyiségi mutató – fajszám (S) – közötti kapcsolat alapján. A vegetációt tekintve a Spearman-féle rangkorrelációs elemzés szerint nem volt szignifikáns korreláció a borítás és a fajszám között, míg a magbankot tekintve erős, szignifikáns pozitív korreláció ($r_s=0,79$, $p<0,001$, $N=27$) mutatkozott a magdenzitás és a fajszám között. A sajkókápolnai eredményekkel együtt értékelve ezt: mivel a 2 mintaterület eredményei fordítottjai voltak egymásnak (24. vs. 48. ábra), ezért sem a vegetációra, sem a magbankra vonatkozóan nem tekinthető egyetlen törvényszerűségnek, hogy az abundancia indikátora a fajszámnak.



48. ábra. A mennyiségi mutatók közötti kapcsolat a vegetáció és a magbank esetében, páronkénti megfigyelések alapján – Tihany. A magbank a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: A változók szórásdiagramjai, ill. Spearman-féle rangkorrelációs együtthatói, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

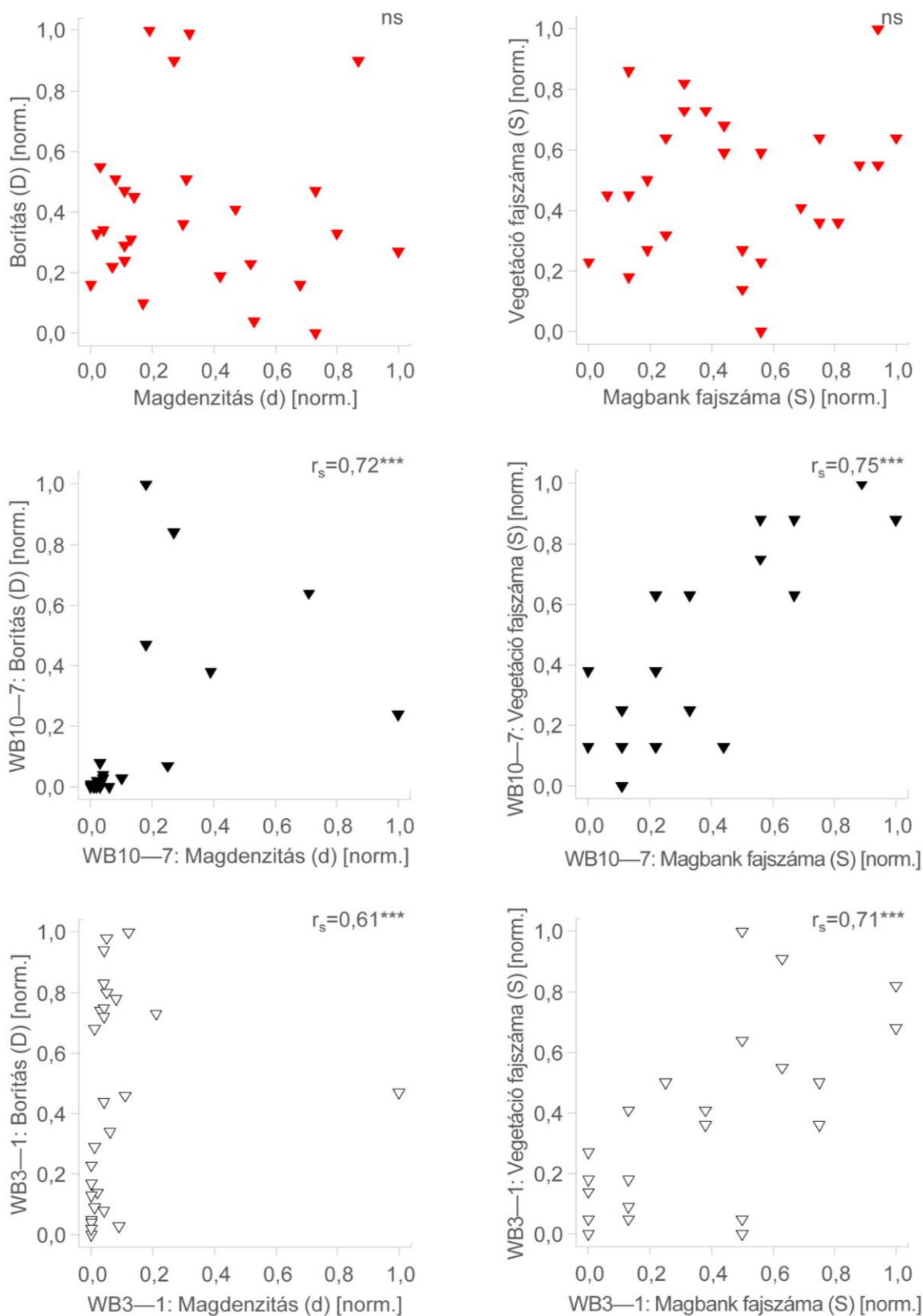
Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, r_s – Spearman-féle rangkorrelációs együttható, ns – nem szignifikáns, *** – $p<0,001$.

A 49. ábra első sorában a teljes WB-spektrumra eső, második sorában a WB10—7 csoportra eső, harmadik sorában a WB3—1 csoportra eső vegetáció és magbank kapcsolata látható, mennyiségi mutatók tekintetében.

A teljes WB-spektrumra koncentrálva: A Spearman-féle rangkorrelációs elemzés értelmében sem az abundanciák, sem a fajszámok tekintetében nem volt szignifikáns korreláció a vegetáció és a magbank között. A sajkókápolnai mintaterülettel szemben (vö. 25. ábra) vélhetően itt azért nem volt kimutatható a kapcsolat a borítás és a magdenzitás között, mert a borítás itt a lejtő teljes hosszában a magas (100% fölött) tartományban mozgott, és az alacsonyabb borításértékek hiányoztak. Továbbá a magbankot befolyásolni képes csupasz talajfelszínnek arányában sem volt érdemi változás a lejtő mentén.

WB10—7 csoportra koncentrálva: A Spearman-féle rangkorrelációs elemzés erős, szignifikáns pozitív korrelációt mutatott a vegetáció és a magbank között abundancia tekintetében ($r_s=0,72$, $p<0,001$, $N=27$), és fajszám tekintetében is ($r_s=0,75$, $p<0,001$, $N=27$) (49. ábra).

A WB3—1 csoportra összpontosítva: A Spearman-féle rangkorrelációs elemzés a másik WB csoporthoz hasonlóan itt is erős, szignifikáns pozitív korrelációt mutatott a vegetáció és a magbank között abundancia tekintetében ($r_s=0,61$, $p<0,001$, $N=27$), és fajszám tekintetében is ($r_s=0,71$, $p<0,001$, $N=27$) (49. ábra).



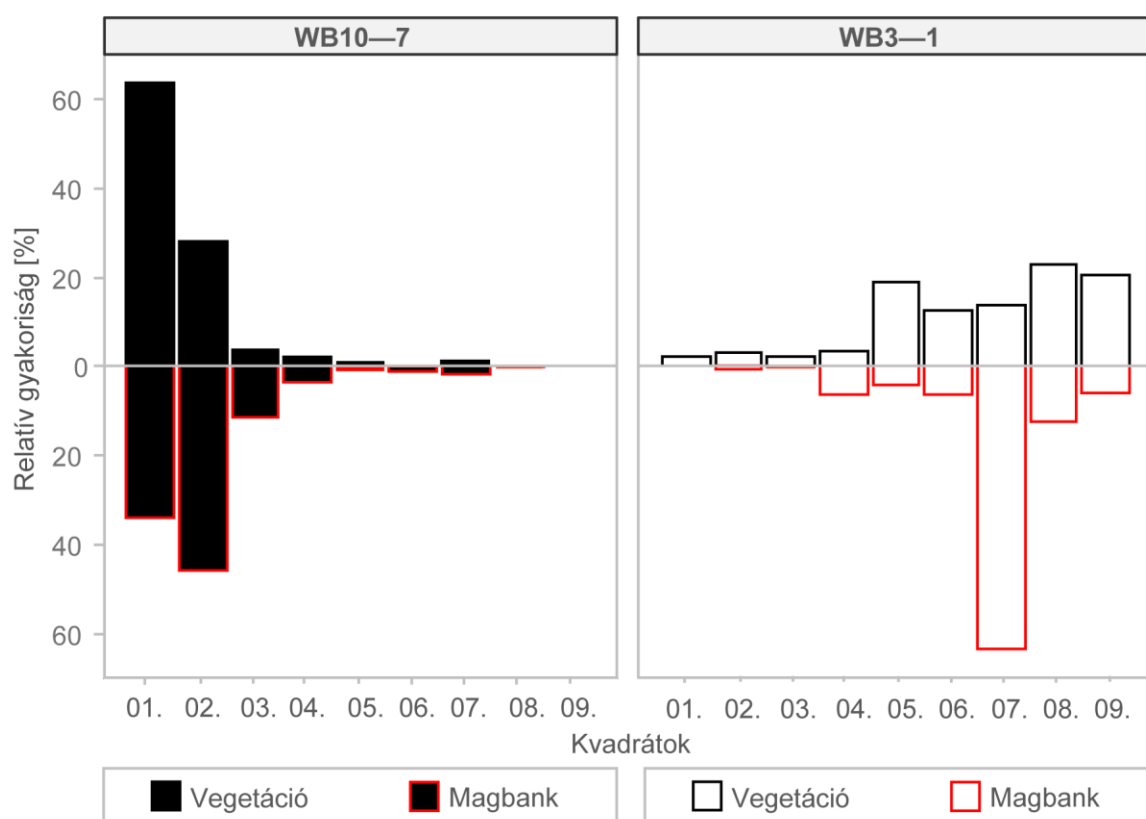
49. ábra. A vegetáció és a magbank közötti kapcsolat a mennyiségi mutatók tekintetében, a teljes spektrumra és a WB-kategória-csoportokra vonatkozóan, páronkénti megfigyelések alapján – Tihany. A WB-kategória-csoportok a BORHIDI (1995) rendszere szerinti nedvesséگیény (WB) kategóriák összevonásával kerültek kialakításra. A magbank a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: A változók szórásdiagramjai, ill. Spearman-féle rangkorrelációs együtthatói, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, r_s – Spearman-féle rangkorrelációs együttható, ns – nem szignifikáns, *** – $p < 0,001$. A WB kategória-jelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

Az abundanciákra, ill. a fajszámokra vonatkozó fenti korrelációs eredmények megerősítik azt a korábbi megállapítást, miszerint a WB10—7 csoport magbankja funkcionálisan jobban követi a (nedvességgel együttmozgó) vegetációt, mint a WB3—1 csoport magbankja. Utóbbi állításból ugyanakkor nem következik feltétlenül, hogy a WB3—1 magbankja a WB10—7-étől kevésbé érzékeny (vagy indifferens) a nedvességre, mivel a magbank arculatát nem kizárólag a magtúlélés nedvességgel szembeni toleranciája, hanem a csírázás nedvességhez való viszonya is befolyásolhatja.

Az 50. ábra a lejtő hosszirányában egymással párhuzamosan futó transzkek (A., B., C.) mentén felvett kvadrátok (01—09.A., 01—09.B., 01—09.C.) térsorozatában szemlélteti a WB10—7 csoportra eső, ill. a WB3—1 csoportra eső vegetáció és magbank relatív gyakoriságát. Az ábráról leolvasható, hogy: 1.) mind a vegetáció, mind a magbank (WB3—1 esetében a vegetáció kicsit szorosabban) követte a lejtő nedvességgradiensét (vö. 27. ábra), 2.) a vegetáció és a magbank lejtőmenti (egyben nedvességgradiens-menti) alakulása között a különbség a WB10—7 csoport esetében kisebb volt, mint a WB3—1 csoport esetében. Ez összhangban volt a sajókápolnai eredményekkel.



50. ábra. A WB-kategória-csoportokra vonatkozó vegetáció és magbank relatív gyakorisága a lejtő hosszirányú, egymással párhuzamos transzjektjei mentén felvett kvadrátok térsorozatában – Tihany. A

WB-kategória-csoportok a BORHIDI (1995) rendszere szerinti nedvességigény (WB) kategóriák összevonásával kerültek kialakításra. A magbank a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: A %-ban kifejezett relatív gyakoriság számításához a % alap az adott WB-kategória-csoport által képviselt lejtőmenti összborítás (a vegetáció esetében), és összmagdenzítés (a magbank esetében), a % érték pedig a 3 párhuzamos transzekt, azonos lejtőmagasságban lévő kvadráthármasának kumuláltja. Tükrözött oszlopdiaagram. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Jelkulcs: A WB kategóriaajelek feloldását ld. az M10. mellékletben. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját ld. a 2. ábrán.

4.2.7. A földfeletti vegetáció és a talaj magbank közötti hasonlóságok az egyes gyeptípusokban

Az NGyT, az ÖGyT és az SzGyT vegetációja és detektálható magbankja erősen eltért egymástól mind mennyiségi, mind minőségi mutatók tekintetében.

Abundancia szempontú összevetések röviden: A tihanyi eredmények tükrében egyértelmű, hogy a borítás (D) és a magdenzitás (d) Sajókápolnán talált negatív összefüggése nem egyetemes, pl. a talajviszonyok befolyásolhatják azt. A 3 gyeptípus között a borítás csak mérsékelten változott (az SzGyT-től az ÖGyT-ig alig változott, az ÖGyT-től az NGyT-ig pedig 1,3-as szorzóval növekedett), ehhez képest a magdenzitás egyenetlenül és markánsan változott (az SzGyT-től az ÖGyT-ig 3,7-es szorzóval növekedett, az ÖGyT-től az NGyT-ig 1,2-es szorzóval) (7. vs. 9. táblázat). A szórások alapján a vegetációban mérsékeltebbek voltak az abundanciabeli szélsőségek, mint a magbankban.

4.2.7.1. Diverzitás szempontú összevetések

A sajkókápolnai eredmények és a szakirodalmi ismeretek alapján várható, hogy a vegetáció nagyobb diverzitást mutat, mint az alatta található magbank. Az átlagos fajszámokat (S) figyelembe véve ez igaznak bizonyult a tihanyi mintaterületre is. Az átlagos fajszám tekintetében a $\frac{\text{magbank}}{\text{vegetáció}}$ hányados az NGyT-től (0,64) az ÖGyT-n át (0,52) az SzGyT-ig (0,35) csökkent (7. vs. 9. táblázat). Az össz fajszám tekintetében a $\frac{\text{magbank}}{\text{vegetáció}}$ hányados ugyancsak az NGyT-től (0,83) az ÖGyT-n át (0,68) az SzGyT-ig (0,42) csökkent (7. vs. 9. táblázat). Az átlagos Shannon-diverzitást (HS) alapul véve ugyanakkor a vegetáció és a magbank alig különbözött (7. vs. 9. táblázat). Az SzGyT esetében a fűneműek (*incl. Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae, Typhaceae*) fajszáma a magbankban lényegesen kisebb volt (S=2 db), mint a vegetációban (S=9 db). A másik 2 gyeptípust tekintve, a fűneműek fajszáma hasonló volt a magbankban, mint a vegetációban.

4.2.7.2. Fajkészlet szempontú összevetések

A 10. táblázat a 3 eltérő vízháztartású gyeptípus 2 hasonlósági index – Sørensen-index (QS), Jaccard-index (J) – szerinti florisztikai hasonlóságát mutatja be.

A vegetációk közötti florisztikai hasonlóság: Az NGyT és az SzGyT fajösszetétel alapon érdemben különbözött (QS=0,24, J=0,14). Fajösszetétel alapon is igazolást nyert, hogy az ÖGyT jobban hasonlított az SzGyT-re (QS=0,61, J=0,44), mint az NGyT-re (QS=0,50, J=0,33).

A magbankok közötti florisztikai hasonlóság: A legnagyobb különbség az NGyT és az SzGyT között mutatkozott (QS=0,25, J=0,15), míg legnagyobb hasonlóság az SzGyT és az ÖGyT között (QS=0,48, J=0,32) (10. táblázat). A sajkókápolnai eredmények alapján várható volt, hogy egyazon mintaterület vegetációja és magbankja között nagyobb a florisztikai eltérés, mint az ahhoz hasonló gyeptípusokra eső 2 különböző mintaterület között vegetáció tekintetében vagy magbank tekintetében. Ez Tihany példáján is igazolást nyert az SzGyT és a vegetációját tekintve ahhoz hasonló ÖGyT összevetésében: az SzGyT vegetációja és magbankja között, ill. az ÖGyT vegetációja és magbankja között is kisebb (vagy legfeljebb ugyanakkora, de nem nagyobb) hasonlóság állt fenn (ld. bővebben alább), mint az SzGyT és az ÖGyT vegetációja, vagy mint az SzGyT és az ÖGyT magbankja között.

10. táblázat. A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus vegetációjának és magbankjának egyéni fajlistái között számolt hasonlósági indexek – Tihany. A magbank a talaj 0–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: A mátrix felső háromszöge a Sørensen-indexek mátrixa, a táblázat alsó háromszöge a Jaccard-indexek mátrixa. A mátrix átlósan futó kategóriarácsában olvashatók az összevetett változók. A cellaszín a hasonlóság mértékét jelzi, ahol a fekete a maximális, azaz 1, a fehér pedig a 0 hasonlóság.

Sørensen-index (QS)					
NGyT_V	0,47	0,50	0,31	0,24	0,11
0,31	NGyT_M	0,26	0,45	0,08	0,25
0,33	0,15	ÖGyT_V	0,48	0,61	0,37
0,18	0,29	0,32	ÖGyT_M	0,38	0,48
0,14	0,04	0,44	0,23	SzGyT_V	0,38
0,06	0,15	0,22	0,32	0,24	SzGyT_M

Jaccard-index (J)

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, V – vegetáció, M – magbank.

A vegetáció és a magbank közötti florisztikai hasonlóság: A hasonlóság az NGyT-ben nagyobb volt (QS=0,47, J=0,31), mint az SzGyT-ben (QS=0,38, J=0,24), de mindkettő előbbiben kisebb volt, mint az ÖGyT-ben (QS=0,48, J=0,32) (10. táblázat). A Sørensen-index példáján vizsgálva, az egyutas ANOVA a 3 gyeptípus közötti eltérést az átlagok alapján nem találta szignifikánsnak (M61. melléklet). Mivel azonban a szakirodalomból és a sajkókápolnai eredményekből kiindulva a 2 véglet, az NGyT és az SzGyT markáns elkülönülését vártam, ezért az azokra vonatkozó Sørensen-indexeket kétmintás t-próbával is összevettem. Ez utóbbi próba mutatta a szignifikáns különbséget (kétmintás t-próba, $t=2,6$, $p<0,05$) az NGyT (QS: $\bar{X}=0,32$, $CI_{95\%}=0,25-0,39$, $N=6$) és az SzGyT (QS: $\bar{X}=0,21$, $CI_{95\%}=0,14-0,29$, $N=6$) között. A tihanyi adatokból számolt hasonlóság minden esetben nagyobbak bizonyult ugyan, mint a sajkókápolnai adatokból számolt (vö. 4. táblázat), de azok még így is a vegetáció—magbank között megszokott kis hasonlóság határán belül maradtak.

Az NGyT és az SzGyT viszonyára koncentrálva, a sajkókápolnai eredményekhez hasonlóan itt is a szakirodalom alapján várható viszony fordítottja volt tapasztalható (tehát a vegetáció—magbank között fennálló hasonlóság az NGyT-ben nagyobb volt, mint az SzGyT-ben). Az eltérés azt jelenthette, hogy mintaterületeim – de különösen az SzGyT – nem a leggyakoribb eseteket/állapotokat képviselték; az SzGyT a kategóriája megjósolhatóbb zavarástól (főleg múltbéli antropogén) nem mentes, de fenntartó kezelés révén stabilizálódó típusát, az NGyT pedig a kategóriája megjósolhatóbb módon visszatérő zavaráshoz (főleg antropogén) szokott típusát. Erre utaltak az alábbiak:

Az SzGyT esetében a hasonlósági index értéke 48 db csak a vegetációban előforduló, 10 db csak a magbankban előforduló, továbbá 18 db a vegetációban és a magbankban egyaránt megjelenő fajból adódott (vö. M62. melléklet). A csak a vegetációban megtalált (tehát a tranziensek közül az őszi kimerülést mutató és/vagy elenyésző magdenzitású fajok) nagyszámú fajnak a nagy részét nagyobb borítású szárazgyepi fajok adták, köztük zavarástűrőkkel (pl. *Galium verum*, *Plantago lanceolata*), stressztűrőkkel (pl. *Fragaria viridis*, *Thymus glabrescens*) és a vegetáció uralkodó kompetitor fűvével (*Festuca pseudovina*). A csak a magbankban előforduló fajok többségükben olyan kismagvú, gyomkarakterű kétszikűek voltak, amelyek csírázása és megtelepedése még a gyeplékek jobb fényviszonyai mellett is korlátozott volt, vélhetően a talaj szárazsága és ezzel összefüggésben tápanyagainak hozzáférhetetlensége miatt (pl. *Erigeron annuus*, *Chenopodium album*, *Stellaria media*, *Taraxacum officinale*). A hasonlóságot adó relatíve nagyszámú közös faj (vö. 11. táblázat) többsége a száraz (így oldott tápanyagokban szegény) talajban történő csírázáshoz és megtelepedéshez nagyobb magméretével – és következésképp tranziens voltaival –

alkalmazkodott stressztűrő, vagy ruderalis szárazgyepi kétszikű volt (pl. *Pimpinella saxifraga*, *Sanguisorba minor*, *Agrimonia eupatoria*). Azonban a közös fajok között szerepelt több, a vegetációban nagy borítású, változatos magméretű színezőelem is (pl. *Achillea collina*, *Salvia nemorosa*). Az SzGyT-ben tapasztalt közepes hasonlóságot magyarázhatja így, hogy a szekunder szukcesszió korábbi szakaszában vélhetően zavartabb és forrásgazdagabb (esetleg művelés alól felszabadult, vö. 34. ábra) termőhely nitrogénigényes gyomjai később a termőréteg fokozatos erodálódásával stresszeltebbé váló talajviszonyok mellett megtelepedésre képtelenné váltak (visszaszorultak a magbankba), és ezek a későbbi stabilizáló természetvédelmi gyeptípusok (kaszálás) nyomán elszaporodó, klonálisan hatékonyabban terjedő (következésképp csökkent magbankképzési hajlamú) gyeptípusokkal együtt csökkentették az egyébként nagyszámú vegetáció—magbank közös faj adta hasonlóságot.

Az NGyT esetében a hasonlósági index értéke 24 db csak a vegetációban előforduló, 17 db csak a magbankban előforduló, továbbá 18 db a vegetációban és a magbankban egyaránt megjelenő fajból adódott (vö. M62. melléklet). A csak a vegetációban megtalált fajok többsége kisebb borítású, közepes nedvességigényű ruderalis faj volt, beleértve fűneműeket és kétszikűeket (pl. *Bromus sterilis*, *Pastinaca sativa*, *Securigera varia*). A csak a magbankban előforduló fajok zömében ruderalis és/vagy higrofita növények voltak (*Cyperus spp.*, *Epilobium spp.*, *Carex secalina*, *Leonurus cardiaca*). A vegetáció—magbank közös fajokat zömében higrofita és/vagy gyomkarakterű növények adták (pl. *Phragmites australis*, és magaskórósok, mint az *Eupatorium cannabinum*, *Sonchus arvensis*, *Picris hieracioides*). A közös fajok között szerepeltek továbbá a vegetációban uralkodó *Poa trivialis*, *Carex riparia* és *Trifolium pratense* is (a fajlistát ld. a 11. táblázatban). Összességében véve úgy tűnik, hogy az NGyT-ben tapasztalt SzGyT-hez képest nagy hasonlóság nem annyira az NGyT vízellátottságának megjósolhatatlanságára, mint a – vélhetően antropogén zavarás okozta – gyomos jellegre vezethető vissza.

Az ÖGyT esetében a hasonlósági index értéke 58 db csak a vegetációban előforduló, 27 db csak a magbankban előforduló, továbbá 40 db a vegetációban és a magbankban egyaránt megjelenő fajból adódott (vö. M62. melléklet). A csak a vegetációban megtalált nagyszámú faj zömében szárazgyepi és/vagy ruderalis fajok adták, köztük a vegetáció abundáns pázsitfűveinek többségével (pl. *Festuca pseudovina*, *Elymus repens*, *Bromus sterilis*). A csak a magbankban megjelenő fajok túlsúlyban ruderalisok voltak, amelyek között hasonló arányban szerepeltek nedves, üde és száraz termőhelyhez kötődő olyan fajok, amelyek a szukcesszió korábbi stádiumaiban hangsúlyosak lehettek a vegetációban (pl. *Juncus spp.*, *Chenopodium hybridum*, *Stachys annua*). A vegetáció—magbank közös fajai (11. táblázat) többségükben szárazabb élőhelyekhez kötődő gyepi és/vagy gyomkarakterű fajok voltak (pl. *Ambrosia artemisifolia*, *Verbena officinalis*, *Linaria vulgaris*, *Potentilla argentea*), köztük a vegetációban nagy borítású 2 fajjal (*Dactylis glomerata*, *Achillea collina*). Így az ÖGyT esetében tapasztalható nagy hasonlóság az átmeneti zónákra jellemző természetes zavartság mellett az antropogén zavarással (gyalogösvény) összefüggő gyomosságra vezethető vissza.

A regenerációs esély szempontjából értékelve a 11. táblázatban felsorolt vegetáció—magbank közös fajokat, kijelenthető, hogy azok jó része (NGyT: kb. 40%, ÖGyT: kb. 55%, SzGyT: kb. 40%) rendelkezett az adott gyeptípus A talajrétegében magraktárral, azaz perzisztens hányaddal. Az SzGyT és az ÖGyT alatti magbankból inkább a szárazabb élőhely fajainak felújulása kaphat támogatást, míg az NGyT alatti magbankból a nedvesebb élőhely fajaié (a fajkészlet szerint legalábbis, de a magdenzitásokról még nem beszélve). A 3 gyeptípus magbankjának konstans fajai (*Chenopodium album* (WB4), *Betula pendula* (WB5), *Erigeron annuus* (WB7), *Phragmites australis* (WB10), *Plantago media* (WB5), *Poa pratensis* (WB6), *Stellaria media* (WB5), *Taraxacum officinale* (WB5)) többségükben közepes nedvességigényű gyomok voltak. Ugyanakkor az a tény, hogy a közös, ill. a csak a magbankban jelenlévő fajok nagy része gyomkarakterű volt, rontja a bolygatás utáni jobb állapotú élőhelyek kialakulásának esélyeit.

11. táblázat. A vegetáció és a magbank gyeptípusonkénti közös fajai – Tihany. A magbank a talaj 0–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

A vegetáció és a magbank közös fajai			Nedv.igény (WB)
Nedves gyeptípus (NGyT)	Ökoton gyeptípus (ÖGyT)	Száraz gyeptípus (SzGyT)	
–	ACHIL COL	ACHIL COL	2
–	–	AGRIM EUP	4
AGROt STO	–	–	7
–	AMBRO ART	–	5
ARTEM VUL	ARTEM VUL	–	5
CALYS SEP	CALYS SEP	–	9
–	CARDU ACA	–	3
CAREX RIP	–	–	10
–	CERAS BRA	–	3
CHENO HYB	–	–	6
CIRSI ARV	CIRSI ARV	–	4
–	CONVO ARV	–	4
–	CREPI BIE	–	5
DACTY GLO	DACTY GLO	–	6
–	DAUCU CAR	–	4
–	ECHIU VUL	ECHIU VUL	3
–	ERIGE ANN	–	7
EUPAT CAN	EUPAT CAN	–	7
–	EUPHO HEL	–	3
–	–	LACTU SER	3
LATHY PRA	–	–	7
–	LINAR VUL	–	3
–	–	LOTUS COR	4
–	MEDIC LUP	–	5
–	–	ONONI SPa	3
PHRAG AUS	PHRAG AUS	–	10
PICRI HIE	PICRI HIE	–	4
–	PIMPI SAX	PIMPI SAX	3
–	PLANT LAN	–	4
PLANT MAJ	–	–	6
–	PLANT MED	PLANT MED	5
–	POA PRA	POA PRA	6
POA TRI	–	–	7
–	POLYo AVI	POLYo AVI	4
–	POTEN ARG	POTEN ARG	2
–	POTEN REC	POTEN REC	3
–	POTEN REP	–	6
RANUN ACR	–	–	7
–	RANUN POL	–	4
–	RUMEX CRI	–	6
–	SALVI NEM	SALVI NEM	3
–	SANGU MIN	SANGU MIN	3
–	SCABI OCH	SCABI OCH	2
SONCH ARV	–	–	5
–	STELL MED	–	5
TARAX OFF	TARAX OFF	–	5
–	TEUCR CHA	TEUCR CHA	3
–	THLAS ARV	THLAS ARV	3
TRIFO PRA	–	–	6
–	TRIFO REP	–	5
–	VERBA PHL	–	4
–	VERBE OFF	VERBE OFF	4
–	VERON ARV	–	5
VICIA ANG	–	–	3
Σ	18 db	40 db	–

Jelkulcs: A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben. A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, kategóriajelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

Ezen a ponton szeretném felhívni a figyelmet arra, hogy a lokális magbankból való regenerációs képesség az olyan területeken lehet létszükséglet, ahol az izoláltságból, vagy egyéb okokból fakadóan a horizontális propagulum terjedés korlátozott és így a felújulás a szomszédos élőhelyek felől nem kap támogatást. Hasonló helyzet áll fenn a tihanyi mintaterület esetében is, amely zárt facsoportokkal, ill. sűrű nádassal körülhatárolt terület.

4.2.7.3. Abundáns fajok alapján történő összevetések

A 12. táblázat a vegetáció és a magbank gyeptípusonkénti 5-5 legtömesebb fajának mennyiségi mutatóit, ill. az adott gyeptípusban jellemző magbank típusát adja közre.

A magdenzitásra koncentrálva: A táblázatból kiolvasható, hogy az NGyT magbankjának értéke nagyobb, mint amekkorát a teljes fajlista alapján leszűrt közös fajok száma jelzett.

Az NGyT vegetációjának 5 legtömesebb faja közül mindegyik faj – *Trifolium pratense*, *Carex riparia*, *Poa trivialis*, *Vicia angustifolia*, *Dactylis glomerata* – megjelent a magbankjában; az ÖGyT vegetációjának 5 legtömesebb faja közül 2 faj – *Dactylis glomerata*, *Achillea collina* – jelent meg a magbankjában; az SzGyT vegetációjának 5 legtömesebb faja közül 3 faj – *Salvia nemorosa*, *Teucrium chamaedrys*, *Achillea collina* – jelent meg a magbankjában; ám ezek közül feltűnően sűrű (átlagosan >1000 db/m²) magbankkal csak a *Poa trivialis* (NGyT-ben) rendelkezett, de további említésre méltó sűrűségű (átlagosan 100–200 db/m²) magbankkal is csak a *Salvia nemorosa* (SzGyT-ben) és az *Achillea collina* (SzGyT-ben és az ÖGyT-ben) rendelkezett (12. táblázat).

Az NGyT magbankjának 5 legtömesebb faja közül 2 faj – *Eupatorium cannabinum*, *Poa trivialis* – jelent meg a vegetációjában; az ÖGyT magbankjának 5 legtömesebb faja közül 4 faj – *Artemisia vulgaris*, *Potentilla argentea*, *Verbena officinalis*, *Ambrosia artemisifolia* – jelent meg a vegetációjában (ezek a vegetációban kis borítású gyomok voltak); az SzGyT magbankjának 5 legtömesebb faja közül 3 faj – *Verbena officinalis*, *Poa pratensis*, *Salvia nemorosa* – jelent meg a vegetációjában (12. táblázat). A fentiek közül 2 faj, a *Poa trivialis* és a *Salvia nemorosa* volt a magbankban is a vegetációhoz hasonlóan számottevő (előbbi az NGyT-ben, utóbbi az SzGyT-ben).

Ilyen módon az NGyT magbankja, ha a sások sűrű magbankjának hiányában nem is az eredeti élőhelytípus felújulását támogatta, de mátrixadó zavarástűrő pázsitfűvének, a *Poa trivialis*-nak a számottevő képviselővel értékesebbnek minősült, mint a másik 2 élőhelytípusé, amelyekében vagy fűneműek nem voltak jelen szükséges mennyiségben (SzGyT), vagy túlsúlyban voltak a gyomok (ÖGyT) (12. táblázat).

A magbank típusra koncentrálva: A megszokott körültekintéssel kezelve a potenciálisan anemochor fajokat megállapítottam, hogy az 7 fajt (8 eset) érinthetett a területen, de ezek közül egy sem volt olyan, amelynél kizárólag a vegetációból való hiányzás indokolta volna a perzisztensebb kategóriába sorolást. Említést érdemel, hogy a fenn kiemelt *Poa trivialis* a felújulás szempontjából közepesen értékes rövid távú perzisztens magbankkal rendelkezett. Egyébiránt, a vegetáció abundáns fajai leggyakrabban tranziensek voltak, míg a magbank abundáns fajai leggyakrabban perzisztensek (12. táblázat).

A gyeptípusonkénti magbank tipizálás az általános értékelés mellett itt is lehetőséget adott arra, hogy a növény által predesztinált magbank típus mellett a talaj (és azon belül is a meghatározó talajnedvesség) esetleges módosító hatását is tetten érjük. A 12. táblázatban szereplő fajokat figyelembe véve, össz. 3 olyan fajról beszélhetünk, amelyek magbank típusára több gyeptípus alapján is nagy biztonsággal lehetett következtetni. A 3 faj közül 1 – *Festuca pseudovina* (WB3) – magbankja indifferensnek tűnt a talaj kis változására, mivel változatlan magbank típust produkált mindegyik gyeptípusban. A másik 2 faj a *Verbena officinalis* (WB4) és az *Achillea collina* (WB2) érzékenynek tűnt a talajjal szemben.

12. táblázat. A vegetáció és a magbank gyeptípusonkénti 5-5 legtömesebb fajának mennyiségi mutatói, és a gyeptípusonkénti képviseletük alapján történő magbank tipizálásuk – Tihany.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$ számításához a mintaelemek az adott gyeptípusra reprezentatív kvadrátok voltak.

		WB	Borít. (D) [%]		Magdenzitás (d) [db/m ²]			MT
			$\bar{X} \pm SD$	F+A	F	A		
							$\bar{X} \pm SD$	
A V gyeptípusonkénti 5-5 legtömesebb fajja	NGyT, N=6	TRIFO PRA	6	31,3 ± 22,7	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	0,0 ± 0,0	nt
		CAREX RIP	10	23,0 ± 24,9	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	0,0 ± 0,0	nt
		POA TRI	7	12,4 ± 15,5	1299,9 ± 1576,1	1068,8 ± 1242,2	231,1 ± 340,8	RP
		VICIA ANG	3	8,9 ± 9,5	57,8 ± 141,5	57,8 ± 141,5	0,0 ± 0,0	nt
		DACTY GLO	6	7,8 ± 11,2	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	0,0 ± 0,0	nt
		FESTU PSv	3	21,8 ± 23,6	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ
	ÖGyT, N=15	BROMU STE	4	10,1 ± 20,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ
		DACTY GLO	6	8,9 ± 5,6	23,1 ± 61,0	23,1 ± 61,0	0,0 ± 0,0	nt
		ACHIL COL	2	8,4 ± 8,4	104,0 ± 205,1	80,9 ± 183,7	23,1 ± 61,0	RP
		ELYMU REP	5	8,4 ± 10,9	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ
		FESTU PSv	3	24,0 ± 10,8	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ
	SzGyT, N=6	SALVI NEM	3	16,8 ± 19,7	173,3 ± 109,6	173,3 ± 109,6	0,0 ± 0,0	TZ
		TEUCR CHA [!]	3	13,3 ± 18,8	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	0,0 ± 0,0	nt
		ACHIL COL	2	9,8 ± 3,3	115,5 ± 283,0	115,5 ± 283,0	0,0 ± 0,0	TZ
GALIU VER		4	5,3 ± 5,9	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	TZ	
A M gyeptípusonkénti 5-5 legtömesebb fajja	NGyT, N=6	EUPAT CAN [!]	7	0,2 ± 0,4	2426,4 ± 2881,5	2195,4 ± 2791,8	231,1 ± 260,9	RP
		POA TRI	7	12,4 ± 15,5	1299,9 ± 1576,1	1068,8 ± 1242,2	231,1 ± 340,8	RP
		CALAM EPI [!]	5	0,0 ± 0,0	1097,7 ± 1142,7	982,1 ± 978,4	115,5 ± 209,9	≥RP
		CYPER FUS	9	0,0 ± 0,0	953,2 ± 2335,0	664,4 ± 1627,4	288,9 ± 707,6	≥RP
		PLANT MED	5	0,0 ± 0,0	837,7 ± 1968,3	837,7 ± 1968,3	0,0 ± 0,0	≥RP
	ÖGyT, N=15	CHENO ALB	4	0,0 ± 0,0	1640,7 ± 2329,8	1086,1 ± 1510,2	554,6 ± 898,7	≥RP
		ARTEM VUL [!]	5	0,2 ± 0,8	1513,6 ± 2973,6	1063,0 ± 2064,1	450,6 ± 914,3	RP
		POTEN ARG [!]	2	0,1 ± 0,2	1155,5 ± 4332,3	462,2 ± 1695,2	693,3 ± 2637,5	HP
		VERBE OFF [!]	4	0,1 ± 0,3	762,6 ± 873,5	416,0 ± 670,6	346,6 ± 340,4	RP
		AMBRO ART	5	0,3 ± 0,7	704,8 ± 1040,9	566,2 ± 842,7	138,7 ± 301,6	RP
	SzGyT, N=6	VERBE OFF [!]	4	0,002 ± 0,004	375,5 ± 370,4	86,7 ± 94,9	288,9 ± 322,7	HP
		STELL MED [!]	5	0,0 ± 0,0	346,6 ± 363,6	173,3 ± 268,5	173,3 ± 155,0	HP
		POA PRA	6	1,2 ± 1,1	288,9 ± 260,9	231,1 ± 236,8	57,8 ± 89,5	RP
		HYPER PER	3	0,0 ± 0,0	231,1 ± 340,8	173,3 ± 268,5	57,8 ± 89,5	≥RP
SALVI NEM	3	16,8 ± 19,7	173,3 ± 109,6	173,3 ± 109,6	0,0 ± 0,0	TZ		

Jelkulcs: V – vegetáció, M – magbank, NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, N – mintaelemszám, a RÖVID NÉV mögé illesztett [!] a CSONTOS és munkatársai (2002) szerint anemochoriára képes fajokat jelöli; WB – nedvességigény kategóriák; F – a talaj felső, azaz 0–5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag ± szórás; MT – magbank típus, ennek értékoszlopában a magbank típus elé illesztett ≥ jelöli, hogy a rendelkezésre álló adatok alapján az adott faj magját legalább olyan hosszú, vagy hosszabb élettartam jellemzi, nt – nem tipizálható (amennyiben a vegetációban való kizárólagos előfordulás esetén nem rendelkeztek ≥1% összborítással, ill. a magbankban való megtalálás esetén nem rendelkeztek ≥3 db összmagszámmal, a gyeptípusonként értett faj/abundancia adatok alapján). A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben. A magbank típusok THOMPSON (1993) rendszere szerint értendők, a típuskódok feloldását és a tipizálókulcsot ld. az M2. mellékletben. A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, kategóriajelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

A *Verbena officinalis* esete: Az ÖGyT-ben rövid távú, az SzGyT-ben hosszú távú perzisztens magbankkal rendelkezett (12. táblázat). Az SzGyT-ben a hosszú távú perzisztens magbankra történő következtetést a magvak vertikális eloszlása indokolta. Amennyiben az F szórványosabb magbankját az SzGyT-ben pusztán a magvak lejtőn lefelé hordódása okozta volna, akkor az SzGyT többi fájában is felismerhető lett volna a jelenség. Habár a 100% feletti borítás vélhetően nem kedvezett a *Verbena officinalis*, mint fényigényes mészkedvelő gyomfaj csírázásának, a csupasz talajfelszínnek nagy aránya ellensúlyozhatta azt.

Az ÖGyT és az SzGyT mélységi mageloszlás-különbségének legkézenfekvőbb magyarázata így az, hogy az ÖGyT-ben az A talajréteg relatíve nagyobb nedvességtartalma élettartam rövidítő hatással bírhatott azáltal, hogy vélhetően kedvezett a patogén gombáknak, míg az F talajrétegből csírázással ürülő egyedek felnövekedvén biztosították az magutánpótlást; ezzel egyidejűleg az SzGyT-ben az A talajréteg magraktárát a természetes előregedésen kívül más nem csökkentette, míg magvaik az F talajrétegből süllyedés és esetlegesen csírázás révén folyamatosan ürültek, de a nedvességihiány miatt felnövekedni nem képes csíranövényeik (erre utal a vegetációban max. nyomnyinak tekinthető képviselője) nem tudták biztosítani az újabb magutánpótlást. Egybehangzik ez azzal a szakirodalmi megállapítással, amely szerint számos faj csíranövényének a megtelepedéséhez legalkalmasabb környezet (jelen esetben az ÖGyT) egyben a magvainak túléléséhez a legkockázatosabb környezet a gombafertőzések miatt (SCHAFER & KOTANEN 2003). Támogatja továbbá a *Verbena officinalis* magvak ÖGyT-beli pusztulásának fenn nevezett okaira vonatkozó elképzelést (nedvesség által akcelerált gombafertőzés), hogy a közelrokon *Verbena hybrida* magvairól bebizonyosodott, hogy azokat számos (köztük patogén) gombafaj kolonizálja (KUĆMIERZ & KACZYŃSKA 2005), az ilyen gombák szaporodásának pedig az üdebb talajviszonyok kedvezhetnek (pl. PAKEMAN *et al.* 2012).

Az *Achillea collina* esete: Az ÖGyT-ben rövid távú perzisztens, az SzGyT-ben tranziens magbankkal rendelkezett a talajprofilbeli mageloszlás alapján (12. táblázat). A talált mageloszlás ebben az esetben a talajparaméterek magvakra tett közvetlen hatásával kevésbé magyarázható. Az *Asteraceae* körében ismeretes ugyanakkor, hogy számos fajuk genetikailag meghatározott módon képes bizonyos körülmények között tranziens, más körülmények között perzisztens magbankot képezni (THOMPSON *et al.* 1997). Az *Achillea collina* esetében az egyik/másik magbank opció lehet egyrészt a kifejlett növény számára kedvezőbb/kedvezőtlenebb (vagy a stabilabb/zavartabb) termőhelyhez való adaptáció, másrészt a csírázási körülményekhez való adaptáció. Ismeretes ugyanis, hogy a szárazságstresszhez (amely az SzGyT-ben is adott) alkalmazkodva számos faj nagy magvakkal operál csíranövényeinek sikeres megtelepedése érdekében (pl. LEISHMAN & WESTOBY 1994b) (vö. a 2.1.5.4. fejezet „Nedvességigény ~ magbank” címe alatt), a nagy magméret kompromisszuma pedig a rövidebb magélettartam (vö. a 2.1.5.2. fejezet „Magméret (*syn.* magtömeg), magalak ~ magbank” címe alatt).

Az indifferens és a szenitív magbankú fajok nedvességkedvelésben 3 faj alapján nem lehetett trendet kimutatni.

4.2.7.4. Növényi jellegek, stratégiák és tulajdonságok alapján történő összevetések

Az eddig megszokotthoz igazodva eltérések mutatkoztak a vegetáció és a magbank között az ÉFO, az SzMT és a WB tekintetében is. A teljesség igénye nélkül az alábbi kiemeléseket teszem:

A vegetáció és a magbank ÉFO spektrum szerinti összehasonlítása (33. vs. 40. ábra, M45. vs. M55. melléklet): A vegetáció és a magbank ÉFO spektruma több szempontból eltért ugyan, de a várakozásokkal szemben mindkettőben az évelők domináltak (a magbank esetében a rövid életűek dominanciáját vártam). Mivel az évelők magbankja gyakrabban tranziens és/vagy csak sporadikus, így magbankbeli dominanciájuk esetén nem meglepő az olyan relatíve

(sajókápolnai helyszínhez képest) kisebb sűrűségű magbank, mint amely a tihanyi helyszínt jellemezte.

A vegetáció és a magbank SzMT spektrum szerinti összehasonlítása (34. vs. 41. ábra, M46. vs. M56. melléklet): A magbank a tihanyi mintaterület példáján is rosszabb természetességet képviselt, mint a vegetáció, és ezt az SzMT kategóriákhoz rendelhető természetességi kategóriákból (P) (relatív számok) kalkulált kváziátlag is jelezte.

A vegetáció és a magbank WB spektrum szerinti összehasonlítása (35. vs. 42. ábra, M47. vs. M57. melléklet): Megállapítható volt, hogy a magbank nem tökéletes tükörként, hanem eltérésekkel követte a vegetáció WB szerinti zonációját.

4.3. Új tudományos eredmények

- 1.) Részletes dokumentációt készítettem előbb egy sajókápolnai, majd egy tihanyi lejtő – mint 2 egymástól független mintaterület – talajnedvesség-gradiense (a továbbiakban röviden „nedvességgradiens”) mentén kialakult 1.1.) talaj magbankról (a továbbiakban röviden „magbank”), 1.2.) földfeletti recens vegetációról (a továbbiakban röviden „vegetáció”) és 1.3.) fontosabb talajparamétereiről, fókuszban a nedvességtartalommal.
- 2.) A lejtő mentén leírt magassásrét – mint relatíve nedves gyeptípus –, irtásrét (Sajókápolna), vagy lejtősztyep (Tihany) – mint relatíve száraz gyeptípus –, ill. ökotonjaik példáján bizonyítottam az alábbi téziseket:
 - 2.1.a.) A magbank denzitása a talaj nedvességtartalmával – az adott nedvességtartományon belül – szignifikáns pozitív kapcsolatban változott a lejtő mentén, úgy, hogy a relatíve nedves gyeptípustól az ökotonon át a relatíve szárazig negyedére csökkent. Ez elsődlegesen a nagyobb nedvességigényű taxonok kisebb nedvességigényűekhez képest nagyobb magbank építési képességének – azaz a talajnedvesség vegetáció válaszában keresztüli közvetett hatásának – volt tulajdonítható.
 - 2.1.b.) A magbank diverzitása és a talaj nedvességtartalma között nem (Tihany), vagy csak marginálisan szignifikáns pozitív együttmozgás (Sajókápolna) volt kimutatható a lejtő mentén.
 - 2.2.a.) Az $\frac{A}{F}$ hányados (ahol „A” a talaj alsó, azaz 5–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, „F” a talaj felső, azaz 0–5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank) a denzitás tekintetében a relatíve nedves gyeptípusban hasonló (Sajókápolna), vagy kisebb (Tihany) volt, mint a relatíve szárazban, és kisebb volt, mint az ökotonban.
 - 2.2.b.) Az $\frac{A}{F}$ hányados a diverzitás tekintetében a relatíve nedves gyeptípusban nagyobb (Sajókápolna), vagy kisebb (Tihany) volt, mint a relatíve szárazban, és kisebb volt, mint az ökotonban. Ugyanakkor, abszolút értelemben az A denzitása és diverzitása is nagyobb volt a nedves gyeptípusban, mint a szárazban, amelynek olvasatában az előbbi nagyobb perzisztens bázissal rendelkezett.
 - 2.3.) A magbank és a vegetáció közötti florisztikai hasonlóság a relatíve nedves gyeptípusban nagyobb volt, mint a relatíve szárazban, de kisebb volt, mint a fajgyűjtő szerepet betöltő ökotonban. A sajókápolnai mintaterületen a nedves és az ökoton gyeptípus esetében a kiszámíthatatlanabb hidrológiai viszonyokkal összefüggő zavartság, míg a száraz gyeptípus esetében a stabilitás magyarázta a hasonlóság talált mértékét. A tihanyi mintaterületen a száraz gyeptípus esetében a csak mérsékeltebben érvényesülő, míg a nedves és az ökoton gyeptípus esetében az intenzívebben érvényesülő antropogén zavarás magyarázta a hasonlóság kimutatott mértékét.
 - 2.4.) A relatíve nedves gyeptípus vegetációjának abundáns fajai közül többen tartottak fenn sűrű és/vagy (legalább rövid távú) perzisztens magbankot, mint a relatíve szárazéi közül, és mint az ökotonéi közül. Ebben a vonatkozásban a sajókápolnai mintaterületen nagy jelentőséggel bírt a *Carex acutiformis* magbankja, a tihanyi mintaterületen a *Poa trivialis* magbankja.
 - 2.5.) A relatíve nedves gyeptípus magbankjának természetessége hasonló (Tihany), vagy mérsékelten jobb (Sajókápolna) volt, mint a relatíve száraz gyeptípus magbankjáé, és lényegesen jobb volt, mint az ökoton gyeptípus magbankjáé.
 - 2.6.) A 3.1–3.5.) tézisekből következően: A sajókápolnai mintaterületen a relatíve nedves gyeptípus magbankból való spontán felújulási esélye nem maradéktalan ugyan, de jobb, mint a relatíve szárazé. A tihanyi mintaterületen – habár nem az eredeti – de szintén egy nagyobb nedvességigényű vegetáció felújulása kaphat érdemibb

támogatást a magbankból. Jóllehet, a degradációtól számított 5 éven túl a felújulási kilátások e nedves gyeptípusok esetében is jelentősen romlanak. A száraz és az ökoton gyeptípusban mindkét mintaterületen veszélyt jelenthet a gyomok jelentős magbankja.

2.7.) A *Carex acutiformis* (Sajókápolna), a *Verbena officinalis* és az *Achillea collina* (Tihany) esete arra utalt, hogy ugyanazon fajok eltérő környezeti adottságok függvényében eltérő magbank típusokkal rendelkezhetnek. Ez egyrészt a magvak talajnedvességgel szembeni toleranciájával, másrészt a növény csírázási körülményekhez való adaptációjával (magméret) volt magyarázható.

3.) Regionális viszonylatban első közlést tettem 62 faj magbank típusára, ezek közül 19 európai viszonylatban is új.

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Az eredményekből levonható főbb következtetések, kiterjeszthetőség és felhasználhatóság

A fajok egyéni talaj magbankját tekintve: A fajok egyéni magbankjának mennyiségére (denzitás) és minőségére (magbank típus) vonatkozó eredményeim lokálisan mindenképp hasznos információt jelenthetnek a természetvédelem számára az olyan védett/értékes fajok *in situ* megőrzésének tervezéséhez, mint pl. a *Pseudolysimachion longifolium*, vagy az olyan, lokálisan veszélyt jelentő özönfajok visszaszorításának tervezéséhez, mint pl. az *Erigeron annuus*. A fajok – európai standard kategóriarendszerben (THOMPSON 1993) értelmezett – magbank típusára vonatkozó adataim alkalmasak hazai és európai magbank adatbázisokba való beépítésre is.

Már csupán a fajok töredékének a figyelembevételével is találtam példát arra, hogy egyazon faj magbank típusa eltérő környezeti (és ezen belül is főképpen talajtani) adottságok mellett eltérő lehet, amely az esetek egy részében a növény környezetbe való, genetika vezérelte adaptációjával volt magyarázható, az esetek másik részében leginkább a mag környezettel szembeni toleranciája eredményének tűnt (*Achillea collina* vs. *Verbena officinalis* esete a tihanyi mintaterületen, 12. táblázat és magyarázata). Az olyan fajok esetében, amelyeknek a magélettartama nem kizárólagosan a genetikától függ, hanem a környezet által befolyásolható, azok esetében a magbank típus nem a faj szintjén értelmezendő, hanem inkább a környezet kontextusában. Adott faj magbank típusára vonatkozó eredményemet ezért a szokványostól eltérően nem a fajra, de nem is csupán a lokális populációra kiterjeszhetőnek tekintem, hanem az adott faj mintaterületeimhez hasonló környezeti adottságok mellett élő populációira. Gondolatébresztő lehet ez a megközelítés azért, mert bár a szakirodalom számára nem új információ a magbank típus intraspecifikus változatossága, a kutatások többsége ezt figyelmen kívül hagyva mégis inkább csak a lehetséges maximális élettartam megállapítására törekszik, ill. amennyiben hangsúlyozzák is a lokalitás szerepét az adataikban, akkor sem a hasznosabb információt jelentő, környezeti adottságok szerint differenciált magbank típus adatok közlését célozzák.

A földfeletti recens vegetáció talajnedvesség igénye és a talaj magbank között fennálló kapcsolatot tekintve: A talaj nedvességtartalma és a magbank mennyisége között talált szignifikáns együttmozgás a faji minőség ismeretében arra utal, hogy a talajnedvesség közvetve, a vegetáció válaszában (fajösszetétel és adaptációk) keresztül erős hatást gyakorol a magbankra. Két mintaterület példáján is kimutattam, hogy az ott előforduló nagyobb nedvességigényű fajok – a gyomkarakterűekhez hasonlóan – gyakran nagyobb horderővel bíró (sűrű és/vagy perzisztens) magbankot tartanak fenn, tehát nagy mennyiségben termelődő magvaik felhalmozódását az idő (előregedés) és a környezet (biotikus/abiotikus szűrők) miatti fogyás sem korlátozza. Magbank típusuk gyakran volt legalább rövid távú perzisztens, szemben a kisebb nedvességigényűekével, amelyeké ritkán volt perzisztens. Eredményeim értelmében a mintaterületeméhez hasonló – tehát csak moderáltan megjósolható – hidrológiai viszonyokhoz szokott, nagyobb nedvességigényű fajoktól nagyobb valószínűséggel várható a sűrű és/vagy perzisztens magbank, mint a kisebb nedvességigényű fajoktól (kiszámíthatóbb hidrológiájú környezetben más adaptációkat várhatunk). Értendő ez mérsékelt égövi viszonyok között.

Az eltérő vízháztartású gyeptípusok talaj magbankból való regenerációjának esélyét tekintve: Egy élőhely magbankjának mennyiségéből és minőségéből következtethetünk a magbank regenerációban betöltött szerepére, amely a kevésbé stabil élőhelyeken a szakirodalom szerint várhatóan nagyobb. Vizsgálatomban a szárazabb gyepeket képviselő 1 irtásréttől (Sajókápolna) és 1 lejtősztyeptől (Tihany) a nedvesebb gyepeket képviselő 2 magassásrét mennyiség és minőség tekintetében is nagyobb horderejű magbankot tartott fenn, amely a nagyobb nedvességigényű fajok fenn említett magbank jellemzőinek volt köszönhető. E lokális eredményeim – habár más helyszíneken az egyedi viszonyoknak megfelelően

adódhatnak attól való eltérések (múlt, kezelés, környezet befolyásoló szerepe) – trend jelleggel extrapolálhatók a mérsékelt égöv alatt kialakult, irtásrét és lejtőszyep jellegű élőhelyek stabilabb képviselőire, továbbá magassásrét jellegű élőhelyek csak moderáltan megjósolható hidrológiájú képviselőire (viszonyításképpen: az irtásrétek hazai kiterjedése kb. 120, a lejtőszyepeké 95, a magassásréteké 120 km² (BÖLÖNI *et al.* 2011)). Utóbbiaktól nagyobb valószínűséggel várhatjuk, hogy jellemző fajaik közül sokan képesek mag alakban átvészelni a rövidebb perióduson át tartó (≤ 5 év) aszályt, majd a normál csapadékú években magbankjukból képesek a felújulásra, még akkor is, ha a szárazodást a vegetáció megsínylette. Hosszabb perióduson át fennálló szárazság esetén ugyanakkor csak vízkészletnöveléssel oldható meg a fenntartásuk. A stabilabb irtásrétek és lejtőszyeppek magbankjából nem várhatjuk a spontán felújulást degradáció után, és amennyiben megfelelő propagulumforrás sincs jelen a közelben, úgy restaurációs ökológiai beavatkozások szükségesek. Releváns ez azért is, mert napjainkban a legtöbb esetben csak kis élőhelyfargmentumokról beszélhetünk, tehát környezetükből hiányoznak az olyan, jó állapotú élőhelyek, amelyek horizontális propagulumforrásként esetlegesen számításba vehetők volnának. A vegetáció felnyílásakor időlegesen mindegyik gyeptípusban előnyre tehetnek szert a gyomok (távolabbi területek inváziós fajai a terjedési korlátok értelmében inkább másodlagosan a lokális magbank gyomjaihoz képest); ilyen felnyílás bekövetkezhet bolygatással, és a szélsőséges csapadékviszonyokkal, szárazodással összefüggésben is (az év során rosszabbul eloszló csapadék nem kedvez a vegetációfejlődésnek, továbbá a hektikusan lehulló csapadék is rosszabbul hasznosul, ennek nyomán csökken a $\frac{\text{hajtás}}{\text{gyökér}}$ hányados, egyedek száradnak ki, végeredményben gyep-lékek keletkeznek, amelyek csapadékesemény alkalmával teret adnak a gyomok lék-detektálás stratégiával robbanásszerűen csírázó képviselőinek). Koherens egészében nézve a rendszer dinamikáját: egy moderáltan megjósolható hidrológiájú vizes élőhely 5 éven túli kiszáradása és vízkészletrendezésének elhanyagolása gyomos, vagy legfeljebb olyan új szárazságtűrő vegetációnak adhat teret, amely – nem lévén képes a magbankból való regenerációra – további degradáció nyomán gyomosodásnak indul, végül fajokban teljesen elszegényedhet. Ezek a megállapítások, kilátásban a klímaváltozás és az ember környezet-átalakító tevékenységének vonzataival, mindenképpen figyelmet érdemelnek.

Az eltérő vízháztartású gyeptípusok jellemzésére példaként választott élőhelytípusokat tekintve: Vizsgálatomban a nedvesebb gyeptípust képviselő magassásrét, ill. a szárazabb gyeptípust képviselő irtásrét és lejtőszyep élőhelytípusok európai érdekeltségűek. Natura 2000 jelölő élőhelytípus az irtásrét (Natura 2000 kód és megnevezés: 6210 Szálkaperjés-rozsnokos xero-mezofil gyepek) és a lejtőszyep (Natura 2000 kód és megnevezés: 6240* Pannon lejtőszyeppek és sziklafüves lejtők) is, utóbbi kiemelt jelentőségű (BÖLÖNI *et al.* 2011).

A témához kapcsolódó észrevételek és javaslatok

A talaj magbank tipizáláshoz fűződően: A mélységi mageloszlásból becsült perzisztencia alapú magbank tipizálás kisebb-nagyobb pontatlanságai jórészt a mintavételi módszertan tökéletlenségéből fakadnak. Az egyik ilyen tökéletlenség a magvak eltérő tömődöttségű, textúrájú talajokban való eltérő süllyedéskapacitását figyelmen kívül hagyó rétegzett mintázás (vö.: 2.1.2.3., 2.1.6.6. és 2.4. fejezetek). A helytelenül megválasztott rétegmélységek a valóstól eltérő magbank típus megállapítását eredményezhetik. Jóllehet, tökéletes módszer kifejlesztése szinte lehetetlen, de a helyesbítés érdekében a jövőben véleményem szerint célszerű lenne a talaj textúrája szerint differenciált mintázási mélységek megállapítására is több kísérletet tenni.

A magbank tipizálás kapcsán felmerül a tipizálás alapjául vett terület egység méretének problémája. Protokoll nincs (az iránymutatás csak a mintavételre és a mintafeldolgozásra terjed ki, de az adatfeldolgozásra nem). A szerzők többsége a teljes mintaterület kumulált adatai alapján végzi a tipizálást (pl. MATUS *et al.* 2003a, KONCZ *et al.* 2010), míg mások a kvadrátonkénti adatok alapján, szeparáltan (pl. CSISZÁR 2004), majd esetleg ún. magtúlélési indexet („longevity index” *sensu* THOMPSON *et al.* 1998a) is számolva a kvadrátonkénti

magbank típusokból (pl. CSISZÁR 2004). A Thompson-féle tipizálókulcsot alkalmazva mindkét fenti módszerből adódhat tipizálási tévesztés. Induljunk ki az idealizált homogén vegetáció helyett egy a természetes viszonyokat jobban jellemző mozaikosabb vegetációból. Nagyobb tipizálási területegység (pl. teljes mintaterület) választása esetén előfordulhat, hogy valójában hosszú távú perzisztens fajokat rövid távú perzisztens, vagy tranziens kategóriába sorolunk, amelynek esete akkor lehetséges, ha a mintaterületen belül jelen vannak a faj egy a vegetációban korábban aktív populációjának idősebb magvai (legyen ez „pp1” populáció), amelyek valamilyen talajtani okoknál fogva csak lassabban süllyednek, és ettől térben kissé eltolódva jelen vannak ugyanazon faj egy a vegetációban jelenleg aktív populációjának magvai (legyen ez „pp2” populáció). Egy tipizálási területegységbe esvén, ebben az esetben a pp1 populáció idős magvait vélhetjük a pp2 populációbeli anyanövényektől származó fiatalabb magvaknak, és amennyiben a pp2 populáció magvainak mélységi eloszlása sem indokolja a perzisztens kategóriát (amely pusztán a populáció juvenilitásából is adódhat), abban az esetben a pp1 magvak is rövidebb életűnek tipizálódnak. Amennyiben külön tipizálási egységbe került volna a 2 populáció, úgy a pp1 populáció magbankja a faj vegetációból való hiányzása alapján automatikusan perzisztens kategóriába sorolódott volna (kivéve, ha szélel jól terjedő). Am a tranziens irányba való tévesztés talán a kisebb hiba, amennyiben a faj helyreállítását célozzuk. Kisebb tipizálási területegység (kvadrát) választása esetén előfordulhat, hogy valójában tranziens fajokat perzisztensnek ítélünk, amely ritkább faj esetében fordulhat elő pl. akkor, amikor annak magja a kvadrátba esik, míg anyanövénye a kvadráton kívülre kerül felvételezéskor. Ilyen esetben (amikor a faj a magbankban jelen van, a vegetációban pedig nincs, vagyis jelen esetben csak nem került elő) a tipizálókulcs mélységi mageloszlástól függetlenül is automatikusan perzisztens kategóriára vezet. Habár az ilyen eset előfordulására csekély az esély, de amennyiben megtörténik, akkor súlyosabb tévesztés ez, mint a tranziens irányba való tévesztés. Amennyiben a kvadráton kívüli fajokat is figyelembe vesszük a tipizálásnál, körültekintőnek kell lenni a reális diszperziós távolságokat illetően (gyepekben ez gyakorta meglepően rövid távolság, vö. 2.1.2.1. fejezet). Az itt jellemzett tévesztések egy részét kiküszöbölné a tipizáláshoz alapul vett területegység méretének a potenciális terjedési távolsághoz való igazítása, ám mivel ez fajonként eltérő, ill. kevés faji szintű információ áll rendelkezésre erre vonatkozóan, ezért (a jelenlegi tudásbázissal) ez sem praktikus megoldás a problémára. Úgy vélem, hogy az ebből adódó hibalehetőséget érdemes figyelembe venni, és esetleg a tipizálókulcs újabb „útvonalakkal” való bővítésekor ezekkel is számolni.

Mivel a fajok egy csoportja eltérő környezeti, talajtani adottságok mellett eltérő magbank típust képes produkálni, ezért egyrészt indokoltnak tartom a vizsgálatokat talaj által kijelölt foltokon, egységeken belül végezni (ehhez jelen értekezés adatfeldolgozó módszere példaként szolgálhat). Másrészt ABEDI és munkatársai (2014) felvetésével egyetértésben célszerűnek tartom a fajok magbank típusára vonatkozó adatokat a felvételezett lokalitásban érvényesülő talajtani adottságok – és azok között is elsődlegesen a talajnedvesség-tartalmat kifejező ismérvek – megadásával publikálni, és az adatbázisokban is ebben a formában közölni. Ez fajok és talajtani adottságok szerint differenciált magbank típus adatokat eredményezne. A talajtani adottságok megadása véleményem szerint történhet a konkrétan mért talajparaméterekkel, és/vagy a talajtani adottságok komplexét jól leíró élőhelytípussal, és/vagy a vegetációra számolt ökológiai indikációs mutatókkal, amely utóbbi 2 egyrészt időben kevésbé változékony, mint számos talajparaméter, másrészt utólag is pótolható adat (közülük is az ökológiai indikáció könnyebben, a magbank tipizáláshoz használt vegetáció adatok alapján). Az élőhelytípusok azért relevánsak, mert a típusok a fajösszetétel és fiziognómia mellett a meghatározó termőhelyi sajátságok (pl. talaj, alapkőzet, vízellátottság, égtáji kitettség, tszf-i magasság, klíma) mentén válnak el egymástól. Az élőhelytípusok és az indikátorértékek megadásához alkalmazott kategóriarendszerek hazai viszonylatban lehetnek az ÁNÉR (BÖLÖNI *et al.* 2011) és a Borhidi-féle (BORHIDI 1995), európai viszonylatban pedig (a hazai rendszerekkel „harmonizálható”) EUNIS (DAVIES *et al.* 2004) és az Ellenberg-féle (ELLENBERG 1974) rendszerek. (A javasolt

élőhely kategóriarendszerek esetén bár kevés az egymásnak egy-az-egyben megfeleltethető kategória, de kategóriáik megközelítőleg értelmezhetőek egymásban; a mintaterületeim példájánál maradván (ÁNÉR≈EUNIS): B5<D5.21, H4<E1.23, H3a<E1.22.) A fajok magbank típus adatainak a „talaj-élőhelytípus-nedvességindikáció” információval bővített publikálása révén értelmezhetőbbé válna az adatok közötti divergencia. A magbank típus meta-adatokból következtetni tudnánk többek között arra is – pl. adatbázisok meta-analízise útján –, hogy a klímaváltozás a talajparaméterek módosításán keresztül milyen irányba mozdíthatja az egyes fajok magbankját és ezen keresztül a fajok túlélését. Sőt, az ilyen típusú adatközlés és meta-analízis járulékosan értékes információt nyújthatna akár még az agrártudományok számára is (pl. gyomfajok magbankjának a talajparaméterekhez való viszonyulása informatív a különböző agrotechnikák (pl. a klímaváltozásra Magyarországon egyre szükségesebbé váló öntözés) következményeinek prognózisához, vagy a gyomszabályozáshoz (az értekezésben ilyen információ a *Verbena officinalis* magvak patogén gombákkal szembeni érzékenysége)).

A talaj magbank és a talajnedvesség kapcsolatához fűződően: A szakirodalmi áttekintés során észrevételeztem, hogy a magbank és a talajparaméterek közötti együttmozgás meglétét és irányát illetően sok az egymásnak ellentmondó eredmény, ráadásul az eredmények nehezen összevethetőek egymással. Ez többek között a kapcsolatrendszer komplexitásából fakadhatott, másrésztől viszont vélhetően a vizsgált talajparaméterek értékeinek kutatáson belüli és kutatások közötti kontrasztjából. Mivel a publikációk egy részében az eredmények összehasonlító értékelésekor a talajparaméterek vizsgálatban jellemző határértékei nem kerülnek figyelembevételre, ezért szükségszerűnek tartom felhívni a figyelmet azok fontosságára. Jóllehet, az egyes talajparaméterek gyakran csak a többi talajparaméter kontextusában értékelhetők, ill. némelyek időben is változékonyak. Ezért a magbank—talaj kapcsolatok közlésekor újfent célszerűnek tartom a talajparaméterek vizsgálatban jellemző határértékei mellett az élőhelytípus közzétételét is, amely jól leírja a termőhely (beleértve a talaj) főbb vonásait (vö. jelen értekezés 4.1.4—4.1.5., ill. 4.2.4—4.2.5. fejezetéhez kapcsolódó összegző értékelés).

Az élőhelyek talaj magbankból való regenerációs esélyének becsléséhez fűződően: Az egyes élőhelyek magbankjának regenerációs értékéről a legpontosabb becslést kétségkívül az adott lokalitásban elvégzett magbank vizsgálat teszi lehetővé. Amennyiben azonban erre nincs idő/lehetőség, a fenn említett okok miatt félrevezető lehet csupán az adatbázisokban közölt, talajtani adottságok szerint nem differenciált magbank típus adatokra alapozni. Különösen igaz lehet ez a tág ökológiai tűrőképességű taxonok, ill. a magméretek széles skáláját lefedő családok (pl. *Asteraceae*, *Poaceae*) esetén, ahol nagyobb valószínűséggel várhatunk eltérő magbank típust eredményező magméret adaptációkat, mindamelllett, hogy a talaj a vegetáció közreműködése nélkül is rövidítheti/hosszabbíthatja az eltemetett magvak élettartamát, befolyásolva ezzel a faj túlélését is. Az átalakuló környezet vegetációdinamikai modellezéséhez, ill. a természetvédelmi, restaurációs ökológiai beavatkozások pontosabb tervezéséhez ismételten célszerű lenne az adatbázisokban a fajok magbank típus adatainak fenn leírt formában (talaj-élőhelytípus-nedvességindikációra vonatkozó információkkal) történő közlése.

A munkám folytatása

A talaj—vegetáció—magbank kapcsolatrendszerben működő kölcsönhatások feltártsága messze nem teljes. További célirányos kutatások elengedhetetlenek.

A munkám folytatásaként jelen vizsgálat adataiból tervezem a magtúlélési index kiszámítását is, amelyek mint kvantitatív adatok, a jelen értekezésben alkalmazott statisztikai módszerrel (általánosított legkisebb négyzetek (generalized least squares, GLS) módszerre épülő lineáris regressziós modell) újabb talaj—magbank kapcsolatok, együttmozgások feltárására fognak lehetőséget teremteni.

A természetes talajgradiensek mentén végzett állapotfelmérés jellegű kutatások (mint amilyen az értekezés alapjául szolgáló vizsgálatom is) azon előnyeik mellett, hogy viszonylag

rövid idő alatt szolgáltatnak információt egész közösségek multi-fajos magbankjáról, és ezzel egyidejűleg vizsgálhatók azokban a talaj—vegetáció—magbank kölcsönhatások is, az egyes talajparaméterek vegetációtól független hatásainak mérésére csak korlátozottan alkalmasak. Terveim között szerepel ezért egy, a talajparaméterek magbankra tett egyedi (értve ez alatt azt is, hogy a vegetációtól is független) és komplex (beleértve többek között a vegetációval összefüggő) hatásának feltárát célzó, hosszabb távú mezokozmosz kísérlet elindítása is (≥ 5 év a hosszú távú perzisztencia tanulmányozásához), amely a realiztikus terepi vizsgálatok és a kontrollálható manipulációs kísérletek előnyeit ötvözve fog információt nyújtani a magbank talajparaméterek megváltozására adott válaszáiról.

A legtöbb hazai élőhely és faj magbankjáról nem rendelkezünk még információval. Az itt bemutatott munkám hazai magassáregyeken úttörő. Az élőhelyek és fajok minél szélesebb spektrumának lefedése érdekében szándékomban áll a magbank kutatások folytatása az ebből a szempontból eddig nem/alulkutatott élőhelytípusokban (pl. vizes élőhelyeken, csarabosokban).

6. ÖSSZEFOGLALÁS

A tájatalakítás és klímaváltozás előidézte élőhelycsökkenéssel, diverzitásvesztéssel fenyegetett európai gyepes- és vizes élőhelytípusok talaj magbankjának (a továbbiakban röviden „magbank”) regenerációs potenciál szempontú megismerése korunk egyik kiemelt feladata. Közülük is különösen sürgető az ebből a szempontból mindezidáig alulkutatott vizes élőhelyek – beleértve a gyepkarakterű változatok – magbankjának pontosabb feltárása. Ezzel karöltve a talaj—vegetáció—magbank kapcsolatrendszerre vonatkozó, mindeddig relatíve kevés információ bővítése is esszenciális. Kilátásban a klímaváltozás talajparaméterekre gyakorolt módosító hatásával, kulcskérdés ugyanis, hogy az egyes élőhelyek igen eltérő magbankja miként reagál közvetlen környezetének megváltozására, és ez hogyan befolyásolja az abban rejlő regenerációs potenciált. A magvak talajparaméterekkel szembeni toleranciája, ill. a földfeletti recens vegetáció (a továbbiakban röviden „vegetáció”) fajösszetétel-átrendeződése és új csírázási körülményekhez való magadaptációi egyaránt meghatározók ebben. Változó környezetünkben a regenerációs potenciál megjósálása tehát a növény genetikája által predesztinált magbank-alapállapot és a talaj (közvetlen/közvetett) módosító hatásának együttes megismerése mellett lehet korrekt. A két „forrópont” által motiválva célul tűztem ki eltérő vízháztartású gyeptípusok talaj magbankjára és annak környezeti kapcsolatrendszerére vonatkozó ismeretanyag bővítését lejtők talajnedvesség-gradiense (a továbbiakban röviden „nedvességgradiens”) mentén felmért 1.) talaj magbank, 2.) földfeletti recens vegetáció, ill. a fontosabb talajparaméterek kontextusában értelmezett 3.) talajnedvesség kollektív értékelésével. Szűkebb értelemben véve célom volt, hogy az eltérő vízháztartású gyeptípusok példáján feltárjam első ízben, hogy milyen kapcsolat van a magbank mennyisége (denzitás, diverzitás) és a vegetáció talajnedvesség igénye (a továbbiakban röviden „nedvességigény”) között; másodízben, hogy van-e kapcsolat a magbank minősége (faj/abundancia textúra, természetesség, magbank típus) és a vegetáció nedvességigénye között; ill. harmadízben, hogy várható-e kapcsolat a vegetáció nedvességigénye és magbankból való regenerációs képessége között. Ezekhez fűződően 7 hipotézist állítottam fel.

Vizsgálataim mintaterületét 2 db 60×10 m-es terület jelentette, ezek közül az egyik egy Sajókápolna környéki D-DNy-i kitétséggű lejtő lábi részén, a másik egy Tihany környéki K-i kitétséggű lejtőn foglalt helyet. Mindkét területen fenntartó kaszálás folyik. A mintaterület aljához Sajókápolnán egy időszakos kisvíz, Tihanyban a Belső-tó csatlakozik. Mintaterületenként 3 db, egymással párhuzamos, 60 m-es, nem érintő transzektet vettem fel a lejtő hosszirányában. Sajókápolnán ezekben transzektenként 10, Tihanyban 9 db 2×2 m-es tartós, nem érintő kvadrátot jelöltem ki. A mintavételek/felvételezések kvadrátonként történtek a talaj (2012., 2013., talajparamétertől függően 1 vagy több időpontban), a vegetáció (2013. tavasz, ősz) és a magbank (2013. tavasz) esetében is. A talajtani vizsgálatok keretében a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára reprezentatív mintákból magyar szabványoknak megfelelő laboratóriumi vizsgálati módszerekkel az alábbi talajparaméterek megállapítására került sor: talajnedvesség-tartalom (w) [m/m%], Arany-féle kötöttség (K_A), humusztartalom (H) [m/m%], szénsavas mésztartalom ($CaCO_3$) [m/m%], vízdoldható összes sótartalom (a továbbiakban „vo. össz. sótartalom”) [m/m%], kálium-kloridos kémhatás (pH_{KCl}). A vegetáció felvételezések keretében feljegyzésre kerültek a fajok és Braun-Blanquet módszeren alapuló %-os borításbecslés történet. Az ezekből származtatott adatokkal minden kvadrátra az alábbi vegetáció adataim voltak: fajlista, fajonkénti és összes borítás (D) [%], összes avar [%], összes csupasz felszín [%], fajszám (S) [db], Shannon-index (HS). A magbank vizsgálatok keretében a talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára reprezentatív mintákból (a továbbiakban „F” a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti-, „A” a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank) ter Heerdt-féle térfogatsökkentő eljárást és 4-féle dormancia feloldó kezelést követően üvegházi hajtás történet, amelynek során feljegyzésre kerültek a fajok és az egyedszámok. Az ezekből származtatott adatokkal minden kvadrát F és

A mélységintervallumára külön-külön az alábbi magbank adataim voltak: fajlista, fajonkénti és összes magdenzitás (d) [db/m²], fajszám (S) [db], Shannon-index (HS). Ezekon felül a fajlistákhoz Raunkiaer-féle életforma (ÉFO), Borhidi-féle szociális magatartási típus és hozzá tartozó természetesség (SzMT és P), ill. relatív talajnedvesség igény (WB) attribútumok is rendelkezésemre álltak adatként. Az adatelemzés első szintje leíró jellegű, a második szintje induktív jellegű volt, ezeken belül 1.) élőhelyi-, és 2.) finomabb léptékű elemzések történtek.

Leíró jellegű elemzések: A mennyiségek finomléptékű lejtőmenti változásának kimutatását egyszerű statisztikai mérőszámok ($\bar{X} \pm SD$) szolgálták. Az élőhelyi léptékű elemzésekhez a vízháztartás szempontjából előfeltevések szerint elkülönülő 3 gyeptípust lágy c-közép klaszteranalízissel (fuzzy c-means clustering, FCM) határoltam le. E klaszterezés alapja a vegetációt alkotó fajok borítással súlyozott WB-je volt. A lehatárolást a terepszemle tükrében igazítottam, majd a talajparaméterek és vegetáció jellemzők együttesén végzett lineáris diszkriminancia-analízissel (linear discriminant analysis, LDA) ellenőriztem. A 3 gyeptípus élőhelyosztályozásához az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer 2011-es verzióját (ÁNÉR 2011) használtam, mennyiségi különbségeik kimutatására egyszerű statisztikai mérőszámokat ($\bar{X} \pm SD$) és össz fajszámot számoltam. A gyeptípusonként vett 5 legtömegesebb faj szerinti összevetésekre is egyszerűbb statisztikai mérőszámok (min., Q₁, \bar{X} , M_e, Q₃, max.) szolgálták. A 3 gyeptípus ÉFO, SzMT, ill. WB spektrumának összevetéséhez fajszámon alapuló relatív csoportrészesedést és abundanciával súlyozott relatív csoporttömeget számoltam. A gyeptípusok természetességének összevetését az SzMT-hez tartozó P-k kváziátlaga szolgáltatta. A fajok magbankjának tipizálásához a Thompson-féle 3 kategóriás magbank típusrendszert alkalmaztam. A magbank típus adataim értékeléséhez (újszerűség, minőség) 4 referencia adatbázist használtam. A tipizálást a teljes mintaterület alapján és gyeptípusonként is elvégeztem. A florisztikai hasonlóságok kifejezésére Sørensen- (QS), ill. Jaccard-indexet (J) számoltam.

Induktív jellegű elemzések: Az élőhelyi léptékű összevetések során az alkalmazhatósági feltételek teljesülése/sérülése függvényében az egyutas varianciaanalízis (analysis of variance, ANOVA), a Welch ANOVA vagy a Kruskal–Wallis-próba valamelyikét végeztem, post hoc tesztként pedig az előbbi kettőt követően Tukey–Kramer-, az utóbbit követően Mann–Whitney-próbát. A mennyiségek F és A mélységintervallumok közötti összevetésére páros t-próbát vagy Wilcoxon-féle előjeles rangpróbát alkalmaztam. A finomléptékű kapcsolatvizelések annak feltárására irányultak, hogy a talajnedvesség-tartalom – a többi talajparaméter ráhatását sem hagyva figyelmen kívül – együtt mozog-e a vegetációval, vagy a magbankkal. Ennek első lépcsőfokán dimenziócsökkentő főkomponens-analízist (principal component analysis, PCA) végeztem a talajparamétereken, kinyertem a főkomponenseket (PC), és általánosított legkisebb négyzetek (generalized least squares, GLS) módszerre épülő lineáris regressziós modellel vizsgáltam a PC-k kapcsolatát először a vegetációval, majd a magbankkal. Az elemzés második lépcsőfokán a PC-k helyett a talajparamétereket vontam be a modellbe. Két változó közötti további kapcsolatkereséshez – a Pearson-féle korreláció feltételének sérülése miatt – Spearman-féle rangkorrelációt számoltam. Alkalmazott statisztikai programok: Past, R.

A talaj főbb jellemzői: A talajnedvesség-tartalom lejtőmenti változása markáns nedvességgradienst tükrözött, a mintaterületek tehát a célnak megfelelőek voltak. A többi talajparaméter közül Sajókápolnán a CaCO₃ (lejtőközépi csúcs) és a K_A (tszf-i magassággal csökkent), Tihanyban a CaCO₃ (magassággal nőtt) és a vo. össz. sótartalom (magassággal csökkent) mutatott olyan kontrasztos változást a lejtőn, hogy hatása (ha van) a magbankban érzékelhető lehet.

A vegetáció főbb jellemzői: Lejtőmenti változását tekintve a borítás Sajókápolnán a magassággal nőtt, míg Tihanyban némileg csökkent. A diverzitás (fajszám, Shannon-index) a lejtő mentén nem egyirányba változott. Az FCM klaszteranalízis, a terepszemle és az LDA elemzés révén igazoltam 3 eltérő vízháztartású gyeptípus sávok elkülönülését a lejtőn. Ezeket ettől fogva – a vegetáció relatív nedvességigényére utalva – nedves, ökoton és száraz gyeptípusnak (a továbbiakban „NGyT”, „ÖGyT” és „SzGyT”) neveztem. A lehatárolás

értelmében az NGyT-re reprezentatívak voltak a transzektek legalsó lejtőpozíciójú és az azokat közvetlenül követő kvadrátjai (össz. 6 db), az SzGyT-re reprezentatívak voltak a transzektek legfelső lejtőpozíciójú és az azokat közvetlenül megelőző kvadrátjai (össz. 6 db), és az ÖGyT-re reprezentatívak voltak az ezek között elhelyezkedő kvadrátok (össz. 18 db (Sajókápolna) vagy 15 db (Tihany)), a továbbiakban az élőhelyi léptékű elemzéseket ezeknek megfelelően végeztem. Az élőhelyosztályozás szerint az NGyT esetében ún. nem zombékoló magassásrét-ről (kód: B5); az SzGyT esetében Sajókápolnán ún. félszáraz irtásrét-ről (kód: H4), Tihanyban ún. köves talajú lejtőszyepről (kód: H3a) beszélhetünk. Az ÖGyT nevű egység az NGyT—SzGyT átmenete. A 3 gyeptípus borítását tekintetében szignifikánsan eltért egymástól (bár lényeges, hogy Tihanyban sehol nem esett 100% alá), míg a diverzitás (fajszaám, Shannon-index) tekintetében egyöntetűbb volt. Tihanyban mindegyik gyeptípusban relatíve kiegyensúlyozott volt a borítás megoszlása az 5 legtoéegesebb faj között, Sajókápolnán ez az NGyT-ben nem volt igaz, ott a *Carex acutiformis* monodomináns volt. Az ÉFO spektrum az évelők dominanciáját mutatta mindegyik gyeptípusban. A 3 gyeptípus SzMT spektruma Sajókápolnán eltért egymástól, az NGyT főként kompetíciót, de stresszt és zavarást is tükrözött, az SzGyT főleg stressz, de zavarás és kompetíció jeleit is mutatta, az ÖGyT főként zavarást tükrözött. A 3 gyeptípus SzMT spektruma Tihanyban a zavarástűrók dominanciájában hasonlított, emellett az NGyT és az ÖGyT kompetíció, az SzGyT pedig stressz jeleit is mutatta. A természetesség az NGyT-ben jobb (Sajókápolna), vagy hasonló (Tihany) volt, mint az SzGyT-ben, és jobb volt, mint az ÖGyT-ben. A 3 gyeptípus WB spektruma a vártak megfelelően tért el egymástól.

A magbank főbb jellemzői: A magdenzitás tág határok között és nem egyirányba változott a lejtőn, és nem egyirányba változott a diverzitás (fajszaám, Shannon-index) sem. A 2 mintaterület alapján össz. 157 faj magbank típusának a megállapítására tettem kísérletet. Ezek legnagyobb %-a tranziens, legkisebb %-a hosszú távú perzisztens volt, amely a gyepi fajok nagy számával függhetett össze. Referencia adatbázisokkal összevetve, ezek közül 19 db első közlés értékű volt európai viszonylatban. A megfelelő összevonásokkal megalkotott 3 WB-kategória-csoport magbank típus összetételének összehasonlításával igazolódott, hogy a perzisztens magbankú fajok tranziens magbankúakéhoz mért képviselete a WB10—7 (nagy nedvességigényű-) csoporttól a WB6—4 (közepes nedvességigényű-) csoporton át a WB3—1 (kis nedvességigényű-) csoportig csökkent. A WB10—7 csoport képviselőinek tetemes része a perzisztens főkategórián belül is rövid távúval rendelkezett. A 3 gyeptípus átlagos magdenzitás tekintetében szignifikánsan eltért egymástól úgy, hogy: NGyT > ÖGyT > SzGyT. Diverzitás-átlag (fajszaám, Shannon-index) tekintetében nem (Sajókápolna), vagy csak kis (Tihany) különbség volt kimutatható a 3 gyeptípus között. Mind a 3 gyeptípusban igazolást nyert, hogy az F magbankja denzitás és fajszaám tekintetében is szignifikánsan felülmúlja az A-ét. Az $\frac{A}{F}$ hányados a denzitás tekintetében az NGyT-ben hasonló (Sajókápolna), vagy kisebb (Tihany) volt, mint az SzGyT-ben, és kisebb volt, mint az ÖGyT-ben. Az $\frac{A}{F}$ hányados a diverzitás tekintetében az NGyT-ben nagyobb (Sajókápolna), vagy kisebb (Tihany) volt, mint az SzGyT-ben, és kisebb volt, mint az ÖGyT-ben. Abszolút értelemben viszont az A denzitása és diverzitása is nagyobb volt az NGyT-ben, mint az SzGyT-ben, azaz előbbi gyeptípus nagyobb perzisztens bázissal rendelkezett. Az 5 legtoéegesebb fajt Sajókápolnán nagyobbbrészt higrofiták, kisebbbrészt gyomok adták, míg Tihanyban fordítva. Tihanyban mindegyik gyeptípusban relatíve kiegyensúlyozott volt a magdenzitás megoszlása az 5 legtoéegesebb faj között, nem volt ez így Sajókápolnán az NGyT-ben, ahol a *Lythrum salicaria* monodomináns volt, és az ÖGyT-ben, ahol az *Erigeron annuus* rendelkezett kimagasló átlaggal. Példázták ezek a vizes élőhelyi fajok gyomkarakterűekéhez hasonlóan nagy magbank építési hajlamát. Egyébiránt, mindegyik gyeptípusra igaz volt, hogy a magbank legnagyobb tömegét kevés faj adta (külö-

nösen Sajókápolnán), és az aggregáltság már a nagy abundanciájú fajok esetében is jelentkezett. Az ÉFO spektrum tekintetében a 3 gyeptípus Tihanyban hasonlított egymásra, az évelők dominanciája jellemezte azokat, Sajókápolnán eltért egymástól, és az évelők nagy képviselete mellett tekintélyes volt az egyéveseké is (utóbbi főként az ÖGyT-ben és az SzGyT-ben). A 3 gyeptípus SzMT spektruma Sajókápolnán eltért egymástól, az NGyT-ben a stressztűrők, az ÖGyT-ben a ruderálisok domináltak, az SzGyT-ben a stressztűrők és a ruderálisok is számottevők voltak. A 3 gyeptípus SzMT spektruma Tihanyban a zavarástűrők dominanciája miatt meglehetősen hasonlított, emellett az NGyT kompetíció, az SzGyT pedig stressz jeleit is mutatta. A természetesség az NGyT-ben hasonló (Tihany), vagy kissé jobb (Sajókápolna) volt, mint az SzGyT-ben, és sokkal jobb volt, mint az ÖGyT-ben. A 3 gyeptípus WB spektruma Sajókápolnán egyöntetűbb volt, mindegyikben a nagyobb nedvességigényűek domináltak, Tihanyban markánsabb WB szerinti zonáció alakult ki, de az sem követte teljesen a vegetáció zonációját.

A vegetáció és a talajnedvesség lejtőmenti változásának kapcsolatára vonatkozó főbb eredmények: A PCA analízis igazolta a talajnedvesség-tartalom döntő szerepét a talajparaméterek között, PC-ivel megteremtette továbbá az alapadatokat a kapcsolatkeresés durvább szintjéhez. A GLS módszerre épülő lineáris regressziós modellekkel végzett többlépcsős elemzés kimutatta, hogy a talajban működő kölcsönhatások rendszerében, a többi talajparaméter ráhatásával egységben a talajnedvesség állt legerősebb kapcsolatban a vegetáció fajszámával (Sajókápolna, Tihany) és borításával (Sajókápolna) úgy, hogy ez a kapcsolat az adott élőhelytípusok átmenetében az adott nedvességtartományon belül szignifikáns negatív együttmozgást jelentett.

A magbank és a talajnedvesség lejtőmenti változásának kapcsolatára vonatkozó főbb eredmények: A vegetációnál leírt modell kimutatta, hogy a talajban működő kölcsönhatások rendszerében a talajnedvesség állt legerősebb kapcsolatban a magdenzitással (Sajókápolna, Tihany) úgy, hogy ez a kapcsolat az adott élőhelytípusok átmenetében az adott nedvességtartományon belül szignifikáns pozitív együttmozgást jelentett. A magbank fajszámára hasonló kapcsolatot Sajókápolnán sikerült kimutatni. Átfogóan értékelve az eddigieket, a magdenzítás és a talajnedvesség pozitív kapcsolata a növény komponens oldaláról alapvetően a nedvességgradiens nedves végén kulmináló, nagyobb nedvességigényű fajok jellemzően sűrű, perzisztens, lassan ürülő magbankjának, és ezzel egyidejűleg a nedvességgradiens száraz végén tetőző, kisebb nedvességigényű fajok jellemzően sporadikus és/vagy tranzienst, gyorsan ürülő magbankjának köszönhető, de Tihanyban közrejátszhatnak a trend kialakulásában olyan véletlen egybeesések is, mint a nedvességgradiens nedves végének és középső részének ruderálisabb jellege, amely szintén sűrű perzisztens magbankot predesztinál, ill. ezzel egyidejűleg a nedvességgradiens szárazabb végének erősen meszes talajához kötődő fajok jellemzően csekély magbank építési hajlama. Ez a trend a talaj komponens oldaláról is kaphatott több/kevesebb felerősítést a talajnedvesség-, az O₂-tartalom és a patogén gombák arányának függvényében.

A vegetáció és a magbank lejtőmenti változásának kapcsolatára vonatkozó főbb eredmények: Sajókápolna példáján nem szignifikáns, de gyenge negatív kapcsolatot kimutattam a borítás és a magdenzítás között. Ez, mindamelllett, hogy tükröződhet benne a magdenzítás és a talajnedvesség viszonya (vö. a fenn leírt kapcsolatok), utalhat arra is, hogy a nagy borítás negatívan hat a magdenzításra (a mikroklíma megváltoztatásával gombafertőzés előmozdítása).

A vegetáció és a magbank közötti főbb hasonlóságok az egyes gyeptípusokban: Az abundanciákat tekintve, a vegetációban kisebbek voltak a szélsőségek, mint a magbankban. A diverzitásokat tekintve, a vegetáció diverzitása nagyobb volt, mint a magbanké, ám az NGyT-ben kisebb volt azok között a különbség, mint a másik 2 gyeptípusban. A magbank és a vegetáció közötti florisztikai hasonlóság az NGyT-ben nagyobb volt, mint az SzGyT-ben, de kisebb volt, mint a fajgyűjtő ÖGyT-ben. A vegetáció—magbank közös fajokat Sajókápolnán az NGyT-ben zömében higrofiták, az SzGyT-ben nagyrészt szárazgyepi, az ÖGyT-ben döntően gyomkarak-

terű fajok adták, míg Tihanyban az NGyT-ben higrofiták és/vagy gyomkarakterű fajok, az SzGyT-ben jórészt ruderalis szárazgyepi fajok, az ÖGyT-ben elsősorban gyomkarakterű fajok adták. A sajókápolnai mintaterületen az NGyT-ben és az ÖGyT-ben a kiszámíthatatlanabb hidrológiai viszonyokkal összefüggő zavartság, míg az SzGyT-ben a stabilitás magyarázta a hasonlóság talált mértékét. A tihanyi mintaterületen az SzGyT-ben a csak mérsékeltebben érvényesülő, míg az NGyT-ben és az ÖGyT-ben az intenzívebben érvényesülő antropogén zavarás magyarázta a hasonlóság kimutatott mértékét. Az abundáns fajokat tekintve, az NGyT vegetációjának abundáns fajai közül többen tartottak fenn sűrű és/vagy (legalább rövid távú) perzisztens magbankot, mint az SzGyT-i közül, és mint az ÖGyT-i közül. Ebben a vonatkozásban Sajókápolnán a *Carex acutiformis*, Tihanyban a *Poa trivialis* hangsúlyos. A magbank abundáns fajainak zöme perzisztens volt; a vegetációban kis részük hiányzott vagy abundáns volt, nagy részük kis borítású volt (értékesebb: *Pseudolysimachion longifolium*, *Lychnis flos-cuculi*). A fentiek értelmében a sajókápolnai mintaterületen az NGyT magbankból való spontán felújulási esélye nem teljes, de jobb, mint az SzGyT-é. A tihanyi mintaterületen – bár nem az eredeti – de szintén egy nagyobb nedvességigényű vegetáció felújulása kaphat érdemibb támogatást a magbankból. Jóllehet, a degradációtól számított 5 éven túl a felújulási kilátások e nedves gyeptípusokra is jelentősen romlanak. Az SzGyT-ben és az ÖGyT-ben veszélyt jelenthet a jelentős gyommagbank. Az abundáns fajok gyeptípusonkénti magbank tipizálása lehetőséget adott arra, hogy a növény által predesztinált magbank típus mellett a talaj esetleges módosító hatását is tetten érjük. A *Carex acutiformis* (Sajókápolna), a *Verbena officinalis* és az *Achillea collina* (Tihany) esete arra utalt, hogy egyazon fajt eltérő környezeti adottságok között eltérő magbank típus jellemezheti. Esetükben emögött egyrészt a magvak talajnedvességgel szembeni toleranciája, másrészt a növény csírázási körülményekhez való adaptációja (mágméret) sejthető.

Az eltérő vízháztartású gyepek magbankjára és annak környezeti kapcsolatrendszerére vonatkozó eredményeim a maguk szűkebb értelmezésében is hasznosak a helyi természetvédelem számára, de tágabb kiterjesztésükben még értékesebbek a restaurációs ökológiai felhasználhatóságuk okán. Eredményeim trend jelleggel kiterjeszthetők a mérsékelt égöv alatt kialakult, irtásrét és lejtősztyep jellegű élőhelyek stabilabb képviselőire, továbbá magassásrét jellegű élőhelyek csak moderáltan megjósolható hidrológiájú képviselőire. Utóbbiaktól nagyobb valószínűséggel várhatjuk, hogy jellemző fajaik közül sokan képesek mag alakban átvészelni a rövidebb (≤ 5 év) aszályt, majd abból felújulni. A stabilabb irtásrétek és lejtősztyepek magbankjából nem várhatjuk a spontán felújulást degradáció után. Összefüggő következtetésként levonható, hogy egy moderáltan megjósolható hidrológiájú vizes élőhely 5 éven túli kiszáradása és vízkészletrendezésének elhanyagolása gyomos, vagy legfeljebb olyan új szárazságtűrő vegetációnak adhat teret, amely – nem lévén képes a magbankból való regenerációra – további degradáció nyomán gyomosodásnak indul, végül fajokban teljesen elszegényedhet.

Az értekezésben felhívtam a figyelmet több, a magbank értelmezését nehezítő módszertani gyengeségre, köztük a mintavétel és a magbank tipizálás Achilles-sarkára. Javaslatot tettem a fajok magbank típus adatainak egzakt, bővített információkkal (talaj-élőhelytípus-nedvességindikáció) való közlési formájára, amely segítheti az azok közötti divergencia értelmezését. Hangsúlyoztam, és újfent hangsúlyozom a különböző élőhelyek magbankjára vonatkozó információ bővítésének fontosságát, és ezzel párhuzamosan a talaj—növény—mag rendszerben működő kölcsönhatások megértésére irányuló kutatások folytatásának szükségességét. A folytatáshoz a magam részéről több tervet is megfogalmaztam.

7. SUMMARY

SOIL SEED BANK EXAMINATIONS IN GRASSLAND TYPES WITH DIFFERENT WATER REGIME

One of the most important tasks of our time is to learn about the recovery potential provided by the soil seed bank (hereinafter shortened as “seed bank”) of European grassland- and wetland habitat types threatened by habitat- and diversity loss due to landscape alteration and climate change. There is a particular urgency to explore the seed bank of wetlands more accurately – including their types with grassland physiognomy –, which has been barely explored so far. Likewise, broadening the relatively small information on the web of soil—vegetation—seed bank interactions is also essential. With regard to the impact of climate change on soil parameters, it is a key issue to know, how the very different seed bank of each habitat reacts to its direct environmental changes, and how this affects its potential for recovery. The tolerance of the seeds to soil parameters, as well as the rearrangement of species composition and seed adaptation for new germination conditions of the above-ground recent vegetation (hereinafter shortened as “vegetation”) are also crucial in this respect. Thus, in our changing environment, the prediction of the recovery potential can be correct only with the combined knowledge on the self-dependent state of the seed bank predestinated by the plant and the (direct/indirect) modifying effect of the soil. Motivated by the 2 “hot spots”, I aimed to expand the knowledge on the soil seed bank of grassland types with different water regime and on their web of environmental interactions by the collective evaluation of 1.) the soil seed bank, 2.) the recent above-ground vegetation and 3.) the soil moisture interpreted in the context of major soil parameters, which are examined along the soil moisture gradient (hereinafter shortened as “moisture gradient”) of slopes. In a narrower sense, through the example of grassland types with different water regime, I aimed to explore first what relationship exists between the seed bank quantity (density, diversity) and the soil moisture requirement (hereinafter shortened as “moisture requirement”) of the vegetation; secondly, whether there is a relationship between the seed bank quality (species/abundance texture, naturalness, seed bank type) and the moisture requirement of the vegetation; and thirdly, whether a relationship can be expected between the moisture requirement of the vegetation and its ability to recover from its seed bank. In relation to these, I set up 7 hypotheses.

Two areas with the size of 60×10 m served as study areas for my examinations. One of them was on a South-Southwest-facing toe slope near Sajókápolna, the other was on an East-facing slope near Tihany. Both areas are maintained by mowing. In Sajókápolna, there is an intermittent pond connecting to the bottom of the study area and in Tihany, there is Lake Belső. I set 3 parallel, 60 meters long, non-adjacent, longitudinal transects on each study area. Ten permanent, non-adjacent, 2×2 m plots were assigned in each transect in Sajókápolna and 9 in Tihany. The samplings and surveys were carried out by plots in case of the soil (2012., 2013., one or more times depending on the soil parameters), the vegetation (2013. spring, autumn) and the seed bank (2013. spring). In the frame of the soil examinations, the following soil parameters have been defined from the samples representative for the 0—10 cm depth interval of the soil using laboratory testing methods corresponding to Hungarian standards: soil moisture content (w) [m/m%], consistency according to Arany (K_A), humus content (H) [m/m%], carbonate content (CaCO_3) [m/m%], water-soluble salt content (abbreviation for tables and figures in the dissertation by Hungarian name: “vo. öszs. sótartalom”) [m/m%], pH determined in KCl (pH_{KCl}). In the frame of vegetation surveys, the species were registered and the Braun-Blanquet method-based % cover was estimated. With the derived data, I had the following vegetation data for each plot: list of species, species-specific and total cover (D) [%],

total litter [%], total uncovered surface [%], number of species (S) [pcs], Shannon index (HS). In the frame of seed bank examinations from the samples representative for the 0—5—10 cm soil depth interval (hereinafter “U” refers to the seed bank of the upper, i.e. 0—5 cm, soil depth interval (abbreviation for tables and figures in the dissertation by Hungarian name: “F”), “L” refers to the seed bank of the lower, i.e. 5—10 cm, soil depth interval (abbreviation for tables and figures in the dissertation by Hungarian name: “A”)), I proceeded greenhouse seedling emergence method after conducting ter Heerdt volume reducing procedure and 4 types of dormancy breaking treatments, whereby the species and numbers of individuals were registered. With the derived data, I had the following seed bank data on both the U and L depth intervals of each plot: list of species, species-specific and total seed density (d) [pcs/m²], number of species (S) [pcs], Shannon index (HS). Furthermore, for the lists of species, I had the Raunkiaer’s life form (LF (abbreviation for tables and figures in the dissertation by Hungarian name: “ÉFO”)), Borhidi’s social behaviour type and the belonging naturalness (SBT (abbreviation for tables and figures in the dissertation by Hungarian name: “SzMT”) and P), and relative soil moisture requirement (WB) attributes available. At the first stage, I used descriptive approach, and at the second stage, I used inductive approach for analyses. Within those 1.) habitat- and 2.) finer scale analyses were included.

Descriptive approach for analyses: Fine scale changes in quantities along the slope were revealed by simple statistical measures ($\bar{X} \pm SD$). For habitat-scale analyses, the 3 grassland types with assumedly different water regime were demarcated by fuzzy c-means clustering (FCM). This clustering was based on the cover-weighted WB of the vegetation-forming species. The demarcation was adjusted in the light of field inspection, and then I checked it with linear discriminant analysis (LDA) performed on the set of soil parameters and vegetation properties. For the habitat classification of the 3 grassland types, I used the 2011 version of the General National Habitat Classification System (abbreviation for occurrences in the dissertation by Hungarian name: “ÁNÉR”), and I calculated simple statistical measures ($\bar{X} \pm SD$) and total species number to reveal their quantitative differences. Simple statistical measures (min., Q₁, \bar{X} , Me, Q₃, max.) were also used for comparing the grassland types by their most abundant 5 species. For comparing the LF, SBT and WB spectrum of the 3 grassland types, I calculated species number-based and abundance-weighted group contribution. The comparison for the naturalness of the grassland types was served by the quasi mean of the Ps belonging to the SBT. For the classification of the seed bank of a species, I used Thompson’s 3-category seed bank classification system. To evaluate my data on a species’ seed bank type (novelty, quality), I used 4 reference databases. Classification was performed by the total study areas and also by grassland types. To express floristic similarities, I calculated Sørensen- (QS) and Jaccard index (J).

Inductive approach for analyses: Depending on the fulfilment or violation of applicability criteria, I performed either one-way analysis of variance (ANOVA), or Welch’s ANOVA, or Kruskal–Wallis test, and as post hoc test, Tukey–Kramer pairwise test after the former 2 and Mann–Whitney pairwise test after the latter during the habitat-scale comparisons. To compare the quantities between the U and L depth intervals, I used two-sample paired t-test or Wilcoxon signed rank test. The fine-scaled relationship analyses were aimed at exploring whether there is a relationship between the soil moisture content – not ignoring the effects of other soil parameters – and the vegetation or the seed bank. At the first stage, I performed dimension reducing principal component analysis (PCA) on the soil parameters, I extracted the principal components (PC), and I examined the relationship of the PCs by a linear regression model based on the generalized least squares (GLS) method first with the vegetation and then with the seed bank. At the second stage of the analysis, instead of PCs, I involved soil parameters in the model. To further search for relationships between 2 variables – due to a violation of the criterion for Pearson’s correlation – I calculated Spearman’s rank correlation. The statistical programs used: Past, R.

Main features of the soil: The change in soil moisture content along the slope reflected a strong moisture gradient, which means that the study areas were suitable for my purpose. Among the other soil parameters, CaCO₃ (mid-slope peak) and K_A (decreased with increasing altitude) in Sajókápolna, CaCO₃ (increased with increasing altitude) and water-soluble salt content (decreased with increasing altitude) in Tihany showed such contrasting change on the slope that their effect (if any) should be detectable in the seed bank.

Main features of the vegetation: Regarding its change along the slope, the cover increased with the altitude in Sajókápolna, while in Tihany it slightly decreased. The diversity (species number, Shannon index) fluctuated along the slope. Through FCM cluster analysis, field inspection and LDA analysis, I verified the zonation of the 3 grassland types with different water regime on the slope. From then on, I refer to them as wet, ecotone and dry grassland types (hereinafter “WGT”, “EGT” and “DGT” (abbreviation for tables and figures in the dissertation by Hungarian name: “NGyT”, “ÖGyT”, “SzGyT”)), referring to the relative moisture requirement of the vegetation. According to the demarcation, the plots with the lowest slope position in the transects and the ones immediately following them (6 in total) were representative for the WGT, the plots with the highest slope position in the transects and the ones immediately preceding them (6 in total) were representative for the DGT, and the plots located between these (a total of 18 (Sajókápolna) and 15 (Tihany)) were representative for the EGT. I performed habitat-scale analyses accordingly. Based on the habitat classification, the WGT corresponds to the so-called non-tussock tall-sedge beds (code: B5); the DGT in Sajókápolna corresponds to the so-called semi-dry grasslands (code: H4), and in Tihany to the so-called slope steppes on stony soils (code: H3a). The unit called EGT is the transition between the WGT and the DGT. The 3 grassland types differed significantly in terms of mean cover (although it is important that it did not fall below 100% anywhere in Tihany), while they were more uniform in terms of diversity (species number, Shannon index). In Tihany, the distribution of cover among the 5 most abundant species was relatively balanced in each grassland type. In Sajókápolna, this was not true in the WGT, as *Carex acutiformis* was monodominant there. The LF spectrum showed the dominance of perennials in each grassland type. The SBT spectrum of the 3 grassland types in Sajókápolna differed, the WGT mainly reflected competition but also stress and disturbance, the DGT showed mainly signs of stress but also disturbance and competition, the EGT mainly reflected disturbance. The SBT spectrum of the 3 grassland types in Tihany were similar as disturbance tolerant species were dominant in each; in addition, the WGT and the EGT showed signs of competition, and besides these, the DGT showed signs of stress as well. Naturalness of the WGT was similar (Tihany) or better (Sajókápolna) than that of the DGT and far better than that of the EGT. The WB spectrum of the 3 grassland types differed in the expected way.

Main features of the seed bank: The seed density and the diversity (species number, Shannon index) fluctuated along the slope, the former between a wide range. Based on the 2 study areas, I made an attempt to determine the seed bank types of 157 species in total. The highest percentage of these were transient and the lowest percentage were long-term persistent, which may have been associated with the large number of grassland species. Compared to reference databases, 19 of these turned out to be the first publications in Europe. Comparing the seed bank type composition of the 3 WB category groups formed by appropriate merges, it was confirmed that the representation of species with persistent seed bank as compared to species with transient seed bank decreased from the WB10—7 (high moisture requirement) group through the WB6—4 (medium moisture requirement) group to the WB3—1 (low moisture requirement) group. Most of the species from the WB10—7 group were short-term persistent within the persistent main category. The 3 grassland types differed significantly in terms of mean seed density, in particular: WGT > EGT > DGT. There was no (Sajókápolna) or only a small (Tihany) difference in the mean diversity (species number, Shannon index) among the 3 grassland types. It was confirmed in all 3 grassland types, that the seed bank of the U

significantly exceeds that of the L in terms of both density and species number. In terms of density, the $\frac{L}{V}$ ratio was similar (Sajókápolna) or lower (Tihany) in the WGT than in the DGT and lower than in the EGT. In terms of diversity, the $\frac{L}{V}$ ratio was higher (Sajókápolna) or lower (Tihany) in the WGT than in the DGT and lower than in the EGT. At the same time, in absolute terms, both the density and diversity of the L were higher in the WGT than in the DGT, thus the former had a larger persistent stock. Among the 5 most abundant species in Sajókápolna the hygrophytes outnumbered the weeds, while in Tihany the opposite was the case. In Tihany, the distribution of seed density among the 5 most abundant species was relatively balanced in each grassland type. This was not the case in Sajókápolna in the WGT, where *Lythrum salicaria* was monodominant, and in the EGT, where *Erigeron annuus* had a remarkably high mean. These exemplified the tendency of wetland species to build a large seed bank, similarly to species with weedy character. Furthermore, it was true for each grassland type that the largest mass of the seed bank originated from a few species (especially in Sajókápolna), and aggregation was already present in the case of the abundant species. In terms of the LF spectrum, the 3 grassland types were similar in Tihany: they were characterized by the dominance of perennials; and they differed in Sajókápolna: besides the large representation of perennials, the presence of annuals were also considerable (the latter mainly in the EGT and in the DGT). The SBT spectrum of the 3 grassland types differed in Sajókápolna. The stress tolerants dominated in the WGT, the ruderals dominated in the EGT, while the stress tolerants and ruderals were both pronounced in the DGT. The SBT spectrum of the 3 grassland types in Tihany were quite similar due to the dominance of the disturbance tolerants, but besides this, the WGT showed signs of competition and the DGT showed signs of stress as well. Naturalness of the WGT was similar (Tihany) or moderately better (Sajókápolna), than that of the DGT, and far better than that of the EGT. The WB spectrum of the 3 grassland types was more uniform in Sajókápolna: the ones with higher moisture requirement dominated in each of them. In Tihany, a more pronounced WB zonation evolved, but even then it did not fully follow the zonation of the vegetation.

Main results on the relationship between the soil moisture and the vegetation in terms of their changes along the slope: The PCA analysis confirmed the crucial role of soil moisture content among soil parameters. The PCs of the analysis provided the raw data for exploring relationships on a coarser level. Multiple-stage analysis with linear regression models based on the GLS method showed that in the web of soil interactions, jointly with the effect of other soil parameters, the soil moisture was most strongly related to the species number (Sajókápolna, Tihany) and the cover (Sajókápolna) of the vegetation, in such way that it was a significant negative relationship within the given moisture range in the transition of the given habitat types.

Main results on the relationship between the soil moisture and the seed bank in terms of their changes along the slope: The model described for the vegetation showed that in the web of soil interactions, soil moisture was most closely related to the seed density (Sajókápolna, Tihany), in such way that it was a significant positive relationship within the given moisture range in the transition of the given habitat types. A similar relationship to the species number of the seed bank was detected in Sajókápolna. Overall, the positive relationship between seed density and soil moisture on the plant component side is essentially due to species culminating in the wet end of the moisture gradient with higher moisture requirement, which species typically have a dense, persistent, slowly depleting seed bank, and at the same time due to species culminating in the dry end of the moisture gradient with lower moisture requirement, which species typically have sporadic and/or a transient, rapidly depleting seed bank. Besides these, in Tihany, coincidences such as the more ruderal nature of the wet end and middle part of the moisture gradient, which also predestinates a dense persistent seed bank, may also play a role in the development of the trend, and at the same time, the fact that species related to the strongly calcareous soil of the drier end of the moisture gradient typically have a low tendency to build a seed bank. This trend may also have received more/less amplification from the soil component side depending on the ratio of soil moisture, O₂ content, and pathogenic fungi.

Main results on the relationship between the vegetation and the seed bank in terms of their changes along the slope: In the example of Sajókápolna, I found a non-significant but weak negative relationship between the cover and the seed density. Although, it may reflect the relationship between the seed density and the soil moisture (cf. the relationships described above), this may also suggest that high cover has a negative effect on seed density (promoting fungal infection by changing the microclimate).

Main similarities between the vegetation and the seed bank in each grassland type: In terms of abundances, the extremes in the vegetation were lower than in the seed bank. In terms of diversity, the diversity of the vegetation was higher than that of the seed bank, but the difference between them was lower in the WGT than in the other 2 grassland types. The floristic similarity between the seed bank and the vegetation was higher in the WGT than in the DGT, but lower than in the species-accumulative EGT. The shared species between the vegetation and the seed bank were mostly hygrophytes in the WGT, especially dry grassland species in the DGT, and mainly species with weedy character in the EGT in Sajókápolna. The shared species were largely hygrophytes and/or species with weedy character in the WGT, mostly ruderal dry grassland species in the DGT, and mainly weed species in the EGT in Tihany. In the Sajókápolna study area, in the case of the WGT and the EGT, the degree of similarity found can be explained by the disturbance associated with more unpredictable hydrological conditions, while in the case of the DGT, it was because of the stability. In the Tihany study area, the recognized degree of similarity was due to the only moderately prevailing anthropogenic disturbance in the case of the DGT, while it was due to the more intensively prevailing anthropogenic disturbance in the case of the WGT and the EGT. In terms of abundant species, more of the abundant species of the WGT's vegetation reserved a dense and/or (at least short-term) persistent seed bank than those of the DGT and those of the EGT. In this respect, the *Carex acutiformis* in Sajókápolna and the *Poa trivialis* in Tihany was of great importance. Most of the abundant species of the seed bank were persistent; in the vegetation, a small part of them was absent or abundant, a large part of them had a small cover (more valuable: *Pseudolysimachion longifolium*, *Lychnis flos-cuculi*). In the light of the foregoing, the chance of spontaneous recovery of the WGT from the seed bank in the Sajókápolna study area is not complete, but better than that of the DGT. In the Tihany study area, the recovery of a vegetation, which is not the original but also has higher moisture requirement, may be supported more substantially by the seed bank. However, beyond 5 years from degradation, the prospects for regeneration also deteriorate considerably for these wet grassland types. In the DGT and in the EGT, a large weed seed bank can be a threat. The seed bank classification of abundant species by grassland types provided an opportunity to observe the possible modifying effect of the soil on the self-dependent state of the seed bank type predestinated by the plant. The cases of *Carex acutiformis* (Sajókápolna), *Verbena officinalis* and *Achillea collina* (Tihany) suggested that a species may have different seed bank types under different environmental conditions. In their case, on the one hand, the tolerance of the seeds to soil moisture, on the other hand, the adaptation (seed size) of the plant to the germination conditions can be suspected.

My results on the seed bank of grasslands with different water regime and on their web of environmental interactions are useful for local nature conservation in their tighter interpretation, but they are even more valuable in their broader extrapolation since they are useful in restoration ecology. My results can be extrapolated in a trend-like manner to representatives of tall-sedge bed-like habitats with only moderately predictable hydrology, as well as to more stable representatives of semi-dry grassland-like and slope steppe-like habitats, which are formed in the temperate zone. From the former, we are more likely to expect that many of their typical species will be able to survive the shorter (≤ 5 years) drought in seed stage and then recover from it. Spontaneous recovery cannot be expected from the seed banks of more stable semi-dry grasslands and slope steppes after degradation. It can be drawn as a coherent conclusion that the drying out of a wetland with a moderately predictable hydrology

beyond more than 5 years, in the case of the neglect of its water management, may give way to weedy- or at best xero-tolerant vegetation, which upon further degradation leads to weed expansion and may eventually become completely impoverished in species as it cannot recover from the seed bank.

In the dissertation, I drew attention to several methodological weaknesses that make seed bank interpretation difficult, including the Achilles' heel of sampling and seed bank classification. I have proposed an exact form with enhanced data (soil-habitat type-moisture indication) for reporting seed bank types of species, which may help to interpret the intraspecific divergence. I have stressed and I emphasize once again the importance of extending information on seed banks of different habitats and at the same time the need to continue the research to understand the web of soil—plant—seed interactions. For my part, I have set up several commitments for continuation.

8. MELLÉKLETEK

M1. Irodalomjegyzék

- 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet: a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről.
- 4/2004. (I.13.) FVM rendelet: az egyszerűsített területalapú támogatások és a vidékfejlesztési támogatások igényléséhez teljesítendő „Helyes Mezőgazdasági és Környezeti Állapot”, illetve a „Helyes Gazdálkodási Gyakorlat” feltételrendszerének meghatározásáról.
- AARSEN L.W., JORDAN C.Y. (2001): Between-species patterns of covariation in plant size, seed size and fecundity in monocarpic herbs. *Ecoscience* 8: 471—477.
- ABEDI M., BARTELHEIMER M., POSCHLOD P. (2013): Aluminium toxic effects on seedling root survival affect plant composition along soil reaction gradients – a case study in dry sandy grasslands. *Journal of Vegetation Science* 24: 1074—1085.
- ABEDI M., BARTELHEIMER M., POSCHLOD P. (2014): Effects of substrate type, moisture and its interactions on soil seed survival of three *Rumex* species. *Plant and Soil* 374: 485—495.
- AGUADO M., VICENTE M.J., MIRALLES J., FRANCO J.A., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ J.J. (2012): Aerial seed bank and dispersal traits in *Anthemis chrysantha* (Asteraceae), a critically endangered species. *Flora* 207: 275—282.
- AGUIAR M.R., SALA O.E. (1997): Seed distribution constrains the dynamics of the Patagonian steppe. *Ecology* 78: 93—100.
- AKINOLA M.O., THOMPSON K., BUCKLAND S.M. (1998): Soil seed bank of an upland calcareous grassland after 6 years of climate and management manipulation. *Journal of Applied Ecology* 35: 544—552.
- ALBRECHT H., AUERSWALD K. (2003): Arable weed seedbanks and their relation to soil properties. *Aspects of Applied Biology* 69: 11—20.
- ANDERSON L.B. (1971): A study of some seedling characteristics and the effects of competition on seedlings in diploid and tetraploid red clover (*Trifolium pratense* L.). *New Zealand Journal of Agricultural Research* 14: 563—571.
- APONTE C., KAZAKIS G., GHOSH D., PAPANASTASIS V.P. (2009): Characteristics of the soil seed bank in Mediterranean temporary ponds and its role in ecosystem dynamics. *Wetlands Ecology and Management* 18(3): 243—253.
- ARANY I., TÖRÖK P., ASZALÓS R., MATUS G. (2007): Vadkizárás hatásának vizsgálata egy déli-bükki endemikus erdőtársulásban: kompozíció, produktivitás és virágzási siker. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 81—92.
- AULD T.D. (1986): Population dynamics of the shrub *Acacia suaveolens* (Sm.) Willd: Dispersal and the dynamics of the soil seed-bank. *Australian Journal of Ecology* 11: 235—254.
- BAHIN E., BAILLY C., SOTTA B., KRANNER I., CORBINEAU F., LEYMARIE J. (2011): Crosstalk between reactive oxygen species and hormonal signalling pathways regulates grain dormancy in barley. *Plant Cell & Environment* 34: 980—993.
- BAI Y., ROMO J.T., YOUNG J.A. (1995): Influences of temperature, light and water stress on germination of fringed sage (*Artemisia frigida*). *Weed Science* 43: 219—225.
- BAKER H.G. (1972): Seed weight in relation to environmental conditions in California. *Ecology* 53: 997—1010.
- BAKKER J.P. (1989): Nature management by grazing and cutting. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 400 p.
- BAKKER J.P., BOS A.F., HOOGVELD J., MULLER H.J. (1991): The role the seed bank in restoration management of semi-natural grasslands. 449—455. p. In: RAVERA O. (Ed.):

- Terrestrial and aquatic ecosystems: perturbation and recovery. London, United Kingdom: Ellis Horwood, 613 p.
- BAKKER J.P., POSCHLOD P., STRYKSTRA R.J., BEKKER R.M., THOMPSON K. (1996a): Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45(4): 461—490.
- BAKKER J.P., BAKKER E.S., ROSÉN E., VERWEIJ G.L., BEKKER R.M. (1996b): Soil seed bank composition along a gradient from dry alvar to *Juniperus* shrubland. *Journal of Vegetation Science* 7: 165—176.
- BAKOS K., VONA M., EVELPIDOU N., CENTERI Cs. (2008): Potential effects of land use change around the inner lake in Tihany, Hungary – examination of geology, pedology and plant cover/land use interrelations. *Cereal Research Communications* 36(Suppl.): 1479—1482.
- BAPTISTA T.L., SHUMWAY S.W. (1998): A comparison of the seed banks of sand dunes with different disturbance histories on Cape Cod National Seashore. *Rhodora* 100(903): 298—313.
- BARCZI A. (2000): A Tihanyi-félsziget talajai és azok jelentősége az alkalmazkodó mezőgazdasági tájhasználatban. Zirc, Magyarország: Bakonyi Természettudományi Múzeum, 125 p. (A Bakony természettudományi kutatásának eredményei 24.)
- BARCZI A., GYIMÓTHY G. (1997): A Balatoni-Riviéra kistáj és a Tihanyi-félsziget talajképződése. *Földrajzi Értesítő* 46(3—4): 249—262.
- BARCZI A., GRÓNÁS V., NAGY V. (2017): Tájhasználati változások a Tihanyi-félszigeten. *Tájökológiai Lapok* 15(2): 91—98.
- BARCZI A., PENKSZA K., SZALAI D., NAGY V. (2019): A Tihanyi-félsziget központi területén végzett talaj- és növénytársulás-vizsgálatok tájökológiai vetülete. *Tájökológiai Lapok* 17(1): 33—46.
- BARNES P.W., TIESZEN L.L., ODE D.J. (1983): Distribution, production, and diversity of C₃- and C₄-dominated communities in a mixed prairie. *Canadian Journal of Botany* 61: 741—751.
- BARRETT S.C.H. (1978): Heterostyly in a tropical weed: The reproductive biology of the *Tumera ulinifolia* complex (*Turneraceae*). *Canadian Journal of Botany* 56: 1713—1725.
- BARTON L.V. (1965): Dormancy in seeds imposed by the seed coat. 2374—2392. p. In: LANG A. (Ed.): *Differentiation and Development*. *Encyclopedia of Plant Physiology* 532(15). Berlin, Germany: Springer-Verlag, 3010 p.
- BASKIN C.C., BASKIN J.M. (1988): Germination ecophysiology of herbaceous plant species in a temperate region. *American Journal of Botany* 75: 286—305.
- BASKIN J.M., BASKIN C.C. (1989): Physiology of dormancy and germination in relation to seed bank ecology. 53—66. p. In: LECK M.A., PARKER V.T., SIMPSON R.L. (Eds.): *Ecology of soil seed banks*. San Diego, United States of America: Academic Press, 484 p.
- BASKIN C.C., BASKIN J.M. (1998): *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. San Diego, United States of America: Academic Press, 666 p.
- BASKIN J.M., BASKIN C.C. (2004): A classification system for seed dormancy. *Seed Science Research* 14: 1—16.
- BASKIN C. C., BASKIN J.M. (2014): *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. San Diego, United States of America: Academic Press, 1600 p.
- BASKIN C.C., BASKIN J.M., CHESTER E.W. (2003): Seasonal changes in the germination responses of buried seeds of three native eastern North American winter annuals. *Plant Species Biology* 18: 59—66.
- BASTO S., THOMPSON K., PHOENIX G., SLOAN V., LEAKE J., REES M. (2014): Long-term nitrogen deposition depletes grassland seed banks. *Nature Communications* 6: 6185.
- BEAL W.J. (1884): The vitality of seeds. *Society for the Promotion of Agricultural Science* 5: 44—46.

- BEAL W.J. (1886): The vitality of seeds buried in the soil. *Proceedings of the Society for the Promotion of Agricultural Science* 3: 14—15.
- BEAL W.J. (1911): The vitality of seeds buried in the soil. *Proceedings of the Society for the Promotion of Agricultural Science* 31: 21—23.
- BEATTIE A.J., LYONS N. (1975): Seed dispersal in *Viola* (*Violaceae*): adaptations and strategies. *American Journal of Botany* 62: 714—722.
- BEGON M., HARPER J.V., TOWNSEND C.R. (1986): *Ecology: Individuals, populations and communities*. Oxford, United Kingdom: Blackwell, 1068 p.
- BEKKER R.M., BAKKER J.P. (2003): Seed traits: essential for understanding seed longevity. *Aspects of Applied Biology* 69: 1—9.
- BEKKER R.M., VERWEIJ G.L., SMITH R.E.N., REINE R., BAKKER, J.P., SCHNEIDER S. (1997): Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *Journal of Applied Ecology* 34: 1293—1310.
- BEKKER R. M., BAKKER. J.P., GRADIN U., KALAMEES P., MILBERG P., POSCHLOD P., THOMPSON K., WILLEMS H. (1998a): Seed size, shape and vertical distribution in the soil: Indicators of seed longevity. *Functional Ecology* 12: 834—842.
- BEKKER R.M., OOMES M.J.M., BAKKER J.P. (1998b): The impact of groundwater level on soil seed bank survival. *Seed Science Research* 8: 399—404.
- BEKKER R.M., SCHAMINÉE J.H.J., BAKKER J.P., THOMPSON K. (1998c): Seed bank characteristics of Dutch plant communities. *Acta Botanica Neerlandica* 47(1): 15—26.
- BEKKER R.M., KNEVEL I.C., TALLOWIN J.B.R., TROOST E.M.L., BAKKER J.P (1998d): Soil nutrient input effects on seed longevity: a burial experiment with fen-meadow species. *Functional Ecology* 12: 673—682.
- BEKKER R.M., LAMMERTS E.J., SCHUTTERS A., GROOTJANS A.P. (1999): Vegetation development in dune slacks: the role of persistent seeds banks. *Journal of Vegetation Science* 10: 745—754.
- BENCZE J. (1954): Iregszemcse, Pusztapó, Bánkút mezőségi talajainak gyommag-fertőzöttsége. *Agrártudományi Egyetem Agronómiai Kar Kiadványai* 1(3): 3—30.
- BENCZE J. (1956): Szántóföldi gyommagvizsgálatok eredményei Kehida, Mohora és Nagytoldipuszta erdőtalajain. *Agrártudományi Egyetem Agronómiai Kar Kiadványai* 3: 3—22.
- BENCZE J. (1969): A gyommagvak és termések csírázási feltételei. *Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar Közleménye, 1969. évi kötet*: 153—161.
- BENECH-ARNOLD R.L., GHERSA C.M., SANCHEZ A., GARCIA FERNANDEZ A.E. (1988): The role of fluctuating temperatures in the germination and establishment of *Sorghum halepense* (L.) Pers. Regulation of germination under leaf canopies. *Functional Ecology* 2: 311—318.
- BENECH-ARNOLD R.L., SÁNCHEZ R.A., FORCELLA F., KRUK B.C., GHERSA C.M. (2000): Environmental control of dormancy in weed seed banks in soil. *Field Crops Research* 67: 105—122.
- BENOIT D.L., KENKEL N.C., CAVERS P.B. (1989): Factors influencing the precision of soil seed bank estimates. *Canadian Journal of Botany* 67: 2833—2840.
- BENVENUTI S. (1995): Soil light penetration and dormancy of jimsonweed (*Datura stramonium*) seeds. *Weed Science* 43: 389—393.
- BENVENUTI S. (2007): Natural weed seed burial: effect of soil texture, rain and seed characteristics. *Seed Science Research* 17: 211—219.
- BENVENUTI S., MACCHIA M., MIELE S. (2001): Quantitative analysis of emergence of seedlings from buried weed seeds with increasing soil depth. *Weed Science* 49: 528—535.
- BERTILLER M.B. (1998): Spatial patterns of the germinable soil seed bank in northern Patagonia. *Seed Science Research* 8: 39—45.

- BEWLEY J.D., BLACK M. (1982): Physiology and biochemistry of seeds 2: Viability, dormancy, and environmental control. Berlin, Germany: Springer-Verlag, 375 p.
- BEZDEK J.C., EHRLICH, R., FULL, W. (1984): FCM: the fuzzy c-means clustering algorithm. *Computers & Geosciences* 10: 191—203.
- BIGWOOD D.W., INOUE D.W. (1988): Spatial pattern analysis of seed banks: an improved method and optimized sampling. *Ecology* 69: 497—507.
- BILL H.C., POSCHLOD P., REICH M., PLACHTER H. (1999): Experiments and observations on seed dispersal by running water in an Alpine floodplain. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 65: 13—28.
- BLACK J.N. (1958): Competition between plants of different initial seed sizes in swards of subterranean clover (*Trifolium subterraneum* L.) with particular reference to leaf area and the light microclimate. *Australian Journal of Agricultural Research* 9: 299—318.
- BLANEY C., KOTANEN P. (2001): Effects of fungal pathogens on seeds of native and exotic plants: a test using congeneric pairs. *Journal of Applied Ecology* 38: 1104—1113.
- BLANEY C.S., KOTANEN P.M. (2002): Persistence in the seed bank: an experimental comparison of native and alien plants. *Écoscience* 9: 509—517.
- BLAŽEK P., LEPSŠ J. (2015): Victims of agricultural intensification: Mowing date affects *Rhinanthus spp.* regeneration and fruit ripening. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 211: 10—16.
- BOHRER G., NATHAN R., KATUL G.G., WALKO R.L., AVISSAR R. (2008): Effects of canopy heterogeneity, seed abscission, and inertia on wind-driven dispersal kernels of tree seeds. *Journal of Ecology* 96: 569—580.
- BONIS A. (1998): Coexistence in a variable and unpredictable habitat: the importance of the seed bank and contrasted regeneration niche for annual plants in temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie. Advances in Limnology* 52: 53—69.
- BONIS A., LEPART J., GRILLAS P. (1995): Seed bank dynamics and coexistence of annual macrophytes in a temporary and variable habitat. *Oikos* 74: 81—92.
- BORHIDI A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungaria* 39(1—2): 97—181.
- BOSSUYT B., HERMY M. (2001): Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. *Ecography* 24: 225—238.
- BOSSUYT B., HERMY M. (2004): Seed bank assembly follows vegetation succession in dune slacks. *Journal of Vegetation Science* 15: 449—456.
- BOSSUYT B., BUTAYE J., HONNAY O. (2006): Seed bank composition of open and overgrown calcareous grassland soils – a case study from Southern Belgium. *Journal of Environmental Management* 79: 364—371.
- BOSSUYT B., HONNAY O. (2008): Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19: 875—884.
- BOSSUYT B., HEYN M., HERMY M. (2002): Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. *Plant Ecology* 162: 33—48.
- BOSSUYT B., COSYNS E., HOFFMANN M. (2007): The role of soil seed banks in the restoration of dry acidic dune grassland after the burning of *Ulex europaeus* scrub vegetation. *Applied Vegetation Science* 10: 131—138.
- BOTTA-DUKÁT Z. (2010): A cönológiai adatbázisok alkalmazása a vegetációkutatásban: módszerfejlesztések és esettanulmányok. MTA doktori értekezés. Vácrátót, Magyarország, 165 p.
- BOULTON A.J. (2003): Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 48: 1173—1185.

- BOULTON A.J., BROCK M.A. (1999): Australian freshwater ecology. Processes and management. Adelaide, Australia: Gleneagles Publishing, 250 p.
- BÓZSING E., CSONTOS P., CSERESNYÉS I. (2006): Hőkezelés hatása a nyúlzapuka (*Anthyllis vulneraria* L.) magvainak csírázóképeségére. Acta Agronomica Óváriensis 48: 19—30.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR Zs., KUN A. (2011): Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. Vácrátót, Magyarország: MTA ÖBKI, 441 p.
- BRAUN-BLANQUET J. (1951): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Wien, Austria: Springer-Verlag, 631 p.
- BRENCHLEY W.E. (1918): Buried weed seeds. Journal of Agricultural Science 9: 1—31.
- BROCK M.A., NIELSON D.L., SHIEL R.J., GREEN J.D., LANGLEY, J.D. (2003): Drought and aquatic community resilience: the role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands. Freshwater Biology 48: 1207—1218.
- BROWN A., OOSTERHUIS C. (1981): The role of buried seeds in coppicewoods. Biological Conservation 21: 19—38.
- BUDELSKY R.A., GALATOWITSCH S.M. (1999): Effects of moisture, temperature, and time on seed germination of five wetland Carices: implications for restoration. Restoration Ecology 7: 86—97.
- BUENO C.G., REINÉ R., ALADOS C.L., GÓMEZ-GARCÍA D. (2011): Effects of large wild boar disturbances on alpine soil seed banks. Basic and Applied Ecology 12: 125—133.
- BURDON J.J. (1987): Diseases in plant population biology. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 222 p.
- BURDON J.J., SHATTOCK R.C. (1980): Disease in plant communities. Applied Biology 5: 145—219.
- BURKE M.J.W., GRIME J.P. (1996): An experimental study of plant community invasibility. Ecology 77: 776—790.
- BURMEIER S., DONATH T.W., OTTE A., ECKSTEIN R.L. (2010a): Rapid burial has differential effects on germination and emergence of small- and large-seeded herbaceous plant species. Seed Science Research 20: 189—200.
- BURMEIER S., ECKSTEIN R.L., OTTE A., DONATH T.W. (2010b): Desiccation cracks act as natural seed traps in flood meadows. Plant & Soil 333: 351—364.
- BURROWS F.M. (1986): The aerial motion of seeds, fruits, spores and pollen. 1—47. p. In: MURRAY D.R. (Szerk.): Seed dispersal. Sidney, Australia: Academic Press, 322 p.
- BUZÁS I. (Szerk.) (1988): Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei. Budapest, Magyarország: Mezőgazdasági Kiadó, 243 p.
- BUZÁS I. (Szerk.) (1993): Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1. A talaj fizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata. Budapest, Magyarország: INDA 4231 Kiadó, 357 p.
- CABALLERO I., OLANO J.M., LOIDI J., ESCUDERO, A. (2003): Seed bank structure along a semi-arid gypsum gradient in Central Spain. Journal of Arid Environments 55: 287—299.
- CADENASSO M.L., PICKETT S.T.A. (2001): Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. Conservation Biology 15(1): 91—97.
- CAVERS P.B. (1983): Seed demography. Canadian Journal of Botany 61: 3578—3590.
- CAVERS P.B., BENOIT D.L. (1989): Seed banks in arable land. 309—328. p. In: LECK M.A., PARKER V.T., SIMPSON R.L. (Eds.): Ecology of soil seed banks. San Diego, United States of America: Academic Press, 484 p.
- CENTERI Cs. (2002): The role of vegetation cover in the control of soil erosion on the Tihany peninsula. Acta Botanica Hungarica 44(3—4): 285—295.
- CERABOLINI B., CERIANI R.M., CACCIANIGA M., DE ANDREIS R., RAIMONDI B. (2003): Seed size, shape and persistence in soil: a test on Italian flora from Alps to Mediterranean coasts. Seed Science Research 13: 75—85.

- CHAMBERS J.C., MACMAHON J.A. (1994): A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 25: 263—292.
- CHAMPNESS S.S., MORRIS K. (1948): Populations of buried viable seeds in relation to contrasting pasture and soil types. *Journal of Ecology* 36: 149—173.
- CHANG E.R., JEFFERIES R.L., CARLETON T.J. (2001): Relationship between vegetation and soil seed banks in an arctic coastal marsh. *Journal of Ecology* 89: 367—384.
- CHAPIN F.S. (1993): Physiological control over plant establishment in primary succession. 161—178. p. In: MILES J., WALTON D.W.H. (Eds.): *Primary succession on land*. Oxford, United Kingdom: Blackwell, 309 p.
- CHAUVEL B., GASQUEZ J., DARMENCY H. (1989): Changes of weed seed bank parameters according to species, time and environment. *Weed Research* 29: 213—219.
- CHIPPINDALE H.G., MILTON W.E.J. (1934): On the viable seeds present in the soil beneath pastures. *Journal of Ecology* 22: 508—531.
- CLARK D.L., WILSON M.W. (2003): Post-dispersal seed fates of four prairie species. *American Journal of Botany* 90(5): 730—735.
- CLÉMENT B., TOUFFET J. (1990): Plant strategies and secondary succession on Brittany heatlands after severe fire. *Journal of Vegetation Science* 1: 195—202.
- CONNOLLY B.M., ORROCK J.L. (2015): Climatic variation and seed persistence: freeze–thaw cycles lower survival via the joint action of abiotic stress and fungal pathogens. *Oecologia* 179: 609—616.
- COOMES D.A., GRUBB P.J. (2003): Colonization, tolerance, competition and seed-size variation within functional groups. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 283—291.
- COOPER E.J., ALSOS I.G., HAGEN D., SMITH F.M., COULSON S.J., HODKINSON I.D. (2004): Plant recruitment in the High Arctic: seed bank and seedling emergence on Svalbard. *Journal of Vegetation Science* 15: 115—224.
- CORNELISSEN J.H.C., LAVOREL S., GARNIER E., DÍAZ S., BUCHMANN N., GURVICH D.E., REICH P.B., TER STEEGE H., MORGAN H.D., VAN DER HEIJDEN M.G.A., PAUSAS J.G., POORTER H. (2003): A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335—380.
- CRAWFORD R.M.M. (1989): *Studies in plant survival. Ecological case histories of plant adaptation to adversity*. Oxford, United Kingdom: Blackwell Scientific Publications, 296 p.
- CRIST T., FRIESE C. (1993): The impact of fungi on soil seeds: implications for plants and granivores in a semiarid shrub-steppe. *Ecology* 2231—2239.
- CRITCHFIELD W.B. (1971): *Profiles of California vegetation*. Research Paper PSW-76. Berkeley, California: USDA Forest Service, 54 p.
- CULVER D.C., BEATTIE A.J. (1978): Myrmecochory in *Viola*: Dynamics of seed-ant interactions in some West Virginia species. *Journal of Ecology* 66: 53—72.
- CUSSANS G.W., RAUDONIUS S., BRAIN P., CUMBERWORTH S. (1996): Effects of depth of seed burial and soil aggregate size on seedling emergence of *Alopecurus myosuroides*, *Galium aparine*, *Stellaria media* and wheat. *Weed Research* 36: 133—141.
- CZARNECKA J. (2004): Microspatial structure of the seed bank of xerothermic grassland – Intracommunity differentiation. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 73: 155—164.
- CZIMBER GY. (1968): Néhány kulturnövény- és gyomnövénymag keményhájúságának agrobotanikai értékelése. *Mosonmagyaróvári Agrártudományi Főiskola Közlemények* 11: 115—127.
- CZIMBER GY. (1970): Az áttelelő fehérvirágú somkóró (*Melilotus albus* Desr.) keményhájú magvainak természeti értékelése. *Növénytermelés* 19: 145—154.
- CZIMBER GY., REITER J. (1970): A tövises iglice (*Ononis spinosa* L.) keményhájú magvainak szerepe a legelők újragyomosodásában. *Növénytermelés* 19: 55—61.

- CSAPODY V. (1968): Keimlingsbestimmungsbuch der Dicotyledonen. Budapest, Ungarn: Akadémiai Kiadó, Budapest, 286 p.
- CSÁSZÁR G. (Szerk.) (1997): Basic lithostratigraphic units of Hungary. Magyarország litosztratigráfiai alapegységei. Budapest, Magyarország: Magyar Rétegtani Bizottság, 114 p.
- CSECSERITS A., SZABÓ R., CZÚCZ B. (2009): Növényi tulajdonságok, tulajdonság-adatbázisok és ezek felhasználása az ökológiai kutatásokban. Botanikai Közlemények 96(1—2): 31—47.
- CSERESNYÉS I. (2013): Feketefenyvesek természetvédelmi megítélésének ökológiai alapjai. Doktori (PhD) értekezés. Szent István Egyetem, Gödöllő, Magyarország, 102 p.
- CSISZÁR Á. (2001): Magbankvizsgálatok a Soproni-hegység gyom- és vágástársulásában. 61—64. p. In: ISÉPY I., KORSÓS Z., PAP I. (Szerk): II. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium tanulmánykötete. Budapest, Magyarország: Magyar Biológiai Társaság és Magyar Természettudományi Múzeum.
- CSISZÁR Á. (2004): Adatok a magyar flóra fajainak magbank-típus szerinti minősítéséhez. Tájökológiai Lapok 2: 219—229.
- CSONTOS P. (1997): A magbank ökológia alapjai: definíciók és mintavételi kérdések. Természetvédelmi Közlemények 5—6: 17—26.
- CSONTOS P. (1998): The applicability of a seed ecological database (SEED) in botanical research. Seed Science Research 8(1): 47—52.
- CSONTOS P. (2000a): A magbank ökológia alapjai III. További lehetőségek a magbank és a magtúlélés vizsgálatára. Acta Agronomica Óváriensis 42: 251—259.
- CSONTOS P. (2000b): A magbank-ökológia alapjai II. A talajminták feldolgozásának módszerei és alkalmazhatóságuk összehasonlító elemzése. Acta Agronomica Óváriensis 42: 133—150.
- CSONTOS P. (1999—2000): Általánosítható megfigyelések, széles körben érvényesülő szabályok a magbank-ökológiában. Botanikai Közlemények 86—87(1—2): 261—262.
- CSONTOS P. (2001a): A természetes magbank kutatásának módszerei. Budapest, Magyarország: Scientia Kiadó, 155 p. (Synbiologia Hungarica 4.)
- CSONTOS P. (2001b): A szamárbogáncs (*Onopordum acanthium* L.) és a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) magvainak túlélőképessége. Acta Agronomica Óváriensis 43: 83—92.
- CSONTOS P. (2001c): A magbank ökológia alapjai IV. Magbank típus rendszerek. Természetvédelmi Közlemények 9: 39—50.
- CSONTOS P. (2005): A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) szárazon tárolt magvainak túlélőképessége. Folia Historico Naturalia Musei Matraensis 29: 25—31.
- CSONTOS P. (2006a): A magbank-ökológia alapjai, a hazai flora magökológiai vizsgálata. Akadémiai doktori értekezés. MTA-ELTE Elméleti Biológiai és Ökológiai Kutatócsoport, Budapest, 228 p.
- CSONTOS P. (2006b): Gyomnövények, gyepi fajok és erdei lágyszárúak magvainak túlélése a talajban. Magyar Gyomkutatás és Technológia 7(1): 101—112.
- CSONTOS P. (2007a): Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. Community Ecology 8(1): 75—85.
- CSONTOS P. (2007b): A szamárbogáncs (*Onopordum acanthium* L.) szárazon tárolt kaszatjainak túlélőképessége. Növényvédelem 43(1): 37—40.
- CSONTOS P. (2007c): Dolomitgyepek magbankja ültetett feketefenyvesek talajában. Tájökológiai Lapok 5(1): 117—129.
- CSONTOS P. (2008): A bürök (*Conium maculatum* L.) Terméseinek túlélése a talajban. Növényvédelem 44(9): 441—443.
- CSONTOS P. (2010): A természetes magbank, valamint a hazai flóra magökológiai vizsgálatának új eredményei. Kanitzia 17: 77—110.

- CSONTOS P., TAMÁS J. (2003): Comparisons of soil seed bank classification systems. *Seed Science Research*, 13: 101—111.
- CSONTOS P., SIMKÓ H. (2008): A magyar repcsény (*Erysimum odoratum* Ehrh.) csírázásbiológiájának vizsgálata. *Tájökológiai Lapok* 6: 247—253.
- CSONTOS P., KALAPO S T. (2012): More lightweight and isodiametric seeds for C₄ than for C₃ grasses are associated with preference for open habitats of C₄ grasses in a temperate flora. *Grass and Forage Science* 68: 408—417.
- CSONTOS P., HORÁNSZKY A., KALAPO S T., LÖKÖS L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici* 88: 69—77.
- CSONTOS P., TAMÁS J., KALAPO S T. (1998): A magbank szerepe a dolomitművelés regenerálásában korábban feketefenyvessel borított területeken. 183—196. p. In: CSONTOS P. (Szerk.): Sziklagyepék szünbotanikai kutatása. Budapest, Magyarország: Scientia Kiadó, 296 p.
- CSONTOS P., TAMÁS J., TOBISCH T. (2002): A magyar flóra magterjesztési mód adatbázisának bemutatása, elemzési példákkal: a szociális magatartás típusok értékelése. 557—569. p. In: SALAMON-ALBERT É. (Szerk.): Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón. Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére. Pécs, Magyarország: PTE Növénytan Tanszék, 710 p.
- CSONTOS P., TAMÁS J., BALOGH L. (2003): Thousand seed weight records of species from the flora of Hungary, I. *Monocotyledonopsida*. *Studia Botanica Hungarica* 34: 121—126.
- CSONTOS P., TAMÁS J., PODANI J. (2004): Slope aspect affects the seed mass spectrum of grassland vegetation. *Seed Science Research* 14: 379—385.
- CSONTOS P., BÓZSING E., KÓSA G., ZSIGMOND V. (2006): Csírázóképeség vizsgálata természetes flóránk fajainak hagyományos gyűjteményekben őrzött magvain. *Botanika Közlemények* 93(1—2): 93—102.
- CSONTOS P., TAMÁS J., BALOGH L. (2007): Thousand seed weight records of species from the flora of Hungary, II. *Dicotyledonopsida*. *Studia Botanica Hungarica* 38: 179—189.
- CSONTOS P., BÓZSING E., CSERESNYÉS I., PENKSZA K. (2009): Reproductive potential of the alien species *Asclepias syriaca* (*Asclepiadaceae*) in the rural landscape. *Polish Journal of Ecology* 57: 383—388.
- CSONTOS P., KALAPO S T., TAMÁS J. (2013): Növényi magvak jellemzőinek adatbázisai – ökológiai alkalmazások. *Tájökológiai Lapok* 11(2): 335—339.
- DALLING J.W. (2005): The fate of seed banks: factors influencing seed survival for light demanding species in moist tropical forests. 31—44. p. In: FORGET P.-M., LAMBERT J.E., HULME P.E., VANDER WALL S.B. (Eds.): *Seed fate: predation, dispersal, seedling establishment*. Wallingford, United Kingdom: CABI Publishing, 426 p.
- DALLING J.W., HUBBELL S.P. (2002): Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *Journal of Ecology* 90: 557—568.
- DALLING J.W., SWAINE M.D., GARWOOD N.C. (1998): Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest. *Ecology* 79: 564—578.
- DALLING J.W., DAVIS A.S., SCHUTTE B.J., ARNOLD A.E. (2011): Seed survival in soil: interacting effects of predation, dormancy and the soil microbial community. *Journal of Ecology* 99: 89—95.
- DARLINGTON H.T. (1922): Dr. W. J. Beal's seed viability experiment. *American Journal of Botany* 9: 266—269.
- DARLINGTON H.T., STEINBAUER G.P. (1961): The eighty-year period for DR. BEAL's seed viability experiment. *American Journal of Botany* 48: 321—325.

- DARWIN C. (1857): On the action of sea-water on the germination of seeds. *Journal of the Linnean Society* 1: 130—140.
- DARWIN C. (1859): *The origin of species by means of natural selection or the preservation of favoured races in the struggle for life*. London, United Kingdom: John Murray, 502 p.
- DAVIES A., WAITE S. (1998): The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established shrub. *Plant Ecology* 136: 27—39.
- DAVIES C.E., MOSS D., HILL M.O. (2004): EUNIS habitat classification revised 2004. Report to: European Environment Agency, European topic centre on nature protection and biodiversity, 307 p.
- DAVIS A.S. (2007): Nitrogen fertilizer and crop residue effects on seed mortality and germination of eight annual weed species. *Weed Science* 55: 123—128.
- DAVIS A.S., CARDINA J., FORCELLA F., JOHNSON G.A., KEGODE G., LINDQUIST J.L., LUSCHEI E.C., RENNER K.A., SPRAGUE C.L., WILLIAMS M.M. (2005): Environmental factors affecting seed persistence of annual weeds across the US corn belt. *Weed Science* 53: 860—868.
- DE JONG T.J., ISANTA M.T., HESSE E. (2013): Comparison of the crop species *Brassica napus* and wild *B. rapa*: characteristics relevant for building up a persistent seed bank in the soil. *Seed Science Research* 23: 169—179.
- DEL ARCO M.J.S, TORNER C., QUINTANILLA C.F. (1995): Seed dynamics in populations of *Avena sterilis* spp. *ludoviciana*. *Weed Research* 35: 477—487.
- DERKX M.P.M., KARSSSEN C.M. (1993): Changing sensitivity to light and nitrate but not to gibberellins regulates seasonal dormancy patterns in *Sisymbrium officinale* seeds. *Plant, Cell and Environment* 16: 469—479.
- DESKA J., JANKOWSKI K., BOMBIK A., JANKOWSKA J. (2011): Effect of growing medium pH on germination and initial development of some grassland plants. *Acta Scientiarum Polonorum* 10: 45—46.
- DESSAINT F., CHADOEUF R., BARRALIS G. (1991): Spatial pattern analysis of weed seeds in the cultivated soil seed bank. *Journal of Applied Ecology* 28: 721—730.
- DESSAINT F., BARRALIS G., CAIXINHAS M.L., MAYOR J.P., RECASENS J., ZANIN G. (1996): Precision of soil seedbank sampling: how many soil cores? *Weed Research* 36: 143—151.
- DESSAINT F., CHADOEUF R., BARRALIS G. (1997): Nine years' soil seed bank and weed vegetation relationships in an arable field without weed control. *Journal of Applied Ecology* 34: 123—130.
- DEVLAEMINCK R., BOSSUYT B., HERMY M. (2005): In flow of seeds through the forest edge: evidence seed bank and vegetation patterns. *Plant Ecology* 176: 1—17.
- DITAB-10 JELKULCS (2010): Jelkulcs – a DITAB-10 V.3 adatbázis 1:10 000 méretarányú térképszerű megjelenítéséhez alkalmazott jelek. [Online jelkulcs] Link: http://fish.fomi.hu/letoltes/nyilvanos/DITAB-10_jelkulcs.pdf. [Lekérdezés időpontja: 2021-03-03]
- DONATH T.W., ECKSTEIN R.L. (2010): Effects of bryophytes and grass litter on seedling emergence vary by vertical seed position and seed size. *Plant Ecology* 207: 257—268.
- DONATH T.W., ECKSTEIN R.L. (2012). Litter effects on seedling establishment interact with seed position and earthworm activity. *Plant Biology*, 14: 163—170.
- DONELAN M., THOMPSON K. (1980): Distribution of buried viable seeds along a successional series. *Biological Conservation* 17: 297—311.
- DOMINIAK M., JAKUBAS E. (2015): A new locality of weeping alkaligrass *Carex secalina* (*Cyperaceae*) in Poland. *Steciana* 19(1): 33—37.
- DORLAND E., HART M.A.C., VERMEER M.L., BOBBINK R. (2005): Assessing the success of wet heath restoration by combined sod cutting and liming. *Applied Vegetation Science* 8: 209—218.

- DÖVÉNYI Z. (2010): Magyarország kistájainak katasztere. Budapest, Magyarország: MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, 876 p.
- EBERSOLE J.J. (1989): Role of the seed bank in providing colonizers on a tundra disturbance in Alaska. *Canadian Journal of Botany* 67: 466—471.
- ECKSTEIN R.L., DONATH T.W. (2005): Interactions between litter and water availability affect seedling emergence in four familial pairs of floodplain species. *Journal of Ecology* 93: 807—816.
- EGLEY G.H. (1986): Stimulation of weed seed germination in soil. *Reviews of weed science* 2: 67—89.
- EKSTAM B., JOHANNESSON R., MILBERG P. (1999): The effect of light and number of diurnal temperature fluctuations on germination of *Phragmites australis*. *Seed Science Research* 9: 165—170.
- ELBERLING H. (2000): Spatial pattern of *Lesquerella arctica*: effects of seed bank and desiccation cracks. *Ecoscience* 7: 86—91.
- ELLENBERG H. (1974): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta geobotanica* 9: 1—97.
- ELLENBERG H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Stuttgart, Deutschland: Ulmer, 1095 p.
- ELLIOTT J.M. (1977): Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 25*, 159 p.
- ENSCONET (2009): ENSCONET curation protocols and recommendations. European Native Seed Conservation Network (ENSCONET), Royal Botanic Gardens, Kew, United Kingdom. [Online publikáció] Link: https://www.luomus.fi/sites/default/files/files/curation_protocol_english.pdf. [Lekérdezés időpontja: 2021-03-03]
- ERIKSSON O. (1999): Seed size variation and its effect on germination and seedling performance in the clonal herb *Convallaria majalis*. *Acta Oecologica* 20: 61—66.
- ERIKSSON O., FRIIS E.M., LÖFGREN P. (2000): Seed size, fruit size, and dispersal systems in angiosperms from early Cretaceous to late Tertiary. *The American Naturalist* 156: 47—58.
- EURO+MED (2006-): Euro+Med PlantBase – the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity. [Online adatbázis] Link: <http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed/>. [Lekérdezés időpontja: 2021-03-03]
- FACELLI J.M., PICKETT S.T. (1991): Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *The Botanical Review* 57: 1—32.
- FAO (2006): Guidelines for soil description. 4th edition. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 97 p.
- FEKETE R. (1975): Comparative weed-investigations in traditionally cultivated and chemically-treated wheat and maize crops. IV. Study of the weed-seed contents of the soils of maize crops. *Acta Biologica Szegediensis* 21: 9—20.
- FENNER M. (1983): Relationships between seed weight, ash content and seedling growth in twenty-four species of *Compositae*. *New Phytologist* 95: 697—706.
- FENNER M. (1985): Seed ecology. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 151 p.
- FENNER M. (1987): Seed characteristics in relation to succession. 103—114. p. In: GRAY A.J., CRAWLEY M.J., EDWARDS P.J. (Eds.): Colonization, succession and stability. Oxford, United Kingdom: Blackwell, 482 p.
- FENNER M. (1992): Seeds: the ecology of regeneration in plant communities. Wallingford, United Kingdom: CAB International, 410 p.
- FENNER M., THOMPSON K. (2005): The ecology of seeds. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 260 p.

- FIBICH P., VÍTOVÁ A., LEPŠ J. (2018): Interaction between habitat limitation and dispersal limitation is modulated by species life history and external conditions: a stochastic matrix model approach. *Community Ecology* 19(1): 9—20.
- FINKELSTEIN R., REEVES W., ARIIZUMI T., STEBER C. (2008): Molecular aspects of seed dormancy. *Annual Review of Plant Biology* 59: 387—415.
- FISCHL G., BÉRES I., DONGO A., KAZINCZI G., MIKULÁS J. (2004): Fungi isolated from seed and vegetative reproductive organs of perennial weeds (*Asclepias syriaca*, *Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*). *Journal of plant Diseases and Protection Sp. Iss.* 19: 605—609.
- FISHER J., LONERAGAN W., DIXON K., VENEKLAAS E. (2009): Soil seed bank compositional change constrains biodiversity in an invaded species-rich woodland. *Biological Conservation* 142(2): 256—269.
- FITTER A.H., PEAT H.J. (1994): The Ecological Flora Database. *Journal of Ecology* 82: 415—425. [Publikáció online adatbázissal] Link: <http://www.ecoflora.co.uk/>. [Lekérdezés időpontja: 2021-03-03]
- FORCELLA F., ARNOLD R.L.B., SANCHEZ R., GHERSA C.M. (2000): Modeling seedling emergence. *Field Crops Research* 67: 123—139.
- FOSTER S.A. (1986): On the adaptive value of large seeds for tropical moist forest trees: a review and synthesis. *The Botanical Review* 52: 260—299.
- FOSTER S.A., JANSON C.H. (1985): The relationship between seed size and establishment conditions in tropical woody plants. *Ecology* 66: 773—780.
- FUNES G., BASCONCELO S., DIAZ S., CABIDO M. (1999): Seed size and shape are good predictors of seed persistence in soil in temperate mountain grasslands of Argentina. *Seed Science Research* 9: 341—345.
- GALLERY R.E., DALLING J.W., ARNOLD A.E. (2007): Diversity, host affinity, and distribution of seed-infecting fungi: a case study with *Cecropia*. *Ecology* 88: 582—588.
- GALLOWAY A.D., HOLMES P.M., GAERTNER M., ESLER K.J. (2017): The impact of pine plantations on fynbos above-ground vegetation and soil seed bank composition. *South African Journal of Botany* 113: 300—307.
- GANESHIAH K. N., UMA SHAANKER R. (1988): Evolution of a unique seed maturity pattern in *Croton bonplandianum* Baill strengthens ant-plant mutualism for seed dispersal. *Oecologia* 77: 130—134.
- GANESHIAH K., UMA SHAANKER R. (1991): Seed size optimization in a wind dispersed tree *Butea monosperma*: a trade-off between seedling establishment and pod dispersal efficiency. *Oikos* 60: 3—6.
- GARCIA Q.S., OLIVEIRA P.G., DUARTE D.M. (2014): Seasonal changes in germination and dormancy of buried seeds of endemic Brazilian *Eriocaulaceae*. *Seed Science Research* 24: 113—117.
- GARDARIN A., DÜRR C., MANNINO M.R., BUSSET H., COLBACH N. (2010): Seed mortality in the soil is related to seed coat thickness. *Seed Science Research* 20: 243—256.
- GHERMANDI L. (1997): Seasonal patterns in the seed bank of a grassland in north-western Patagonia. *Journal of Arid Environments*. 35: 215—224.
- GHOORBANI J., DUC M.G., MCALLISTER H.A., PAKEMAN R. J., MARRS R. H. (2006): Effects of the litter layer of *Pteridium aquilinum* on seed banks under experimental restoration. *Applied Vegetation Science* 9: 127—136.
- GODFREE R., LEPSCHI B., RESIDE A., BOLGER T., ROBERTSON B., MARSHALL D., CARNEGIE M. (2011): Multiscale topographic heterogeneity increases resilience and resistance of a dominant grassland species to extreme drought and climate change. *Global Change Biology* 17: 943—958.
- GÓCZÁN L. (1970): A Tihanyi-félsziget talajviszonyai. 63—79. p. In: LÁNG G., FODOR T., GEDEON, I., LÁNGNÉ BUCKÓ E., LETTRICH E., KAZÓ B., GÓCZÁN L., JÓSA E., SZÉKELY F.,

- PÉCZELY GY., GELEI G. (Szerk): Magyarázó a Balaton környéke 1:10 000 építésföldtani térképsorozatához. Budapest, Magyarország: Magyar Állami Földtani Intézet, 104 p.
- GRAEBER K., NAKABAYASHI K., MIATTON E., LEUBNER-METZGER G., SOPPE W.J. (2012): Molecular mechanisms of seed dormancy. *Plant, Cell & Environment* 35: 1769—1786.
- GRAHAM D.J., HUTCHINGS M.J. (1988): Estimation of the seed bank of a chalk grassland ley established on former arable land. *Journal of Applied Ecology* 25: 241—252.
- GRAHAM A.W., HOPKINS M.S. (1990): Soil seed banks of adjacent unlogged rainforest types in North Queensland. *Australian Journal of Botany* 38: 261—268.
- GRANDIN U. (2001): Short-term and long-term variation in seed bank / vegetation relation along an environmental and successional gradient. *Ecography* 24: 731—741.
- GREENE D.F., JOHNSON E.A. (1993): Seed mass and dispersal capacity in wind-dispersed diaspores. *Oikos* 67(1): 69—74.
- GREENE D.F., JOHNSON E.A. (1994): Estimating the mean annual seed production of trees. *Ecology* 75: 642—647.
- GRIFFIN D.M. (1972): *Ecology of soil fungi*. London, United Kingdom: Chapman & Hall, 193 p.
- GRIME J.P. (1977): Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* 111: 1169—1194.
- GRIME J.P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes*. Chichester, United Kingdom; New York, United States of America; Brisbane, Australia; Toronto, Canada: John Wiley & Sons, 222 p.
- GRIME J.P. (1981): The role of seed dormancy in vegetation dynamics. *Annals of Applied Biology* 98: 555—558.
- GRIME J.P. (1988): The C-S-R model of primary plant strategies – origin, implications and tests. 371—393. p. In: GOTTLIEB L.D., JAIN S.K. (Eds.): *Plant evolutionary biology*. London, United Kingdom: Chapman & Hall, 414 p.
- GRIME J.P. (2001): *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*. Chichester, United Kingdom: Wiley, 456 p.
- GRIME J.P., JEFFREY D.W. (1965): Seedling establishment in vertical gradients of sunlight. *Journal of Ecology* 53: 621—642.
- GRIME J.P., MASON G., CURTIS A.V., RODMAN J., BAND S.R., MOWFORT M.A.G., NEAL A.M., SHAW S. (1981): A comparative study of germination characteristics in a local flora. *Journal of Ecology* 69: 1017—1059.
- GROOT S.P.C., DE GROOT L., KODDE J., VAN TREUREN R. (2014): Prolonging the longevity of *ex situ* conserved seeds by storage under anoxia. *Plant Genetic Resources: Characterization and Utilization*; 13(1): 18—26.
- GROSS K.L., WERNER P.A. (1982): Colonizing abilities of 'biennial' plant species in relation to ground cover: implications for their distributions in a successional sere. *Ecology* 63: 921—931.
- GRÓNÁS V. (2001): *Összefüggés-vizsgálatok Tihany ökológiai adottságai és a gazdálkodási módok között*. Doktori (PhD) értekezés, Szent István Egyetem, Gödöllő, Magyarország, 127 p.
- GRUBB P.J. (1988): The uncoupling of disturbance and recruitment, two kinds of seed bank, and persistence of plant populations at the regional and local scales. *Annales Zoologici Fennici* 25: 23—36.
- GRUNICKE U. (1995): *Populations- und ausbreitungsbiologische Untersuchungen zur Sukzession auf Weinbergsbrachen am Keuperstufenrand des Remstals*. PhD Thesis. University of Hohenheim, Deutschland, 210 p.
- GUL B., ANSARI R., FLOWERS J.T., KHAN M.A. (2013): Germination strategies of halophyte seeds under salinity. *Environmental and Experimental Botany* 92: 4—18.

- GUNTHER P.P., CASAGRANDE D.J., CHERNEY R.R. (1984): The viability and fate of seeds as a function of depth in the peats of Okefenokee Swamp. 168—179. p. In: COHEN A.D., CASAGRANDE D.J., ANDREJKO M.J., BEST G.R. (Eds.): The Okefenokee Swamp: its natural history, geology, and geochemistry. Los Alamos, United States of America: Wetland Surveys, 709 p.
- HAIRSTON N.G. JR (1998): Time travellers: what's timely in diapause research? *Archiv für Hydrobiologie. Advances in Limnology*: 52: 1—15.
- HALASSY M. (2001): Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* 2: 101—108.
- HALL J.B., SWAINE M.D. (1980): Seed stocks in Ghanaian forest soils. *Biotropica* 12(4): 256—263.
- HAMMER Ø., HARPER D.A.T., RYAN P.D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9.
- HARPER J. L. (1977): Population biology of plants. London: Academic Press, 892 p.
- HARPER J.L., LOVELL P.H., MOORE, K.G. (1970): The shapes and sizes of seeds. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 1: 327—356.
- HARRINGTON J.F. (1972): Seed storage and longevity. 145—245 p. In: KOZLOWSKI T.T. (Ed.): Insects, and seed collection, storage, testing and certification, Vol. 3. New York, United States of America: Academic Press, 434 p.
- HARTMAN J.M. (1988): Recolonization of small disturbance patches in a New England salt marsh. *American Journal of Botany* 75: 1625—1631.
- HAUKOS D.A., SMITH L.M. (1993): Seed-bank composition and predictive ability of field vegetation in playa lakes. *Wetlands* 13: 32—40.
- HAYASHI I., NUMATA, M. (1964): Ecological studies on the buried seed population in the soil from the viewpoint of plant succession III – Amature stand of *Pinus thunbergii*. *Physiological Ecology* 12: 185—190.
- HAYASHI I., NUMATA M. (1971): Viable buried-seed population in the *Miscanthus*- and *Zoysia* type grasslands in Japan – Ecological studies on the buried-seed population in the soil related to plant succession VI. *Japanese Journal of Ecology* 20: 243—252.
- HAYASHI I., NUMATA M. (1975): Viable buried seed population in grasslands in Japan. 58—69. p. In: NUMATA M. (Ed.): Japanese Committee for the International Biological Program Synthesis, Vol. 13: Ecological studies in Japanese Grasslands. Tokyo, Japan: University of Tokyo Press, 275 p.
- HEDGE S.G., UMA SHAANKER R., GANESHAIAH K.N. (1991): Evolution of seed size in the bird-dispersed tree *Santalum album* L.: a trade-off between seedling establishment and dispersal efficiency. *Evolutionary Trends in Plants* 5: 131—135.
- HENDERSON C., PETERSEN K.E., REDAK R.A. (1988): Spatial and temporal patterns in the seed bank and vegetation of a desert grassland community. *Journal of Ecology* 76: 717—728.
- HENDRY G.A.F. (1993): Oxygen, free radical processes and seed longevity. *Seed Science Research* 3: 141—153.
- HENDRY G.A.F., CRAWFORD R.M.M. (1994): Oxygen and environmental stress in plants – an overview. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh Section B (Biological Sciences)* 102: 1—10.
- HENDRY G.A.F., THOMPSON K., MOSS C.J., EDWARDS E., THORPE, P.C. (1994): Seed persistence: a correlation between seed longevity in the soil and ortho-dihydroxyphenol concentration. *Functional Ecology* 8: 658—664.
- HENERY M.L., WESTOBY M. (2001): Seed mass and seed nutrient content as predictors of seed output variation between species. *Oikos* 92: 479—490.
- HERM M., HONNAY O., FIRBANK L., GRASHOF-BOKDAM C., LAWESSON J.E. (1999): An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91: 9—22.

- HINTZE C., HEYDEL F., HOPPE C., CUNZE S., KÖNIG A., TACKENBERG O. (2013): D³: the Dispersal and Diaspore Database – Baseline data and statistics on seed dispersal. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 15: 180—192. [Publikáció online adatbázissal] Link: <http://www.seed-dispersal.info/>. [Lekérdezés időpontja: 2016-05-22]
- HOBBS R.J., MALLIK A.V., GIMMINGHAM C.H. (1984): studies on fire in Scottish heathland communities III. Vital attributes of the species. *Journal of Ecology* 72: 963—976.
- HODGSON J.G., MACKEY J.M.L (1986): The ecological specialization of dicotyledonous families within a local flora: some factors constraining optimization of seed size and their possible evolutionary significance. *New Phytologist* 104: 479—515.
- HODKINSON D.J., ASKEW A.P., THOMPSON K., HODGSON J.G., BAKKER J.P., BEKKER R.M. (1998): Ecological correlates of seed size in the British flora. *Functional Ecology* 12: 762—766.
- HONDA Y. (2008): Ecological correlations between the persistence of the soil seed bank and several plant traits, including seed dormancy. *Plant Ecology* 196(2): 301—309.
- HONG T.D., ELLIS R.H. (1996): A protocol to determinate seed storage behaviour. 1—62. p. In: ENGELS J.M.M., TOLL J. (Eds.): IPGRI Technical Bulletin No. 1. Rome, Italy: International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI), 62 p.
- HONG J., LIU S., SHI G., ZHANG Y. (2012): Soil seed bank techniques for restoring wetland vegetation diversity in Yeyahu Wetland, Beijing. *Ecological Engineering* 42: 192—202.
- HONNAY O., BOSSUYT B., VERHEYEN K., BUTAYE J., JACQUEMYN H., HERMY M. (2002): Ecological perspectives for the restoration of plant communities in European temperate forests. *Biodiversity and Conservation* 11: 213—242.
- HOPFENSBERGER K.N. (2007): A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos* 116: 1438—1448.
- HOPKINS D.R., PARKER V.T. (1984): A study of the seed bank of a salt marsh in northern San Francisco Bay. *American Journal of Botany* 71: 348—355.
- HORSWILL P., O’SULLIVAN O., PHOENIX G.K., LEE J.A., LEAKE J.R. (2008): Base cation depletion, eutrophication and acidification of species-rich grasslands in response to long-term simulated nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 155: 336—349.
- HORTOBÁGYI T., SIMON T. (2000): Növényföldrajz, társulástan és ökológia. Budapest, Magyarország: Nemzeti Tankönyvkiadó, 538 p.
- HORVÁTH F., DOBOLYI Z.K., MORSCHHAUSER T., LÖKÖS L., KARAS L., SZERDAHELYI T. (1995): FLÓRA adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány. Vácrátót, Magyarország: MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, 267 p.
- HORVITZ E.E., SCHEMSKE D.W. (1986): Seed dispersal of a neotropical myrmecochore: variation in removal rates and dispersal distance. *Biotropica* 18: 319—323.
- HOWE H.F., SMALLWOOD J. (1982): Ecology of seed dispersal. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 13: 201—228.
- HOZAPFEL C., SCHMIDT W., SHMIDA A. (1993): The role of seed bank and seed rain in the recolonization of disturbed sites along an aridity gradient. *Phytocoenologica* 23: 561—580.
- HÖLZEL N. (2005): Seedling recruitment in flood-meadow species: the effects of gaps, litter and vegetation matrix. *Applied Vegetation Science* 8: 115—124.
- HUDSON A.R., AYRE D.J., OOI M.K.J. (2015): Physical dormancy in a changing climate. *Seed Science Research* 25(Special Issue 2): 66—81.
- HULME P.E. (1994): Post-dispersal seed predation in grassland – Its magnitude and sources of variation. *Journal of Ecology* 82: 645—652.
- HULME P.E. (1998): Post-dispersal seed predation and seed bank persistence. *Seed Science Research* 8: 513—519.

- HUNYADI K., PATHY Z. (1976): Keszthely környéki rétláp talajok gyommagfertőzöttsége. *Növényvédelem* 12(9): 391—396.
- HUNYADI K., BÉRES I., KAZINCZI G. (2000): *Gyomnövények, gyomirtás, gyombiológia*. Budapest, Magyarország: Mezőgazda Kiadó, 630 p.
- HUTCHINGS M.J., RUSSELL P.J. (1989): The seed regeneration dynamics of an emergent salt marsh. *Journal of Ecology* 77: 615—637.
- IBRAHIM A.E., ROBERTS E.H., MURDOCH A.J. (1983): Viability of lettuce seeds II Survival and oxygen uptake in osmotically controlled storage. *Journal of Experimental Botany* 34: 631—640.
- IPCC (2014): Summary for policymakers. 1—32. p. In: FIELD C.B., BARROS V.R., DOKKEN D.J., MACH K.J., MASTRANDREA M.D., BILIR T.E., CHATTERJEE M., EBI K.L., ESTRADA Y.O., GENOVA R.C., GIRMA B., KISSEL E.S., LEVY A.N., MACCRACKEN S., MASTRANDREA P.R., WHITE L.L. (Eds.): *Climate change 2014: impacts, adaptation and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of working group II to the 5th assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom; New York, United States of America: Cambridge University Press, 32 p.
- JACCARD P. (1908): Nouvelles recherches sur la distribution florae. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles* 44: 223—270.
- JACQUEMYN H., VAN MECHELEN C., BRYNS R., HONNAY O. (2011): Management effects on the vegetation and soil seed bank of calcareous grasslands: An 11-year experiment. *Biological Conservation* 144: 416—422.
- JAKOBSSON A., ERIKSSON O. (2000): A comparative study of seed number, seed size, seedling size and recruitment in grassland plants. *Oikos* 88: 494—502.
- JAKUCS P., ZÓLYOMI B., SIMON T., PÓCS T., LESS N. (1999): B.-A.-Z. megye potenciális vegetációtérképe. *Ökológiai Intézet, Megyei Környezetvédelmi Program*.
- JANKOWSKA-BLASCZUK M., DAWS M. I. (2007): Impact of red:far red ratios on germination of temperate forest herbs in relation to shade tolerance, seed mass and persistence in the soil. *Functional Ecology* 21: 1055—1062.
- JANZEN D.H. (1971): Seed predation by animals. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 2: 465—492.
- JASSÓ F., JENEY I., JUHÁSZ I., KIRÁLY L., KULCSÁR M., PARÁDSZKA L., SZENTESI A., SZILÁGYI A., VÁRALLYAY GY. (1987): Útmutató a nagyméretarányú országos talajtérképezés végrehajtásához. '87 melléklet. Budapest, Magyarország: Agroinform, 146 p.
- JENSEN H.A. (1969): Content of buried seeds in arable soil in Denmark and its relation to the weed population. *Dansk Botanisk Arkiv* 27: 1—56.
- JENSEN K. (1998): Species composition of soil seed bank and seed rain of abandoned wet meadows and their relation to aboveground vegetation. *Flora* 193: 345—359.
- JENSEN K., GUTEKUNST K. (2003): Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. *Basic and Applied Ecology* 4: 579—587.
- JENSEN K., REISDORFF C., PFEIFFER E.M., VON OHEIMB G., SCHMIDT K., SCHMIDT S., SCHRAUTZER J., MEYER-GRÜNEFELDT M., HÄRDTLE W. (2011): Klimabedingte Änderungen in terrestrischen und semi-terrestrischen Ökosystemen. 143—176. p. In: STORCH H.; CLAUSSEN M. (Eds.): *Klimabericht für die Metropolregion*. Hamburg, Deutschland: Springer, 300 p.
- JERLING L. (1983): Composition and viability of the seed bank along a successional gradient on a Baltic sea shore meadow. *Holarctic Ecology* 6: 150—156.
- JOHNSON E.A. (1975): Buried seed populations in the subarctic forest east of Great Slave Lake, Northwest Territories. *Canadian Journal of Botany* 53(24): 2933—2941.

- JOHNSON K.H., VOGT K.A., CLARK H.J., SCHMIDTZ O.J., VOGT D.J. (1996): Biodiversity and productivity and the stability of ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 372—377.
- JOLLIFFE I. (2002): *Principal Component Analysis*. New York, United States of America: Springer-Verlag, 518 p.
- JONES K.L., ROUNDY B.A., SHAW N.L., TAYLOR J.R. (2004): Environmental effects on germination of *Carex utriculata* and *Carex nebrascensis* relative to riparian restoration. *Wetlands* 24: 467—479.
- JURADO E., WESTOBY M. (1992): Seedling growth in relation to seed size among species of arid Australia. *Journal of Ecology* 80: 407—416.
- JUTILA H.M.E. (1998): Effect of different treatments on the seed bank of grazed and ungrazed Baltic seashore meadows. *Canadian Journal of Botany* 76: 1188—1197.
- JUTILA H.M. (2001): Effect of flooding and draw-down disturbance on germination from a seashore meadow seed bank. *Journal of Vegetation Science* 12: 729—738.
- JUTILA H.M. (2002): Seed banks of river delta meadows on the west coast of Finland. *Annales Botanici Fennici* 39: 49—61.
- JUTILA H.M. (2003): Germination in Baltic coastal wetland meadows: similarities and differences between vegetation and seed bank. *Plant Ecology* 166: 275—293.
- KALAMEES R., ZOBEL M. (1998): Soil seedbank composition in different successional stages of a species rich wooded meadow in Laelatu, western Estonia. *Acta Oecologica* 19: 175—180.
- KALAPOUS T. (1991): C₃ and C₄ grasses of Hungary: environmental requirements, phenology and role in the vegetation. *Abstracta Botanica* 15: 83—88.
- KARLÍK P., POSCHLOD P. (2014): Soil seed-bank composition reveals the land-use history of calcareous grasslands. *Acta Oecologica* 58: 22—34.
- KARRENBERG S., EDWARDS P.J., KOLLMANN J. (2002): The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. *Freshwater Biology* 47:733—748.
- KARSSEN C.M., HILHORST H.W.M. (1992): Effect of chemical environment on seed germination. 327—348. p. In: FENNER M. (Ed.): *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, 410 p.
- KASPERBAUER M.J., HUNT P.G. (1988): Biological and photometric measurement of light transmission through soils of various colors. *Botanical Gazette* 149: 361—364.
- KATTGE J., DÍAZ S., LAVOREL S., PRENTICE I.C., LEADLEY P., BÖNISCH G., GARNIER E., WESTOBY M., REICH P.B., WRIGHT I.J., CORNELISSEN J.H.C., VIOLLE C., HARRISON S.P., VAN BODEGOM P.M., REICHSTEIN M., ENQUIST B.J., SOUDZILOVSKAIA N.A., ACKERLY D.D., ANAND M., ATKIN O., BAHN M., BAKER T.R., BALDOCCHI D., BEKKER R.M., BLANCO C., BLONDER B., BON, W.J., BRADSTOCK R., BUNKER D.E., CASANOVES F., CAVENDER-BARES J., CHAMBERS J.Q., CHAPIN F.S., CHAVE J., COOMES D., CORNWELL W.K., CRAINE J.M., DOBRIN B.H., DUARTE L., DURKA W., ELSER J., ESSER G., ESTIARTE M., FAGAN W. F., FANG J., FERNÁNDEZ-MÉNDEZ F., FIDELIS A., FINEGAN B., FLORES O., FORD H., FRANK D., FRESCHET G T., FYLLAS N.M., GALLAGHER R.V., GREEN W.A., GUTIERREZ A.G., HICKLER T., HIGGINS S., HODGSON J.G., JALILI A., JANSEN S., JOLY C., KERKHOFF A.J., KIRKUP D., KITAJIMA K., KLEYER M., KLOTZ S., KNOPS J.M.H., KRAMER K., KÜHN I., KUROKAWA H., LAUGHLIN D., LEE T. D., LEISHMAN M., LENS F., LENZ T., LEWIS S.L., LLOYD J., LLUSÍR J., LOUAULT F., MA S., MAHECHA M. D., MANNING P., MASSAD T., MEDLYN B., MESSIER J., MOLES A.T., MÜLLER S.C., NADROWSKI K., NAEEM S., NIINEMET, Ü., NÖLLERT S., NÜSKE A., OGAYA R., OLEKSYN J., ONIPCHENKO V.G., ONODA, Y., ORDOÑEZ J., OVERBECK G., OZINGA W.A., PATIÑO S., PAULA S., PAUSAS J.G., PEÑUELAS J., PHILLIPS O.L., PILLAR V., POORTER H., POORTER L., POSCHLOD P., PRINZING A., PROULX R., RAMMIG A., REINSCH S., REU B., SACK L., SALGADO-NEGRET B., SARDANS J., SHIODERA S., SHIPLEY B., SIEFERT A., SOSINSKI E., SOUSSANA J.F.,

- SWAINE E., SWENSON N., THOMPSON K., THORNTON P., WALDRAM M., WEIHER E., WHITE M., WHITE S., WRIGHT S.J., YGUEL B., ZAEHLE S., ZANNE A.E., WIRTH C. (2011): TRY – a global database of plant traits. *Global Change Biology* 17: 2905–2935. [Publikáció online adatbázissal] Link: <https://www.try-db.org/TryWeb/Home.php>. [Lekérdezés időpontja: 2021-03-03]
- KAUTSKY L. (1988): Life strategies of aquatic soft bottom macrophytes. *Oikos* 53: 126–135.
- KÁRPÁTI ISTVÁNNÉ (1990): Jelentés a tihanyi Külső-Belső-tó kutatása 1988-1990. évi eredményeiről, 35 p.
- KEDDY P.A., REZNICEK A.A. (1986): Great Lakes vegetation dynamics: the role of fluctuating levels and buried seeds. *Journal of Great Lakes Research* 12: 25–36.
- KELLMAN M. (1978): Microdistribution of viable weed seed in two tropical soils. *Journal of Biogeography* 5: 291–300.
- KELLY C. K., PURVIS A. (1993): Seed size and establishment conditions in tropical trees – on the use of taxonomic relatedness in determining ecological patterns. *Oecologia* 94: 356–360.
- KEMÉNY G., NAGY Z., TUBA Z. (2003a): Changes in the spatial pattern of the seed bank in a semiarid sandy grassland. *Acta Botanica Hungarica* 45 (1–2): 139–151.
- KEMÉNY G., NAGY Z., TUBA Z. (2003b): Application of nested samples to study the soil seed bank in semiarid sandy grassland. *Acta Botanica Hungarica* 45 (1–2): 127–137.
- KEMÉNY G., NAGY Z., TUBA Z. (2005): Seed bank dynamics in a semiarid sandy grassland in Hungary. *Ekológia (Bratislava)* 24: 1–13.
- KEMP P.R. (1989): Seed banks and vegetation processes in deserts. 257–281. p. In: LECK M.A., PARKER V. T., SIMPSON R.L. (Eds.): *Ecology of soil seeds banks*. San Diego, United States of America: Academic Press, 484 p.
- KHAN M.A., UNGAR I.A. (1996): Influence of salinity and temperature on the germination of *Haloxylon recurvum*. *Annals of Botany* 78: 547–551.
- KHAN M.A., UNGAR I.A. (1997): Effect of thermoperiod on recovery of seed germination of halophytes from saline conditions. *American Journal of Botany* 84: 279–283.
- KIDSON R., WESTOBY M. (2000): Seed mass and seedling dimensions in relation to seedling establishment. *Oecologia* 125: 11–17.
- KIEWNICK I. (1964): Untersuchungen über den Einfluss der Samen- und Bodenmikroflora auf die Lebensdauer der Spelzfrüchte des Flughafers (*Avena fatua* L.). II. Zum Einfluss der Mikroflora auf die Lebensdauer der Samen im Boden. *Weed Research* 4: 31–43.
- KINUCAN R.J., SMEINS F.E. (1992): Soil seed bank of a semiarid Texas grassland under three long-term (36-years) grazing regimes. *American Midland Naturalist* 128(1): 1–21.
- KIRÁLY G. (Szerk.) (2009): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Jósvafő, Magyarország: Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, 616 p.
- KIRKPATRICK B.L., BAZZAZ F.A. (1979): Influence of certain fungi on seed germination and seedling survival of four colonizing annuals. *Journal of Applied Ecology* 16: 515–527.
- KISS R. (2016): A talaj-magbank szerepe a magyarországi növényközösségek dinamikájában és helyreállításában – A hazai magbank kutatások áttekintése. *Kitaibelia* 21(1): 116–135.
- KJELLSSON G. (1992): Seed banks in Danish deciduous forests: species composition, seed influx and distribution pattern in soil. *Ecography* 15: 86–100.
- KLEYER M., BEKKER R. M., KNEVEL I.C., BAKKER J.P., THOMPSON K., SONNENSCHN M., POSCHLOD P., VAN GROENENDAEL J.M., KLIMES L., KLIMESOVÁ J., KLOTZ S., RUSCH G. M., HERMY M., ADRIAENS D., BOEDELTE G., BOSSUYT B., DANNEMANN A., ENDELS P., GÖTZENBERGER L., HODGSON J.G., JACKEL A.K., KÜHN I., KUNZMANN D., OZINGA W.A., RÖMERMANN C., STADLER M., SCHLEGELMILCH J., STEENDAM H.J., TACKENBERG O., WILMANN B., CORNELISSEN J.H.C., ERIKSSON O., GARNIER E., PECO B. (2008): The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of Northwest European flora. *Journal*

- of Ecology 96: 1266—1274. [Publikáció online adatbázissal] Link: <https://uol.de/en/landeco/research/leda>. [Lekérdezés időpontja: 2021-03-03]
- KLINKHAMER P.G.L., DE JONG T.J., METZ J.A.J., VAL J. (1987): Life history tactics of annual organisms: the joint effects of dispersal and delayed germination. *Theoretical Population Biology* 32: 127—156.
- KLIPS R.A., PEÑALOSA J. (2003): The timing of seed fall, innate dormancy, and ambient temperature in *Lythrum salicaria*. *Aquatic Botany* 75: 1—7.
- KLOTZ S., KÜHN I., DURKA W. (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologischökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 38: 1—334. [Publikáció online adatbázissal] Link: <http://www2.ufz.de/biolflor/index.jsp>. [Lekérdezés időpontja: 2016-05-22]
- KOLLMANN J., COOMES D.A., WHITE S.M. (1998): Consistencies in post-dispersal seed predation of temperate fleshy-fruited species among seasons, years and sites. *Functional Ecology* 12: 683—690.
- KONCZ G., PAPP M., TÖRÖK P., KOTROCZÓ ZS., KRAKOMPERGER ZS., MATUS G. (2009): Egy cseres-tölgyes állomány (Síkfőkút, Bükk-hegység) magbankja és szerepe a lágyszárú szint regenerálásában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 304—315.
- KONCZ G., PAPP M., TÖRÖK P., KOTROCZÓ ZS., KRAKOMPERGER ZS., MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B. (2010): The role of seed bank in the dynamics of understorey in an oak forest in Hungary. *Acta Biologica Hungarica* 61: 109—119.
- KONCZ G., TÖRÖK P., PAPP M., MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B. (2011): Penetration of weeds into the herbaceous understorey and soil seed bank of a Turkey oak-sessile oak forest in Hungary. *Community Ecology* 12: 227—233.
- KONCZ G. (2013): Cseres-tölgyes erdők (Síkfőkút Projekt és Várhegy) lágyszárú növényzet és magkészlet vizsgálata. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem, Debrecen, Magyarország, 94 p.
- KONCZ P., BESNYŐI V., CSATHÓ A.I., NAGY J., SZERDAHELYI T., TÓTH ZS., PINTÉR K., BALOGH J., NAGY Z., BARTHA, S. (2014): Effect of grazing and mowing on the microcoenological composition of a semi-arid grassland in Hungary. *Applied Ecology And Environmental Research* 12(2): 563—575.
- KOZMA D. (1922): Gyommagvak a talajban. *Kísérletügyi Közlemények* 25: 244—322.
- KROPAČ Z. (1966): Estimation of weed seeds in arable soil. *Pedobiologia* 6: 105—128.
- KUĆMIERZ J., KACZYŃSKA A. (2005): Fungi isolated from *Verbena hybrida* seed, their pathogenicity to seedlings and attempts at their control. *Acta Scientiarum Polonorum Hortorum Cultus* 4(2): 39—4.
- KUDO G., NISHIKAWA Y., KASAGI T., KOSUGE S. (2004): Does seed production of spring ephemerals decrease when spring comes early? *Ecological Research* 19: 255—259.
- LABRADA R. (Szerk.) (2003): Weed management for developing countries. *FAO Plant Production and Protection Paper 120, Addendum 1*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 59 p.
- LACK A. J., KAY Q.O.N. (1987): Genetic structure, gene flow and reproductive ecology in sand-dune populations of *Polygala vulgaris*. *Journal of Ecology* 75: 259—276.
- LAKE P.S. (2003): Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* 48: 1161—1172.
- LAUGHLIN D.C. (2003): Lack of native propagules in a Pennsylvania, USA, limestone prairie seed bank: Futile hopes for a role in ecological restoration. *Natural Areas Journal* 23: 158—164.
- LÁNG G. (1970): Tihany. Magyarázó a Balaton környéke 1:10 000 építésföldtani térképsorozatához. Budapest, Magyarország: Magyar Állami Földtani Intézet, 104 p.

- LÁNGNÉ BUCZKO E. (1970): A Tihanyi-félsziget geomorfológiája. 15—36. p. In: LÁNG G. (Szerk.): Tihany. Magyarázó a Balaton környéke 1:10 000 építésföldtani térképsorozatához. Budapest, Magyarország: Magyar Állami Földtani Intézet, 104 p.
- LECK M.A. (1989): Wetland seed banks. 283—305. p. In: LECK M.A., PARKER V.T., SIMPSON, R.L. (Eds.): Ecology of soil seed banks. San Diego, United States of America: Academic Press, 484 p.
- LECK M.A., SIMPSON R.L. (1987): Seed bank of a freshwater tidal wetland – turnover and relationship to vegetation change. *American Journal of Botany* 74: 360—370.
- LECK M.A., SIMPSON R.L. (1995): Ten-year seed bank and vegetation dynamics of a tidal freshwater marsh. *American Journal of Botany* 82: 1547—1557.
- LECK M.A., SCHÜTZ W. (2005): Regeneration of *Cyperaceae*, with particular reference to seed ecology and seed banks. *Perspectives in Plant Ecology. Evolution and Systematics* 7: 95—133.
- LECK M.A., PARKER V.T., SIMPSON R.L. (1989): Ecology of seed banks. San Diego, United States of America: Academic Press, 484 p.
- LEE P. (2004): The impact of burn intensity from wildfires on seed and vegetative banks, and emergent understorey in aspen-dominated boreal forests. *Canadian Journal of Botany* 82: 1468—1480.
- LEE W., FENNER M. (1989): Mineral nutrient allocation in seeds and shoots of twelve *Chinochloa* species in relation to soil fertility. *Journal of Ecology* 77: 704—716.
- LEISHMAN M.R. (2001): Does the seed size/number trade-off model determine plant community structure? An assessment of the model mechanisms and their generality. *Oikos* 93: 294—302.
- LEISHMAN M.R., WESTOBY M. (1994a): The role of large seed size in shaded conditions: experimental evidence. *Functional Ecology* 8: 205—214.
- LEISHMAN M.R., WESTOBY M. (1994b): The role of seed size in seedling establishment in dry soil conditions – experimental evidence from semi-arid species. *Journal of Ecology* 82(2): 249—258.
- LEISHMAN M.R., WESTOBY M. (1998): Seed size and shape are not related to persistence in soil in Australia in the same way as in Britain. *Functional Ecology* 12: 480—485.
- LEISHMAN M.R., MASTERS G.J., CLARKE I.P., BROWN V.K. (2000): Seed bank dynamics: the role of fungal pathogens and climate change. *Functional Ecology* 14: 293—299.
- LI N., FENG G., TIAN C. (2007): Characteristics and dynamics of the soil seed bank at the north edge of Taklimakan desert. *Science in China Series D: Earth Sciences* 50(S1): 122—127.
- LIVINGSTON R.B., ALLESSIO LECK M. (1968): Buried viable seeds in successional field and forest stands, Harvard forest, Massachusetts. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 95(1): 58—69.
- LONG R.L., STEADMAN K.J., PANETTA F.D., ADKINS S.W. (2009): Soil type does not affect seed ageing when soil water potential and temperature are controlled. *Plant and Soil* 320:131—140.
- LONGCHAMPS J.P., GORA M. (1979): Influences of oxygen deficiencies on the germination of weed seeds. *Oecologia Plantarum* 14: 121—126.
- LONSDALE W.M. (1993): Losses from the seed bank of *Mimosa pigra*: soil micro-organisms vs. temperature fluctuations. *Journal of Applied Ecology* 30: 654—660.
- LÓCZY L. (1913): A Balaton környékének geológiai képződményei és ezeknek vidékek szerinti telepedése. Budapest, Magyarország: A Magyar Földrajzi Társaság Balaton-Bizottsága, 617 p. (A Balaton Tudományos Tanulmányozásának eredményei I. köt., I. rész, 1. szakasz)
- LU Z.J., LI L.F., JIANG M.X., HUANG H.D., BAO D.C. (2010): Can the soil seed bank contribute to re-vegetation of the drawdown zone in the Three Gorges reservoir region? *Plant Ecology* 209(1): 153—165.

- LUDEWIG K., ZELLE B., ECKSTEIN R.L., MOSNER E., OTTE A., DONATH T.W. (2014): Differential effects of reduced water potential on the germination of floodplain grassland species indicative of wet and dry habitats. *Seed Science Research* 24: 49—61.
- LUO X., CAO M., ZHANG M., SONG X., LI J., NAKAMURA A., KITCHING R. (2017): Soil seed banks along elevational gradients in tropical, subtropical and subalpine forests in Yunnan Province, southwest China. *Plant Diversity* 39: 273—286.
- MA M., ZHOU X., MA Z., DU G. (2012): Composition of the soil seed bank and vegetation changes after wetland drying and soil salinization on the Tibetan Plateau. *Ecological Engineering* 44: 18—24.
- MACARTHUR R., WILSON E.O. (1967): *The theory of island biogeography*. Princeton, United States of America: Princeton University Press, 205 p.
- MACDONALD D., CRABTREE J.R., WIESINGER G., DAX T., STAMOU N., FLEURY P., LAZPIT J.G., GIBON A. (2000): Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* 59: 47—69.
- MACGILLIVRAY C.W., GRIME J.P. (1995) Testing predictions of the resistance and resilience of vegetation subjected to extreme events. *Functional Ecology* 9: 640—649.
- MAEHLER M., ROUSSEEUW P., STRUYF A., HUBERT M., HORNIK K. (2019): *cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions*. R package version 2.0.8.
- MAGOULICK D.D., KOBZA R.M. (2003): The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology* 48: 1186—1198.
- MAGURRAN A.E. (1988): *Ecological diversity and its measurement*. Princeton, United States of America: Princeton University Press, 179 p.
- MAGURRAN A.E. (2004): *Measuring biological diversity*. Oxford, United Kingdom: Wiley-Blackwell, 264 p.
- MANDOLI D.F., FORD G.A., WALDRON L.J., NEMSON J.A., BRIGGS W.R. (1990): Some spectral properties of several soil types: implications for photomorphogenesis. *Plant, Cell and Environment* 13: 287—294.
- MARJAI Z. (1995a): Magbank a talajban. *Erdészeti Lapok* 130: 172—174.
- MARJAI Z. (1995b): Az akác-magbank. *Tudományos közlemények* 130: 311—315.
- MARON J.L., GARDNER S.N. (2000): Consumer pressure, seed versus safe-site limitation, and plant population dynamics. *Oecologia* 124: 260—269.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (1990): Magyarország kistájainak katasztere I-II. Budapest, Magyarország: MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, 1023 p.
- MARSHALL D.L. (1986): Effect of seed size on seedling success in three species of *Sesbania* (*Fabaceae*). *American Journal of Botany* 73: 457—464.
- MARTINEZ-GHERSA M.A., SATORRE E.H., GHERSA C.M. (1997): Effect of soil water content and temperature on dormancy breaking and germination of three weeds. *Weed Science* 45: 791—797.
- MATUS G. (2012): Zárójelentés a „Propagulum helyettesítők fejlesztése és alkalmazása a magbank kialakulását befolyásoló tényezők vizsgálatára” című, K 67748 azonosítójú OTKA pályázatról. Debrecen, Magyarország, 24 p.
- MATUS G., VERHAGEN R., BEKKER R.M. (2001): Soil seed bank and vegetation composition of two fen meadow stands in The Netherlands. *Acta Botanica Hungarica* 43: 349—366.
- MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B., PAPP M. (2003a): Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science* 6: 169—178.
- MATUS G., VERHAGEN R., BEKKER R.M., GROOTJANS A.P. (2003b): Restoration of the *Cirsio dissecti-Molinietum* in The Netherlands: Can we rely on soil seed banks? *Applied Vegetation Science* 6: 73—84.
- MATUS G., PAPP M., TÓTHMERESZ B. (2005): Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. *Flora* 200: 296—306.

- MATUS G., VALKÓ O., TÖRÖK P., PAPP M., VIDA E., KELEMEN A., MIGLÉCZ T., TATÁR B., KÉKI S., TÓTH T. (2009): Using propagule mimics to model seed bank formation in salinized soils. 31. p. In: TÓTH T. (Szerk.): Program and presentations: IUSS Salinization Conference, 2009-09-20—22, Budapest, Hungary.
- MATUS G., PAPP M., TÓTH T., KÉKI S., TÖRÖK P., VALKÓ O., VIDA E., KELEMEN A., MIGLÉCZ T., TATÁR B. (2010): Application of plastic seed mimics to model seed bank formation of weeds in pastures in relation to soil type and land use. In: 15th European Weed Research Society Symposium, 2010-07-12—15, Kaposvár, Hungary.
- MAZER S.J. (1989): Ecological, taxonomic, and life history correlates of seed mass among Indiana Dune angiosperms. *Ecological Monographs* 59: 153—175.
- MÁTHÉ I., PRÉCSÉNYI I. (1971): Újabb adatok az újszentmargitai IBP mintaterület szántóföldjének primér produktójához. *Agrártudományi Közlemények* 30: 451—463.
- MCCONNAUGHAY K.D.M., BAZZAZ F.A. (1987): The relationship between gap size and performance of several colonizing annuals. *Ecology* 68: 411—416.
- MCDONALD A.W., BAKKER J.P., VEGELIN K. (1996): Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood-meadows. *Journal of Vegetation Science* 7: 157—164.
- MCDONNELL M.J., STILES E.W. (1983): The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia* 56: 109—116.
- MIGLÉCZ T., TÓTH K. (2012): Lokális talajmagbank szerepe löszgyepek helyreállításában. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 370—382.
- MIKÉNÉ HEGEDŰS F. (2006): A fuzzy logika és neurális hálók alkalmazása a precíziós növénytermelés adatbázisa értékelésében. Doktori (PhD) értekezés. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, Magyarország, 207 p.
- MILBERG P. (1992): Seed bank in a 35-year-old experiment with different treatments of a seminatural grassland. *Acta Oecologica* 6: 743—752.
- MILBERG P. (1993): Seed bank and seedlings emerging after soil disturbance in a wet seminatural grassland in Sweden. *Annales Botanici Fennici* 30: 9—13.
- MILBERG P. (1995): Soil seed bank after eighteen years of succession from grassland to forest. *Oikos* 72(1): 3—13.
- MILBERG P., ANDERSSON L., THOMPSON, K. (2000): Large-seeded species are less dependent on light for germination than small-seeded ones. *Seed Science Research* 10: 99—104.
- MILES J. (1979): *Vegetation dynamics*. London, United Kingdom: Champball & Hall, 200 p.
- MILLER G.R., CUMMINS R.P. (1980): Population dynamics of buried seeds on mountains. *Annual Report of the Institute of Terrestrial Ecology 1980*: 75—76.
- MILLER G.R., CUMMINS R.P. (2003): Soil seed banks of woodland, heathland, grassland, mire and montane communities, Cairngorm Mountains, Scotland. *Plant Ecology* 168: 255—266.
- MILNE G. (1936): Normal erosion as a factor in soil profile development. *Nature* 138: 541—548.
- MILTON W.E.J. (1939): The occurrence of buried viable seeds in soil at different elevations and in a salt marsh. *Journal of Ecology* 27: 149—159.
- MITLACHER K., POSCHLOD P., ROSÉN E., BAKKER, J.P. (2002): Restoration of wooded meadows – a comparative analysis along a chronosequence on Öland Sweden. *Journal of Vegetation Science* 5: 63—73.
- MOJZES A., KALAIPOS T. (2004): Napi hőmérsékletingadozás hatása öt, eltérő inváziós képességű fűfaj csírázására. *Botanikai Közlemények* 91(1—2): 25—37.
- MOJZES A., CSONTOS P., KALAIPOS T. (2015): Is the positive response of seed germination to plant-derived smoke associated with plant traits? *Acta Oecologica* 65—66: 24—31.
- MOLES A.T., HODSON D.W., WEBB C.J. (2000): Seed size, shape and persistence in the soil in the New Zealand flora. *Oikos* 89: 541—545.

- MOLES A.T., WARTON D.I., WESTOBY M. (2003): Do small-seeded species have higher survival through seed predation than large-seeded species? *Ecology* 84(12): 3148—3161.
- MOLNÁR V.A., SONKOLY J., LOVAS-KISS Á., FEKETE R., TAKÁCS A., SOMLYAY L., TÖRÖK P. (2015): Seed of the threatened annual legume, *Astragalus contortuplicatus*, can survive over 130 years of dry storage. *Preslia* 87: 319—328.
- MOORE P.D. (1980): Soil seed banks. *Nature* 284: 123—124.
- MORDECAI E.A. (2012): Soil moisture and fungi affect seed survival in California grassland annual plants. *PLOS ONE* 7(6): e39083.
- MORIUCHI K.S., VENABLE D.L., PAKE C.E., LANGE T. (2000): Direct measurement of the seed bank age structure of a Sonoran desert annual plant. *Ecology* 81:1133—1138.
- MORMAGA T. (1926): The favourable effect of reduced oxygen supply upon the germination of certain seeds. *American Journal of Botany* 13: 159—166.
- MOULTON C. A., GOUGH L. (2011): Effects of soil nutrient availability on the role of sexual reproduction in an Alaskan tundra plant community. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 43: 612—620.
- MSZ-08-0210:1977: A talaj szerves szén tartalmának meghatározása.
- MSZ-08-0205:1978: A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.
- MSZ-08-0206-2:1978: A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata – Laboratóriumi vizsgálatok (pH-érték, szórában kifejezett fenolftalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos (y_1 -érték) és kicserélődési aciditás (y_2 -érték)).
- MSZ-08-0452:1980: Nagyteljesítményű műszersorok alkalmazása talajvizsgálatokban. A talaj szerves széntartalmának mennyiségi meghatározása Contiflo műszersoron.
- MTA ATK TAKI (2019): Jelentés az „Adatigény meghatározása a LRTAP Egyezmény Hatások munkacsoportjával való együttműködés alapján, a nemzetközi modellezési munkában való részvétel és a kritikus terhelés túllépés megalapozására szolgáló érzékenységi térképek elkészítése” című projekthez (KmF/76/2018.). Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet (MTA ATK TAKI), Budapest, Magyarország, 65 p.
- MUENSCHER W.C. (1936): Storage and germination of seeds of aquatic plants. *Agricultural Experiment Station Bulletin* 652: 1—17.
- MULLER-DOMBOIS D., ELLENBERG H. (1974): *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, United States of America: Wiley, 574 p.
- MUNSELL SOIL COLOUR CHARTS (1990): *Soil survey manual*. U. S. Dept. Agriculture Handbook – 18.
- MURDOCH A.J., ELLIS R.H. (1992): Longevity, viability and dormancy. 193—229. p. In: FENNER M. (Ed.): *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, 410 p.
- MURDOCH A.J., ELLIS R.H. (2000): Dormancy, viability and longevity. 183—214. p. In: FENNER M. (Ed.): *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, 410 p.
- MURRAY B.R., BROWN A.H.D., DICKMAN C.R., CROWTHER M.S. (2004): Geographical gradients in seed mass in relation to climate. *Journal of Biogeography* 31: 379—388.
- NAKAGOSHI N. (1985): Buried viable seeds in temperate forests. 551—570. p. In: WHITE J. (Ed.): *The population structure of vegetation*. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 669 p.
- NAKAGOSHI N. (1996): The trend of soil seed banks in climax forests in Japan. *Festschrift für Reinhard Bornkamm*, 301—308. (Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band 25)
- NELSON J.F., CHE R.M. (1977): Factors affecting seed reserves in the soil of a Mojave Desert ecosystem, Rock Valley, Nye Country, Nevada. *American Midland Naturalist* 97: 300—320.

- NIELSEN D.L., BROCK M.A., CROSSLE K., HARRIS K., HEALEY M., JAROSINSKI I. (2003): The effects of salinity on aquatic plant germination and zooplankton hatching from two wetland sediments. *Freshwater Biology* 48: 2214—2223.
- NIKOLAEVA M.G. (1969): Physiology of deep dormancy in seeds. Leningrad, Russia, Izdatel'stvo 'Nauka'. (Translated from Russian by Z. Shapiro, National Science Foundation, Washington, DC.)
- NISHIMOTO R.K., MCCARTY L.B. (1997): Fluctuating temperature and light influence seed germination of goosegrass (*Eleusine indica*). *Weed Science* 45: 426—429.
- NORONHA A., ANDERSSON L., MILBERG P. (1997): Rate of change in dormancy level and light requirement in weed seeds during stratification. *Annals of Botany* 80: 795—801.
- NOSS C.F., LEVEY D.J. (2014): Does gut passage affect post-dispersal seed fate in a wild chili, *Capsicum annum*? *Southeastern Naturalist* 13(3): 475—483.
- NUMATA M., HAYASHI I., KOMURA T., OKI K. (1964): Ecological studies on the buriedseed population in the soil as related to plant succession, I. *Japanese Journal of Ecology* 14(5): 207—215.
- OBORNY B., BARTHA D. (1998): Formakincs és közösségszerveződés a növénytársulásokban: klonális növények szerepe. 59—86. p. In: FEKETE G. (Szerk.): A közösség ökológia frontvonalai. Budapest, Magyarorazág: Scientia Kiadó, 223 p.
- OCHOA-HUESO R., MANRIQUE E. (2010): Nitrogen fertilization and water supply affect germination and plant establishment of the soil seed bank present in a semi-arid Mediterranean scrubland. *Plant Ecology* 210: 263—273.
- ODEH I., MCBRATNEY A.B., CHITTLEBOURGH D. (1992): Soil pattern recognition with fuzzy c-means: application to classification and soil-landform interrelationship. *Soil Science Society of America Journal* 56: 505—516.
- O'DOWD D.J., HAY M.E. (1980): Mutualism between harvester ants and a desert ephemeral: Seed escape from rodents. *Ecology* 61: 531—540.
- ØDUM S. (1965): Germination of ancient seeds. *Dansk Botanisk Arkiv* 24(2): 1—70.
- O'HANLON-MANNERS D., KOTANEN P. (2006): Losses of seeds of temperate trees to soil fungi: effects of habitat and host ecology. *Plant Ecology* 187: 49—58.
- OKSANEN J., BLANCHET F.G., FRIENDLY M., KINDT R., LEGENDRE P., MCGLINN D., MINCHIN P.R., O'HARA R.B., SIMPSON G.L., SOLYMOS P., STEVENS M.H.H., SZOECES E., WAGNER H. (2019): vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-4.
- OLANO J.M., CABALLERO I., LASKURAIN N.A., LOIDI J., ESCUDERO A. (2002): Seed bank spatial pattern in a temperate secondary forest. *Journal of Vegetation Science* 13: 775—784.
- OLANO J.M., CABALLERO I., LOIDI J., ESCUDERO A. (2005): Prediction of plant cover from seed bank analysis in a semi-arid plant community on gypsum. *Journal of Vegetation Science* 16: 215—222.
- OLIVIERI I., BERGER A. (1985): Seed dimorphism for dispersal: physiological, genetic and demographical aspects. 413—429. p. In: JAQUARD P., HEIM G., ANTONOVICS J. (Eds.): Genetic differentiation and dispersal in plants. Berlin, Germany: Springer-Verlag, 454 p.
- OOI M.K.J. (2015): Seed bank dynamics and climate change in semi-arid ecosystems: a focus on physically dormant species. *Revista Brasileira de Geografia Física* 8: 651—659.
- OOI M.K.J., AULD T.D., DENHAM A.J. (2009): Climate change and bet-hedging: interactions between increased soil temperatures and seed bank persistence. *Global Change Biology* 15: 2375—2386.
- OOMES M., OLFF H., ALTENA H. (1996): Effects of vegetation management and raising the water table on nutrient dynamics and vegetation change in a wet grassland. *Journal of Applied Ecology* 33: 576—588.
- OOMES M.J.M., KUIKMAN P.J., JACOBS F.H.H. (1997): Nitrogen availability and uptake by grassland in mesocosms at two water levels and two water qualities. *Plant and Soil* 192: 249—259.

- OOSTING H.J., HUMPREYS M.E. (1940): Buried viable seeds in a successional series of old field and forest soils. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 67: 253—273.
- ORROCK J., DAMSCHEN E. (2005): Fungi-mediated mortality of seeds of two old-field plant species. *The Journal of the Torrey Botanical Society* 132: 613—617.
- OSAKI M., WATANABE T., TADANO T. (1997): Beneficial effect of aluminum on growth of plants adapted to low pH soils. *Soil Science and Plant Nutrition*. 43: 551—563.
- PAKEMAN R.J., CUMMINS R.P., MILLER G.R., ROY D.B. (1999): Potential climatic control of seedbank density. *Seed Science Research* 9: 101—110.
- PAKEMAN R.J., SMALL J.L., TORVELL L. (2012): Edaphic factors influence the longevity of seeds in the soil. *Plant Ecology* 213: 57—65.
- PAPP E. (2005): *Magélettan. Tápiószele, Magyarország: Agrobotanikai Intézet*, 64 p.
- PAREJA M.R., STANFORTH D.W. (1985): Seed-soil microsite characteristics in relation to weed seed germination. *Weed Science* 33: 190—195.
- PÄRTEL M. (2014): Community ecology of absent species: hidden and dark diversity. *Journal of Vegetation Science* 25: 1154—1159.
- PEART M.H. (1984): The effects of morphology, orientation and position of grass diaspores on seedling survival. *Journal of Ecology* 72: 437—453.
- PEART D.R. (1989): Species interactions in a successional grassland. I. Seed rain and seedling recruitment. *Journal of Ecology* 77: 236—251.
- PECO B., TRABA J., LEVASSOR C., SÁNCHEZ A.M., AZCÁRATE F.M. (2003): Seed size, shape and persistence in dry Mediterranean grass and scrublands. *Seed Science Research* 13: 87—95.
- PELLISSIER V., ROZÉ F., AGUEJDAD R., QUÉNOL H., CLERGEAU P. (2008): Relationships between soil seed bank, vegetation and soil fertility along an urbanisation gradient. *Applied Vegetation Science* 11: 325—334.
- PENKSZA K., BARCZI A., NÉRÁTH M., GYIMÓTHI G., CENTERI Cs. (1994): Changes in the vegetation of Tihanyi-félsziget (Tihany peninsula, near lake Balaton, Hungary) as a result of treading and grazing. 115—132. p. In: MOCHANACKY S., TERPÓ A. (Eds.): *Proceedings of international conference: Antropization and Environment of Rural Settlements: Flora and Vegetation, 1994-08-22—26, Sátoraljaújhely, Hungary*.
- PENKSZA K., BARCZI A., NÉRÁTH M., PINTÉR B. (2003): Hasznosítási változások következtében kialakult regenerációs esélyek a Tihanyi-félsziget gyepeiben az 1994 és 2002 közötti időszakban. *Növénytermelés* 52: 167—184.
- PENKSZA K. (2013): *Gyepterületek természetvédelmi gyepgazdálkodási vizsgálatai (legelők, kaszálók, fás legelők, felhagyott, illetve vetett gyepek, gyeptörödékek florisztikai, cönológiai, gyepgazdálkodási értékelése, élőhely-térképezésük, pázsitfű fajaik taxonómiai adatai és vizsgálatai)*. MTA doktori értekezés. Gödöllő, Magyarország, 224 p.
- PERCZE A. (2003): Weed seed contents in the soil in long-term tillage experiments. – *Növénytermelés* 52(3—4): 341—350.
- PETI E., MÁLNÁSI CSIZMADIA G., OLÁH I., SCHELLENBERGER J., TÖRÖK K., HALÁSZ K., BAKTAY B. (2015): A Pannon Magbank program (2010-2014) maggyűjtési, tárolási, előzetes életképesség vizsgálati eredményei és módszerei. *Természetvédelmi Közlemények* 21: 215—231.
- PETI E., SCHELLENBERGER J., NÉMETH, G., MÁLNÁSI CSIZMADIA G., OLÁH I., TÖRÖK K., CZÓBEL SZ., BAKTAY B. (2017): Presentation of the HUSEED^{wild} – a seed weight and germination database of the Pannonian flora – through analysing life forms and social behaviour types. *Applied Ecology and Environmental Research* 15(1): 225—244. [Publikáció online adatbázissal] Link: <http://huseed.nodik.hu:8243/en/wild>. [Lekérdezés időpontja: 2016-06-20]

- PETRIKOVSZKI R., ZALAI M., TÓTHNÉ BOGDÁNYI F., TÓTH F. (2020): The effect of organic mulching and irrigation on the weed species composition and the soil weed seed bank of tomato. *Plants* 9(66). doi:10.3390/plants9010066.
- PHOENIX G.K., EMMETT B.A., BRITTON A.J., CAPORN S.J.M., DISE N.B., HELLIWELL R., JONES L., LEAKE J.R., LEITH I.D., SHEPPARD L.J., SOWERBY A., PILKINGTON M.G., ASHMORE M.R., POWER S.A. (2012): Impacts of atmospheric nitrogen deposition: responses of multiple plant and soil parameters across contrasting ecosystems in long-term field experiments. *Global Change Biology* 18: 1197—1215.
- PICKETT S.T.A., MCDONNELL M.J. (1989): Seed bank dynamics in temperate deciduous forest. 123—147. p. In: LECK M.A., PARKER V.T., SIMPSON R.L. (Eds): *Ecology of soil seed banks*. San Diego, United States of America: Academic Press, 484 p.
- PIESSENS K., HONNAY O., NACKAERTS K., HERMY M. (2004): Plant species richness and composition of heathland relics in north-western Belgium: evidence for a rescue-effect? *Journal of Biogeography* 31: 1683—1692.
- PIKE T. (2017): qboxplot: Quantile-Based Boxplot. R package version 0.2.
- PINHEIRO J., BATES D., DEBROY S., SARKAR D., R CORE TEAM (2017): nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-131, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- PIVATTO M.S., FUNES G., FERRERAS A.E., GURVICH D.E. (2014): Seed mass, germination and seedling traits for some central Argentinian cacti. *Seed Science Research* 24: 71—77.
- PLASSMANN K., BROWN N., JONES M.L.M., EDWARDS-JONES, G. (2008): Can atmospheric input of nitrogen affect seed bank dynamics in habitats of conservation interest? The case of dune slacks. *Applied Vegetation Science* 11: 413—420.
- PONS T.L. (1992): Seed responses to light. 259—284. p. In: FENNER M. (Ed.): *Seeds. The ecology of regeneration in plant communities*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, 410 p.
- PORTER S.S. (2013): Adaptive divergence in seed color camouflage in contrasting soil environments. *The New Phytologist* 197(4): 1311—1320.
- POSCHLOD P. (1993): Die Dauerhaftigkeit von generativen Diasporenbanken in Böden am Beispiel von Kalkmagerrasenpflanzen und deren Bedeutung für den botanischen Arten- und Biotopschutz. *Verhandlung der Gesellschaft für Ökologie* 22: 229—240.
- POSCHLOD P., JACKEL A.K. (1993): Untersuchungen zur Dynamik von generativen Diasporenbanken von Samenpflanzen in Kalkmagerrasen. *Flora* 188: 49—71.
- POSCHLOD P., BONN S., BAUER U. (1996): Ökologie und Management periodisch abgelassener und trockenfallender kleinerer Stehgewässer im schwäbischen und oberschwäbischen Voralpengebiet. *Veröffentlichungen Projekt Angewandte Ökologie* 17:287—501.
- POSCHLOD P., KLEYER M., JACKEL A.K., DANNEMANN A., TACKENBERG O. (2003): BIOPOP – a database of plant traits and internet application for nature conservation. *Folia Geobot Phytotax* 38: 263—271.
- PRIMACK R.B. (1979): Reproductive effort in annual and perennial species of *Plantago* (*Plantaginaceae*). *American Naturalist* 114: 51—62.
- PUGNAIRE F.I., LAZARO R. (2000): Seed bank and understorey species composition in a semi-arid environment: The effect of shrub age and rainfall. *Annals of Botany* 86: 807—813.
- PÜSPÖKI Z., KOZÁK M., CSÁMER Á., MCINTOSH R., VINCZE L. (2003): A Tardonai-dombság szarmata üledéksorának öskörnyezeti és szekvenciasztratigráfiai elemzése. Palaeogeographic conditions and sequence stratigraphy of the Sarmatian sediment series in the Tardona Hills. *Földtani Közlöny* 133(2): 191—209.
- QI M., UPADHYAYA M.K. (1993): Seed germination ecophysiology of meadow salsify (*Tragopogon pratensis*) and western salsify (*T. dubius*). *Weed Science* 41: 362—368.
- R CORE TEAM (2017): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- RABINOWITZ D., RAPP J.K. (1980): Seed rain in a North American tall grass prairie. *Journal of Applied Ecology* 17: 793—802.
- RABINOWITZ D., RAPP J.K. (1981): Dispersal abilities of seven sparse and common grasses from a Missouri prairie. *American Journal of Botany* 68: 616—624.
- RAINERI R. (1931): Osservazioni Spora 1. Rapporti fra Alkalinità del L'Acqua e Vegetazione Algologica del Laghi Balaton e Belső-tó. *Magyar Biológiai Kutatóintézet Munkái* 4: 279—290.
- RAJJOU L., DEBEAUJON I. (2008): Seed longevity: Survival and maintenance of high germination ability of dry seeds. *Comptes Rendus Biologies* 331: 796—805.
- RAUNKIAER C. (1934): *The life forms of plants and statistical geography*. Oxford, United Kingdom: Clarendon, 632 p.
- RBGK (2016): Seed Information Database (SID) 7.1. Royal Botanic Gardens, Kew (RBGK), United Kingdom. [Online adatbázis] Link: <http://data.kew.org/sid/>. [Lekérdezés időpontja: 2021-03-03]
- READER R.J. (1993): Control of seedling emergence by ground cover and seed predation in relation to seed mass for some old-field species. *Journal of Ecology* 81: 169—175.
- REDBO-TORSTENSSON P., TELENUS A. (1995): Primary and secondary seed dispersal by wind and water in *Spergularia salina*. *Ecography* 18: 230—237.
- REES M. (1993): Trade-offs among dispersal strategies in the British flora. *Nature* 366: 150—152.
- REES M. (1994): Delayed germination of seeds: a look at the effects of adult longevity, the timing of reproduction, and population age/stage structure. *American Naturalist* 144: 43—64.
- REES M. (1995): Community structure in sand dune annuals: is seed weight a key quantity? *Journal of Ecology* 83: 857—863.
- REES M. (1996): Evolutionary ecology of seed dormancy and seed size. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 351: 1299—1308.
- REGAN T.J., MCCARTHY M.A., BAXTER P.W., DANE PANETTA F., POSSINGHAM H.P. (2006): Optimal eradication: when to stop looking for an invasive plant. *Ecology Letters* 9: 759—766.
- REICHMAN O.J. (1979): Desert granivore foraging and its impact on seed densities and distributions. *Ecology* 60: 1085—1092.
- REICHMAN O.J. (1984): Spatial and temporal variation of seed distributions in Sonoran Desert soils. *Journal of Biogeography* 11: 1—11.
- REICZIGEL J., HARNOS A., SOLYMOSSI N. (2014): *Biostatistika nem statisztikusoknak*. Nagykovácsi, Magyarország: Pars Kft., 462 p.
- RENAULT P., STENGEL P. (1994): Modeling oxygen diffusion in aggregated soils. 1. Anaerobiosis inside the aggregates. *Soil Science Society of America Journal* 58: 1017—1023.
- REUSS S.A., BUHLER D.D., GUNSOLUS J.L. (2001): Effects of soil depth and aggregate size on weed seed distribution and viability in a silt loam soil. *Applied Soil Ecology* 16: 209—217.
- ROBERT J.C., MARSHALL L.D. (2000): The demographic role of soil seed banks. Spatial and temporal comparisons of below- and above-ground populations of the desert mustard *Lesquerella fendleri*. *Journal of Ecology* 88: 283—292.
- ROBERTS H.A. (1962): Studies on the weeds of vegetable crops. II. Effect of six years of cropping on the weed seeds in the soil. *Journal of Ecology* 50: 803—813.
- ROBERTS H.A. (1981): Seed banks in soil. *Advances in Applied Biology* 6: 1—55.
- ROBERTS E.H., ELLIS R.H. (1989): Water and seed survival. *Annals of Botany* 63: 39—52.

- ROBERTS T. L., VANKAT J.L. (1991): Floristics of a chronosequence corresponding to old field-deciduous forest succession in southwestern Ohio. II. Seed banks. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 118: 377—384.
- ROBINSON E.L., KUST C.A. (1962): Distribution of witchweed seeds in the soil. *Weeds* 10: 335.
- ROCKWOOD L.L. (1985): Seed mass as a function of life form, elevation and life zones of neotropical forest. *Biotropica* 17: 32—39.
- ROUSKW J., BROOKES P.C., BÅATH E. (2011): Fungal and bacterial growth responses to N fertilization and pH in the 150-year ‘Park Grass’ UK grassland experiment. *FEMS Microbiology Ecology* 76: 89—99.
- ROWELL T.A., WALTERS S.M., HARVEY H.S. (1982): The rediscovery of the fen violet, *Viola persicifolia* Schreber, at Wicken Fen. *Watsonia* 14: 183—184.
- ROYO A.A., RISTAU T.E. (2012): Stochastic and deterministic processes regulate spatio-temporal variation in seed bank diversity. *Journal of Vegetation Science* 24: 724—734.
- RUPRECHT E., JÓZSA J., ÖLVEDI T.B., SIMON J. (2010): Differential effects of several “litter” types on the germination of dry grassland species. *Journal of Vegetation Science* 21: 1069—1081.
- RYSER P., GIGON A. (1985): Influence of seed bank and small mammals on the floristic composition of limestone grassland (*Mesobrometum*) in Northern Switzerland. *Bericht Geobotanisches Institut Rübel Zürich* 52: 41—52.
- SAATKAMP A., AFFRE L., DUTOIT T., POSCHLOD P. (2009): The seed bank longevity index revisited: limited reliability evident from a burial experiment and database analyses. *Annals of Botany* 104: 715—724.
- SAATKAMP A., AFFRE L., BAUMBERGER T., DUMAS P.J., GASMI A., GACHET S., ARÈNE F. (2011a): Soil depth detection by seeds and diurnally fluctuating temperatures: different dynamics in 10 annual plants. *Plant and Soil* 349: 331—340.
- SAATKAMP A., AFFRE L., DUTOIT T., POSCHLOD P. (2011b): Germination traits explain soil seed persistence across species: the case of Mediterranean annual plants in cereal fields. *Annals of Botany* 107: 415—426.
- SALISBURY E.J. (1942): *The reproductive capacity of plants*. London, United Kingdom: G. Bell & Sons, 244 p.
- SALLON S., SOLOWEY E., COHEN Y., KORCHINSKY R., EGLI M., WOODHATCH I., SIMCHONI O., KISLEV M. (2008): Germination, genetics, and growth of an ancient date seed. *Science* 320(5882): 1464.
- SAVERIMUTTU T., WESTOBY M. (1996): Seedling longevity under deep shade in relation to seed size. *Journal of Ecology* 84: 681—689.
- SÁRINGER J. (1898): A Balaton környékének éghajlati viszonyai. 122 p. (A Balaton Tudományos Tanulmányozásának Eredményei, I. kötet, IV. rész, 1. szakasz)
- SCHAFFER M., KOTANEN P.M. (2003): The influence of soil moisture on losses of buried seeds to fungi. *Acta Oecologica* 24: 255—263.
- SCHAFFER M., KOTANEN P. (2004): Impacts of naturally-occurring soil fungi on seeds of meadow plants. *Plant Ecology* 175: 19—35.
- SCHERMANN SZ. (1967): *Magismeret I-II*. Budapest, Magyarország: Akadémiai Kiadó, 1069 p.
- SCHNEIDER H.E., ALLEN E.B. (2012): Effects of elevated nitrogen and exotic plant invasion on soil seed bank composition in Joshua Tree National Park. *Plant Ecology* 213: 1277—1287.
- SCHUTTE B.J., REGNIER E.E., HARRISON S.K. (2008): The association between seed size and seed longevity among maternal families in *Ambrosia trifida* L. populations. *Seed Science Research* 18: 201—211.
- SCHUTTE B.J., DAVIS A.S., PEINADO S.A., ASHIGH J. (2014): Seed-coat thickness data clarify seed size–seed-bank persistence trade-offs in *Abutilon theophrasti* (*Malvaceae*). *Seed Science Research* 24: 119—131.

- SCHÜTZ W. (1997): Are germination strategies important for the ability of cespitose wetland sedges (*Carex*) to grow in forests? *Canadian Journal of Botany* 75: 1692—1699.
- SCHÜTZ W. (2000): Ecology of seed dormancy and germination in sedges (*Carex*). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3: 67—89.
- SCOPEL A.L., BALLARE C.L., SANCHEZ R.A. (1991): Induction of extreme light sensitivity in buried weed seeds and its role in the perception of soil cultivations. *Plant, Cell and Environment* 14: 501—508.
- SEIWA K., WATANABE A., SAITOH T., KANNO H., AKASAKA S. (2002): Effects of burying depth and seed size on seedling establishment of Japanese chestnuts, *Castanea crenata*. *Forest Ecological Management* 164: 149—156.
- SHAUKA S.S., SIDDIQUI I.A. (2004): Spatial pattern analysis of seeds of an arable soil seed bank and its relationship with above-ground vegetation in an arid region. *Journal of Arid Environments* 57: 311—327.
- SHIPLEY B., DION J. (1992): The allometry of seed production in herbaceous angiosperms. *American Naturalist* 139: 467—483.
- SILVERTOWN J.W. (1981): Seed size, lifespan and germination date as coadapted features of plant life history. *American Naturalist* 118(6): 860—864.
- SIMKÓ H., CSONTOS P. (2009): Fehér akác és tövises lepényfa magbankjának vizsgálata budapesti parkok talajában. *Tájökológiai Lapok* 7: 269—278.
- SIMMERING D., WALDHARDT R., OTTE A. (2006): Quantifying determinants contributing to plant species richness in mosaic landscapes: a single- and multi-patch perspective. *Landscape Ecology* 21: 1233—1251.
- SKOGLUND J. (1990): Seed banks, seed dispersal and regeneration processes in wetland areas. *Doctoral Thesis, Uppsala University, Sweden.*
- SKOGLUND J., HYTTEBORN H. (1990): Viable seeds in deposits of the former lakes Kvismaren and Hornborgasjön, Sweden. *Aquatic Botany* 37: 271—290.
- SKOGLUND J., VERWIJST T. (1989): Age structure of woody species populations in relation to seed rain, germination and establishment along the river Dalalven, Sweden. *Vegetatio* 82: 25—34.
- SMITH J.M.B. (1989): An example of ant-assisted plant invasion. *Australian Journal of Ecology* 14: 247—250.
- SMITH L.M., KADLEK J.A. (1983): Seed banks and their role during drawdown of a North american marsh. *Journal of Applied Ecology* 20: 673—684.
- SOCHER S.A., PRATI D., BOCH S., MÜLLER J., KLAUS V.H., HÖLZEL N., FISCHER M. (2012): Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology* 100: 1391—1399.
- SONKOLY J., MOLNÁR V.A., TÖRÖK P. (2014): A növényi magtömeg-variabilitás ökológiai háttere és jelentősége. *Kitaibelia* 19: 295—330.
- SONKOLY J., VALKÓ O., BALOGH N., GODÓ L., KELEMEN A., KISS R., MIGLÉCZ T., TÓTH E., TÓTH K., TÓTHMÉRÉSZ B., TÖRÖK P. (2020): Germination response of invasive plants to soil burial depth and litter accumulation is species specific. *Journal of Vegetation Science* 31(6): 1079—1087.
- SOÓ R. (1932): Magyarázat a Tihanyi-félsziget növényföldrajzi térképéhez. *A Magyar Biológiai Kutató Intézet I. osztályának közleménye* 5: 122—130.
- SOÓ R. (1964—1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I-VI.* Budapest, Magyarország: Akadémiai Kiadó, 556 p.
- SØRENSEN T. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter* 5: 1—34.
- STANDOVÁR T., PRIMACK R.B. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai.* Budapest, Magyarország: Nemzeti Tankönyvkiadó, 542 p.

- STEFANOVITS P. (1956): Magyarország talajai. Budapest, Magyarország: Akadémiai kiadó, 252 p.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. (1999): Talajtan. Budapest, Magyarország: Mezőgazda kiadó, 470 p.
- STEVENS O. (1932): The number and weight of seeds produced by weeds. *American Journal of Botany* 19: 784—794.
- SWANTON C.L., SHRESTHA A., KNEZEVIC S.Z., ROY R.C., BALL-COELHO B.R. (1999): Influence of tillage type on vertical weed seedbank distribution in a sandy soil. *Canadian Journal of Plant Science. Short Communications* 80(2): 455—457.
- SYMONIDES E. (1978): Numbers, distribution and specific composition of diaspores in the soil of the plant association *Spergulo-Corynephorum*. *Ekologia Polska* 26: 111—122.
- SYMONIDES E. (1986): Seed bank in old-field successional ecosystems. *Ekologia Polska* 34: 3—29.
- SZIRMAI O. (2008): Botanikai és tájtörténeti vizsgálatok a Tardonai-dombság területén. Doktori (PhD) értekezés. Szent István Egyetem, Gödöllő, Magyarország, 175 p.
- SZIRMAI O., CZÓBEL SZ. (2004): Plant relations studies in agro-environmental ecosystems under different water-regimes. 77—82. p. In: HIDVÉGI SZ. GYURICZA CS. (Ed.): *Proceedings of the III. Alps-Adria Scientific Workshop, Dubrovnic, Croatia.*
- SZIRMAI O., CZÓBEL SZ. (2005): Védett növényfajok előfordulása a Tardonai-dombságban. *Kitaibelia* 10(1): 115—120.
- SZIRMAI O., CZÓBEL SZ. (2006): Long-term scale changes of land use in peasant farming of the Tardona Hills. *Cereal Research Communications* 34(1): 837—840.
- SZIRMAI O., CZÓBEL SZ. (2008a): Centuries long vegetation dynamics using digital techniques. A case study in the foreground of Bükk mountains. *Cereal Research Communications* 36(Suppl.): 1971—1974.
- SZIRMAI O., CZÓBEL SZ. (2008b): Current vegetation map of a ridge of the Tardona Hills. *Kitaibelia* 13: 190.
- SZIRMAI O., CZÓBEL SZ., NAGY J. (2005): Relationship between landuse changes and forest steppe species in new Hungarian forest steppe area. *Cereal Research Communications* 33(1): 313—316.
- TATÁR S. (2010): Seed longevity and germination characteristics of six fen plant species. *Acta Biologica Hungarica* 61(Suppl.): 197—205.
- TAUTENHAHN S., HEILMEIER H., GÖTZENBERGER L. KLOTZ S., WIRTH C., KÜHN I. (2008): On the biogeography of seed mass in Germany – Distribution patterns and environmental correlates. *Ecography* 31: 457—468.
- TELEWSKI F.W., ZEEVAART J.A.D. (2002): The 120-yr period for Dr. Beal's seed viability experiment. *American Journal of Botany* 89: 1285—1288.
- TERBORGH J. (2012): Enemies maintain hyperdiverse tropical forests. *The American Naturalist* 179: 303—314.
- TER HEERDT G.N.J., DROST H.J. (1994): Potential for the development of marsh vegetation from the seedbank after a drawdown. *Biological Conservation* 67: 1—11.
- TER HEERDT G.N.J., VERWEIJ G.L., BEKKER R M., BAKKER J.P. (1996): An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144—151.
- TESTER M., MORRIS C. (1987): The penetration of light through soil. *Plant Cell and Environment* 10: 281—286.
- THOMPSON K. (1978): The occurrence of buried viable seeds in relation to environment gradients. *Journal of Biogeography* 5: 425—430.
- THOMPSON K. (1986): Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *Journal of Ecology* 74: 733—738.
- THOMPSON K. (1987): Seeds and seed banks. *New Phytologist* 106(Suppl.): 23—34.

- THOMPSON K. (1992): The functional ecology of seed banks. 231—258. p. In: FENNER, M. (Ed.): *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, 410 p.
- THOMPSON K. (1993): Persistence in soil. 199—202. p. In: HENDRY G.A.F., GRIME J.P. (Eds): *Methods in comparative plant ecology: A laboratory manual*. London, United Kingdom: Chapman & Hall, 252 p.
- THOMPSON K., GRIME J.P. (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67: 893—921.
- THOMPSON K., GRIME J.P., MASON G. (1977): Seed germination in response to diurnal fluctuation of temperature. *Nature* 267: 147—149.
- THOMPSON K., BAND S.R., HODGSON J.G. (1993): Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional Ecology* 7: 236—241.
- THOMPSON K., GREEN A., JEWLES A.M. (1994): Seeds in soil and worm casts from a neutral grassland. *Functional Ecology* 8: 29—35.
- THOMPSON K., BAKKER J.P., BEKKER R.M. (1997): *Soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 288 p.
- THOMPSON K., BAKKER J.P., BEKKER R.M., HODGSON J.G. (1998a): Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. *Journal of Ecology* 86: 163—169.
- THOMPSON K., BEKKER R.M., BAKKER J.P. (1998b): Weed seed banks; evidence from the north-west European seed bank database. *Aspects of Applied Biology* 51: 105—112.
- THOMPSON K., JALILI A., HODGSON J.G., HAMZEH'EE B., ASRI Y., SHAW S., SHIRVANY A., YAZDANI S., KHOSHNEVIS M., ZARRINKAMAR F., GHAHRAMANI M.-A., SAFAVI R. (2001): Seed size, shape and persistence in the soil in an Iranian flora. *Seed Science Research* 11: 345—355.
- THOMPSON K., CERIANI R.M., BAKKER J.P., BEKKER R.M. (2003): Are seed dormancy and persistence in soil related? *Seed Science Research* 13(2): 97—100.
- THOMPSON P.A. (1970): Characterization of the germination response to temperature of species and ecotypes. *Nature* 225: 827—831.
- THOMSON F.J., MOLES A.T., AULD T.D., KINGSFORD R.T. (2011): Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass. *Journal of Ecology* 99: 1299—1307.
- THUILLER W., LAVOREL S., ARAÚJO M.B., SYKES M.T., PRENTICE I.C. (2005): Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 102: 8245—8250.
- TOOLE E.H., BROWN E. (1946): Final results of the Duvel buried seed experiment. *Journal of Agricultural Research* 72: 201—210.
- TÓTH K., HÜSE B. (2014): Soil seed banks in loess grasslands and their role in grassland recovery. *Applied Ecology Environmental Research* 12(2): 537—547.
- TÓTH K., LUKÁCS B.A., RADÓ CZ SZ., SIMON E. (2015): A magbank szerepe a szikes gyepek diverzitásának fenntartásában a Hortobágyi Nemzeti Park területén. *Botanikai Közlemények* 102: 141—157.
- TÓTH V., LEHOCZKY É. (2006): Investigations on the germination depth of Johnson grass (*Sorghum halepense* [L.] Pers). *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences* 71(3 Pt A): 803—808.
- TÖRÖK P. (2008): A magkészlet szerepe mészkerülő gyepek rehabilitációjában. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem, Debrecen, Magyarország, 75 p.
- TÖRÖK P., ARANY I., PROMMER M., VALKÓ O., BALOGH A., VIDA E., TÓTHMÉRÉ SZ B., MATUS G. (2007): Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj és virággazdagságára. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 187—198.

- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. (2009a): Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* 44: 31—46.
- TÖRÖK P., ARANY I., PROMMER M., VALKÓ O., BALOGH A., VIDA E., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. (2009b): Vegetation, phytomass and seed bank of strictly protected hay-making Molinion meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management. *Thaiszia Journal of Botany* 19: 67—78.
- TÖRÖK P., MIGLÉCZ T., VALKÓ O., KELEMEN A., DEÁK B., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. (2012): Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal for Nature Conservation* 20: 41—48.
- TÖRÖK P., MIGLÉCZ T., VALKÓ O., TÓTH K., KELEMEN A., ALBERT Á., MATUS G., MOLNÁR V.A., RUPRECHT E., PAPP L., DEÁK B., HORVÁTH O., TAKÁCS A., HÜSE B., TÓTHMÉRÉSZ B. (2013): New thousand-seed weight records of the Pannonian flora and their application in analysing social behaviour types. *Acta Botanica Hungarica* 55(3—4): 429—472.
- TÖRÖK P., DEÁK B., VALKÓ O., KELEMEN A., KAPOCSI I., MIGLÉCZ T., TÓTHMÉRÉSZ B. (2014): Recovery of alkaline grassland using native seed mixtures in the Hortobágy National Park (Hungary). In: KIEHL K., KIRMER A., SHAW N. (Eds.): *Guidelines for native seed production and grassland restoration*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge Scholars Publishing, 315 p.
- TÖRÖK P., TÓTH E., TÓTH K., VALKÓ O., DEÁK B., KELBERT B., BÁLINT P., RADÓC SZ., KELEMEN A., SONKOLY J., MIGLÉCZ T., MATUS G., TAKÁCS A., MOLNÁR V.A., SÜVEGES K., PAPP L., PAPP L. JR., TÓTH Z., BAKTAY B., MÁLNÁSI CSIZMADIA G., OLÁH I., PETI E., SCHELLENBERGER J., SZALKOVSZKI O., KISS R., TÓTHMÉRÉSZ B. (2016): New measurements of thousand-seed weights of species in the Pannonian flora. *Acta Botanica Hungarica* 58(1—2): 187—198.
- TRABA J., AZCÁRATE F.M., PECO B. (2004): From what depth do seeds emerge? A soil seed bank experiment with Mediterranean grassland species. *Seed Science Research* 14: 297—303.
- TURNBULL L.A., REES M., CRAWLEY M.J. (1999): Seed mass and the competition/colonization trade-off: a sowing experiment. *Journal of Ecology* 87: 899—912.
- TURNBULL L.A., COOMES D., HECTOR A., REES M. (2004): Seed mass and the competition/colonization trade-off: competitive interactions and spatial patterns in a guild of annual plants. *Journal of Ecology* 92: 97—109.
- UNGAR I.A. (1978): Halophyte seed germination. *Botanical Review* 44: 233—264.
- UNGAR I.A. (1991): *Ecophysiology of vascular halophytes*. Boca Raton, United States of America: CRC Press, 108 p.
- UNGAR I.A., RIEHL T.E. (1980): The effect of seed reserves on species composition in zonal halophyte communities. *Botanical Gazette* 141: 147—152.
- UNGAR I.A., WOODDELL S.R.J. (1996): Similarity of seed banks to aboveground vegetation in grazed and ungrazed salt marsh communities on the Gower Peninsula, South Wales. *International Journal of Plant Sciences* 6: 746—749.
- URÁK I., MÁTHÉ I. (2011): Csíki-medencei lápok pókjainak (*Arachnida: Araneae*) faunisztikai és ökológiai vizsgálata. *Acta Siculica* 2011: 75—90.
- VALKÓ O., TÖRÖK P., VIDA E., ARANY I., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. (2009): A magkészlet szerepe két hegyi kaszálórét közösség helyreállításában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 147—159.
- VALKÓ O., PAPP M., KELEMEN A., MIGLÉCZ T., WÓTH W., MATUS G. (2011a): Resampling plastic beads, a tool to model seed bank development and propagule dispersal in dry grasslands. 68. p. In: KUZEMKO A. (Ed.): *Abstracts & excursion guides: 8th European Dry Grassland Meeting: Dry Grassland of Europe: Biodiversity, Classification, Conservation and Management, 2011-06-13—17, Uman, Ukraine*.

- VALKÓ O., TÖRÖK P., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. (2011b): Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* 19: 9—15.
- VALKÓ O., TÓTHMÉRÉSZ B., KELEMEN A., SIMON E., MIGLÉCZ T., LUKÁCS B.A., TÖRÖK P. (2014): Environmental factors driving seed bank diversity in alkali grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: 80—87.
- VAN DER VALK A.G., DAVIS C.B. (1978): The role of seed banks in the vegetation dynamics of prairie glacial marshes. *Ecology* 59: 322—335.
- VAN DUREN I.C., STRYKSTRA R.J., GROOTJANS A.P., TER HEERDT G.N.J., PEGTEL D.M. (1998): A multidisciplinary evaluation of restoration measures in a degraded *Cirsio-Molinietum* fen meadow. *Applied Vegetation Science* 1: 115—130.
- VAN TOOREN B.F. (1988): The fate of seeds after dispersal in chalk grassland: the role of the bryophyte layer. *Oikos* 53: 41—48.
- VENABLE D.L., BROWN J.S. (1988): The selective interactions of dispersal, dormancy, and seed size as adaptations for reducing risk in variable environments. *American Naturalist* 131(3): 360—384.
- VENABLE D.L., LEVIN D.A. (1983): Morphological dispersal structures in relation to growth habit in the *Compositae*. *Plant Systematics and Evolution* 143: 1—16.
- VENABLES W.N., RIPLEY B. (2002): *Modern applied statistics with S*. Fourth edition. New York, United States of America: Springer, 498 p.
- VERKAAR H.J. (1990): Corridors as a tool for plant species conservation. 82—97. p. In: BUNCE R.G.H., HOWARD D.C. (Eds.): *Species dispersal in agricultural habitats*. London, United Kingdom: Belhaven Press, 224 p.
- VILHERS T.A. (1972): Ageing and the longevity of seeds in field conditions. 265—288. p. In: HEYDECKER W. (Ed.): *Seed ecology, Proceedings of the nineteenth Easter School in Agricultural Science, University of Nottingham*. London, United Kingdom: Butterworth and Co., 578 p.
- VIOLLE C., NAVAS M.-L., VILE D., KAZAKOU E., FORTUNEL C., HUMMEL I., GARNIER E. (2007): Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116: 882—892.
- VIRÁGH K., GERENCSÉR L. (1988): Seed bank in the soil and its role during secondary succession induced by some herbicides in a perennial grassland community. *Acta Botanica Hungarica* 34(1—2): 77—121.
- VOESENEK L., BLOM C. (1992): Germination and emergence of *Rumex* in river flood-plains. I. Timing of germination and seedbank characteristics. *Acta Botanica Neerlandica* 41: 319—329.
- VOJTKÓ A.E., LUKÁCS B.A. (2015): Növényi jellegek és alkalmazásuk növényökológiai kutatásokban I.: Történeti áttekintés, jelleg típusok, módszertan és adatbázisok. *Kitaibelia* 20(2): 286—299.
- VOLIS S., BOHRER G. (2013): Joint evolution of seed traits along an aridity gradient: seed size and dormancy are not two substitutable evolutionary traits in temporally heterogeneous environment. *New Phytologist* 197: 655—667.
- VON LEMM R., JANIESCH P. (1997): Das Diasporen-Potential in Böden ehemaliger Feuchtbiotope im Emsland. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 59: 39—64.
- VYVEY Q. (1983): Study of the seed bank in *Schoeno-Juncetum subnodulosi* All. 1922 and in *Molinietum caeruleae* All. 1922. *Acta Botanica Neerlandica* 32: 246—247.
- VYVEY Q. (1988): Bibliographical review on buried viable seeds in the soil. *Excerpta Botanica Section B* 26: 311—320.
- VYVEY Q. (1989): Bibliographical review on buried viable seeds in the soil. *Excerpta Botanica Section B* 27: 1—52.

- VYVEY Q., STIEPERAERE H. (1981): The rich-fen vegetation of the Nature Reserve 'Het Torfbroek' at Berg-Kamphenhout (Prov. of Barabant, Belgium). *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique* 114: 116—124.
- WALTERS C., WHEELER L.M., GROTENHUIS J.M. (2005): Longevity of seeds stored in a genebank: species characteristics. *Seed Science Research* 15: 1—20.
- WANG Y., JIANG D., TOSHIO O., ZHOU Q. (2013): Recent advances in soil seed bank research. *Contemporary Problems of Ecology* 6(5): 520—524.
- WANG G., WANG M., LU X., JIANG M. (2017): Duration of farming is an indicator of natural restoration potential of sedge meadows. *Nature. Scientific Reports* 7(1): 1—7.
- WARR S.J., THOMPSON K., KENT M. (1993): Seed banks as a neglected area of biogeographic research: a review of literature and sampling technics. *Progress in Physical Geography* 17(3): 329—347.
- WARR S.J., KENT M., THOMPSON K. (1994): Seed bank composition and variability in five woodlands in south-west England. *Journal of Biogeography* 21: 151—168.
- WEIHER E., VAN DER WERF A., THOMPSON K., RODERICK M., GARNIER E., ERIKSSON O. (1999): Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science* 10: 609—620.
- WELLING C.H., BECKER R.L. (1990): Seed bank dynamics of *Lythrum salicaria* L.: implications for control of this species in North America. *Aquatic Botany* 38: 303—309.
- WELLSTEIN C., OTTE A., WALDHARDT R. (2007): Seed bank diversity in mesic grasslands in relation to vegetation type, management and site conditions. *Journal of Vegetation Science* 18: 153—162.
- WESSON G., WAREING P.F. (1969): The induction of light sensitivity in weed seeds by burial. *Journal of Experimental Botany* 20: 414—425.
- WESTHOFF V., VAN DER MAAREL E. (1978): The Braun-Blanquet approach. 287—399. p. In: WHITTAKER R.H. (Ed.): *Classification of plant communities*. The Hague, The Netherlands: Springer Netherlands, 408 p.
- WESTOBY M., JURADO E., LEISHMAN M. (1992): Comparative evolutionary ecology of seed size. *Trends in Ecology and Evolution* 7: 368—372.
- WESTOBY M., LEISHMAN M., LORD J., POORTER H., SCHOEN D.J. (1996): Comparative ecology of seed size and dispersal. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 351: 1309—1318.
- WHITE S.R., BORK E.W., KARST J., CAHILL J.F.JR. (2012): Similarity between grassland vegetation and seed bank shifts with altered precipitation and clipping, but not warming. *Community Ecology* 13(2): 129—136.
- WICKHAM H. (2016): *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York, 2016.
- WILLIAMS G.J. III (1974): Photosynthetic adaptation to temperature in C₃ and C₄ grasses. A possible ecological role in the shortgrass prairie. *Plant Physiology* 54: 709—711.
- WILLIAMS E.D. (1984): Changes during 3 years in the size and composition of the seed bank beneath a long-term pasture as influenced by defoliation and fertilizer regime. *Journal of Applied Ecology* 21: 603—615.
- WILLSON M.F. (1993): Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. *Vegetatio* 107/108: 261—280.
- WILSON J.B., LEE W.G. (2000): C-S-R triangle theory: community-level predictions, tests, evaluation of criticism and relation to other theories. *Oikos* 91: 77—96.
- WINN A.A. (1985): Effects of seed size and microsite on seedling emergence of *Prunella vulgaris* in four habitats. *Journal of Ecology* 73: 831—840.
- WOLTERS M., BAKKER J.P. (2002): Soil seed bank and driftline composition along a successional gradient on a temperate salt marsh. *Applied Vegetation Science* 5: 55—62.

- WOODELL S.R.J. (1985): Salinity and seed germination patterns in coastal plants. *Vegetation* 61: 223—229.
- WRIGHT I., WESTOBY M. (1999): Differences in seedling growth behaviour among species: trait correlations across species, and trait shifts along nutrient compared to rainfall gradients. *Journal of Ecology* 87: 85—97.
- WULFF R.D. (1986): Seed size variation in *Desmodium paniculatum*. II. Effects of seedling growth and physiological performance. *Journal of Ecology* 74: 99—114.
- YANG X., BASKIN C.C., BASKIN J.M., GAO R., YANG F., WEI L., LI L., HE H., HUANG Z. (2013): Hydrated mucilage reduces post-dispersal seed removal of a sand desert shrub by ants in a semiarid ecosystem. *Oecologia* 173(4): 1451—1458.
- YU S-L., JIANG G-M. (2003): The research development of soil seed bank and several hot topics. *Acta Phytocologica Sinica* 27(4): 552—560.
- YU S.L., STERNBERG M., KUTIEL P., CHEN H.W. (2007): Seed mass, shape, and persistence in the soil seed bank of Israeli coastal sand dune flora. *Evolutionary Ecology Research* 9: 325—340.
- ZAR J.H. (1984): *Biostatistical analysis*. Englewood Cliffs, United States of America: Prentice-Hall, 718 p.
- ZAR J.H. (1996): *Biostatistical analysis*. 3rd ed. Upper Saddle River, United States of America: Prentice Hall, 662 p.
- ZHAO L-P., WU G-L., CHENG J-M. (2011): Seed mass and shape are related to persistence in a sandy soil in northern China. *Seed Science Research* 21(1): 47—53.
- ZOBEL M., VAN DER MAAREL E., DUPRÉ C. (1998): Species pool: the concept, its determination and its significance for community restoration. *Applied Vegetation Science* 1:55—66.
- ZÓLYOMI B. (1942): A közép-dunai flóráválasztó és dolomitjelenség. *Botanikai Közlemények* 39(4): 209—231.
- ZÓLYOMI B. (1967): Magyarország természetes növénytakarója. (Rekonstruált vegetációtérkép 1: 1.500 000.) In: HORTOBÁGYI T., SIMON T. (Szerk.): *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Budapest, Magyarország: Tankönyvkiadó, 546 p.
- ZÓLYOMI B. (1981): Magyarország természetes növénytakarója (térkép). In: HORTOBÁGYI T., SIMON T. (Szerk.): *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Budapest, Magyarország: Tankönyvkiadó, 546 p.

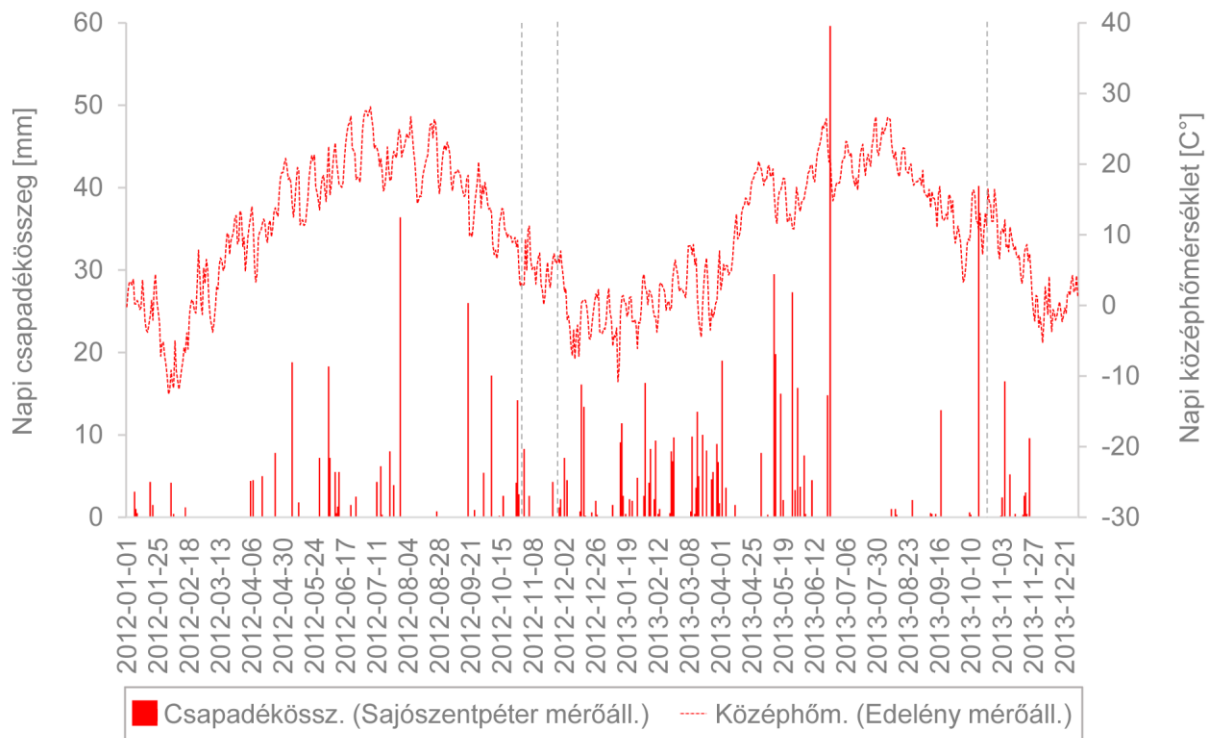
M2—M14.

M2. melléklet. Thompson-féle magbank típusrendszerhez (THOMPSON 1993) tartozó tipizálókulcs (THOMPSON 1993), CSONTOS (2001a) és CSISZÁR (2004) nyomán átszerkesztve.

Amennyiben.....	azaz.....			akkor...	
	V	F	vs. A	MT	
a faj előfordul a helyi vegetációban, de a magbankból hiányzik.....	+	-	= -	TZ	
a faj előfordul a helyi vegetációban, továbbá a felső talajréteg magbankjában.....	+	+	> -	TZ	
a faj előfordul a helyi vegetációban, továbbá az alsó talajréteg magbankjában.....	+	-	< +	HP	
a faj előfordul a helyi vegetációban, továbbá a felső és az alsó talajréteg magbankjában is, de a felsőében jóval gyakoribb, mint az alsóében.....	+	+	> +	RP	
a faj előfordul a helyi vegetációban, továbbá a felső és az alsó talajréteg magbankjában is, és az alsóében legalább olyan gyakori, mint a felsőében.....	+	+	≤ +	HP	
a faj a helyi vegetációban nem jelenik meg, és a magbankban is csak a felső talajrétegre jellemző.....	-	+	> -	RP	
a faj a helyi vegetációban nem jelenik meg, és a magbankban is csak az alsó talajrétegre jellemző.....	-	-	< +	HP	
a faj a helyi vegetációban nem jelenik meg, de előfordul mindkét talajréteg magbankjában, úgy, hogy a felsőében jóval gyakoribb, mint az alsóében.....	-	+	> +	RP	
a faj a helyi vegetációban nem jelenik meg, de előfordul mindkét talajréteg magbankjában, úgy, hogy az alsóében legalább olyan gyakori, mint a felsőében.....	-	+	≤ +	HP	

Jelkulcs: V, F és A – a fajok lehetséges megjelenési formái, ahol V a vegetáció, F a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti-, míg A az alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, ezek értékoszlopaiban + az adott faj vizsgálatban tapasztalt-, míg mínuszjel (–) a nem tapasztalt megjelenési formája, az F és A közötti relációs jel az azok között fennálló mennyiségi viszonyt mutatja; MT – magbank típus, ahol TZ a tranziens, RP a rövid távú perzisztens, HP a hosszú távú perzisztens magbank típus.

M3. melléklet. Napi csapadékösszeg és középhőmérséklet a mintavétel 2 évében az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) sajókápolnai mintaterülethez legközelebbi mérőállomása alapján – Sajókápolna.



Jelkulcs: A szürke szaggatott függőleges vonal a talaj nedvességtartalmának a vizsgálatát célzó talajmintavétel időpontjait jelöli.

M4. melléklet. Anyag és módszer képekben:

- a.) A mintaterületek arculata (vegetáció felvételezés (Sajókápolna), területkijelölés (Tihany)).
- b.) Néhány talajtani vizsgálat (Pürckhauer-féle szűrőbotos talajszelvény, nedvességdobozos talajminták).
- c.) A talaj magbank mintáinak feldolgozása (mintakonzentrálás szitasoron vízsugárral).
- d.) A talaj magbank meghatározása (üvegházi hajtatásos életképesség vizsgálat, növénynevelés).



M5. melléklet. Talaj háttér adatok: A szűrőbotos és a fűrt talajszelvények helyszíni vizsgálatának eredményei – Sajókápolna.

Kvadrát	Talajgenetikai szint		Szín	Textúra	C ₂₀ H ₁₄ O ₄ lúgosság	HCl pezsgés (CaCO ₃)	Konkréciók, egyébek	Környezet jellemzői, megjegyzések	Talajtípus
	Jel	Mélységintervall. [cm]							
01.C.	HA	0 — 20	2,5YR 3/2	agyagos vályog	–	0	–	Pangóvíz 40 cm-től, töze ges, agyagos, glejes, rozsdás	→ Pangóvízes bama erdőtalaj
	ABtg	20 — 50	2,5YR 4/2	vályogos agyag	–	0	–		
	Btgc	50 — 100	2,5YR 4/3	vályogos agyag	–	0	mangánfolt, vas-borsó, rozsdá, glej		
02.B.	AH	0 — 20	2,5YR 3/2	agyagos vályog	–	0	–	–	→ Pangóvízes bama erdőtalaj
	ABtg	20 — 40	2,5YR 4/2	agyagos vályog	–	0	sok rozsdá		
	Btg	40 — 100	2,5YR 4/3	vályogos agyag	–	0	rozsdá, glej		
03.C.	AH	0 — 10	2,5YR 3/3	vályog	–	0	–	AH oka: időszakos többletvíz (pangóvíz) miatt nagy mennyiségű le nem bomlott/részlegesen lebomlott szervesanyag, amely nem éri el a szerves szintekre jellemző szervesanyag tartalmat; nem karbonátos: kilúgzott erdőterület	→ Pangóvízes bama erdőtalaj
	ABtg	10 — 30	10YR 4/3	agyagos vályog	–	0	–		
	Btgc	30 — 55	10YR 4/4	agyagos vályog	–	0	mangánfolt, vas-borsó, rozsdá, glej		
	Btgc2	55 — 100	10YR 5/6	vályogos agyag	–	0	mangánfolt, vas-borsó, rozsdá, glej		
04.B.	A	0 — 20	10YR 3/3	vályog	–	0	–	–	→ Pangóvízes bama erdőtalaj
	Btg	20 — 45	10YR 4/4	agyagos vályog	–	0	rozsdá, glej		
	Btg2	45 — 70	10YR 4/6	agyagos vályog	–	0	több rozsdá és glej		
	Btg3	70 — 100	10YR 5/6	vályogos agyag	–	0	rozsdá, glej		

05.C.	Ak	0 — 10	10YR 4/4	agyagos vályog	–	++	–	Lejtős tömegmozgásra utaló bélyeg: agyagfelhalmozódási szintben karbonát található; pangóvíz 80 cm-től, foltokban +++ , a mátrix +	→ Lejtőhordalék (erdőtájal eredetű)
	2ABk	10 — 25	10YR 5/4	agyagos vályog	–	++	15 cm-től rozsdás		
	2Btgk	25 — 50	10YR 5/6	vályogos agyag	–	+++ és + (mátrix)	rozsdá, sok glej		
	3Btg	50 — 100	10YR 5/6	vályogos agyag	–	0	rozsdá, glej		
06.B.	Ak	0 — 10	10YR 4/4	vályog	–	+++	–	Lejtős tömegmozgásra utaló bélyeg: agyagfelhalmozódási szintben karbonát található	→ Lejtőhordalék (erdőtájal eredetű)
	2ABk	10 — 20	10YR 5/4	vályog	–	+++	–		
	2Btgk	20 — 40	10YR 5/6	agyagos vályog	–	++	rozsdá, glej		
	3Btg	40 — 100	10YR 5/5	vályogos agyag	–	0	rozsdá		
07.A.	Ak	0 — 15	10YR 4/4	vályog	–	++	–	Pangóvíz 90 cm-től, kavicsbeke- veredés 90 cm-től lefelé, mész: ráhordódás, eredőtájal eredetű	→ Agyagbemosódásos barna erdőtájal
	2AB	15 — 30	10YR 5/4	agyagos vályog	–	0	nyomokban rozsdá és glej		
	3Bt	30 — 60	10YR 5/6	agyagos vályog	–	0	rozsdá, glej		
	3Bti	60 — 100	10YR 6/6	agyagos vályog	–	0	rozsdá, sok glej, agyagtükör		
08.A.	Ak	0 — 15	10YR 4/4	vályog	–	++	–	Pangóvíz 90 cm-től, kavicsbeke- veredés 90 cm-től lefelé, mész: ráhordódás, eredőtájal eredetű	→ Agyagbemosódásos barna erdőtájal
	2AB	15 — 30	10YR 4/4	agyagos vályog	–	0	nyomokban rozsdá és glej		
	2Bt	30 — 60	10YR 5/4	agyagos vályog	–	0	rozsdá, glej		
	2Bti	60 — 100	10YR 6/4	agyagos vályog	–	0	rozsdá, sok glej, agyagtükör		

09.C.	A	0 — 20	10YR 4/4	vályog	–	0, nyomokban +	–	Talajképző kőzetbeni különbség: a kavicsstartalom mélységi eloszlása szabálytalan, 0—20 cm-ben nagyobb kavicsok, kisebb kavicsok a szelvény egészében	→ Agyagbemosódásos barna erdőtalaj
	2AB	20 — 30	10YR 5/4	(agyagos homokos kavicsos) vályog	–	0, nyomokban +	–		
	2Bt	30 — 80	10YR 5/6	(agyagos homokos kavicsos) vályog	–	0, nyomokban +	–		
	3Bt	80 — 100	10YR 5/6	(homokos) agyag	–	0, nyomokban +	–		
10.A.	A	0 — 15	10YR 4/4	vályog	–	0, nyomokban +	–	Kavicsos	→ Agyagbemosódásos barna erdőtalaj
	2AB	15 — 30	10YR 5/4	(agyagos homokos kavicsos) vályog	–	0, nyomokban +	–		
	2ABt	30 — 65	10YR 5/6	(agyagos homokos kavicsos) vályog	–	0, nyomokban +	–		
	3ABt	65 — 100	10YR 5/6	(homokos) agyag	–	0, nyomokban +	–		
–								Általánosságban: lejtőláb, egykor erdőterület (kilúgzott), környezetben gyümölcsös, művelés utóhatás, lejtőhordalék, szoliflukció	

Jelkulcs: $C_{20}H_{14}O_4$ – fenolftalein, ennek értékoszlopában a mínuszjel (–) a fenolftaleinnel kimutatható erős lúgososság hiányát jelöli; HCl – sósav; $CaCO_3$ – szén-savas mész, ennek értékoszlopában 0 esetén nincs pezsgés, + esetén gyenge (nem látható, de hallható)-, ++ esetén közepes (látható és hallható)-, +++ esetén erős (robbanásszerű) pezsgés tapasztalható; na – nincs adat. A talajgenetikai szintek jelölése a FAO (2006) jelrendszerét követi. A szín a Munsell-skála (MUNSELL SOIL COLOR CHARTS 1990) szerint értendő. A talajtípusok a talajgenetikai és talajföldrajzi osztályozási rendszer (STEFANOVITS 1956, STEFANOVITS *et al.* 1999) szerint értendők. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

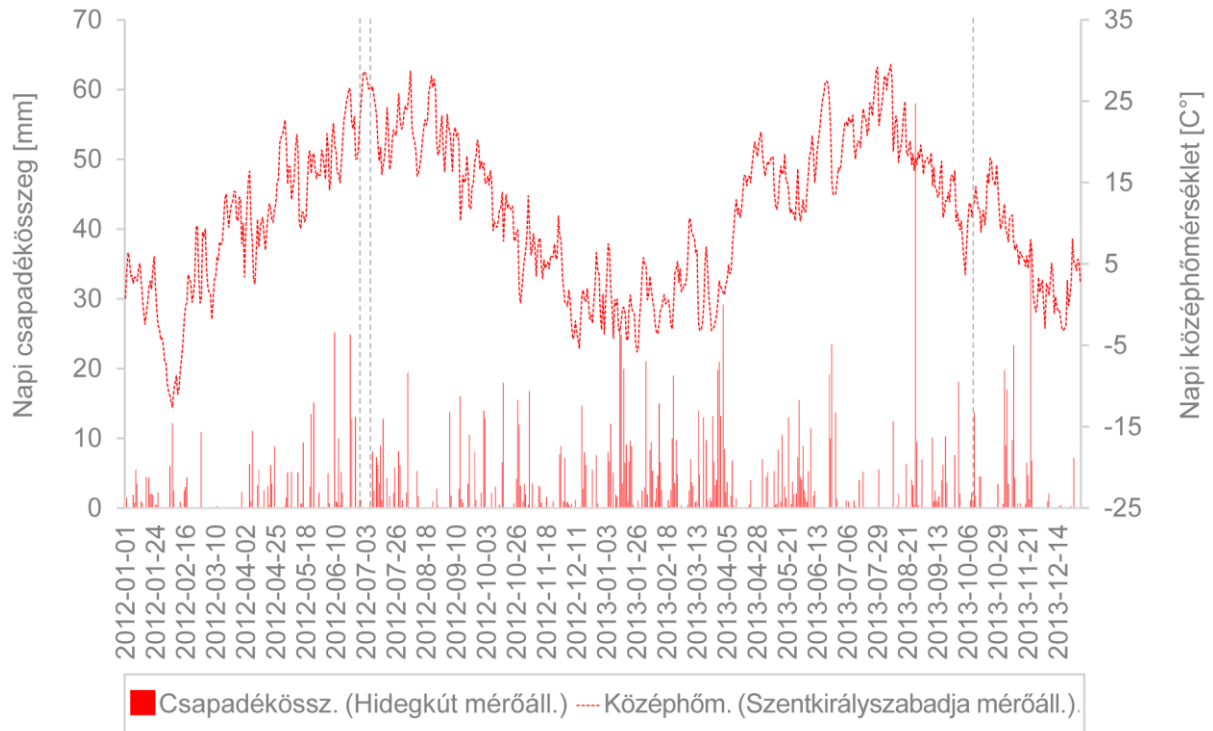
M6. melléklet. Talaj háttér adatok: A fűrt talajszelvényekből vett minták laboratóriumi vizsgálatának (HL-LAB Környezetvédelmi és Talajvizsgáló Laboratórium) eredményei – Sajókápolna.

Kvadrát	Genetikai talajszint		CaCO ₃ tartalom [m/m%]	Humusztartalom (H) [m/m%]	Vízoldható össz. só tartalom [m/m%]	Arany-féle kötöttség (K _A)	Vizes kémhatás (pH _{H2O})
	Jel	Mélységintervall. [cm]					
01.C.	HA	0 — 20	<0,10	6,34	0,10	83	7,08
	ABtg	20 — 50	<0,10	1,84	0,06	54	7,34
	Btgc	50 — 100	<0,10	1,57	0,06	56	7,49
05.C.	Ak	0 — 10	4,00	4,53	0,07	75	7,35
	2ABk	10 — 25	1,70	2,82	0,08	63	7,47
	2Btgk	25 — 50	<0,10	1,84	0,08	58	7,58
	3Btg	50 — 100	<0,10	0,91	0,05	51	7,69
07.A.	Ak	0 — 15	10,10	3,80	0,05	73	7,41
	2AB	15 — 30	3,10	1,88	0,08	59	7,62
	3Bt	30 — 60	<0,10	1,40	0,08	60	7,66
	3Bti	60 — 100	<0,10	0,95	0,07	53	7,63
10.A.	A	0 — 15	<0,10	3,51	0,04	58	6,75
	2AB	15 — 30	<0,10	2,30	0,04	48	7,34
	2ABt	30 — 65	<0,10	1,25	<0,02	39	7,46
	3ABt	65 — 100	<0,1	1,39	0,04	42	7,13

Jelkulcs: CaCO₃ – szénasav mész. A talajgenetikai szintek jelölése a FAO (2006) jelrendszerét követi. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

Szabványok: A CaCO₃ tartalom, a vízoldható össz. só tartalom, a pH_{KCl} esetében az MSZ-08-0206-2:1978; a humusztartalom esetében az MSZ-08-0210:1977 és MSZ-08-0452:1980; a K_A esetében az MSZ-08-0205:1978.

M7. melléklet. Napi csapadékösszeg és középhőmérséklet a mintavétel 2 évében az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) tihanyi mintaterülethez legközelebbi mérőállomása alapján – Tihany.



Jelkulcs: A szürke szaggatott függőleges vonal a talaj nedvességtartalmának a vizsgálatát célzó talajmintavétel időpontjait jelöli

M8. melléklet. Talaj háttér adatok: A szűrőbotos és a fűrt talajszelevények helyszíni vizsgálatának eredményei – Tihany.

Kvadrát	Talajgenetikai szint		Szín	Textúra	C ₂₀ H ₁₄ O ₄ lúgosság	HCl pezsgés (CaCO ₃)	Konkréciók, egyebek	Környezet jellemzői, megjegyzések	Talajtípus
	Jel	Mélységintervall. [cm]							
01.A.	Hik	0 — 40	10 YR 3/1	agyagos vályog	na	++	tőzeges	Tőzeges, felső 30 cm-ben lejtőhordalék és kavicsbekeveredés	→ Lápos réti
	2Akl	40 — 50	2,5 Y 3/1	vályogos agyag	na	+(+)	kis vasborsók, szenült glejes rozsdafoltok		
	2BKr	50 — 100	5 Y 3/1	agyag	na	+(+)	kis vasborsók, szenült glejes rozsdafoltok		
02.C.	Hak	0 — 30	2,5 Y 3/2	agyagos vályog	na	+++	gyengén tőzeges	Kavicsbekeveredés	→ Lápos réti
	2Akl	30 — 45	5 Y 3/2	agyag	na	++	rozsdafoltok		
	2Akl2	45 — 60	5 Y 3/1	agyag	na	++	rozsdafoltok		
	2Akl3	60 — 90	5 Y 4/1	agyag	na	+	glej, rozsdafoltok		
	3ABtkl	90 — 100	5 Y 5/2	agyagos vályog	na	+++	glej, rozsdafoltok		
03.C.	Ak	0 — 20	10 YR 3/1	agyagos vályog	na	+++	erősen mészkőkavicsos	Felszíntől 60 cm-ig erősen kavicsos, 60—85 cm-ig mérsékelten kavicsos, lebontatlan szerves anyag	→ Csemoziom-réti
	2Ak	20 — 40	2,5 Y 3/1	agyagos vályog	na	++(+)	erősen mészkőkavicsos		
	3Akl	40 — 90	5 Y 3/2	agyagos vályog	na	++(+)	mészkőkavicsos		
	3ABkl	90 — 100	5 Y 3/1	vályogos agyag	na	++	–		
04.B.	Ak	0 — 20	2,5 Y 4/2	agyagos vályog	na	++	–	Kavicsos, 20—50 cm-ben közepesen tömődött	→ Humuszkarbonát
	2Bk	20 — 100	2,5 Y 4/3	vályogos agyag	na	++(+)	–		
05.A.	Ak	0 — 20	2,5 Y 4/2	agyagos vályog	na	+++	mészkőkavics	Kavicsos, A-ban gyökerek	→ Humuszkarbonát
	2Bk	20 — 100	2,5 Y 4/3	vályogos agyag	na	+++	–		

06.A.	Ak	0 – 20	2,5 Y 3/2	vályog	na	+++	erősen mészőkavicsos	–	→ Humuszkarbonát
	ABk	20 – 80	2,5 Y 4/3	agyagos vályog	na	+++	erősen mészőkavicsos		
	BCK	80 – 100	10 YR 4/3	agyagos vályog	na	+++	erősen mész kiválósos		
07.C.	Ak	0 – 20	2,5 Y 4/2	vályog	na	+++	–	90 cm alatt cementálódott mész és vas rozsdá, 20–70 cm-ig kavicsos, 70 cm alatt vízér	→ Humuszkarbonát
	Bk	20 – 70	2,5 Y 4/3	agyagos vályog	na	+++	–		
	2BCK	70 – 100	2,5 Y 5/4	vályog	na	+++	rozsdafolt, mész- kiválás 90–100 cm		
08.C.	Ak	0 – 20	2,5 Y 4/3	vályog	na	+++	mészőkavics	Lössös	→ Humuszkarbonát
	Bk	20 – 55	2,5 Y 5/3	vályog	na	+++	mészőkavics		
	Ck	55 – 100	2,5 Y 5/4	vályog	na	+++	mész kiválás, rozsdafolt		
09.A.	Ak	0 – 20	2,5 Y 4/3	vályog	na	+++	mészőkavics	–	→ Humuszkarbonát
	Bk	20 – 50	2,5 Y 5/3	vályog	na	+++	mészőkavics		
	Ck	50 – 100	2,5 Y 5/4	vályog	na	+++	mész kiválás, rozsdafolt		

Jelkulcs: C₂₀H₁₄O₄ – fenolftalein; HCl – sósav; CaCO₃ – szén-savas mész, ennek értékoszlopában 0 esetén nincs pezsgés, + esetén gyenge (nem látható, de hallható)-, ++ esetén közepes (látható és hallható)-, +++ esetén erős (robbanásszerű) pezsgés tapasztalható; na – nincs adat. A talajgenetikai szintek jelölése a FAO (2006) jelrendszerét követi. A szín a Munsell-skála (MUNSELL SOIL COLOR CHARTS 1990) szerint értendő. A talajtípusok a talajgenetikai és talajföldrajzi osztályozási rendszer (STEFANOVITS 1956, STEFANOVITS *et al.* 1999) szerint értendők. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

M9. melléklet. Talaj háttér adatok: A fűrt talajszelvényekből vett minták laboratóriumi vizsgálatának (HL-LAB Környezetvédelmi és Talajvizsgáló Laboratórium) eredményei – Tihany.

Kvadrát	Genetikai talajszint		CaCO ₃ tartalom [m/m%]	Humusztartalom (H) [m/m%]	Vízoldható össz. só tartalom [m/m%]	Arany-féle kötöttség (K _A)	Vizes kémhatás (pH _{H2O})
	Jel	Mélységintervall. [cm]					
01.A.	Hik	0 — 40	23,00	3,13	0,16	42	8,28
	2Akl	40 — 50	29,60	1,88	0,13	39	8,38
	2BKr	50 — 100	17,70	1,67	0,12	50	8,43
02.C.	Hak	0 — 30	14,40	1,99	0,14	43	8,30
	2Akl	30 — 45	17,70	1,66	0,14	42	8,38
	2Akl2	45 — 60	16,00	1,55	0,14	49	8,06
	2Akl3	60 — 90	25,50	1,33	0,10	49	8,51
	3ABtkl	90 — 100	24,20	1,12	0,10	48	8,42
06.A.	Ak	0 — 20	25,90	3,57	0,03	45	7,55
	ABk	20 — 80	25,10	1,90	<0,02	40	7,94
	Bck	80 — 100	33,70	1,47	<0,02	41	8,10
08.C.	Ak	0 — 20	33,30	3,06	<0,02	38	7,79
	Bk	20 — 55	45,20	1,48	<0,02	36	8,09
	Ck	55 — 100	33,30	0,73	<0,02	34	8,12

Jelkulcs: CaCO₃ – szénsavas mész. A talajgenetikai szintek jelölése a FAO (2006) jelrendszerét követi. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

Szabványok: A CaCO₃ tartalom, a vízoldható össz. só tartalom, a pH_{KCl} esetében az MSZ-08-0206-2:1978; a humusztartalom esetében az MSZ-08-0210:1977 és MSZ-08-0452:1980; a K_A esetében az MSZ-08-0205:1978.

M10. melléklet. Borhidi-féle relatív talajnedvesség igény (a továbbiakban röviden „nedvességigény”) kategóriarendszer (BORHIDI 1995, HORVÁTH *et al.* 1995).

WB Nedvességigény kategória	
1	Erősen szárazságtűrő növény, gyakran kiszáradó, vagy huzamosan szélsőségesen száraz élőhelyen
2	Szárazságjelző növény, hosszú száraz periódusú termőhelyeken
3	Szárazságtűrő növény, alkalmilag üde termőhelyeken is előfordulnak
4	Félszáraz termőhelyek növénye
5	Félüde termőhelyek növénye
6	Üde termőhelyek növénye
7	Nedvességjelző növény, jól átszellőzött, nem vizenyős talajokon
8	Nedvességjelző, de rövid elárasztást is eltűrő növény
9	Talajvízjelző növény, átitatott, levegőszegény talajokon
10	Változó vízállású, rövidebb ideig kiszáradó termőhelyek vízi növénye
11	Vízben úszó, gyökerező vagy lebegő vízi szervezet
12	Alámerült vízi növény

M11. melléklet. Raunkiaer-féle életforma kategóriarendszer (RAUNKIAER 1934, SOÓ 1964—1980, HORVÁTH *et al.* 1995).

ÉFO	Életforma kategória	
Th	Terofita (Therophyta)	Egyéves, az áttelelő szerv a mag
TH	Hemiterofita (Hemitherophyta)	Kétéves, a második év végén elpusztul, csak a mag marad
Ch	Kamefita (Chamaephyta)	Az áttelelő szerv kevéssel a talaj föött van
E	Epifita (Epiphyta)	Fán élő növény, fennlakó
G	Geofita (Geophyta)	Kriptofita (Kryptophyta) csoport: az áttelelő szerveik a talajban, vagy a vízben, vízfenéken vannak
HH	Hidato-helofita (Hydato-helophyta)	
H	Hemikriptofita (Hemikryptophyta)	Az áttelelő szerv a talaj felszínén, vagy közvetlenül alatta van
MM	Mega-mezofanerofta (Mega-mesophanerophyta)	Fanerofta (Phanerophyta) csoport: fásszárú növények, az áttelelő szerveik, rügyeik magasan a talaj fölött vannak
M	Mikrofanerofta (Microphanerophyta)	
N	Nanofanerofta (Nanophanerophyta)	

M12. melléklet. Borhidi-féle szociális magatartási típusrendszer és természetességi kategóriarendszer (BORHIDI 1995, HORVÁTH *et al.* 1995).

SzMT, P	Szociális magatartási típus, természetességi kategória	
C, 5	Természetes kompetitor	Kompetitor csoport
S, 6	Specialista (szűk ökológiájú stressztűrő)	Stressztűrő csoport
G, 4	Generalista (tág ökológiájú stressztűrő)	
NP, 3	Természetes pionír	Ruderális csoport
DT, 2	Zavarástűrő növény	
W, 1	Honos gyom	
I, -1	Kivadult haszonnövény	
A, -1	Behurcolt gyom	
RC, -2	Ruderális kompetitor	
AC, -3	Tájidegen kompetitor	

M13. melléklet. A vizsgálatban megjelenő növényfajok attribútumai HORVÁTH és munkatársai (1995) FLÓRA adatbázisából kigyűjtve.

	Rövid név	WB	ÉFO	SzMT, P
<i>Achillea collina</i> J. Becker	ACHIL COL	2	H	DT, 2
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	AGRIM EUP	4	H	DT, 2
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	AGROt STO	7	H	C, 5
<i>Ajuga genevensis</i> L.	AJUGA GEN	4	H	G, 4
<i>Alliaria petiolata</i> (M. B.) Cavara et Grande	ALLIA PET	5	TH	DT, 2
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	ALOPE PRA	6	H	C, 5
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	AMARA RET	5	Th	RC, -2
<i>Ambrosia artemisifolia</i> L.	AMBRO ART	5	Th	AC, -3
<i>Anagallis arvensis</i> L.	ANAGA ARV	4	Th	W, 1
<i>Anchusa officinalis</i> L.	ANCHU OFF	3	H	DT, 2
<i>Arctium lappa</i> L.	ARCTI LAP	6	TH	W, 1
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	ARENA SER	3	Th	NP, 3
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) J. et C. Presl	ARRHE ELA	5	H	DT, 2
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	ARTEM VUL	5	H	W, 1
<i>Asparagus officinalis</i> L.	ASPAR OFF	3	G	G, 4
<i>Asperula cynanchica</i> L.	ASPER CYN	3	H	G, 4
<i>Astragalus cicer</i> L.	ASTRA CIC	4	H	G, 4
<i>Ballota nigra</i> L.	BALLO NIG	5	H	W, 1
<i>Betonica officinalis</i> L.	BETON OFF	4	H	G, 4
<i>Betula pendula</i> Roth	BETUL PEN	5	MM-M	C, 5
<i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng	BOTHR ISC	3	H	DT, 2
<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) P. B.	BRACH PIN	4	H	C, 5
<i>Bromus inermis</i> Leyss.	BROMU INE	4	H	C, 5
<i>Bromus sterilis</i> L.	BROMU STE	4	Th	RC, -2
<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth	CALAM EPI	5	H	RC, -2
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.	CALYS SEP	9	H	DT, 2
<i>Camelina sativa</i> (L.) Cr.	CAMEL SAT	4	Th	W, 1
<i>Cardamine pratensis</i> L.	CARDA PRA	8	H	G, 4
<i>Carduus acanthoides</i> L.	CARDU ACA	3	TH	W, 1
<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	CAREX ACU	9	HH	C, 5
<i>Carex distans</i> L.	CAREX DIS	7	H	C, 5
<i>Carex hirta</i> L.	CAREX HIR	7	G	DT, 2
<i>Carex montana</i> L.	CAREX MON	5	H	S, 6
<i>Carex pairae</i> F. Schultz	CAREX PAI	5	H	DT, 2
<i>Carex praecox</i> Schreb.	CAREX PRA	3	H	G, 4
<i>Carex riparia</i> Curt.	CAREX RIP	10	HH	C, 5
<i>Carex secalina</i> Wahlbg.	CAREX SEC	7	H	G, 4
<i>Carex tomentosa</i> L.	CAREX TOM	6	G	G, 4
<i>Carex vulpina</i> L.	CAREX VUL	8	H-HH	DT, 2
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i> Greml.	CENTA JAC	5	H	DT, 2
<i>Cerastium brachypetalum</i> Desp.	CERAS BRA	3	Th	NP, 3
<i>Chenopodium album</i> L.	CHENO ALB	4	Th	RC, -2
<i>Chenopodium hybridum</i> L.	CHENO HYB	6	Th	W, 1
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	CIRSI ARV	4	G	RC, -2
<i>Cirsium brachycephalum</i> Jur.	CIRSI BRA	9	TH	S, 6

<i>Cirsium canum</i> (L.) All.	CIRSI CAN	8	G	G, 4
<i>Cirsium eriophorum</i> (L.) Scop.	CIRSI ERI	4	TH	W, 1
<i>Clematis recta</i> L.	CLEMA REC	3	H	G, 4
<i>Clematis vitalba</i> L.	CLEMA VIT	5	N	DT, 2
<i>Clinopodium vulgare</i> L.	CLINO VUL	5	H	G, 4
<i>Colchicum autumnale</i> L.	COLCH AUT	6	G	G, 4
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	CONVO ARV	4	H-G	RC, -2
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	CONYZ CAN	4	Th	AC, -3
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	CRATA MON	4	M	G, 4
<i>Crepis biennis</i> L.	CREPI BIE	5	Th	DT, 2
<i>Cruciata laevipes</i> Opiz	CRUCI LAE	6	H	DT, 2
<i>Cuscuta epithymum</i> (L.) Nath.	CUSCU EPT	3	H	G, 4
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	CYNOD DAC	3	G	RC, -2
<i>Cyperus fuscus</i> L.	CYPER FUS	9	Th	NP, 3
<i>Cyperus pannonicus</i> Jacq.	CYPER PAN	8	Th	NP, 3
<i>Dactylis glomerata</i> L.	DACTY GLO	6	H	DT, 2
<i>Daucus carota</i> L.	DAUCU CAR	4	TH	DT, 2
<i>Dianthus giganteiformis</i> Borb.	DIANT GIG	3	H	S, 6
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	DIGIT SAN	3	Th	AC, -3
<i>Doronicum hungaricum</i> (Sadl.) Rchb.	DORON HUN	4	G	S, 6
<i>Echium vulgare</i> L.	ECHIU VUL	3	TH	W, 1
<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	ELYMU REP	5	G	RC, -2
<i>Epilobium obscurum</i> Schreb.	EPILO OBS	9	H	G, 4
<i>Epilobium parviflorum</i> Schreb.	EPILO PAR	9	H	G, 4
<i>Equisetum arvense</i> L.	EQUIS ARV	6	G	DT, 2
<i>Equisetum palustre</i> L.	EQUIS PAL	9	G	S, 6
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	ERIGE ANN	7	Th	AC, -3
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	EUPAT CAN	7	H	DT, 2
<i>Euphorbia epithymoides</i> L.	EUPHO EPI	4	H	G, 4
<i>Euphorbia helioscopia</i> L.	EUPHO HEL	3	Th	W, 1
<i>Euphorbia virgata</i> W. et K.	EUPHO VIR	5	H	DT, 2
<i>Falcaria vulgaris</i> Bernh.	FALCA VUL	3	TH	W, 1
<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) A. Löve	FALLO CON	5	Th	W, 1
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	FESTU PRA	6	H	C, 5
<i>Festuca pseudovina</i> Hack.	FESTU PSV	3	H	C, 5
<i>Festuca rupicola</i> Heuff.	FESTU RUP	3	H	C, 5
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	FILIP ULM	8	H	G, 4
<i>Filipendula vulgaris</i> Mönch	FILIP VUL	4	H	G, 4
<i>Fragaria viridis</i> Duch.	FRAGA VIR	3	H	G, 4
<i>Galium aparine</i> L.	GALIU APA	7	Th	W, 1
<i>Galium boreale</i> L.	GALIU BOR	8	H	G, 4
<i>Galium glaucum</i> L.	GALIU GLA	2	H	G, 4
<i>Galium mollugo</i> L.	GALIU MOL	5	H	G, 4
<i>Galium verum</i> L.	GALIU VER	4	H	DT, 2
<i>Geum urbanum</i> L.	GEUM URB	5	H	DT, 2
<i>Glechoma hederacea</i> L.	GLECH HED	6	H	DT, 2
<i>Helictotrichon pubescens</i> (Huds.) Pilger	HELIC PUB	4	H	G, 4
<i>Hypericum perforatum</i> L.	HYPER PER	3	H	DT, 2

<i>Inula oculus-christi</i> L.	INULA OCU	2	H	S, 6
<i>Inula salicina</i> L.	INULA SAL	5	H	G, 4
<i>Juncus articulatus</i> L.	JUNCU ART	8	H	DT, 2
<i>Juncus inflexus</i> L.	JUNCU INF	8	H	DT, 2
<i>Juncus tenuis</i> Willd.	JUNCU TEu	7	H	W, 1
<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.	KNAUT ARV	4	H	DT, 2
<i>Koeleria cristata</i> (L.) Pers.	KOELE CRI	3	H	G, 4
<i>Lactuca serriola</i> L.	LACTU SER	3	TH	W, 1
<i>Lamium purpureum</i> L.	LAMIU PUR	5	Th	W, 1
<i>Lathyrus latifolius</i> L.	LATHY LAT	3	H	DT, 2
<i>Lathyrus palustris</i> L.	LATHY PAL	9	H	G, 4
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	LATHY PRA	7	H	DT, 2
<i>Lathyrus tuberosus</i> L.	LATHY TUB	4	H-G	W, 1
<i>Leontodon hispidus</i> L.	LEONT HIS	4	H	DT, 2
<i>Leonurus cardiaca</i> L.	LEONU CAR	5	H	W, 1
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	LEUCA VUL	2	H	G, 4
<i>Linaria genistifolia</i> (L.) Mill.	LINAR GEN	2	H	G, 4
<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	LINAR VUL	3	H	W, 1
<i>Linum austriacum</i> L.	LINUM AUS	2	H	G, 4
<i>Lithospermum arvense</i> L.	LITHO ARV	2	TH	NP, 3
<i>Lolium perenne</i> L.	LOLIU PER	5	H	DT, 2
<i>Lotus corniculatus</i> L.	LOTUS COR	4	H	DT, 2
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	LYCHN FLO	7	H	G, 4
<i>Lychnis viscaria</i> L.	LYCHN VUL	3	H	S, 6
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	LYSIM NUM	7	Ch	DT, 2
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	LYSIM VUL	8	HH	DT, 2
<i>Lythrum salicaria</i> L.	LYTHR SAL	9	H-HH	G, 4
<i>Medicago falcata</i> L.	MEDIC FAL	3	H	DT, 2
<i>Medicago lupulina</i> L.	MEDIC LUP	5	TH	DT, 2
<i>Medicago minima</i> (L.) L.	MEDIC MIN	2	Th	G, 4
<i>Medicago sativa</i> L.	MEDIC SAT	5	H	I, -1
<i>Mentha aquatica</i> L.	MENTH AQU	9	HH	G, 4
<i>Myosotis stricta</i> Link	MYOSO STR	2	Th	NP, 3
<i>Nonea pulla</i> (L.) Lam. Et DC.	NONEA PUL	3	H	DT, 2
<i>Ononis spinosa</i> L.	ONONI SPa	3	H-Ch	DT, 2
<i>Orlaya grandiflora</i> (L.) Hoffm.	ORLAY GRA	2	Th	G, 4
<i>Orobancha caryophyllacea</i> Sm.	OROBA CAR	3	G	G, 4
<i>Pastinaca sativa</i> L.	PASTI SAT	6	H	DT, 2
<i>Persicaria lapathifolia</i> (L.) Delarbre	PERSI LAP	8	Th	DT, 2
<i>Peucedanum alsaticum</i> L.	PEUCE ALS	3	H	G, 4
<i>Peucedanum cervaria</i> (L.) Lap.	PEUCE CER	2	H	G, 4
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	PHALA ARU	9	HH-H	G, 4
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	PHRAG AUS	10	HH	C, 5
<i>Picris hieracioides</i> L.	PICRI HIE	4	H	DT, 2
<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	PIMPI SAX	3	H	G, 4
<i>Plantago lanceolata</i> L.	PLANT LAN	4	H	DT, 2
<i>Plantago major</i> L.	PLANT MAJ	6	H	W, 1
<i>Plantago media</i> L.	PLANT MED	5	H	DT, 2

<i>Poa pratensis</i> L.	POA PRA	6	H	G, 4
<i>Poa trivialis</i> L.	POA TRI	7	H	DT, 2
<i>Podospermum canum</i> C. A. Mey.	PODOS CAN	4	H	G, 4
<i>Polygonum aviculare</i> L.	POLY _o AVI	4	Th	RC, -2
<i>Populus alba</i> L.	POPUL ALB	6	MM-M	C, 5
<i>Portulaca oleracea</i> L.	PORTU OLE	4	Th	W, 1
<i>Potentilla alba</i> L.	POTEN ALB	4	H	S, 6
<i>Potentilla argentea</i> L.	POTEN ARG	2	H	DT, 2
<i>Potentilla recta</i> L.	POTEN REC	3	H	G, 4
<i>Potentilla reptans</i> L.	POTEN REP	6	H	DT, 2
<i>Prunus spinosa</i> L.	PRUNU SPI	3	M	C, 5
<i>Pseudolysimachion longifolium</i> (L.) Opiz	Plysi LON	8	H	G, 4
<i>Pseudolysimachion orchideum</i> (Cr.) Warb.	Plysi ORC	3	H	G, 4
<i>Pulmonaria mollis</i> Wulf.	PULMO MOL	5	H	G, 4
<i>Ranunculus acris</i> L.	RANUN ACR	7	H	G, 4
<i>Ranunculus auricomus</i> L.	RANUN AUR	6	H	S, 6
<i>Ranunculus ficaria</i> L.	RANUN FIC	6	H-G	C, 5
<i>Ranunculus polyanthemos</i> L.	RANUN POL	4	H	G, 4
<i>Ranunculus repens</i> L.	RANUN REP	8	H	DT, 2
<i>Reseda lutea</i> L.	RESED LUT	3	TH	W, 1
<i>Rosa canina</i> L.	ROSA CAN	3	M	DT, 2
<i>Rosa gallica</i> L.	ROSA GAL	3	M	G, 4
<i>Rubus caesius</i> L.	RUBUS CAE	7	H-N	DT, 2
<i>Rubus idaeus</i> L.	RUBUS IDA	5	N	DT, 2
<i>Rumex acetosa</i> L.	RUMEX ACE	5	H	DT, 2
<i>Rumex aquaticus</i> L.	RUMEX AQU	8	HH	G, 4
<i>Rumex crispus</i> L.	RUMEX CRI	6	H	W, 1
<i>Salix caprea</i> L.	SALIX CAP	5	M	DT, 2
<i>Salix cinerea</i> L.	SALIX CIN	9	M	C, 5
<i>Salvia nemorosa</i> L.	SALVI NEM	3	H	DT, 2
<i>Salvia pratensis</i> L.	SALVI PRA	3	H	G, 4
<i>Sambucus nigra</i> L.	SAMBU NIG	7	MM-M	DT, 2
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	SANGU MIN	3	H	G, 4
<i>Scabiosa ochroleuca</i> L.	SCABI OCH	2	H	DT, 2
<i>Scutellaria hastifolia</i> L.	SCUTE HAS	8	H	G, 4
<i>Securigera varia</i> (L.) Lassen	SECUR VAR	4	H	DT, 2
<i>Serratula tinctoria</i> L.	SERRA TIN	7	H	G, 4
<i>Silene alba</i> (Mill.) E.H.L. Krause	SILEN ALB	4	TH	W, 1
<i>Silene otites</i> (L.) Wibel	SILEN OTI	2	H	G, 4
<i>Silene vulgaris</i> (Mönch) Garcke	SILEN VUL	5	H	DT, 2
<i>Solidago canadensis</i> L.	SOLID CAN	7	H	AC, -3
<i>Solidago gigantea</i> Ait.	SOLID GIG	8	H	AC, -3
<i>Sonchus arvensis</i> L.	SONCH ARV	5	H	W, 1
<i>Stachys annua</i> (L.) L.	STACH ANN	3	Th	W, 1
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	STELL MED	5	TH	DT, 2
<i>Symphytum officinale</i> L.	SYMPH OFF	8	H	G, 4
<i>Symphytum tuberosum</i> L.	SYMPH TUB	5	G	G, 4
<i>Taraxacum officinale</i> Weber	TARAX OFF	5	H	RC, -2

<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	TEUCR CHA	3	Ch	G, 4
<i>Thalictrum flavum</i> L.	THALI FLA	8	H	G, 4
<i>Thalictrum lucidum</i> L.	THALI LUC	8	H	G, 4
<i>Thesium linophyllum</i> L.	THESI LIN	2	H-G	G, 4
<i>Thlaspi arvense</i> L.	THLAS ARV	3	Th	W, 1
<i>Thymus glabrescens</i> Willd.	THYMU GLA	1	Ch	G, 4
<i>Tragopogon orientalis</i> L.	TRAGO ORI	4	H	DT, 2
<i>Trifolium alpestre</i> L.	TRIFO ALP	3	H	G, 4
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	TRIFO CAM	4	TH	DT, 2
<i>Trifolium hybridum</i> L.	TRIFO HYB	8	H	DT, 2
<i>Trifolium montanum</i> L.	TRIFO MON	3	H	G, 4
<i>Trifolium pratense</i> L.	TRIFO PRA	6	H	DT, 2
<i>Trifolium repens</i> L.	TRIFO REP	5	H	DT, 2
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P. B.	TRISE FLA	6	H	S, 6
<i>Typha angustifolia</i> L.	TYPHA ANG	10	HH	C, 5
<i>Typha latifolia</i> L.	TYPHA LAT	10	HH	C, 5
<i>Ulmus minor</i> Mill.	ULMUS MIN	7	MM	G, 4
<i>Urtica dioica</i> L.	URTIC DIO	7	H	DT, 2
<i>Verbascum blattaria</i> L.	VERBA BLA	3	H	DT, 2
<i>Verbascum phlomoides</i> L.	VERBA PHL	4	TH	W, 1
<i>Verbascum phoeniceum</i> L.	VERBA PHO	2	H	G, 4
<i>Verbena officinalis</i> L.	VERBE OFF	4	H	W, 1
<i>Veronica arvensis</i> L.	VERON ARV	5	Th	DT, 2
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	VERON CHA	5	H-Ch	DT, 2
<i>Veronica polita</i> Fr.	VERON POL	4	Th	W, 1
<i>Vicia angustifolia</i> L.	VICIA ANG	3	Th	DT, 2
<i>Vicia cracca</i> L.	VICIA CRA	4	H	DT, 2
<i>Vicia hirsuta</i> (L.) S. F. Gray	VICIA HIR	3	Th	DT, 2
<i>Vicia lathyroides</i> L.	VICIA LAT	2	Th	NP, 3
<i>Vicia pannonica</i> Cr.	VICIA PAN	4	Th	W, 1
<i>Vicia sepium</i> L.	VICIA SEP	5	H	DT, 2
<i>Viola hirta</i> L.	VIOLA HIR	3	H	G, 4
<i>Viola kitaibeliana</i> R. et Sch.	VIOLA KIT	3	Th	NP, 3
<i>Vitis vinifera</i> L.	VITIS VIN	8	M	I, -1

Nómenklátúra: A taxonok tudományos nevei KIRÁLY (2009) nevezéktanát követik, a nevek rövidítései HORVÁTH és munkatársai (1995) munkáját követik (ill. szükség esetén a KIRÁLY (2009) nómenklátúra szerinti frissített fajnevekhez igazítva), ahol a RÖVID NÉV szintaxist a *Genus+species* név első 5+3 betűje adja.

Kategóriarendszerek: Raunkiaer-féle életforma (ÉFO) (RAUNKIAER 1934, SOÓ 1964—1980, HORVÁTH *et al.* 1995), Borhidi-féle szociális magatartási típus és természetesség (SzMT, P), ill. nedvességigény (WB) (BORHIDI 1995, HORVÁTH *et al.* 1995). A kategóriakódok feloldását a M10—M12. mellékletek tartalmazzák.

M14. melléklet. A Past és R program értekezésben alkalmazott eszköztára a statisztikai módszerek szerint.

Statisztikai módszer	Program eszköztár		
	Program	Csomag	Függvény
Grafikus			
Fajszámtelítődési görbe (species accumulation curve, <u>SAC</u>)	R	vegan	specaccum
Dobozdiagram (<u>boxplot</u>)	R	qboxplot	qboxplot
<u>Szórásdiagram</u> (mátrix, ill. többtagú)	R	graphics	plot
<u>Tükrözött oszlopdiagram</u>	R	ggplot2	ggplot
Elemző			
Lágy c-közép klaszteranalízis (fuzzy c-means clustering, <u>FCM</u>)	R	cluster	fanny
Lineáris diszkriminancia-analízis (linear discriminant analysis, <u>LDA</u>)	R	MASS	lda
<u>Shapiro–Wilk-próba</u>	Past	–	–
<u>Levene-próba</u>	Past	–	–
<u>Páros t-próba</u>	Past	–	–
<u>Wilcoxon-féle előjeles rangpróba</u>	Past	–	–
<u>Kétmintás t-próba</u>	Past	–	–
<u>Egyutas varianciaanalízis</u> (analysis of variance, <u>ANOVA</u>)	Past	–	–
<u>Welch varianciaanalízis</u> (analysis of variance, <u>ANOVA</u>)	Past	–	–
<u>Tukey–Kramer-próba</u>	Past	–	–
<u>Kruskal–Wallis-próba</u>	Past	–	–
<u>Mann–Whitney-próba</u>	Past	–	–
Főkomponens-analízis (principal component analysis, <u>PCA</u>)	R	stats	prcomp
<u>Spearman-féle rangkorreláció</u>	R	stats	cor.test
<u>Általánosított legkisebb négyzetek</u> (generalized least squares, <u>GLS</u>) <u>mód-szer alapú lineáris regressziós modell, ill. és diagnosztikus ábrái</u>	R	nlme	gls

Jelkulcs: aláhúzás – az értekezésben továbbiakban alkalmazott megnevezést jelöli.

R program verzió: 3.4.3. (R CORE TEAM 2017). Past program verzió: 3.01. (HAMMER *et al.* 2001). A vegan csomag OKSANEN és munkatársai (2019), a qboxplot csomag PIKE (2017), a ggplot2 csomag WICKHAM (2016), a cluster csomag MAECHLER és munkatársai (2019), a MASS csomag VENABLES és RIPLEY (2002), az nlme csomag PINHEIRO és munkatársai (2017), a graphics és a stats csomagok pedig az R CORE TEAM (2017) szerintiek.

M15.

M15. melléklet. Talaj alapadatok: A kvadrátok talajának 0—10 cm közötti mélységintervallumból gyűjtött minták laboratóriumi vizsgálatának (saját, ill. HL-LAB Környezetvédelmi és Talajvizsgáló Laboratórium) eredményei – Sajókápolna.

Kvadrát	Talajnedvesség-tart. (w_n) [m/m%]			CaCO ₃ tart. [m/m%]	Humusztart. (H) [m/m%]	Vízoldható össz. só tart. [m/m%]	Arany-f. kötöttség (K_A)	KCl-es kémhatás (pH_{KCl})
	2012-10	2012-11	2013-10					
01.A.	51,06	46,59	42,30	<0,10	7,74	0,08	73	6,70
01.B.	51,81	46,54	41,86	<0,10	7,94	0,08	94	6,62
01.C.	45,92	51,12	48,37	<0,10	8,45	0,08	88	6,74
02.A.	38,87	32,83	38,05	<0,10	7,57	0,07	79	6,55
02.B.	38,44	35,80	37,87	<0,10	8,61	0,08	94	6,49
02.C.	36,28	31,87	38,57	<0,10	6,84	0,06	75	5,63
03.A.	34,97	34,40	34,19	<0,10	6,11	0,06	79	6,22
03.B.	36,00	31,92	32,96	<0,10	6,62	0,07	81	6,15
03.C.	36,01	36,27	35,24	<0,10	5,83	0,08	81	6,76
04.A.	39,11	34,60	34,86	<0,10	5,93	0,08	73	6,24
04.B.	36,32	34,88	30,93	<0,10	6,56	0,07	77	6,40
04.C.	40,16	34,91	39,12	7,50	6,17	0,08	83	7,03
05.A.	36,19	36,63	35,63	5,80	5,65	0,07	77	7,01
05.B.	33,64	32,64	35,12	8,70	5,40	0,07	77	7,10
05.C.	37,63	33,56	36,29	9,70	6,34	0,09	83	7,07
06.A.	31,27	35,57	33,89	10,60	6,40	0,07	73	7,09
06.B.	33,36	34,31	34,01	13,50	5,20	0,07	75	7,15
06.C.	32,54	31,13	31,75	5,40	4,88	0,09	73	7,05
07.A.	31,64	32,35	34,21	6,40	5,34	0,07	75	7,03
07.B.	33,28	32,60	35,20	9,10	4,98	0,07	73	7,00
07.C.	29,99	31,88	31,60	10,60	5,20	0,07	70	7,01
08.A.	27,59	33,61	33,31	5,80	4,80	0,08	67	7,06
08.B.	26,20	28,06	32,73	3,40	4,71	0,07	68	6,97
08.C.	30,11	28,99	27,82	<0,10	5,28	0,07	71	6,68
09.A.	25,40	26,94	23,00	<0,10	5,04	0,08	73	6,30
09.B.	24,65	29,29	22,18	<0,10	5,32	0,04	70	5,78
09.C.	26,70	24,99	25,27	<0,10	5,14	0,07	70	5,92
10.A.	27,03	28,83	21,42	<0,10	5,18	0,04	70	6,00
10.B.	24,55	27,46	21,57	<0,10	6,03	0,07	68	6,35
10.C.	27,98	27,05	25,51	<0,10	4,75	0,03	65	5,90

Jelkules: CaCO₃ tart. – szénsavas mésztartalom. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

Szabványok: A talajnedvesség-tartalom esetében az MSZ-08-0205:1978; a CaCO₃ tartalom, a vízoldható össz. só tartalom, a pH_{KCl} esetében az MSZ-08-0206-2:1978; a humusztartalom esetében az MSZ-08-0210:1977 és MSZ-08-0452:1980; a K_A esetében az MSZ-08-0205:1978.

M16—M23.

M16. melléklet. Vegetáció alapadatok: A 2×2 m-es kvadrátokban végzett százalékos borításbecslés (tavasz, ősz) eredményei – Sajókápolna. A táblázat a fajok 2 aspektusban becsült borításai közül a nagyobbakat tartalmazza.

A melléklet (Excel file) az ONLINE MELLÉKLETBEN érhető el [ide kattintva](#), vagy a következő linken: <https://bit.ly/3pdh8n4>.

Jelkulcs: A szám+betű szintaxissal jelölt kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

M17. melléklet. A lejtő mentén előre definiált 3 kvadrát-csoport megkülönböztethetősége a lokális talaj és vegetáció jellemzők alapján – Sajókápolna.

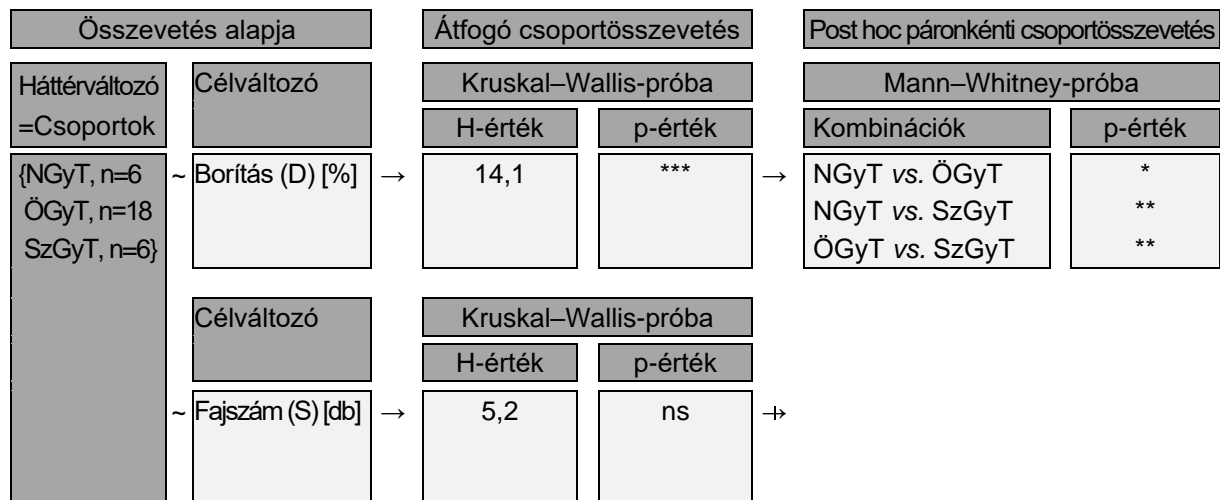
Statisztika: Lineáris diszkriminancia-analízis (linear discriminant analysis, LDA), az elemzéshez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztár (programverzió, csomag, függvény) ld. az M14. mellékletben.

Bemeneti adatkombináció		Lineáris diszkriminancia-analízis (LDA)			Eltérés
Célváltozó =Csoportok	Háttérváltozók [norm.]	LD1 (58,5%)	LD2 (41,5%)	LD csoportok	Cél- vs. LD csoport
{1.: 6 kvadrát 2.: 18 kvadrát 3.: 6 kvadrát}	~ Talajnedvesség-tart. (w_n) +Szénsavas mésztart.(CaCO_3) +Humusztartalom (H) +Vízoldható össz. sótartalom +Arany-f. kötöttség (K_A) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl}) +Borítás (D) +Fajsúly (S)	→ -4,90 -0,57 -1,86 -2,11 1,45 -0,63 3,06 -2,51	-0,85 -0,45 6,81 -3,20 -0,97 -0,80 3,22 -4,63	1.: 6 kvadrát 2.: 18 kvadrát 3.: 6 kvadrát	± 0 kvadrát ± 0 kvadrát ± 0 kvadrát

Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, {...} – egymástól független csoportokat definiáló nominális változó (másnéven csoportosító változó) esetén alkalmazott jelpár, amely a változó értékeit fűzi össze, ahol a változó értékei az egyes csoportok, ~ – a háttér- és a célváltozó összekötése az elemzéshez, + – a különböző háttérváltozók összekapcsolása az elemzésben való együttes figyelembevételhez.

M18. melléklet. A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus vegetáció szempontú statisztikai összevetésének folyamatábrája az eredményekkel – Sajókápolna.

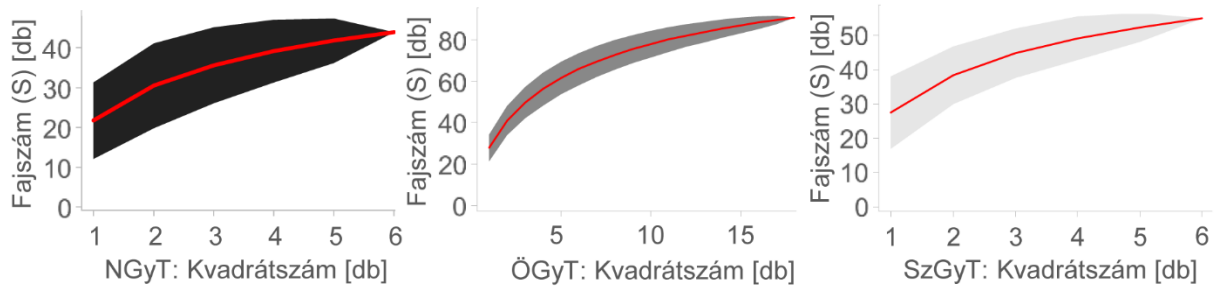
Statisztika: Az elemzésekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns program eszköztárat ld. az M14. mellékletben.



Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, n – a csoport mintaelemszáma, {...} – egymástól független csoportokat definiáló nominális változó (másnéven csoportosító változó) esetén alkalmazott jelpár, amely a változó értékeit fűzi össze, ahol a változó értékei az egyes csoportok, ~ – a háttér- és a célváltozó összekötése az elemzéshez, ns – nem szignifikáns, * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$, *** – $p < 0,001$.

M19. melléklet. A vegetáció mintaelemszám-alapú fajszáma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Sajókápolna.

Statisztika: Fajszámtelítődési görbe (species accumulation curve, SAC), kumulatív $S \pm SD$, amelyhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.



Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, $S \pm SD$ – fajszám \pm szórás.

M20. melléklet. A vegetáció fajainak gyeptípusonkénti borítása – Sajókápolna.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$ számításához a mintaelemek az adott gyeptípusra reprezentatív kvadrátok voltak.

	Borítás (D) [%]								
	Nedves gyeptípus (NGyT), N=6			Ökoton gyeptípus (ÖGyT), N=18			Száras gyeptípus (SzGyT), N=6		
	\bar{X}	\pm	SD	\bar{X}	\pm	SD	\bar{X}	\pm	SD
ACHIL COL	0,03	\pm	0,05	1,56	\pm	2,52	1,08	\pm	1,20
AGRIM EUP	0,17	\pm	0,41	0,03	\pm	0,08	–		
AJUGA GEN	–			0,01	\pm	0,02	–		
ALOPE PRA	1,17	\pm	1,33	0,58	\pm	1,19	0,19	\pm	0,29
ARENA SER	–			–			0,002	\pm	0,004
ARRHE ELA	–			0,10	\pm	0,30	0,33	\pm	0,82
ARTEM VUL	–			0,07	\pm	0,24	–		
ASPAR OFF	–			–			0,17	\pm	0,41
BETON OFF	–			–			0,58	\pm	1,20
BRACH PIN	–			–			22,83	\pm	11,75
BROMU INE	–			0,03	\pm	0,12	–		
CALAM EPI	0,37	\pm	0,80	5,26	\pm	4,58	2,48	\pm	3,27
CALYS SEP	2,17	\pm	1,72	3,65	\pm	4,70	–		
CAREX ACU	50,08	\pm	18,80	7,88	\pm	13,18	–		
CAREX HIR	1,75	\pm	1,89	4,85	\pm	13,00	3,97	\pm	9,32
CAREX PAI	–			14,58	\pm	15,64	–		
CAREX PRA	–			0,01	\pm	0,02	0,27	\pm	0,29
CAREX TOM	–			0,03	\pm	0,12	–		
CAREX VUL	0,92	\pm	0,20	0,23	\pm	0,39	–		
CIRSI ARV	0,18	\pm	0,25	1,96	\pm	2,10	0,15	\pm	0,20
CIRSI CAN	4,67	\pm	5,16	7,42	\pm	6,65	–		
CIRSI ERI	–			0,01	\pm	0,05	–		
CLEMA REC	–			–			0,08	\pm	0,20
COLCH AUT	4,85	\pm	5,66	7,42	\pm	12,77	4,67	\pm	5,51
CONVO ARV	–			0,32	\pm	1,31	0,02	\pm	0,04
CRATA MON	–			0,06	\pm	0,24	–		
CREPI BIE	–			0,10	\pm	0,24	–		
DACTY GLO	1,42	\pm	2,04	5,84	\pm	6,82	0,58	\pm	1,19
DAUCU CAR	0,17	\pm	0,41	0,03	\pm	0,11	–		
DIANT GIG	–			–			0,04	\pm	0,08
DORON HUN	0,08	\pm	0,20	–			–		
ELYMU REP	–			–			15,00	\pm	23,04
EPILO OBS	–			0,01	\pm	0,02	–		
EQUIS ARV	0,12	\pm	0,08	2,56	\pm	3,32	0,03	\pm	0,08
EQUIS PAL	0,03	\pm	0,05	2,86	\pm	2,77	–		
ERIGE ANN	0,13	\pm	0,33	3,74	\pm	5,30	–		
EUPHO EPI	0,25	\pm	0,42	–			–		
EUPHO VIR	–			0,01	\pm	0,02	0,09	\pm	0,13
FALCA VUL	–			–			0,17	\pm	0,41
FESTU PRA	–			0,16	\pm	0,41	–		
FESTU RUP	–			0,28	\pm	0,83	2,83	\pm	4,26
FICAR VER	0,33	\pm	0,61	–			0,08	\pm	0,20
FILIP ULM	0,67	\pm	0,82	0,45	\pm	1,46	–		
FILIP VUL	0,34	\pm	0,60	0,42	\pm	0,68	10,22	\pm	5,98

FRAGA VIR	0,83 ± 1,33	5,25 ± 7,59	0,92 ± 0,92
GALIU BOR	1,42 ± 1,91	2,26 ± 4,15	–
GALIU VER	–	1,03 ± 1,70	3,21 ± 2,41
INULA SAL	0,42 ± 0,80	0,46 ± 0,65	1,58 ± 1,28
KNAUT ARV	0,17 ± 0,41	0,43 ± 0,71	0,33 ± 0,52
KOELE CRI	–	–	0,03 ± 0,05
LATHY LAT	–	–	1,50 ± 2,81
LATHY PAL	3,33 ± 8,16	–	–
LATHY PRA	1,60 ± 2,28	2,49 ± 3,46	0,88 ± 0,92
LATHY TUB	–	0,37 ± 1,29	0,17 ± 0,41
LEONT HIS	–	0,01 ± 0,02	–
LEUCA VUL	–	0,31 ± 0,65	–
LINAR VUL	–	–	0,003 ± 0,008
LYCHN FLO	0,20 ± 0,39	0,04 ± 0,06	–
LYSIM NUM	–	0,80 ± 1,48	–
LYSIM VUL	3,33 ± 2,34	1,28 ± 3,58	–
LYTHR SAL	0,92 ± 0,49	0,10 ± 0,24	–
MENTH AQU	0,20 ± 0,19	–	–
MYOSO STR	–	0,11 ± 0,42	–
ONONI SPa	–	0,11 ± 0,47	–
PEUCE ALS	0,33 ± 0,82	1,99 ± 2,72	0,67 ± 1,17
PEUCE CER	–	0,03 ± 0,12	13,33 ± 13,08
PICRI HIE	–	0,17 ± 0,26	–
PIMPI SAX	–	0,07 ± 0,24	0,08 ± 0,12
PLANT LAN	–	0,003 ± 0,012	–
PLANT MAJ	–	0,06 ± 0,24	–
PLANT MED	–	0,20 ± 0,70	–
Plysi LON	0,37 ± 0,50	0,04 ± 0,11	–
POA PRA	0,17 ± 0,41	1,78 ± 1,79	0,71 ± 1,15
POA TRI	0,02 ± 0,04	–	–
POTEN ALB	–	–	0,17 ± 0,41
POTEN REP	–	0,01 ± 0,02	–
PULMO MOL	0,70 ± 1,62	1,31 ± 2,91	0,02 ± 0,03
RANUN ACR	0,33 ± 0,82	3,67 ± 3,03	0,39 ± 0,34
RANUN AUR	0,42 ± 0,49	0,15 ± 0,25	–
RANUN REP	–	0,19 ± 0,52	–
ROSA GAL	–	0,03 ± 0,12	1,00 ± 2,45
RUMEX ACE	–	0,01 ± 0,05	–
RUMEX AQU	–	–	3,83 ± 9,39
SALIX CAP	–	0,11 ± 0,47	–
SALIX CIN	–	0,67 ± 2,83	–
SALVI PRA	–	0,42 ± 1,44	6,50 ± 6,83
SCUTE HAS	–	0,01 ± 0,02	–
SECUR VAR	–	–	0,83 ± 1,33
SERRA TIN	2,58 ± 2,29	1,27 ± 1,26	1,53 ± 1,69
SILEN OTI	–	–	0,10 ± 0,11
SOLID CAN	–	0,17 ± 0,71	–
SOLID GIG	–	0,001 ± 0,002	–
SONCH ARV	–	0,08 ± 0,24	–

SYMPH OFF	0,43 ± 0,48	0,08 ± 0,24	–
SYMPH TUB	0,83 ± 2,04	0,01 ± 0,05	–
TARAX OFF	–	0,19 ± 0,48	–
THALI FLA	–	0,03 ± 0,08	–
THALI LUC	0,43 ± 0,36	0,09 ± 0,17	–
THESI LIN	–	–	0,02 ± 0,04
THYMU GLA	–	–	0,17 ± 0,41
TRAGO ORI	–	0,01 ± 0,02	–
TRIFO ALP	–	0,01 ± 0,02	0,03 ± 0,08
TRIFO CAM	–	0,19 ± 0,52	6,85 ± 12,45
TRIFO HYB	0,08 ± 0,20	–	–
TRIFO MON	–	–	1,83 ± 2,14
TRIFO PRA	–	0,24 ± 0,78	–
TRIFO REP	–	0,14 ± 0,33	–
TRISE FLA	–	0,14 ± 0,41	0,03 ± 0,08
VERBA BLA	–	0,94 ± 1,82	–
VERBA PHO	–	0,08 ± 0,19	0,97 ± 0,86
VERON CHA	–	0,03 ± 0,12	0,12 ± 0,19
VICIA ANG	–	0,07 ± 0,24	–
VICIA CRA	–	–	4,33 ± 8,73
VICIA HIR	–	1,56 ± 4,17	8,67 ± 8,04
VICIA SEP	–	0,94 ± 2,48	–
VIOLA HIR	0,17 ± 0,41	0,01 ± 0,03	–
VISCA VUL	–	0,02 ± 0,05	–
Σ	89,17 ± 4,92	104,72 ± 14,07	126,67 ± 11,69

Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag ± szórás. A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben.

M21. melléklet. A vegetáció életforma spektrumának alaptáblázata a borítás és a fajszám alapján, relatív és alapadatok szerint, gyeptípusonkénti bontásban – Sajókápolna.

		Életforma kategóriák (ÉFO)										Σ
		1 évesek		2 évesek		Évelők						
		Th	TH	Ch	G	H	H-Ch	H-G	H-HH	HH	M	
NGyT	Fajszám (S) [db]	1,0	1,0	0,0	8,0	28,0	0,0	1,0	2,0	3,0	0,0	44,0
	Borítás (D) [%]	0,1	0,2	0,0	12,5	20,6	0,0	0,3	1,8	53,6	0,0	89,2
	Rel. csop.részesedés [%]	2,3	2,3	0,0	18,2	63,6	0,0	2,3	4,5	6,8	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	0,1	0,2	0,0	14,0	23,1	0,0	0,4	2,1	60,1	0,0	100,0
ÖGyT	Fajszám (S) [db]	5,0	3,0	1,0	8,0	62,0	2,0	2,0	2,0	2,0	4,0	91,0
	Borítás (D) [%]	5,6	0,2	0,8	27,1	59,8	0,1	0,7	0,3	9,2	0,9	104,7
	Rel. csop.részesedés [%]	5,5	3,3	1,1	8,8	68,1	2,2	2,2	2,2	2,2	4,4	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	5,3	0,2	0,8	25,9	57,1	0,1	0,7	0,3	8,7	0,8	100,0
SzGyT	Fajszám (S) [db]	2,0	2,0	1,0	6,0	37,0	1,0	4,0	0,0	1,0	1,0	55,0
	Borítás (D) [%]	8,7	7,0	0,2	24,0	81,6	0,1	0,3	0,0	3,8	1,0	126,7
	Rel. csop.részesedés [%]	3,6	3,6	1,8	10,9	67,3	1,8	7,3	0,0	1,8	1,8	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	6,8	5,5	0,1	18,9	64,4	0,1	0,2	0,0	3,0	0,8	100,0

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus. Az ÉFO kategóriák RAUNKIAER (1934) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M11. mellékletben.

M22. melléklet. A vegetáció szociális magatartási típus spektrumának alaptáblázata a borítás és a fajszám alapján, relatív és alapadatok szerint, gyeptípusonkénti bontásban – Sajókápolna.

		Szociális magatartási típusok a természetességi kategóriákkal (SzMT, P)								Σ
		Kompetitorok	Stressztűrők		Ruderálisok					
		C, 5	S, 6	G, 4	NP, 3	DT, 2	W, 1	RC, -2	AC, -3	
NGyT	Fajszám (S) [db]	3,0	3,0	22,0	0,0	13,0	0,0	2,0	1,0	44,0
	Borítás (D) [%]	51,6	0,5	24,4	0,0	11,9	0,0	0,6	0,1	89,2
	Rel. csop.részesed. [%]	6,8	6,8	50,0	0,0	29,5	0,0	4,5	2,3	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	57,9	0,6	27,4	0,0	13,4	0,0	0,6	0,1	100,0
ÖGyT	Fajszám (S) [db]	6,0	4,0	33,0	1,0	35,0	5,0	4,0	3,0	91,0
	Borítás (D) [%]	9,6	3,2	35,1	0,1	44,5	0,6	7,7	3,9	104,7
	Rel. csop.részesed. [%]	6,6	4,4	36,3	1,1	38,5	5,5	4,4	3,3	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	9,2	3,0	33,5	0,1	42,5	0,6	7,4	3,7	100,0
SzGyT	Fajszám (S) [db]	4,0	3,0	25,0	1,0	15,0	3,0	4,0	0,0	55,0
	Borítás (D) [%]	25,9	0,2	49,7	0,0	32,8	0,3	17,7	0,0	126,7
	Rel. csop.részesed. [%]	7,3	5,5	45,5	1,8	27,3	5,5	7,3	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	20,5	0,2	39,2	0,0	25,9	0,3	13,9	0,0	100,0

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus. Az SzMT kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M12. mellékletben.

M23. melléklet. A vegetáció nedvességigény spektrumának alaptáblázata a borítás és a fajszám alapján, relatív és alapadatok szerint, gyeptípusonkénti bontásban – Sajókápolna.

		Nedvességigény kategóriák (WB)									Σ
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	
NGyT	Fajszám (S) [db]	0,0	1,0	3,0	7,0	4,0	7,0	7,0	9,0	6,0	44,0
	Borítás (D) [%]	0,0	0,0	1,3	1,4	2,3	8,5	6,6	12,3	56,7	89,2
	Rel. csop.részesed. [%]	0,0	2,3	6,8	15,9	9,1	15,9	15,9	20,5	13,6	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	0,0	0,0	1,5	1,5	2,6	9,5	7,4	13,8	63,6	100,0
ÖGyT	Fajszám (S) [db]	0,0	5,0	14,0	17,0	17,0	12,0	8,0	12,0	6,0	91,0
	Borítás (D) [%]	0,0	2,1	10,7	5,1	23,6	19,0	17,0	12,1	15,2	104,7
	Rel. csop.részesed. [%]	0,0	5,5	15,4	18,7	18,7	13,2	8,8	13,2	6,6	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	0,0	2,0	10,3	4,8	22,5	18,1	16,3	11,5	14,5	100,0
SzGyT	Fajszám (S) [db]	1,0	5,0	18,0	12,0	7,0	7,0	4,0	1,0	0,0	55,0
	Borítás (D) [%]	0,2	15,5	24,8	49,7	19,6	6,3	6,8	3,8	0,0	126,7
	Rel. csop.részesed. [%]	1,8	9,1	32,7	21,8	12,7	12,7	7,3	1,8	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	0,1	12,2	19,6	39,2	15,5	5,0	5,3	3,0	0,0	100,0

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus. A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

M24—M33.

M24. melléklet. Magbank alapadatok: A kvadrátok talajának 0—5—10 cm közötti mélységintervallumból vett minták (577 cm^3 , azaz $57,7 \text{ cm}^2$; kora tavasz) csíráztatásos vizsgálatának eredményei – Sajókápolna.

A melléklet (Excel file) az ONLINE MELLÉKLETBEN érhető el [ide kattintva](#), vagy a következő linken: <https://bit.ly/3pdh8n4>.

Jelkulcs: F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. A szám+betű szintaxissal jelölt kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

M25. melléklet. A 2 megmintázott talajréteg (0—5 és 5—10 cm közötti mélységintervallum) magbank szempontú statisztikai összevetésének folyamatábrája az eredményekkel – Sajókápolna.

Statisztika: A próbákhoz a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns program eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Összevetés alapja		Csoportösszevetés				
Mintapár =Csoportok F, N=30 &A, N=30	Célváltozó	Wilcoxon-féle előjeles rangpróba				
	~ Magdenz. (d) [db/m ²] →	\bar{X}	\bar{d}	CI95%	z-érték	p-érték
		9804,0 3015,7	6788,3	4732,3 — 8844,2	4,8	***
	Célváltozó	Páros t-próba				
	~ Fajsúly (S) [db] →	\bar{X}	\bar{d}	CI95%	t-érték	p-érték
		8,1 5,1	3,1	1,9 — 4,2	-5,5	***

Jelkulcs: F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, N – mintaelemszám, & – párosított minták jelölésére alkalmazott jel, ~ – a csoport és a célváltozó összekötése az elemzéshez, \bar{X} – mintaátlag, \bar{d} – különbségek átlaga, CI95% – 95%-os konfidencia intervallum, *** – p<0,001.

M26. melléklet. A fajok THOMPSON (1993) rendszerében értett magbank típusa a saját adatokon alapuló tipizálás szerint és referencia adatbázisok szerint – Sajókápolna. A táblázat a mintaterületen megtalált, megbízhatóan tipizálható fajokat tartalmazza, ahol a megbízhatóság kritériumai az alábbiak voltak: a vegetációban való kizárólagos előfordulás esetén $\geq 1\%$ összborítással rendelkezzenek, a magbankban való megtalálás esetén ≥ 3 db öszmagszámmal legyenek reprezentálva. A fentiek (tipizálás, megbízhatóság) a teljes mintaterületi képviselő alapján értendőek.

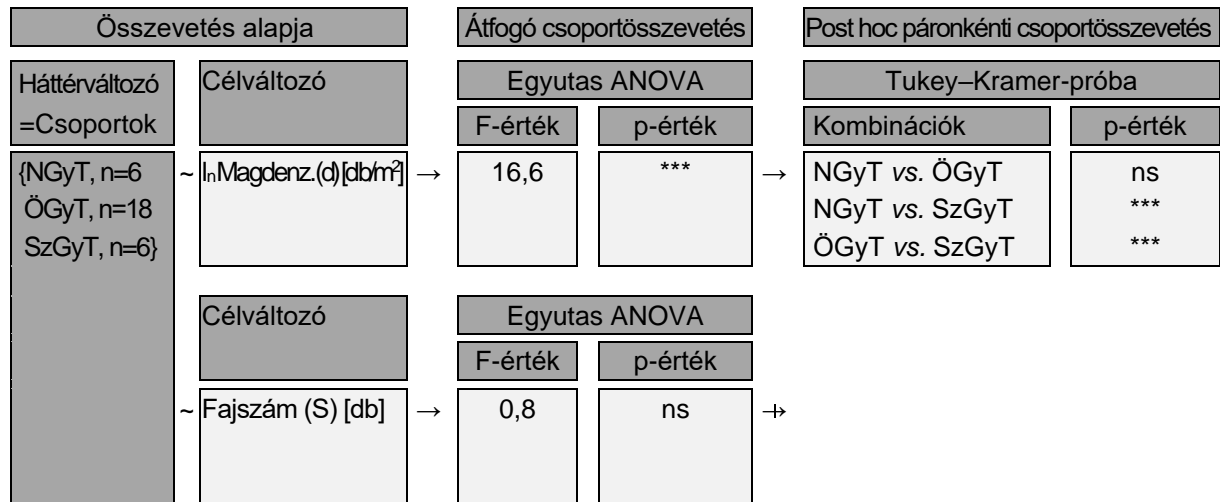
	Saját adatok alapján				MT referencia adatbázisok alapján				Hiánypótló saját adat		
	V	F	vs.	A	MT	Csontos	Csiszár	LEDA	ECOFLORA	Mo. szintű	Eu. Szintű
ACHIL COL	+	+	>	+	RP	na	na	na	na	x	x
AGRIM EUP	+	-	=	-	TZ	RP	na	TZ, (RP)	RP	-	-
ALOPE PRA	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
ANAGA ARV [!]	-	+	>	+	\geq RP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
ARRHE ELA	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ, (RP)	na	-	-
ARTEM VUL [!]	+	+	>	+	RP	HP	na	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
ASPAR OFF	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ	TZ	x	-
BETON OFF [!]	+	-	=	-	TZ	RP	na	TZ, (RP)	RP	-	-
BRACH PIN	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ, (RP)	na	-	-
CALAM EPI [!]	+	+	>	+	\geq RP	RP	HP	TZ, RP, (HP)	RP	-	-
CALYS SEP	+	-	=	-	TZ	HP	na	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
CARDA PRA	-	+	>	-	\geq RP	HP	na	TZ, RP, (HP)	HP	-	-
CAREX ACU	+	+	>	+	RP	na	na	TZ, RP, (HP)	HP	x	-
CAREX HIR	+	+	=	+	HP	na	HP	TZ, RP, (HP)	na	-	-
CAREX PAI	+	+	>	+	RP	RP	TZ	na	na	-	-
CAREX PRA	+	-	=	-	TZ	RP	na	TZ, (RP)	HP	-	-
CIRSI ARV [!]	+	-	=	-	TZ	HP	TZ	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
COLCH AUT [!]	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ	TZ	x	-
CONYZ CAN [!]	-	+	>	+	\geq RP	RP	RP	TZ, RP, HP	HP	-	-
CRATA MON	+	-	=	-	TZ	TZ	TZ	TZ	TZ	-	-
CREPI BIE [!]	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ	na	x	-
DAUCU CAR [!]	+	-	=	-	TZ	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
ELYMU REP	+	-	=	-	TZ	HP	na	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
ERIGE ANN [!]	+	+	>	+	RP	na	RP	TZ, RP, (HP)	na	-	-
EUPHO EPI	+	-	=	-	TZ	na	na	na	na	x	x
FALCA VUL	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ	na	-	-
FESTU PRA	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ, (RP)	na	-	-
FESTU RUP	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ, (RP, HP)	na	x	-
FILIP ULM [!]	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ, (RP)	na	-	-
FILIP VUL	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ	TZ	x	-
GALIU VER	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ, (RP, HP)	na	-	-
INULA SAL [!]	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ	TZ	x	-
JUNCU ART [!]	-	+	=	+	HP	HP	na	HP, (TZ, RP)	HP	-	-
KNAUT ARV	+	+	>	-	TZ	TZ	na	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
LATHY LAT	+	-	=	-	\geq TZ	na	na	TZ	na	x	-
LATHY PAL	+	-	=	-	\geq TZ	na	na	TZ	TZ	x	-
LATHY PRA	+	-	=	-	\geq TZ	TZ	na	TZ, (RP, HP)	TZ	-	-
LATHY TUB	+	-	=	-	\geq TZ	na	na	TZ	na	x	-
LEUCA VUL [!]	+	+	>	+	RP	na	na	TZ, RP, HP	HP	x	-
LYCHN FLO [!]	+	+	<	+	HP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
LYSIM VUL	+	-	=	-	TZ	RP	RP	TZ, RP, (HP)	HP	-	-
LYTHR SAL	+	+	>	+	RP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
MEDIC LUP	-	+	>	+	\geq RP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
MENTH AQU	+	-	=	-	TZ	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
MYOSO STR	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ, (RP, HP)	na	x	-
ONONI SPa	+	-	=	-	\geq TZ	na	na	TZ	TZ	x	-
PEUCE ALS	+	-	=	-	TZ	na	na	na	na	x	x
PEUCE CER	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ	na	x	-
PICRI HIE [!]	+	+	>	+	RP	na	na	TZ, (RP, HP)	HP	x	-
PIMPI SAX	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ, (RP)	na	-	-
PLANT MAJ	+	+	>	+	RP	HP	HP	TZ, RP, HP	HP	-	-
PLANT MED	+	+	>	+	RP	na	na	TZ, (RP, HP)	HP	x	-

Plysi LON	+	+	>	+	RP	na	na	TZ, RP, (HP)	na	x	-
Plysi ORC	-	+	>	-	≥RP	na	na	na	na	x	x
POA PRA	+	+	=	+	HP	HP	na	TZ, RP, HP	TZ, HP	-	-
POLYo AVI [!]	-	+	>	-	≥RP	HP	RP	TZ, RP, HP	HP	-	-
PORTU OLE	-	+	>	-	≥RP	na	na	TZ, RP, HP	HP	x	-
POTEN ALB	+	-	=	-	TZ	RP	na	TZ	na	-	-
POTEN ARG [!]	-	+	>	+	≥RP	RP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
POTEN REC [!]	-	+	>	+	≥RP	RP	na	TZ, (RP)	RP	-	-
PULMO MOL	+	-	=	-	TZ	na	na	na	na	x	x
RANUN AUR	+	+	>	-	TZ	na	na	TZ, (RP, HP)	HP	x	-
RANUN FIC	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ	TZ	-	-
RANUN REP	+	+	<	+	HP	HP	HP	TZ, RP, HP	HP	-	-
RUMEX AQU	+	-	=	-	TZ	na	na	na	na	x	x
SALIX CAP [!]	+	-	=	-	TZ	na	HP	TZ, (HP)	TZ	-	-
SALIX CIN [!]	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ	TZ	-	-
SALVI PRA	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ, (RP, HP)	na	x	-
SECUR VAR [!]	+	-	=	-	≥TZ	na	na	TZ, HP	TZ	x	-
SERRA TIN [!]	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ	TZ	x	-
SILEN ALB [!]	-	+	>	+	≥RP	HP	na	HP, (TZ, RP)	HP	-	-
SILEN OTI	+	+	>	+	RP	RP	na	TZ, (RP)	na	-	-
SOLID CAN [!]	+	+	>	-	TZ	na	na	TZ, (RP)	na	x	-
STELL MED [!]	-	+	<	+	HP	HP	HP	TZ, RP, HP	HP	-	-
SYMPH OFF	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ	TZ	x	-
SYMPH TUB	+	-	=	-	TZ	na	TZ	TZ	TZ	-	-
TARAX OFF [!]	+	+	>	+	RP	RP	TZ	TZ, (RP, HP)	na	-	-
THALI LUC [!]	+	+	>	+	RP	na	na	na	na	x	x
THYMU GLA	+	-	=	-	TZ	na	na	na	na	x	x
TRIFO CAM [!]	+	-	=	-	≥TZ	HP	na	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
TRIFO MON	+	-	=	-	≥TZ	na	na	TZ, RP, HP	na	x	-
TRIFO PRA	+	-	=	-	≥TZ	HP	na	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
TRIFO REP	+	+	>	+	≥RP	HP	na	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
TRISE FLA	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ, (RP)	na	-	-
VERBA BLA [!]	+	+	<	+	HP	na	na	HP	na	x	-
VERBA PHO [!]	+	+	>	-	TZ	RP	na	TZ	na	-	-
VERON CHA	+	+	>	+	≥RP	HP	TZ	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
VICIA ANG	+	-	=	-	≥TZ	na	na	TZ	HP	x	-
VICIA HIR	+	+	>	-	TZ	HP	na	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
VICIA SEP	+	-	=	-	≥TZ	TZ	TZ	TZ, (HP)	HP	-	-

Jelkulcs: A RÖVID NÉV mögé illesztett [!] a CSONTOS és munkatársai (2002) szerint anemochoriára képes fajokat jelöli; V, F és A – a fajok lehetséges megjelenési formái, ahol V a vegetáció, F a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti-, míg A az alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, ezek értékoszlopaiban + az adott faj vizsgálatban tapasztalt-, míg mínuszjel (-) a nem tapasztalt megjelenési formája, az F és A közötti relációs jel az azok között fennálló mennyiségi viszonyt mutatja; MT – magbank típus, ennek értékoszlopában a magbank típus elé illesztett ≥ jelöli, hogy a rendelkezésre álló adatok alapján az adott faj magját legalább olyan hosszú, vagy hosszabb élettartam jellemzi; Csontos, Csiszár, LEDA és ECOFLORA – az említés sorrendjében CSONTOS (2001a), CSISZÁR (2004), KLEYER és munkatársai (2008), ill. FITTER és PEAT (1994) adatbázisai, amelyek értékoszlopaiban a több magbank típussal is leírt fajok esetében a zárójeles forma azt a magbank típust jelöli, amely az irodalmi utalások kis száma alapján feltehetőleg ritkábban jellemző az adott fajra, na – nincs ada; Mo. és Eu. – Magyarország és Európa, ezek értékoszlopaiban x jelöli a saját magbank adat adott szinten első közlés értékű-, míg mínuszjel (-) a nem első közlés értékű voltát (az online referencia adatbázisok 2021-03-03-ai lekérdezése alapján). A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben. A magbank típusok feloldását és a tipizálókulcsot ld. az M2. mellékletben.

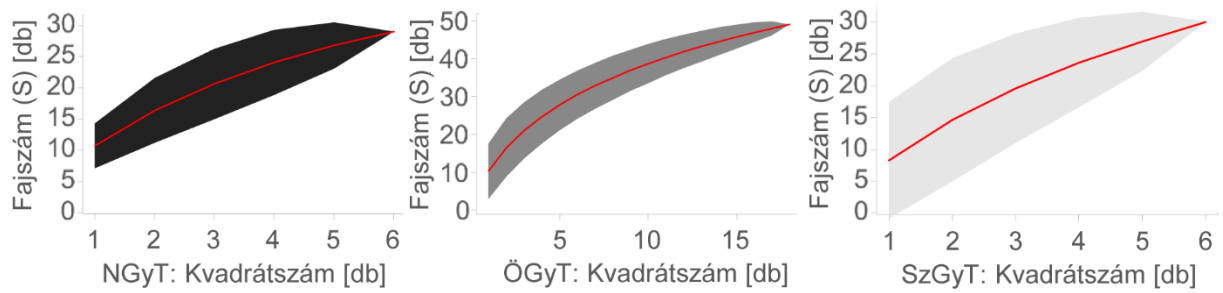
M27. melléklet. A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus magbank szempontú statisztikai összevetésének folyamatábrája az eredményekkel – Sajókápolna. A magbank a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: Az elemzésekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns program eszköztárat ld. az M14. mellékletben.



Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, n – a csoport mintaelemszáma, {...} – egymástól független csoportokat definiáló nominális változó (másnéven csoportosító változó) esetén alkalmazott jelpár, amely a változó értékeit fűzi össze, ahol a változó értékei az egyes csoportok, ~ – a háttér- és a célváltozó összekötése az elemzéshez, \ln – természetes alapú logaritmus, ns – nem szignifikáns, *** – $p < 0,001$.

M28. melléklet. A magbank mintaelemszám-alapú fajszáma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Sajókápolna. A magbank a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik. Statisztika: Fajszámtelítődési görbe (species accumulation curve, SAC), kumulatív $S \pm SD$, amelyhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.



Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, $S \pm SD$ – fajszám \pm szórás.

M29. melléklet. A magbank fajainak gyep típusonkénti magdenzitása, a 2 megmintázott talajréteg (0—5 és 5—10 cm közötti mélységintervallum) szerinti bontásban – Sajókápolna.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$ számításához a mintaelemek az adott gyep típusra reprezentatív kvadrátok voltak.

	Magdenzitás (d) [db/m ²]								
	Nedves gyep típus (NGyT), N=6			Ökoton gyep típus (ÖGyT), N=18			Száras gyep típus (SzGyT), N=6		
	F+A	F	A	F+A	F	A	F+A	F	A
$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$
ACHIL COL	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	48,1 ± 130,3	38,5 ± 95,0	9,6 ± 40,9	–	–	–
AGROt STO	–	–	–	19,3 ± 81,7	–	19,3 ± 81,7	–	–	–
AJUGA GEN	–	–	–	9,6 ± 40,9	9,6 ± 40,9	–	–	–	–
ANAGA ARV	635,5 ± 498,3	548,8 ± 519,0	86,7 ± 94,9	192,6 ± 229,4	96,3 ± 207,8	96,3 ± 148,3	–	–	–
ARTEM VUL	86,7 ± 145,0	57,8 ± 89,5	28,9 ± 70,8	9,6 ± 40,9	9,6 ± 40,9	–	–	–	–
BETUL PEN	–	–	–	–	–	–	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	–
CALAM EPI	28,9 ± 70,8	–	28,9 ± 70,8	–	–	–	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	–
CARDA PRA	144,4 ± 353,8	144,4 ± 353,8	–	9,6 ± 40,9	9,6 ± 40,9	–	–	–	–
CAREX ACU	693,3 ± 580,0	693,3 ± 580,0	–	423,7 ± 468,9	240,7 ± 215,5	182,9 ± 322,7	–	–	–
CAREX DIS	–	–	–	–	–	–	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–
CAREX HIR	173,3 ± 346,6	86,7 ± 145,0	86,7 ± 212,3	163,7 ± 192,4	86,7 ± 136,2	77,0 ± 135,9	375,5 ± 614,4	173,3 ± 346,6	202,2 ± 318,0
CAREX PAI	–	–	–	38,5 ± 74,1	28,9 ± 66,5	9,6 ± 40,9	462,2 ± 597,0	433,3 ± 534,2	28,9 ± 70,8
CAREX VUL	–	–	–	9,6 ± 40,9	–	9,6 ± 40,9	–	–	–
CHENO ALB	–	–	–	–	–	–	28,9 ± 70,8	–	28,9 ± 70,8
CIRSI CAN	–	–	–	9,6 ± 40,9	–	9,6 ± 40,9	–	–	–
CLINO VUL	28,9 ± 70,8	–	28,9 ± 70,8	–	–	–	–	–	–
CONVO ARV	–	–	–	9,6 ± 40,9	–	9,6 ± 40,9	–	–	–
CONYZ CAN	–	–	–	105,9 ± 189,3	96,3 ± 170,5	9,6 ± 40,9	–	–	–
DACTY GLO	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	–	–	–	–	–	–
DIGIT SAN	–	–	–	–	–	–	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–
ERIGE ANN	2166,5 ± 991,1	1733,2 ± 701,9	433,3 ± 305,2	9397,7 ± 6266,4	7375,6 ± 5279,2	2022,0 ± 1454,9	1068,8 ± 2118,2	953,2 ± 1919,8	115,5 ± 209,9
EUPAT CAN	–	–	–	19,3 ± 56,0	19,3 ± 56,0	–	–	–	–
FRAGA VIR	–	–	–	–	–	–	28,9 ± 70,8	–	28,9 ± 70,8
GALIU BOR	–	–	–	9,6 ± 40,9	9,6 ± 40,9	–	–	–	–
GLECH HED	–	–	–	19,3 ± 56,0	19,3 ± 56,0	–	–	–	–
HYPER PER	–	–	–	–	–	–	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–
JUNCU ART	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	442,9 ± 876,2	211,8 ± 354,5	231,1 ± 582,5	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–
JUNCU INF	–	–	–	9,6 ± 40,9	–	9,6 ± 40,9	–	–	–
JUNCU TEu	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	9,6 ± 40,9	–	9,6 ± 40,9	–	–	–
KNAUT ARV	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	–	9,6 ± 40,9	9,6 ± 40,9	–	–	–	–
LEUCA VUL	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	–	221,5 ± 236,3	115,5 ± 168,1	105,9 ± 147,3	86,7 ± 145,0	86,7 ± 145,0	–
LOTUS COR	–	–	–	–	–	–	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–

M29. melléklet folytatása

LYCHN FLO	433,3 ± 359,4	115,5 ± 179,0	317,7 ± 336,4	606,6 ± 731,1	240,7 ± 320,9	365,9 ± 456,2	86,7 ± 145,0	86,7 ± 145,0	–
LYSIM NUM	–	–	–	19,3 ± 56,0	9,6 ± 40,9	9,6 ± 40,9	–	–	–
LYTHR SAL	9879,1 ± 7225,5	8492,6 ± 6180,4	1386,5 ± 1160,1	1694,7 ± 1985,5	1357,7 ± 1698,4	337,0 ± 400,9	144,4 ± 277,7	115,5 ± 209,9	28,9 ± 70,8
MEDIC LUP	–	–	–	28,9 ± 66,5	19,3 ± 56,0	9,6 ± 40,9	–	–	–
PICRI HIE	57,8 ± 89,5	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	77,0 ± 159,8	77,0 ± 159,8	–	–	–	–
PLANT MAJ	–	–	–	77,0 ± 122,2	48,1 ± 79,9	28,9 ± 66,5	–	–	–
PLANT MED	–	–	–	38,5 ± 95,0	28,9 ± 66,5	9,6 ± 40,9	–	–	–
Plysi LON	1704,3 ± 2850,9	1299,9 ± 2303,9	404,4 ± 586,9	19,3 ± 56,0	9,6 ± 40,9	9,6 ± 40,9	–	–	–
POA PRA	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	77,0 ± 135,9	19,3 ± 56,0	57,8 ± 132,9	86,7 ± 94,9	86,7 ± 94,9	–
POLY _o AVI	–	–	–	19,3 ± 56,0	19,3 ± 56,0	–	115,5 ± 283,0	115,5 ± 283,0	–
POPUL ALB	–	–	–	–	–	–	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–
PORTU OLE	–	–	–	19,3 ± 56,0	19,3 ± 56,0	–	115,5 ± 283,0	115,5 ± 283,0	–
POTEN ARG	–	–	–	28,9 ± 89,2	28,9 ± 89,2	–	28,9 ± 70,8	–	28,9 ± 70,8
POTEN REC	–	–	–	–	–	–	86,7 ± 145,0	57,8 ± 89,5	28,9 ± 70,8
RANUN ACR	–	–	–	9,6 ± 40,9	–	9,6 ± 40,9	–	–	–
RANUN AUR	260,0 ± 406,5	260,0 ± 406,5	–	–	–	–	–	–	–
RANUN REP	86,7 ± 145,0	86,7 ± 145,0	–	115,5 ± 291,2	38,5 ± 95,0	77,0 ± 207,8	–	–	–
ROSA GAL	–	–	–	9,6 ± 40,9	9,6 ± 40,9	–	–	–	–
SILEN ALB	–	–	–	9,6 ± 40,9	9,6 ± 40,9	–	115,5 ± 141,5	86,7 ± 145,0	28,9 ± 70,8
SILEN OTI	–	–	–	9,6 ± 40,9	–	9,6 ± 40,9	115,5 ± 283,0	115,5 ± 283,0	–
SILEN VUL	–	–	–	–	–	–	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–
SOLID CAN	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	–	28,9 ± 89,2	28,9 ± 89,2	–	–	–	–
SONCH ARV	–	–	–	9,6 ± 40,9	9,6 ± 40,9	–	–	–	–
STELL MED	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	48,1 ± 99,6	9,6 ± 40,9	38,5 ± 95,0	173,3 ± 268,5	57,8 ± 89,5	115,5 ± 209,9
TARAX OFF	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	48,1 ± 99,6	28,9 ± 89,2	19,3 ± 56,0	–	–	–
THALI LUC	231,1 ± 260,9	202,2 ± 255,1	28,9 ± 70,8	163,7 ± 343,9	144,4 ± 274,0	19,3 ± 81,7	–	–	–
TRIFO REP	28,9 ± 70,8	–	28,9 ± 70,8	19,3 ± 56,0	19,3 ± 56,0	–	–	–	–
TYPHA ANG	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	–	–	–	–	–	–
VERBA BLA	–	–	–	19,3 ± 56,0	9,6 ± 40,9	9,6 ± 40,9	28,9 ± 70,8	–	28,9 ± 70,8
VERBA PHO	–	–	–	9,6 ± 40,9	9,6 ± 40,9	–	86,7 ± 212,3	86,7 ± 212,3	–
VERON CHA	–	–	–	19,3 ± 56,0	19,3 ± 56,0	–	28,9 ± 70,8	–	28,9 ± 70,8
VERON ORC	–	–	–	–	–	–	86,7 ± 212,3	86,7 ± 212,3	–
VICIA CRA	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	–	–	–	–	–	–
VICIA HIR	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	–	–	–	–	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–
VIOLA HIR	–	–	–	9,6 ± 40,9	–	9,6 ± 40,9	–	–	–
Σ	17129,6 ± 10372,7	14240,9 ± 8666,9	2888,6 ± 1959,8	14423,9 ± 6659,3	10591,6 ± 5131,1	3832,2 ± 2354,7	3697,4 ± 4130,2	3004,2 ± 3644,9	693,3 ± 701,9

Jelkulcs: N – mintaelemszám, F – a talaj felső, azaz 0–5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag ± szórás. A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben.

M30. melléklet. A 2 megmintázott talajréteg (0—5 és 5—10 cm közötti mélységintervallum) gyeptípusonkénti, magbank szempontú statisztikai összevetésének folyamatábrája az eredményekkel – Sajókápolna.

Statisztika: A próbákhoz a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns program eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Összevetés alapja		Csoportösszevetés				
Mintapár =Csoportok	Célváltozó	Páros t-próba				
		\bar{x}	\bar{d}	CI95%	t-érték	p-érték
NGyT_F, N=6 &NGyT_A, N=6	~ Magdenz. (d) [db/m ²] →	14241,0 2888,6	11352,0	3908,1 — 18797,0	-3,9	*
		Páros t-próba				
		\bar{x}	\bar{d}	CI95%	t-érték	p-érték
ÖGyT_F, N=18 &ÖGyT_A, N=18	~ →	10592,0 3832,2	6759,4	4569,2 — 8949,6	-6,5	***
		Wilcoxon-féle előjeles rangpróba				
		\bar{x}	\bar{d}	CI95%	z-érték	p-érték
SzGyT_F, N=6 &SzGyT_A, N=6	~ →	3004,2 693,3	2310,9	-1089,3 — 5711,1	2,2	*
Mintapár =Csoportok	Célváltozó	Páros t-próba				
		\bar{x}	\bar{d}	CI95%	t-érték	p-érték
NGyT_F, N=6 &NGyT_A, N=6	~ Fajsám (S) [db] →	9,5 4,7	4,8	3,6 — 6,1	-10,1	***
		Wilcoxon-féle előjeles rangpróba				
		\bar{x}	\bar{d}	CI95%	z-érték	p-érték
ÖGyT_F, N=18 &ÖGyT_A, N=18	~ →	8,1 6,1	2,0	0,6 — 3,4	2,6	**
		Páros t-próba				
		\bar{x}	\bar{d}	CI95%	t-érték	p-érték
SzGyT_F, N=6 &SzGyT_A, N=6	~ →	7,0 2,5	4,5	0,2 — 8,8	-2,7	*

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, N – mintaelemszám, & – párosított minták jelölésére alkalmazott jel, ~ – a csoport és a célváltozó összekötése az elemzéshez, \bar{x} – mintaátlag, \bar{d} – különbségek átlaga, CI95% – 95%-os konfidencia intervallum, * – p<0,05, ** – p<0,01, *** – p<0,001.

M31. melléklet. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank életforma spektrumának alaptáblázata a magdenzitás és a fajszám alapján, relatív és alapadatok szerint, gyeptípusonkénti bontásban – Sajókápolna.

		Életforma kategóriák (ÉFO)										Σ	
		1 évesek		2 évesek		Évelők							
		Th	TH	Ch	G	H	H-Ch	H-G	H-HH	HH	M		MM-M
NGyT_F+A	Fajszám (S) [db]	3,0	1,0	0,0	1,0	21,0	0,0	0,0	1,0	2,0	0,0	0,0	29,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	2859,7	28,9	0,0	173,3	3466,4	0,0	0,0	9879,1	722,2	0,0	0,0	17129,6
	Rel. csop.részesed.[%]	10,3	3,4	0,0	3,4	72,4	0,0	0,0	3,4	6,9	0,0	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	16,7	0,2	0,0	1,0	20,2	0,0	0,0	57,7	4,2	0,0	0,0	100,0
NGyT_F	Fajszám (S) [db]	3,0	1,0	0,0	1,0	18,0	0,0	0,0	1,0	2,0	0,0	0,0	26,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	2339,8	28,9	0,0	86,7	2570,9	0,0	0,0	8492,6	722,2	0,0	0,0	14240,9
	Rel. csop.részesed.[%]	10,3	3,4	0,0	3,4	62,1	0,0	0,0	3,4	6,9	0,0	0,0	89,7
	Rel. csop.tömeg [%]	13,7	0,2	0,0	0,5	15,0	0,0	0,0	49,6	4,2	0,0	0,0	83,1
NGyT_A	Fajszám (S) [db]	2,0	0,0	0,0	1,0	8,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	12,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	520,0	0,0	0,0	86,7	895,5	0,0	0,0	1386,5	0,0	0,0	0,0	2888,6
	Rel. csop.részesed.[%]	6,9	0,0	0,0	3,4	27,6	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	41,4
	Rel. csop.tömeg [%]	3,0	0,0	0,0	0,5	5,2	0,0	0,0	8,1	0,0	0,0	0,0	16,9
ÖGyT_F+A	Fajszám (S) [db]	5,0	3,0	1,0	2,0	32,0	1,0	1,0	2,0	1,0	1,0	0,0	49,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	9734,7	86,7	19,3	173,3	2243,5	19,3	9,6	1704,3	423,7	9,6	0,0	14423,9
	Rel. csop.részesed.[%]	10,2	6,1	2,0	4,1	65,3	2,0	2,0	4,1	2,0	2,0	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	67,5	0,6	0,1	1,2	15,6	0,1	0,1	11,8	2,9	0,1	0,0	100,0
ÖGyT_F	Fajszám (S) [db]	5,0	3,0	1,0	1,0	26,0	1,0	0,0	1,0	1,0	1,0	0,0	40,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	7606,7	38,5	9,6	86,7	1222,9	19,3	0,0	1357,7	240,7	9,6	0,0	10591,6
	Rel. csop.részesed.[%]	10,2	6,1	2,0	2,0	53,1	2,0	0,0	2,0	2,0	2,0	0,0	81,6
	Rel. csop.tömeg [%]	52,7	0,3	0,1	0,6	8,5	0,1	0,0	9,4	1,7	0,1	0,0	73,4
ÖGyT_A	Fajszám (S) [db]	3,0	2,0	1,0	2,0	19,0	0,0	1,0	2,0	1,0	0,0	0,0	31,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	2128,0	48,1	9,6	86,7	1020,6	0,0	9,6	346,6	182,9	0,0	0,0	3832,2
	Rel. csop.részesed.[%]	6,1	4,1	2,0	4,1	38,8	0,0	2,0	4,1	2,0	0,0	0,0	63,3
	Rel. csop.tömeg [%]	14,8	0,3	0,1	0,6	7,1	0,0	0,1	2,4	1,3	0,0	0,0	26,6
SzGyT_F+A	Fajszám (S) [db]	6,0	2,0	0,0	1,0	17,0	1,0	0,0	1,0	0,0	0,0	2,0	30,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	1386,5	288,9	0,0	375,5	1386,5	28,9	0,0	144,4	0,0	0,0	86,7	3697,4
	Rel. csop.részesed.[%]	20,0	6,7	0,0	3,3	56,7	3,3	0,0	3,3	0,0	0,0	6,7	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	37,5	7,8	0,0	10,2	37,5	0,8	0,0	3,9	0,0	0,0	2,3	100,0
SzGyT_F	Fajszám (S) [db]	5,0	2,0	0,0	1,0	14,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	2,0	25,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	1242,1	144,4	0,0	173,3	1242,1	0,0	0,0	115,5	0,0	0,0	86,7	3004,2
	Rel. csop.részesed.[%]	16,7	6,7	0,0	3,3	46,7	0,0	0,0	3,3	0,0	0,0	6,7	83,3
	Rel. csop.tömeg [%]	33,6	3,9	0,0	4,7	33,6	0,0	0,0	3,1	0,0	0,0	2,3	81,3
SzGyT_A	Fajszám (S) [db]	2,0	2,0	0,0	1,0	5,0	1,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	12,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	144,4	144,4	0,0	202,2	144,4	28,9	0,0	28,9	0,0	0,0	0,0	693,3
	Rel. csop.részesed.[%]	6,7	6,7	0,0	3,3	16,7	3,3	0,0	3,3	0,0	0,0	0,0	40,0
	Rel. csop.tömeg [%]	3,9	3,9	0,0	5,5	3,9	0,8	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	18,8

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. Az ÉFO kategóriák RAUNKIAER (1934) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M11. mellékletben.

M32. melléklet. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank szociális magatartási típus spektrumának alaptáblázata a magdenzitás és a fajsúly alapján, relatív és alapadatok szerint, gyep típusonkénti bontásban – Sajókápolna.

		Szociális magatartási típusok a természetességi kategóriákkal (SzMT, P)							Σ
		Kompetitorok		Stressztűrők		Ruderálisok			
		C, 5	S, 6	G, 4	DT, 2	W, 1	RC, -2	AC, -3	
NGyT_F+A	Fajsúly (S) [db]	2,0	1,0	8,0	11,0	3,0	2,0	2,0	29,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	722,2	260,0	12507,8	606,6	751,0	57,8	2224,2	17129,6
	Rel. csop.részesed. [%]	6,9	3,4	27,6	37,9	10,3	6,9	6,9	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	4,2	1,5	73,0	3,5	4,4	0,3	13,0	100,0
NGyT_F	Fajsúly (S) [db]	2,0	1,0	7,0	10,0	3,0	1,0	2,0	26,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	722,2	260,0	10341,3	462,2	635,5	28,9	1790,9	14240,9
	Rel. csop.részesed. [%]	6,9	3,4	24,1	34,5	10,3	3,4	6,9	89,7
	Rel. csop.tömeg [%]	4,2	1,5	60,4	2,7	3,7	0,2	10,5	83,1
NGyT_A	Fajsúly (S) [db]	0,0	0,0	5,0	3,0	2,0	1,0	1,0	12,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	0,0	0,0	2166,5	144,4	115,5	28,9	433,3	2888,6
	Rel. csop.részesed. [%]	0,0	0,0	17,2	10,3	6,9	3,4	3,4	41,4
	Rel. csop.tömeg [%]	0,0	0,0	12,6	0,8	0,7	0,2	2,5	16,9
ÖGyT_F+A	Fajsúly (S) [db]	2,0	0,0	15,0	19,0	7,0	3,0	3,0	49,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	442,9	0,0	2869,4	1174,7	327,4	77,0	9532,5	14423,9
	Rel. csop.részesed. [%]	4,1	0,0	30,6	38,8	14,3	6,1	6,1	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	3,1	0,0	19,9	8,1	2,3	0,5	66,1	100,0
ÖGyT_F	Fajsúly (S) [db]	1,0	0,0	11,0	17,0	6,0	2,0	3,0	40,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	240,7	0,0	1935,4	674,0	192,6	48,1	7500,8	10591,6
	Rel. csop.részesed. [%]	2,0	0,0	22,4	34,7	12,2	4,1	6,1	81,6
	Rel. csop.tömeg [%]	1,7	0,0	13,4	4,7	1,3	0,3	52,0	73,4
ÖGyT_A	Fajsúly (S) [db]	2,0	0,0	10,0	12,0	3,0	2,0	2,0	31,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	202,2	0,0	934,0	500,7	134,8	28,9	2031,7	3832,2
	Rel. csop.részesed. [%]	4,1	0,0	20,4	24,5	6,1	4,1	4,1	63,3
	Rel. csop.tömeg [%]	1,4	0,0	6,5	3,5	0,9	0,2	14,1	26,6
SzGyT_F+A	Fajsúly (S) [db]	3,0	0,0	9,0	11,0	2,0	3,0	2,0	30,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	115,5	0,0	808,8	1242,1	231,1	202,2	1097,7	3697,4
	Rel. csop.részesed. [%]	10,0	0,0	30,0	36,7	6,7	10,0	6,7	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	3,1	0,0	21,9	33,6	6,3	5,5	29,7	100,0
SzGyT_F	Fajsúly (S) [db]	3,0	0,0	8,0	8,0	2,0	2,0	2,0	25,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	115,5	0,0	722,2	808,8	202,2	173,3	982,1	3004,2
	Rel. csop.részesed. [%]	10,0	0,0	26,7	26,7	6,7	6,7	6,7	83,3
	Rel. csop.tömeg [%]	3,1	0,0	19,5	21,9	5,5	4,7	26,6	81,3
SzGyT_A	Fajsúly (S) [db]	0,0	0,0	3,0	6,0	1,0	1,0	1,0	12,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	0,0	0,0	86,7	433,3	28,9	28,9	115,5	693,3
	Rel. csop.részesed. [%]	0,0	0,0	10,0	20,0	3,3	3,3	3,3	40,0
	Rel. csop.tömeg [%]	0,0	0,0	2,3	11,7	0,8	0,8	3,1	18,8

Jelkulcs: NGyT – nedves gyep típus, ÖGyT – ökoton gyep típus, SzGyT – száraz gyep típus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. Az SzMT kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M12. mellékletben.

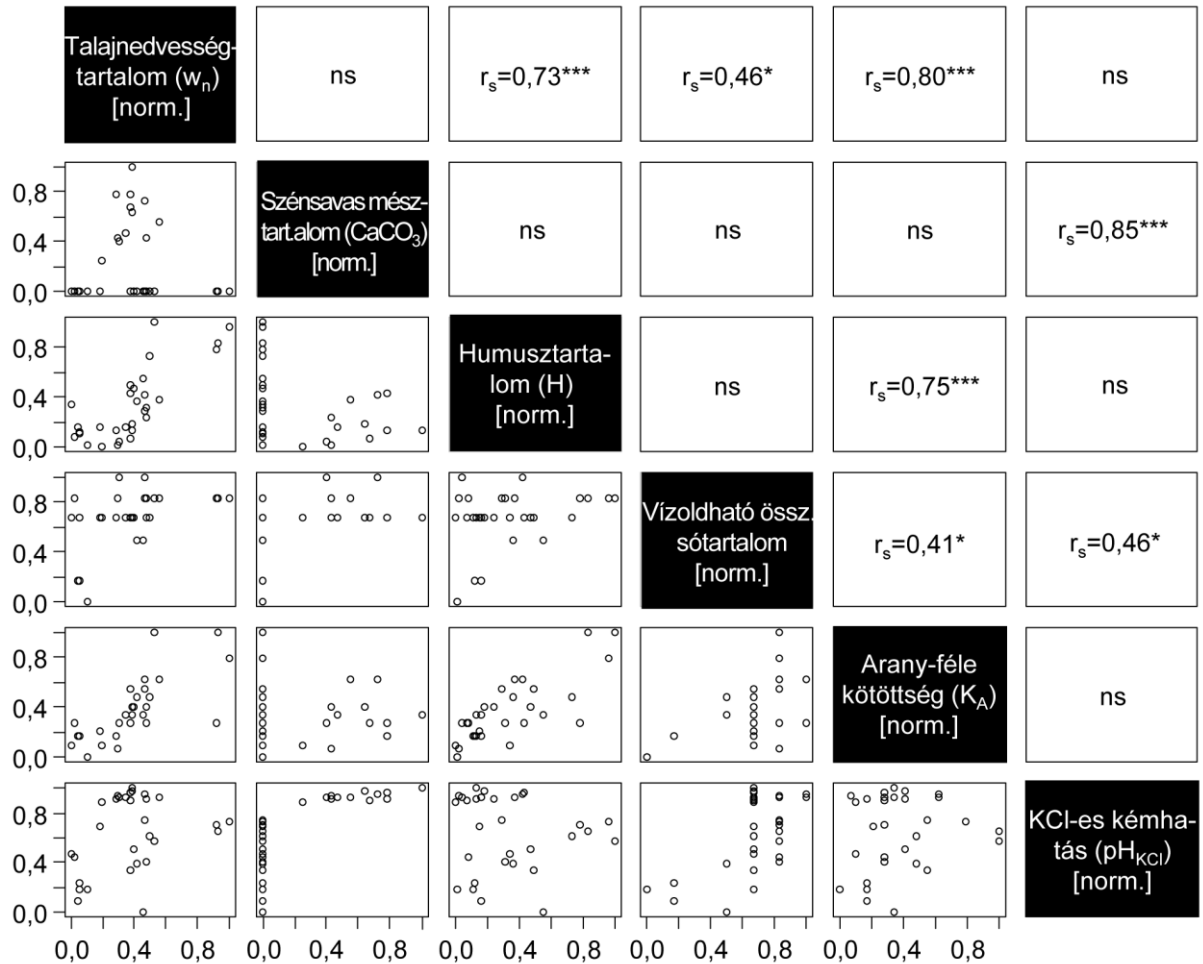
M33. melléklet. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank nedvességigény spektrumának alaptáblázata a magdenzitás és a fajsúly alapján, relatív és alapadatok szerint, gyeptípusonkénti bontásban – Sajókápolna.

		Nedvességigény kategóriák (WB)									Σ
		2	3	4	5	6	7	8	9	10	
NGyT_F+A	Fajsúly (S) [db]	2,0	1,0	4,0	6,0	3,0	5,0	5,0	2,0	1,0	29,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	86,7	57,8	779,9	231,1	317,7	2859,7	2195,4	10572,4	28,9	17129,6
	Rel. csop.részesed. [%]	6,9	3,4	13,8	20,7	10,3	17,2	17,2	6,9	3,4	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	0,5	0,3	4,6	1,3	1,9	16,7	12,8	61,7	0,2	100,0
NGyT_F	Fajsúly (S) [db]	2,0	1,0	4,0	3,0	3,0	5,0	5,0	2,0	1,0	26,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	86,7	57,8	664,4	115,5	317,7	2022,0	1762,1	9185,8	28,9	14240,9
	Rel. csop.részesed. [%]	6,9	3,4	13,8	10,3	10,3	17,2	17,2	6,9	3,4	89,7
	Rel. csop.tömeg [%]	0,5	0,3	3,9	0,7	1,9	11,8	10,3	53,6	0,2	83,1
NGyT_A	Fajsúly (S) [db]	0,0	0,0	2,0	4,0	0,0	3,0	2,0	1,0	0,0	12,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	0,0	0,0	115,5	115,5	0,0	837,7	433,3	1386,5	0,0	2888,6
	Rel. csop.részesed. [%]	0,0	0,0	6,9	13,8	0,0	10,3	6,9	3,4	0,0	41,4
	Rel. csop.tömeg [%]	0,0	0,0	0,7	0,7	0,0	4,9	2,5	8,1	0,0	16,9
ÖGyT_F+A	Fajsúly (S) [db]	5,0	3,0	9,0	9,0	3,0	9,0	9,0	2,0	0,0	49,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	317,7	38,5	452,6	260,0	173,3	10273,9	789,6	2118,3	0,0	14423,9
	Rel. csop.részesed. [%]	10,2	6,1	18,4	18,4	6,1	18,4	18,4	4,1	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	2,2	0,3	3,1	1,8	1,2	71,2	5,5	14,7	0,0	100,0
ÖGyT_F	Fajsúly (S) [db]	4,0	2,0	8,0	9,0	3,0	6,0	6,0	2,0	0,0	40,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	192,6	19,3	337,0	173,3	86,7	7760,8	423,7	1598,4	0,0	10591,6
	Rel. csop.részesed. [%]	8,2	4,1	16,3	18,4	6,1	12,2	12,2	4,1	0,0	81,6
	Rel. csop.tömeg [%]	1,3	0,1	2,3	1,2	0,6	53,8	2,9	11,1	0,0	73,4
ÖGyT_A	Fajsúly (S) [db]	3,0	2,0	3,0	5,0	2,0	7,0	7,0	2,0	0,0	31,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	125,2	19,3	115,5	86,7	86,7	2513,1	365,9	520,0	0,0	3832,2
	Rel. csop.részesed. [%]	6,1	4,1	6,1	10,2	4,1	14,3	14,3	4,1	0,0	63,3
	Rel. csop.tömeg [%]	0,9	0,1	0,8	0,6	0,6	17,4	2,5	3,6	0,0	26,6
SzGyT_F+A	Fajsúly (S) [db]	4,0	7,0	5,0	6,0	2,0	4,0	1,0	1,0	0,0	30,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	317,7	317,7	404,4	808,8	115,5	1559,9	28,9	144,4	0,0	3697,4
	Rel. csop.részesed. [%]	13,3	23,3	16,7	20,0	6,7	13,3	3,3	3,3	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	8,6	8,6	10,9	21,9	3,1	42,2	0,8	3,9	0,0	100,0
SzGyT_F	Fajsúly (S) [db]	3,0	5,0	4,0	5,0	2,0	4,0	1,0	1,0	0,0	25,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	288,9	231,1	346,6	635,5	115,5	1242,1	28,9	115,5	0,0	3004,2
	Rel. csop.részesed. [%]	10,0	16,7	13,3	16,7	6,7	13,3	3,3	3,3	0,0	83,3
	Rel. csop.tömeg [%]	7,8	6,3	9,4	17,2	3,1	33,6	0,8	3,1	0,0	81,3
SzGyT_A	Fajsúly (S) [db]	1,0	3,0	2,0	3,0	0,0	2,0	0,0	1,0	0,0	12,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	28,9	86,7	57,8	173,3	0,0	317,7	0,0	28,9	0,0	693,3
	Rel. csop.részesed. [%]	3,3	10,0	6,7	10,0	0,0	6,7	0,0	3,3	0,0	40,0
	Rel. csop.tömeg [%]	0,8	2,3	1,6	4,7	0,0	8,6	0,0	0,8	0,0	18,8

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

M34—M35.

M34. melléklet. A talajparaméterek közötti kapcsolatok, páronkénti megfigyelések alapján – Sajókapolna. A talajparaméterek a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkoznak. Statisztika: A mátrix felső háromszöge Spearman-féle rangkorrelációs mátrix, az ábra alsó háromszöge szórásdiagram mátrix, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A mátrix átlósan futó kategóriarácsában olvashatók a korrelációs számítás változói, amelyek megadják a szórásdiagramok X-Y tengelyfeliratait is. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.



Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, r_s – Spearman-féle rangkorrelációs együttható, ns – nem szignifikáns, * – $p < 0,05$, *** – $p < 0,001$.

M35. melléklet. A vegetáció és a talajrendszer közötti kapcsolat többlépcsős elemzésének folyamatábrája az eredményekkel – Sajókápolna. A talajparaméterek a talaj 0–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkoznak.

Statistika: Általánosított legkisebb négyzetek (generalized least squares, GLS) módszer alapú lineáris regressziós modell, amelyhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Bemeneti adatkombinációk		GLS módszer alapú lineáris regressziós modell		
Célváltozó (Y) [norm.]	Háttérváltozók (X) [norm.]	Regressziós illesztés, $Y=a+(b \times X)$		AIC
		Meredekség (b)	Y tengelymetszet (a)	
Borítás (D), N=30	~ Talaj 1. főkomponense (PC1) +Talaj 2. főkomponense (PC2)	0,07*** -0,07*	0,32***	18,6
	~ Talajnedvesség-tart. (w_n) +Szénsavas mésztart. (CaCO_3)	-0,37*** 0,37**	0,34***	4,2
	~ Talajnedvesség-tart. (w_n) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	-0,62*** ns	0,44***	10,2
	~ Humusztartalom (H) +Szénsavas mésztart. (CaCO_3) +Vizoldható össz. sótartalom	-0,36* ns ns	0,46**	15,5
	~ Humusztartalom (H) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	-0,53*** ns	0,51***	14,5
	~ Arany-f. kötöttség (K_A) +Szénsavas mésztart. (CaCO_3)	ns 0,41**	0,25**	17,8
	~ Arany-f. kötöttség (K_A) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	-0,45* ns	0,37*	22,6
Fajsúly (S), N=30	~ Talaj 1. főkomponense (PC1) +Talaj 2. főkomponense (PC2)	0,05* ns	0,55***	6,8
	~ Talajnedvesség-tart. (w_n) +Szénsavas mésztart. (CaCO_3)	-0,39** 0,25*	0,63***	-4,7
	~ Talajnedvesség-tart. (w_n) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	-0,45** ns	0,60***	-1,4
	~ Humusztartalom (H) +Szénsavas mésztart. (CaCO_3) +Vizoldható össz. sótartalom	ns 0,27* ns	0,76***	-0,1
	~ Humusztartalom (H) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	-0,30* ns	0,63***	2,3
	~ Arany-f. kötöttség (K_A) +Szénsavas mésztart. (CaCO_3)	ns 0,23*	0,56***	1,8
	~ Arany-f. kötöttség (K_A) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	ns ns	0,58***	5,2

Jelkulcs: norm. – 0–1 közé normált adatsor, N – mintaelemszám, ~ – a háttér- és a célváltozó összekötése az modellhez, + – a különböző háttérváltozók összekapcsolása a modellben való együttes figyelembevételhez, ns – nem szignifikáns, * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$, *** – $p < 0,001$, AIC – Akaike információs kritérium.

M36.

M36. melléklet. A magbank és a talajrendszer közötti kapcsolat többlépcsős elemzésének folyamatábrája az eredményekkel – Sajókápolna. Mindegyik változó a talaj 0–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statiztika: Általánosított legkisebb négyzetek (generalized least squares, GLS) módszer alapú lineáris regressziós modell, amelyhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

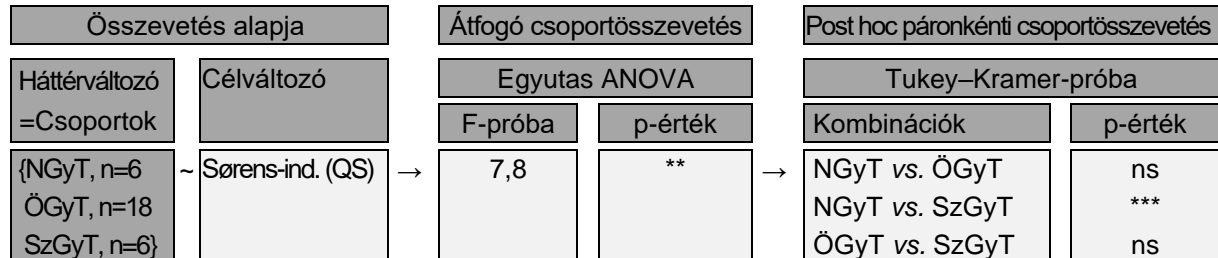
Bemeneti adatkombinációk		GLS módszer alapú lineáris regressziós modell		
Célváltozó (Y) [norm.]	Háttérváltozók (X) [norm.]	Regressziós illesztés, $Y=a+(b \times X)$		AIC
		Merekség (b)	Y tengelymetszet (a)	
Magdenz. (d), N=30	Talaj 1. főkomponense (PC1) +Talaj 2. főkomponense (PC2)	-0,09*** ns	0,37***	13,5
	Talajnedvesség-tart. (w_n) +Szénsavas mésztart. (CaCO_3)	0,59*** 0,29*	ns	5,2
	Talajnedvesség-tart. (w_n) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	0,48** 0,32*	ns	5,2
	Humusztartalom (H) +Szénsavas mésztart. (CaCO_3) +Vízoldható össz. sótartalom	ns 0,38** ns	ns	13,0
	Humusztartalom (H) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	ns 0,48***	ns	9,3
	Arany-f. kötöttség (K_A) +Szénsavas mésztart. (CaCO_3)	0,67*** 0,38**	ns	8,9
	Arany-f. kötöttség (K_A) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	0,50** 0,39**	ns	7,3
Fajsza (S), N=30	Talaj 1. főkomponense (PC1) +Talaj 2. főkomponense (PC2)	ns ns	0,50***	26,0
	Talajnedvesség-tart. (w_n) +Szénsavas mésztart. (CaCO_3)	0,32* ns	0,34**	16,0
	Talajnedvesség-tart. (w_n) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	ns ns	0,37**	16,8
	Humusztartalom (H) +Szénsavas mésztart. (CaCO_3) +Vízoldható össz. sótartalom	ns ns ns	0,40*	21,5
	Humusztartalom (H) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	ns ns	0,40**	19,5
	Arany-f. kötöttség (K_A) +Szénsavas mésztart. (CaCO_3)	ns ns	0,50***	20,6
	Arany-f. kötöttség (K_A) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	ns ns	0,49***	20,6

Jelkulcs: norm. – 0–1 közé normált adatsor, N – mintaelemszám, ~ – a háttér- és a célváltozó összekötése az modellhez, + – a különböző háttérváltozók összekapcsolása a modellben való együttes figyelembevételhez, ns – nem szignifikáns, * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$, *** – $p < 0,001$, AIC – Akaike információs kritérium.

M37—M38.

M37. melléklet. A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus Sørensen-index szempontú statisztikai összevetésének folyamatábrája az eredményekkel, ahol a hasonlósági index a vegetáció és a magbank közötti florisztikai hasonlóságot fejezi ki – Sajókápolna. A magbank a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: Az elemzésekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns program eszköztárat ld. az M14. mellékletben.



Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, n – a csoport mintaelemszáma, {...} – egymástól független csoportokat definiáló nominális változó (másnéven csoportosító változó) esetén alkalmazott jelpár, amely a változó értékeit fűzi össze, ahol a változó értékei az egyes csoportok, ~ – a háttér- és a célváltozó összekötése az elemzéshez, ns – nem szignifikáns, ** – $p < 0,01$, *** – $p < 0,001$.

M38. melléklet. A gyeptípusonként értett csak vegetáció, csak magbank és vegetáció—magbank közös fajok – Sajókápolna. A magbank a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Nedves gyeptípus (NGyT)			Ökoton gyeptípus (ÖGyT)			Száras gyeptípus (SzGyT)		
Csak V	Csak M	V—M közös	Csak V	Csak M	V—M közös	Csak V	Csak M	V—M közös
AGRIM EUP	ANAGA ARV	ACHIL COL	AGRIM EUP	AGROT STO	ACHIL COL	ACHIL COL	BETUL PEN	CALAM EPI
ALOPE PRA	ARTEM VUL	CALAM EPI	ALOPE PRA	ANAGA ARV	AJUGA GEN	ALOPE PRA	CAREX DIS	CAREX HIR
CALYS SEP	CARDA PRA	CAREX ACU	ARRHE ELA	CARDA PRA	ARTEM VUL	ARENA SER	CAREX PAI	FRAGA VIR
CAREX VUL	CLINO VUL	CAREX HIR	BROMU INE	CONYZ CAN	CAREX ACU	ARRHE ELA	CHENO ALB	POA PRA
CIRSI ARV	JUNCU ART	DACTY GLO	CALAM EPI	EUPAT CAN	CAREX HIR	ASPAR OFF	DIGIT SAN	SILEN OTI
CIRSI CAN	JUNCU TEu	ERIGE ANN	CALYS SEP	GLECH HED	CAREX PAI	BETON OFF	ERIGE ANN	VERBA PHO
COLCH AUT	LEUCA VUL	KNAUT ARV	CAREX PRA	JUNCU ART	CAREX VUL	BRACH PIN	HYPER PER	VERON CHA
DAUCU CAR	PICRI HIE	LYCHN FLO	CAREX TOM	JUNCU INF	CIRSI CAN	CAREX PRA	JUNCU ART	VICIA HIR
DORON HUN	RANUN REP	LYTHR SAL	CIRSI ARV	JUNCU TEu	CONVO ARV	CIRSI ARV	LEUCA VUL	–
EQUIS ARV	SOLID CAN	Plysi LON	CIRSI ERI	MEDIC LUP	ERIGE ANN	CLEMA REC	LOTUS COR	–
EQUIS PAL	STELL MED	POA PRA	COLCH AUT	POLYo AVI	GALIU BOR	COLCH AUT	LYCHN FLO	–
EUPHO EPI	TARAX OFF	RANUN AUR	CRATA MON	PORTU OLE	KNAUT ARV	CONVO ARV	LYTHR SAL	–
FICAR VER	TRIFO REP	THALI LUC	CREPI BIE	POTEN ARG	LEUCA VUL	DACTY GLO	Plysi ORC	–
FILIP ULM	TYPHA ANG	–	DACTY GLO	SILEN ALB	LYCHN FLO	DIANT GIG	POLYo AVI	–
FILIP VUL	VICIA CRA	–	DAUCU CAR	SILEN OTI	LYSIM NUM	ELYMU REP	POPUL ALB	–
FRAGA VIR	VICIA HIR	–	EPILO OBS	STELL MED	LYTHR SAL	EQUIS ARV	PORTU OLE	–
GALIU BOR	–	–	EQUIS ARV	–	PICRI HIE	EUPHO VIR	POTEN ARG	–
INULA SAL	–	–	EQUIS PAL	–	PLANT MAJ	FALCA VUL	POTEN REC	–
LATHY PAL	–	–	EUPHO VIR	–	PLANT MED	FESTU RUP	SILEN ALB	–
LATHY PRA	–	–	FESTU PRA	–	Plysi LON	FILIP VUL	SILEN VUL	–
LYSIM VUL	–	–	FESTU RUP	–	POA PRA	GALIU VER	STELL MED	–
MENTH AQU	–	–	FILIP ULM	–	RANUN ACR	INULA SAL	VERBA BLA	–
PEUCE ALS	–	–	FILIP VUL	–	RANUN REP	KNAUT ARV	–	–
POA TRI	–	–	FRAGA VIR	–	ROSA GAL	KOELE CRI	–	–
PULMO MOL	–	–	GALIU VER	–	SOLID CAN	LATHY LAT	–	–
RANUN ACR	–	–	INULA SAL	–	SONCH ARV	LATHY PRA	–	–
SERRA TIN	–	–	LATHY PRA	–	TARAX OFF	LATHY TUB	–	–
SYMPH OFF	–	–	LATHY TUB	–	THALI LUC	LINAR VUL	–	–
SYMPH TUB	–	–	LEONT HIS	–	TRIFO REP	PEUCE ALS	–	–
TRIFO HYB	–	–	LYCHN VIS	–	VERBA BLA	PEUCE CER	–	–
VIOLA HIR	–	–	LYSIM VUL	–	VERBA PHO	PIMPI SAX	–	–

–	–	–	MYOSO STR	–	VERON CHA	POTEN ALB	–	–	
–	–	–	ONONI SPa	–	VIOLA HIR	PULMO MOL	–	–	
–	–	–	PEUCE ALS	–	–	RANUN ACR	–	–	
–	–	–	PEUCE CER	–	–	RANUN FIC	–	–	
–	–	–	PIMPI SAX	–	–	ROSA GAL	–	–	
–	–	–	PLANT LAN	–	–	RUMEX AQU	–	–	
–	–	–	POTEN REP	–	–	SALVI PRA	–	–	
–	–	–	PULMO MOL	–	–	SECUR VAR	–	–	
–	–	–	RANUN AUR	–	–	SERRA TIN	–	–	
–	–	–	RUMEX ACE	–	–	THESI LIN	–	–	
–	–	–	SALIX CAP	–	–	THYMU GLA	–	–	
–	–	–	SALIX CIN	–	–	TRIFO ALP	–	–	
–	–	–	SALVI PRA	–	–	TRIFO CAM	–	–	
–	–	–	SCUTE HAS	–	–	TRIFO MON	–	–	
–	–	–	SERRA TIN	–	–	TRISE FLA	–	–	
–	–	–	SOLID GIG	–	–	VICIA CRA	–	–	
–	–	–	SYMPH OFF	–	–	–	–	–	
–	–	–	SYMPH TUB	–	–	–	–	–	
–	–	–	THALI FLA	–	–	–	–	–	
–	–	–	TRAGO ORI	–	–	–	–	–	
–	–	–	TRIFO ALP	–	–	–	–	–	
–	–	–	TRIFO CAM	–	–	–	–	–	
–	–	–	TRIFO PRA	–	–	–	–	–	
–	–	–	TRISE FLA	–	–	–	–	–	
–	–	–	VICIA ANG	–	–	–	–	–	
–	–	–	VICIA HIR	–	–	–	–	–	
–	–	–	VICIA SEP	–	–	–	–	–	
Σ	31 db	16 db	13 db	58 db	16 db	33 db	47 db	22 db	8 db

Jelkulcs: V – vegetáció, M – magbank. A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben.

M39.

M39. melléklet. Talaj alapadatok: A kvadrátok talajának 0—10 cm közötti mélységintervallumból gyűjtött minták laboratóriumi vizsgálatának (saját, ill. HL-LAB Környezetvédelmi és Talajvizsgáló Laboratórium) eredményei – Tihany.

Kvadrát	Talajnedvesség-tart. (w_{sz})			CaCO ₃ tart. [m/m%]	Humusztart. (H) [m/m%]	Vízoldható össz. só tart. [m/m%]	Arany-f. kötöttség (K_A)	KCl-es kémhatás (pH_{KCl})
	2012-06	2012-07	2013-10					
01.A.	26,14	21,34	32,43	19,90	8,38	0,15	44	7,37
01.B.	21,61	17,30	32,53	18,90	8,01	0,14	44	7,60
01.C.	26,54	18,72	34,59	24,20	3,02	0,14	43	7,88
02.A.	12,07	18,45	30,53	19,70	3,44	0,08	45	7,69
02.B.	21,79	17,44	29,68	14,00	4,67	0,07	55	7,38
02.C.	24,79	16,83	30,50	16,40	6,83	0,12	50	7,52
03.A.	24,72	16,65	32,30	20,10	4,67	0,04	49	7,31
03.B.	19,06	15,90	31,92	14,80	5,60	0,08	59	7,13
03.C.	19,23	11,04	29,12	19,30	3,38	0,05	52	7,26
04.A.	13,52	16,04	21,76	20,90	3,65	0,04	49	7,15
04.B.	19,45	13,38	25,65	18,10	3,64	0,03	51	7,13
04.C.	13,52	10,87	25,41	20,50	3,93	0,05	48	7,18
05.A.	16,43	12,19	29,48	22,20	3,26	0,03	42	7,13
05.B.	12,99	12,71	24,70	21,40	3,14	<0,02	46	7,16
05.C.	13,84	13,11	23,53	23,80	3,44	0,03	43	7,22
06.A.	17,63	11,36	25,47	26,70	4,19	0,02	48	7,30
06.B.	11,59	9,65	20,86	25,50	3,95	0,05	49	7,21
06.C.	10,89	13,53	23,98	25,50	3,43	0,03	43	7,28
07.A.	11,60	9,01	24,02	24,20	3,78	<0,02	45	7,26
07.B.	9,88	9,98	21,68	32,90	3,86	<0,02	47	7,17
07.C.	10,72	8,62	21,92	32,00	3,85	<0,02	46	7,14
08.A.	12,07	6,61	17,57	30,80	4,52	0,04	49	7,16
08.B.	8,87	7,08	18,34	34,10	3,60	0,02	45	7,22
08.C.	10,33	6,49	18,42	37,00	3,51	<0,02	42	7,21
09.A.	10,83	6,44	16,54	32,40	3,77	<0,02	44	7,19
09.B.	8,68	5,65	16,77	36,60	4,19	<0,02	45	7,20
09.C.	6,49	6,20	17,34	30,40	3,95	<0,02	44	7,18

Jelkulcs: CaCO₃ tart. – szén-savas mésztartalom. A kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

Szabványok: A talajnedvesség-tartalom esetében az MSZ-08-0205:1978; a CaCO₃ tartalom, a vízoldható össz. só tartalom, a pH_{KCl} esetében az MSZ-08-0206-2:1978; a humusztartalom esetében az MSZ-08-0210:1977 és MSZ-08-0452:1980; a K_A esetében az MSZ-08-0205:1978.

M40—M47.

M40. melléklet. Vegetáció alapadatok: A 2×2 m-es kvadrátokban végzett százalékos borításbecslés (tavasz, ősz) eredményei – Tihany. A táblázat a fajok 2 aspektusban becsült borításai közül a nagyobbakat tartalmazza.

A melléklet (Excel file) az ONLINE MELLÉKLETBEN érhető el [ide kattintva](#), vagy a következő linken: <https://bit.ly/3pdh8n4>.

Jelkulcs: A szám+betű szintaxissal jelölt kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

M41. melléklet. A lejtő mentén előre definiált 3 kvadrát-csoport megkülönböztethetősége a lokális talaj és vegetáció jellemzők alapján – Tihany.

Statisztika: Lineáris diszkriminancia-analízis (linear discriminant analysis, LDA), az elemzéshez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Bemeneti adatkombináció		Lineáris diszkriminancia-analízis (LDA)			Eltérés
Célváltozó =Csoportok	Háttérváltozók [norm.]	LD1 (84,1%)	LD2 (15,9%)	LD csoportok	Cél- vs. LD csoport
{1.: 6 kvadrát 2.: 15 kvadrát 3.: 6 kvadrát}	Talajnedvesség-tart. (w_{sz}) →	2,94	-5,51	1.: 6 kvadrát 2.: 13 kvadrát 3.: 8 kvadrát	±0 kvadrát -2 kvadrát +2 kvadrát
	+Szénsavas mésztart.($CaCO_3$)	2,78	3,17		
	+Humusztartalom (H)	-2,57	1,03		
	+Vízoldhatóössz. sótartalom	-2,87	2,24		
	+Arany-f. kötöttség (K_A)	1,17	0,49		
	+KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	-6,72	0,35		
	+Borítás (D)	-2,79	2,31		
	+Fajsúly (S)	3,37	-2,24		

Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, {...} – egymástól független csoportokat definiáló nominális változó (másnéven csoportosító változó) esetén alkalmazott jelpár, amely a változó értékeit fűzi össze, ahol a változó értékei az egyes csoportok, ~ – a háttér- és a célváltozó összekötése az elemzéshez, + – a különböző háttérváltozók összekapcsolása az elemzésben való együttes figyelembevételhez.

M42. melléklet. A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus vegetáció szempontú statisztikai összevetésének folyamatábrája az eredményekkel – Tihany.

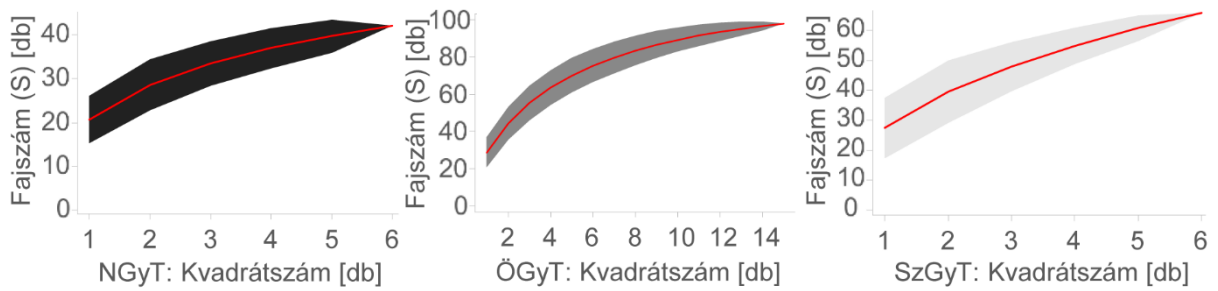
Statisztika: Az elemzésekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns program eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Összevetés alapja		Átfogó csoportösszevetés		Post hoc páronkénti csoportösszevetés	
Háttérváltozó =Csoportok {NGyT, n=6 ÖGyT, n=15 SzGyT, n=6}	Célváltozó	Egyutas ANOVA		Tukey–Kramer-próba	
	Borítás (D) [%]	F-érték	p-érték	Kombinációk	p-érték
		8,0	**	NGyT vs. ÖGyT	**
				NGyT vs. SzGyT	**
				ÖGyT vs. SzGyT	ns
	Célváltozó	Egyutas ANOVA		Tukey–Kramer-próba	
	Fajszaám (S) [db]	F-érték	p-érték	Kombinációk	p-érték
		8,0	**	NGyT vs. ÖGyT	**
				NGyT vs. SzGyT	*
				ÖGyT vs. SzGyT	ns

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, n – a csoport mintaelemszáma, {...} – egymástól független csoportokat definiáló nominális változó (másnéven csoportosító változó) esetén alkalmazott jelpár, amely a változó értékeit fűzi össze, ahol a változó értékei az egyes csoportok, ~ – a háttér- és a célváltozó összekötése az elemzéshez, ns – nem szignifikáns, * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$, *** – $p < 0,001$.

M43. melléklet. A vegetáció mintaelemszám-alapú fajszáma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Tihany.

Statisztika: Fajszámtelítődési görbe (species accumulation curve, SAC), kumulatív $S \pm SD$, amelyhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.



Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, $S \pm SD$ – fajszám \pm szórás.

M44. melléklet. A vegetáció fajainak gyeptípusonkénti borítása – Tihany.

Statisztika: $\bar{X} \pm SD$ számításához a mintaelemek az adott gyeptípusra reprezentatív kvadrátok voltak.

	Borítás (D) [%]								
	Nedves gyeptípus (NGyT), N=6			Ökoton gyeptípus (ÖGyT), N=15			Száras gyeptípus (SzGyT), N=6		
	\bar{X}	\pm	SD	\bar{X}	\pm	SD	\bar{X}	\pm	SD
ACHIL COL	0,33	\pm	0,82	8,45	\pm	8,41	9,75	\pm	3,31
AGRIM EUP	–			0,94	\pm	1,20	0,002	\pm	0,004
AGROt STO	2,00	\pm	4,00	–			–		
ALLIA PET	–			0,14	\pm	0,52	–		
AMBRO ART	–			0,33	\pm	0,72	–		
ANCHU OFF	–			–			0,02	\pm	0,04
ARCTI LAP	0,08	\pm	0,20	–			–		
ARENA SER	–			0,05	\pm	0,15	0,04	\pm	0,08
ARRHE ELA	0,83	\pm	2,04	0,29	\pm	0,82	0,25	\pm	0,61
ARTEM VUL	0,02	\pm	0,04	0,20	\pm	0,77	–		
ASPER CYN	–			–			0,14	\pm	0,33
ASTRA CIC	0,83	\pm	1,60	1,63	\pm	1,79	0,53	\pm	1,11
BOTHR ISC	–			–			0,02	\pm	0,04
BROMU STE	0,93	\pm	2,00	10,07	\pm	19,95	–		
CALYS SEP	4,17	\pm	3,60	0,07	\pm	0,26	–		
CAMEL SAT	–			0,001	\pm	0,003	0,02	\pm	0,04
CARDU ACA	0,02	\pm	0,04	1,11	\pm	1,93	1,14	\pm	1,71
CAREX MON	–			–			0,08	\pm	0,20
CAREX RIP	23,00	\pm	24,90	0,57	\pm	1,80	–		
CENTA JAC	–			0,001	\pm	0,003	–		
CERAS BRA	0,08	\pm	0,20	0,001	\pm	0,003	0,50	\pm	1,22
CHENO HYB	0,02	\pm	0,04	–			–		
CIRSI ARV	2,22	\pm	3,02	0,14	\pm	0,52	–		
CIRSI BRA	0,08	\pm	0,20	0,04	\pm	0,13	–		
CLEMA VIT	–			0,33	\pm	1,29	–		
CLINO VUL	–			0,01	\pm	0,05	–		
CONVO ARV	–			1,24	\pm	1,63	–		
CRATA MON	–			0,17	\pm	0,52	–		
CREPI BIE	3,00	\pm	3,95	0,07	\pm	0,26	–		
CRUCI LAE	–			0,01	\pm	0,04	–		
CUSCU EPt	–			–			0,67	\pm	1,63
CYNOD DAC	–			0,59	\pm	1,66	0,17	\pm	0,41
DACTY GLO	7,83	\pm	11,16	8,90	\pm	5,57	1,05	\pm	1,09
DAUCU CAR	0,18	\pm	0,40	0,01	\pm	0,03	–		
ECHIU VUL	–			0,01	\pm	0,03	3,50	\pm	4,18
ELYMU REP	0,17	\pm	0,41	8,42	\pm	10,93	3,18	\pm	7,75
EQUIS ARV	1,50	\pm	3,21	0,01	\pm	0,04	–		
ERIGE ANN	–			0,01	\pm	0,03	–		
EUPAT CAN	0,17	\pm	0,41	0,01	\pm	0,03	–		
EUPHO HEL	–			0,002	\pm	0,006	0,002	\pm	0,004
FALCA VUL	–			0,19	\pm	0,36	0,17	\pm	0,41
FESTU PRA	1,27	\pm	1,53	0,50	\pm	1,80	0,08	\pm	0,20
FESTU PSv	–			21,77	\pm	23,63	24,00	\pm	10,77
FRAGA VIR	–			0,47	\pm	1,13	4,50	\pm	7,74

GALIU APA	1,00	±	1,22	0,01	±	0,04	–
GALIU GLA	2,22	±	3,99	1,20	±	2,63	–
GALIU MOL	0,59	±	1,02	0,20	±	0,53	–
GALIU VER	0,28	±	0,60	3,90	±	4,29	5,33 ± 5,95
GEUM URB	–			0,01	±	0,03	–
GLECH HED	–			0,01	±	0,05	–
HELIC PUB	–			0,80	±	2,01	–
INULA OCU	–			0,07	±	0,15	–
KNAUT ARV	–			–			0,002 ± 0,004
LACTU SER	0,02	±	0,04	0,01	±	0,03	0,02 ± 0,04
LAMIU PUR	0,002	±	0,004	0,03	±	0,13	0,02 ± 0,04
LATHY PRA	1,05	±	0,55	0,02	±	0,05	–
LATHY TUB	–			0,01	±	0,05	–
LEONT HIS	–			0,15	±	0,52	–
LINAR GEN	–			0,01	±	0,03	0,002 ± 0,004
LINAR VUL	–			0,001	±	0,003	0,83 ± 2,04
LINUM AUS	–			0,13	±	0,30	0,22 ± 0,40
LITHO ARV	–			–			0,50 ± 0,55
LOLIU PER	0,02	±	0,04	0,09	±	0,23	–
LOTUS COR	–			0,81	±	2,56	0,002 ± 0,004
MEDIC FAL	–			2,75	±	7,63	4,32 ± 6,39
MEDIC LUP	–			0,14	±	0,34	0,27 ± 0,33
MEDIC MIN	–			–			2,50 ± 6,12
MEDIC SAT	–			0,74	±	1,62	0,17 ± 0,41
NONEA PUL	–			–			0,05 ± 0,08
ONONI SPa	–			0,14	±	0,29	0,25 ± 0,61
ORLAY GRA	–			0,02	±	0,08	0,003 ± 0,005
OROBA CAR	–			–			0,02 ± 0,04
PASTI SAT	4,78	±	5,55	0,18	±	0,36	–
PHALo ARU	6,35	±	7,85	–			–
PHRAG AUS	3,95	±	4,85	0,001	±	0,004	–
PICRI HIE	0,33	±	0,52	2,15	±	3,79	–
PIMPI SAX	–			1,37	±	2,16	1,75 ± 1,88
PLANT LAN	–			1,89	±	2,31	3,12 ± 3,13
PLANT MAJ	1,17	±	1,94	–			–
PLANT MED	–			1,21	±	1,76	0,40 ± 0,36
POA PRA	–			6,97	±	9,00	1,22 ± 1,06
POA TRI	12,42	±	15,49	–			–
PODOS CAN	–			0,001	±	0,003	–
POLYo AVI	–			0,21	±	0,77	0,02 ± 0,04
POTEN ARG	–			0,07	±	0,18	0,12 ± 0,20
POTEN REC	–			0,64	±	0,76	2,58 ± 2,54
POTEN REP	–			0,27	±	0,40	–
PRUNU SPI	–			0,55	±	2,06	0,002 ± 0,004
RANUN ACR	0,92	±	1,56	0,10	±	0,26	–
RANUN POL	–			0,10	±	0,28	–
ROSA CAN	–			0,03	±	0,13	0,20 ± 0,40
RUBUS CAE	–			1,11	±	1,62	0,17 ± 0,26
RUBUS IDA	–			1,80	±	4,28	–

RUMEX CRI	–	0,001 ± 0,004	–
SALVI NEM	–	0,21 ± 0,53	16,75 ± 19,71
SANGU MIN	–	2,22 ± 4,86	2,32 ± 2,97
SCABI OCH	–	0,08 ± 0,17	0,33 ± 0,38
SECUR VAR	1,67 ± 4,08	3,67 ± 4,89	1,48 ± 2,01
SILEN ALB	–	0,19 ± 0,38	0,02 ± 0,04
SONCH ARV	3,02 ± 2,57	–	–
STELL MED	–	0,05 ± 0,21	–
TARAX OFF	2,17 ± 1,33	0,71 ± 0,95	–
TEUCR CHA	–	0,56 ± 1,40	13,25 ± 18,81
THESI LIN	–	0,33 ± 0,79	0,03 ± 0,08
THLAS ARV	–	0,01 ± 0,03	0,02 ± 0,04
THYMU GLA	–	–	2,17 ± 4,02
TRIFO ALP	–	0,01 ± 0,05	–
TRIFO CAM	–	0,001 ± 0,003	–
TRIFO PRA	31,33 ± 22,72	0,58 ± 1,04	–
TRIFO REP	6,83 ± 13,88	0,38 ± 0,71	–
ULMUS MIN	–	–	0,02 ± 0,04
VERBA PHL	–	0,23 ± 0,78	–
VERBE OFF	–	0,08 ± 0,26	0,002 ± 0,004
VERON ARV	–	0,12 ± 0,27	0,03 ± 0,05
VERON POL	–	–	0,03 ± 0,08
VICIA ANG	8,92 ± 9,53	0,53 ± 1,23	0,04 ± 0,08
VICIA LAT	–	–	0,002 ± 0,004
VICIA PAN	–	–	0,28 ± 0,40
VIOLA HIR	–	0,002 ± 0,004	–
VIOLA KIT	–	–	0,002 ± 0,004
VITIS VIN	–	0,01 ± 0,05	–
Σ	137,75 ± 20,56	106,61 ± 16,59	110,63 ± 9,21

Jelkulcs: N – mintaelemszám, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag ± szórás. A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben.

M45. melléklet. A vegetáció életforma spektrumának alaptáblázata a borítás és a fajszám alapján, relatív és alapadatok szerint, gyeptípusonkénti bontásban – Tihany.

		Életforma kategóriák (ÉFO)												Σ
		1 évesek		2 évesek		Évelők								
		Th	TH	Ch	G	H	H-Ch	H-G	H-N	HH	HH-H	M	MM	
NGyT	Fajszám (S) [db]	7,0	5,0	0,0	3,0	24,0	0,0	0,0	0,0	2,0	1,0	0,0	0,0	42,0
	Borítás (D) [%]	14,0	0,4	0,0	3,9	86,2	0,0	0,0	0,0	27,0	6,4	0,0	0,0	137,8
	Rel. csop.részesed. [%]	16,7	11,9	0,0	7,1	57,1	0,0	0,0	0,0	4,8	2,4	0,0	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	10,1	0,3	0,0	2,8	62,6	0,0	0,0	0,0	19,6	4,6	0,0	0,0	100,0
ÖGyT	Fajszám (S) [db]	15,0	12,0	1,0	4,0	53,0	1,0	3,0	1,0	2,0	0,0	4,0	0,0	98,0
	Borítás (D) [%]	11,5	2,1	0,6	9,2	77,0	0,1	1,6	1,1	0,6	0,0	0,8	0,0	106,6
	Rel. csop.részesed. [%]	15,3	12,2	1,0	4,1	54,1	1,0	3,1	1,0	2,0	0,0	4,1	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	10,8	2,0	0,5	8,6	72,2	0,1	1,5	1,0	0,5	0,0	0,7	0,0	100,0
SzGyT	Fajszám (S) [db]	15,0	7,0	2,0	3,0	33,0	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	2,0	1,0	66,0
	Borítás (D) [%]	3,5	5,6	15,4	3,4	82,1	0,3	0,0	0,2	0,0	0,0	0,2	0,0	110,6
	Rel. csop.részesed. [%]	22,7	10,6	3,0	4,5	50,0	1,5	1,5	1,5	0,0	0,0	3,0	1,5	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	3,2	5,1	13,9	3,0	74,2	0,2	0,0	0,2	0,0	0,0	0,2	0,0	100,0

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus. Az ÉFO kategóriák RAUNKIAER (1934) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M11. mellékletben.

M46. melléklet. A vegetáció szociális magatartási típus spektrumának alaptáblázata a borítás és a fajszám alapján, relatív és alapadatok szerint, gyeptípusonkénti bontásban – Tihany.

		Szociális magatartási típusok a természetességi kategóriákkal (SzMT, P)									Σ
		Kompetitorok	Stressztűrők		Ruderálisok						
		C, 5	S, 6	G, 4	NP, 3	DT, 2	W, 1	I, -1	RC, -2	AC, -3	
NGyT	Fajszám (S) [db]	4,0	1,0	5,0	1,0	18,0	9,0	0,0	4,0	0,0	42,0
	Borítás (D) [%]	30,2	0,1	10,9	0,1	85,7	5,3	0,0	5,5	0,0	137,8
	Rel. csop.részesed. [%]	9,5	2,4	11,9	2,4	42,9	21,4	0,0	9,5	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	21,9	0,1	7,9	0,1	62,2	3,9	0,0	4,0	0,0	100,0
ÖGyT	Fajszám (S) [db]	5,0	2,0	21,0	2,0	41,0	16,0	2,0	7,0	2,0	98,0
	Borítás (D) [%]	23,4	0,1	16,9	0,1	41,6	2,1	0,8	21,4	0,3	106,6
	Rel. csop.részesed. [%]	5,1	2,0	21,4	2,0	41,8	16,3	2,0	7,1	2,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	21,9	0,1	15,9	0,1	39,0	2,0	0,7	20,1	0,3	100,0
SzGyT	Fajszám (S) [db]	3,0	1,0	17,0	5,0	23,0	13,0	1,0	3,0	0,0	66,0
	Borítás (D) [%]	24,1	0,1	31,9	1,0	43,9	6,0	0,2	3,4	0,0	110,6
	Rel. csop.részesed. [%]	4,5	1,5	25,8	7,6	34,8	19,7	1,5	4,5	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	21,8	0,1	28,8	0,9	39,7	5,5	0,2	3,0	0,0	100,0

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus. Az SzMT kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M12. mellékletben.

M47. melléklet. A vegetáció nedvességigény spektrumának alaptáblázata a borítás és a fajszám alapján, relatív és alapadatok szerint, gyeptípusonkénti bontásban – Tihany.

		Nedvességigény kategóriák (WB)										Σ
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
NGyT	Fajszám (S) [db]	0,0	2,0	4,0	7,0	10,0	8,0	6,0	0,0	3,0	2,0	42,0
	Borítás (D) [%]	0,0	2,6	9,0	6,5	16,6	48,0	17,6	0,0	10,6	27,0	137,8
	Rel. csop.részesed. [%]	0,0	4,8	9,5	16,7	23,8	19,0	14,3	0,0	7,1	4,8	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	0,0	1,9	6,6	4,7	12,1	34,8	12,7	0,0	7,7	19,6	100,0
ÖGyT	Fajszám (S) [db]	0,0	9,0	24,0	23,0	21,0	10,0	6,0	1,0	2,0	2,0	98,0
	Borítás (D) [%]	0,0	10,4	33,2	28,4	15,3	17,4	1,3	0,0	0,1	0,6	106,6
	Rel. csop.részesed. [%]	0,0	9,2	24,5	23,5	21,4	10,2	6,1	1,0	2,0	2,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	0,0	9,7	31,2	26,6	14,3	16,4	1,2	0,0	0,1	0,5	100,0
SzGyT	Fajszám (S) [db]	1,0	10,0	29,0	13,0	8,0	3,0	2,0	0,0	0,0	0,0	66,0
	Borítás (D) [%]	2,2	13,5	77,2	10,8	4,4	2,4	0,2	0,0	0,0	0,0	110,6
	Rel. csop.részesed. [%]	1,5	15,2	43,9	19,7	12,1	4,5	3,0	0,0	0,0	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	2,0	12,2	69,8	9,8	4,0	2,1	0,2	0,0	0,0	0,0	100,0

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus. A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

M48—M57.

M48. melléklet. Magbank alapadatok: A kvadrátok talajának 0—5—10 cm közötti mélységintervallumból vett minták (577 cm^3 , azaz $57,7 \text{ cm}^2$; kora tavasz) csíráztatásos vizsgálatának eredményei – Tihany.

A melléklet (Excel file) az ONLINE MELLÉKLETBEN érhető el [ide kattintva](#), vagy a következő linken: <https://bit.ly/3pdh8n4>.

Jelkulcs: F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. A szám+betű szintaxissal jelölt kvadrátok lejtőmenti pozícióját a kódok feloldásával ld. a 2. ábrán.

M49. melléklet. A 2 megmintázott talajréteg (0—5 és 5—10 cm közötti mélységintervallum) magbank szempontú statisztikai összevetésének folyamatábrája az eredményekkel – Tihany.

Statisztika: A próbákhoz a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns program eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Összevetés alapja		Csoportösszevetés				
Mintapár =Csoportok F, N=27 &A, N=27	Célváltozó	Wilcoxon-féle előjeles rangpróba				
	~ Magdenz. (d) [db/m ²] →	\bar{X}	\bar{d}	CI95%	z-érték	p-érték
		6708,0 2266,0	4442,1	2839,2 — 6044,9	4,4	***
	Célváltozó	Páros t-próba				
	~ Fajsám (S) [db] →	\bar{X}	\bar{d}	CI95%	t-érték	p-érték
		11,5 4,8	6,7	5,4 — 8,1	-10,2	***

Jelkulcs: F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, N – mintaelemszám, & – párosított minták jelölésére alkalmazott jel, ~ – a csoport és a célváltozó összekötése az elemzéshez, \bar{X} – mintaátlag, \bar{d} – különbségek átlaga, CI95% – 95%-os konfidencia intervallum, *** – p<0,001.

M50. melléklet. A fajok THOMPSON (1993) rendszerében értett magbank típusa a saját adatokon alapuló tipizálás szerint és referencia adatbázisok szerint – Tihany. A táblázat a mintaterületen megtalált, megbízhatóan tipizálható fajokat tartalmazza, ahol a megbízhatóság kritériumai az alábbiak voltak: a vegetációban való kizárólagos előfordulás esetén $\geq 1\%$ összborítással rendelkezzenek, a magbankban való megtalálás esetén ≥ 3 db öszmagszámmal legyenek reprezentálva. A fentiek (tipizálás, megbízhatóság) a teljes mintaterületi képviselő alapján értendőek.

	Saját adatok alapján				MT referencia adatbázisok alapján				Hiánypótló saját adat		
	V	F	vs.	A	MT	Csontos	Csiszár	LEDA	ECOFLORA	Mo. szintű	Eu. szintű
ACHIL COL	+	+	>	+	RP	na	na	na	na	x	x
AGRO† STO	+	+	>	+	RP	HP	RP	TZ, RP, HP	HP	-	-
ALLIA PET	+	-	=	-	TZ	RP	TZ	TZ, RP, HP	HP	-	-
AMBRO ART	+	+	>	+	RP	na	na	TZ, HP	na	x	-
ANAGA ARV [!]	-	+	>	+	\geq RP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
ARENA SER [!]	+	-	=	-	TZ	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
ARRHE ELA	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ, RP, (HP)	na	-	-
ARTEM VUL [!]	+	+	>	+	RP	HP	na	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
ASTRA CIC	+	-	=	-	\geq TZ	na	na	na	na	x	x
BALLO NIG	-	+	>	+	\geq RP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
BETUL PEN [!]	-	+	>	-	\geq RP	RP	HP	TZ, RP, HP	HP	-	-
BROMU STE	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ	na	-	-
CALAM EPI [!]	-	+	>	+	\geq RP	RP	HP	TZ, RP	RP	-	-
CALYS SEP	+	+	>	+	RP	HP	na	TZ, HP, (RP)	HP	-	-
CARDU ACA [!]	+	+	>	+	RP	na	na	TZ, (HP)	HP	x	-
CAREX MON	+	+	>	+	\geq RP	na	na	TZ, (RP)	na	x	-
CAREX SEC	-	+	>	+	\geq RP	na	na	na	na	x	x
CHENO ALB	-	+	>	+	\geq RP	HP	TZ	TZ, RP, HP	HP	-	-
CHENO HYB [!]	+	+	<	+	HP	na	na	HP, (TZ)	HP	x	-
CIRSI ARV [!]	+	+	>	-	TZ	HP	TZ	TZ, RP, HP	HP	-	-
CIRSI BRA [!]	+	-	=	-	TZ	na	na	na	na	x	x
CONYZ CAN [!]	-	+	>	+	\geq RP	RP	RP	TZ, RP, HP	HP	-	-
CRATA MON	+	-	=	-	TZ	TZ	TZ	TZ, (RP)	TZ	-	-
CREPI BIE [!]	+	+	>	-	TZ	na	na	TZ	na	x	-
CUSCU EPT [!]	+	-	=	-	\geq TZ	na	na	RP, HP	na	x	-
CYNOD DAC	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ, RP	na	x	-
CYPER FUS	-	+	>	+	\geq RP	na	na	RP, (HP)	RP	x	-
CYPER PAN	-	+	>	-	\geq RP	na	na	na	na	x	x
DACTY GLO	+	+	>	-	TZ	TZ	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
DAUCU CAR [!]	+	+	>	-	TZ	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
ECHIU VUL [!]	+	+	>	-	TZ	na	na	TZ, RP, HP	RP	x	-
ELYMU REP	+	-	=	-	TZ	HP	na	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
EPILO OBS [!]	-	+	>	-	\geq RP	HP	na	TZ, RP, HP	na	-	-
EPILO PAR [!]	-	+	>	+	\geq RP	HP	na	TZ, (RP)	RP	-	-
ERIGE ANN [!]	+	+	>	-	TZ	na	RP	TZ, RP, HP	na	-	-
EUPAT CAN [!]	+	+	>	+	RP	HP	TZ	TZ, RP, (HP)	HP	-	-
EUPHO HEL	+	-	<	+	HP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
FALCA VUL	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ	na	-	-
FALLO CON	-	+	=	+	HP	HP	TZ	TZ, RP, HP	HP	-	-
FESTU PRA	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ, RP	na	-	-
FESTU PSv	+	-	=	-	TZ	na	na	na	na	x	x
FRAGA VIR	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ, (RP, HP)	na	x	-
GALIU APA	+	-	=	-	TZ	TZ	TZ	TZ, RP, (HP)	na	-	-
GALIU GLA	+	-	=	-	TZ	na	na	na	na	x	x
GALIU MOL	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ, RP, (HP)	na	x	-
GALIU VER	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ, (RP, HP)	na	-	-
HELIC PUB	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ, RP	na	x	-
HYPER PER	-	+	>	+	\geq RP	HP	HP	TZ, RP, HP	HP	-	-
INULA OCU [!]	+	-	=	-	TZ	na	na	na	na	x	x
KNAUT ARV	+	+	>	+	RP	TZ	na	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
LEONT HIS [!]	+	-	=	-	TZ	RP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
LEONU CAR	-	+	>	+	\geq RP	na	na	na	na	x	x

LINAR VUL [!]	+	+	>	+	≥RP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
LINUM AUS	+	-	=	-	TZ	na	na	na	na	x	x
LITHO ARV	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ, (RP)	RP	x	-
LOLIU PER	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
MEDIC FAL	+	-	=	-	≥TZ	RP	na	TZ, RP	na	-	-
MEDIC MIN	+	-	=	-	≥TZ	RP	na	TZ, RP, HP	TZ	-	-
MEDIC SAT	+	-	=	-	≥TZ	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
PASTI SAT	+	-	=	-	TZ	na	na	TZ, RP, HP	HP	x	-
PHALA ARU	+	-	=	-	TZ	HP	na	TZ, (RP, HP)	HP	-	-
PHRAG AUS [!]	+	+	>	+	RP	TZ	na	TZ, (RP)	na	-	-
PICRI HIE [!]	+	+	>	+	RP	na	na	TZ, (RP, HP)	HP	x	-
PIMPI SAX	+	+	>	-	TZ	TZ	na	TZ, (RP)	na	-	-
PLANT LAN	+	+	>	-	TZ	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
PLANT MED	+	+	>	+	RP	na	na	TZ, RP, HP	HP	x	-
POA PRA	+	+	>	+	RP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
POA TRI	+	+	>	+	RP	HP	TZ	TZ, RP, HP	HP	-	-
POLY _o AVI [!]	+	+	>	-	TZ	HP	RP	TZ, RP, HP	HP	-	-
POTEN ARG [!]	+	+	<	+	HP	RP	na	HP, (TZ, RP)	HP	-	-
POTEN REC [!]	+	+	>	+	RP	RP	na	TZ, (RP)	RP	-	-
POTEN REP	+	+	>	+	RP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
PRUNU SPI	+	-	=	-	TZ	TZ	na	TZ	TZ	-	-
RANUN ACR	+	+	>	-	TZ	RP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
RANUN POL [!]	+	+	>	-	TZ	na	na	TZ, (RP, HP)	na	x	-
RESED LUT [!]	-	+	=	+	HP	HP	na	RP, (TZ)	na	-	-
ROSA CAN	+	-	=	-	TZ	RP	na	TZ, (RP)	TZ	-	-
RUBUS CAE	+	-	=	-	TZ	RP	RP	TZ	TZ	-	-
RUBUS IDA	+	-	=	-	TZ	RP	HP	TZ, RP, HP	HP	-	-
RUMEX CRI	+	+	>	+	RP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
SALVI NEM	+	+	>	+	RP	na	na	na	na	x	x
SANGU MIN [!]	+	+	>	-	TZ	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
SCABI OCH	+	+	>	+	RP	na	na	TZ, RP	na	x	-
SECUR VAR [!]	+	-	=	-	≥TZ	na	na	TZ, HP	TZ	x	-
SILEN ALB [!]	+	-	=	-	TZ	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
SONCH ARV [!]	+	+	>	+	RP	RP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
STELL MED [!]	+	+	>	+	≥RP	HP	HP	HP, (TZ, RP)	HP	-	-
TARAX OFF [!]	+	+	>	+	RP	RP	TZ	TZ, RP, HP	na	-	-
TEUCR CHA [!]	+	+	>	-	TZ	HP	na	TZ, (HP)	na	-	-
THESI LIN	+	-	=	-	TZ	TZ	na	na	na	-	-
THLAS ARV [!]	+	+	>	-	TZ	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
THYMU GLA	+	-	=	-	TZ	na	na	na	na	x	x
TRIFO REP	+	+	>	+	RP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
TYPHA LAT [!]	-	+	<	+	HP	HP	na	TZ, RP, HP	HP	-	-
VERBE OFF [!]	+	+	<	+	HP	na	na	TZ, RP	na	x	-
VERON ARV	+	+	>	-	TZ	HP	na	TZ, RP, HP	na	-	-
VICIA PAN	+	-	=	-	≥TZ	na	na	na	na	x	x

Jelkulcs: A RÖVID NÉV mögé illesztett [!] a CSONTOS és munkatársai (2002) szerint anemochoriára képes fajokat jelöli; V, F és A – a fajok lehetséges megjelenési formái, ahol V a vegetáció, F a talaj felső, azaz 0–5 cm közötti-, míg A az alsó, azaz 5–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, ezek értékoszlopaiban + az adott faj vizsgálatban tapasztalt-, míg mínuszjel (-) a nem tapasztalt megjelenési formája, az F és A közötti relációs jel az azok között fennálló mennyiségi viszonyt mutatja; MT – magbank típus, ennek értékoszlopában a magbank típus elé illesztett ≥ jelöli, hogy a rendelkezésre álló adatok alapján az adott faj magját legalább olyan hosszú, vagy hosszabb élettartam jellemzi; Csontos, Csiszár, LEDA és ECOFLORA – az említés sorrendjében CSONTOS (2001a), CSISZÁR (2004), KLEYER és munkatársai (2008), ill. FITTER és PEAT (1994) adatbázisai, amelyek értékoszlopaiban a több magbank típussal is leírt fajok esetében a zárójeles forma azt a magbank típust jelöli, amely az irodalmi utalások kis száma alapján feltehetőleg ritkábban jellemző az adott fajra, na – nincs ada; Mo. és Eu. – Magyarország és Európa, ezek értékoszlopaiban x jelöli a saját magbank adat adott szinten első közlés értékű-, míg mínuszjel (-) a nem első közlés értékű voltát (az online referencia adatbázisok 2021-03-03-ai lekérdezése alapján). A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben. A magbank típuskódok feloldását és a tipizálókulcsot ld. az M2. mellékletben.

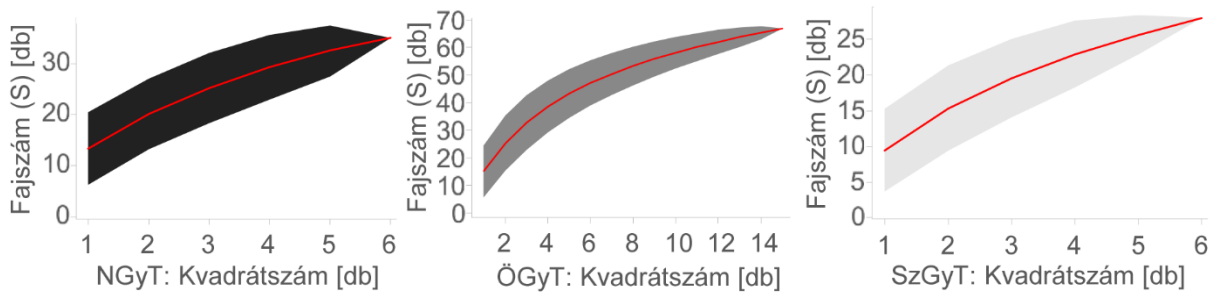
M51. melléklet. A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus magbank szempontú statisztikai összevetésének folyamatábrája az eredményekkel – Tihany. A magbank a talaj 0–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: Az elemzésekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns program eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Összevetés alapja		Átfogó csoportösszevetés		Post hoc páronkénti csoportösszevetés	
Háttérváltozó =Csoportok	Célváltozó	Welch ANOVA		Tukey–Kramer-próba	
{NGyT, n=6 ÖGyT, n=15 SzGyT, n=6}	Magdenz.(d)[dbm ²]	F-érték	p-érték	Kombinációk	p-érték
		13,3	**	NGyT vs. ÖGyT NGyT vs. SzGyT ÖGyT vs. SzGyT	ns * ns
	Célváltozó	Egyutas ANOVA		Tukey–Kramer-próba	
	Fajszám (S) [db]	F-érték	p-érték	Kombinációk	p-érték
		3,6	*	NGyT vs. ÖGyT NGyT vs. SzGyT ÖGyT vs. SzGyT	ns ns *

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, n – a csoport mintaelemszáma, {...} – egymástól független csoportokat definiáló nominális változó (másnéven csoportosító változó) esetén alkalmazott jelpár, amely a változó értékeit fűzi össze, ahol a változó értékei az egyes csoportok, ~ – a háttér- és a célváltozó összekötése az elemzéshez, ns – nem szignifikáns, * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$.

M52. melléklet. A magbank mintaelemszám-alapú fajszáma a 3 eltérő vízháztartású gyeptípusban – Tihany. A magbank a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.
 Statisztika: Fajszámtelítődési görbe (species accumulation curve, SAC), kumulatív $S \pm SD$, amelyhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.



Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, $S \pm SD$ – fajszám \pm szórás.

M53. melléklet. A magbank fajainak gyep típusonkénti magdenzitása, a 2 megmintázott talajréteg (0—5 és 5—10 cm közötti mélységintervallum) szerinti bontásban – Tihany.

Statiztika: $\bar{X} \pm SD$ számításához a mintaelemek az adott gyep típusra reprezentatív kvadrátok voltak.

	Magdenzitás (d) [db/m ²]									
	Nedves gyep típus (NGyT) N=6			Ökoton gyep típus (ÖGyT) N=15			Száras gyep típus (SzGyT) N=6			
	F+A		F	F+A		F	F+A		F	A
	\bar{X}	± SD	\bar{X}	± SD	\bar{X}	± SD	\bar{X}	± SD	\bar{X}	± SD
ACHIL COL	–	–	–	–	104,0 ± 205,1	80,9 ± 183,7	23,1 ± 61,0	115,5 ± 283,0	115,5 ± 283,0	–
AGRIM EUP	–	–	–	–	–	–	–	57,8 ± 89,5	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8
AGROt STO	751,0 ± 716,0	664,4 ± 604,5	86,7 ± 145,0	23,1 ± 89,5	23,1 ± 89,5	–	–	–	–	–
AMARA RET	–	–	–	11,6 ± 44,8	–	11,6 ± 44,8	–	–	–	–
AMBRO ART	–	–	–	704,8 ± 1040,9	566,2 ± 842,7	138,7 ± 301,6	–	–	–	–
ANAGA ARV	115,5 ± 179,0	115,5 ± 179,0	–	34,7 ± 71,8	11,6 ± 44,8	23,1 ± 61,0	–	–	–	–
ARTEM VUL	577,7 ± 1253,0	462,2 ± 972,2	115,5 ± 283,0	1513,6 ± 2973,6	1063,0 ± 2064,1	450,6 ± 914,3	–	–	–	–
BALLO NIG	–	–	–	34,7 ± 97,2	23,1 ± 61,0	11,6 ± 44,8	–	–	–	–
BETUL PEN	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	196,4 ± 284,5	196,4 ± 284,5	–	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	–
CALAM EPI	1097,7 ± 1142,7	982,1 ± 978,4	115,5 ± 209,9	150,2 ± 345,8	115,5 ± 242,2	34,7 ± 134,3	–	–	–	–
CALYS SEP	86,7 ± 212,3	86,7 ± 212,3	–	11,6 ± 44,8	–	11,6 ± 44,8	–	–	–	–
CARDU ACA	–	–	–	46,2 ± 79,3	34,7 ± 71,8	11,6 ± 44,8	–	–	–	–
CAREX MON	–	–	–	34,7 ± 97,2	23,1 ± 61,0	11,6 ± 44,8	–	–	–	–
CAREX RIP	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	–	–	–	–	–	–	–
CAREX SEC	693,3 ± 1373,5	635,5 ± 1393,7	57,8 ± 89,5	23,1 ± 89,5	–	23,1 ± 89,5	–	–	–	–
CERAS BRA	–	–	–	11,6 ± 44,8	11,6 ± 44,8	–	–	–	–	–
CHENO ALB	375,5 ± 444,1	346,6 ± 379,7	28,9 ± 70,8	1640,7 ± 2329,8	1086,1 ± 1510,2	554,6 ± 898,7	28,9 ± 70,8	–	28,9 ± 70,8	–
CHENO HYB	144,4 ± 230,4	28,9 ± 70,8	115,5 ± 209,9	11,6 ± 44,8	–	11,6 ± 44,8	–	–	–	–
CIRSI ARV	173,3 ± 268,5	173,3 ± 268,5	–	138,7 ± 198,7	138,7 ± 198,7	–	–	–	–	–
CLEMA VIT	–	–	–	–	–	–	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	–
CONVO ARV	–	–	–	23,1 ± 89,5	23,1 ± 89,5	–	–	–	–	–
CONYZ CAN	–	–	–	80,9 ± 225,7	69,3 ± 183,0	11,6 ± 44,8	–	–	–	–
CREPI BIE	–	–	–	34,7 ± 134,3	34,7 ± 134,3	–	–	–	–	–
CYPER FUS	953,2 ± 2335,0	664,4 ± 1627,4	288,9 ± 707,6	–	–	–	–	–	–	–
CYPER PAN	86,7 ± 212,3	86,7 ± 212,3	–	–	–	–	–	–	–	–
DACTY GLO	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	–	23,1 ± 61,0	23,1 ± 61,0	–	–	–	–	–
DAUCU CAR	–	–	–	34,7 ± 97,2	34,7 ± 97,2	–	–	–	–	–
ECHIU VUL	–	–	–	23,1 ± 89,5	23,1 ± 89,5	–	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	–
EPILO OBS	115,5 ± 179,0	115,5 ± 179,0	–	–	–	–	–	–	–	–
EPILO PAR	86,7 ± 145,0	57,8 ± 89,5	28,9 ± 70,8	–	–	–	–	–	–	–
ERIGE ANN	57,8 ± 141,5	57,8 ± 141,5	–	34,7 ± 71,8	34,7 ± 71,8	–	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	–
EUPAT CAN	2426,4 ± 2881,5	2195,4 ± 2791,8	231,1 ± 260,9	231,1 ± 616,8	127,1 ± 355,6	104,0 ± 276,4	–	–	–	–

M53. melléklet folytatása

EUPHO HEL	-	-	-	46,2 ± 79,3	-	46,2 ± 79,3	-	-	-	-	-
FALLO CON	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	-	23,1 ± 89,5	-	23,1 ± 89,5	-	-	-	-	-
HYPER PER	-	-	-	115,5 ± 311,9	46,2 ± 102,9	69,3 ± 225,0	231,1 ± 340,8	173,3 ± 268,5	57,8 ± 89,5	-	-
JUNCU ART	-	-	-	11,6 ± 44,8	11,6 ± 44,8	-	-	-	-	-	-
JUNCU TEu	-	-	-	23,1 ± 89,5	11,6 ± 44,8	11,6 ± 44,8	-	-	-	-	-
KNAUT ARV	-	-	-	115,5 ± 223,8	80,9 ± 215,9	34,7 ± 97,2	-	-	-	-	-
LACTU SER	-	-	-	-	-	-	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	-	-	-
LATHY PRA	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LEONU CAR	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	-	23,1 ± 61,0	11,6 ± 44,8	11,6 ± 44,8	-	-	-	-	-
LINAR VUL	-	-	-	34,7 ± 97,2	23,1 ± 89,5	11,6 ± 44,8	-	-	-	-	-
LOTUS COR	-	-	-	-	-	-	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	-	-	-
MEDIC LUP	-	-	-	23,1 ± 61,0	23,1 ± 61,0	-	-	-	-	-	-
NONEA PUL	-	-	-	11,6 ± 44,8	11,6 ± 44,8	-	-	-	-	-	-
ONONI SPa	-	-	-	-	-	-	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	-	-	-
PERSI LAP	-	-	-	11,6 ± 44,8	-	11,6 ± 44,8	-	-	-	-	-
PHRAG AUS	808,8 ± 645,4	779,9 ± 587,7	28,9 ± 70,8	323,5 ± 369,8	300,4 ± 355,6	23,1 ± 61,0	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	-	-	-
PICRI HIE	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	-	288,9 ± 461,7	231,1 ± 385,7	57,8 ± 181,4	-	-	-	-	-
PIMPI SAX	-	-	-	46,2 ± 102,9	46,2 ± 102,9	-	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	-	-	-
PLANT LAN	-	-	-	173,3 ± 293,0	173,3 ± 293,0	-	-	-	-	-	-
PLANT MAJ	57,8 ± 141,5	57,8 ± 141,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PLANT MED	837,7 ± 1968,3	837,7 ± 1968,3	-	208,0 ± 175,8	150,2 ± 128,8	57,8 ± 125,4	144,4 ± 202,6	115,5 ± 209,9	28,9 ± 70,8	-	-
POA PRA	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	-	208,0 ± 255,4	184,9 ± 221,8	23,1 ± 61,0	288,9 ± 260,9	231,1 ± 236,8	57,8 ± 89,5	-	-
POA TRI	1299,9 ± 1576,1	1068,8 ± 1242,2	231,1 ± 340,8	23,1 ± 61,0	-	23,1 ± 61,0	-	-	-	-	-
POLYo AVI	-	-	-	23,1 ± 89,5	23,1 ± 89,5	-	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	-	-	-
PORTU OLE	-	-	-	11,6 ± 44,8	11,6 ± 44,8	-	-	-	-	-	-
POTEN ARG	-	-	-	1155,5 ± 4332,3	462,2 ± 1695,2	693,3 ± 2637,5	115,5 ± 141,5	86,7 ± 94,9	28,9 ± 70,8	-	-
POTEN REC	-	-	-	57,8 ± 125,4	46,2 ± 102,9	11,6 ± 44,8	144,4 ± 170,4	115,5 ± 141,5	28,9 ± 70,8	-	-
POTEN REP	-	-	-	104,0 ± 170,8	69,3 ± 127,7	34,7 ± 134,3	-	-	-	-	-
RANUN ACR	346,6 ± 548,1	346,6 ± 548,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RANUN AUR	-	-	-	23,1 ± 61,0	11,6 ± 44,8	11,6 ± 44,8	-	-	-	-	-
RANUN POL	-	-	-	69,3 ± 143,5	69,3 ± 143,5	-	-	-	-	-	-
RESED LUT	-	-	-	150,2 ± 443,7	80,9 ± 269,0	69,3 ± 183,0	28,9 ± 70,8	-	28,9 ± 70,8	-	-
RUMEX CRI	-	-	-	208,0 ± 383,1	184,9 ± 390,1	23,1 ± 61,0	-	-	-	-	-
SALVI NEM	-	-	-	46,2 ± 79,3	34,7 ± 71,8	11,6 ± 44,8	173,3 ± 109,6	173,3 ± 109,6	-	-	-
SAMBU NIG	-	-	-	11,6 ± 44,8	11,6 ± 44,8	-	-	-	-	-	-
SANGU MIN	-	-	-	208,0 ± 629,0	208,0 ± 629,0	-	86,7 ± 145,0	86,7 ± 145,0	-	-	-
SCABI OCH	-	-	-	115,5 ± 155,9	92,4 ± 158,7	23,1 ± 61,0	86,7 ± 145,0	57,8 ± 89,5	28,9 ± 70,8	-	-
SOLID GIG	-	-	-	11,6 ± 44,8	11,6 ± 44,8	-	-	-	-	-	-
SONCH ARV	520,0 ± 328,8	346,6 ± 328,8	173,3 ± 109,6	-	-	-	-	-	-	-	-

M53. melléklet folytatása

STACH ANN	–	–	–	11,6 ± 44,8	–	11,6 ± 44,8	28,9 ± 70,8	–	28,9 ± 70,8
STELL MED	57,8 ± 141,5	57,8 ± 141,5	–	57,8 ± 141,5	34,7 ± 97,2	23,1 ± 61,0	346,6 ± 363,6	173,3 ± 268,5	173,3 ± 155,0
TARAX OFF	86,7 ± 145,0	86,7 ± 145,0	–	57,8 ± 84,6	46,2 ± 79,3	11,6 ± 44,8	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–
TEUCR CHA	–	–	–	11,6 ± 44,8	11,6 ± 44,8	–	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	–
THLAS ARV	–	–	–	11,6 ± 44,8	11,6 ± 44,8	–	57,8 ± 89,5	57,8 ± 89,5	–
TRIFO PRA	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	–	–	–	–	–	–
TRIFO REP	–	–	–	69,3 ± 87,9	46,2 ± 79,3	23,1 ± 61,0	–	–	–
TYPHA LAT	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	23,1 ± 89,5	–	23,1 ± 89,5	–	–	–
URTIC DIO	28,9 ± 70,8	28,9 ± 70,8	–	–	–	–	–	–	–
VERBA PHL	–	–	–	11,6 ± 44,8	11,6 ± 44,8	–	–	–	–
VERBE OFF	–	–	–	762,6 ± 873,5	416,0 ± 670,6	346,6 ± 340,4	375,5 ± 370,4	86,7 ± 94,9	288,9 ± 322,7
VERON ARV	–	–	–	80,9 ± 215,9	80,9 ± 215,9	–	–	–	–
VICIA ANG	57,8 ± 141,5	57,8 ± 141,5	–	–	–	–	–	–	–
Σ	12218,9 ± 6084,2	10716,8 ± 5198,9	1502,1 ± 1137,4	10179,5 ± 6989,0	7025,1 ± 4200,6	3154,4 ± 3308,1	2715,3 ± 1253,0	1906,5 ± 876,9	808,8 ± 597,0

Jelkulcs: N – mintaelemszám, F – a talaj felső, azaz 0–5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, $\bar{X} \pm SD$ – mintaátlag ± szórás. A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben.

M54. melléklet. A 2 megmintázott talajréteg (0—5 és 5—10 cm közötti mélységintervallum) gyeptípusonkénti, magbank szempontú statisztikai összevetésének folyamatábrája az eredményekkel – Tihany.

Statisztika: A próbákhoz a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns program eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Összevetés alapja		Csoportösszevetés				
Mintapár =Csoportok	Célváltozó	Páros t-próba				
		\bar{x}	\bar{d}	CI95%	t-érték	p-érték
NGyT_F, N=6 &NGyT_A, N=6	~ Magdenz. (d) [db/m ²] →	10717,0 1502,1	9214,7	4565,5 — 13864,0	-5,1	**
		Páros t-próba				
		\bar{x}	\bar{d}	CI95%	t-érték	p-érték
ÖGyT_F, N=15 &ÖGyT_A, N=15	~ →	7025,1 3154,4	3870,8	2272,2 — 5469,3	-5,2	***
		Páros t-próba				
		\bar{x}	\bar{d}	CI95%	t-érték	p-érték
SzGyT_F, N=6 &SzGyT_A, N=6	~ →	1906,5 808,8	1097,7	231,7 — 1963,6	-3,3	*
Mintapár =Csoportok	Célváltozó	Páros t-próba				
		\bar{x}	\bar{d}	CI95%	t-érték	p-érték
NGyT_F, N=6 &NGyT_A, N=6	~ Fajszaám (S) [db] →	12,7 4,0	8,7	5,5 — 11,8	-7,1	***
		Páros t-próba				
		\bar{x}	\bar{d}	CI95%	t-érték	p-érték
ÖGyT_F, N=15 &ÖGyT_A, N=15	~ →	12,5 5,7	6,8	5,0 — 8,6	-7,9	***
		Páros t-próba				
		\bar{x}	\bar{d}	CI95%	t-érték	p-érték
SzGyT_F, N=6 &SzGyT_A, N=6	~ →	7,8 3,3	4,5	1,2 — 7,8	-3,5	*

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, N – mintaelemszám, & – párosított minták jelölésére alkalmazott jel, ~ – a csoport és a célváltozó összekötése az elemzéshez, \bar{x} – mintaátlag, \bar{d} – különbségek átlaga, CI95% – 95%-os konfidencia intervallum, * – p<0,05, ** – p<0,01, *** – p<0,001.

M55. melléklet. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank életforma spektrumának alaptáblázata a magdenzitás és a fajszám alapján, relatív és alapadatok szerint, gyeptípusonkénti bontásban – Tihany.

		Életforma kategóriák (ÉFO)										Σ
		1 évesek		2 évesek		Évelők						
		Th	TH	Ch	G	H	H-Ch	H-G	HH	MM-M	N	
NGyT_F+A	Fajszám (S) [db]	8,0	1,0	0,0	1,0	21,0	0,0	0,0	3,0	1,0	0,0	35,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	1848,7	57,8	0,0	173,3	9243,6	0,0	0,0	866,6	28,9	0,0	12218,9
	Rel. csop.részesed. [%]	22,9	2,9	0,0	2,9	60,0	0,0	0,0	8,6	2,9	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	15,1	0,5	0,0	1,4	75,7	0,0	0,0	7,1	0,2	0,0	100,0
NGyT_F	Fajszám (S) [db]	8,0	1,0	0,0	1,0	21,0	0,0	0,0	3,0	1,0	0,0	35,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	1415,4	57,8	0,0	173,3	8203,7	0,0	0,0	837,7	28,9	0,0	10716,8
	Rel. csop.részesed. [%]	22,9	2,9	0,0	2,9	60,0	0,0	0,0	8,6	2,9	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	11,6	0,5	0,0	1,4	67,1	0,0	0,0	6,9	0,2	0,0	87,7
NGyT_A	Fajszám (S) [db]	3,0	0,0	0,0	0,0	8,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	12,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	433,3	0,0	0,0	0,0	1039,9	0,0	0,0	28,9	0,0	0,0	1502,1
	Rel. csop.részesed. [%]	8,6	0,0	0,0	0,0	22,9	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	34,3
	Rel. csop.tömeg [%]	3,5	0,0	0,0	0,0	8,5	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	12,3
ÖGyT_F+A	Fajszám (S) [db]	16,0	8,0	1,0	1,0	36,0	0,0	1,0	2,0	2,0	0,0	67,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	2703,8	427,5	11,6	138,7	6320,3	0,0	23,1	346,6	208,0	0,0	10179,5
	Rel. csop.részesed. [%]	23,9	11,9	1,5	1,5	53,7	0,0	1,5	3,0	3,0	0,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	26,6	4,2	0,1	1,4	62,1	0,0	0,2	3,4	2,0	0,0	100,0
ÖGyT_F	Fajszám (S) [db]	10,0	8,0	1,0	1,0	33,0	0,0	1,0	1,0	2,0	0,0	57,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	1871,8	312,0	11,6	138,7	4159,6	0,0	23,1	300,4	208,0	0,0	7025,1
	Rel. csop.részesed. [%]	14,9	11,9	1,5	1,5	49,3	0,0	1,5	1,5	3,0	0,0	85,1
	Rel. csop.tömeg [%]	18,4	3,1	0,1	1,4	40,9	0,0	0,2	3,0	2,0	0,0	69,0
ÖGyT_A	Fajszám (S) [db]	9,0	4,0	0,0	0,0	27,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	42,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	831,9	115,5	0,0	0,0	2160,7	0,0	0,0	46,2	0,0	0,0	3154,4
	Rel. csop.részesed. [%]	13,4	6,0	0,0	0,0	40,3	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	62,7
	Rel. csop.tömeg [%]	8,2	1,1	0,0	0,0	21,2	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	31,0
SzGyT_F+A	Fajszám (S) [db]	5,0	4,0	1,0	0,0	14,0	1,0	0,0	1,0	1,0	1,0	28,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	173,3	433,3	57,8	0,0	1906,5	28,9	0,0	57,8	28,9	28,9	2715,3
	Rel. csop.részesed. [%]	17,9	14,3	3,6	0,0	50,0	3,6	0,0	3,6	3,6	3,6	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	6,4	16,0	2,1	0,0	70,2	1,1	0,0	2,1	1,1	1,1	100,0
SzGyT_F	Fajszám (S) [db]	3,0	3,0	1,0	0,0	14,0	1,0	0,0	1,0	1,0	1,0	25,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	115,5	231,1	57,8	0,0	1357,7	28,9	0,0	57,8	28,9	28,9	1906,5
	Rel. csop.részesed. [%]	10,7	10,7	3,6	0,0	50,0	3,6	0,0	3,6	3,6	3,6	89,3
	Rel. csop.tömeg [%]	4,3	8,5	2,1	0,0	50,0	1,1	0,0	2,1	1,1	1,1	70,2
SzGyT_A	Fajszám (S) [db]	2,0	2,0	0,0	0,0	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	57,8	202,2	0,0	0,0	548,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	808,8
	Rel. csop.részesed. [%]	7,1	7,1	0,0	0,0	28,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	42,9
	Rel. csop.tömeg [%]	2,1	7,4	0,0	0,0	20,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	29,8

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. Az ÉFO kategóriák RAUNKIAER (1934) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M11. mellékletben.

M56. melléklet. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank szociális magatartási típus spektrumának alaptáblázata a magdenzitás és a fajszám alapján, relatív és alapadatok szerint, gyeptípusonkénti bontásban – Tihany.

		Szociális magatartási típusok a természetességi kategóriákkal (SzMT, P)								Σ
		Kompetitorok		Stressztűrők		Ruderálisok				
		C, 5	S, 6	G, 4	NP, 3	DT, 2	W, 1	RC, -2	AC, -3	
NGyT_F+A	Fajszám (S) [db]	5,0	0,0	5,0	2,0	11,0	7,0	4,0	1,0	35,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	1646,5	0,0	1271,0	1039,9	4968,4	1502,1	1733,2	57,8	12218,9
	Rel. csop.részesed. [%]	14,3	0,0	14,3	5,7	31,4	20,0	11,4	2,9	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	13,5	0,0	10,4	8,5	40,7	12,3	14,2	0,5	100,0
NGyT_F	Fajszám (S) [db]	5,0	0,0	5,0	2,0	11,0	7,0	4,0	1,0	35,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	1531,0	0,0	1184,3	751,0	4506,3	1097,7	1588,7	57,8	10716,8
	Rel. csop.részesed. [%]	14,3	0,0	14,3	5,7	31,4	20,0	11,4	2,9	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	12,5	0,0	9,7	6,1	36,9	9,0	13,0	0,5	87,7
NGyT_A	Fajszám (S) [db]	2,0	0,0	2,0	1,0	2,0	3,0	2,0	0,0	12,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	115,5	0,0	86,7	288,9	462,2	404,4	144,4	0,0	1502,1
	Rel. csop.részesed. [%]	5,7	0,0	5,7	2,9	5,7	8,6	5,7	0,0	34,3
	Rel. csop.tömeg [%]	0,9	0,0	0,7	2,4	3,8	3,3	1,2	0,0	12,3
ÖGyT_F+A	Fajszám (S) [db]	4,0	2,0	7,0	1,0	24,0	18,0	7,0	4,0	67,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	566,2	57,8	623,9	11,6	3061,9	2981,1	2045,1	831,9	10179,5
	Rel. csop.részesed. [%]	6,0	3,0	10,4	1,5	35,8	26,9	10,4	6,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	5,6	0,6	6,1	0,1	30,1	29,3	20,1	8,2	100,0
ÖGyT_F	Fajszám (S) [db]	3,0	2,0	6,0	1,0	21,0	14,0	6,0	4,0	57,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	520,0	34,7	566,2	11,6	1860,3	1918,0	1432,8	681,7	7025,1
	Rel. csop.részesed. [%]	4,5	3,0	9,0	1,5	31,3	20,9	9,0	6,0	85,1
	Rel. csop.tömeg [%]	5,1	0,3	5,6	0,1	18,3	18,8	14,1	6,7	69,0
ÖGyT_A	Fajszám (S) [db]	2,0	2,0	3,0	0,0	15,0	14,0	4,0	2,0	42,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	46,2	23,1	57,8	0,0	1201,7	1063,0	612,4	150,2	3154,4
	Rel. csop.részesed. [%]	3,0	3,0	4,5	0,0	22,4	20,9	6,0	3,0	62,7
	Rel. csop.tömeg [%]	0,5	0,2	0,6	0,0	11,8	10,4	6,0	1,5	31,0
SzGyT_F+A	Fajszám (S) [db]	2,0	0,0	5,0	0,0	11,0	6,0	3,0	1,0	28,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	86,7	0,0	606,6	0,0	1357,7	548,8	86,7	28,9	2715,3
	Rel. csop.részesed. [%]	7,1	0,0	17,9	0,0	39,3	21,4	10,7	3,6	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	3,2	0,0	22,3	0,0	50,0	20,2	3,2	1,1	100,0
SzGyT_F	Fajszám (S) [db]	2,0	0,0	5,0	0,0	11,0	4,0	2,0	1,0	25,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	86,7	0,0	520,0	0,0	1011,0	202,2	57,8	28,9	1906,5
	Rel. csop.részesed. [%]	7,1	0,0	17,9	0,0	39,3	14,3	7,1	3,6	89,3
	Rel. csop.tömeg [%]	3,2	0,0	19,1	0,0	37,2	7,4	2,1	1,1	70,2
SzGyT_A	Fajszám (S) [db]	0,0	0,0	2,0	0,0	6,0	3,0	1,0	0,0	12,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	0,0	0,0	86,7	0,0	346,6	346,6	28,9	0,0	808,8
	Rel. csop.részesed. [%]	0,0	0,0	7,1	0,0	21,4	10,7	3,6	0,0	42,9
	Rel. csop.tömeg [%]	0,0	0,0	3,2	0,0	12,8	12,8	1,1	0,0	29,8

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. Az SzMT kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M12. mellékletben.

M57. melléklet. A talaj 0—5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank nedvességigény spektrumának alaptáblázata a magdenzitás és a fajsúly alapján, relatív és alapadatok szerint, gyeptípusonkénti bontásban – Tihany.

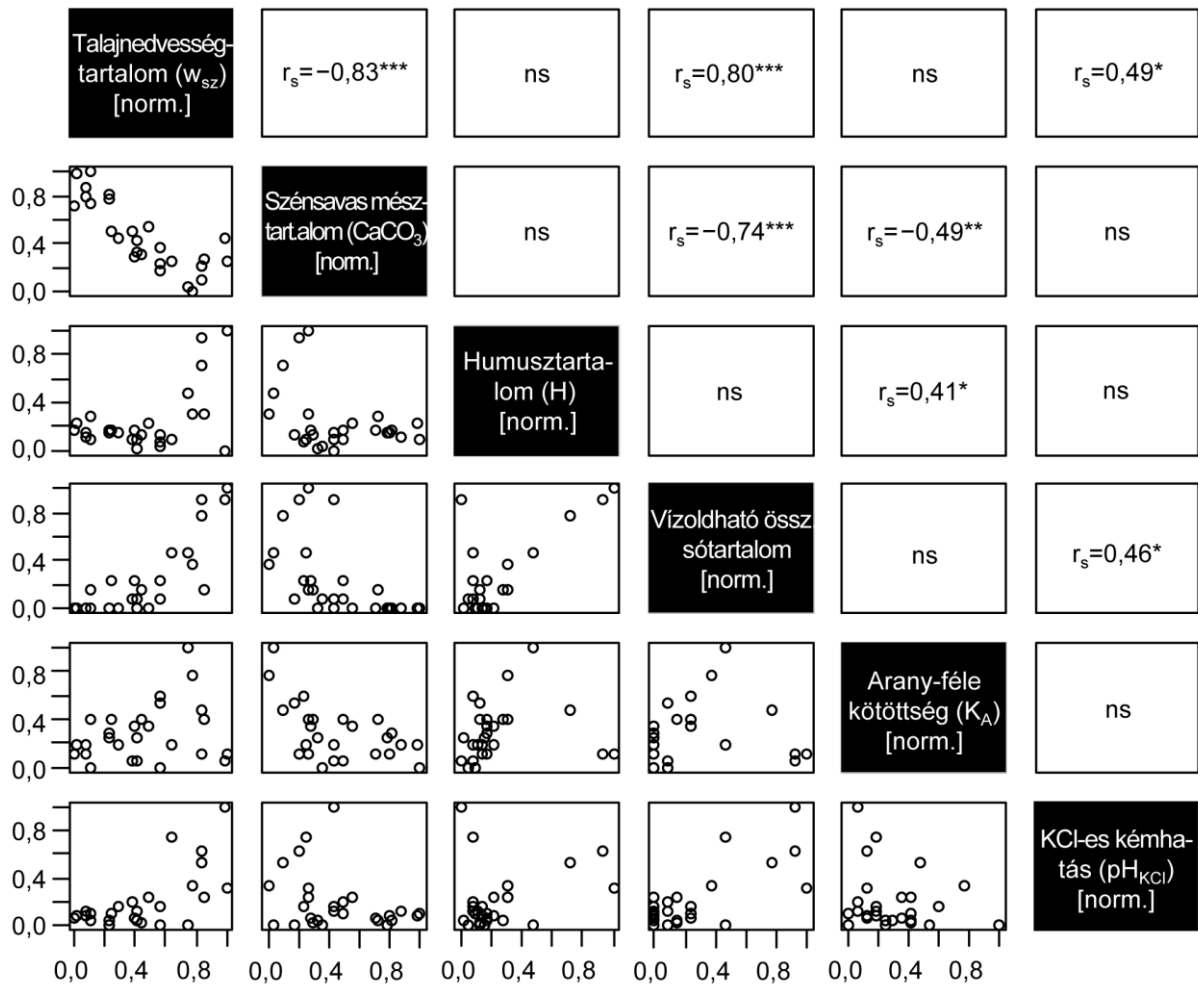
		Nedvességigény kategóriák (WB)								Σ	
		2	3	4	5	6	7	8	9		10
NGyT_F+A	Fajsúly (S) [db]	0,0	1,0	4,0	9,0	5,0	8,0	1,0	4,0	3,0	35,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	0,0	57,8	722,2	3293,0	317,7	5632,8	86,7	1242,1	866,6	12218,9
	Rel. csop.részesed. [%]	0,0	2,9	11,4	25,7	14,3	22,9	2,9	11,4	8,6	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	0,0	0,5	5,9	27,0	2,6	46,1	0,7	10,2	7,1	100,0
NGyT_F	Fajsúly (S) [db]	0,0	1,0	4,0	9,0	5,0	8,0	1,0	4,0	3,0	35,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	0,0	57,8	693,3	2888,6	202,2	5026,2	86,7	924,4	837,7	10716,8
	Rel. csop.részesed. [%]	0,0	2,9	11,4	25,7	14,3	22,9	2,9	11,4	8,6	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	0,0	0,5	5,7	23,6	1,7	41,1	0,7	7,6	6,9	87,7
NGyT_A	Fajsúly (S) [db]	0,0	0,0	1,0	3,0	1,0	4,0	0,0	2,0	1,0	12,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	0,0	0,0	28,9	404,4	115,5	606,6	0,0	317,7	28,9	1502,1
	Rel. csop.részesed. [%]	0,0	0,0	2,9	8,6	2,9	11,4	0,0	5,7	2,9	34,3
	Rel. csop.tömeg [%]	0,0	0,0	0,2	3,3	0,9	5,0	0,0	2,6	0,2	12,3
ÖGyT_F+A	Fajsúly (S) [db]	3,0	15,0	14,0	16,0	6,0	7,0	3,0	1,0	2,0	67,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	1375,0	831,9	3408,6	3223,7	577,7	369,7	34,7	11,6	346,6	10179,5
	Rel. csop.részesed. [%]	4,5	22,4	20,9	23,9	9,0	10,4	4,5	1,5	3,0	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	13,5	8,2	33,5	31,7	5,7	3,6	0,3	0,1	3,4	100,0
ÖGyT_F	Fajsúly (S) [db]	3,0	13,0	14,0	14,0	5,0	5,0	2,0	0,0	1,0	57,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	635,5	589,3	2380,2	2414,9	473,7	208,0	23,1	0,0	300,4	7025,1
	Rel. csop.részesed. [%]	4,5	19,4	20,9	20,9	7,5	7,5	3,0	0,0	1,5	85,1
	Rel. csop.tömeg [%]	6,2	5,8	23,4	23,7	4,7	2,0	0,2	0,0	3,0	69,0
ÖGyT_A	Fajsúly (S) [db]	3,0	8,0	6,0	12,0	5,0	4,0	1,0	1,0	2,0	42,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	739,5	242,6	1028,4	808,8	104,0	161,8	11,6	11,6	46,2	3154,4
	Rel. csop.részesed. [%]	4,5	11,9	9,0	17,9	7,5	6,0	1,5	1,5	3,0	62,7
	Rel. csop.tömeg [%]	7,3	2,4	10,1	7,9	1,0	1,6	0,1	0,1	0,5	31,0
SzGyT_F+A	Fajsúly (S) [db]	3,0	12,0	5,0	5,0	1,0	1,0	0,0	0,0	1,0	28,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	317,7	924,4	520,0	577,7	288,9	28,9	0,0	0,0	57,8	2715,3
	Rel. csop.részesed. [%]	10,7	42,9	17,9	17,9	3,6	3,6	0,0	0,0	3,6	100,0
	Rel. csop.tömeg [%]	11,7	34,0	19,1	21,3	10,6	1,1	0,0	0,0	2,1	100,0
SzGyT_F	Fajsúly (S) [db]	3,0	10,0	4,0	5,0	1,0	1,0	0,0	0,0	1,0	25,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	260,0	779,9	173,3	375,5	231,1	28,9	0,0	0,0	57,8	1906,5
	Rel. csop.részesed. [%]	10,7	35,7	14,3	17,9	3,6	3,6	0,0	0,0	3,6	89,3
	Rel. csop.tömeg [%]	9,6	28,7	6,4	13,8	8,5	1,1	0,0	0,0	2,1	70,2
SzGyT_A	Fajsúly (S) [db]	2,0	4,0	3,0	2,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,0
	Magdenz. (d) [db/m ²]	57,8	144,4	346,6	202,2	57,8	0,0	0,0	0,0	0,0	808,8
	Rel. csop.részesed. [%]	7,1	14,3	10,7	7,1	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	42,9
	Rel. csop.tömeg [%]	2,1	5,3	12,8	7,4	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	29,8

Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, F – a talaj felső, azaz 0—5 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank, A – a talaj alsó, azaz 5—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozó magbank. A WB kategóriák BORHIDI (1995) rendszere szerint értendők, a kategória jelek feloldását ld. az M10. mellékletben.

M58—M59.

M58. melléklet. A talajparaméterek közötti kapcsolatok, páronkénti megfigyelések alapján – Tihany. A talajparaméterek a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkoznak.

Statistika: A mátrix felső háromszöge Spearman-féle rangkorrelációs mátrix, az ábra alsó háromszöge szórásdiagram mátrix, amelyekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A mátrix átlósan futó kategóriarácsában olvashatók a korrelációs számítás változói, amelyek megadják a szórásdiagramok X-Y tengelyfeliratait is. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.



Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, r_s – Spearman-féle rangkorrelációs együttható, ns – nem szignifikáns, * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$, *** – $p < 0,001$.

M59. melléklet. A vegetáció és a talajrendszer közötti kapcsolat többlépcsős elemzésének folyamatábrája az eredményekkel – Tihany. A talajparaméterek a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkoznak.

Statiztika: Általánosított legkisebb négyzetek (generalized least squares, GLS) módszer alapú lineáris regressziós modell, amelyhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

Bemeneti adatkombinációk		GLS módszer alapú lineáris regressziós modell		
Célváltozó (Y) [norm.]	Háttérváltozók (X) [norm.]	Regressziós illesztés, $Y=a+(b \times X)$		AIC
		Meredekség (b)	Y tengelymetszet (a)	
Borítás (D), N=27	~ Talaj 1.főkomponense (PC1) +Talaj 2.főkomponense (PC2)	-0,08** ns	0,40***	18,2
	~ Talajnedvesség-tart. (w_{sz}) +Humusztartalom (H)	ns ns	0,21*	14,3
	~ Talajnedvesség-tart. (w_{sz}) +Arany-f. kötöttség (K_A)	ns ns	ns	13,7
	~ Szénsavas mésztart. ($CaCO_3$) +Humusztartalom (H) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	ns ns ns	0,39**	13,6
	~ Humusztartalom (H) +Vízoldható össz. sótartalom	ns ns	0,29***	13,3
	~ Vízoldható össz. sótartalom +Arany-f. kötöttség (K_A)	0,39* ns	0,21*	11,0
	~ Arany-f. kötöttség (K_A) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	0,50* 0,61**	ns	7,2
Fajsza (S), N=27	~ Talaj 1.főkomponense (PC1) +Talaj 2.főkomponense (PC2)	0,06* 0,07*	0,49***	11,4
	~ Talajnedvesség-tart. (w_{sz}) +Humusztartalom (H)	-0,35* ns	0,66***	8,1
	~ Talajnedvesség-tart. (w_{sz}) +Arany-f. kötöttség (K_A)	-0,44** ns	0,60***	5,7
	~ Szénsavas mésztart. ($CaCO_3$) +Humusztartalom (H) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	ns ns -0,48*	0,64***	9,3
	~ Humusztartalom (H) +Vízoldható össz. sótartalom	ns -0,48*	0,57***	5,9
	~ Vízoldható össz. sótartalom +Arany-f. kötöttség (K_A)	-0,41** ns	0,53***	5,7
	~ Arany-f. kötöttség (K_A) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	ns -0,50**	0,57***	6,1

Jelkulcs: norm. – 0—1 közé normált adatsor, N – mintaelemszám, ~ – a háttér- és a célváltozó összekötése az modellhez, + – a különböző háttérváltozók összekapcsolása a modellben való együttes figyelembevételhez, ns – nem szignifikáns, * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$, *** – $p < 0,001$, AIC – Akaike információs kritérium.

M60.

M60. melléklet. A magbank és a talajrendszer közötti kapcsolat többlépcsős elemzésének folyamatábrája az eredményekkel – Tihany. Mindegyik változó a talaj 0–10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: Általánosított legkisebb négyzetek (generalized least squares, GLS) módszer alapú lineáris regressziós modell, amelyhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns R eszköztárat ld. az M14. mellékletben.

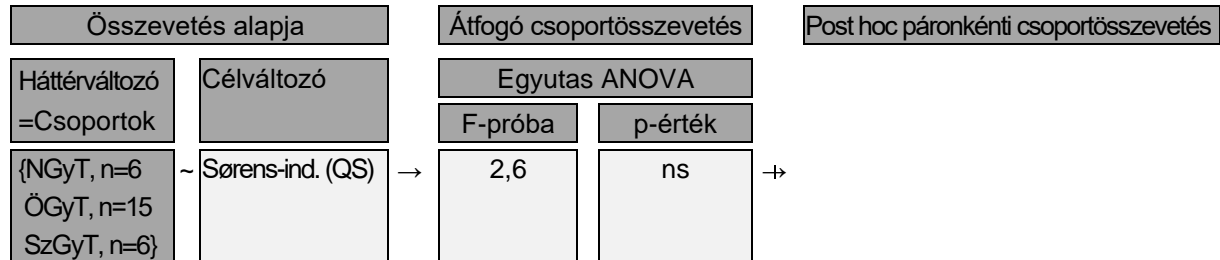
Bemeneti adatkombinációk		GLS módszer alapú lineáris regressziós modell		
Célváltozó (Y) [norm.]	Háttérváltozók (X) [norm.]	Regressziós illesztés, $Y=a+(b \times X)$		AIC
		Merekség (b)	Y tengelymetszet (a)	
Magdenz. (d), N=27	Talaj 1.főkomponense (PC1) +Talaj 2.főkomponense (PC2)	-0,10*** ns	0,27***	14,8
	Talajnedvesség-tart. (w_{sz}) +Humusztartalom (H)	0,48*** ns	ns	8,2
	Talajnedvesség-tart. (w_{sz}) +Arany-f. kötöttség (K_A)	0,49*** 0,29*	ns	7,0
	Szénsavas mésztart. ($CaCO_3$) +Humusztartalom (H) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	-0,36* ns ns	0,31*	14,0
	Humusztartalom (H) +Vízoldható össz. sótartalom	ns 0,49**	ns	13,0
	Vízoldható össz. sótartalom +Arany-f. kötöttség (K_A)	0,50*** ns	ns	11,8
	Arany-f. kötöttség (K_A) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	0,47*** 0,70**	-0,07*	8,9
Fajsza (S), N=27	Talaj 1.főkomponense (PC1) +Talaj 2.főkomponense (PC2)	ns ns	0,41***	32,5
	Talajnedvesség-tart. (w_{sz}) +Humusztartalom (H)	ns ns	0,27**	25,6
	Talajnedvesség-tart. (w_{sz}) +Arany-f. kötöttség (K_A)	ns ns	0,23*	25,2
	Szénsavas mésztart. ($CaCO_3$) +Humusztartalom (H) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	ns ns ns	0,51**	29,2
	Humusztartalom (H) +Vízoldható össz. sótartalom	ns ns	0,35***	26,7
	Vízoldható össz. sótartalom +Arany-f. kötöttség (K_A)	ns ns	0,23**	26,1
	Arany-f. kötöttség (K_A) +KCl-es kémhatás (pH_{KCl})	ns ns	0,28*	26,7

Jelkulcs: norm. – 0–1 közé normált adatsor, N – mintaelemszám, ~ – a háttér- és a célváltozó összekötése az modellhez, + – a különböző háttérváltozók összekapcsolása a modellben való együttes figyelembevételhez, ns – nem szignifikáns, * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$, *** – $p < 0,001$, AIC – Akaike információs kritérium.

M61—M62.

M61. melléklet. A 3 eltérő vízháztartású gyeptípus Sørensen-index szempontú statisztikai összevetésének folyamatábrája az eredményekkel, ahol a hasonlósági index a vegetáció és a magbank közötti florisztikai hasonlóságot fejezi ki – Tihany. A magbank a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Statisztika: Az elemzésekhez a mintaelemek a kvadrátok voltak. A releváns program eszköztárat ld. az M14. mellékletben.



Jelkulcs: NGyT – nedves gyeptípus, ÖGyT – ökoton gyeptípus, SzGyT – száraz gyeptípus, n – a csoport mintaelemszáma, {...} – egymástól független csoportokat definiáló nominális változó (másnéven csoportosító változó) esetén alkalmazott jelpár, amely a változó értékeit fűzi össze, ahol a változó értékei az egyes csoportok, ~ – a háttér- és a célváltozó összekötése az elemzéshez, ns – nem szignifikáns.

M62. melléklet. A gyeptípusonként értett csak vegetáció, csak magbank és vegetáció—magbank közös fajok – Tihany. A magbank a talaj 0—10 cm közötti mélységintervallumára vonatkozik.

Nedves gyeptípus (NGyT)			Ökoton gyeptípus (ÖGyT)			Száras gyeptípus (SzGyT)		
Csak V	Csak M	V—M közös	Csak V	Csak M	V—M közös	Csak V	Csak M	V—M közös
ACHIL COL	ANAGA ARV	AGROt STO	AGRIM EUP	AGROt STO	ACHIL COL	ANCHU OFF	BETUL PEN	ACHIL COL
ARCTI LAP	BETUL PEN	ARTEM VUL	ALLIA PET	AMARA RET	AMBRO ART	ARENA SER	CHENO ALB	AGRIM EUP
ARRHE ELA	CALAM EPI	CALYS SEP	ARENA SER	ANAGA ARV	ARTEM VUL	ARRHE ELA	CLEMA VIT	ECHIU VUL
ASTRA CIC	CAREX SEC	CAREX RIP	ARRHE ELA	BALLO NIG	CALYS SEP	ASPER CYN	ERIGE ANN	LACTU SER
BROMU STE	CHENO ALB	CHENO HYB	ASTRA CIC	BETUL PEN	CARDU ACA	ASTRA CIC	HYPER PER	LOTUS COR
CARDU ACA	CYPER FUS	CIRSI ARV	BROMU STE	CALAM EPI	CERAS BRA	BOTHR ISC	PHRAG AUS	ONONI SPa
CERAS BRA	CYPER PAN	DACTY GLO	CAMEL SAT	CAREX MON	CIRSI ARV	CAMEL SAT	RESED LUT	PIMPI SAX
CIRSI BRA	EPILO OBS	EUPAT CAN	CAREX RIP	CAREX SEC	CONVO ARV	CARDU ACA	STACH ANN	PLANT MED
CREPI BIE	EPILO PAR	LATHY PRA	CENTA JAC	CHENO ALB	CREPI BIE	CAREX MON	STELL MED	POA PRA
DAUCU CAR	ERIGE ANN	PHRAG AUS	CIRSI BRA	CHENO HYB	DACTY GLO	CERAS BRA	TARAX OFF	POLYo AVI
ELYMU REP	FALLO CON	PICRI HIE	CLEMA VIT	CONYZ CAN	DAUCU CAR	CUSCU EPt	–	POTEN ARG
EQUIS ARV	LEONU CAR	PLANT MAJ	CLINO VUL	ERIGE ANN	ECHIU VUL	CYNOD DAC	–	POTEN REC
FESTU PRA	PLANT MED	POA TRI	CRATA MON	FALLO CON	ERIGE ANN	DACTY GLO	–	SALVI NEM
GALIU APA	POA PRA	RANUN ACR	CRUCI LAE	HYPER PER	EUPAT CAN	ELYMU REP	–	SANGU MIN
GALIU GLA	STELL MED	SONCH ARV	CYNOD DAC	JUNCU ART	EUPHO HEL	EUPHO HEL	–	SCABI OCH
GALIU MOL	TYPHA LAT	TARAX OFF	ELYMU REP	JUNCU TEu	LINAR VUL	FALCA VUL	–	TEUCR CHA
GALIU VER	URTIC DIO	TRIFO PRA	EQUIS ARV	KNAUT ARV	MEDIC LUP	FESTU PRA	–	THLAS ARV
LACTU SER	–	VICIA ANG	FALCA VUL	LEONU CAR	PHRAG AUS	FESTU PSv	–	VERBE OFF
LAMIU PUR	–	–	FESTU PRA	NONEA PUL	PICRI HIE	FRAGA VIR	–	–
LOLIU PER	–	–	FESTU PSv	PERSI LAP	PIMPI SAX	GALIU VER	–	–
PASTI SAT	–	–	FRAGA VIR	POA TRI	PLANT LAN	KNAUT ARV	–	–
PHALA ARU	–	–	GALIU APA	PORTU OLE	PLANT MED	LAMIU PUR	–	–
SECUR VAR	–	–	GALIU GLA	RANUN AUR	POA PRA	LINAR GEN	–	–
TRIFO REP	–	–	GALIU MOL	RESED LUT	POLYo AVI	LINAR VUL	–	–
–	–	–	GALIU VER	SAMBU NIG	POTEN ARG	LINUM AUS	–	–
–	–	–	GEUM URB	SOLID GIG	POTEN REC	LITHO ARV	–	–
–	–	–	GLECH HED	TYPHA LAT	POTEN REP	MEDIC FAL	–	–
–	–	–	HELIC PUB	–	RANUN POL	MEDIC LUP	–	–
–	–	–	INULA OCU	–	RUMEX CRI	MEDIC MIN	–	–
–	–	–	LACTU SER	–	SALVI NEM	MEDIC SAT	–	–
–	–	–	LAMIU PUR	–	SANGU MIN	NONEA PUL	–	–

–	–	–	LATHY PRA	–	SCABI OCH	ORLAY GRA	–	–	
–	–	–	LATHY TUB	–	STELL MED	OROBA CAR	–	–	
–	–	–	LEONT HIS	–	TARAX OFF	PLANT LAN	–	–	
–	–	–	LINAR GEN	–	TEUCR CHA	PRUNU SPI	–	–	
–	–	–	LINUM AUS	–	THLAS ARV	ROSA CAN	–	–	
–	–	–	LOLIU PER	–	TRIFO REP	RUBUS CAE	–	–	
–	–	–	LOTUS COR	–	VERBA PHL	SECUR VAR	–	–	
–	–	–	MEDIC FAL	–	VERBE OFF	SILEN ALB	–	–	
–	–	–	MEDIC SAT	–	VERON ARV	THESI LIN	–	–	
–	–	–	ONONI SPa	–	–	THYMU GLA	–	–	
–	–	–	ORLAY GRA	–	–	ULMUS MIN	–	–	
–	–	–	PASTI SAT	–	–	VERON ARV	–	–	
–	–	–	PODOS CAN	–	–	VERON POL	–	–	
–	–	–	PRUNU SPI	–	–	VICIA ANG	–	–	
–	–	–	RANUN ACR	–	–	VICIA LAT	–	–	
–	–	–	ROSA CAN	–	–	VICIA PAN	–	–	
–	–	–	RUBUS CAE	–	–	VIOLA KIT	–	–	
–	–	–	RUBUS IDA	–	–	–	–	–	
–	–	–	SECUR VAR	–	–	–	–	–	
–	–	–	SILEN ALB	–	–	–	–	–	
–	–	–	THESI LIN	–	–	–	–	–	
–	–	–	TRIFO ALP	–	–	–	–	–	
–	–	–	TRIFO CAM	–	–	–	–	–	
–	–	–	TRIFO PRA	–	–	–	–	–	
–	–	–	VICIA ANG	–	–	–	–	–	
–	–	–	VIOLA HIR	–	–	–	–	–	
–	–	–	VITIS VIN	–	–	–	–	–	
Σ	24 db	17 db	18 db	58 db	27 db	40 db	48 db	10 db	18 db

Jelkulcs: V – vegetáció, M – magbank. A fajnevek rövidítéseinek feloldását ld. az M13. mellékletben.

9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozom doktori (PhD) témavezetőimnek, Dr. Czóbel Szilárdnak (MATE) és néhai Dr. Barczy Attilának (Szent István Egyetem (SZIE)), akik emberileg és szakmailag egyaránt segítettek a munkámat, nélkülözhetetlen szakmai tanácsokkal láttak el. Köszönettel tartozom korábbi MSc témavezetőmnek, Dr. Papp Máriának (Debreceni Egyetem (DE)), akitől jelen PhD téma felvállalásához szükséges szakmai alapokat és szemléletet kaptam. Köszönettel tartozom kedves barátomnak, Dr. Szirmai Orsolyának (MATE) a terepbotanikai felvételezések során nyújtott segítségével, továbbá a csíráztatásos vizsgálataim botanikus kerti helyszínének biztosításáért. Köszönöm Prof. Dr. Csontos Péternek (Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani Intézet (ATK TAKI)) a doktori tématervem elbírálását és annak kapcsán nyújtott jobbító javaslatait, továbbá a későbbi munkám segítségét is. Köszönöm Prof. Dr. Gyulai Ferencnek (MATE) a doktori tématervem véleményezését. Köszönet illeti Prof. Dr. Rajkai Kálmánt (ATK TAKI) és Prof. Dr. Makó András (ATK TAKI) a talajnedvesség vizsgálatok kapcsán nyújtott szakmai tanácsaikért. Köszönöm páromnak, Dr. Csorba Ádámnak (MATE) a talajtani kérdésekben való átfogó eligazítást. Köszönettel tartozom Dr. Gergőcs Veronikának (ATK TAKI) és Dr. Lengyel Attilának (Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet (ÖK ÖBI)) a statisztikai elemzésekben nyújtott segítségükért. Köszönöm Bányász Ágnesnek (ATK TAKI) a talajnedvesség vizsgálatokhoz fűződő laboratóriumi munkák segítségét. Köszönet illeti Bubonyicz Andreát (Növényi Diverzitás Központ (NÖDIK)) a nehezen hozzáférhető szakirodalmak beszerzéséért. Köszönöm Dr. Dorner Zitának (MATE) a gyomcsíranövények határozásához rendelkezésemre bocsátott szakanyagokat, Dr. Zalai Mihálynak (MATE) pedig a csíranövények helyszíni határozásában nyújtott segítségét. Köszönettel tartozom Dr. Dombos Miklósnak (ATK TAKI) az emberi hozzáállásáért, amellyel munkahelyi közvetlen felettesemként segítette az értekezés elkészülését. Köszönöm Prof. Dr. Lehoczky Évának (ATK TAKI), Dr. Malatinszky Ákosnak (MATE) és Prof. Dr. Penksza Károlynak (MATE) a szakmai eligazítást. Köszönettel tartozom Surányi Dánielnek és mindazon szakdolgozóknak, hallgatóknak, akik a terepi mintavételekben, mintafeldolgozásban és a munkáigényes üvegházi csíráztatásban segítségemre voltak. Köszönöm Dr. Flórián Norbertnek (ATK TAKI), Tarjányi Nikolettnek (ATK TAKI) és Márton Orsolyának (ATK TAKI) a kiegészítő terepi mintavételek segítségét. Köszönet illeti a MATE Gödöllői Botanikus Kertjének dolgozóit a csíranövények felnevelésével kapcsolatos kerti munkák segítségéért. Köszönöm az Országos Meteorológiai Szolgálatnak (OMSZ) a rendelkezésemre bocsátott meteorológiai adatokat, a Magyar Mezőgazdasági Múzeum és Könyvtárnak (MMgMK) pedig a szakirodalmi anyagokat. Köszönöm az illetékes magántulajdonosoknak (Sajókápolna) és a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóságnak (Tihany), amiért engedélyezték területeiken a vizsgálataim elvégzését.

Köszönettel tartozom műhelyvita opponenseimnek, Dr. Dorner Zitának (MATE) és Dr. Tatár Sándornak (Innovációs és Technológiai Minisztérium (ITM)), amiért észrevételeikkel, javaslataikkal hozzájárultak az értekezés tudományos értékének növeléséhez.

Hálával tartozom családom tagjainak, akik erejükhez mérten veszteségekkel teli, viharos időszakokban is igyekeztek segíteni előrejutásomat. Páromnak külön hálás vagyok, amiért türelemmel állt hozzám, és stabil háttérrel biztosított a munkám sikeres befejezéséhez. Nem utolsó sorban köszönet illeti barátaimat is türelmük és támogató hozzáállásuk miatt.

Ezúton is szeretnék megemlékezni Dr. Barczy Attiláról, aki hirtelen, tragikus halála miatt nem érthette meg a disszertáció elkészülését. Nagyszerű ember, kiváló tanár volt. Béke legyen Vele!