

SZENT ISTVÁN EGYETEM

**BIOTIKUS, ABIOTIKUS TÉNYEZŐK ÉS KÜLÖNBÖZŐ
TALAJOK LEBONTÓHATÉKONYSÁGÁNAK KAPCSOLATA**

DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS

TÓTH ZSOLT

Gödöllő

2017

A doktori iskola

megnevezése: Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: Környezettudomány

vezetője: Csákiné Dr. Michéli Erika, D.Sc.
tanszékvezető, egyetemi tanár
Szent István Egyetem,
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Környezettudományi Intézet,
Talajtani és Agrokémiai Tanszék

Témavezető: Dr. Hornung Erzsébet, C.Sc.
egyetemi tanár
Állatorvostudományi Egyetem,
Biológiai Intézet,
Ökológiai Tanszék

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE	4
1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS	6
1.1. A talajok állapota és megítélése napjainkig	6
1.2. Problémafelvetés, célkitűzések	7
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	10
2.1. A talajok jelentősége, funkciói	10
2.2. A szervesanyag-dekompozíció, mint ökoszisztéma-szolgáltatás	13
2.3. A lebontásban kulcsfontosságú talajlények bemutatása és jelentőségük	16
2.3.1. Mikrobióta.....	16
2.3.2. Mezofauna.....	19
2.3.3. Makrofauna	20
2.4. Biodiverzitás és szervesanyag-bomlás kapcsolata	25
2.5. A talaj biodiverzitását és működését befolyásoló legjelentősebb antropogén hatások	28
2.5.1. Urbanizáció	28
2.5.2. Klímaváltozás.....	29
2.5.3. Intenzív mezőgazdálkodás.....	31
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	34
3.1. A városiasodás hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra (GLUSEEN-Projekt, Budapest).....	34
3.1.1. Vizsgálóterületek, mintavételi elrendezés	34
3.1.2. Talaj háttérváltozók.....	35
3.1.3. Mikrobióta (Archaea, Bacteria).....	35
3.1.4. Mezofauna (mikroarthropoda).....	36
3.1.5. Makrofauna	37
3.1.6. Dekompozíciós vizsgálat: Tea Bag módszer.....	38
3.1.7. Statisztikai elemzés	38
3.2. Az extrém aszály hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-lebontásra (ExDRain-Projekt, Fülöpháza).....	42
3.2.1. Vizsgálóterület, mintavételi elrendezés.....	42
3.2.2. Talaj háttérváltozók.....	43
3.2.3. Mikrobióta.....	44
3.2.4. Mezo- és makrofauna	44
3.2.5. Dekompozíciós vizsgálat: Tea Bag módszer.....	45
3.2.6. Statisztikai elemzés	45
3.3. Az ugaroltatás hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra.....	47
3.3.1. I. vizsgálat: Az ugaroltatás hatása a talajfelszíni makrodekomponáló gerinctelenekre (2008. évi vizsgálat, Hevesi-sík)	47
3.3.2. II. vizsgálat: Az ugarok hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra (LIBERATION-PROJEKT, Hevesi-sík).....	51
4. EREDMÉNYEK.....	56
4.1. A városiasodás hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra (GLUSEEN-Projekt, Budapest).....	56
4.1.1. Urbanizációs index.....	56
4.1.2. Talaj háttérváltozók.....	57
4.1.3. Mikrobióta (Archaea, Bacteria).....	58
4.1.4. Mezofauna (QBS Index, mikroarthropoda egyedszám).....	61

4.1.5. Makrofauna.....	62
4.1.6. Dekompozíciós vizsgálat: Tea Bag módszer.....	67
4.1.7. Talaj biodiverzitás – szervesanyag-bomlás kapcsolat.....	68
4.2. Az extrém aszály hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-lebontásra (ExDRain-Projekt, Fülöpháza).....	69
4.2.1. Mikroklimatikus talajparaméterek.....	69
4.2.2. Mikrobióta.....	70
4.2.3. Mezo- és makrofauna.....	74
4.2.4. Szervesanyag-bomlás.....	74
4.3. Az ugaroltatás hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra.....	76
4.3.1. I. vizsgálat: Az ugaroltatás hatása a talajfelszíni makrodekomponáló gerinctelenekre (2008. évi vizsgálat, Hevesi-sík).....	76
4.3.2. II. vizsgálat: Az ugarok hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra (LIBERATION, Hevesi-sík).....	82
4.4. Új tudományos eredmények.....	90
5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK.....	92
5.1. A városiasodás hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra (GLUSEEN-Projekt, Budapest).....	92
5.1.1. Talaj háttérváltozók.....	92
5.1.2. Mikrobióta (Archaea, Bacteria).....	93
5.1.3. Mezofauna (QBS Index, mikroarthropoda egyedszám).....	96
5.1.4. Makrofauna.....	96
5.1.5. Dekompozíciós vizsgálat: Tea Bag módszer.....	99
5.1.6. Talaj biodiverzitás – szervesanyag-bomlás kapcsolat.....	100
5.2. Az extrém aszály hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-lebontásra (ExDRain-Projekt, Fülöpháza).....	102
5.2.1. A mikrobióta és szervesanyag-bomlás.....	102
5.2.2. Mezo- és makrofauna.....	105
5.3. Az ugaroltatás hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra.....	106
5.3.1. I. vizsgálat: Az ugaroltatás hatása a talajfelszíni makrodekomponáló gerinctelenekre (2008. évi vizsgálat, Hevesi-sík).....	106
5.3.2. II. vizsgálat: Az ugarok hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra (LIBERATION-Projekt, Hevesi-sík).....	109
6. ÖSSZEFOGLALÁS.....	116
SUMMARY.....	120
MELLÉKLETEK.....	124
M 1. Irodalomjegyzék.....	124
M 2. GLUSEEN-Projekt mellékletei.....	152
M 3. EXDRAIN-Projekt mellékletei.....	166
M 4. Hevesi vizsgálat (2008) mellékletei.....	177
M 5. LIBERATION-Projekt mellékletei.....	186
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	200

JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

AIC: Akaike-féle információs kritérium	M ₀ : kezdeti tömeg
Av: <i>Armadillidium vulgare</i>	MRI: Mollusca Ritkasági Index
B _{1,2,3} : egy-, két- és hároméves ugarok melletti búzaterületek	M _t : visszamért tömeg
Bu: átlagos beépítettség	Mu: <i>Megaphyllum unilineatum</i>
Bu ₂ : magas beépítettségű négyzetek száma	NMDS: nonmetric multidimensional scaling
Bb: <i>Brachyiulus bagnalli</i>	NS: nem szignifikáns
Bs: <i>Brachydesmus superus</i>	OTU: operational taxonomic unit
CC: kontroll parcella	P: mesterségesen burkolt felszínnel rendelkező négyzetek száma
CCA: kanonikus korrespondencia-analízis	PCA: főkomponens analízis
EMI: eco-morphological index	PCoA: főkoordináta elemzés
ENSZ: Egyesült Nemzetek Szervezete	PERMANOVA: permutációs többváltozós varianciaanalízis
EU: Európai Unió	QBS: 'Qualita Biologica del Suolo', talaj biológiai minőség index
ExDRain: Extreme Drought and Rain Manipulation Experiment	R: referenciaerdő
EZ: erősen zavart élőhely	RA: relatív abundancia
ÉTT: Érzékeny Természeti Terület	RDA: redundancia analízis
FAO: Food and Agriculture Organization of United Nations	SDR: similarity, richness difference, species replacement
G: gabonaterület	T: területek száma, ahol az adott faj megtalálható volt
GLUSEEN: Global Urban Soil Ecology and Education Network	t: idő
GU: ugar melletti gabonaterület	Tr: <i>Trachelipus rathkii</i>
Gy: féltérmeztes gyep	T-RFLP: Terminal Restriction Fragment Length Polymorphism
H%: %-os humuszmenyiség	U: ugarterület
H': Shannon diverzitás index	U _{1,2,3} : egy-, két- és hároméves ugarok
IASS: Institute for Advanced Sustainability Studies	UI: urbanizációs index
IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change	v: védett
It: <i>Iulus terrestris</i>	V: átlagos növényzeti borítottság értéke
J': Egyenletesség index	V ₂ : magas növényzeti borítottságú négyzetek száma
k: dekompozíciós ráta	VE: városi erdőfolt
K _A : Arany-féle kötöttség	VG: városi gyep
Lc: <i>Leptoiulus cibdellus</i>	WRB: World Reference Base
LIBERATION: LInking farmland Biodiversity to Ecosystem seRvices for effective ecological intensificATIOn	XC: aszálykezelt parcella

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS

1.1. A talajok állapota és megítélése napjainkig

A globális környezeti problémák kivétel nélkül minden környezeti elemet érintenek, többek között a talajokat is. Ennek ellenére a talaj és annak élővilága méltatlanul kevés figyelmet kap mind a civil társadalomtól, mind a politikai szereplőktől. A talaj és a termőföld mellett, hogy helyet ad a világ egyik legnagyobb szénkészletének és biodiverzitásának, alapja többek között bolygónk élelmiszertermelésének is. A világnépesség növekedése előrevetíti a talajokra nehezedő antropogén hatások további fokozódását, így az azokkal való gazdálkodás a jövő generációinak szempontjából is meghatározó jelentőségű. Ezt támasztja alá az a felmérés is, mely szerint 1960 óta több mint felére esett az egy főre jutó termőföldterület nagysága (IASS 2015). A világ földterületének közel 1/4-e érintett a talajpusztulásban, ami közel 1,5 Mrd ember életét befolyásolja közvetlenül. A víz- és szélrózsió következtében évente kb. 24 Mrd t termőtalaj tűnik el. A szub-szaharai régióban a talajdegradáció, a tápanyagszegény, terméketlen talajok az egyik legjelentősebb gondot jelentik az élelmiszertermelés szempontjából (IASS 2015). A talajok emellett megannyi cél megvalósulásában is kulcsszerepet játszanak, így védelmük jelentős kihívást jelent a tudomány számára. Meg kell találni az egyensúlyt az erőforrásokra nehezedő nyomás, és a védelmüket szolgáló intézkedések között. Elsőre úgy tűnhet, mintha a talajok és földterületek megóvása az ökoszisztémák védelmén és az élelmiszerbiztonságot szolgáló fenntarthatósági célok megvalósításán keresztül garantált lenne. Azonban, ha a célokat együtt nézzük, sok esetben megállapíthatjuk, hogy számos egymással konkuráló igény nehezedik talajainkra. Integrált megközelítés – ami figyelembe veszi és elemzi a tájra és talajra ható kombinált hatásokat – szükséges annak biztosításához, hogy bizonyos célok ne korlátozzák, illetve lehetetlenítsék el egymás megvalósítását. Jelentős lépéseket tett ezirányba az ENSZ Élelmiszerügyi és Mezőgazdasági Szervezete (FAO: 'Food and Agriculture Organization of United Nations'), mikor 2015-öt a talajok nemzetközi évének ('International Year of Soils'), míg december 5-ét a talajok világnapjának ('World Soil Day') nyilvánította. Ugyanakkor a talajvédelem még mindig kevés közfigyelmet kap Európában, így Magyarországon is, annak dacára, hogy például hazánk területének csaknem 80-85 %-át mező-, és erdőgazdasági művelésre alkalmas talajok fedik (Nemzeti Vidékstratégia 2012-2020).

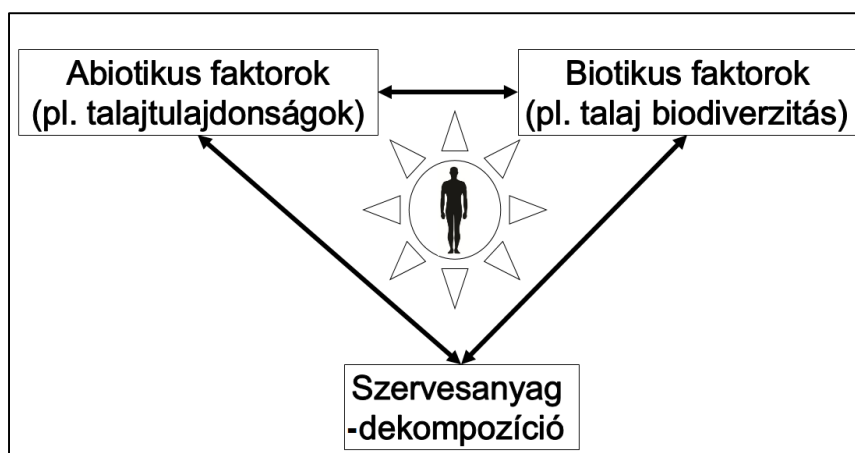
Napjainkra egyre nagyobb szerepet kap az a nézet, ami szerint a talajok azon túl, hogy az élelmiszertermelés alapvető helyszínei, megannyi élőlénynek szolgálnak élőhelyül. Jól példázza ezt az a tény is, hogy 2014 végén megrendezésre került az első globális talaj biodiverzitás konferencia, ami a talaj biológiai aspektusának hangsúlyozásáról árulkodik. Mindinkább előtérbe kerülnek a biodiverzitással kapcsolatos kutatások, melyek révén megérthetjük többek között, hogy 1) bizonyos funkcionális csoportokhoz milyen ökoszisztéma funkció társul; 2) a diverzitás változása hogyan módosítja ezeket a folyamatokat; illetve, hogy 3) különböző antropogén hatások miként befolyásolják a biológiai sokféleséget, és ezen keresztül a biogeokémiai rendszer működését?

1.2. Problémafelvetés, célkitűzések

A sokasodó és máig megoldatlan globális környezeti problémák révén egyre nagyobb figyelmet kapnak a természetes és módosított ökoszisztémák által nyújtott „szolgáltatások”, amelyek felmérése, megőrzése és optimalizálása kiemelt fontosságú. Ilyen szolgáltatás többek között a talajban játszódó szervesanyag-bomlás is, mely nélkül nem beszélhetnénk anyagkörforgásról. Vizsgálataim a növényi szervesanyag-bomlásra korlátozódtak, amik a lebontás jelentős hányadát adják. A dekompozícióban nagyon sokféle élőlény vesz részt a földigilisztától a mikrobiótáig. A makrofauna tagok [földigiliszták (Oligochaeta), szárazföldi csigák (Gastropoda), ikerszelvényesek (Diplopoda), szárazföldi ászkarák (Isopoda: Oniscidea)] aprító, keverő és inokuláló tevékenysége megteremti a növényi anyagok mikrobiális bontásához szükséges körülményeket. A mezofauna képviselői [főként az atkák (Acari) és ugróvillások (Collembola)] tovább fragmentálják ezeket a növényi részeket, amik az emésztőcsatornán áthaladva tovább serkentik a mikrobiális aktivitást. Ugyanakkor a lebontás jelentős részben a gombák és baktériumok tevékenységének köszönhető. Az ehhez szükséges előemésztés és felületnövelő hatás nélkül azonban enzimeik kevésbé hatékonyak, ami a dekompozíció időbeli elhúzódásához vezethet.

Tehát a biogeokémiai ciklusok működéséhez szükséges szervesanyag-bomlás fontos szukcessziós láncot, hálózatot képez, ami bizonyos funkciós csoportok kiesése révén lelassulhat, vagy ellenkező esetben akár fel is gyorsulhat. A lebontás során keletkező üvegházhatású gázok (főleg CO₂ és CH₄) légköri koncentrációnövekedése tovább fokozhatja a szervesanyag-dekompozíciót, ugyanis a megemelkedett CO₂ szint serkenti a primer produkciót, és növeli a légköri hőmérsékletet (pozitív feedback). A globális felmelegedés mellett azonban az urbanizáció és az intenzív mezőgazdálkodás hatásai sem elhanyagolhatók, ugyanis jelentős mértékben módosítják ökoszisztémáinkat, többek között talajaink állapotát is, befolyásolva ezáltal azok biodiverzitását és működőképességét.

A jelen tanulmány központi kérdése az, hogy a különböző antropogén hatások (urbanizáció, klímaváltozás, mezőgazdálkodási kezelés) hogyan befolyásolják a talaj fizikokémiai tulajdonságait, a biodiverzitást és a növényi szervesanyag-lebomlás közötti kapcsolatokat (1. ábra).



1. ábra: A talajban játszódó szervesanyag-bomlás kapcsolata különböző abiotikus és biotikus tényezőkkel, az emberi tevékenységgel összefüggésben (saját szerkesztés).

A témában végzett kutatásaimat négy nagy fejezetben mutatom be a következő célkitűzések és hipotézisek szerint:

(i) Az urbanizáció talaj biodiverzitásra és szervesanyag-bomlásra gyakorolt hatásainak vizsgálata a főváros budai oldalán (GLUSEEN-Projekt: 'Global Urban Soil Ecology and Education Network'). Vizsgálatunkban az antropogén zavarás és kezelés mértéke alapján négy élőhelytípus (erősen zavart, városi gyepek, városi erdőfragmentumok és referenciaerdők) talajbiótáját és lebontási hatékonyságát hasonlítottuk össze. A hipotézisek a következők voltak:

- (a) a városiasodásnak kimutatható hatása van a fizikokémiai talajtulajdonságokra;
- (b) a természetközeli, antropogén hatásoknak kevésbé kitett élőhelyek (városi erdőfragmentumok és referenciaerdők) gazdagabb talajbiótával jellemezhetők, mint a degradáltabb urbán területek;
- (c) a talajélet szempontjából kedvezőbb feltételekkel bíró élőhelyeken (városi erdőfragmentumok, referenciaerdők) gyorsabban zajlik a szervesanyag-dekompozíció;
- (d) a talaj biodiverzitás és növényanyag-bomlás intenzitása között pozitív összefüggés van.

(ii) Az extrém aszály talajmikrobákra, valamint növényiszervesanyag-bomlásra gyakorolt hatásainak megismerése egy klímamanipulációs terepkísérletben (ExDRain-Projekt: 'Extreme Drought and Rain Manipulation Experiment'). A vizsgálat során szárazságkezelt (5 hónapos csapadékkizárás) és kontroll parcellák talajainak mikrobiális diverzitását, valamint lebontási hatékonyságát hasonlítottuk össze a talaj mikroklimatikus jellemzőivel (talajnedvesség- és hőmérséklet) összefüggésben. Továbbá célunk volt a mintavételi terület (fűlőpházi homokbuckák) mezo- és makrofaunájának felmérése. A következő hipotéziseket állítottuk fel:

- a) a szervesanyag-dekompozíció mértéke csökken az extrém aszály eredményeként előálló vízhiány hatására;
- b) a csapadékkizárást követő hat hónap elteltével is kimutatható az extrém aszály hatása a talajmikrobák közösségi szerkezetére, köszönhetően főként a talaj mikroklimatikus paraméterek drasztikus megváltozásának; valamint
- c) a bakteriális diverzitás befolyásolja a szervesanyag-bomlás intenzitását.

(iii) Az ugaroltatás makrodekomponáló talajízeltlábúakra gyakorolt hatásainak felmérése a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen (ÉTT, mai nevén Magas Természeti Értékű Terület). A vizsgálat során egy, kettő és három évig ugaroltatott szántók szárazföldi ászkarák és ikerszelvényes populációit hasonlítottuk össze az ugaroltatás kezdete óta eltelt idő függvényében, valamint őszi vetésű gabonaföldekkel és féltermészetes gyepekkel. Főbb hipotéziseink a következők voltak:

- a) az ászka és ikerszelvényes fajgazdagság és abundancia nagyobb az ugarokon, mint a búzaterületeken;
- b) az ászka és ikerszelvényes fajgazdagság és abundancia nő az ugarok korával a pihentetés maximum 3 éves időszakában;

c) az idősebb (két- és hároméves) ugarok melletti búzaterületek nagyobb diverzitással és abundanciával bírnak a vizsgált makrodekomponáló gerinctelenek tekintetében, mint az egyéves ugarral szomszédosak;

d) a növényi fajgazdagság, vegetáció borítottság, valamint az élőhely típusa jelentős hatással vannak a különböző fajok abundancia viszonyaira, illetve a makrodekomponáló együttesek összetételére.

(iv) Az ugaroltatás talaj biodiverzitásra és szervesanyag-bomlásra gyakorolt hatásainak feltérképezése a Hevesi-síkon (LIBERATION-Projekt: 'Linking farmland Biodiversity to Ecosystem seRvices for effective ecological intensification'). Vizsgálatunkban a két éve pihentetett ugarterületek talajbiótáját és lebontási hatékonyságát vetettük össze a gabonaföldekkel és féltermészetes gyepekkel. A következő hipotézisek fogalmazódtak meg:

(a) a mezőgazdálkodási kezelések a talaj fizikokémiai paramétereinek megváltozásához vezetnek;

(b) az ugarok, illetve féltermészetes gyepek gazdagabb talajbiótával jellemezhetők, mint a mezőgazdasági kezeléseknél jobban kitett gabonaterületek;

(c) a talajélet szempontjából kedvezőbb feltételekkel bíró élőhelyeken (ugarok, féltermészetes gyepek) gyorsabban zajlik a szervesanyag-dekompozíció;

(d) a talaj biodiverzitás és növényianyag-bomlás intenzitása között pozitív összefüggés van.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A talajok jelentősége, funkciói

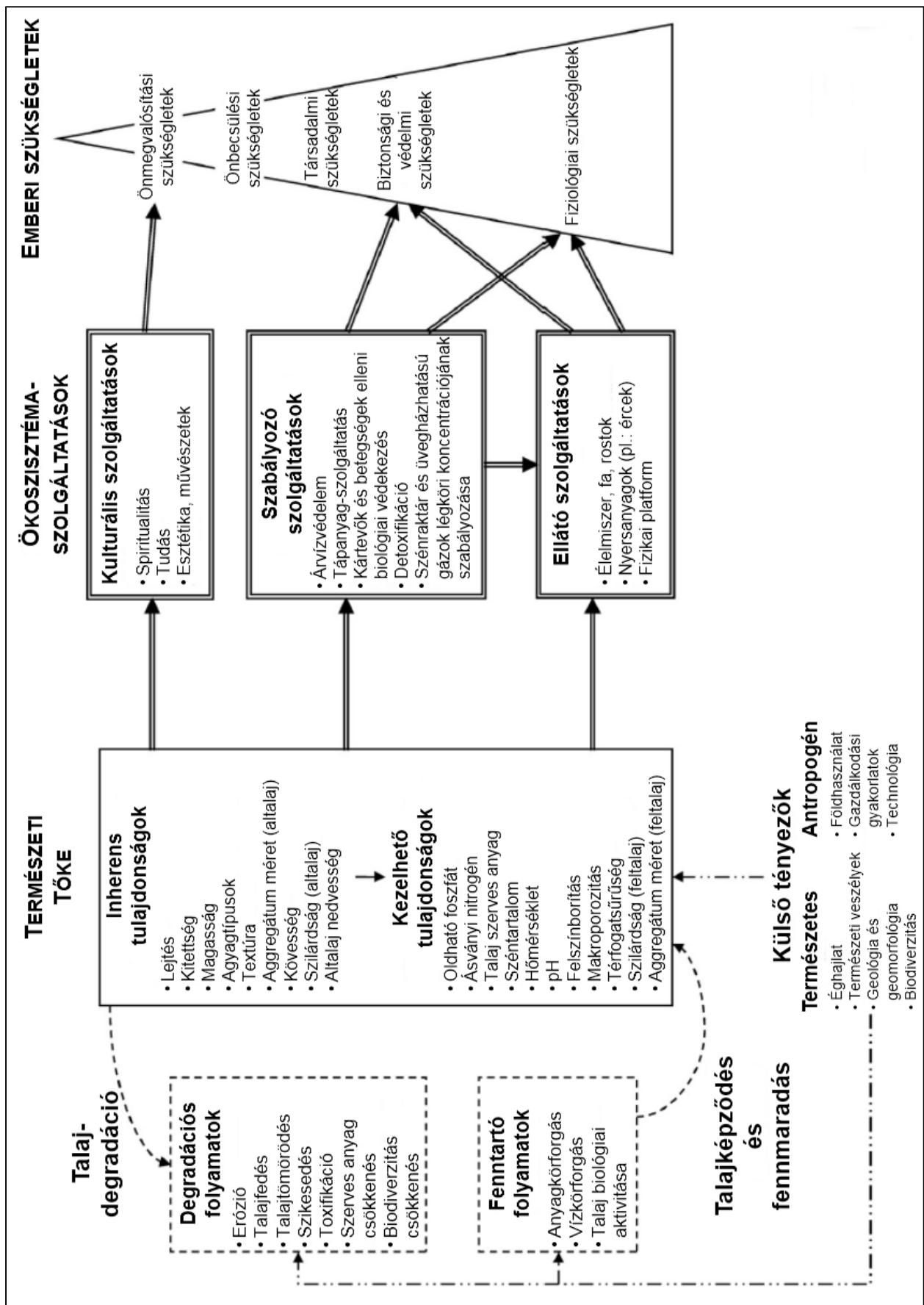
A talaj a litoszféra, atmoszféra, hidroszféra és bioszféra határán kialakult, feltételelesen megújuló természeti erőforrás (Stefanovits *et al.* 1999). Képződéséhez hosszú idő szükséges, és fenntartása megköveteli a racionális földhasználatot és az ésszerű, fenntartható talajművelési technikák alkalmazását. Ugyanakkor a földfelszín termékeny, felső rétegére sokáig csak mint az élelmiszertermeléshez elengedhetetlenül szükséges környezeti közegre tekintettek. Talajaink helyzetének romlásával azonban a főként mezőgazdasági prioritásokat figyelembe vevő szemléletmód meghaladottá vált (Stefanovits *et al.* 1999). Többek között azért is, mert a talaj a Föld biodiverzitásáért felelős szervezetek mintegy negyedének biztosít életteret, és emellett megannyi – napjainkat alapjaiban meghatározó – funkciót is betölt (2. ábra). Várallyai (2015) szerint ezek a következők:

- 1) A többi természeti erőforrás (sugárzó napenergia, légkör, felszíni és felszín alatti vízkészletek, biológiai erőforrások) hatásának integrátora, transzformátora, reaktora. Ily módon biztosít életteret a talajbani élettevékenységnek, termőhelyet a természetes növényzetnek és termesztett kultúráknak.
- 2) A primer biomassza-termelés alapvető közege, a bioszféra primer tápanyagforrása.
- 3) Hő, víz és növényi tápanyagok (és kényszerből hulladékok) természetes raktározója.
- 4) A talajt (és teresztris ökoszisztémákat) érő, természetes vagy emberi tevékenység hatására bekövetkező stresszhatások puffer közege.
- 5) A természet hatalmas szűrő-és detoxikáló rendszere.
- 6) A bioszféra jelentős gén-rezervoárja, a biodiverzitás nélkülözhetetlen eleme.
- 7) Földtörténeti és történelmi örökségek hordozója.
- 8) Építkezések és emberi tevékenységek alapvető helyszíne.

Jól látható tehát, hogy a talajnak óriási szerepe van a globális környezeti minőség alakításában, és ezáltal egy élhető bolygó megteremtésében. Így a napjainkban egyre fokozódó talajdegradáció nemcsak egy környezeti probléma a sok közül, annak komoly társadalmi és gazdasági következményei vannak, nem beszélve a jövő nemzedékek érdekeiről. A klímaváltozás problémájának középpontba kerülésével a talajok karbon ciklusban betöltött szerepe mára kiemelt jelentőségűvé vált, ugyanis körülbelül kétszer annyi szén raktározódik a világ talajaiban (1500 Gt), mint amennyi az atmoszférában, és háromszor annyi, mint a primer biomasszában (Batjes 1996). Európa talajai becslések szerint 73-79 Mrd t szenet tartalmaznak, aminek felszabadulása 50-szer nagyobb emissziót eredményezne, mint az EU 28 tagállamának 2013. évi kibocsátása széndioxid egyenértékben (Gobin *et al.* 2011). Ennek a szénmennyiségnek kb. 20-25 %-a tőzeg- és láptalajokban található, amik az EU területének mindössze 7 %-át teszik ki. A legjelentősebb ilyen területek Svédországban, Finnországban, Németországban, az Egyesült Királyságban és Írországban fordulnak elő (Gobin *et al.* 2011). Tehát ezeknek a nagy karbontartalmú tőzegtalajoknak a megőrzése óriási jelentőségű, ugyanis a kötött szén felszabadulása és légkörbe kerülése az üvegházhatású gázok koncentrációjának növelésével aláássa és meghiúsítja az éghajlatváltozás elleni küzdelmet, amit több nemzetközi egyezmény is célul tűzött ki. Jól mutatja

a helyzet súlyát, hogy az előbb említett mennyiségű karbon 0,1 %-ának atmoszférába jutása annyit jelent, mintha további 100 millió autó közlekedne az utakon (Gobin *et al.* 2011).

A talajélőlények számos talajfunkció és ökoszisztéma-szolgáltatás biztosításában vesznek részt, így a talaj biodiverzitás megőrzése alapvető fontosságú az emberiség számára. A talaj szerkezetének, szerves anyag (humusz) tartalmának befolyásolásán keresztül meghatározó szerepük van a talaj termékenységének alakításában. A tápanyagok a szervesanyag-bomlás során válnak hozzáférhetővé a növények számára, így járulva hozzá a primer produkcióhoz. A holt biomassza bontásával tehát nő a talaj szerves anyag tartalma, ami egy futballpályányi területre vonatkoztatva évente kb. 25 ezer kg szerves anyagot jelent (Turbé *et al.* 2010). Eközben azonban CO₂-ot juttatnak a légkörbe (ún. talajlégzés), így a klímaregulációban betöltött szerepük is vitathatatlan. A talaj vízellátottságát és szellőzőttségét is befolyásolják a talajaggregátumok és pórusok alakítása révén. A klímaváltozás okozta szélsőséges időjárási események következtében felértékelődik a talajok infiltrációs és vízraktározó képessége. Bizonyított tény, hogy például a talaj ökoszisztéma-mérnökeinek számító földigiliszták talajszennyezést követő pusztulása után a talajok víznyelő képessége (infiltrációs ráta) bizonyos esetekben akár 93 %-kal is csökken, ami kedvezőtlen talajállapotok kialakulásához vezet (Turbé *et al.* 2010). A talajszennyezések felszámolásában is óriási jelentősége van a talajorganizmusoknak, ugyanis a szervezetükben történő akkumulációval, vagy a szennyező anyag kisebb, nem toxikus formájú molekulákká bontásával, illetve módosításával segítik a talajok detoxifikálását. Számos esetben megfigyelhető, hogy az ipari szennyeződések mikrobiális közösségek talajba oltásával számolják fel, ami azon túl, hogy hatékonyabb, jelentősen olcsóbb a hagyományos kármentesítési módszereknél. A talaj élővilágának nem elhanyagolható a szerepe a kártevő-kontrollban sem, ugyanis egy „egészséges” talajban ezek a folyamatok jól szabályozottak. A természetes ellenségek megléte például kizárja, illetve korlátozza a mező- vagy erdőgazdasági szempontból károsnak tartott élőlények gradációját, jelentős költségeket megtakarítva ezzel. A peszticidek használatára visszavezethető környezeti és társadalmi károkat tudniillik évi 8 Mrd \$-ra becsülik (Turbé *et al.* 2010). A talajok biodiverzitása végül, de nem utolsósorban hatalmas kémiai és genetikai forrást nyújt többek között a gyógyszeriparnak. Számos, ma is használatos antibiotikumot, úgymint például a penicillint vagy sztreptomocint is, talajmikrobákból izolálták (Jeffery *et al.* 2010). De emellett közvetett módon jelentős hatást gyakorol az emberi egészségre az is, hogy a különböző degradációs folyamatok következtében előálló rossz talajállapotok kedvezőtlen életteret nyújtanak a talaj élővilágának, ezzel többek között rontva az élelmiszerek minőségét, illetve csökkentve azok mennyiségét. Tehát megállapíthatjuk, hogy a biodiverzitás adja a talaj megfelelő működésének alapját, és az ökoszisztémák nagyfokú ellenállóképességét a kedvezőtlen tényezőkkel szemben. A legjelentősebb talajdegradációs folyamatok (talajerózió, szervesanyag-tartalom csökkenés, talajtömörödés, szikesedés, talajfedés, talajszennyezés) mellett további fenyegetést jelent a talaj élővilágára a klímaváltozás, a genetikailag módosított szervezetek és az invazív fajok terjedése. Így ezek is kiemelt figyelmet kell, hogy kapjanak egy hatékony talajvédelem megvalósítása során.



2. ábra: A talaj, mint természeti tőke szerepe az ökoszisztéma-szolgáltatások és emberi jóllét biztosításában (Dominati *et al.* 2010 alapján).

2.2. A szervesanyag-dekompozíció, mint ökoszisztéma-szolgáltatás

A talajok kulcsszerepet játszanak csaknem minden biogeokémiai ciklusban, így a – talán legnagyobb jelentőséggel bíró – karbon körforgásban is. A talaj szervesanyag-készleteiben raktározódik kb. 1500 Pg szén, nem beszélve a mikrobiális biomassza formájában jelenlevő 500 Pg karbonról. Ez adja a szárazföldi biomassza karbonkészletének mintegy 90 %-át, ami csaknem háromszorosa az atmoszférában (762 Pg C) és négyszerese a primer biomasszában (550 Pg C) található szén mennyiségének (Bertrand *et al.* 2016). Többek között ez eredményezi, hogy a talaj szénháztartásában bekövetkező bármilyen változás jelentős hatással bír a globális karbonciklusra is. A talajba kerülő szén elsősorban a vegetációból származik, melynek további sorsát alapvetően a következő útvonalak határozzák meg: 1) a lebontó folyamatok eredményeként a szén CO₂ és CH₄ formájában a légkörbe jut; 2) a mikrobiális biomasszába épül vagy 3) humuszanyagokká alakul. Mivel a primer produkció a szárazföldi ökoszisztémákban – ellentétben számos vízi ökoszisztémával – elsősorban növényi eredetű, a talaj szerves anyaga főként növényi makromolekulák által dominált, úgymint a cellulóz (a növényi biomassza 35-50 %-a) vagy a lignin (Lynd *et al.* 2002).

A szervesanyag-tartalom kiemelt jelentőséggel bír a talaj biológiai aktivitása szempontjából és emiatt gyakran szolgál a talaj minőségének, illetve termékenységének indikátoraként (De Bona *et al.* 2008). Továbbá a globális szénkörforgásban betöltött központi szerepe miatt egyre nagyobb hangsúlyt kap a klímaváltozással kapcsolatos kutatásokban is. A talaj szerves anyaga és az ehhez kötődő biológiai aktivitás emellett pozitív hatással van a talaj fizikokémiai tulajdonságaira is, úgymint a vízmegtartó kapacitás, levegőzöttség, aggregáció és a talajszerkezet stabilitása. Továbbá nagymértékben befolyásolja a tápanyagok és toxikus elemek felvehetőségét és dinamikáját egyaránt (Farenhorst 2006; van Herwijnen *et al.* 2007).

Mindazonáltal a szerves anyag számos formában (mikrobiális biomassza, avar, friss szerves anyag, humifikálódott szerves anyag) fordul elő a talajban, jelentős reaktivásbeli különbséggel. Ezt támasztja alá például az a tény is, hogy míg a szerves anyag talajban való tartózkodási ideje általában 20-50 év, addig bizonyos kémiai frakciói esetében ez napokat vagy akár évezredekkel jelent. Tehát a talaj szerves anyaga számos módon jellemezhető, amik közül az egyik leggyakoribb a molekuláris méret vagy a biokémiai tulajdonság alapján történő osztályozás. A talaj szerves anyagának kémiai heterogenitása elsősorban annak térbeli elhelyezkedésére reflektál: a talajba frissen bekerült szerves anyag jellemzői például jelentősen eltérnek azoktól, amik a makroaggregátumokhoz kötve találhatóak oldhatóbb állapotban, vagy épp ellenkezőleg, mikroaggregátumokhoz kapcsolódva, valamint agyag – szerves anyag komplex formájában stabilizálódnak.

A talaj nagyfokú heterogenitásának köszönhetően mozaikszerűen váltakoznak az oxikus és anoxikus élőhelyek mind térben mind időben, amik alapjaiban határozzák meg többek között a lebontó folyamatok milyenségét is. Az időbeli fluktuáció például olyan talajok esetében a legkifejezettebb, ahol időszakos vízborítás, illetve ingadozó talajvízszint jellemző, de önmagában a csapadék alakulása is fontos tényező. A kemoorganotróf, aerob légzés tekinthető a talaj szénkibocsátásának legjelentősebb formájaként, azonban oxigényszegény környezetben más, energetikailag kevésbé hatékony respirációs útvonalak is előtérbe kerülhetnek (Bertrand *et al.*

2016). Anoxikus, nitráthiányos közegben pedig a fermentációs folyamatok válnak dominánssá, ám ezek szerepe a talajban általában marginális (Bertrand *et al.* 2016).

A bomlási folyamatok sokrétűek: a fizikai fragmentálódástól kezdve a kémiai degradáción keresztül a szerves anyag kilúgozódásig. A szervesanyag-dekompozíció során alapvetően három fázis figyelhető meg (Chapin 2002), mely a kismolekulasúlyú, könnyen oldható anyagok gyors mineralizációjával, illetve immobilizációjával kezdődik. Ezt követően indul el – specializáltabb mikrobaközösségek közreműködésével – a növényi sejtfal fő alkotóinak, a hemicellulóznak és cellulóznak a bontása. Ebben az extracelluláris enzimek mellett elsősorban olyan cellulózbontó baktériumok és gombák vesznek részt, amelyek endo/exocelluláz, cellobiohidroláz, β -glükozidáz termelésére képesek. Ezek lehetővé teszik a cellulózláncok felbontását, a cellobióz és végül a glükóz molekulák felszabadítását. A hemicellulóz bontása – a cellulóznál komplexebb szerkezetének köszönhetően – diverzebb enzimaktivitást igényel, ugyanis ezek különböző hexózokat, pentózokat, valamint uronsavakat is tartalmaznak. Ebben a fázisban történik olyan kulcsfontosságú óriásmolekulák depolimerizációja is, mint a keményítő, kitin vagy peptidoglikáné. A szervesanyag-dekompozíció harmadik, egyben utolsó stádiuma a legnehezebben emészthető összetevők (lignin, viasz, gyanta stb.) bontása, ami a leglassabb, és még oxikus körülmények közt is gyakran befejezetlen fázis. Ezek dekompozíciója egyszerű cukrok jelenlétét igényli, amik mint stimulánsok segítik elő a talaj szerves anyaga nehezen bontható összetevőinek emésztését. Ezt nevezik „priming effect”-nek, aminek megismerése jelentős előrelépést jelentett a talaj szénháztartásának jobb megértésében (Fontaine *et al.* 2003). A legellenállóbb komponensek emésztését elsősorban bazídiumos (Basidimycota) és tömlős (Ascomycota) gombák végzik, amit olyan széles hatásspektrumú enzimek termelése révén képesek elérni, mint a peroxidáz és lakkáz. Gyakran a talajba kerülő friss szerves anyag minősége befolyásolja leginkább a nehezen emészthető összetevők dekompozíciójának sebességét, de különösen fontos a klimatikus faktorok (hőmérséklet, nedvesség) alakulása is (Bertrand *et al.* 2016).

A szerves anyag jelentős részének sorsa azonban nem az előbb részletezett útvonalat követi: bizonyos hányada a mikrobiális biomasszába épülve asszimilálódik. A nitrogén és szén elengedhetetlenül fontos elemei a mikrobiális növekedésnek, amik egymáshoz viszonyított aránya rendkívüli jelentőséggel bír az anyagcsere (mineralizáció - immobilizáció) folyamatok alakulásában. A szerves anyag (szubsztrát) C:N aránya meghatározza mind a degradációs folyamatok sebességét, mind a heterotróf mikroorganizmusok és növények közötti, tápanyagokért folytatott kompetíció intenzitását (Bertrand *et al.* 2016).

A talajba került szerves anyag nem mineralizálódott vagy asszimilálódott frakciói humusszá alakulhatnak, ami egy kémiaiilag rendkívül változatos összetételű, komplex makromolekula (Stefanovits *et al.* 1999). Főként tanninok, viaszok, szuberin és lignin polifenolos származékai alkotják, amikhez mikrobiális eredetű fehérjék és nukleinsavak is kötődhetnek. Ez utóbbiak általában olyan reaktív molekulákhoz (pl.: kinonok) kapcsolódnak, amik gombák által termelt peroxidázok, polifenoloxidázok tevékenysége eredményeként jönnek létre (Bertrand *et al.* 2016). Tehát idővel a mikrobiális aktivitás következtében egyre több humuszalkotó (bakteriális poliszacharidok, gomba eredetű pigmentek stb.) gyarapítja a talaj humuszfrakcióját, amelynek molekulasúlya általában 700-300 000 Da. Leggyakrabban a következő három típust különböztetik

meg: 1) fulvinsavak (oldalláncokban gazdag, vízben jól oldható); 2) humuszsavak (aromás vegyületekben gazdag, oldalláncokban szegény; nehezen oldhatók) és 3) huminok (oldalláncokban gazdag és elég jól oldódók) (Stefanovits *et al.* 1999). Ezek szivacszerű struktúrái – a hidrofób és hidrofil zónák váltakozásával – nagy reakciós felszínt kínálnak számos folyamat számára. Általában szervesen partikulumokhoz kötődve alakul ki három dimenziós szerkezetük, ami a szerves anyagok nehéz hozzáférhetősége miatt nem biztosít kedvező lehetőséget az enzimikus emésztés számára. Számos fontos fizikokémiai talajjellemzőt alapjaiban határoznak meg a humuszanyagok tulajdonságai, ideértve többek között a talaj kation kicserélő vagy adszorpciós képességét (Stefanovits *et al.* 1999). Közvetlen humifikáció azokon a területeken fordul elő elsősorban, ahol a pedoklimatikus feltételek akadályozzák a mikrobiális tevékenységeket. Ebben az esetben a humuszanyagok lassú oxidációs és fizikokémiai kondenzációs folyamatok eredményeként keletkeznek és alkotnak kis molekulású vegyületeket (Bertrand *et al.* 2016).

A humusz átlagos kicserélődési ideje 2-5 % / év, ez azonban nagymértékben függ a talajtól és a klimatikus körülményektől. Összehasonlításképp, a lignin esetében ez az érték 50 % körül alakul, ami ugyancsak jól mutatja, hogy a humusz mennyire nehezen bontható szerves anyag (Maier *et al.* 2000). Ez egyrészt köszönhető a már említett zárt, mikrobiális tevékenységek elől védett struktúrájának, de a könnyen oldható szubsztrát kis mennyiségben való jelenléte is eredményezheti a humusz dekompozíciós folyamatainak mérséklődését vagy akár hiányát. A biodegradáció számára kedvezőtlen feltételek azonban nagymértékben hozzájárulnak a talaj szénkészleteinek megtartásához. Mindazonáltal ez az állapot könnyen megváltozhat, aminek következtében az addig nehezen hozzáférhető szerves anyag mikrobiális tevékenységek számára kedvező formába kerül és elindul a dekompozíció. A humusz ilyenkor nemcsak mint szén és nitrogénforrás szolgál, de biztosítja a megfelelő energiaellátást is a mikrobák számára. Ez magyarázza például, hogy a természetes élőhelyek művelésbe vonása során a szerves anyag mineralizációja kerül előtérbe, ami szervesanyag-utánpótlás nélkül a talaj humusztartalmának lassú, de biztos csökkenéséhez vezet.

Összességében tehát elmondható, hogy a talaj szerves anyagának biodegradálhatósága – a szerves anyag hozzáférhetősége mellett – leginkább annak minőségétől (pl.: szerves savak, fehérjék, huminsavak, lignin mennyisége), a talajmátrix tulajdonságaitól (pl.: pH, oxigénmennyiség), valamint a mikrobiális jellemzőktől (biomassza, aktivitás, közösségi összetétel) függ (Cookson *et al.* 2005). Továbbá megfigyelhető a dekompozíció esetében egyfajta időbeli dinamika is, ami elsősorban a szerves anyag input, hőmérséklet- és nedvességviszonyok szezonális változásainak köszönhető (Murphy *et al.* 1998). Ugyanakkor jelentős hatást gyakorolhat ezekre a folyamatokra az emberi tevékenység is a szerves anyag minőségének, mennyiségének megváltozásán, valamint a pórusréteg, a mikrobiális biomassza, aktivitás és kompozíció befolyásolásán keresztül (Cookson *et al.* 2005).

2.3. A lebontásban kulcsfontosságú talajélőlények bemutatása és jelentőségük

A talajbióta integráns részét képezi a talajoknak: számos ökoszisztéma-szolgáltatás közvetítésében van elengedhetetlen szerepe, jelentősen befolyásolva ezzel mindennapjainkat. Ilyen többek között a talajban játszódó szervesanyag-dekompozíció is, ami az egyik legjelentősebb talajhoz köthető ökoszisztéma-szolgáltatásnak tekinthető. A talajok rendkívül komplex és diverz élővilággal rendelkeznek, ami elsősorban nagyfokú fizikai és kémiai heterogenitásuknak köszönhető (Tiedje *et al.* 2001). Ez a változatosság elsősorban a mikroklimatikus jellemzők sokszínűségén keresztül érvényesül, a talajélőlények niche variabilitásának magas számát jelölve (Tiedje *et al.* 2001; Ettema és Wardle 2002). A talajorganizmusok klasszifikációja leggyakrabban testméret (szélesség) alapján történik, ami szerint a következő csoportokat szokták megkülönböztetni (Swift *et al.* 1979): mikrobióta (< 100 µm, mikrobák, mikrofauna), mezofauna (100 µm-2 mm, pl.: mikroarthropodák, televényférgek), makro- (> 2 mm, pl.: földigiliszták, csigák, ikerszelvényesek, szárazföldi ászkarákok), illetve megafauna (pl.: nagyobb földigiliszták, talajlakó gerincesek). Vizsgálataink – a nagyobb méretű földigilisztákon kívül – nem terjedtek ki a megafaunára, így azok részletes bemutatására jelen munkában nem került sor.

2.3.1. Mikrobióta

A talaj rendkívül nagy biodiverzitással jellemezhető, különösen mikrobiális léptékben (Torsvik *et al.* 1994). A talajmikrobióta meghatározó jelentőséggel bír az ökoszisztémák működésében, például szabályozza a tápanyag mineralizációt és a szervesanyag-dekompozíciót, növeli a tápanyag-ellátottságot és -stabilitást. Számos ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtva ezzel, amik által biztosított a növénytermesztés számára is kedvező talajminőség fenntartása (Neher 1999; Wardle *et al.* 2004). A mikrobióta a mikrobák és a mikrofauna egységes elnevezése. Azon kívül, hogy hasonló mérettartományba (< 100 µm) tartoznak, semmi nem indokolja, hogy egységesen kezeljük ezt az élőlénycsoportot, ugyanis funkcionálisan teljesen eltérő szerepet töltenek be. Jelen tanulmány szempontjából a mikrobák nagyobb jelentőséggel bírnak, így azok bemutatása hangsúlyosabb.

MIKROBÁK

A talajorganizmusok kétségkívül legdiverzebb és legtömegesebb megjelenésű csoportját a mikrobák képezik, melyek alatt alapvetően három domén képviselőit értjük: a baktériumokat (Bacteria), a gombákat (Fungi), valamint az ősbaktériumokat (Archaea). Számos vizsgálat szerint egy grammnyi talaj akár több tízezer fajt is tartalmazhat (Fierer *et al.* 2007; Roesch *et al.* 2007). A legfajgazdagabb doménnek tekintett baktériumok teljes fajszámát egyes kutatók 2-3 millióra becsülik (Torsvik *et al.* 1994; Dejonghe *et al.* 2001). A talajgombák diverzitását illetően ennél némileg kisebb mértékű fajgazdagságot valószínűsítenek (Bridge és Spooner 2001; Hawksworth 2001). Ez a hihetetlen nagy biodiverzitás feltehetően a mikrobákra jellemző magas fekunditással, rövid generációs idővel, valamint gyors növekedéssel magyarázható elsősorban. Ez többek között lehetővé teszi számukra a környezetben bekövetkező legkisebb változásokhoz történő csaknem azonnali alkalmazkodást (Hättenschwiler *et al.* 2005). A baktériumok egysejtű prokarióták, amik

elsősorban a talajszemcsék felületi vízhártyáján megtelepedve élnek és mozgásuk is ezek segítségével történik. Ellentétben az eukarióta fonalas gombákkal, melyek ebből a szempontból kevésbé korlátozottak, ugyanis könnyen átszövik a levegővel telt pórusteret (Ritz 2007). Ezidáig 25 különböző baktérium törzs (phylum) fajait sikerült kimutatni a talajokból, melyek közül a legdominánsabbnak az Acidobacteria, Proteobacteria, Actinobacteria, Bacteriodes és Firmicutes taxonok számítanak (Lauber *et al.* 2009). A gombák közül pedig a Basidiomycota, Ascomycota és Glomeromycota törzsek tekinthetők a leggyakoribbaknak. Emellett azonban nagy diverzitással és abundanciával vannak jelen a talajban az archeák és vírusok is (Fierer *et al.* 2007). Az ősbaktériumok is egysejtű prokarióták, de filogenetikailag a baktériumoktól elkülönült vonalat képviselnek.

Mindhárom csoport rendkívüli jelentőséggel bír az ökoszisztémák működése szempontjából: közreműködnek többek között a szervesanyag-bomlásban, így a biogeokémiai ciklusokban, a talajkórokozók visszaszorításában és végül, de nem utolsósorban a primer produkció szabályozásában is (Smith és Read 2008; van der Heijden *et al.* 2008; Lugtenberg és Kamilova 2009; Maron *et al.* 2011). A baktériumok és gombák a szerves anyag elsődleges lebontóiként egyszerre határozzák meg a növények számára felvehető tápanyagok mennyiségét, és a talaj szénkészleteinek méretét. A döntően általuk termelt enzimeknek köszönhetően indul el a kémiai degradáció folyamata, amit az oldható szerves és szervetlen összetevők detritusból történő kilúgozódása követ (Swift *et al.* 1979; Coleman *et al.* 2004). Más szerzők egyszerűen csak a karbon mineralizációs folyamatokként tekintenek a szervesanyag-dekompozícióra, melynek 90 %-áért ezek a mikroorganizmusok tehetők felelőssé (Swift *et al.* 1979). Az archeák és vírusok ökoszisztémában betöltött szerepe ugyan még kevésbé ismert, annyi azonban bizonyos, hogy az ősbaktériumok főként a metánképződésben és a nitrogén körforgásban bírnak meghatározó jelentőséggel (Philippot *et al.* 2009a). A vírusok biogeokémiai ciklusokra gyakorolt hatása ezzel szemben elsősorban a baktérium populációk szabályozásán keresztül, közvetett módon jut érvényre (Kimura *et al.* 2008). Gardi és mtsai (2009) a következő ökoszisztéma-szolgáltatások felsorolásával foglalták össze a talajmikroba-közösségek fontosságát:

- 1) az anyagkörforgás szabályozása;
- 2) a növények tápanyagfelvételének elősegítése;
- 3) a szennyezőanyagok degradációja;
- 4) a nehézfémek mobilitásának befolyásolása;
- 5) a talajaggregátumok stabilizálása;
- 6) a talaj porozitásának és vízmegtartó képességének javítása;
- 7) a táplálékhálózat alapja, fontos táplálékforrás;
- 8) a patogének és exotikus fajokkal szembeni rezisztencia biztosítása.

A mikrobák talajban történő eloszlása alapvetően gócpontszerű mintázatot követ ('biological hotspots'). Ezek a biológiaiilag aktív régiók Beare és mtsai (1995) alapján a következők:

- 1) detrituszoszféra: a bomlásban lévő állati és növényi eredetű holt anyag zónája;
- 2) driloszoszféra: a földigiliszták járatainak nyálkával, illetve szénben és tápanyagban gazdag más váladékkal bevont fala;
- 3) póruszoszféra: az aggregátumok közötti vízhártyák és csatornák;

- 4) aggregátumszféra: a makroaggregátumokon belüli és a mikroaggregátumok közötti hézagok, valamint
- 5) rizoszféra: a növényi gyökerek és azok exkrétuma által közvetlenül befolyásolt talajzóna.

A mikrobiális diverzitás elősegíti a növények együttélését, valamint számos ökoszisztéma funkciót is biztosít: többek között ilyen a talajtermékenység és a nitrogén körforgás (Miki *et al.* 2010; Philippot *et al.* 2013). Számos vizsgálat igazolta, hogy a mikrobaközösség szerkezetében (bizonyos mikrobacsoportok jelenléte, illetve relatív abundanciája) bekövetkező változások olyan fontos folyamatokra gyakorolnak szignifikáns hatást, mint például az avarbomlás (Strickland *et al.* 2009; McGuire és Treseder 2010), vagy a denitrifikáció (Philippot *et al.* 2009b; Jones *et al.* 2014). Tehát a mikrobaközösségek sokfélesége elengedhetetlen számos talaj funkció esetében, így az egészséges talajállapot megteremtésében is (Tiedje *et al.* 1999). Az emberi tevékenységek komoly hatással lehetnek a mikrobiális diverzitásra és aktivitásra egyaránt, ami akár funkció kieséshez vagy/és fajcsökkenéshez is vezethet (Cardinale *et al.* 2012). Abban azonban általános a konszenzus, hogy e vonatkozásban az általános funkciók, mint amilyen a szervesanyag-dekompozíció is, stabilabbnak tekinthetők, mint a speciálisak (pl.: nitrifikáció): míg az előbbieket a mikroorganizmusok széles köre által biztosítottak, addig az utóbbiak csak bizonyos mikrobacsoportok jelenlétében képesek végbemenni (Griffiths *et al.* 2001).

MIKROFAUNA

A talaj mikrofauna legabundánsabbnak tekinthető csoportjait a különböző állati jellegű egysejtűek (Protozoa), a kerekese- (Rotifera) és fonálféreg (Nematoda) adják (Swift *et al.* 1979). A Protozoa csoportot egysejtű eukarióták alkotják, melyek ugyancsak a talajpórusokban található vízvártyákban élnek és mozognak. A legtöbb közülük baktérium- és gombaevő, de ragadozók és szaprofita állati egysejtűek is ismertek. A kerekeseféreg általában baktériumokkal és gombákkal táplálkoznak, de néhány fajuk ragadozó. A fonálféreg a talajszemcsék felületi vízvártyájában, valamint a növényi gyökereken élnek, és egymástól nagymértékben különböző táplálkozási stratégiát folytatnak. Lehetnek növényevők, baktérium-, vagy gombafogyasztók, de ragadozók vagy akár mindevők is (Yeates *et al.* 1993).

A mikrofauna ugyancsak jelentős szerepet tölt be jó néhány ökoszisztéma-szolgáltatás biztosításában. A legismertebb funkciójuk az anyagkörforgás elősegítése, melyben döntően táplálkozásuk, valamint kiválasztásuk révén működnek közre. Mivel jelentős részük mikrobafogyasztó, illetve detrituszevő, a mikroorganizmusok populációinak szabályozásán keresztül szignifikáns hatást gyakorolnak mind a szervesanyag-bomlásra, mind a növényi szimbiotikus kapcsolatokra (Scheu *et al.* 2005; Bonkowski *et al.* 2009). A rizoszférában élő organizmusok ezen kívül nagymértékben befolyásolhatják a primer produkciót és a növények közösségi összetételét is (De Deyn *et al.* 2003; Bonkowski *et al.* 2009). Továbbá mint táplálékforrás is rendkívüli jelentőséggel bírnak, elsősorban a mezofauna és a szaprofita talajmikrobák számára (Piskiewicz *et al.* 2008). Nem elhanyagolható azonban a szerepük a kártevő-kontrollban sem, tudniillik többek között számos entomopatogén fonálféreg is ismert.

2.3.2. Mezofauna

A talaj mezofauna alatt általában a 100 µm és 2 mm közötti testszélességgel rendelkező talajállatokat értjük. (Swift *et al.* 1979). A legjelentősebb ide tartozó taxonok az atkák (Acari), ugróvillások (Collembola), medveállatkák (Tardigrada), előrovarok (Protura), lábaspotrohúak (Diplura), szövőcsévések (Symphyla), villáscsápúak (Pauropoda) és a televényférgek (Enchytraeidae). A felsorolt élőlénycsoportok többsége ízeltlábú (kivéve a medveállatkákat és televényférgeket), így a szakirodalomban gyakran megjelenő mikroarthropoda elnevezés alatt csaknem a teljes mezofaunát szokás érteni. A legabundánsabb és fajgazdagabb csoportoknak az atkák és ugróvillások tekinthetők. A talaj felső rétegeinek pórusterében, illetve az avarban élnek, nem ritkán elérve akár a 10^5 - 10^6 /m²-es egyedszámot is (Culliney *et al.* 2013), ezzel számos ökoszisztémában az összes talajízeltlábú mintegy 95 %-át kitevő (Hardings és Stuttard 1974; Maraun és Scheu 2000). Táplálkozásukat illetően is sokszínűek, ugyanis a növényevőktől kezdve a baktérium- és gombafogyasztókig egyaránt találunk rájuk példát. A többi említett élőlénycsoport képviselői főként detrituszevők, de általános jelenség a mikroorganizmusok, főként gombák fogyasztása is.

Becslések szerint az éves avar mennyiség 20-30 %-át a talajmikroarthropodák fogyasztják el (Seastedt 1984), ami az ugróvillások esetében kb. 6 %-ot jelent (Van Straalen 1989). Tápanyag mobilizációban betöltött szerepük, a detritusz C/N arányának emelkedésével és a nedvesség csökkenésével még inkább meghatározó (Seastedt 1984). A mezofauna azon túl, hogy a holt növényi anyag további aprításával és inokulálásával elősegíti a detritusz bomlását, jelentős szabályozó szerepet tölt be a mikrobiális dekompozícióban (Seastedt 1984; Filser 2002). Ezt a baktériumok és gombák szelektív „legelésével” valósítják meg, nagymértékben befolyásolva azok közösségi összetételét, illetve mennyiségi viszonyait. Emellett meghatározó jelentőségűek a mikrobiális propagulumok (pl.: gomba spórák) terjesztésében is, mely révén ugyancsak komoly hatást gyakorolnak a dekompozícióra. Számos vizsgálat bizonyítja, hogy a mikroarthropodák ezen kívül részt vesznek a pedogenezisben, a talajaggregátumok stabilizálásában, a humifikációban, valamint a talaj vízháztartásának és így a növények növekedésének szabályozásában is (Butcher *et al.* 1971; Lavelle 1996; Neher 1999; De Deyn *et al.* 2003). Tehát táplálkozási szokásuktól függően más és más módon működnek közre a szervesanyag-bomlás dinamikájának alakításában. Emellett nem elhanyagolható szerepük a kártevők és talajbetegségek visszaszorításában és kontrollálásában sem (Wall *et al.* 2012).

Fontos kiemelni indikátor szerepüket, aminek köszönhetően elsősorban mint ökotoxikológiai modellállatok kerültek a talajbiológia látóterébe. Ugyanis a talajmikroarthropodákat igen érzékenyen befolyásolják a legkülönbözőbb környezeti tényezők, úgymint például a talajtulajdonságok vagy a mikrohabitat, valamint táj szerkezete, illetve konfigurációja (Verhoef és Van Selm 1983; Hopkin 1997; Van Straalen és Verhoef 1997; Van Straalen 1998; Pflug és Wolters 2001; Alvarez *et al.* 2001; Gardi *et al.* 2008). Emellett gyorsan reagálnak az élőhelyüket ért emberi hatásokra, többek között a mezőgazdasági kezelésekre is. Ezt követően egyre többen ismerték fel a talajmikroarthropodák élőhelyminősítésben történő alkalmazásának lehetőségeit (Van Straalen és Verhoef 1997; Parisi *et al.* 2005; Tsiadouli *et al.* 2005). Parisi és mtsai (2005) erre építve például

kidolgoztak egyfajta biodiverzitás indexet (QBS index), ami alkalmas többek között a talaj biológiai minőségét befolyásoló emberi tevékenységek hatásainak detektálására is.

2.3.3. Makrofauna

A talaj makrofaunáját a 2 mm-nél nagyobb testszélességgel bíró állatok alkotják, melyek között vannak lebontók, ragadozók és növényevők egyaránt. Az egyik legfontosabb csoportjukat az ún. makroarthropodák jelentik, melyek alatt a nagyobb méretű ízeltlábúak taxonómiaiilag diverz együtteseit értjük. A szervesanyag-bomlásban ezek közül a szárazföldi ászkarák (Isopoda: Oniscidea) és az ikerszelvényesek (Diplopoda) bírnak a legnagyobb jelentőséggel. Ugyanakkor a dekompozícióban nemcsak ízeltlábúak vesznek részt, meghatározó a szerepük a földigilisztáknak (Lumbricidae) és a csigáknak (Gastropoda). Előbbi jelentőségét jól tükrözi, hogy a hangyák (Hymenoptera: Formicidae) és a termeszek (Isoptera) mellett ún. ökoszisztéma-mérnökökként képesek a talaj fizikokémiai tulajdonságainak oly mértékű megváltoztatására, amivel nagy hatást gyakorolnak a talajbióta, és így a talajfunkciók csaknem egészére (Jones *et al.* 1994). A földigiliszták elsősorban a mérsékelt égövben, míg a termeszek a trópusokon bírnak nagyobb jelentőséggel. Fontos még megemlíteni a ganajtúró bogarakat (Coleoptera: Scarabaeidae) és a Diptera lárvákat, melyek az állati jellegű holt szerves anyag bontásában működnek közre. A predátorok közvetett módon, a trofikus kapcsolatokon keresztül ugyancsak jelentős mértékben befolyásolják a dekompozíciós folyamatokat. Ezek közé tartoznak többek között: a százlábúak (Chilopoda), a nagyobb pókszabásúak (pók, skorpiók, kaszaspók stb.), a futóbogarak (Coleoptera: Carabidae), valamint a holyvák (Coleoptera: Staphylinidae) is.

A makrofauna esetében is elmondható, hogy számos, az ökoszisztémák működését alapjaiban meghatározó folyamatban bírnak kiemelt jelentőséggel, úgymint például a szervesanyag-dekompozíció és anyagkörforgás, a talaj szerkezetének, ill. vízháztartásának befolyásolása, valamint a talajkártévők és -kórokozók visszaszorítása. A mérsékelt égővi erdők esetében a makrofauna különösen fontos szerepet tölt be, ugyanis a nehezebben emészthető avartípusok bontása nélkülük csaknem elképzelhetetlen volna (Riutta *et al.* 2012). További jelentőségét adja az élőlénycsoportnak, hogy gyorsan reagálnak mind az emberi eredetű, mind a természetes zavarásra, így – mint indikátorszervezetek – élőhelyek minősítésére is alkalmasak (Paoletti és Hassall 1999; Römbke *et al.* 2005; Souty-Grosset *et al.* 2005; Paoletti *et al.* 2007; Nowakowska 2011).

A szervesanyag-biodegradációra több módon is hatást gyakorolnak, melyek közül a legfontosabbak a következők (Hassall *et al.* 1987; Lavelle és Spain 2001; Slade és Riutta 2012; Culliney 2013):

1. A holt növényi anyag aprításával kedvező kolonizációs lehetőséget biztosítanak a talajmikrobák számára, ami jórészt a fizikai fragmentálódás következtében előálló felszínnövekedés eredménye. Tehát ezek az élőlények felelősek a dekompozíciós folyamatok első lépéseiért.
2. A részlegesen megemésztett holt növényi anyag – a talajállatok tápcsatornáján keresztül haladva – számos szaprofita mikrobával inokulálódik.

3. A szerves anyag talajszemcsékkel történő elkeverése ásó-, járatkészítő tevékenységük (bioturbáció) révén.
4. A járatrendszereiken keresztül történő gázcseré (oxigenáció) és vízmozgás elősegítése.
5. A talaj fizikokémiai tulajdonságainak (porozitás, talajaggregátum méret, pH stb.) befolyásolása. Nagymértékben hozzájárulnak az avar bomlásán és a tápanyag mineralizáción keresztül a talajtulajdonságok javításához.
6. A mikrobák fogyasztásával közösségszabályozó szerepük is van.

Rendszerint diverz közösségeket alkotnak, melyek komplex és sokszínű kölcsönhatásokkal jellemezhetők (Scheu 2002), így a lebontó folyamatokra gyakorolt hatásuk értelmezése gyakran ütközik nehézségekbe.

FÖLDIGILISZTÁK (OLIGOCHAETA: LUMBRICIDAE)

A földigiliszták a talaj élőlényközösségeinek kulcsfontosságú tagjai, melyek a legtöbb ökoszisztémában viszonylag alacsony diverzitással jellemezhetők: Közép-Európában például 3-10 faj fordul elő együtt (Hättenschwiler *et al.* 2005). Magyarországon jelenleg 58 fajuk ismert (Csuzdi 2007). Egyedszámuk átlagosan 100-500/m², ami bizonyos talajokban akár 2000/m² is lehet (Lavelle és Spain 2001). Jelentőségük főként annak köszönhető, hogy alapjaiban képesek megváltoztatni a talajorganizmusok életterét (talajszerkezet, pH, CaCO₃ tartalom stb.), drasztikus hatást gyakorolva ezáltal számos talajfunkcióra (Petersen és Luxton 1982; Jones *et al.* 1994; Lavelle *et al.* 1997; Edwards 1998; Emmerling *et al.* 2002; Lavelle *et al.* 2006). Ezt döntően a következő tevékenységeik révén érik el (Römbke *et al.* 2005):

- a) kiterjedt járatrendszert hoznak létre, melynek következtében megnő a talaj pórustere;
- b) jelentős mennyiségű talajt és szerves anyagot mozgatnak át;
- c) a detritusz fogyasztással jelentősen hozzájárulnak a növényi anyag fragmentálásához;
- d) megváltoztatják a mikrobaközösségek diverzitását, stimulálják azok aktivitását;
- e) tápanyagokat szolgáltatnak a növények számára; valamint
- f) segítik azok magterjesztését is.

Ennek köszönhetően javul a talaj szerkezete, megnő a vízbeszivárgás, ami részben a nagyobb víztartókapacitásnak tulajdonítható (Syers és Springett 1983; Urbanek és Dolezal 1992; Edwards és Shipitalo 1998). A vízállékony talajaggregátumok képződésének elősegítésével nagymértékben csökkentik a talajerózió kialakulásának kockázatát is (Ziegler és Zech 1992; Schrader és Zhang 1997). Ugyanakkor számos vizsgálat számolt már be többek között ezzel kapcsolatban is a földigiliszták talajra gyakorolt negatív hatásairól (Hazelhoff *et al.* 1981; van Hoof 1983; Edwards és Bohlen 1996; Hendrix 1998; Parmelee *et al.* 1998).

A földigiliszták tehát jelentős hatással vannak a talaj szerves anyag dinamikájára és az anyagkörforgásra is (Lavelle *et al.* 1997), különösen azokon az élőhelyeken, ahol rosszabb minőségű holt növényi maradványok állnak rendelkezésre (Römbke *et al.* 2005). Azonban életformájuktól függően más és más módon vesznek részt a lebontó folyamatokban. Követve Bouché (1977), Lee (1985), valamint Edwards és Bohlen (1996) kategorizálását, a következő három ökológiai csoportjuk különböztethető meg:

- epigeikus (avarlakók): az avarrétegben, részben korhadó fakérgen élnek és táplálkoznak, járatokat nem készítenek. Az avarral közvetett módon mikrobákat is fogyasztanak, ellentétben a talajjal, ami csaknem teljes mértékben hiányzik a táplálkozásukból. Általában kisméretű, vörösszínű, gyors mozgású állatok, melyeket rövid életciklus és nagy predációs nyomás jellemez. A száraz időszakokat rendszerint kokon formában vészeli át. Ilyen fajunk például a *Dendrobaena octaedra* és a *Lumbricus castaneus* is. Előbbi a korhadó fák közelében gyakoribb, míg az utóbbi az avart részesíti előnyben.
- anöcikus (vertikális járatkészítők): a talajban lévő állandó járataikban élnek és a felszíni avarral táplálkoznak, amit kiterjedt földalatti vertikális járatrendszerei révén juttatnak a talajba. A nitrogénben gazdag, tanninmentes leveleket preferálják, mint amilyen például az ezüsthárs (*Tilia tomentosa*), magas kőris (*Fraxinus excelsior*) vagy a platán (*Acer pseudo-platanus*). Ürüléküket a talajfelszínre hordják, amivel a talaj és szerves anyag partikulumok elkeveredését segítik elő. Általában nagyobb méretűek és sötét hátoldali színezettel rendelkeznek. Viszonylag hosszú életűek, és a ragadozók által kevésbé fenyegetettek, ami elsősorban életmódjukkal magyarázható. A száraz időszakokat rendszerint nyugalmi állapotban vészeli át. Egyik leggyakoribb ilyen fajunk a *Lumbricus terrestris*.
- endogeikus (ásványitalaj-lakók): a talajban élnek és táplálkoznak. Gyakran geofágnak nevezik őket, ugyanis nagymennyiségű talajt fogyasztanak, melyből különböző minőségű szerves anyagokat (gyökereket, talaj szerves anyag, mikroba) vesznek fel. Ürülékük és horizontális járataik (főként a talaj felső 10-15 cm-es rétegében) a mikrobiális tevékenység és szervesanyag-dekompozíció fontos helyszínei. Fehér, lassú mozgású, változatos méretű állatok, amelyekre viszonylag alacsony predációs nyomás nehezedik. A szárazság hatására rendszerint nyugalmi állapotba kerülnek. Ilyen fajok többek között az *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea rosea* és *Octolasion lacteum* is.

Számos vizsgálat igazolta, hogy a földigiliszták jelenléte a növénytermesztés szempontjából is rendkívüli előnyökkel jár (pl.: Senapati *et al.* 1999). Ez azonban vélhetően akkor a legnagyobb, ha mindhárom funkciós csoport (epigeikus, anöcikus, endogeikus) képviselői megtalálhatók egymás mellett. A vertikális és horizontális járatok, a talajfelszíni ürülék, a komplex keverő és inokuláló tevékenység kumulatív hatásai ugyanis a talaj termékenységének radikális javulását eredményezhetik még intenzív mezőgazdálkodási rendszerekben is (Senapati *et al.* 1999).

CSIGÁK (GASTROPODA)

Becslések szerint kb. 35 000 szárazföldi csigafaj létezik, amik taxonómiaiilag egy diverz csoportot képeznek (Barker 2001). A fajok többsége (kb. 30 000 faj) a tüdőscsigák (Pulmonata) alosztályának nyelesszeműek (Stylommatophora) rendjébe tartozik. Számos morfológiai, fiziológiai és viselkedésbeli tulajdonságuk teszi lehetővé számukra testük vízháztartásának szabályozását, melyek révén a szárazföldi adaptáció megvalósulhatott. Ezzel a teresztris ökoszisztémák fontos tagjaivá váltak, és nagymértékben befolyásolják a talaj számos funkcióját, ugyanis életciklusuk jelentős részét a talajban töltik. Általában az erdei élőhelyeken fordulnak elő legnagyobb számban. Elterjedésüket főként a nedvességviszonyok, a talaj kémhatása, CaCO₃ tartalma, az avarréteg vastagsága, valamint különböző mikrohabitatok (pl.: holtfa,

sziklakibúvások) jelenléte határozza meg (Burch 1955; Wäreborn 1970; Locasciulli 1987; Nekola 1999). De emellett fontos tényezők lehetnek még a szerves ionmennyiség, a talajtextúra, a helyi hőmérséklet-ingadozás, illetve a terület domborzati jellemzői egyaránt. Továbbá táplálékpreferenciájuk is jelentősen befolyásolja az élőhelyválasztásukat, így a vegetáció milyensége is meghatározó (Speiser 2001). Elsősorban holt növényi anyagokkal táplálkoznak, melyekkel közvetett módon számos mikroba is bekerül a szervezetükbe (Speiser 2001). Mindazonáltal a szerves anyag csaknem minden formáját képesek hasznosítani. Több vizsgálatban igazolták már, hogy elhullott állatokat, gombákat, élő és holt növényi anyagokat (pl.: zuzmók, algák) fogyasztanak, valamint számos esetben nagyobb mennyiségű talajt is kimutattak emésztőcsatornájukból (Speiser 2001). Habár a makrofauna egyéb képviselőihez képest méltatlanul kevés figyelmet kapnak, rendkívüli jelentőséggel bírnak az anyagkörforgásban (Mason 1970a,b; Jennings és Barkham 1979; Seifert és Schutov 1981). A makrofaunára jellemző aprító-, keverő- és inokuláló tevékenységük mellett számos mikrobiálisan aktív gócpont kialakulását segítik elő nyálkaanyagaik és ürülékük révén (Dallinger *et al.* 2001). Emellett köztudott, hogy nagy akkumulációs képességgel rendelkeznek, ami a talaj nehézfémzennyezései kapcsán külön kiemelendő (Dallinger *et al.* 2001).

SZÁRAZFÖLDI ÁSZKARÁKOK (ISOPODA: ONISCIDEA), IKERSZELVÉNYESEK (DIPLOPODA)

A szárazföldi ászkarákok – rákok (Crustacea) altörzsébe tartozó – rendjét 518 genusz több mint 3500 faja alkotja (Schmalfuss 2003). Annak ellenére, hogy nem adaptálódtak tökéletesen a szárazföldi léthez, csaknem minden élőhelytípusban képviseltetik magukat. Legtömegesebben az extenzíven kezelt mérsékeltövi gyepeken fordulnak elő, egyedszámuk rendszerint 500-1000/m² között alakul (Curry 1994). Az egyedek viszonylag hosszú életűnek mondhatók, a szemelpár fajok 1-2 évig, míg az iteropárok akár 5 évig is élhetnek (Warburg 1987). Táplálékuk elsősorban növényi eredetű detritusból (levelek, fakorhadékok) áll, de nem ritkán állati ürüléket is fogyasztanak. Szaporodási időszakuk fajtól függően a tavasz és ősz közötti periódusra esik, amikor az ehhez szükséges környezeti feltételek (hőmérséklet, nedvesség, táplálékforrás) a legkedvezőbbek. Egy nőstény akár 250 tojást is rakhat, és évente általában 1-3 generációjuk is lehet (Warburg 1987). A csigákhoz hasonlóan nagy akkumulációs képességgel rendelkeznek, így amellett, hogy bioindikátorként is alkalmazhatók, jelentősen befolyásolják a nehézfémek biogeokémiai körforgását (Hopkin 1989).

Az ikerszelvényesek (Diplopoda) osztálya a soklábúak altörzsének egyik legjelentősebb csoportját képezi. Az eddig leírt, körülbelül 12 000 fajuk összesen 2947 genuszba tartozik (Sierwald és Bond 2007). Elsősorban a nedves, erdei élőhelyeken gyakoriak, azon belül is a lombhullató erdőkben, de általában a meszes talajok felső rétegeiben is tömegesen fordulnak elő (Hoffman 1990). Bizonyos fajok esetében denzitásuk elérheti akár az 1000-3000/m²-es egyedszámot is (Hopkin és Read 1992). Az egyedek élettartama hosszúnak tekinthető, a *Glomeris marginata* nőstények esetében például 11 éves példányok is ismertek (Blower 1985). Néhány faj kapcsán rendkívül magas fekunditásról számoltak be, nem ritkán elérve a nőstényenkénti 2000 db tojásszámot (Hopkin és Read 1992). Az ikerszelvényesek detrituszevők, táplálékukat döntően holt növényi anyagok (levelek, fakorhadékok), gomba micéliumok teszik ki.

Mindkét taxon esetében elmondható tehát, hogy elsősorban az erdőket preferálják, ahol nagy mennyiségben fordulnak elő a különféle elhalt növényi maradványok. Bár taxonómiaiilag egymástól távol állóak, a lebontó rendszerben rendkívül hasonló szerepet töltenek be (Scheu 2002). Élőhelyválasztásukban elsődleges faktorok a hőmérséklet és a páratartalom, valamint a rendelkezésre álló táplálékforrás minősége és mennyisége (Rushton és Hassall 1987; Hopkin és Read 1992). A makrodetritivórokra ugyanis általában jellemző, hogy azokat az avaralkotó fajokat preferálják, melyek magas nitrogén (Dudgeon *et al.* 1990; Hättenschwiler és Bretscher 2001; Hättenschwiler és Bracht-Jørgensen 2010) és/vagy alacsony lignin, polifenol vagy tannin koncentrációval rendelkeznek (Zimmer és Topp 2000). A természetes élőhelyek mellett gyakran előfordulnak szinantrop vagy mesterséges környezetben is, mint amilyenek például a kertek, parkok, szemétkupacok, szitthalmok, komposztálóok. Így elterjedési viszonyaikat a klimatikus faktorokkal kiegészülve, főleg antropogén környezetben, döntően meghatározza az ember általi terjesztés is (Hopkin és Read 1992).

A makrofaunára általában jellemző, anyagkörforgásban betöltött kiemelt szerepük mellett számos kutató a földigilisztákéhoz hasonló jelentőséget tulajdonít ezeknek a csoportoknak, kiemelve élőhelyalakító tevékenységüket (Lavelle *et al.* 1997; Scheu és Setälä 2002). A Magyarországon jelenleg ismert 103 ezerlábú (Korsós 2015) és 57 ászkarák faj (Hornung *et al.* 2008) közül mindegyik detrituszfogyasztó, így a talajok tápanyagforgalmában betöltött szerepük meghatározó. Mindemellett természetvédelmi jelentőségük sem elhanyagolható. Ugyanis amellett, hogy különösen érzékenyek az élőhelyeiket ért zavarásra és környezeti változásokra, széles elterjedtségük, kis diszperziós képességük, valamint viszonylag könnyű határozhatóságuk is alkalmassá teszi őket élőhelyek monitorozására, illetve – a fajok ökológiai igényeit ismerve – élőhelyek természetességi minősítésére (Magura *et al.* 2008; Tuf és Tufová 2008; Hornung *et al.* 2009; David és Handa 2010; Vilisics *et al.* 2012). Élőhelyválasztásuk – heteromorfa érzékenységüknek megfelelően – sokkal finomabb skálán dől el, mint a legtöbb gerincesé. Megjelenésükkel, abundanciájukkal reflektálnak környezetük növényzeti összetételére, a holtfa és az avar mennyiségére és minőségére, mivel az egyszerre szolgál számukra élelemként és búvóhelyként (Rushton és Hassall 1983). Az emberi tevékenység révén behurcolt, tágtűrű és/vagy kozmopolita fajok térhódítása veszélyezteti természetes életközösségeink makrolebontó faunájának fennmaradását, ezáltal befolyásolja az ökoszisztémák működését. Az antropogén hatások ugyanis sok esetben a természetes közösségek felbomlását eredményezik, aminek révén számos idegenhonos faj megtelepedése válik lehetővé. Európa szerte ezidáig 20 exotikus ikerszelvényes fajt ismerünk, melyek száma feltételezhetően nőni fog (Stoev *et al.* 2010). Hornung és munkatársai (2007) már alkalmaztak globális, regionális elterjedésen és ökológiai igényen alapuló osztályozást Oniscidea fajok esetében. Eredményeik megerősítették az idegenhonos fajok behurcolásának, megtelepedésének jelenségét.

2.4. Biodiverzitás és szervesanyag-bomlás kapcsolata

Számos kutatásban foglalkoztak már a biodiverzitás – ökoszisztéma funkció kapcsolatával (Swift *et al.* 2004; Bulte *et al.* 2005; Giller *et al.* 2005; Jackson *et al.* 2005; Millennium Ecosystem Assessment 2005), azonban máig sok a megválaszolatlan kérdés, illetve feltérképezetlen folyamat. Az avar- és szervesanyag-bomlás az ökoszisztémák szén és anyagkörforgásának egyik kulcsfontosságú eleme. Elsősorban a környezeti feltételek, a holt növényi anyag minősége és a talajbióta által szabályozott folyamatról van szó (Swift *et al.* 1979). A biodiverzitásban bekövetkező változások módosíthatják a dekompozíció menetét, ami ugyancsak a biológiai sokféleség jelentőségének, valamint az ezt befolyásoló szinergisztikus vagy antagonisztikus hatások megértését sürgeti, különös tekintettel a biogeokémiai ciklusokra gyakorolt következményekre (Hättenschwiler *et al.* 2005; Bardgett és Wardle 2010).

Tehát a fizikokémiai környezeti jellemzők mellett a holt növényi anyag minősége és a lebontóközösségek összetétele tekinthető a legjelentősebb dekompozíciót befolyásoló tényezőnek (Berg *et al.* 1993; Côtéaux *et al.* 1995; Cadish és Giller 1997). Elsősorban ez utóbbiak kapcsán beszélhetünk a biodiverzitás és szervesanyag-bomlás közötti összefüggésekről. Köztudott például, hogy a detrituszt alkotó növények diverzitása és a talajfauna közötti interakciók nagymértékben befolyásolják a dekompozíciós ráták alakulását (Hättenschwiler és Gasser 2005; Rouifed *et al.* 2010; Vos *et al.* 2011). Mára számos növényzeti jellemző vált ismertté, amik meghatározzák az avar lebontó szervezetek számára való fogyaszthatóságát, és így – közvetett módon – a lebontás intenzitását is (Mattson 1980; Fenn 1991; Grime *et al.* 1996; Kerstiens 1996; Cotrufo *et al.* 1998; Carreiro *et al.* 1999). Tehát mind az adott növényfaj milyensége, mind a növényfajok diverzitása fontos tényezők a talajélőlények sokféleségét és abundanciáját illetően (Johnson *et al.* 2003; Wardle 2005). Az avar milyenségéből eredő dekompozícióbeli különbségek döntően a levél keménység, nitrogén, lignin, valamint polifenol koncentráció, C/N és lignin/N arányok esetében megfigyelt változatosságból adódnak (Berg *et al.* 1993; Cadish és Giller 1997; Pérez-Harguindeguy *et al.* 2000). Habár a tanulmányok többsége az avar diverzitás avarbomlásra gyakorolt pozitív hatásáról számol be, mely szerint a több fajból álló avarok gyorsabban bomlottak le, mint azt az egykomponensűek esetében tapasztalták, ezek a hatások nem minden esetben alakulnak következetesen, gyakran kontextusfüggők (Gartner és Cardon 2004; Hättenschwiler *et al.* 2005; Cardinale *et al.* 2006). Ennek a szinergisztikus hatásnak a hátterében több tényező állhat: az egyik legvalószínűbb elképzelés szerint az eredetileg rosszabb minőségű (magasabb C/N arányú) avar bomlását elősegíti a N-ben gazdag, alacsonyabb C/N arányú növényi anyag dekompozíciója során felszabaduló tápanyagok áramlása (Seastedt 1984; Chapman *et al.* 1988; Wardle *et al.* 1997). Emellett azonban a növényi anyag más összetevői is nagy jelentőséggel bírhatnak, gátolva vagy stimulálva a dekompozíciós folyamatokat. A polifenolok például olyan másodlagos növényi anyagcseretermékek, melyek legtöbbször inhibitoroként viselkednek, lassítva a lebontást, azonban számos különböző fenolvegyület létezik, melyek szerepe és hatása jelentősen eltér (Hättenschwiler és Vitousek 2000; Schweitzer *et al.* 2004). A nagyobb diverzitású avarréteg sokszínűbb, és általában kedvezőbb mikrokörnyezeti feltételekkel jellemezhető, változatos életteret nyújtva számos élőlény számára. A különböző méretű, alakú, felszíni struktúrájú, színű levélanyag ugyanis jelentősen növeli a térbeli heterogenitást, nagymértékben befolyásolva ezáltal

olyan mikroklimatikus tényezőket, mint például a nedvesség és hőmérséklet, melyek kardinális szerepet töltenek be a lebontóközösségek szerveződésében és a dekompozícióban egyaránt (Hättenschwiler *et al.* 2005).

A biodiverzitás azonban nemcsak a szubsztrát, de a lebontóközösségek oldaláról is fontos tényező (Gessner *et al.* 2010), így ennek rövid áttekintése sem mellőzhető. A talaj mikrobiális diverzitása és a talajban játszódó folyamatok között a legtöbb kutató pozitív összefüggéseket feltételez, és ez számos vizsgálatban be is bizonyosodott (Salonius 1981; Horwath *et al.* 1996; Meyer *et al.* 1998). Loreau (2001). Ekschmitt és mtsai (2001) vizsgálata is ezt igazolták, melyet alapvetően a szerves anyag mikrobák általi hatékonyabb kihasználásával és a funkcionális niche komplementaritás koncepcióval magyaráztak. Mindazonáltal több olyan kizárásos (redukciós) kísérletet is végeztek, ahol a mikrobiális diverzitás csökkenése nem eredményezett visszaesést a bomlási folyamatok gyorsaságában, sőt, az „elszegényedett” talajok sok esetben nagyobb dekompozíciós rátával bírtak, mint a kontrollok (Degens 1998; Griffiths *et al.* 2000; 2001). A biodiverzitás hatása azonban a közösségi összetételen keresztül is érvényesülhet, számos bizonyíték áll ugyanis rendelkezésre, hogy a mikrobaközösségek kompozíciója sokszor fontosabb tényező, mint szimplán a fajgazdagság (Wall *et al.* 2012). Annak ellenére, hogy a mikroorganizmusok kapcsán a szakirodalomban általánosan uralkodó nézet az ún. funkcionális redundancia, mely szerint egy-egy mikrobacsoport kiesése nem befolyásolja jelentősen az adott ökoszisztéma folyamatot, ugyanis annak szerepét más taxonok ugyanolyan hatékonysággal képesek betölteni (Allison és Martiny 2008). Eszerint tehát a diverzitás csökkenésnek nem szükségszerű velejárója az ökoszisztémák működésében bekövetkező változás, legalábbis addig, míg a folyamatok ellátásáért felelős ún. kulcsfajok a rendszerben képviselve vannak (Philippot *et al.* 2013).

Ez utóbbi a talajlélőlények kapcsán is elmondható, ugyanis a már fent részletezett keverő-, fragmentáló- és inokuláló tevékenységük révén elsősorban közvetett módon befolyásolják a lebontó folyamatokat. Ezek közül is kiemelkednek az ún. ökoszisztéma-mérnök szervezetek (földgigiliszták), így ezek diverzitása kiemelt figyelmet kell, hogy érdemeljen. Ezt igazolja az a tény is, miszerint diverzitásuk alapjaiban határozza meg a talaj mikrobaközösségeinek összetételét és aktivitását, jelentős hatást gyakorolva ezáltal a szervesanyag-dekompozícióra is (Shaw és Pawluk 1986, Brown *et al.* 2000). Kísérletes vizsgálatokkal igazolták, hogy a különböző földgigiliszta funkcionális csoportok és fajok eltűnése következtében nagymértékben módosul a talajmikroorganizmusok szerves anyag felhasználási képessége (Scheu *et al.* 2002). A detritívór faunát elsősorban táplálék generalisták dominanciája jellemzi (Anderson 1977; Petersen 2002; Maraun *et al.* 2003), amiből nagyfokú redundanciára lehet következtetni (Ponsard és Arditi 2000, Scheu és Falca 2000). Ezt a megállapítást erősítik azok a kutatások is, melyek a talajállatok diverzitása és az ökoszisztéma folyamatok közötti gyenge kapcsolatról számoltak be (Bardgett és Shine 1999; Laakso és Setälä 1999; Ekschmitt *et al.* 2001, Cragg és Bardgett 2001). Ugyanakkor vannak bizonyítékok a dekomponáló gerinctelen együttesek talajfolyamatokban betöltött funkcionális jelentőségéről is (Scheu *et al.* 2002; Heemsbergen *et al.* 2004). Összességében azonban megállapíthatjuk, hogy a trofikus szintek, és a különböző táplálkozási guildok száma (Mikola és Setälä 1998; Laakso és Setälä 1999; Setälä 2002), valamint a kulcsfontosságú taxonok jelenléte (Huhta *et al.* 1998; Setälä 2002; Wardle 2002) sokkal nagyobb jelentőséggel bír a

dekompozíciós folyamatokra, mint a faji diverzitás önmagában. Ennek megfelelően Heemsbergen és mtsai (2004) is inkább a funkcionális különbségek fontosságát hangsúlyozzák az avartömeg csökkenéssel és talajlégzéssel összefüggésben, mintsem a makrofauna fajgazdagságot. A diverzitás ökoszisztéma funkcióra gyakorolt pozitív hatásának hátterét általában kétféle jelenséggel magyarázzák (Gessner *et al.* 2010): az egyik az ún. niche komplementaritás, mely szerint több funkciós csoport jelenléte hatékonyabb forrásfelosztáshoz vezet. A másik a facilitáció, mely alatt olyan, a fajok közötti specifikus pozitív kapcsolatokat értünk, ami során a közösség bizonyos fajainak köszönhetően más fajok képviselői könnyebben férnek hozzá a forrásokhoz, ezzel szélesebb realizált niche-t eredményezve.

2.5. A talaj biodiverzitását és működését befolyásoló legjelentősebb antropogén hatások

2.5.1. Urbanizáció

Jelenleg a világ népességének több mint fele él városokban, ami az ENSZ előrejelzései szerint 2050-re eléri a 66 %-ot (United Nations 2015). A biodiverzitást veszélyeztető tényezők közül az urbanizáció kiemelt jelentőséggel bír (Czech *et al.* 2000; McKinney 2002; McDonald *et al.* 2008), ugyanis a természetes élőhelyek visszaszorulásának egyik legfőbb oka a városiasodás (Ellis *et al.* 2010). A városi terjeszkedés gyakran az őshonos fajok pusztulásához vezet, amit az idegenhonos fajok megtelepedésének, illetve diszperziójának elősegítése csak tovább erősít. Ennek eredménye többek között a természetes bióta fokozatos kicserélődése, valamint a helyi életközösségek mennyiségi és minőségi jellemzőinek drasztikus változása (McKinney 2002). Ez a folyamat tehát a természetes élőhelyek antropogén hatások által legkülönbözőbb módon és mértékben történő átalakulását vonja maga után. Értve ez alatt többek között a földhasználat megváltozását, a megmaradt természetes habitatok fragmentálódását és izolációját, valamint a megnövekedett emberi zavarást.

A városi tájakra így különböző típusú emberi tevékenységek színhelyeinek mozaikjaiként tekinthetünk, amik relatíve kis területen koncentrálnak. Ez adja az itt fellelhető élőhelyek sokszínűségét: egy urbanizációs gradiens mentén megtalálhatók itt a természetközeli élőhelyek, de az emberi hatások által dominált habitatok is. Következésképp a városi környezet nagyfokú térbeli heterogenitással jellemezhető, amit főként emberi hatások dominálnak: az emberi zavarás, a nagyarányú burkolt felszín ('sealing'), a környezet szennyezése, valamint a helyi klíma megváltoztatása ('urban heat island'; Kim 1992) jelentős mértékben megkülönbözteti a körülötte lévő ökoszisztémáktól (Vitousek *et al.* 1997; Pickett *et al.* 2001; Sukopp 2004). Mindazonáltal nem elhanyagolható a városi ökoszisztémák szerepe számos, társadalmi-gazdasági előnyököt is magában hordozó ökoszisztéma-szolgáltatás nyújtásában (TEEB 2011).

Ezek jórésze a talajokhoz kötődik, ám ennek ellenére még mindig kevés figyelem koncentrálnak a talajra és annak élővilágára. Holott számos kutatás bizonyította, hogy az emberi tevékenység súlyos következményekkel jár nemcsak a felszíni, de felszín alatti életközösségekre is (Bardgett és Wardle 2010). A talaj elengedhetetlenül fontos komponense a Föld bioszférájának, és meghatározó szerepe van a helyi, regionális és globális környezeti minőség fenntartásában (Glanz 1995). A városi talajok, hasonlóan a természetes élőhelyek talajaihoz, számos ökoszisztéma-szolgáltatás nyújtásában vesznek részt, mint például a szervesanyag-dekompozíció, anyagkörforgás, víztisztítás, klímareguláció, valamint élőhelyül szolgálnak számos talajélőlénynek (Giller 1996; Pouyat *et al.* 2010). Az emberi tevékenységek (építkezés, közlekedés, szennyezés) negatívan hatnak a talaj működésére is, és ez számos ökológiai folyamat megváltozásán keresztül az ökoszisztémák állapotának romlásához vezet. Az „egészséges” talajállapot, a biodiverzitás és a talaj rezilienciája ugyanis nagymértékben érzékeny az emberi eredetű zavarásra (Freckman és Virginia 1997).

Sok esetben megfigyelhető a városi talajszelvények esetén a talajrétegek drasztikus átrendeződése, ami főként ásás, keverés, tömörítés, valamint anyag el-, illetve ráhordás eredménye

(De Kimpe és Morel 2000; Scheyer és Hipple 2005; Lorenz *et al.* 2006). Ezeknek a talajoknak tipikus jellemzője a kiszámíthatatlan rétegződés, bázikus pH és az alacsony szervesanyag-tartalom (Manta *et al.* 2002; Endlicher *et al.* 2011). Számos tanulmányban (Craul és Klein 1980; Jim 1993; Hagan *et al.* 2012; Kuoppamäki *et al.* 2014) számoltak be arról, hogy a városi, különösen a nagyfokú zavarásnak kitett, illetve kezelt talajok magas pH-val rendelkeznek, ami elsősorban az építkezések során felhasznált anyagok (pl.: beton) magas Ca tartalmával hozható összefüggésbe (Pouyat *et al.* 2007). Végül, de nem utolsósorban az emberi tevékenységek a talajtulajdonságok mellett a vegetációra és talajbiótára is jelentős hatást gyakorolnak, ami a szervesanyag-bomlási folyamatokat sem hagyja érintetlenül. A talajgerinctelenek esetén például számos vizsgálat az urbanizáció faji diverzitás és egyedszám csökkentő hatását mutatta ki (Eitminaviciute 2006; Gongalsky *et al.* 2010). A lebontóközösségekben bekövetkező változások nemcsak a talaj funkcionális, de szerkezeti tulajdonságainak módosulását is eredményezhetik, ami az egész ökoszisztéma működésére nézve komoly következményekkel járhat (Bochet *et al.* 1999; Sarah 2002; Sarah és Rodeh 2004). A talajfauna pusztulása után például a talaj szénkészleteinek minősége romlik, ami a talaj fizikai és kémiai degradációjához vezet (Lavelle *et al.* 1994; 1997; Tian *et al.* 1998). Nemcsak a dekomponáló élőlények, de a táplálékláncban jelentős trofikus szabályozó szerepet betöltő ragadozó (pl.: futóbogarak), illetve parazita gerinctelenek is érzékenyek az emberi zavarásra, valamint a talajtulajdonságokban bekövetkező változásokra (McIntyre *et al.* 2001), amik tehát közvetett módon is hatással lehetnek a holt növényi anyag bontására. A talajgerinctelenek fontos jellemzője, hogy gyorsan reagálnak a környezeti változásokra, ami az ökológiai folyamatokban várhatóan bekövetkező módosulások korai detektálását teszi lehetővé (Kremen *et al.* 1993). A különböző faji összetételű együttesek reflektálhatnak a talajtulajdonságbeli különbségekre, de információt nyújthatnak a talajdegradáció mértékéről és milyenségéről egyaránt (Nahmani és Lavelle 2002). Több tanulmány számolt be urbanizáció hatására bekövetkező, talajfaunát érintő közösségi strukturális átrendeződésről, ami a faji diverzitás csökkenésével és a tágtűrűsű (euriök) fajok dominanciájával volt jellemezhető (Weigmann és Kratz 1987; Fountain és Hopkin 2004; Pavao-Zuckerman és Coleman 2007). A városiasodás következtében fellépő ilyen fajkompozícióbeli eltolódások az ökoszisztémák működésében is komoly változásokat eredményezhetnek. Többek között a szervesanyag-bomlásra is hatással lehetnek, mely folyamat különösen érzékeny a biodiverzitást érintő változásokra, legyen szó a szerves anyag milyenségéről vagy a lebontást végző közösségek minőségi és mennyiség jellemzőiről (Swift *et al.* 1979; Hättenschwiler *et al.* 2005; Gessner *et al.* 2010).

2.5.2. Klímaváltozás

A talaj, mint az egyik legjelentősebb szénraktározó elengedhetetlen szereppel bír a szénkörforgás befolyásolásában. A felső 1 m-es rétegben található szerves anyag például mintegy 1500 Pg szént tartalmaz (Batjes 1996). A talajból – főként CO₂ formájában – légkörbe jutó szén elsősorban a talajrespiráció eredménye. Ez adja a biogén eredetű CO₂ produkció jelentős részét, melynek döntő hányada a heterotróf mikroorganizmusok lebontó tevékenysége során termelődik (heterotróf respiráció) (Trumbore 2006). A szervesanyag-bomlás során keletkező CO₂ és más üvegházhatású gázok légkörbe kerülésének fokozódása számos szerző szerint pozitív visszacsatolással lehet a

globális klímaváltozásra (Heimann és Reichstein 2008; Bardgett és Wardle 2010; Wall *et al.* 2012). Mivel a szervesanyag-dekompozíció fontos szabályozója az ökoszisztémák szén- és anyagkörforgásának (Davidson és Janssens 2006), kiemelt fontosságú a lebontó folyamatok háttérében álló tényezők jobb megértése.

A talaj mikrobaközösségeinek ökoszisztémákban működésében betöltött szerepe köztudott. Meghatározó jelentőséggel bírnak a legtöbb talajhoz köthető ökoszisztéma-szolgáltatás biztosításában, különös tekintettel a talajtermékenységre, a klímaregulációra, valamint a talaj szerkezeti, szűrő (filter) és raktározó (rezervoár) szerepére (Dominati *et al.* 2010). Mindent egybevetve a mikroorganizmusok diverzitása jelentős mértékben befolyásolja a talajok állapotának alakulását (Kennedy 1999; Nielsen *et al.* 2011; Wall *et al.* 2012). A baktériumok különösen a lebontó folyamatok kezdeti szakaszában, míg a gombák döntően a későbbi szukcessziós stádiumok során dominálnak (Bastida *et al.* 2013).

A talaj mikroklimatikus paraméterei, úgymint a talajhőmérséklet és talajnedvesség, nagymértékben hatnak a mikrobaközösségek szerkezetére, azok abundancia viszonyaira, valamint a talajban zajló tápanyagforgalom intenzitására egyaránt (Schimel *et al.* 1999; Wan *et al.* 2007; Liu *et al.* 2009; Butenschoen *et al.* 2011). A globális felmelegedés jelentős változásokat hozhat az időjárást illetően, ami vélhetően nagy hatással bír majd ezekre a talajjellemzőkre is. Számos klíma-előrejelzés szerint nőni fog a szélsőséges időjárási események, úgymint az aszályok gyakoriságának és súlyosságának a valószínűsége és drasztikusan megváltozik a csapadék eloszlása a XXI. század végére (IPCC 2014). Ezek a változások várhatóan meghatározóak lesznek az ökoszisztémák szerkezetét és működését illetően egyaránt, különösen ott, ahol a víz jelenti a legfőbb limitáló tényezőt a talajélőlények számára. A módosult csapadékviszonyok – a hőmérsékletben történő változásokhoz képest – általában nagyobb hatással bírnak a talajok extracelluláris enzimaktivitására (Henry 2013). A klimatikus faktorok révén módosulhat a lebontó mikroorganizmusok rendelkezésére álló szubsztrát mennyisége és minősége is, további következményeket hordozva ezzel a talaj minőségére és produktivitására (Kumar *et al.* 1992). Számos vizsgálatban beszámoltak arról, hogy a csapadékhullások közötti száraz időszakok hossza – a szervesanyag-dekompozíciót illetően – fontosabb tényező, mint a lehullott csapadék mennyisége (Austin *et al.* 2004; Cable *et al.* 2008).

A talajnedvesség egyike a legjelentősebb környezeti tényezőknek, ugyanis többek között meghatározó jelentőséggel bír a mikrobióta szerkezeti és funkcionális sajátosságainak szabályozásában is (Wall *et al.* 2012). A vízhiány a szubsztrát, a gátlóanyagok, valamint enzimek diffúziójának korlátozásán keresztül is hathat a talaj mikrobaközösségeire, sok esetben fiziológiai stresszt okozva azok számára (Davidson és Janssens 2006). A témában született tanulmányok döntő hányada szerint a megfelelő talajnedvességviszonyok fokozzák a növényiszervesanyag-bomlás intenzitását (Wall *et al.* 2012).

A talajnedvesség mellett azonban a talajhőmérsékletben bekövetkező változások sem hagyják érintetlenül a mikrobaközösségeket: közvetlenül befolyásolhatják azok aktivitását, kompozícióját, valamint biomaszáját, így közvetve az ökoszisztémák karbonháztartását is (Wall *et al.* 2012). A szakirodalomban uralkodó általános konszenzus szerint a melegebb klíma következtében nőni fog a mikrobák anyagcsereaktivitása, ami vélhetően a szervesanyag-bomlás intenzitásának fokozódásához vezet majd (Kirschbaum 1995). A dekompozíciós folyamatok hőmérséklet

érzékenységét azonban számos tényező befolyásolhatja, így többek között a szerves anyag minősége, vagy az olyan környezeti korlátok, mint például a szárazság (Bosatta és Ågren 1998; Davidson és Janssens 2006). A dekompozíciós folyamatok hőmérséklet függésével kapcsolatos bizonytalanságok ugyanakkor máig fennállnak, ami elsősorban a talajban raktározódó szerves anyag biokémiai komplexitásának köszönhető. Az újabb vizsgálatok szerint ugyanis a szerves anyag nem kezelhető egységesen a hőmérséklet érzékenység szempontjából: máshogy viselkednek a labilis, könnyebben bontható, valamint a stabil, bomlásnak ellenállóbb készletek (Kirschbaum 2006).

A legtöbb mikroorganizmus – köztük bizonyos baktériumok is – képesek hosszabb, száraz időszakokat is átvészelni a talajban, köszönhetően elsősorban specializált ellenálló képleteiknek (Chen és Alexander 1973). Több vizsgálatban is azt találták, hogy az aszályos körülmények negatívan befolyásolják a mikrobák mennyiségi viszonyait (biomassza, abundancia) és jelentős változásokat generálnak a közösségek szerkezetében is (Bardgett és Wardle 2010). A baktériumközösségek általában érzékenyebben reagálnak a megemelkedett hőmérsékletre, illetve a száraz periódusokra, ami közvetlenül hathat az ökoszisztémák működésére is. Ezt igazolják azok a talaj mikrobiótát vizsgáló klímaváltozással kapcsolatos kutatások is, amelyek szerint a baktériumokhoz képest a gombák jellemzően jobban tolerálják a száraz körülményeket (Bardgett és Wardle 2010). A mikrobákon kívül a talajfauna is érzékenyen reagál a klímaváltozás hatására bekövetkező meteorológiai és vegetációbeli változásokra (Garcia-Palacios *et al.* 2013). Ez elsősorban a talajállatok viszonylag nagyfokú hőmérséklet- és nedvességfüggéséből, valamint táplálékpreferenciájából adódik (Warburg 1987; Hopkin és Read 1992; Hopkin 1997)

Napjainkban egyre nagyobb érdeklődés övezi a klímaváltozás talajlényekre gyakorolt hatásainak mélyebb megismerését segítő kutatási témákat, amit többek között jól jelez a tárgykörben megjelenő publikációk számának ugrásszerű növekedése is. Ennek ellenére azonban még mindig számos jelenség és folyamat van, melyek hátterét nem ismerjük kellő részletességében.

2.5.3. Intenzív mezőgazdálkodás

Az Európai Unió az egyik legintenzívebb mezőgazdasági tevékenységet folytató régió a világon (Monfreda *et al.* 2008). Ezt támasztja alá többek között az a tény is, hogy az EU 28 teljes területének mintegy 40 %-a mezőgazdaságilag hasznosított (Eurostat 2013). Az európai mezőgazdasági politika jóideje az agrár-környezetvédelmi programokra támaszkodik a fenntartható gazdálkodás szélesebb körű meghonosítása érdekében, amit a gazdák különböző módon történő anyagi kompenzálásával kíván elérni. Az első ilyen próbálkozások az 1980-as évek végére tehetőek, amikor azok néhány tagállamban önkéntes alapon bevezetésre kerültek, hogy ellensúlyozzák az intenzív gazdálkodás negatív környezeti hatásait. Ezt követően 1992 óta kötelezővé vált minden tagállamban, beleértve a 2004-ben újonnan csatlakozó kelet- és közép-európai tömböt, így Magyarországot is (European Commission 2005). Mindazonáltal ezeknek az intézkedéseknek a hatékonysága Európa szerte a mai napig kérdéses (Kleijn és Sutherland 2003; Berendse *et al.* 2004; Grashof-Bokdam és Van Langevelde 2005; Kleijn *et al.* 2006; 2011). A

témában született kutatások jórészt Nyugat-Európából származnak, míg Közép-, illetve Kelet-Európából azok csaknem teljesen hiányoznak (Uthes és Matzdorf 2013).

Már hosszú ideje megfigyelhető egy negatív tendencia mind a felszíni, mind a felszín alatti biodiverzitás tekintetében, ami elsősorban a mezőgazdasági tevékenység keretében végzett helytelen földhasználati módoknak, tájatalakításnak, valamint nagymértékű emberi zavarásnak köszönhető. Ezek révén több, emberi jóllét biztosítása szempontjából is kiemelkedő ökoszisztéma-szolgáltatás vált fenyegetetté (Cardinale *et al.* 2012). Az agrárélőhelyek többsége ugyanis különösen ki van téve az intenzív gazdálkodás következtében előálló környezeti változásoknak, többek között befolyásolva ezzel a talajviszonyokat, a vegetáció szerkezetet, és nem utolsósorban a talaj élővilágot (Altieri 1999). A mezőgazdasági intenzifikáció tehát komoly fenyegetést jelent a talaj biodiverzitására és funkcióira egyaránt, tudniillik drasztikus változásokat idéz elő a talaj biológiai közösségeiben (Swift *et al.* 2004; Thiele-Bruhn *et al.* 2012; Tsiafouli *et al.* 2015). Nem elhanyagolható tény, hogy például Európa összes növény- és állatfajának mintegy fele valamilyen módon függ az agrárélőhelyektől (Stoate *et al.* 2009), így az ezeket meghatározó folyamatok felderítése kiemelt cél kell, hogy legyen. Többek között azért is, mert az agrárökoszisztémák számos talajhoz köthető ökoszisztéma-szolgáltatás nyújtásában töltenek be központi szerepet, mint amilyen a talaj termékenységének fenntartása, szerkezeti tulajdonságainak meghatározása, annak szűrő-, raktározó funkciójának biztosítása, vagy az anyagkörforgás és klímareguláció (Dominati *et al.* 2010). Tehát többek között a fenntartható mezőgazdasági termelés megvalósításához is elengedhetetlen az „egészséges” talajállapot biztosítása.

A talajélőlények jelentősége már számos biokémiai és -fizikai folyamat kapcsán bebizonyosodott (Barrios 2007). De a lebontó alrendszer, és annak a talajhoz kötődő ökoszisztéma-szolgáltatások biztosításában betöltött szerepe még kevésbé ismert. Számos tanulmány igazolta már a makrofauna fontosságát a talajtermékenység fenntartásában (Stork és Eggleton 1992; Brussaard *et al.* 2007). Tehát annak megismerése, hogy a különböző mezőgazdálkodási módok miként befolyásolják az említett taxonokat, az anyagkörforgás szempontjából is kiemelkedő jelentőséggel bír. A talaj biológiai aktivitása, amit sokszor a dekompozíciós rátával fejeznek ki, nagymértékben függ a talajélőlények diverzitásától (Hättenschwiler *et al.* 2005), valamint azok egymás közti interakcióitól (Stork és Eggleton 1992; Scheu 2002; Yang *et al.* 2012). Mára egyre több kutatás igazolja, hogy a szervesanyag-dekompozícióban résztvevő lebontó szervezetek fajgazdagságát, diverzitását illetően az intenzív mezőgazdálkodás negatív következményekkel jár (Giller *et al.* 1997; Altieri 1999; Tsiafouli *et al.* 2015).

A földhasználat (Paoletti és Hassall 1999; Souty-Grosset *et al.* 2005), a mikroklíma (talajnedvesség és -hőmérséklet), a pH (Warburg *et al.* 1984; Hopkin és Read 1992; Zimmer *et al.* 2001), a táji diverzitás, valamint az élőhelyszerkezet (Dauber *et al.* 2005; Vanbergen *et al.* 2007) mind-mind befolyásolja ezen élőlények fajgazdagságát és abundanciáját. A növényi fajgazdagság és a növényközösség szerkezete – a talajfelszíni mikroklíma alakításán keresztül – közvetetten is hat a talajélőlényekre. A vegetáció milyensége emellett jelentősen meghatározza a dekompozíciós folyamatok dinamikáját is, különös tekintettel a holt növényi anyag minőségére, mennyiségére vagy akár sokféleségére, de nem hagyhatók figyelmen kívül azok kémiai és fiziológiai

tulajdonságai sem (Dudgeon *et al.* 1990; Hättenschwiler és Bretscher 2001; Smith és Bradford 2003; Hättenschwiler *et al.* 2005; Laossi *et al.* 2008; Tripathi *et al.* 2013).

A mezőgazdasági területeken az élőhely diverzitás növelésének, vagy az elszigetelt habitatok közötti kapcsolat megteremtésének egyik leggyakoribb módja természetközeli élőhelyek (gyepsávok, vetett vagy természetes ugarterületek, sövények, fasorok stb.) létesítése (Critchley *et al.* 2004; Smith *et al.* 2008; 2009; Kuussaari *et al.* 2011; Kovács-Hostyánszki és Báldi 2012; Toivonen *et al.* 2013). Ezek az agrártájba ékelődő zöld élőhelyfoltok számos növény- és állatfaj, így a talajlények számára is kedvező körülményeket nyújtanak, elősegítve ezzel a biodiverzitás- és talajvédelmi szempontok érvényesülését is (Pollard 1968; Altieri 1994; 1999; Sileshi *et al.* 2008; Kovács- Hostyánszki *et al.* 2011).

Az első ugaroltatási rendszer az EU-ban került bevezetésre 1988-ban, elsősorban a túltermelés visszaszorítása érdekében. Eszerint 1993 után kötelezővé tették a gazdák számára, hogy területeiknek legalább 10 %-át ugarként vegyék ki a művelés alól (Sotherton 1998). Azonban az ugarok kedvező környezeti hatásai ellenére, a növekvő gazdasági igények miatt 2006-ban a legtöbb EU tagállamban eltörölték a kötelező ugaroltatást (Rowe *et al.* 2009). Magyarországon azonban bizonyos, speciális védelem alá eső területeken (Érzékeny Természeti Területek) – az agrár-környezetgazdálkodási program részeként – megmaradt és máig jellemző az ugaroltatás (Ángyán *et al.* 2003). A forgó (rotációs) ugaroltatás a nemzeti agrár-környezetvédelmi program 2002. évi bevezetésével jelent meg (Ángyán *et al.* 2003). Maximum hároméves időszakra kerültek ki a művelésből a területek és általában fűfélékből és pillangósokból álló magkeveréssel vetették be azokat. A pihentetett területek jelentősen hozzájárulnak a termékeny és ökológiailag kiegyensúlyozott talajállapot megteremtéséhez, ugyanis többek között a növénytermesztés számára is kedvező talajtulajdonságokat (talajélet stimulálása, szerves anyag utánpótlás biztosítás, N fixáció, mikroklíma alakítása) eredményeznek. Ráadásul ezek az élőhelyek pozitív hatást gyakorolhatnak a szomszédos területekre is az ún. túlsorduló hatásuk ('spillover effect') révén (Paoletti 1995; Paoletti *et al.* 1997; Marshall és Moonen 2002; Blitzer *et al.* 2012). Azonban azon túl, hogy az ugarterületeknek milyen hatása van a talajéletre, fontos kérdések vetődnek fel a terület pihentetés optimális időtartamával kapcsolatban is. Több kutatásban is azt találták, hogy az ugarok korával nőtt a növény- és rovarfajgazdagság és abundancia (Corbet 1995; Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011). Azonban ezt nem minden vizsgálatban sikerült megerősíteni: voltak, akik a kétéves ugarokon tapasztalták a legnagyobb fajgazdagságot a növények, lepkék, illetve méhek esetében (Gathmann *et al.* 1994; Steffan-Dewenter és Tscharrntke 1997; 2001). Az ugarok kora és a talajorganizmusok közötti kapcsolatáról azonban az atkákon kívül (Wissuwa *et al.* 2012; 2013) még kevés információval rendelkezünk.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A városiasodás hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra (GLUSEEN-Projekt, Budapest)

3.1.1. Vizsgálati területek, mintavételi elrendezés

Egy széles társadalmi részvételre épülő, nemzetközi kutatás részeként Baltimore (USA), Lahti, Helsinki (Finnország) és Potchefstroom (Dél-Afrikai Köztársaság) mellett Budapest budai oldalán több városi élőhely került kijelölésre, ahol a különböző minőségű/zavartságú városi talajok szervesanyag-lebontó folyamatainak kvalitatív és kvantitatív vizsgálata zajlott. A GLUSEEN (Global Urban Soil Ecology and Education Network; <http://www.gluseen.org/>) elnevezésű projekt a következő kérdésekre kereste a válaszokat: 1) az urbanizáció hatása a talaj-ökoszisztémákra, 2) a természetes és antropogén talajképző faktorok egymáshoz viszonyított jelentősége, 3) milyen abiotikus tényezőkben különböznek a világ városainak talajai, 4) a városok homogenizáló hatása. Emellett további célja volt a világon egységesen alkalmazható, egyszerű, standardizálható módszerek kidolgozása, illetve tesztelése (lásd Tea Bag módszer).

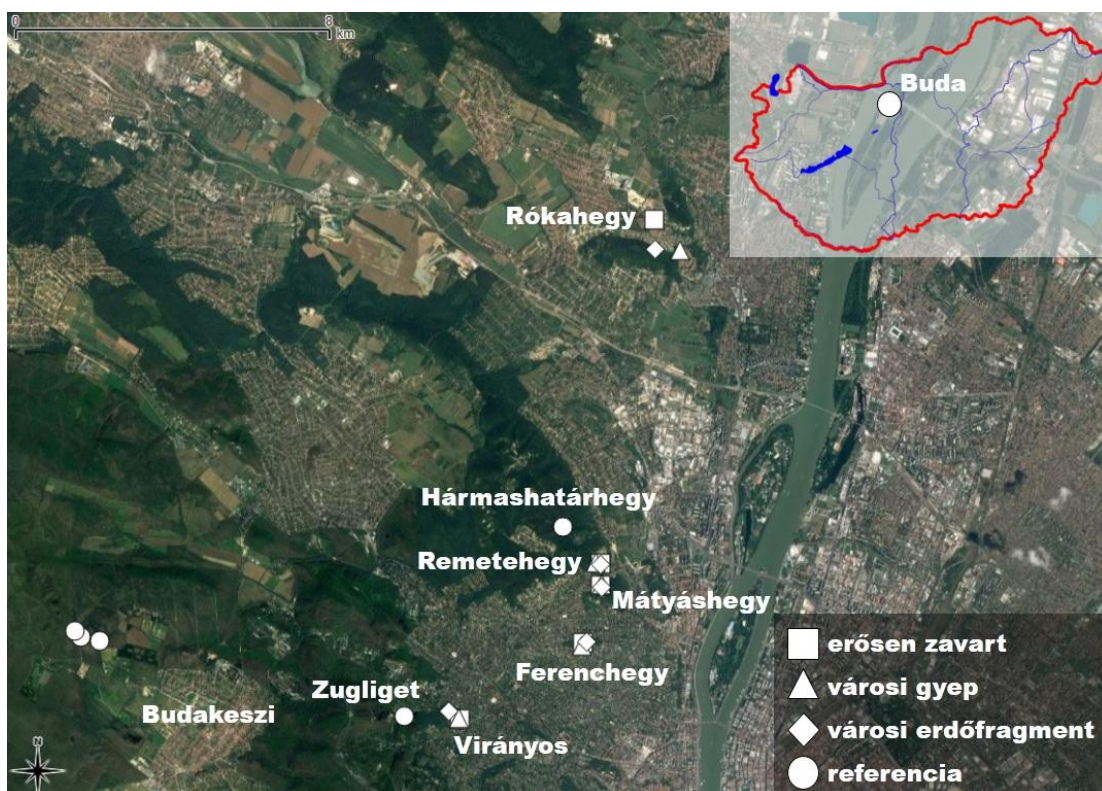
Budapest, közel kétmillió fős lakosságával ideális helyszín urbanizációs kutatások számára. A Duna által kettéosztott város Buda és Pest része geológiailag teljesen különbözik, ami eltérő talajtani adottságú és növényzetű élőhelyek kialakulását tette lehetővé a folyó két oldalán. A metropolisz talaja az amerikai Natural Resources Conservation Service adatai alapján ennek ellenére egységesen a WRB szerinti Leptosol talajtípusba sorolható (Barta *et al.* 2009).

Az élőhelyek kijelölésénél alapvető szempont volt a városon belüli egységes alapkőzet; de a talajtípus, a növényzet, a terület nagysága, megközelíthetősége és elhelyezkedése is szerepet kapott a választásban. A főváros budai oldalán a dolomit, mint uralkodó alapkőzet révén közel hasonló talajtani adottságú és vegetációjú területek álltak rendelkezésre. A Budai-hegység a Dunántúli-középhegység északkeleti tagja, változatos felépítésű, alapkőzetének nagy részét dolomit és mészkő teszi ki, ezen kívül pannon üledékek, oligocén homokkő, mészmárga, az alacsonyabb részeken lösz is előfordul (Stefanovits *et al.* 1999). A hegység uralkodó növénytakarója a lombhullató erdő, mely a tengerszint feletti magasságtól, a kitettségtől és a csapadék mennyiségétől függően különböző tölgyes-típusokat takar.

Ezeket – a területeket ért antropogén zavarás és kezelés alapján – a következő élőhelytípusokba soroltuk (Melléklet 2.1.):

- 1) erősen zavart (ruderalis) – intenzív zavarás/alacsony kezelés;
- 2) rekreációs célokat szolgáló városi gyepesek – intenzív zavarás/közepes kezelés;
- 3) a természetes vegetációból még megmaradt, város által körülvett erdőfoltok – alacsony zavarás/alacsony kezelés; illetve
- 4) referenciaként szolgáló „kontroll” területek, melyek jól reprezentálják az egykori természetes élőhelyeket. Ez utóbbiakat a Budai-hegységben, kb. 10 ezer hektáron elterülő Budai Tájvédelmi Körzetben jelöltük ki. A referencia élőhelyek és a fragmentált erdőfoltok állományalkotó fa fajai a kocsánytalan (*Quercus petraea*) és csertölgységek (*Quercus cerris*). Ezek elsősorban rendzina talajjal jellemezhetők, amik intrazonálisan alakultak ki dolomiton, illetve mészkőn.

A fent említett kritériumoknak megfelelően habitattípusonként öt-öt, összesen 20 helyszín került kiválasztásra (3. ábra).



3. ábra: A főváros budai oldalán kijelölt mintavételi területek elhelyezkedése.

3.1.2. Talaj háttérváltozók

Mintavételi helyenként egy-egy $1,5 \times 2$ m-es plotot jelöltünk ki 2013 őszén, melyek határai mentén 8-10 pontból vettünk mintát a talaj felső 0-10 cm-es rétegéből. Ezt követően kompozit talajmintákat képeztünk, amit az MTA Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézetének laboratóriumában végzett alap talajtani vizsgálatok követték. Meghatározásra került a talajok pH_{H_2O} értéke (MSZ-08-0206-2 1978), a $CaCO_3$ (m/m%), szervesanyag- (m/m%) (MSZ-08-0012-6 1987) és nitrogéntartalma (m/m%) (ISO 11261 1995), valamint az ammóniumlaktát oldható P_2O_5 és K_2O mennyisége (mg/kg) (ISO 22036 2008).

3.1.3. Mikrobióta (Archaea, Bacteria)

A vizsgált élőhelyekről 2,5 cm átmérőjű mintavevő segítségével talajmintát vettünk a talaj 0-5 cm-es rétegéből. A területenkénti öt-öt alminta vétele a később részletezésre kerülő teafilter vizsgálat soraiból történt. Az ebből képzett kompozit mintákból két-két g-ot külön-külön 4 ml LifeGuard™ Soil Preservation Solution nevű talajprezervációs oldatot (MoBio, 12868-100/<http://www.mobio.com/soil-rna-isolation/lifeguard-soil-preservation-solution--100ml.html>) tartalmazó, 15 ml-es steril Falcon csövekbe töltöttünk, amit aztán jól összeráztunk. A mintavétel – az élőhelyek közötti esetleges keresztzennyeződés elkerülése érdekében – a mintavevő 90 %-

os etanollal történő sterilizálásával, gumikesztyűben történt. A mikrobiális vizsgálatokat az amerikai Marylandi Egyetem laboratóriumában végezték.

A talajmikroba-közösség feltérképezéséhez szükséges DNS kivonása a MoBio Power Lyzer PowerSoil DNA Isolation Kit segítségével, a gyártó előírásainak megfelelően történt. A fizikai feltáráshoz azonban MP Biomedical FastPrep készüléket használtak. A DNS mennyiségi meghatározását Qubit fluorométer segítségével végezték, amit ezt követően 1,25 ng/μl-re hígítottak. Ezután valós idejű PCR-t alkalmaztak a DNS kvantitatív nyomon követésére, ugyanis az ismert koncentrációjú standardok párhuzamos vizsgálata lehetőséget adott a mintáinkban jelenlévő DNS-szakaszok koncentrációjának (vagy kópiaszámának) meghatározására. Az amplifikációs ciklusok lefolyását interkalálódó festék segítségével (SYBR Green I) tették láthatóvá. A SYBR Green I festék az etídium-bromidhoz hasonlóan interkalálódó molekula, amely a dupla szálú (ds) DNS-hez kötődik az amplifikáló elegyben. Bekötődve, adott monokróm fényrel megvilágítva 530 nm-es hullámhosszú fényt emittál. Az ebből keletkező mérhető fluoreszcens jel nagysága a PCR folyamán szaporodó dsDNS mennyiségével arányosan növekszik. A talajbaktériumok közösségi összetételének meghatározása a 16S rDNS gén célzott felszaporításával, az amplitikon szekvenálás pedig Illumina MiSeq platformon történt.

3.1.4. Mezofauna (mikroarthropoda)

A talaj mikroarthropodaközösségének felderítése érdekében 2015 májusában élőhelyenként kb. 800 cm³ mintát vettem a talaj 0-10 cm-es rétegéből. A tíz pontból véletlenszerűen vett talajból kompozit mintát készítettem, amiket a mezofauna talajból történő kinyerése céljából az MTA Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézetének laboratóriumába vittem. Az extrakciót Berlese-típusú futtatók segítségével végeztem. A 8-10 napos futtatási idő eltelté után kinyert talajfauna ezt követően 70 %-os etanolba tartósításra került, amiket ezt követően sztereomikroszkóp alatt Parisi és mtsai (2005) alapján nagyobb taxonokra válogattam. E taxonómiai vizsgálat eredményeként a Parisi és mtsai (2005) által meghatározott QBS ('Qualità Biologica del Suolo') biodiverzitási indexet számítottam ki, mellyel a lebontó állatközösség ökológiai indikációja volt megvalósítható. Ez egy egyre gyakrabban használt, integrált, talaj biológiai minőségre utaló mutató, melynek alapját a talajmikroarthropodák ökomorfológiai osztályozása adja. A QBS index a különböző taxonokhoz rendelt ún. ökomorfológiai pontok (EMI: 'eco-morphological index') összegéből áll össze, mely utóbbi az élőlények talajhoz való adaptációjának mértékétől függ (Melléklet 2.2.). Az alapkoncepció szerint a talajok minősége szoros kapcsolatban van a talajhoz, mint élőhelyhez jól alkalmazkodott mikroarthropodák számával. Abban az esetben, ha egy adott csoporton belül több különböző ökomorfológiai forma is szerepel, a végső pontszámot a legmagasabb EMI értékű, tehát a talajhoz leginkább adaptálódott taxon adja.

3.1.5. Makrofauna

A mintavételi helyeken megtörtént a legjellemzőbb makrodekomponáló csoportok, úgymint a földigiliszták, csigák, ászkarák, valamint ikerszelvényesek felvétele. A következőkben taxononként külön-külön bemutatásra kerülnek a mintavételezéssel kapcsolatos részletek.

FÖLDIGILISZTÁK (LUMBRICIDAE)

A földigiliszták mintavételezése kiöntéses módszerrel történt két alkalommal, 2014 és 2015 májusában. A mintavételt, a földigiliszták nagyobb aktivitását feltételezve, csapadékos időszak utánra időzítettük. A kiöntéshez első esetben mustárpor 0.5 g/l koncentrációjú vizes oldatát használtuk, amit a GLUSEEN-Projekt keretében kidolgozott protokoll szerint állítottunk elő és használtunk fel (<http://www.gluseen.org/protocols/earth-worm-sampling/>). Területenként öt-öt darab 25 × 25 cm-es kvadrát került kijelölésre a felszíni vegetáció, illetve avarréteg eltávolításával. A mustárporos oldatot negyedórás eltéréssel egyenletesen juttattuk ki a mintavételi helyeken, majd a felszínen megjelenő földigilisztákat csipesszel gyűjtöttük be. A földigilisztákat ezt követően 70 %-os etanolba helyeztük, majd elpusztulásuk után 4 %-os formaldehidben fixáltuk. A kéthetes fixálási idő elteltével a minták végleges tartósítása 70 %-os etanolban történt. A 2015 májusában megismételt mintavételezés az előzőktől abban tért el, hogy a kiöntéshez ekkor – a klasszikus eljárás szerint – 4 %-os formaldehidet használtunk. A földigiliszták faji szintű határozása Csuzdi (2007) munkája alapján, Dr. Csuzdi Csaba (Magyar Természettudományi Múzeum) segítségével, sztereomikroszkóppal történt.

CSIGÁK (GASTROPODA)

A vizsgált területek csigafaunájának felmérése 2015 májusában, kézi egyeléses mintavétellel történt. Ezzel elsősorban a nagyobb héjméretű, szabad szemmel is jól látható fajok egyedei gyűjtethetők hatékonyan (Sólymos *et al.* 2007). Az egyeléses mintavétel időtartama területenként 20 perc volt. A gyűjtés során különös figyelemmel voltunk a csigák számára kedvező feltételeket biztosító mikroélőhelyekre, úgymint az avarra, sziklára, valamint élő- és holtfára. A gyűjtött minták faji szintű határozásához Soós (1956, 1959), Kerney és mtsai (1979), illetve Welter-Schultes (2012) munkáit vettem alapul.

SZÁRAZFÖLDI ÁSZKARÁKOK (ISOPODA: ONISCIDEA), IKERSZELVÉNYESEK (DIPLOPODA)

A 2015 májusában végzett mintavételhez egyeléses időgyűjtést alkalmaztunk, melynek időtartama területenként 20 perc volt. Az egyedeket csipesszel, szippantóval, valamint kézzel gyűjtöttük be különös figyelmet fordítva ezen élőlénycsoportok mikrohabitatjaira (avar, kövek, élő- és holtfa). A gyűjtött állatok tartósítása 70 %-os etanolban történt. A faji szintű identifikációhoz Gruner (1966), valamint Schubart (1934), Blower (1985) és Korsós (2015) munkáit használtam.

3.1.6. Dekompozíciós vizsgálat: Tea Bag módszer

A talajban történő növényi szervesanyag-bomlás nyomon követése teafilterekkel történt, ami egy standardizált, idő- és költséghatékony módszer. Lehetővé teszi különböző talajok lebontási hatékonyságának globális és lokális összehasonlítását (Keuskamp *et al.* 2013). A tapasztalt tömegcsökkenések elsősorban a mikrobiális dekompozícióra reflektálnak, ugyanis a 280-300 µm-nyi lyukbőség nem teszi lehetővé a nagyobb faunatagok szerves anyaghoz történő hozzáférését.

A dekompozíciós vizsgálat 2013 novemberében kezdődött, területenként 20-20, összesen 400 darab teafilter elásásával. A filterek négy sorban, egymástól kb. 50 cm-es távolságban kerültek elhelyezésre a talaj felső 5 cm-es rétegében. Ehhez piramis alakú, rooibos (*Aspalathus linearis*) tea anyaggal töltött műanyag teafiltereket használtam, melyeket terepi alkalmazásuk előtt, a vízdoldható anyagok (egyszerű cukrok, fenolok) eltávolítása céljából kiáztattam, majd a kezdeti tömeg felvétele előtt tömegállandóságig 35 °C-on szárítottam. A vízdékony anyagok kiáztatása egyrészt azért fontos, hogy ezzel kizárjuk a csapadék általi kilúgozódásból eredő, abiotikus tömegcsökkenést. Másrészt, hogy megakadályozzuk, hogy a teafilterből könnyen kioldódó anyagok révén szükségtelen hatást gyakoroljunk a talajbiótára. A filterek előkészítése a GLUSEEN-Projekt keretében kidolgozott protokoll alapul vételével történt (<http://www.gluseen.org/protocols/preparing-teabags/>). A vizsgálatban használt teafilterek szerves anyagának kémiai összetételéről Keuskamp és mtsai (2013) munkájában további részletek is megtudhatók. A filterek visszagyűjtése négy alkalommal, 4, 6, 8 és 12 hónappal azok leasása után történt. Így minden időpontban öt-öt darab teafilter került felszedésre. A visszagyűjtött filterekre ragadt, illetve azokba bejutó talajszemcsék eltávolítása rövid idejű, hideg vizes áztatást igényelt. Ezután szobahőmérsékleten, majd 35 °C-on történő szárításuk következett a tömegállandóság eléréséig.

3.1.7. Statisztikai elemzés

A statisztikai elemzések során minden esetben megtörtént az alkalmazhatósági feltételek vizsgálata, melyek a normalitásra, a szórások homogenitására, valamint a minták függetlenségére egyaránt kiterjedtek. Az egyes minták között a mintavételi elrendezésből adódó térbeli függetlenség hiányát a random faktorok bevonásával vettem figyelembe. Az általános és általánosított lineáris modellek alkotásakor alapvető cél volt a legszűkebb és egyben legjobb modell megtalálása, melyet egyenkénti kihagyásos modellszelekcióval ('backward selection') igyekeztünk elérni, figyelembe véve az Akaike-féle információs kritériumok (AIC) és a diagnosztikai ábrák alakulását. Ezt azonban megelőzte a magyarázó változók fontosságának becslése, mely sok esetben segítette az adott függő változó szempontjából jelentősnek számító tényezők megtalálását. Ezt az ún. véletlen erdők ('random forest') módszerével végeztem, amire jó lehetőséget nyújtott az R szoftver 'party' nevű csomagja. A modellek megalkotását az R szoftver 'lme4' csomagjának 'lme' és 'glmer' függvényeivel végeztem. Az adatok értékeléséhez az R statisztikai program 3.3.1. verzióját, illetve annak programcsomagjait használtam (www.r-project.org). Minden statisztikai teszt esetén 5 %-os szignifikancia szintet határoztam meg. Az analízissel kapcsolatos részletek a következőkben, alfejezetenként kerülnek bemutatásra.

URBANIZÁCIÓ

A vizsgálatba vont városi élőhelyek urbanizáltságának mértékét urbanizációs index segítségével fejeztem ki, amihez Liker és mtsai (2008) munkáját vettem alapul. A mutatók kiszámításához meghatároztam a mintavételi helyek 1 km²-es körzetében a beépítettség fokát, a növényborítottság mértékét, valamint a mesterségesen burkolt felszínek (pl.: aszfalt, beton) arányát. Az 1 × 1 km-es területeket 10 × 10 darab, 100 méter oldalhosszúságú négyzetre osztottam, amiket a következők szerint pontoztam:

Beépítettség	mérték	0 %	0-50 %	> 50 %
	pont	0	1	2
Vegetáció borítottság	mérték	0 %	0-50 %	> 50 %
	pont	0	1	2
Mesterségesen burkolt felszín	jelenlét	nincs		van
	pont	0		1

Ezt követően élőhelyenként összegeztem az átlagos beépítettséget, az átlagos növényzeti borítottságot, valamint a magas beépítettségű, a magas vegetáció borítottságú, illetve a mesterségesen burkolt felszínnel rendelkező négyzetek számát. Ezután az előbb említett öt változó bevonásával főkomponens analízist (PCA) végeztem, amelynek első komponenséhez rendelt értékei (PCA1 scores) szolgáltak az élőhelyek urbanizációs indexeként. Ezek a negatív értékektől a pozitívok felé haladva egyre nagyobb urbanizáltságot jelölnek.

TALAJ HÁTTÉRVÁLTOZÓK

A vizsgált talajtulajdonságok élőhelytípusonkénti különbségeinek felderítésére általános lineáris kevert modelleket alkalmaztam, amelyekben a habitattípus, mint magyarázó, míg a lokalitás, mint random változó szerepeltek. Az urbanizáció talajparaméterekre gyakorolt hatásának vizsgálata is hasonló módon történt, azzal az eltéréssel, hogy ezekben a modellekben az urbanizációs index szerepelt független változóként.

MIKROBIÓTA (ARCHAEA, BACTERIA)

A talajok ősbaktérium- (Archaea) és baktériumközösségeinek (Bacteria) α diverzitását a mintákban talált különböző taxonómiai egységek (OTU: 'operational taxonomic unit') számával, valamint gyakran használt diverzitás mutatókkal, úgymint a Shannon (H') és Egyenletesség (J') indexekkel fejeztem ki (Shannon 1948; Pielou 1969). A mennyiségi viszonyok érzékeltetésére a mikrobák abundanciáját használtam, amiről a kópiaszám nyújtott információt. A talajbaktériumok közösségi összehasonlítására az ún. SDR szimplex megközelítést alkalmaztam (Podani és Schmera 2011). A módszer révén megbecsülhető a béta diverzitás, a beágyazottság és a fajgazdagságbeli egyezés relatív fontossága, azáltal, hogy a gamma diverzitást additív komponensekre bontja. Emellett három kiegészítő index is számolható, amik minden lehetséges

mintahelypár között méri a hasonlóságot, a relatív fajkicserélődést és a relatív fajgazdagságbeli különbséget. Az SDR Simplex program alkalmazásával kapott eredményeket kétdimenziós háromszög diagramok szemléltetik, amiket a SYN-TAX 2000 szoftver segítségével állítottam elő (Podani 2001).

A mikrobiális diverzitás, abundancia és az urbanizáció, élőhelytípus, valamint talaj fizikokémiai paraméterek közötti kapcsolatot általános lineáris modellek segítségével vizsgáltam. A habitattípus Bacteria- és Archaeaközösségek összetételére gyakorolt hatásának megismerésére permutációs többváltozós varainciaanalízist (PERMANOVA, Bray-Curtis index, permutációk száma: 999) végeztem, aminek eredményét ezt követően főkoordináta-elemzés (PCoA: 'Principal Coordinates Analysis') segítségével ábrázoltam. A mikrobióta összetételét befolyásoló edafikus tényezők felderítésére kanonikus korrespondencia-analízist (CCA: 'Canonical Correspondence Analysis') használtam. A CCA és PERMANOVA elemzésekhez csak a $\geq 0,01$ % relatív abundanciájú szekvenciákat vettem figyelembe. Mivel strukturálisan különböző élőhelyeket mintáztunk, a mintavételek számának megfelelőségét egydalapú fajakkumulációs görbe segítségével igazoltam ('iNEXT' programcsomag, Hsieh *et al.* 2016).

MEZO- ÉS MAKROFAUNA

A mintavételi helyek talajainak mezofaunáját – a talaj biológiai minőségét jól jellemző – QBS indexszel, és az előkerült talajmikroarthropodák összes egyedszámával jellemeztem. A vizsgált makrofauna elemek (földigiliszta, csiga, szárazföldi ászkarák, valamint ikerszelvényes) diverzitását a fajgazdagság változóval fejeztem ki, ami az adott területen előforduló fajszámot jelentette. A földigiliszták esetében biomassa adatokat is felvettünk, melyet g/m^2 -ben adtuk meg. Továbbá az élőhelyek jobb összehasonlítására a csigafaunára kidolgozott ún. Mollusca Ritkasági Indexet (MRI) is használtam. Ennek során a fajokhoz rendelt értékek átlagait vettem alapul (Sólymos és Fehér 2005). Az előbb említett változók, mint függő változók szerepeltek az általános és általánosított (a vizsgált taxonok fajgazdagsága ugyanis poisson eloszlást mutatott) lineáris kevert modellekben, melyek segítségével az urbanizáció és a fizikokémiai talajtulajdonságok céltaxonokra gyakorolt hatásait térképeztem fel. A földigiliszták esetében a lokalitás mellett az időt is random faktorként illesztettem a modellbe, figyelemmel a mintavételezés két évére.

A fajösszetételt befolyásoló tényezők megismeréséhez többváltozós megközelítést alkalmaztam, melyhez az R szoftver 'mvabund' elnevezésű csomagjának 'manyglm' függvényét használtam (Wang *et al.* 2012). Ez a módszer nemcsak a fajkompozíciót befolyásoló tényezők, hanem a fajok közötti eltérő preferenciák feltárására is alkalmas. Az elemzésekhez jelenlét-hiány adatok álltak rendelkezésemre, így a függvény argumentumaként binomiális eloszlás családot adtam meg.

SZERVESANYAG-DEKOMPOZÍCIÓ

A teafilterek kezdeti és visszamért tömegei közötti különbség alapján megállapítottam a szervesanyag-bomlás mértékét, amit a negatív exponenciális bomlási modelltől számolt dekompozíciós rátával (k) fejeztem ki (Olson 1963):

$$M_t / M_0 = e^{-kt},$$

ahol M_t a maradéktömeg t időpontban, M_0 a kezdeti tömeg, k a dekompozíciós ráta.

Ezt követően a szervesanyag-bomlási folyamat és az urbanizáció, valamint mért talajváltozók közötti kapcsolat felderítésére általános lineáris kevert modellt használtam.

TALAJ BIODIVERZITÁS – SZERVESANYAG-DEKOMPOZÍCIÓ KAPCSOLAT

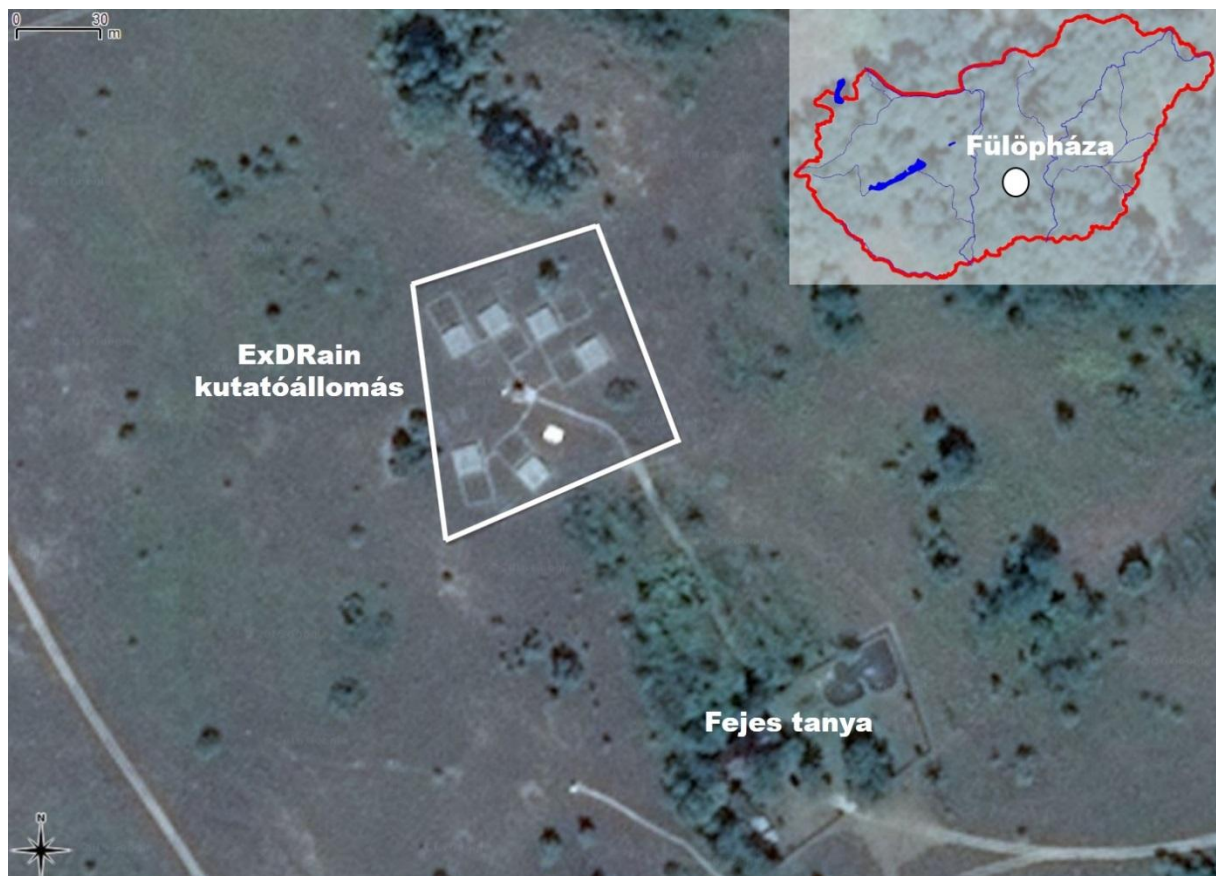
A talaj biodiverzitás index a talaj általunk vizsgált minőségi és mennyiségi biotikus jellemzőinek egy mutatóba integrálásával jött létre. Az index magában foglalja a földigiliszta fajgazdagságot és biomasszát, a Gastro-, Iso- és Diplopoda fajgazdagságot, a QBS indexet, a talajmikroarthropoda egyedszámot, valamint a mikrobiális diverzitást és abundanciát kifejező legfontosabb változókat (Archaea és Bacteria: Shannon és Egyenletesség indexek, kópiaszámok). Az előbb említett változók standardizálása után átlagoltam a kapott értékeket, majd a talaj biodiverzitás általános indikátoraként használtam a dekompozíciós folyamatokkal összefüggésben végzett elemzéshez (Wagg *et al.* 2014).

A talaj biológiai sokfélesége és a szervesanyag-dekompozíció mértéke közötti összefüggéseket általános lineáris kevert modell segítségével vizsgáltam, melyben a lebontási ráta, mint függő, a biodiverzitás index, mint magyarázó változó szerepelt, a térbeli függetlenség hiányát kiküszöbölő lokalitás random faktor mellett. A szervesanyag-bomlás szempontjából legfontosabb biotikus jellemzők megismerésére ugyancsak általános lineáris kevert modellt használtam a már fentebb említett – biodiverzitás indexbe integrált – változók magyarázó változókkénti modellbe vonásával.

3.2. Az extrém aszály hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-lebontásra (ExDRain-Projekt, Fülöpháza)

3.2.1. Vizsgálati terület, mintavételi elrendezés

Kutatásunk helyszínéül az MTA Ökológiai Kutatóintézetének terepállomása szolgált, ahol az ún. ExDRain-Projekt ('Extreme Drought and Rain Manipulation Experiment') keretében 2013 óta klímaváltozással kapcsolatos, hosszútávú csapadékkizárásos terepi vizsgálatok folynak. A kísérleti terület a Kiskunsági Nemzeti Parkban, Fülöpháza közelében található 103 m tengerszint feletti magasságon (É 46°87' K 19°42'; 4. ábra).

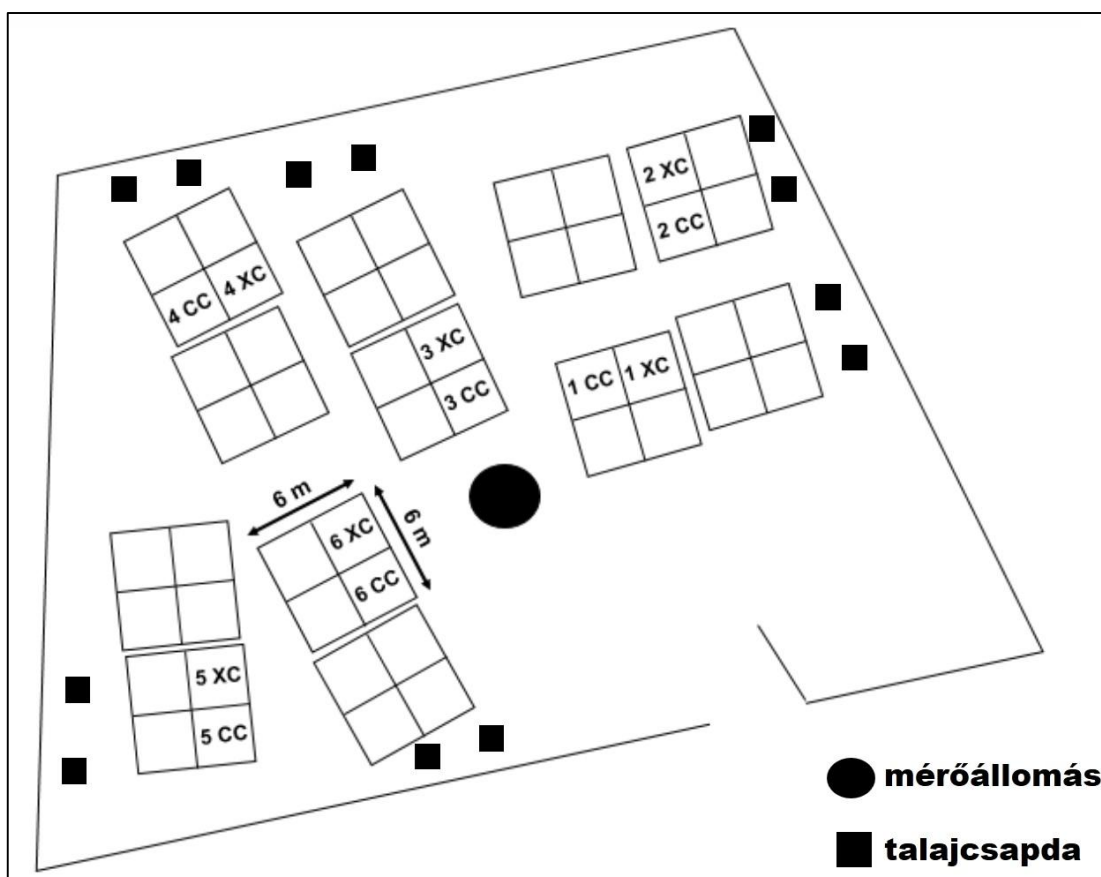


4. ábra: Az ExDRain kutatóállomás elhelyezkedése Fülöpháza mellett.

A vizsgált régió éghajlatát erős kontinentális és szubmediterrán hatások jellemzik. Az évi középhőmérséklet 10.4 °C, míg az éves csapadékmennyiség 500-550 mm, júniusi maximummal (Kovács-Láng *et al.* 2000). Nem ritkák a térségben az aszályos időszakok sem, amik néhány klímaszcenárió szerint a jövőben vélhetően egyre gyakoribbak lesznek ezeken a területeken is. A különösen csapadékos időjárásnak köszönhetően azonban a vizsgálati évben (2014. március 26 - 2015. március 31.) 854 mm csapadék hullott, ami jelentősen meghaladta a sokévi átlagot. A terület karbonátos homok váztalaja ('Calcaric Arenosol', WRB) bázikus pH-val ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 8,3$), alacsony humusztartalommal ($\text{H}\% = 0,36\%$) és magas karbonáttartalommal ($\text{CaCO}_3 = 8,77\%$) jellemezhető. Az ammóniumlaktát oldható K_2O mennyisége 29,79 mg/kg, míg P_2O_5 tartalma 20,41 mg/kg volt. A talaj nitrogén mennyisége az ammónia és nitrát nitrogénformákat tekintve a következőképp

alakult: $\text{NH}_4\text{-N} = 4,91 \text{ mg/kg}$, valamint $\text{NO}_3\text{-N} = 1,54 \text{ mg/kg}$. Az említett klimatikus és talajtani adottságok magyar csenkesz (*Festuca vaginata* Waldst. & Kit. ex Willd) és homoki árvalányhaj (*Stipa borysthena* Klokov ex Prokudin in Wulf.) által dominált, nyílt homokpusztagyepék (*Festucetum vaginatae*; Rapaics ex Soó 1929) kialakulását tették lehetővé, amik a Duna-Tisza közti táj jellegzetes társulásának tekinthetők.

A vizsgálatok hat, egyenként $3 \times 6 \text{ m}$ -es kísérleti blokkban zajlottak, melyek egy-egy, $3 \times 3 \text{ m}$ -es kontroll (CC) és aszálykezelt (XC) parcellát tartalmaztak (5. ábra).



5. ábra: Az ExDRain-Projekt kísérleti elrendezése a kontroll (CC) és aszálykezelt (XC) parcellákkal, valamint a vizsgálatunk során alkalmazott talajcsapdák helyei.

Ez utóbbiakat átlátszó fóliatetők borították, amelyek révén megvalósult a csapadék kizárása, ezáltal egy extrém aszályos időszak szimulálása (Melléklet 3.1.). A tetőkre hullott csapadék elvezetése ereszcatornák segítségével történt. A kísérleti parcellák külső 50 cm-es területén puffer zóna került kijelölésre, minimalizálva ezzel az oldalirányú vízbeszivárgást. A csapadék kizárása a 2014. április 24-től szeptember 18-ig tartó, közel öt hónapos periódusban valósult meg.

3.2.2. Talaj háttérváltozók

Vizsgálataink során minden parcellában folyamatos mérések történtek a talaj mikroklimatikus jellemzőinek alakulásáról. A talajhőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$) és -nedvesség (V/V%) mérése a talajban elhelyezett Jumo RTD hőmérséklet- és Campbell CS616 nedvesség-szenzorok segítségével valósult meg, melyek 10 percenként automatikusan rögzítették az adatokat (Melléklet 3.1.). A

kapott adatok a talajnedvesség tekintetében a 0-30 cm-es talajréteg átlagait, míg a talajhőmérsékletet illetően a talajfelszín alatti 10 cm-en mért értékeket jelentik. A statisztikai elemzések során minden esetben a napi átlagokat használtam.

3.2.3. Mikrobióta

A mikrobiális diverzitás vizsgálatok céljából 2015 márciusában talajmintát vettem a talaj felső 5 cm-es rétegéből. Minden parcella véletlenszerűen kiválasztott hat-hat pontjáról kompozit mintákat képeztem, amiket laboratóriumi vizsgálatukig fagyasztva tároltam. A mintavétel során különös tekintettel voltam a parcellák közötti esetleges keresztszennyeződésre, amit a mintavevő 90 %-os etanollal történt sterilizálásával és gumikesztyű használatával igyekeztem kiküszöbölni. A talajok mikrobaközösségeinek összehasonlító vizsgálata (16S rDNS T-RFLP molekuláris ujjlenyomat módszer és shotgun metagenom szekvenálás) a Szent István Egyetem Regionális Egyetemi Tudásközpontjának laboratóriumában történt. A T-RFLP módszer révén csak a talajok bakteriális diverzitásáról kapunk képet anélkül, hogy kiderülne azok közösségi összetétele. A metagenom szekvenálás azonban a teljes mikrobaközösség (Bacteria, Archaea, Eukaryota) feltérképezésére lehetőséget biztosított. A molekuláris módszerek részletei a 3.2. számú mellékletben találhatóak.

3.2.4. Mezo- és makrofauna

A kísérleti terület lebontó talajjéltlábú faunájának feltérképezése céljából Barber-féle talajcsapdákat helyeztünk ki a kísérleti blokkok közelében (Barber 1931). A módszer elsősorban a talajfelszíni makrogerinctelenek gyűjtésére alkalmas, de jelen esetben a mezofauna mintavételezést is ezzel végeztük. A terület talajtani adottságai (homoktalaj) ugyanis nem tették lehetővé az ugróvillások esetében leggyakrabban használt mintavételezési módszert, a Berlese futtató eszközzel történő hagyományos mezofauna kinyerést. Minden blokkhoz két-két csapda került kihelyezésre, amik 2015 tavaszán (április) és őszén (október) kéthetes időszakokban működtek. A talajcsapdákhöz használt 4 dl űrtartalmú műanyag poharakba etilén-glikolt töltöttünk, ami mint öltő- és tartósítófolyadék funkcionált. Néhány cm-rel a csapdák fölött 15×15 cm-es műanyag tetőket helyeztünk el, megakadályozva ezzel a folyadék csapadék általi felhígulását, valamint a szennyező anyagok, törmelékek, illetve nagyobb gerincesek bejutását (Melléklet 3.1.). A talajcsapdák ürítését követően a minták tartósítása és tárolása 70 %-os etanolban történt. A gyűjtött anyagok (6 blokk \times 2 csapda \times 2 ismétlés = 24) szétválogatását az ugróvillások (Collembola), ikerszelvényesek (Diplopoda) és szárazföldi ászkarák (Isopoda: Oniscidea) faji szintű határozása követett. A makrodekomponálók faji szintű identifikációjához Gruner (1966), Schubart (1934), Blower (1985), valamint Korsós (2015) munkái, az ugróvillások határozása során pedig Gisin (1960) műve szolgált alapul. A Collembola fajok identifikációjában segítségemre volt Dr. Dányi László (Magyar Természettudományi Múzeum).

3.2.5. Dekompozíciós vizsgálat: Tea Bag módszer

A szervesanyag-dekompozíciós vizsgálat 2014. március 26-án, az extrém aszálykezelés előtt egy hónappal kezdődött. Ehhez a korábbiakban már bemutatott piramis alakú, roiboos teafiltereket használtam a 3.1.6. fejezetben leírtaknak megfelelően. A terepkísérletben parcellánként négy-négy teafiltert ástam el a talaj felső 5 cm-ében, azaz összesen 48 darab (6 blokk \times 2 parcella \times 4 teafilter = 48) került lehelyezésre (Melléklet 3.1.). A teafilterek visszagyűjtése négy alkalommal, a leásásuk után 2, 4, 6 és 12 hónappal történt. A mintaelemszám növelésére a kísérleti parcellák hosszútávú megőrzése miatt nem volt lehetőségünk, így parcellánként minden időpontban egy-egy teafilter került felszedésre. A visszagyűjtött filterek – a már említett GLUSEEN-protokoll előírásainak megfelelő – kezelése után felvett tömegcsökkenés adatokból, a korábbiak szerint számoltam ki a lebontási rátákat (k).

3.2.6. Statisztikai elemzés

Az adatok értékelése az R 3.2.2. statisztikai programmal és annak programcsomagjaival történt (www.r-project.org).

A baktériumközösségek α diverzitásának becslésére a T-RFLP abundancia adatokból számolt Shannon (H') és Egyenletesség (J') indexeket használtam (Shannon 1948; Pielou 1969). A talajbaktériumok közösségi összehasonlítására az SDR szimplex megközelítést alkalmaztam (Podani és Schmera 2011). Az SDR Simplex program alkalmazásával kapott eredményeket kétdimenziós háromszög diagramok szemléltetik, amiket a Tri-plot 1.4. szoftver segítségével állítottam elő (Graham és Midgley 2000).

Az extrém aszálykezelés mikroklimatikus talajparaméterekre (talajhőmérséklet és -nedvesség) gyakorolt hatását általános lineáris kevert modellekkel vizsgáltam, melyhez az R szoftver 'lme4' programcsomagjának 'lme' függvényét vettem igénybe (Pinheiro *et al.* 2015). A fix faktor a modellben a kezelés (kétszintű faktor: kontroll vagy aszálykezelt), míg a random faktorok a blokk és idő változók voltak. A talaj háttérváltozókkal kapcsolatos elemzéseknél figyelembe vettem a talajhőmérséklet és -nedvesség évközi ingadozásait is, amit a változók varianciájával jellemeztem. Mivel azonban ezek az adatok nem feleltek meg a normalitás és az egyenlő varianciák feltételeinek, a talajhőmérséklet és -nedvesség fluktuációjának összehasonlítását általánosított legkisebb négyzetek modellekkel (gls: 'generalized least squares models') végeztem ('nlme' programcsomag, Pinheiro *et al.* 2015).

Általános lineáris kevert modelleket alkalmaztam az extrém aszály, a mikroklimatikus talajparaméterek és a bakteriális diverzitás (α diverzitás indexek), valamint szervesanyag-dekompozíció közötti összefüggések feltérképezésére. A kevert modellekben az aszálykezelés, valamint a talaj mikroklimatikus változóinak átlaga és varianciája voltak a fix, míg az idő és a blokk változók a random faktorok. Az idősor figyelembe vétele a 'corAR1' korrelációs struktúra modellbe vonásával történt. Mivel a talajparaméterek és az extrém aszálykezelés között interkorrelációt találtam, azok hatását két külön modellben teszteltem.

Az aszálykezelés baktériumközösségek szerkezetére gyakorolt hatásának felderítésére PERMANOVA-t (Bray-Curtis index, permutációk száma: 999) végeztem a T-RFLP abundancia

adatokkal, amihez az R statisztikai szoftver 'vegan' nevű programcsomagját használtam (Oksanen *et al.* 2015). A talajminták bakteriális összetétel alapján történő csoportosulását Bray-Curtis távolság alapján hierarchikus klaszteranalízissel vizsgáltam. A klaszterek közötti szignifikáns elágazásokat SIMPROF ('similarity profile permutation') teszt alkalmazásával határoztam meg, amihez a 'clustsig' nevű R programcsomagot használtam (Whitaker és Christman 2014). A baktériumegyüttesek fajösszetételbeli különbségeinek további szemléltetését szolgálta az NMS ('nonmetric multidimensional scaling') ordinációs módszer is, amit gyakran használnak közösségek összehasonlító elemzésére. A baktériumok közösségi összetételének és a mikroklimatikus talajparaméterek közötti kapcsolat vizsgálata CCA elvégzésével történt.

3.3. Az ugaroltatás hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra

3.3.1. I. vizsgálat: Az ugaroltatás hatása a talajfelszíni makrodekomponáló gerinctelenekre (2008. évi vizsgálat, Hevesi-sík)

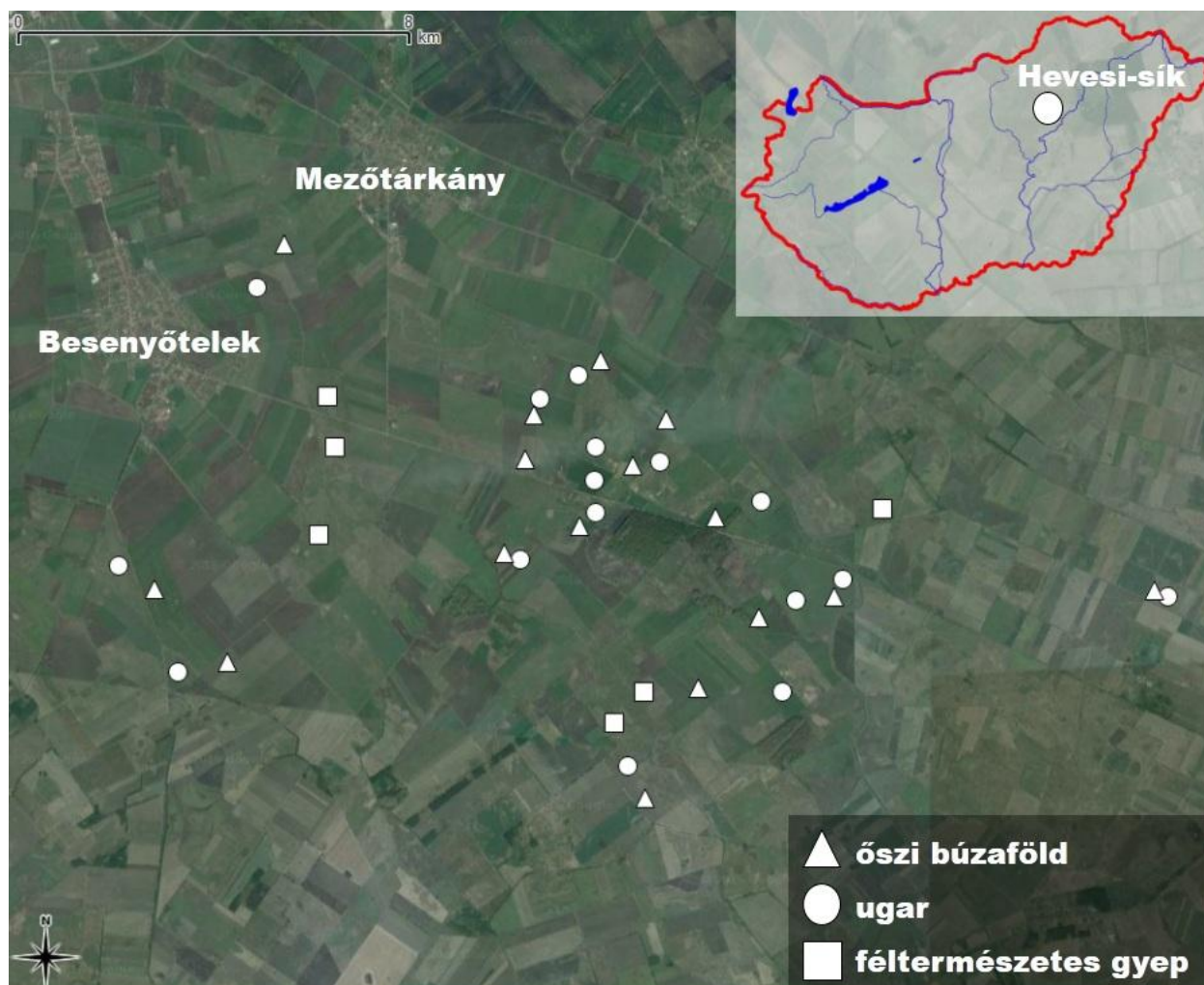
3.3.1.1. Vizsgálati területek, mintavételi elrendezés

A 2008. évi vizsgálat Kovács-Hostyánszki Anikó doktori kutatásának (Kovács 2011) részeként valósult meg, munkám a talajcsapdaanyagok makrodekomponáló együtteseinek faji identifikációjára és az adatok kiértékelésére terjedt ki. A felmérés helyszíne a Hevesi-sík volt, ami az észak-magyarországi régió egyik legjelentősebb agrárélőhelyeként jellemezhető. Teljes területének ugyanis körülbelül 72 %-a áll mezőgazdasági művelés alatt, melyből a szántók aránya 60 %, míg a gyepeké 12 % (Bükki Nemzeti Park 2015). A kutatási terület éghajlata kontinentális: száraz, meleg nyarakkal és hideg telekkel. A terület flórájában az alföldi erdőpuszta löszön, illetve sziken kialakult mozaikos fás-füves foltjainak, azok társulásainak a fajai jellemzők. A legdominánsabb növényfajok közé tartozik a réti perje (*Poa pratensis*), sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*) és a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*). A fő termesztett kultúrák az őszi gabona, a napraforgó és a repce. A mintavételi helyszínek a Nemzeti Agrár-Környezetvédelmi Program zonális célprogramjának keretében 2002-ben 40 ezer hektáron kialakított Hevesi Érzékeny Természeti Területeken kerültek kijelölésre (Ángyán *et al.* 2003). Az 1996. évi LVIII. törvény szerint érzékeny természeti terület alatt az olyan extenzív művelés alatt álló területeket értjük, amelyek a természetkímélő gazdálkodási módok megőrzését, fenntartását, ezáltal az élőhelyek védelmét, a biológiai sokféleség fennmaradását, a tájképi és kultúrtörténeti értékek megővését szolgálják. A vizsgálatba vont gyepterületen és szántóterületen ennek megfelelően számos speciális gazdálkodási rendszer alkalmazását, előírásokat, illetve rendszabályok betartását kívánják meg a gazdálkodótól (1. táblázat).

1. táblázat: A Hevesi ÉTT-t jellemző szántóföldi és gyepterületi gazdálkodási előírások Ángyán és mtsai (2003) alapján.

Szántóföldi művelés	Gyepgazdálkodás
a lucerna első kaszálását csak június 15-e után lehet elkezdni	a gyepterület fenntartása során nem alkalmazható felület, és nem használható szerves- és műtrágya
a területen vetéscserét kell alkalmazni a következő növények meghatározott arányú termesztésével: kalászos 20-25 %, lucerna 20-30 %, repce és egyéb növények (borsó, fénymag, köles, napraforgó, kukorica, cirok) 25-30 %, ugar 20-25 %	a gyepterület csak juh, szarvasmarha vagy ló legeltetésével vagy kaszálással hasznosítható, az állatlétszámot 0,5-1 szarvasmarha/ha értékre kell beállítani
a vegyszeres növényvédelem során csak gyomirtó és gombaölő szerek alkalmazhatók a következő hatóanyagok teljes tilalmával (2,4-D; atrazin; linuron; trifluralin; cianazin; alaclór; maneb; cineb; benomil; mankoceb; metiram; TMTD; triadimefon)	a legeltetést csak június 15-e vagy a tavaszi felszáradás után lehet megkezdeni, és az őszi esőzések beálltával fel kell függeszteni (általában: április 24 - szeptember 29.) a kaszálás megkezdését június 15-e utánra kell halasztani
minimum 6 méter széles vegyszerezetlen táblaszegélyek hagyása	a kaszálókon éves váltóban 5 % területarányú kaszátlan sávokat kell meghagyni

A szántóföldi célprogramon belül előírt rövidtávú területpihentetés során létrejött egy-, két- és hároméves ugarterületek makrodekomponáló faunáját hasonlítottuk össze egymással, valamint őszi vetésű búzaföldekkel és félttermészetes gyepekkel. A három különböző korú ugartípusból hat-hat (háromévesből a területi adottságok miatt csak öt) területet választottak Besenyőtelek, Mezőtárkány és Poroszló térségében (6. ábra).



6. ábra: A Hevesi-síkon kijelölt mintavételi területek elhelyezkedése élőhelytípusonként.

Mindegyik ugar mellett közvetlenül egy-egy búzatóbla, valamint összesen hat gyepek kerültek kijelölésre. Az ugaroltatás során az ötéves vetésciklus részeként a területeket 1-3 évre kivonták a művelésből. Ennek kezdetén, az utolsó aratást követően egy háromkomponensű magkeveréket vetettek el, ami két fűféléből (általában *Festuca pratensis*, *Festuca arundinacea*, *Poa pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Lolium* spp.) és egy pillangósból (leggyakrabban lucerna *Medicago sativa* L.) állt. A növényzetet évente egyszer, július 15-e után lekaszálták, majd a kaszálékot a területen hagyták. A búzatóblákon őszi búzát (*Triticum aestivum*) vetettek és kezelésükben nem voltak jelentős eltérések: a felhasznált műtrágya átlagos nitrogén hatóanyagtartalma 90 kg/ha/év volt, évente egyszer permeteztek rovarirtó- és gyomirtószerral, hasonló vegyszereket használva. A gyepek extenzív kezelésűek voltak, műtrágya felhasználása nélkül, legeltetve vagy évente egyszer kaszálva. A már említett domináns fűfélék mellett jellemző fajok voltak a magyar cickafark (*Achillea pannonica* Scheele) és a magyar sóvirág (*Limonium gmelinii* Willd.) is. A mintavételi

területek nagysága átlagosan $21,37 \pm 1,78$ (SE) ha volt. Az ugar-búza föld párok közel hasonlóak voltak: a páronkénti átlagos eltérés $7,15 \pm 1,79$ (SE) ha volt.

3.3.1.2. Botanikai felvételezés

A területek növényi fajgazdagsága és vegetáció borítottsága élőhelyenként tíz darab 2×2 m-es botanikai kvadrátban került felmérésre 2008 tavaszán. A kvadrátok a mintaterület nagyságától függően egymástól 10-50 m-es (10 m volt a 20 hektárnál kisebb, 25 m a 20-40 hektár méretű táblák és 50 m a 40 hektárnál nagyobb táblák esetén), míg a táblaszegélytől 20 m távolságra szemirandom módon kerültek kijelölésre. Ezt követően vizuális borításbecsléssel történt a vegetáció borítottság és az élőhelyenkénti növényfajszám felvétele. További részletekért lásd Kovács-Hostyánszki és mtsai (2011).

3.3.1.3. Makrofauna mintavételezés

A talajfelszíni makrodekomponálók gyűjtését tölcséres talajcsapdák segítségével végezték 2008. május-június időszakban. A négyszer kéthetes periódusokat a vizsgált élőlénycsoportok fő aktivitási időszakához igazították. Élőhelyenként öt talajcsapdát helyeztek ki egymástól 20 m távolságra, minimum 50 m-re a táblák szegélyétől. A leásott hengerbe pontosan illeszkedő tölcsér vezetett az etilén-glikollal töltött pohárba, a csapda fölé pedig egy alumínium tető került, 3-5 cm-re elemelve a talajtól (Obrist és Duelli 1996). A csapdák ürítését követően a minták az ikerszelvényesek és szárazföldi ászkarákok laboratóriumi határozásáig 70 %-os etanolba kerültek. Az ezerlábúak faji identifikációjához Blower (1985) és Korsós (2015), míg az ászkafajok azonosításához Gruner (1966) munkáját használtam. Az ikerszelvényesek faji szintű határozásában segítségemre volt Dr. Korsós Zoltán és Dr. Angyal Dorottya (Magyar Természettudományi Múzeum).

A talajcsapdázás a talajfelszíni ízeltlábúak gyűjtéséhez gyakran használt és hatékony módszernek tekinthető, azonban nem mentes a módszertani problémáktól. Fontos megjegyezni ugyanis, hogy a módszert számos élőhelyszerkezeti hatás befolyásolhatja, mint amilyen a vegetáció borítottság is (Melbourne 1999). Emellett szelektív a talajfelszíni gerinctelenek méretére/korára, valamint diszperziós képességére (Hassall 1966). Az egyszerűség kedvéért jelen munkában az abundancia kifejezést a csapdázott egyedek relatív gyakoriságaként használtam. Adataink tehát a fajok talajfelszíni aktivitására, illetve az egyedek aktivitás-denzitására utalnak. Mindennek ellenére eredményeink lehetővé teszik a területek összehasonlítását, ugyanis az időjárási és csapdázási körülmények minden mintavételi helyen hasonlóak voltak.

3.3.1.4. Statisztikai elemzés

Minden elemzést az R statisztikai szoftver 3.0.1 verziójával végeztem (www.r-project.org).

Az adatok elemzésekor az ikerszelvényesek és szárazföldi ászkák fajgazdagságát és abundanciáját, mint függő változókat vettem figyelembe. Az ugar-búza föld párok vizsgált élőlénycsoportok fajgazdagsága és egyedszáma szerinti páronkénti összehasonlítását – adataink

normális eloszlásának hiányában – nem paraméteres, Wilcoxon előjeles rangpróbával (= páros Wilcoxon-próba) végeztem. Ez a módszer figyelembe veszi, hogy a területpárok egymástól térbelileg nem függetlenek, lehetővé téve összetartozó minták összevetését.

Mivel strukturálisan nagyon különböző élőhelyeket mintáztunk, a mintavételek számának megfelelőségét egyedalapú fajakkumulációs görbe segítségével igazoltam. Ehhez az R statisztikai szoftver 'iNEXT' nevű csomagja biztosított lehetőséget (Hsieh *et al.* 2016). Az alacsony össz fajszám miatt egy görbén ábrázoltam az ikerszelvényeseket az ászkarákkal.

Az ugaroltatás hatékonyságát új változó bevezetésével vontam be a statisztikai elemzésbe: értve ez alatt az ugar-búza területpárok ászkarák és ikerszelvényes fajgazdagság, illetve egyedszámbeli különbségeit. Az ugarok korának búzaterületekre gyakorolt hatását Kruskal-Wallis tesztekkel vizsgáltam, amit a csoportok páronkénti összehasonlítása (Dunn-féle post-hoc teszt) követett. Kruskal-Wallis tesztet és Dunn-féle post hoc tesztet alkalmaztam a különböző korú ugarok, valamint gyepék ászka- és ikerszelvényes fajgazdagságának és abundanciájának összevetéséhez is. Mivel vizsgálataink során relatíve kevés faj került elő a Wilcoxon és Kruskal-Wallis tesztek faji szinten is elvégeztem. Azonban az < 1 % relatív abundanciájú fajokat minden statisztikai elemzésből kizártam, ami esetünkben két fajt érintett.

A habitattípus (ötszintű fix faktor: őszi búza, egy-, két- és hároméves ugar, gyep), a növényi fajgazdagság, valamint a vegetáció borítottság vizsgált makrodekomponáló taxonokra gyakorolt hatását általános lineáris kevert modellekkel elemeztem. Ehhez többváltozós megközelítést alkalmaztam, ami által lehetővé vált a fajok közötti preferencia különbségek kimutatása is. Adataink eloszlása negatív binomiális eloszlással volt közelíthető, így a modellekhez a 'manyglm' nevű függvényt használtam ('mvabund' R csomag, Wang *et al.* 2012). Mivel a habitattípus és a növényzeti paraméterek között szignifikáns interkorreláció volt, ezek hatását külön modellekben vizsgáltam. Az egyes minták között a mintavételi elrendezésből adódó térbeli függetlenség hiányát, az ugar-búza területek páros elrendezését random faktor modellbe építésével vettem figyelembe.

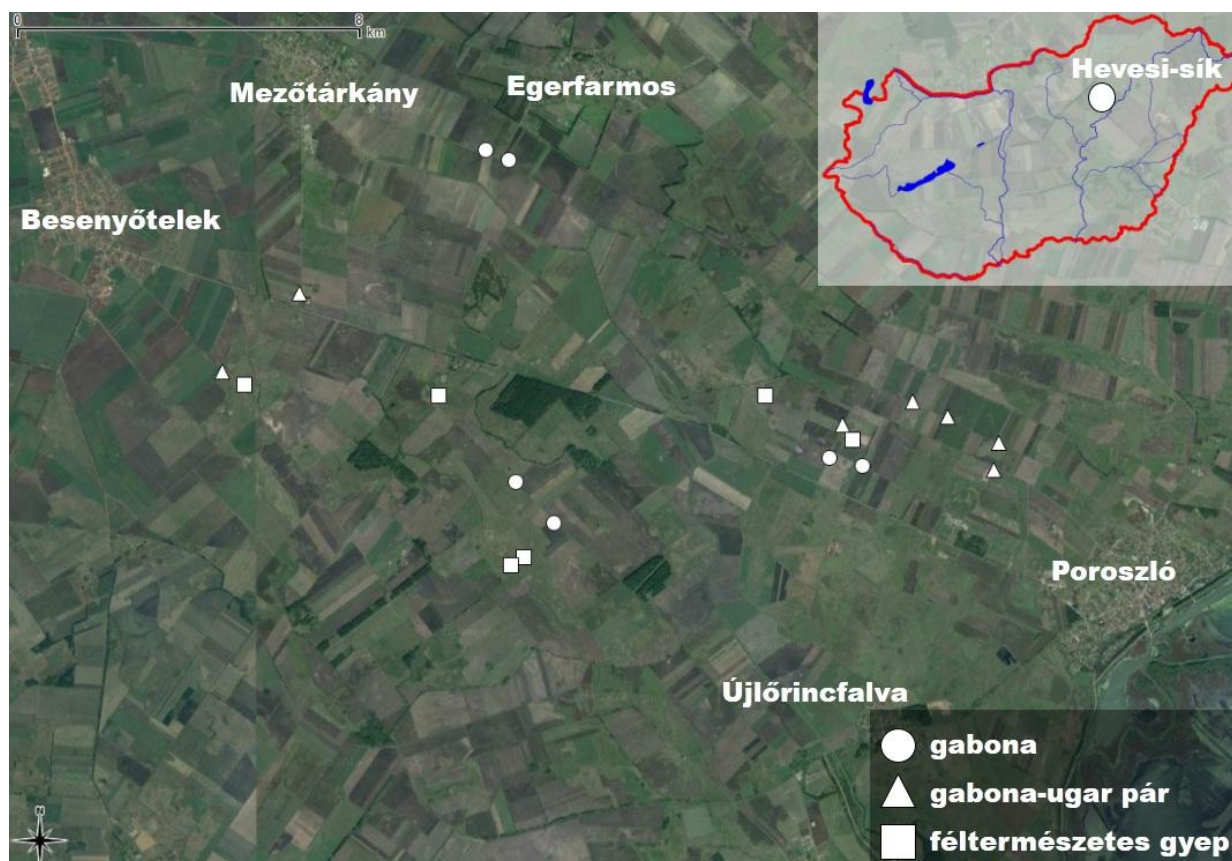
A növényi fajgazdagság, vegetáció borítottság és az élőhelytípus ászka- és ikerszelvényes együttesek fajösszetételére gyakorolt hatását redundancia analízis (RDA) segítségével vizsgáltam. A fajmátrixokat egy Euklideszi távolságon alapuló ún. Hellinger-transzformációval transzformáltam, mely lehetővé teszi az RDA használatát a sok nulla értéket tartalmazó abundancia adatok esetén (Legendre és Gallagher 2001). A számításokhoz az R program 'vegan' programcsomagját alkalmaztam (Oksanen *et al.* 2015).

3.3.2. II. vizsgálat: Az ugarok hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra (LIBERATION-PROJEKT, Hevesi-sík)

3.3.2.1. Vizsgálati területek, mintavételi elrendezés

Az EU által finanszírozott, LIBERATION ('Linking farmland Biodiversity to Ecosystem seRvices for effective ecological intensification') elnevezésű nemzetközi projekt alapvető célja a fenntartható mezőgazdasági termelési módok tudományos megalapozásának erősítése volt, amit az agrárélelőhelyek ökoszisztéma-szolgáltatásainak optimalizálásán keresztül kívánt megvalósítani (<http://www.fp7liberation.eu/TheLIBERATIONproject>).

Ennek a vizsgálat sorozatnak a részeként került kijelölésre a Hevesi-síkon, Poroszló és Besenyőtelek térségében hét pár gabona – ugarterület, illetve hat, kontrollként szolgáló féltermészetes gyepek és hat ugar nélküli gabonaföld (7. ábra, Melléklet 5.1-5.2.). A térségről részletesebb leírás a 3.3.1.1. fejezetben található. Az ugarok kora hasonló volt, második éve kerültek ki a művelés alól az ötéves vetéskörök részeként. Kutatásunkban az ugaroltatás jelentőségét vizsgáltuk a talaj biodiverzitására, illetve a talajban játszódó növényi szervesanyag-bomlásra, mint fontos ökoszisztéma-szolgáltatásra.



7. ábra: A vizsgálatba vont mintavételi területek elhelyezkedése a Hevesi-síkon élőhelytípusok szerint.

A vizsgálatba vont területek jelentős hányadán érvényesültek a Nemzeti Agrár-környezetgazdálkodási Program szántóföldi célprogramjában előírt gazdálkodási szabályok. Az

ugar-, gabona [őszi búza (*Triticum aestivum* L.), őszi árpa (*Hordeum vulgare* L.)] és gyepterületek kezelése megegyezett a 3.3.1.1. fejezetben bemutatottakkal.

3.3.2.2. Talaj háttérváltozók

Alap talajtani vizsgálatok céljából 2014 májusában minden élőhelyről talajmintát vettem a talaj 0-10 cm-es rétegéből. A területenként öt-öt, véletlenszerűen kiválasztott pontból vett talajokból kompozit mintát képeztem. Ezt követően a talaj fizikokémiai vizsgálatai a Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal Velencei Talajvédelmi Laboratóriumában történtek. Meghatározásra került: a talaj pH_{KCl} , az Arany-féle kötöttség (K_A), az összes só (m/m%), $CaCO_3$ (m/m%), humusztartalom (m/m%), valamint a P_2O_5 (mg/kg), K_2O (mg/kg), Na (mg/kg), NO_2+NO_3-N (mg/kg), Mg (mg/kg) és SO_4-S (mg/kg) mennyisége.

3.3.2.3. Mikrobióta (*Bacteria*)

A talajok mikrobiális diverzitásának felméréséhez 2014 májusában minden vizsgált élőhelyről talajmintát vettem a talaj 0-5 cm-es rétegéből. A mintákat területenként öt-öt véletlenszerűen kiválasztott pontból vettem a táblaszegélytől számított 20 m-es távolságban, majd ezekből kompozit mintákat képeztem. A területek közötti keresztszennyeződés elkerülése végett a mintavételek a mintavevő 90 %-os etanollal történő sterilizálásával, gumikesztyűben történtek. Ezt követően a Szent István Egyetem Regionális Egyetemi Tudásközpontjának laboratóriumába szállítottuk a LifeGuard™ Soil Preservation Solution nevű talajprezervációs oldatban tárolt mintákat, ahol a talajbaktériumok közösségi összehasonlító vizsgálatát – a 3.2. számú mellékletben leírtak szerint – 16S rDNS T-RFLP genetikai ujjlenyomat módszer segítségével elvégezték.

3.3.2.4. Mezofauna (*mikroarthropoda*)

A talaj mezofaunájának megismeréséhez 2014 májusában területenként hat-hat pontból vettem talajmintát bolygatatlan mintavevővel. A mintavétel egy transzekt mentén történt, a táblaszegélytől vett 0, 10 és 20 m-es távolságokban. A féltermészetes gyepek megmintázása a szegélytől számított 2-300 m-es távolságban történt hat, egymástól 10 m-re lévő, véletlenszerűen kiválasztott pontból. Az egyenként 400 cm^3 térfogatú talajmintákat – a területenként azonos távolságból vettek összevonásával – az Állatorvostudományi Egyetem Biológiai Intézetének laboratóriumában Berlese-típusú futtatókra tettem. A 12 napos futtatási idő alatt kinyert talajállatokat 70 %-os etanolban tartósítottam, amiket aztán – Parisi és mtsai (2005) alapján – nagyobb taxonokra válogattam szét. Ezt követően QBS indexet számoltam, ami egyfajta biodiverzitás mutatóként a talaj biológiai minőségéről nyújt számunkra információt.

3.3.2.5. Makrofauna

A talajfelszíni makrodekomponáló ízeltlábú együttesek (Isopoda: Oniscidea és Diplopoda) feltérképezését 2014 májusában, kéthetes időszakra telepített talajcsapdák segítségével végeztük.

Az élőhelyenként négy-négy talajcsapda egy transzekt mentén, a táblaszegélytől számított 0, 5, 10 és 20 m-es távolságokban került kihelyezésre. A féltermészetes gyepek esetében a csapdák telepítése véletlenszerűen, egymástól 10 m-re, a szegélytől számított 2-300 m-es távolságban történt. A kétéves időszak elteltével a minták 70 %-os etanolba kerültek, amit az ászkarákok és ikerszelvényesek faji szintű határozása követett. Ehhez Gruner (1966), valamint Schubart (1934), Blower (1985) és Korsós (2015) munkáit vettem alapul.

3.3.2.6. *Dekompozíciós vizsgálat: Tea Bag módszer*

A különböző élőhelyek talajainak szervesanyag-lebontó képességét a már előzőekben ismertetett teafilter módszer segítségével követtük nyomon (lásd 3.1.6. és 3.2.5. fejezeteket). A 2014 májusában, a talaj felső 5 cm-es rétegébe helyezett, területenként négy-négy teafilter – a nyári aratási munkákat megelőzően – a leásásuk után 1 hónappal került visszagyűjtésre. Ezt követően a visszamért tömegekből – a korábbiakban már ismertetett módon – történt a lebontási ráták számolása.

3.3.2.7. *Statisztikai elemzés*

A statisztikai elemzések során minden esetben megtörtént az alkalmazhatósági feltételek vizsgálata, melyek a normalitásra, a szórások homogenitására, valamint a minták függetlenségére egyaránt kiterjedtek. Az egyes minták között a mintavételi elrendezésből adódó térbeli függetlenség hiányát a random faktorok bevonásával vettem figyelembe. Az ugar-gabonaföld párok vizsgált élőlénycsoportok diverzitása szerinti páronkénti összehasonlítását – adataink normális eloszlásának hiányában – nem paraméteres, páros Wilcoxon előjeles rangpróbával végeztem. Ez a módszer figyelembe veszi, hogy a területpárok egymástól térbelileg nem függetlenek, lehetővé téve összetartozó minták összevetését. Az általános és általánosított lineáris modellek alkotásakor alapvető cél volt a legszűkebb és egyben legjobb modell megtalálása, melyet egyenkénti kihagyásos modellszelekcióval ('backward selection') igyekeztem elérni, figyelembe véve az Akaike-féle információs kritériumok (AIC) és a diagnosztikai ábrák alakulását. Ezt azonban megelőzte a magyarázó változók fontosságának becslése, mely sok esetben segítette az adott függő változó szempontjából jelentősnek számító tényezők megtalálását. Ezt az ún. véletlen erdők módszerével végeztem, melyre jó lehetőséget nyújtott az R szoftver 'party' nevű csomagja. A modellek megalkotását az R szoftver 'lme4' csomagjának 'lme', 'glmer' és 'glmer.nb' függvényeivel végeztem. Az adatok értékeléséhez az R statisztikai program 3.3.1. verzióját, illetve annak programcsomagjait használtam (www.r-project.org). Minden statisztikai teszt esetén 5 %-os szignifikancia szintet határoztam meg. Az analízissel kapcsolatos részletek a következőkben, alfejezetenként kerülnek bemutatásra.

TALAJ HÁTTÉRVÁLTOZÓK

A vizsgált talajtulajdonságok élőhelytípusonkénti különbségeinek felderítésére általános lineáris kevert modelleket alkalmaztam, melyekben a habitattípus, mint magyarázó, míg a lokalitás, mint random változó szerepeltek.

MIKROBIÓTA (BACTERIA)

A talajok baktériumközösségeinek (Bacteria) α diverzitását Shannon (H') és Egyenletesség (J') indexekkel fejeztem ki (Shannon 1948; Pielou 1969). A talajbaktériumok közösségi összehasonlítására az SDR szimplex megközelítést alkalmaztam (Podani és Schmera 2011). Ez az SDR Simplex program használatával történt, melynek eredményei ezt követően a SYN-TAX 2000 szoftver segítségével előállított háromszög diagramokon keresztül kerültek bemutatásra (Podani 2001). A bakteriális diverzitás és az élőhelytípus, valamint talaj fizikokémiai paraméterek közötti kapcsolatot általános lineáris modellek segítségével vizsgáltam. A habitattípus Bacteriaközösségek összetételére gyakorolt hatásának megismerésére PERMANOVA-t (Bray-Curtis index, permutációk száma: 999) végeztem, melynek eredményét ezt követően PCoA segítségével ábrázoltam.

MEZO- ÉS MAKROFAUNA

A mintavételi helyek talajainak mezofaunáját QBS indexszel, és az előkerült talajmikroarthropodák összes egyedszámával jellemeztem. A vizsgált makrodekomponáló gerinctelenek (szárazföldi ászkarákok, valamint ikerszelvényesek) diverzitását a fajgazdagság változóval fejeztem ki, mely az adott területen előforduló fajszámot jelentette. A mennyiségi viszonyok bemutatásához a talált fajok egyedszámát vettem alapul, melyre számos esetben abundanciaként hivatkozom. A fajonkénti statisztikai elemzésekből kizártam az $< 1\%$ relatív abundanciájú fajokat. Az Iso-és Diplopoda fajgazdagság és abundancia, mint függő változók szerepeltek az általánosított (a vizsgált taxonok fajgazdagság és abundancia adatainak eloszlása ugyanis negatív binomiális eloszlást mutatott) lineáris kevert modellekben, melyek segítségével az élőhelytípus és a fizikokémiai talajtulajdonságok céltaxonokra gyakorolt hatásait térképeztem fel. A fajösszetételt befolyásoló tényezők megismeréséhez CCA-t használtam. Mivel strukturálisan nagyon különböző élőhelyeket mintáztunk, a mintavételek számának megfelelőségét egyedalapú fajakkumulációs görbe segítségével igazoltam ('iNEXT' programcsomag, Hsieh *et al.* 2016).

SZERVESANYAG-DEKOMPOZÍCIÓ

A vizsgálathoz használt teafilterek kezdeti és visszamért tömegei közötti különbség alapján megállapítottam a szervesanyag-bomlás mértékét, amit a negatív exponenciális bomlási modellből számolt dekompozíciós rátával (k) fejeztem ki (Olson 1963). Ezt követően a szervesanyag-bomlási folyamat és az élőhely milyensége, valamint mért talajváltozók közötti kapcsolat felderítésére általános lineáris kevert modellt használtam.

TALAJ BIODIVERZITÁS – SZERVESANYAG-DEKOMPOZÍCIÓ KAPCSOLAT

A talaj biodiverzitás index megalkotásánál az Iso- és Diplopoda fajgazdagság, valamint abundancia, QBS index, mikroarthropoda egyedszám, illetve a bakteriális diverzitást kifejező H' és J' mutatókat alkalmaztam. Az ezzel kapcsolatos további statisztikai elemzések megegyeznek a 3.1.7. fejezetben leírtakkal.

4. EREDMÉNYEK

4.1. A városiasodás hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra (GLUSEEN-Projekt, Budapest)

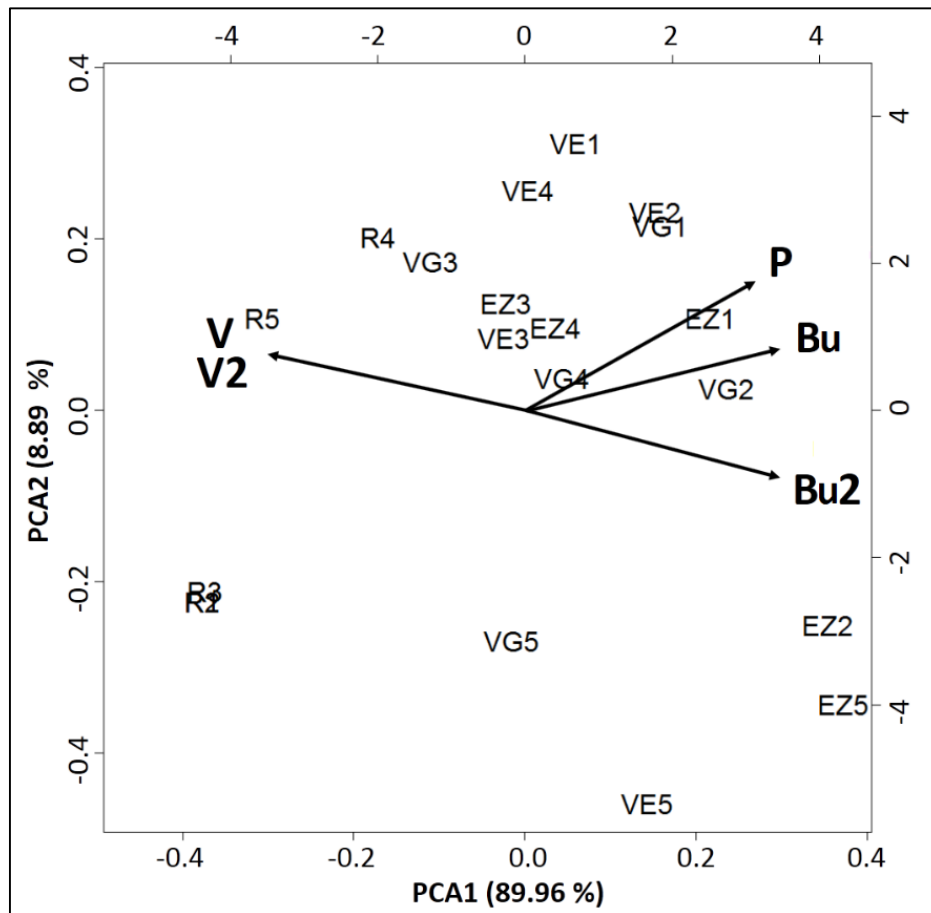
4.1.1. Urbanizációs index

A vizsgált területek urbanizációs indexét a főkomponens analízis legnagyobb varianciát (89,96 %-ot) lefedő 1. főkomponens értékei adták. Az urbanizációs index értékei -3,56 és 3,53 között változtak (2. táblázat).

2. táblázat: A mintavételi helyek és koordinátáik az urbanizációs indexek (UI) szerinti csökkenő sorrendben.

Lokalitás	Élőhelytípus	Koordináták	UI
Rókahegy (EZ5)	erősen zavart	47,59222 É 19,02959 K	3,52922
Ferenchegy (EZ2)	erősen zavart	47,52686 É 19,01319 K	3,3582
Ferenchegy (VG2)	városi gyep	47,52648 É 19,01307 K	2,23314
Virányos (EZ1)	erősen zavart	47,51509 É 18,98505 K	2,05685
Virányos (VG1)	városi gyep	47,51524 É 18,98487 K	1,49947
Ferenchegy (VE2)	városi erdőfragmentum	47,52702 É 19,01423 K	1,44175
Rókahegy (VE5)	városi erdőfragmentum	47,58763 É 19,02980 K	1,35373
Virányos (VE1)	városi erdőfragmentum	47,51630 É 18,98259 K	0,56833
Remetehegy (VG4)	városi gyep	47,53924 É 19,01614 K	0,41449
Remetehegy (EZ4)	erősen zavart	47,53923 É 19,01723 K	0,34266
Remetehegy (VE4)	városi erdőfragmentum	47,53897 É 19,01736 K	0,03499
Rókahegy (VG5)	városi gyep	47,58746 É 19,03558 K	-0,1441
Mátyáshegy (EZ3)	erősen zavart	47,53594 É 19,01760 K	-0,2043
Mátyáshegy (VE3)	városi erdőfragmentum	47,53580 É 19,01722 K	-0,2388
Mátyáshegy (VG3)	városi gyep	47,53556 É 19,01747 K	-1,0474
Zugliget (R4)	referencia	47,51557 É 18,97242 K	-1,6236
Hármashatárhegy (R5)	referencia	47,54482 É 19,00874 K	-2,908
Budakeszi (R3)	referencia	47,52870 É 18,89726 K	-3,5374
Budakeszi (R1)	referencia	47,52782 É 18,89850 K	-3,5646
Budakeszi (R2)	referencia	47,52723 É 18,90282 K	-3,5646

Mint ahogy azt a 8. ábra is mutatja, a mintavételi területek nem alkottak határozottan elkülöníthető csoportokat, illetve mintázatot urbanizáltság szempontjából. Előzetes várakozásainknak megfelelően a növényborítottság a kis beépítettségű, antropogén hatásoknak minimálisan kitett referenciatérségeken volt a legnagyobb mértékű. A nagy beépítettségű, leginkább urbanizálódott mintavételi helyek elsősorban az erősen zavart és városi gyep élőhelyek közül kerültek ki. A legvárosiasodottabb területek a Rókahegyen és Ferenchegyén kijelölt ruderalis habitatok (EZ5 és EZ2) voltak. Ezzel szemben a legtermészetesebb, emberi hatások által legkevésbé érintett mintavételi helyeknek a budakeszi referenciaerdők (R1-3) bizonyultak.



8. ábra: A vizsgált élőhelyek urbanizáltság szerinti elrendeződése főkomponens analízis alapján (**Bu**: átlagos beépítettség, **Bu2**: magas beépítettségű négyzetek száma, **P**: mesterségesen burkolt felszínnel rendelkező négyzetek száma; **V**: átlagos növényborítottság; **V2**: magas növényzeti borítottságú négyzetek száma; **EZ**: erősen zavarított élőhely, **VG**: városi gyep, **VE**: városi erdőfragmentum, **R**: referenciaerdő).

4.1.2. Talaj háttérváltozók

A mintavételi területek – a vizsgált paraméterek átlagát alapul véve – semleges kémhatású, nehéz agyagos, közepesen meszes, magas humusztartalmú, jó foszfor-, kálium- és nitrogénellátottságú talajokkal voltak jellemezhetők.

Ugyanakkor élőhelytípusonként számos talajtulajdonság esetében markáns különbségeket tapasztaltunk (3. táblázat). Jelentős eltérés mutatkozott többek között a pH tekintetében is: az erősen zavarított és városi gyep élőhelyek rendszerint lúgosabb talajjal rendelkeztek a városi erdőfragmentumokhoz és referenciaterületekhez képest. Utóbbi esetében ez a különbség statisztikailag is igazolható volt. Ehhez hasonló trendek voltak megfigyelhetők a talajok szénsavas mésztartalmát illetően is. Ugyanakkor ezzel ellentétes mintázatokat tapasztaltunk a talajok kötöttségével, humusztartalmával és nitrogén-ellátottságával kapcsolatban: a városi erdőfragmentum és referencia élőhelyek szignifikánsan nagyobb értékekkel voltak jellemezhetők ezen paraméterek tekintetében. A foszfor- és kálium-ellátottságban nem találtunk szignifikáns különbségeket a habitattípusok között.

3. táblázat: A mintavételi területek fizikokémiai talajjellemzői (átlag ± SE) élőhelytípusonként. A betűk a szignifikáns különbségeket jelzik.

	Élőhelytípusok							
	erősen zavart		városi gyepek		városi erdőfragmentum		referencia	
pH	7,54 ± 0,06	(a)	7,54 ± 0,09	(a)	7,04 ± 0,14	(ab)	6,44 ± 0,52	(b)
K _A	48,56 ± 4,20	(b)	49,04 ± 4,73	(b)	90,52 ± 12,31	(a)	86,24 ± 12,79	(a)
CaCO ₃	22,36 ± 3,63	(a)	13,56 ± 3,54	(a)	4,94 ± 1,01	(b)	12,98 ± 10,46	(ab)
H	3,96 ± 0,76	(b)	4,38 ± 1,09	(b)	17,66 ± 3,84	(a)	14,47 ± 3,27	(a)
P ₂ O ₅	145,36 ± 48,95	(a)	152,95 ± 49,21	(a)	180,89 ± 106,38	(a)	156,43 ± 44,17	(a)
K ₂ O	287,1 ± 34,24	(a)	308,64 ± 37,08	(a)	286,81 ± 18,67	(a)	229,25 ± 23,68	(a)
N	0,23 ± 0,04	(b)	0,26 ± 0,07	(b)	0,75 ± 0,14	(a)	0,71 ± 0,14	(a)

A mért talajváltozók vonatkozásában – a humusztartalom és a foszforellátottság kivételével – minden esetben statisztikailag igazolható hatása volt az urbanizációnak (4. táblázat). A városiasodással a pH, a szénsavas mésztartalom, valamint a káliummennyiség növekedése volt megfigyelhető. Ugyanakkor a talaj kötöttsége, illetve nitrogén-ellátottsága esetén ezzel ellentétes irányú változásokat tapasztaltunk (4. táblázat).

4. táblázat: Az urbanizáció hatása a vizsgált talaj háttérváltozókra. A félkövérrel szedett p-értékek a szignifikáns, míg a dőlt betűvel jelzettek a marginális hatásokat jelölik.

	URBANIZÁCIÓS INDEX			
	df	F	p	Hatás
pH	1	8,8702	0,0126	+
K _A	1	4,2119	<i>0,0647</i>	-
CaCO ₃	1	8,7078	0,0132	+
H	1	3,0748	0,1073	
P ₂ O ₅	1	0,8288	0,3821	
K ₂ O	1	4,7913	<i>0,0511</i>	+
N	1	4,1718	<i>0,0658</i>	-

4.1.3. Mikrobióta (Archaea, Bacteria)

A főváros budai oldalán gyűjtött talajmintákból – a szekvenálások eredményeként – összesen 61019 darab Archaea és Bacteria doménbe tartozó taxonómiai egységet (OTU) sikerült kimutatni, 1,91 % : 98,09 %-os arányban. A talált 2 509 732 darab szekvencia 94,78 %-a bakteriális, míg 5,22 %-a archeális eredetű volt. Habár a Bacteria domén dominanciája minden élőhelytípus esetében megfigyelhető volt, az erősen zavart és városi gyepek területek talajában az ősbaktériumok némileg nagyobb mértékben voltak jelen, mint a városi és referenciaerdő területeken. A fajakkumulációs görbék egyik domén esetében sem érték el a telítődési pontot (Melléklet 2.3.). Továbbá megállapítható, hogy az erősen zavart és városi gyepek élőhelyek esetében ezek meredekebb lefutásúak voltak a természetesebb habitattípusok fajtelítődési görbéihez képest.

ARCHAEA

Az ősbaktériumok közé tartozó 1163 db OTU összesen 130 991 db kópiában volt jelen a vizsgált talajmintákban. Az Archaea fajok száma 25 és 312 között változott élőhelyenként. A szekvenciák 99,7 %-a a Thaumarchaeota osztályba tartozott, és ez a túlsúly habitattípustól függetlenül mindvégig jellemző volt. Az élőhely milyensége jelentős mértékben befolyásolta az ősbaktériumok α diverzitását és abundanciáját (5. táblázat). Az OTU-k és szekvenciák száma átlagosan a városi gyepek talajában volt a legmagasabb, amit az erősen zavart, városi erdőfragmentum és referenciaterületek követtek (Melléklet 2.4. és 2.5.). A Shannon diverzitás indexek vonatkozásában is a városi gyepek bizonyultak a legjobb élőhelynek, amit a hasonló értékekkel bíró városi erdőfoltok követtek (Melléklet 2.5.). Ezzel szemben a ruderalis és referenciaerdő habitatok talajai szignifikánsan alacsonyabb diverzitással bírtak (Melléklet 2.5.). Ugyanakkor az Archaeaközösségek egyenletessége a városi erdőfragmentumokról származó mintákban volt a legnagyobb, szignifikánsan különbözve a legkisebb értékeket mutató, erősen zavart élőhelyektől (Melléklet 2.5.). Az urbanizáltság mértékének növekedésével azonban az OTU szám és abundancia csökkenését tapasztaltuk. A talajtulajdonságok közül ezzel szemben a szénsavas mésztartalom és kálium-ellátottság pozitív hatásai voltak megfigyelhetők az előbb említett változók vonatkozásában. A talaj nitrogénmennyisége azonban negatívan befolyásolta mind a Shannon, mind a Pielou indexek alakulását. Előbbi esetében a foszfor-ellátottság is hasonló irányú változást eredményezett (5. táblázat).

5. táblázat: Az Archaeaközösségek α diverzitása és abundanciája, valamint a vizsgált környezeti változók közötti kapcsolat (NS: nem szignifikáns; \cdot : p érték $\leq 0,1$; *: p érték $\leq 0,05$; **: p érték $\leq 0,01$; ***: p érték $\leq 0,001$).

	Habitat	UI	pH	K _A	H	CaCO ₃	K ₂ O	P ₂ O ₅	N
ARCHAEA									
α diverzitás									
OTU	**	\cdot	NS	NS	NS	\cdot	\cdot	NS	NS
Shannon	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	\cdot	\cdot
Egyenletesség	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	\cdot
Abundancia	*	\cdot	NS	NS	NS	\cdot	\cdot	NS	NS

Az archeák α diverzitása és abundanciája mellett a habitattípus szignifikánsan hatott azok közösségi összetételére is, még ha csak marginálisan is ($F_{\text{PERMANOVA}} = 1,698$; $p = 0,07$). Az ordinációs ábrán jól látható, hogy az erősen zavart és városi gyepek élőhelyek talajai hasonló Archaeaközösséggel bírtak, ellentétben a városi erdőfragmentumokkal és referenciaterületekkel (9. ábra). A kanonikus korrespondencia-analízis eredményei szerint emellett a talaj humusztartalma is szignifikáns változónak bizonyult az ősbaktériumok közösségi összetételével kapcsolatban ($F = 1,7600$; $p = 0,039$). Az SDR szimplex analízis alapján megállapítható, hogy nagymértékű viszonylagos beágyazottság ($S+D = 82,72\%$) jellemezte a talajok Archaeaközösségét, amit jól jelez a háromszög alsó oldala közelében kirajzolódó pontfelhő is (Melléklet 2.6.). Ez elsősorban a jelentős fajgazdagságbeli különbségből ($D = 48,8\%$) adódott, melynek eredményeként relatíve magas β diverzitást ($R+D = 66,08\%$) tapasztaltunk. A viszonylagos fajkicserélődés ($R = 17,28\%$) és hasonlóság ($S = 33,92\%$) ezzel szemben kevésbé volt jelentős, ami 51,2 %-os viszonylagos fajgazdagságbeli egyezéshez ($S+R$) vezetett.

BACTERIA

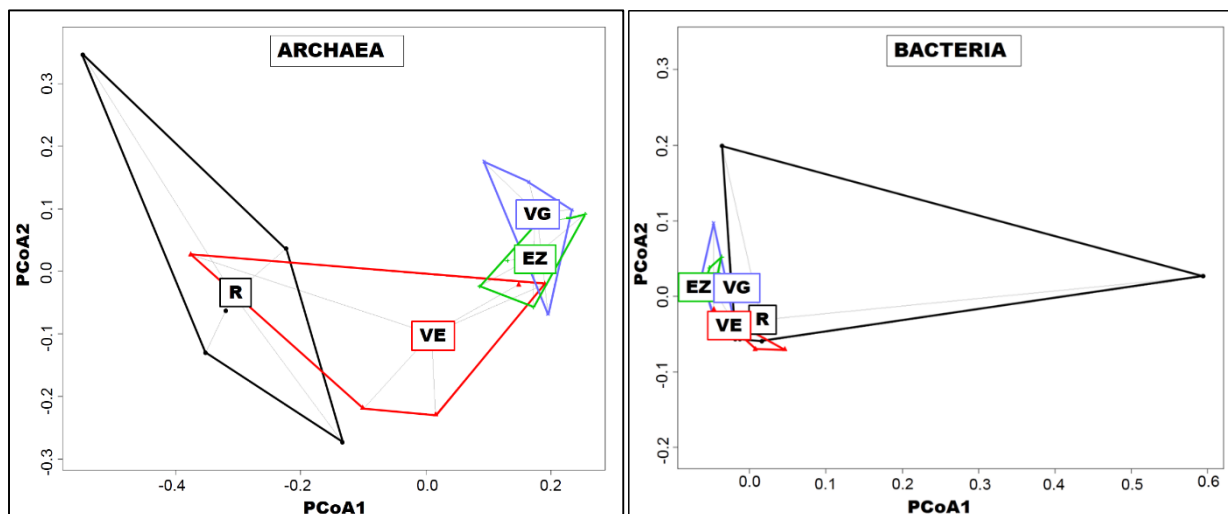
A szekvenálások során 59 857 különböző baktérium szekvenciát sikerült azonosítani, melyek összesen 2 378 741 db kópiában voltak jelen a mintákban. A baktériumfajok száma élőhelyenként 4062 és 7986 között mozgott. A legtöbb bakteriális eredetű szekvencia a Gammaproteobacteria (36,45 %) és Bacilli (19,78 %) osztályokból került ki, de jelentős arányban voltak képviselve a Thermoleophilia (6,29 %), Actinobacteria (6,13 %) és Alphaproteobacteria (4,58 %) classis-ok is. A legdominánsabb nemzetségeknek a 22,31 és 11,49 %-kal a Citrobacter és Bacillus genusok bizonyultak. Ugyanakkor élőhelyenként volt némi változatosság a különböző baktériumcsoportok abundancia viszonyaiban. A habitattípusok között csak az OTU szám vonatkozásában tapasztaltunk különbséget, még ha csak marginális szignifikánsat is (6. táblázat). Az erősen zavart, ruderalis élőhelyeken találva a legnagyobb, míg a referenciaerdő területeken a legkisebb fajgazdagságot (Melléklet 2.5.).

6. táblázat: A Bacteriaközösségek α diverzitása és abundanciája, valamint a vizsgált környezeti változók közötti kapcsolat (NS: nem szignifikáns; \cdot : p érték $\leq 0,1$; *: p érték $\leq 0,05$; **: p érték $\leq 0,01$; ***: p érték $\leq 0,001$).

	Habitat	UI	pH	K _A	H	CaCO ₃	K ₂ O	P ₂ O ₅	N	
BACTERIA										
α diverzitás										
OTU	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Shannon	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Egyenletesség	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Abundancia	NS	NS	- **	- ***	+ **	NS	NS	NS	NS	NS

A talaj pH és Arany-féle kötöttségi értékek növekedésével a bakteriális abundancia csökkenését tapasztaltuk, ellentétben a talaj humusztartalmával, amivel pozitív kapcsolatot mutatott (6. táblázat). Az archeákhoz hasonlóan a baktériumok közösségi összetételét is jelentősen befolyásolta az élőhely milyensége ($F_{\text{PERMANOVA}} = 1,523$; $p = 0,06$, 9. ábra). A kanonikus korrespondencia-elemzés során nem találtunk az élőhelytípuson kívül más, a bakteriális összetételt alapjaiban meghatározó tényezőt (Melléklet 2.7.). Az emberi hatásoknak jobban kitett élőhelyeken (erősen zavart és városi gyepek habitatok) a Bacilli osztályba tartozó szekvenciák fordultak elő legnagyobb számban. Ezzel szemben a városi erdőfoltokban a Clostridia és Betaproteobacteria osztályba tartozó baktériumok voltak dominánsabbak. A referenciaerdők talajában elsősorban az Alphaproteobacteria és Planctomycetia taxonok képviseltették magukat. Az általunk vizsgált környezeti változók közül a talaj kálium-ellátottsága és szén-savas mésztartalma bizonyult a legmeghatározóbbnak. Előbbivel az Acidobacteria-6, Actinobacteria, Thermoleophilia, míg utóbbival az Actinobacteria és Clostridia osztályok mutattak pozitív kapcsolatot (Melléklet 2.8.). A Thermomicrobia kapcsán pedig az urbanizációs index vonatkozásában találtunk hasonló irányú korrelációt (Melléklet 2.8.). Az SDR szimplex módszerrel végzett közösségi összehasonlítás szerint jelentős mértékű viszonylagos fajgazdagságbeli egyezés ($S+R = 85,22\%$) jellemezte a talajbaktériumokat (Melléklet 2.6.). Ehhez a nagy viszonylagos fajkicserélődés (R) járult hozzá elsősorban, ami 61,02 % volt, míg a hasonlóság (S) ehhez képest csak 24,2 %-os értéket kapott. Emellett nagy viszonylagos β

diverzitást ($R+D = 75,8\%$) találtunk, ami – a már említett nagy fajkicserélődés mellett – elenyésző mértékű fajgazdagságbeli különbséggel ($D = 14,78\%$) volt jellemezhető. Az előbb említetteknek megfelelően a viszonylagos beágyazottság mértéke alacsony volt ($S+D = 38,98\%$).

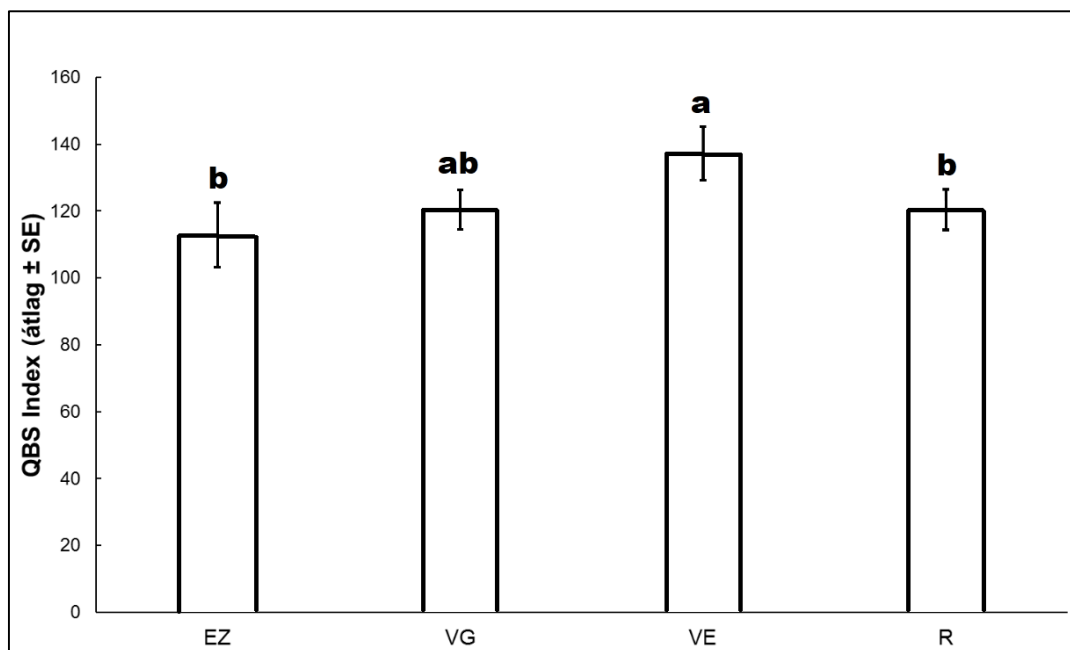


9. ábra: Az Archaea- és Bacteriaközösségek fajösszetétel szerinti alakulása élőhelytípusonként (EZ: erősen zavart élőhely, VG: városi gyeplő, VE: városi erdőfolt, R: referenciaerdő).

4.1.4. Mezofauna (QBS Index, mikroarthropoda egyedszám)

A begyűjtött talajmintákból 18 mikroarthropoda taxon összesen 6833 egyedét sikerült kinyerni (Melléklet 2.9.). Az ezek alapján számolt, a talaj biológiai minőségére utaló QBS indexek szerint átlagosan a városi erdőfragmentumok bírtak a legjobb talajjal (10. ábra). Szignifikánsan kisebb QBS indexeket kaptunk az erősen zavart, valamint referenciaerdő élőhelyeken. A mintavételi területek közül a Remetehegyen kijelölt ruderalis (erősen zavart) habitat esetében találtuk a legkisebb (85), míg a mátyáshegyi városi erdőfragmentumban a legnagyobb (168) QBS értéket. A részletes adatsorokat a 2.9. számú melléklet tartalmazza. A mikroarthropoda egyedszámok esetében nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget az élőhelyek között. A minták között azonban nagy változatosság volt megfigyelhető: 85 (Ferenchegy, erősen zavart élőhely) és 645 (Mátyáshegy, városi gyeplő) közötti egyedszámok egyaránt előfordultak. Ugyanakkor átlagosan 342 egyed találtunk talajmintánként.

Az élőhelytípus mellett a talaj kálium-ellátottsága gyakorolt szignifikáns hatást a talaj biológiai minőségére (QBS index). A kevert modell becslése szerint azonban ez csaknem elhanyagolható mértékű a habitat hatáshoz képest: a káliummennyiség egységnyi mértékű emelkedése ugyanis átlagosan 0,16-tal csökkenti a QBS mutatót (7. táblázat). A mikroarthropoda egyedszámra jelen munkában egyik általunk mért változó sem bírt szignifikáns befolyással.



10. ábra: Az élőhelytípusok (**EZ**-erősen zavart, **VG**-városi gyep, **VE**-városi erdőfragmentum, **R**-referenciaerdő) közötti különbségek a talaj mezofauna diverzitást jól reprezentáló QBS indexek alapján. A betűk a szignifikáns különbségeket jelzik.

7. táblázat: A QBS indexet és mikroarthropoda egyedszámot befolyásoló szignifikáns változók az általános lineáris kevert modellek eredményei alapján. A konstans a referenciaszintet jelentő referenciaerdő élőhelyet jelzi. A félkövérrel szedett p-értékek a szignifikáns hatásokat mutatják. (**VE**-városi erdőfragmentum, **VG**-városi gyep, **EZ**-erősen zavart).

	Beclés	Std. hiba	p-érték
QBS Index			
Konstans	156,1931	14,0626	< 0,001
Habitat (VE)	25,7034	10,4098	0,039
Habitat (VG)	12,3048	10,8166	0,900
Habitat (EZ)	1,3484	10,4144	0,288
K ₂ O	-0,1558	0,05330	0,019

4.1.5. Makrofauna

FÖLDIGILISZTÁK (LUMBRICIDAE)

A földigiliszta gyűjtések során hét faj összesen 172 egyede került elő (8. táblázat, Melléklet 2.10.). A juvenil példányok esetében – a faji bélyegek hiánya miatt – azonban nem volt lehetőség a faji szintű identifikációra, így ott csak a nemzetségek kerültek feltüntetésre. A mintavételezés két éve között a fajösszetétel és a közösségek fajonkénti megoszlását illetően jelentős különbségeket tapasztaltunk. Az első évben (2014) az *Aporrectodea sp.* volt a leggyakoribb, míg 2015-ben az *Octolasion lacteum* fordult elő legnagyobb arányban. Két fajt csak a mintavételezés egy-egy évében sikerült kimutatni: a *Lumbricus castaneus* 2014-ben, az *Aporrectodea caliginosa* pedig 2015-ben volt megtalálható a mintáinkban. A mintavételezési területeken gyűjtött földigilisztafajok között mindhárom ökológiai típusra találtunk példát (8. táblázat).

8. táblázat: A 2014 és 2015 tavaszi gilisztaöntések során előkerült fajok ökotípusonként és azok relatív abundanciája (RA).

	Faj	Ökotípus	RA	
			2014	2015
	<i>Aporrectodea caliginosa</i> SAVIGNY, 1826	endogeikus	-	10,96 %
	<i>Aporrectodea rosea</i> SAVIGNY, 1826	endogeikus	15,15 %	2,74 %
	<i>Aporrectodea sp.</i> ORLEY, 1885	-	40,40 %	-
LUMBRICIDAE	<i>Lumbricus castaneus</i> SAVIGNY, 1826	epigeikus	1,01 %	-
	<i>Lumbricus terrestris</i> LINNAEUS, 1758	anöcikus	2,02 %	24,66 %
	<i>Lumbricus sp.</i> LINNAEUS, 1758	-	37,37 %	30,14 %
	<i>Octolasion lacteum</i> ORLEY, 1885	endogeikus	4,04 %	31,51 %

A földgiliszta fajgazdagságot a vizsgált környezeti változók közül csak a talaj humusz- és szénsavas mésztartalma befolyásolta szignifikánsan (9. táblázat). A modell becslései szerint az említett talajjellemzők egy-egy tömegszázaléknyi növekedése átlagosan egy fajjal növelné a földgiliszta együttesek fajszerkezetét. A biomassa tekintetében azt kaptuk, hogy a két gyűjtési év, ugyan csak marginálisan, de szignifikánsan különbözött egymástól. A modell szerint 2015-ben átlagosan 7,34 g/m²-rel volt nagyobb a biomassa, mint az azt megelőző évben (9. táblázat).

9. táblázat: A földgiliszta fajgazdagság, illetve biomassa, valamint az ezeket szignifikánsan befolyásoló változók közötti összefüggések az általánosított lineáris kevert modellek eredményei alapján. ^a A konstans a referenciaszintet képező 2014-es évet jelöli. A félkövérrel szedett p-értékek a szignifikáns, míg a dőlt betűvel jelzettek a marginális hatásokat jelölik.

	Becslés	Std. hiba	p-érték
FAJGAZDAGSÁG			
Konstans	4,2861	1,3767	< 0,001
H	0,9226	1,0255	0,001
CaCO ₃	0,9697	1,0136	0,023
BIOMASSZA			
Konstans ^a	4,7640	2,3551	0,054
Év (2015)	7,3395	3,3307	0,063

A faji összetételt illetően is statisztikailag igazolható különbség mutatkozott a két esztendő között (Dev = 43,51; p = 0,001), ami elsősorban az *Aporrectodea rosea* (Dev = 6,194; p = 0,077) és *Aporrectodea sp.* (Dev = 24,549; p = 0,001) esetén megfigyelt eltéréseknek volt köszönhető. Az SDR háromszögek eltérő közösségszerkezeti jellemzőkről árulkodnak a mintavétel két évében (Melléklet 2.11.). 2014-ben jelentős mértékű viszonylagos beágyazottság volt (S+D = 83,17 %), ami a hasonlóság (S = 44,98 %) és viszonylagos fajgazdagságbeli különbség értékeiből (D = 38,19 %) állt elő. A viszonylagos fajkicserélődés alacsony értékkel volt jellemezhető (R = 16,83 %), ami 55,02 %-os viszonylagos β diverzitást (R+D) és 61,81 %-os fajgazdagságbeli egyezést (S+R) eredményezett. Ezzel szemben a 2015-ös év vonatkozásában már a viszonylagos fajgazdagságbeli egyezés volt a leghangsúlyosabb közösségszerkezeti komponens (S+R = 75,64 %). Hasonló értékkel bírt a viszonylagos β diverzitás (R+D) is 74,18 %-kal. A viszonylagos beágyazottság mértéke ezekhez képest kevésbé volt jelentős (S+D = 50,18 %).

CSIGÁK (GASTROPODA)

A kézi gyűjtések során 12 család összesen 18 szárazföldi csigafaját sikerült kimutatni a mintavételi területekről (10. táblázat, Melléklet 2.10.). Ezek között előfordultak nyílt területeket kedvelő, szárazságtűrő, valamint üdőbb talajokat preferáló, nedves erdőlakó fajok egyaránt. A leggyakoribbnak az *Aegopinella pura*, *Granaria frumentum* és *Macrogastra ventricosa* bizonyultak (10. táblázat). Előbbi a mintavételi helyek csaknem felén, míg az utóbbiak a területek körülbelül egyharmadán voltak jelen. A Sóllyosi (2004) által bevezetett ún. Mollusca Ritkasági Index (MRI) szerint a fajok többsége a közepesen gyakori (MRI: 2-5 pont) fajok közé sorolható. Ezalól csak egy faj volt kivétel: a *Hygromia cinctella*, mely 7-es MRI értékével, ritka fajnak tekinthető. A talált csigafajok között három védett faj is szerepelt: a *Cepaea hortensis*, a *Helix pomatia* és az *Orcula dolium*.

10. táblázat: A 2015 tavaszi egyeléses kézi gyűjtések során előkerült csigafajok ritkasági indexükkel (MRI) és előfordulási gyakoriságukkal (T) (v: védett, a védett fajok a 2001/13 (V.9.) KöM rendelet alapján feltüntetve).

	Család	Faj	Élőhelyigény	MRI	T
	Chondrinidae	<i>Granaria frumentum</i> DRAPARNAUD, 1801	sztyeppelakó	3	7
	Clausiliidae	<i>Macrogastra ventricosa</i> DRAPARNAUD, 1801	nedves erdőlakó	5	7
	Cochlicopidae	<i>Cochlicopa lubrica</i> O.F. MULLER, 1774	szárazságtűrő	2	6
	Enidae	<i>Merdigera obscura</i> O.F. MULLER, 1774	erdőlakó	3	5
		<i>Zebrina detrita</i> O.F. MULLER, 1774	sztyeppelakó	4	4
	Helicidae	<i>Cepaea hortensis</i> O.F. MULLER, 1774	nyílt erdőlakó	5 (v)	3
		<i>Cepaea vindobonensis</i> C. PFEIFFER, 1828	sztyeppelakó	3	1
		<i>Helix pomatia</i> LINNAEUS, 1758	nyílt erdőlakó	3 (v)	1
GASTROPODA	Hygromiidae	<i>Hygromia cinctella</i> DRAPARNAUD, 1801	üde talajlakó	7	1
		<i>Monacha cartusiana</i> O.F. MULLER, 1774	szárazságtűrő	3	4
		<i>Xerolenta obvia</i> MENKE, 1828	sztyeppelakó	3	4
	Orculidae	<i>Orcula dolium</i> DRAPARNAUD, 1801	erdőlakó	5 (v)	1
	Oxychilidae	<i>Aegopinella pura</i> ALDER, 1830	erdőlakó	5	9
	Patulidae	<i>Discus rotundatus</i> O.F. MULLER, 1774	nyílt erdőlakó	5	1
	Pupillidae	<i>Pupilla muscorum</i> LINNAEUS, 1758	nyílt területlakó	2	4
	Valloniidae	<i>Vallonia costata</i> O.F. MULLER, 1774	nyílt területlakó	2	5
		<i>Vallonia pulchella</i> O.F. MULLER, 1774	nyílt területlakó	2	5
	Vitrinidae	<i>Vitrina pellucida</i> O.F. MULLER, 1774	üde talajlakó	2	4

A csiga fajgazdagság vonatkozásában az élőhelyek között szignifikáns eltérés adódott. Az erősen zavart, ruderalis élőhelyek átlagosan kisebb fajszámmal voltak jellemezhetők, mint azt a legnagyobb fajgazdagságot mutató városi erdőfoltok esetén tapasztaltuk (becslés: 2,07; standard hiba: 1,38; z-érték: 2,257; p-érték: 0,024). Az élőhely milyenségén túl szignifikáns hatása volt a talaj pH-jának, szénsavas mésztartalmának, valamint foszfor- és nitrogén-ellátottságának (11. táblázat). Az általánosított lineáris kevert modell szerint a talaj foszformennyiségének növekedése csökkenő fajgazdagsághoz vezet. Ezzel ellentétes irányú hatás volt kimutatható a talaj pH-t, CaCO₃ és N tartalmat illetően (11. táblázat).

11. táblázat: A Gastropoda fajgazdagságra szignifikáns hatást gyakorló környezeti változók a legszűkebb kevert modellek eredményei alapján.

	df	F	p	Hatás
Gastropoda				
Habitat	3	2,1112	0,027	
UI	1	0,0489	0,004	–
pH	1	4,3085	0,001	+
CaCO ₃	1	4,2836	0,001	+
P ₂ O ₅	1	0,3095	0,025	–
N	1	9,0098	0,003	+

Jelen vizsgálatban a fajösszetétel tekintetében egyik háttérváltozó sem bizonyult meghatározónak. Ugyanakkor az átlagolt Mollusca Ritkasági Indexek és a talaj pH (becslés: 2,0355; std. hiba: 0,6224; t-érték: 3,2704; p-érték: 0,008), illetve kötöttség (becslés: 0,0417; std. hiba: 0,0163; t-érték: 2,5623; p-érték: 0,028) között szignifikáns pozitív kapcsolat mutatkozott. Az SDR szimplex analízis eredményei alapján a Gastropodaközösségek nagyfokú viszonylagos β diverzitással (R+D = 85,84 %) voltak jellemezhetőek (Melléklet 2.12.). Hasonló értékekkel bírtak a viszonylagos fajszámbeli egyezés (S+R = 55,97 %) és beágyazottság (S+D = 58,2 %) komponensek.

SZÁRAZFÖLDI ÁSZKARÁKOK (ISOPODA: ONISCIDEA), IKERSZELVÉNYESEK (DIPLOPODA)

A mintavételi területek talajfelszíni makrodekomponáló ízeltlábúinak közül 3 szárazföldi ászkarák- és 13 ikerszelvényesfajt sikerült kimutatnunk (12. táblázat, Melléklet 2.13.). A leggyakoribb Isopoda fajnak a *Porcellium collicola* bizonyult, míg az ikerszelvényesek közül az *Ophiulus pilosus* és *Cylindroiulus boleti* fajok kerültek elő legtöbbször. Az élőhelypreferenciát illetően elmondható, hogy mindkét taxonban domináltak a tág tűrőképességű és/vagy emberi hatást jól toleráló, szinantróp fajok.

Az Isopoda fajgazdagság vonatkozásában egyik vizsgált háttérváltozó esetében sem tapasztaltunk szignifikáns hatást. Ugyanakkor az ikerszelvényesek tekintetében az élőhely milyensége és az urbanizáció (UI) mellett a talajok kötöttsége, valamint nitrogéntartalma is jelentős változónak bizonyult a fajgazdagság szempontjából (13. táblázat). A referenciaerdő területeken találtuk átlagosan a legmagasabb Diplopoda fajszámot, szignifikáns különbséget tapasztalva a legkisebb fajgazdagsággal jellemezhető, erősen zavart, ruderalis habitatokhoz képest. A kevert modellek eredményei alapján az urbanizáltság és az Arany-féle kötöttség növekedésével fajgazdagságbeli csökkenés prediktálható. Ezzel szemben a talaj N ellátottságának emelkedése pozitívan befolyásolta az ikerszelvényesek fajszámát.

12. táblázat: A 2015 tavaszi egyeléses kézi gyűjtések során előkerült szárazföldi ászkarák-, illetve ikerszelvényesfajok és előfordulási gyakoriságuk (T).

	Család	Faj	Élőhely	T
ISOPODA	Cylisticidae	<i>Cylisticus convexus</i> DE GEER, 1778	Zavart, szinantróp élőhelyek	1
	Platyarthridae	<i>Platyarthrus hoffmannseggi</i> BRANDT, 1833	Hangyafészkekben, kövek alatt	2
	Trachelipodidae	<i>Porcellium collicola</i> VERHOEFF, 1907	Élőhelygeneralista, erdőkben gyakori	4
DIPLOPODA	Glomeridae	<i>Glomeris hexasticha</i> BRANDT, 1833	Erdei élőhelyek	1
		<i>Brachyiulus bagnalli</i> BRÖLEMANN, 1924	Főleg száraz, füves élőhelyek	1
		<i>Cylindroiulus boleti</i> C.L.KOCH, 1847	Erdők, gyakran holtfában	7
	Julidae	<i>Kryphoiulus occultus</i> C.L. KOCH, 1847	Száraz gyepek, ültetett erdők és parkok	1
		<i>Megaphyllum projectum</i> VERHOEFF, 1894	Tölgy- és vegyes erdők	2
		<i>Megaphyllum unilineatum</i> C.L. KOCH, 1838	Száraz erdők, gyepek, szinantróp élőhelyek	3
	Polydesmidae	<i>Ommatoiulus sabulosus</i> LINNAEUS, 1758	Száraz, homokos területek, de szinantróp fás élőhelyek is	1
		<i>Ophiulus pilosus</i> NEWPORT, 1842	Lomberdők	9
		<i>Unciger foetidus</i> C.L. KOCH, 1838	Elsősorban erdők, de zavartabb élőhelyek is	1
		<i>Brachydesmus dadayi</i> VERHOEFF, 1895	Erdei élőhelyek	1
Polydesmidae	<i>Brachydesmus sp.</i> HELLER, 1858	-	1	
	<i>Polydesmus sp.</i> LATREILLE, 1803	-	1	
Polyxenidae	<i>Polyxenus lagurus</i> LINNAEUS, 1758	Erdei, gyakran szinantróp élőhelyek	2	

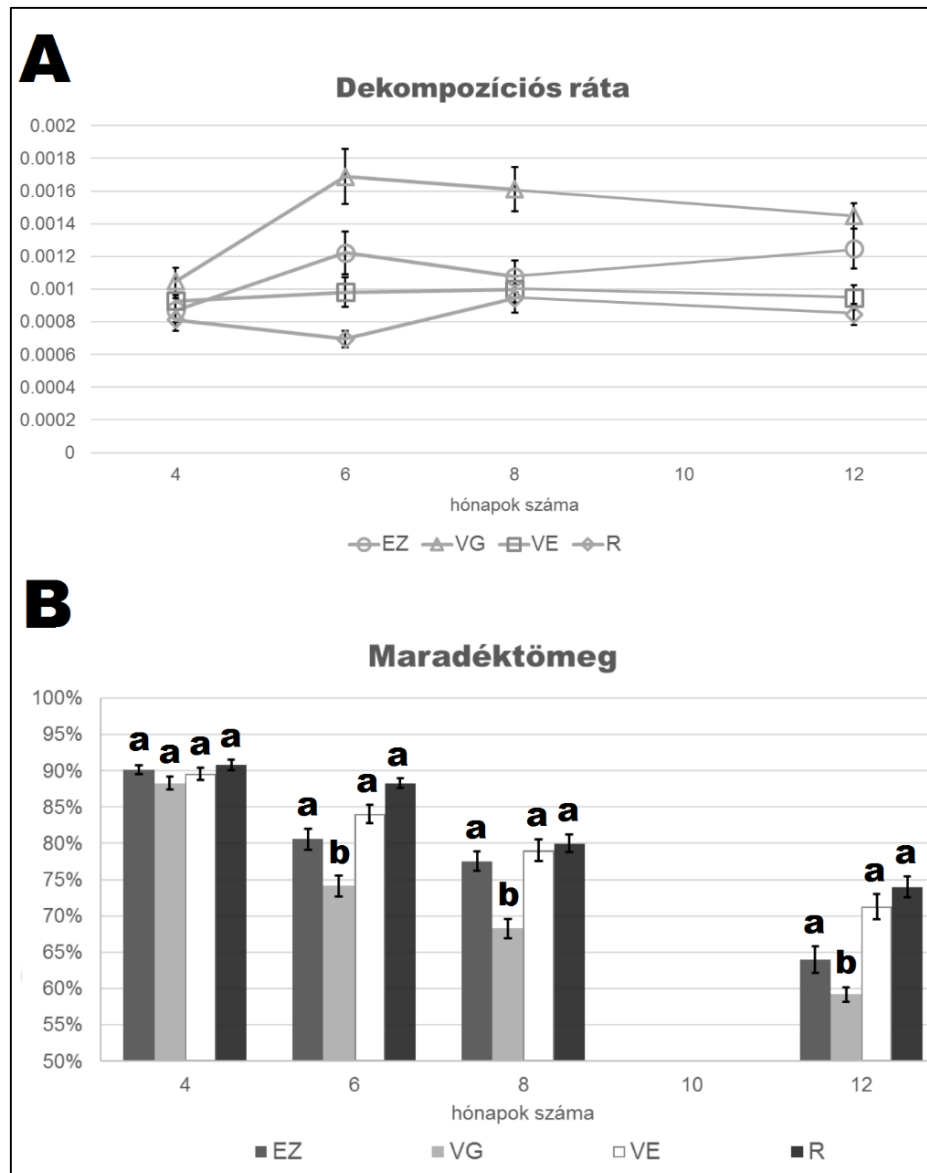
13. táblázat: A Diplopoda fajgazdagságra szignifikáns hatást gyakorló környezeti változók a legszűkebb kevert modellek eredményei alapján.

	df	F	p	Hatás
Diplopoda				
Habitat	3	2,5457	0,054	
UI	1	5,9126	0,029	-
K _A	1	0,0091	0,024	-
N	1	6,1923	0,013	+

Az élőhelytípus mind az ászkarákok (Dev = 14,21; p= 0,079), mind az ikerszelvényesek fajösszetételére (Dev = 55; p = 0,012) szignifikáns hatással volt, még ha előbbi esetében csak marginálisan is. A fajkompozícióbeli különbségek elsősorban a *P. collicola* (Dev = 8,282; p = 0,055) és *C. boleti* (Dev = 19,168; p = 0,003) fajok előfordulásából adódó eltéréseknek köszönhetők. A többi faj esetében ugyanis nem érvényesült ez a habitat hatás ilyen mértékben. Az SDR szimplex háromszög pontjai alapján nagy viszonylagos β diverzitást (R+D = 83,87 %) találtunk a szárazföldi ászkarák- és ikerszelvényesközösségek vonatkozásában (Melléklet 2.12.). Emellett 69 %-os relatív fajgazdagságbeli egyezés (S+R) és 47,1 %-os beágyazottság (S+D) volt jellemző.

4.1.6. Dekompozíciós vizsgálat: Tea Bag módszer

A dekompozíciós vizsgálat egy éve alatt átlagosan a szerves anyag 32,89 %-a bomlott le. A lebontás azonban élőhelytípustól függően eltérő intenzitással zajlott: félév után már szignifikáns különbség mutatkozott a habitatok között (11. ábra). A városi gyepek talajában nagyobb mértékű tömegcsökkenés volt kimutatható, amit a nagyobb dekompozíciós ráták is igazoltak.



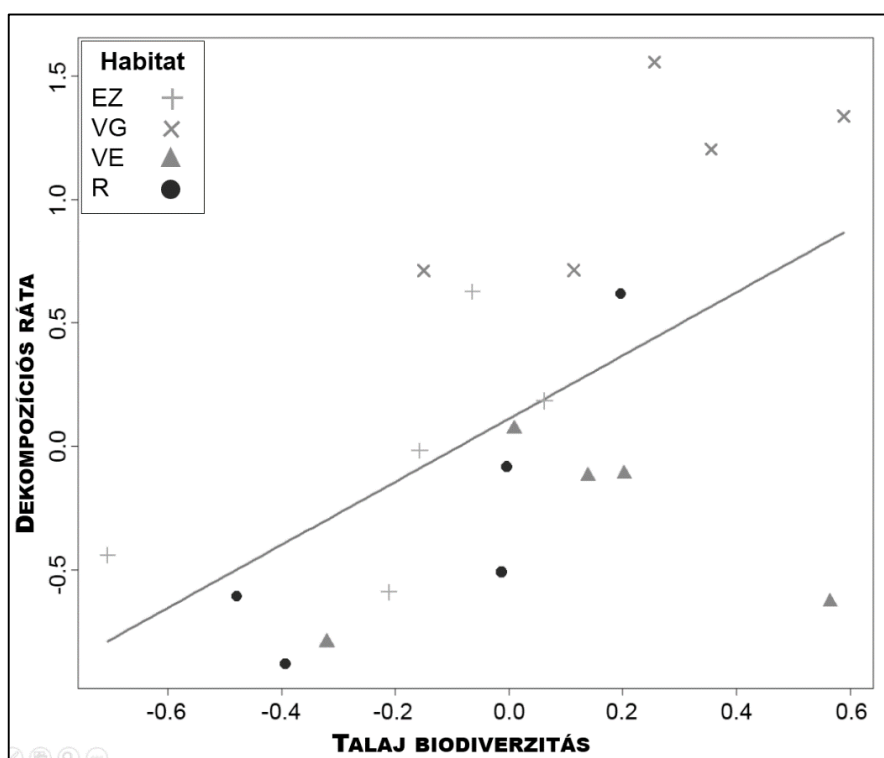
11. ábra: A dekompozíciós ráták időbeni alakulása (A) és az egy év alatt bekövetkezett tömegcsökkenések (B) élőhelytípusonként (átlag \pm SE). A betűk a szignifikáns különbségeket jelzik. (VE-városi erdőfragmentum, VG-városi gyepek, EZ-erősen zavarott)

A szervesanyag-bomlással összefüggésben az élőhelytípuson kívül egyik mért változó sem bizonyult szignifikánsnak.

4.1.7. Talaj biodiverzitás – szervesanyag-bomlás kapcsolat

A talaj biodiverzitás és szervesanyag-dekompozíció mértéke között pozitív összefüggést találtunk: a biológiai sokféleség növekedésével a bomlási folyamatok intenzitása egyre nagyobb volt (t-érték: 2,0565; p-érték: 0,064; 12. ábra).

A talaj biodiverzitás indexet alkotó biotikus jellemzők közül a földigiliszta fajgazdagság, a mikroarthropoda egyedszám, az Archaea és Bacteria diverzitás, valamint ez utóbbi abundanciája szignifikáns hatással bírtak a szervesanyag-dekompozíció mértékére. Az említett változók – az Archaeaközösség egyenletessége és a bakteriális Shannon diverzitás kivételével – pozitívan befolyásolták a bomlás mértékét. A modell becslései alapján a legjelentősebb dekompozícióra gyakorolt hatással a bakteriális és Archaea egyenletesség bírt (14. táblázat).



12. ábra: A talaj biológiai sokfélesége és a lebontási ráta közötti kapcsolat az általános lineáris kevert modellből kapott regressziós egyenes alapján. A tengelyeken a standardizált értékek szerepelnek. (VE-városi erdőfragmentum, VG-városi gyepek, EZ-erősen zavart)

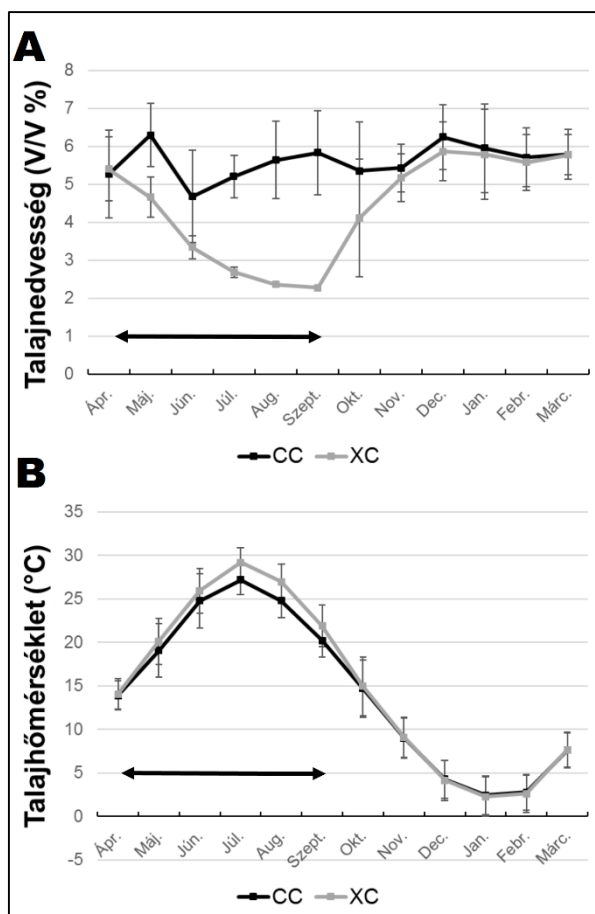
14. táblázat: A lebontási rátát szignifikánsan befolyásoló biotikus paraméterek az általános lineáris kevert modell eredményei alapján (**H'**: Shannon index; **J'**: Egyenletesség). A félkövérrel szedett értékek a szignifikáns, míg a dőlt betűsök a marginális szignifikáns hatásokat jelölik.

	Becslés	Std. hiba	p-érték
Lebontási ráta			
Konstans	-1,13E-03	3,36E-04	0,012
Földigiliszta fajgazdagság	1,22E-04	1,41E-05	< 0,001
Mikroarthropoda egyedszám	1,13E-06	1,55E-07	0,001
Archaea (H')	4,29E-04	1,46E-04	0,032
Archaea (J')	-1,50E-03	5,75E-04	0,048
Bacteria (H')	-9,74E-04	3,90E-04	<i>0,055</i>
Bacteria (J')	9,65E-03	3,54E-03	0,041
Bacteria abundancia	7,00E-09	1,00E-09	0,001

4.2. Az extrém aszály hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-lebontásra (ExDRain-Projekt, Fülöpháza)

4.2.1. Mikroklimatikus talajparaméterek

Az extrém aszálykezelés mintegy öt hónapos periódusa alatt 523 mm csapadék került kizárásra az XC parcellákban. Ez a vizsgált időszakban hullott teljes csapadékmennyiség 61,24 %-ának felel meg. Ennek következtében jelentős mértékben megváltoztak a vizsgált talaj mikroklimatikus jellemzők is: a lineáris kevert modellek eredményei ugyanis mind a talajhőmérséklet ($t = 10,577$; $p < 0,001$), mind a talajnedvesség ($t = -6,357$; $p < 0,001$) esetében szignifikáns különbséget mutattak az aszálykezelés és kontroll parcellák között. Az XC parcellákban értelemszerűen drasztikusan lecsökkent a talajnedvesség, míg a talajhőmérsékletben növekedés volt tapasztalható (13. ábra).

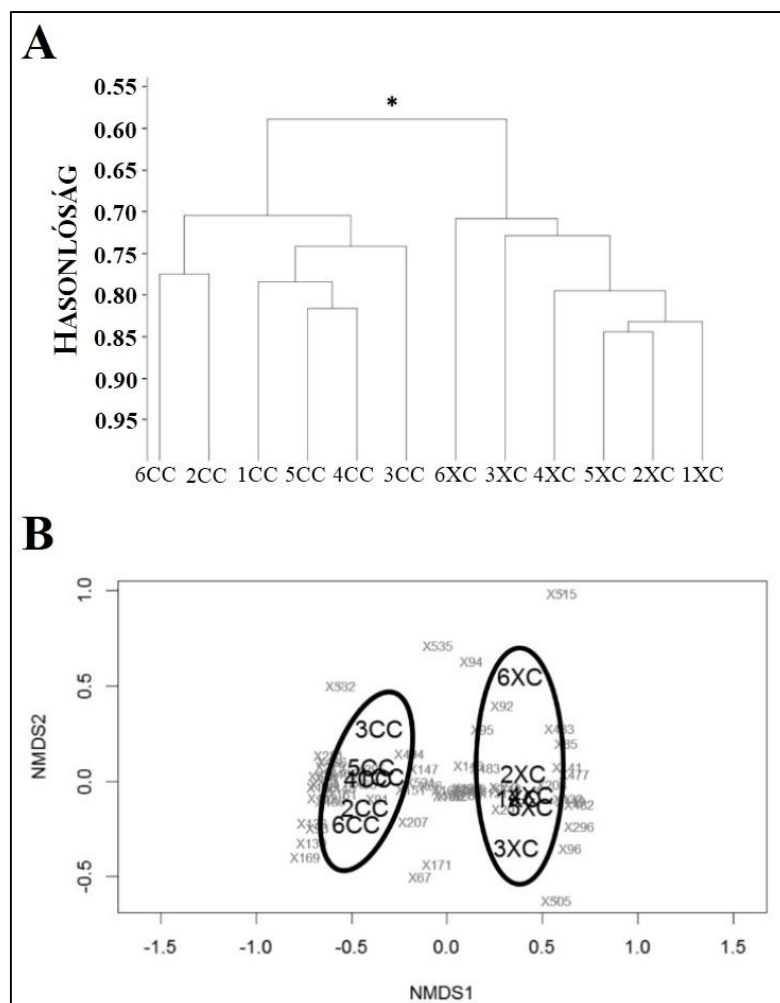


13. ábra: A talajnedvesség (A) és -hőmérséklet (B) havi átlagait (\pm SE) bemutató grafikonok a kontroll (CC) és aszálykezelés (XC) parcellákban (2014 április - 2015 március). A duplanyilak a csapadékkizárás időszakát jelzik.

A szárazságkezelés parcellák talajnedvessége átlagosan 41,82 %-kal volt kevesebb, a talajhőmérséklet viszont átlagosan 1,56 °C-kal emelkedett meg a kontroll parcellákhoz képest a szervesanyag-bomlási vizsgálat végére. A mikroklimatikus talaj háttérváltozók időbeli ingadozását tekintve – amit azok varianciájával fejeztünk ki – a talajnedvesség esetében csökkenés ($p < 0,001$), míg a talajhőmérsékletet illetően növekedés volt megfigyelhető az XC parcellákban ($p = 0,043$) az aszálykezelés hatására a vizsgált évben.

4.2.2. Mikrobióta

A T-RFLP molekuláris ujjlenyomatból (Melléklet 3.3. és 3.4.) nyert abundancia adatok alapján végzett PERMANOVA szerint a szárazságkezelésnek középtávon is szignifikáns hatása volt az egész talajbaktérium-közösségre ($F_{\text{PERMANOVA}} = 10,36$, $p = 0,002$). A csapadékkizárás következményeként a talajok bakteriális közösségében kialakult változásokat az NMDS és a hierarchikus klaszteranalízis is megerősítette. Mindkét esetben jól láthatóan elkülönültek az aszálykezelt (XC) és kontroll (CC) parcellák talajai, amit a klaszteranalízis után elvégzett SIMPROF teszt is igazolt (14. ábra).



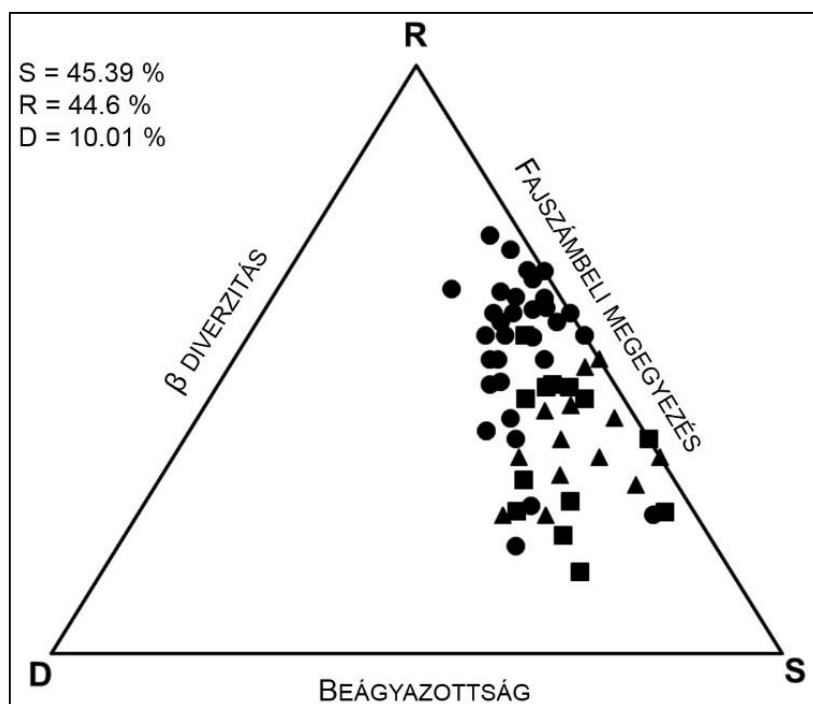
14. ábra: A bakteriális T-RFLP adatok alapján végzett hierarchikus klaszter- (A) és NMDS analízisek (B) diagramjai. A * a klaszterek közötti szignifikáns különbséget jelöli 5 %-os szignifikanciaszint mellett.

A T-RFLP abundancia adatokból számolt α diverzitás indexek alapján látszódtott némi különbség a kontroll és kezelt parcellák között: előbbieik esetében a talajbaktérium-közösségek némileg diverzebbnek látszódtak, illetve nagyobb egyenletességgel voltak jellemezhetők az XC parcellák talajaihoz képest (15. táblázat). Azonban fontos megjegyezni, hogy az extrém aszálykezelésnek hat hónap elteltével már csak marginálisan szignifikáns hatása volt ezekre a mutatókra. A vizsgált mikroklímatis tényezőket tekintve csak a talajnedvesség bizonyult szignifikáns befolyásoló tényezőnek, de ez is csak a baktériumközösségek egyenletességére (15. táblázat).

15. táblázat: Az extrém aszály és a talaj mikroklimatikus paraméterek bakteriális diverzitásra gyakorolt hatásai a lineáris kevert modellek eredményei alapján. A félkövérrel kiemelt p értékek a szignifikáns, míg a dőlttel jelöltek a marginális szignifikáns hatásokat mutatják.

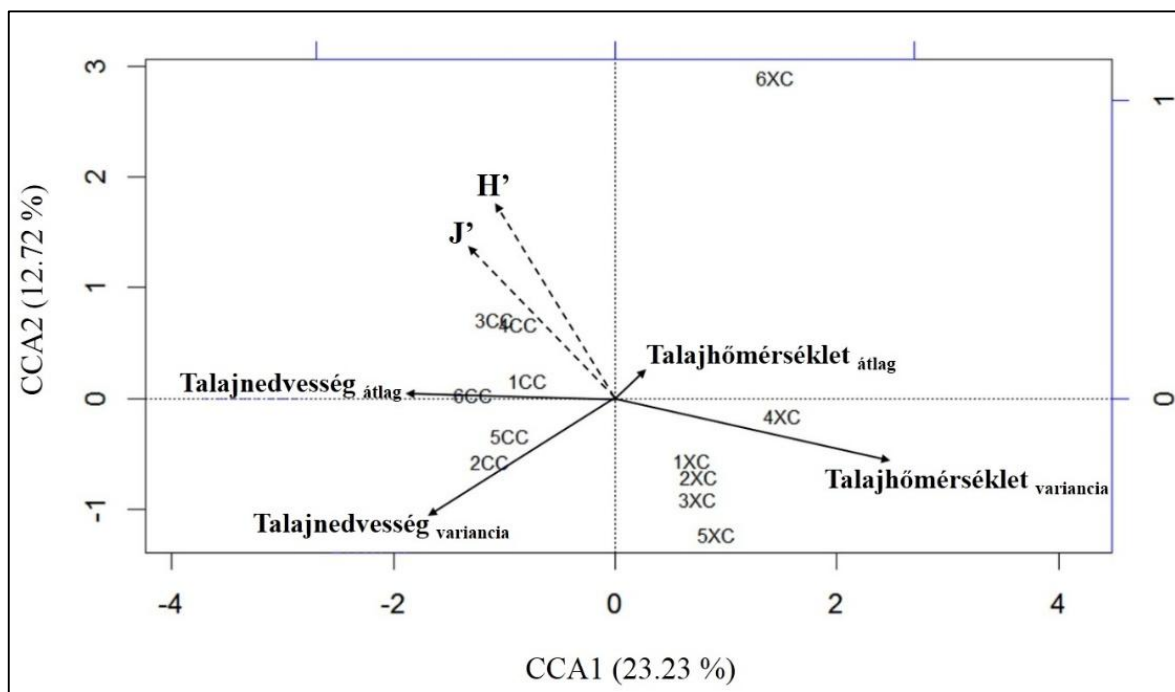
DIVERZITÁS INDEXEK				
	Shannon (H')		Egyenletesség (J')	
	t	p	t	p
Aszálykezelés	-2,11	0,088	-2,09	0,091
Talajnedvesség (átlag)	0,18	0,871	3,14	0,088
Talajnedvesség (variancia)	-0,53	0,649	-4,37	0,049
Talajhőmérséklet (átlag)	-1,31	0,322	-2,46	0,133
Talajhőmérséklet (variancia)	-0,27	0,816	1,13	0,376

A vizsgált 12 talajminta bakteriális fajkészletének SDR szimplex módszerrel való összevetése alapján megállapítható volt, hogy a baktériumközösségek nagy fajszámbeli hasonlóságot ($S+R = 89,99\%$) mutattak. Ezt jelzi, hogy a pontmintázat a háromszög jobb oldala mentén koncentrálódott (15. ábra). A fajgazdagságbeli különbség (D) mindössze $10,01\%$, míg a hasonlóság (S) és a relativizált fajkicserélődés (R) ennél jelentősen nagyobb mértékű volt ($45,39\%$ és $44,6\%$ külön-külön). A relativizált béta diverzitás ($R+D$) $54,61\%$ volt és a gamma diverzitást meghatározó harmadik közösségszerkezeti elem, a beágyazottság is hasonló értéket kapott ($55,4\%$). A CC és XC talajminták közötti összehasonlításból adódó SDR pontok esetében mindenképpen érdemes megemlíteni a pontfelhő háromszög R csúcsa felé történő eltolódását, ami nagyobb fajkicserélődésre, így nagyobb β diverzitásra utal azokhoz az esetekhez képest, amikor hasonlóan kezelt (CC vagy XC) talajbaktérium-közösségeket vetettünk össze (15. ábra).



15. ábra: A 12 talajminta bakteriális közösségi összehasonlítása SDR szimplex diagram segítségével. S = hasonlóság, R = fajkicserélődés, D = fajszámbeli különbség. ■: értékek a kontroll parcellákban belüli páronkénti összehasonlításból; ▲: értékek az aszálykezelt parcellákban belüli páronkénti összehasonlításból; ●: értékek a kontroll és kezelt parcellák közötti páronkénti összehasonlításból.

A kanonikus korrespondencia-analízisből kapott eredmények szerint a talajbaktérium-közösségekre a vizsgált talaj mikroklimatikus változók közül a talajhőmérséklet variáciája ($p = 0,05$) és az átlagos talajnedvesség ($p = 0,03$) gyakoroltak szignifikáns hatást, azoknak döntő jelentősége volt a bakteriális fajösszetételre. A CCA első két komponense a teljes variancia 35,95 %-át magyarázta (16. ábra).

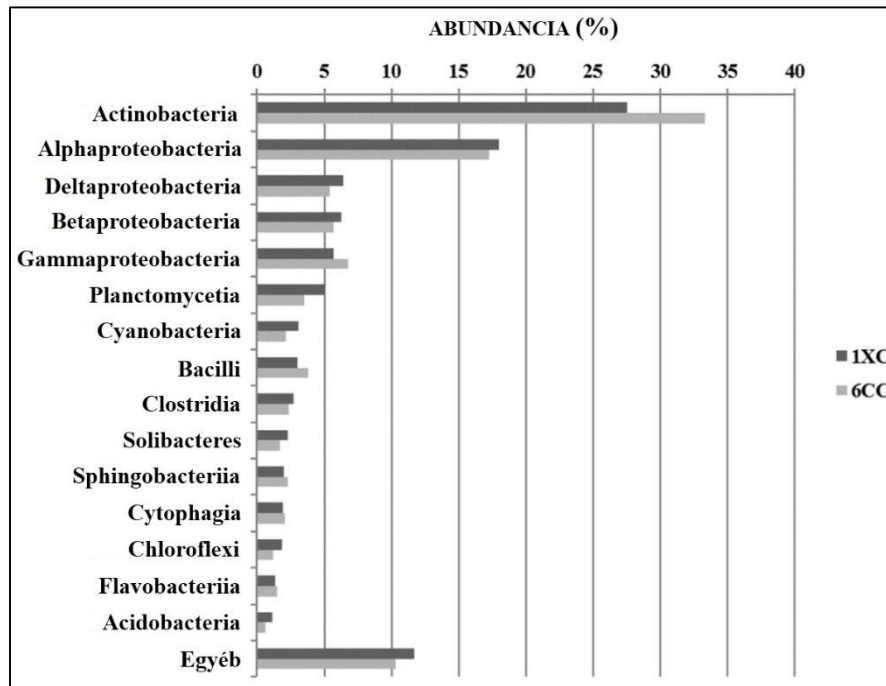


16. ábra: A baktériumközösségek és a mikroklimatikus háttérváltozók közötti összefüggések kanonikus korrespondencia-analízis alapján. A szaggatott nyilak a Shannon (H') és Egyenletesség (J') indexeket jelölik.

A shotgun metagenom szekvenálás az 1XC minta esetében 174 668 db, míg a 6CC minta esetében 156 235 db metagenom szekvenciát eredményezett. Mindkét vizsgált talajmintában a Bacteria doménbe tartozó DNS szekvenciák domináltak (1XC: 86,1 % és 6CC: 83,3 %). Az Archaea doménre jellemző szekvenciák aránya csaknem azonos volt: a szárazságkezelt parcella talajában 2,26 %, míg a kontroll parcella esetén 2,33 %. Az előbbiekkal ellentétben azonban az Eukaryota doménhez köthető szekvenciákat tekintve számottevő különbség volt detektálható a minták között (1XC: 1,7 % és 6CC: 5,7 %).

A baktériumok közösségi összetétele hasonló volt, ám az osztályszintű elemzések révén látható eltérések mutatkoztak a kezelt és kontroll parcellák talajai között: utóbbi esetében például az Actinobacteria osztályhoz köthető szekvenciák nagyobb arányban voltak megfigyelhetők (17. ábra). Bizonyos nemzetségektől eltekintve a talált szekvenciák genusz szintű vizsgálata sem mutatott jelentős különbségeket. Mindkét mintában a Streptomyces tagjai voltak jelen a legnagyobb arányban, különösen a kontroll parcella talajában, ahol az összes metagenom szekvencia csaknem 4,5%-a tartozott ebbe a taxonba (Melléklet 3.5. és 3.6.). Ezzel szemben az XC minta esetén ez az arány csak 3,1 % volt. Hasonló trend volt megfigyelhető az Actinobacteria családba tartozó Mycobacterium nemzetséget illetően is (az összes szekvencia 3,2 %-a a CC, míg 2,1 %-a az XC mintában). Azonban a Rubrobacter nemzetséghez köthető szekvenciák aránya közel 2,7 % volt mindkét mintában. Az Acinetobacter nemzetségbe tartozó baktériumok esetében

jelentős különbséget detektáltunk: a kontroll talajban a metagenom szekvenciák 1,4 %-át, míg az extrém aszálykezelt mintákban a metagenom szekvenciák 0,1 %-át ez a taxon adta. Az előbb említett legszembetűnőbb különbségeken túl fontos még megemlíteni, hogy a *Candidatus Solibacter*, *Candidatus Koribacter*, *Gemmata* és *Methylobacterium* nemzetségek a szárazságkezelt talajmintában nagyobb mértékben voltak megfigyelhetők (Melléklet 3.5. és 3.6.).



17. ábra: A baktériumok százalékos megoszlása osztályszinten a kontroll (6CC) és kezelt (1XC) talajmintákban a metagenom vizsgálat eredményei alapján. Csak az 1 %-ot meghaladó abundanciájú osztályok vannak feltüntetve.

Az Archaea domént vizsgálva elmondható, hogy figyelemre méltó különbség nem volt a minták között. Mindkét talajban a Thaumarchaeota törzsbe tartozó taxonok voltak jelen a legtömegesebben: ez a kontroll esetében a metagenom szekvenciák 46 %-át, míg a szárazság kezeltet illetően a metagenom szekvenciák 31,3 %-át jelentette (Melléklet 3.7.). Ezek közül a leggyakoribb nemzetségek a következők voltak: *Nitrosopumilus*, *Crenarchaeum* és *Nitrososphaera*. De emellett jelentős arányban voltak képviselve a *Methanomicrobia* és *Thermoprotei* osztályokba tartozó ősbaktériumok is.

Mindkét mintában az Eukaryota doménbe tartozó metagenom szekvenciák aránya volt a legalacsonyabb, melyek elsősorban gombáktól származtak. A 6CC talajmintát az Eurotiomycetes családba tartozók gombák dominanciája jellemezte, ami főként az *Aspergillus* és *Penicillium* nemzetségek nagyarányú jelenlétének volt köszönhető. Ezzel ellentétben az 1XC talajmintában nem volt fellelhető egy domináns gombacsoport sem, az *Aspergillus* és *Penicillium* nemzetségek képviselői például csaknem tízszer voltak kevesebben a kontroll mintához képest. A Dothideomycetes osztály *Phaeosphaeria* és *Pyrenophora* nemzetségeibe tartozó szekvenciák azonban kétszer nagyobb mennyiségben voltak megtalálhatók az aszálykezelt parcella talajában (1XC: 18,7 %, míg 6CC: 9,2 %) (Melléklet 3.8.). A mikrobaközösségeket alkotó legjelentősebb nemzetségek abundancia tábláit a 3.5. és 3.6. számú mellékletek tartalmazzák.

4.2.3. Mezo- és makrofauna

A 2015 tavaszán és őszén végzett 2-2 hetes talajcspadázások során 13 ugróvillásfaj összesen 5861 egyedét sikerült kimutatni a területről. Az évszakok között jelentős különbségek voltak megfigyelhetők a Collembolaközösség faji összetételét és abundancia viszonyait illetően (16. táblázat). Tavasszal a leggyakoribb faj az *Entomobrya nigriventris* volt, a gyűjtött egyedek több mint 90 %-át ugyanis ez a faj tette ki. Az *Entomobrya multifasciata* és *Entomobrya quinquelineata* fajok csak ebben az évszakban kerültek elő, még ha nem is nagy arányban (0,12 % és 0,09 %). Őszre megszűnt az *E. nigriventris* tavasszal megfigyelt dominanciája: helyette a *Brachystomella curvula* faj vált a fő közösségalkotóvá, közel 64 %-os relatív abundanciával, míg előbbi ekkor már csak 24,3 %-os arányban volt jelen. Drasztikus csökkenés volt megfigyelhető a *Lepidocyrtus cyaneus* faj tekintetében is, melynek relatív gyakorisága 2,21 %-ról 0,08 %-ra esett vissza a tavaszi időszakhoz képest. Ugyanakkor számos fajnál relatív abundanciabeli növekedés volt tapasztalható, úgymint a *Xenylla maritima*, *Proisotoma minuta* vagy a *Sminthurus viridis* esetében. Ezzel szemben a *Folsomia candida*, *Sminthurus maculatus* és *Sminthurus multipunctatus* egyedei csak az őszi talajcspadákban fordultak elő. Az *Orchesella taurica* és *Seira pallidipes* fajok esetében nem tapasztaltunk szezonális változatosságot.

16. táblázat: A 2015 tavaszi és őszi talajcspadázások során gyűjtött ugróvillásfajok és relatív abundanciájuk (RA).

Rend	Család	Faj	RA		
			tavasz	ősz	
Poduromorpha	Brachystomellidae	<i>Brachystomella curvula</i> TULLBERG, 1869	3,26 %	63,83 %	
	Hypogastruridae	<i>Xenylla maritima</i> GISIN, 1948	0,3 %	0,82 %	
Entomobryomorpha	Entomobryidae	<i>Entomobrya multifasciata</i> TULLBERG, 1871	0,12 %	-	
		<i>Entomobrya nigriventris</i> STACH, 1930	90,63 %	24,3 %	
		<i>Entomobrya quinquelineata</i> BÖRNER, 1901	0,09 %	-	
	Isotomidae	<i>Folsomia candida</i> WILLEM, 1902	-	0,04 %	
		<i>Proisotoma minuta</i> TULLBERG, 1871	0,39 %	0,78 %	
		Lepidocyrtidae	<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> TULLBERG, 1871	2,21 %	0,08 %
		Orchesellidae	<i>Orchesella taurica</i> STACH, 1960	0,3 %	0,35 %
Seiridae	<i>Seira pallidipes</i> REUTER, 1895	0,09 %	0,08 %		
Symphypleona	Sminthuridae	<i>Sminthurus maculatus</i> TÖMÖSVÁRY, 1883	-	1,29 %	
		<i>Sminthurus multipunctatus</i> SCHÄFFER, 1896	-	0,27 %	
		<i>Sminthurus viridis</i> LINNAEUS, 1758	2,6 %	8,15 %	

A makrodekomponáló ízeltlábúak közül csak egyetlen ikerszelvényes faj (*Megaphyllum unilineatum* C.L. KOCH, 1838) került elő a csapdázások során az őszi időszakban.

4.2.4. Szervesanyag-bomlás

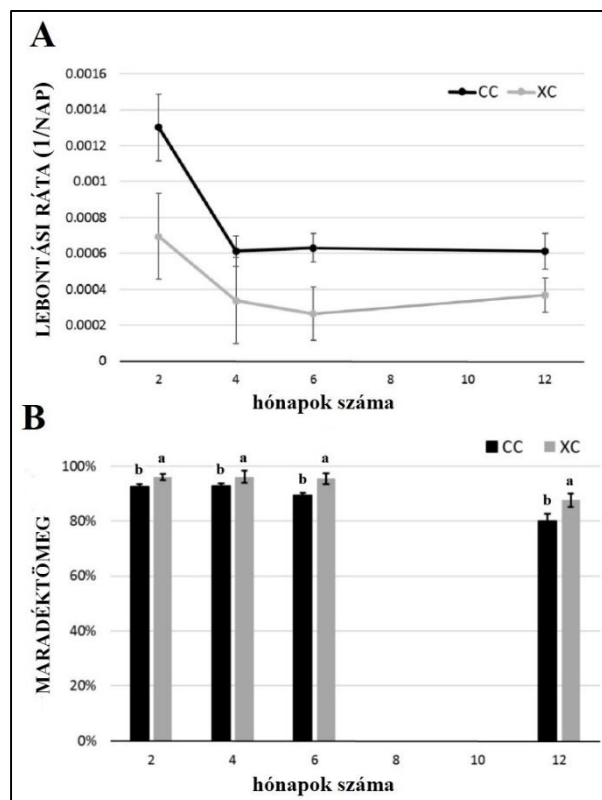
A szervesanyag-bomlás intenzitása a kontroll parcella talajaiban átlagosan csaknem kétszer akkora (93,73 %-kal) volt, mint a szárazságkezeltek esetében. Azonban fontos megjegyezni, hogy az extrém aszályos időszak után fokozatos növekedés volt megfigyelhető az XC parcellákban (18.

ábra). Az egy esztendő alatt bekövetkezett tömegcsökkenés eredményeként a kontroll parcellákban átlagosan a szerves anyag 80,19 %-a ($\pm 2,4\%$), míg a csapadékkizárásos talajokban átlagosan 87,66 %-a ($\pm 2,44\%$) maradt meg a vizsgált időszak végére (18. ábra).

A lineáris kevert modellek szerint az extrém aszálykezelés szignifikáns hatással volt a talajban játszódó növényiszervesanyag-bomlásra: a szárazság következtében ugyanis jelentős mértékben csökkent annak intenzitása (17. táblázat). Tehát a lebontás mértékét mind a dekompozíciós rátával, mind a %-os tömegcsökkenéssel kifejezve, mindkét vizsgált mikroklímátikus talajparaméter (talajnedvesség és -hőmérséklet) drasztikus megváltozása szignifikánsan befolyásolta (17. táblázat). A dekompozíciós ráták növekedést mutattak a talajok bakteriális diverzitásának emelkedésével, ám jelen adatokra figyelemmel ez nem volt szignifikáns (Shannon index: $p = 0,556$ és Egyenletesség: $p = 0,308$).

17. táblázat: Az extrém aszálykezelés hatásai a holt növényianyag-bomlásra lineáris kevert modellek alapján. A félkövérrel kiemelt p értékek a szignifikáns hatásokat mutatják.

SZERVESANYAG-BOMLÁS				
	Tömegcsökkenés (%)		Lebontási ráta (g/nap)	
	t	p	t	p
Aszálykezelés	-5,37	< 0,001	-5,23	< 0,001
Talajnedvesség (átlag)	5,66	< 0,001	3,96	< 0,001
Talajnedvesség (variancia)	-4,23	< 0,001	-2,78	0,011
Talajhőmérséklet (átlag)	0,36	0,722	-1,73	0,100
Talajhőmérséklet (variancia)	-5,76	< 0,001	-4,76	< 0,001



18. ábra: A csapadékkizárás hatása a dekompozíciós rátára (átlag \pm SE) (A). A szerves anyag tömegcsökkenés nagyobb volt a kontroll (CC) parcellákban, mint az aszálykezeltekben (XC) a vizsgálat 1 éves időszaka alatt (B). A betűk a CC és XC parcellák közötti szignifikáns különbséget jelölik.

4.3. Az ugaroltatás hatása a talaj biodiverzításra és a szervesanyag-bomlásra

4.3.1. I. vizsgálat: Az ugaroltatás hatása a talajfelszíni makrodekomponáló gerinctelenekre (2008. évi vizsgálat, Hevesi-sík)

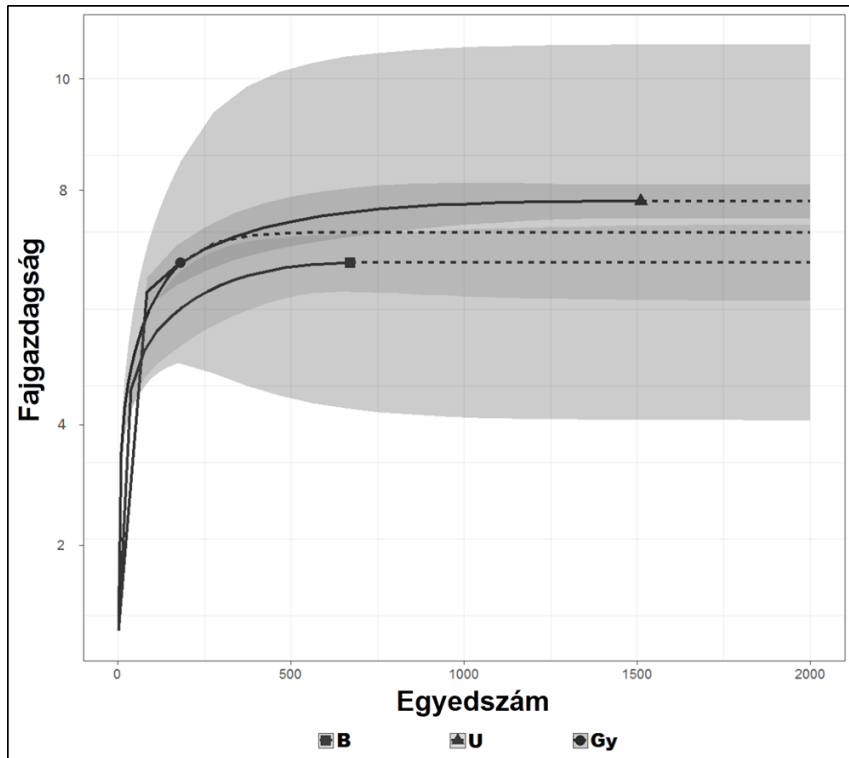
A talajcsapdázások során nyolc ászka- és ikerszelvényes faj összesen 2362 egyede került elő. A talált ászkarákok 417 egyede három, míg az ikerszelvényesek 1945 egyede öt faj között oszlott meg (18. táblázat, Melléklet 4.1-4.7.). A legnagyobb arányban az *Armadillidium vulgare* (Isopoda: Oniscidea) és *Leptoiulus cibdellus* (Diplopoda) fajok fordultak elő: a két faj képviselői együttesen a gyűjtött állatok mintegy 60 %-át tették ki. A vizsgált makrodekomponáló taxonok összegyedszáma az ugarterületeken jelentősen nagyobb volt (261 ászka és 1250 ikerszelvényes), mint a búzaföldeken (61 ászka és 611 ikerszelvényes). A féltermészetes gyepekről az ászkarákok 95, illetve az ikerszelvényesek 84 egyedét sikerült begyűjteni a csapdázási időszakban. A legalacsonyabb átlagos ászka egyedszámok a búza (4 egyed/terület) és egyéves ugarterületeken (3,6 egyed/terület) voltak megfigyelhetők, ami az ugarok korának növekedésével egyre emelkedett. A hároméves ugarokon számuk átlagosan elérte 43,6 egyedet területenként, ám a legnagyobb értékekkel a kétéves ugarok voltak jellemezhetők (139,5 egyed/terület).

18. táblázat: A 2008 tavaszán végzett talajcsapdázások során előkerült szárazföldi ászkarákok és ikerszelvényesek fajonkénti megoszlása a Hevesi Érzékeny Természeti Területen (RA: relatív abundancia).

	Család	Faj	RA
ISOPODA	Armadillidiidae	<i>Armadillidium vulgare</i> LATREILLE, 1804	65,55 %
	Trachelipodidae	<i>Trachelipus rathkii</i> BRANDT, 1833	31,58 %
		<i>Trachelipus nodulosus</i> C. KOCH, 1838	2,87 %
DIPLOPODA	Polydesmidae	<i>Brachydesmus superus</i> LATZEL, 1884	0,15 %
		<i>Brachyiulus bagnalli</i> BRÖLEMANN, 1924	20,01 %
	Julidae	<i>Iulus terrestris</i> LINNAEUS, 1758	4,37 %
		<i>Leptoiulus cibdellus</i> CHAMBERLIN, 1921	57,46 %
		<i>Megaphyllum unilineatum</i> C.L. KOCH, 1838	18,00 %

A fajgazdagság és az egyedszám összefüggését a fajakkumulációs görbék szemléltetik (19. ábra). Ezek élőhelyenként eltérő lefutást mutattak: a gyepek és az ugarok esetében nagyobb fajgazdagság volt detektálható a búzaterületekhez képest. Továbbá a gyepeket illetően fontos megjegyezni, hogy a görbe nem érte el az aszimptotát (19. ábra).

Az ikerszelvényeseket tekintve a gyepek bizonyultak a legszegényebb élőhelynek, ugyanis átlagosan 14 egyed került elő ezekről a területekről. A Wilcoxon-féle előjeles rangpróbákkal végzett páronkénti összehasonlítások azt mutatták, hogy az ászkafajgazdagság ($p = 0,045$) és abundancia ($p = 0,008$) szignifikánsan nagyobb volt az ugarokon, azok búzapárjaihoz képest. Ugyanakkor az ikerszelvényesek esetében ez nem volt megfigyelhető. A faji szintű elemzéseink alapján azt találtuk, hogy csaknem minden faj nagyobb egyedszámban fordult elő az ugarterületeken, azok búzapárjaihoz viszonyítva. A *L. cibdellus* esetén nem volt szignifikáns különbség az ugar-búzapárok között, míg a *B. bagnalli* nagyobb egyedszámban volt jelen a búzaterületeken (19. táblázat).

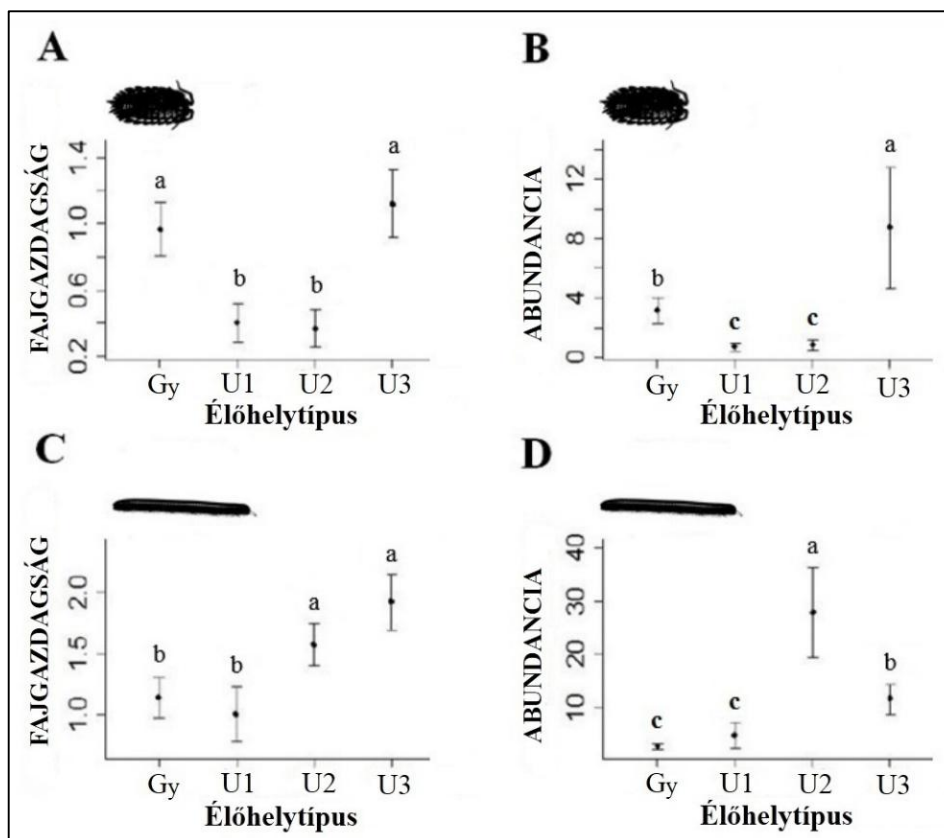


19. ábra: A 2008. évi hevesi vizsgálat során talált makrodekomponálók fajgazdagságának élőhelytípusonkénti összehasonlítása fajtelítődési görbék segítségével (**B**: búzaterületek, **U**: ugarterületek, **Gy**: féltermészetes gyepek).

19. táblázat: Első három hipotézisünk faji szintű igazolására alkalmazott nem paraméteres tesztek (Wilcoxon-féle előjeles rangpróbák és Kruskal-Wallis tesztek) eredményeinek összefoglalása. A szignifikáns p értékek félkövérrel kiemelve találhatók. (**U**: ugarterületek, **B**: búzaterületek).

	Wilcoxon előjeles rangpróba		Kruskal-Wallis teszt			
	Ugar ~ búza területek (i)		Ugarok hatékonysága (ii)		Ugarok korának hatása a szomszédos búza területekre (iii)	
	Habitat	p	χ^2	p	χ^2	p
Isopoda						
<i>Armadillidium vulgare</i>	U > B	0,021	11,66	0,003	13,20	0,001
<i>Trachelipus rathkii</i>	U > B	0,001	4,99	0,083	4,48	0,106
Diplopoda						
<i>Brachyiulus bagnalli</i>	U < B	0,006	14,86	<0,001	17,40	<0,001
<i>Iulus terrestris</i>	U > B	0,013	8,20	0,017	5,13	0,077
<i>Leptoiulus cibdellus</i>	U > B	0,336	5,23	0,073	0,10	0,951
<i>Megaphyllum unilineatum</i>	U > B	0,006	14,00	<0,001	4,92	0,085

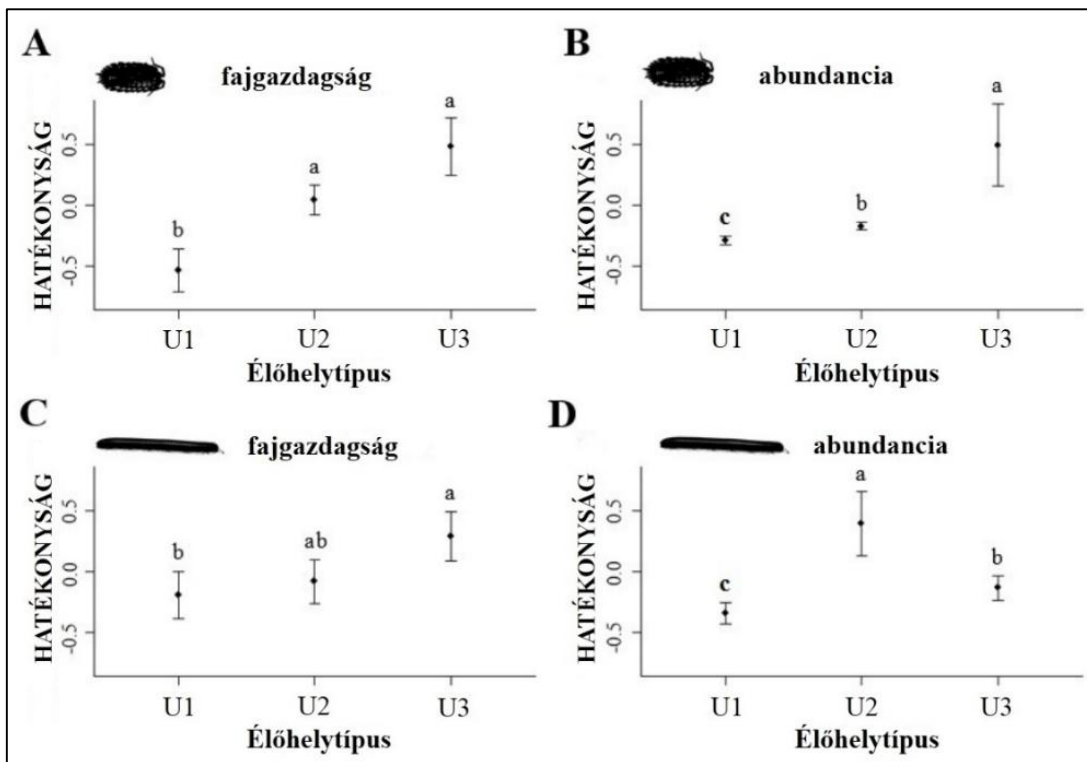
A vizsgált talajfelszíni makrodekomponáló ízeltlábúak fajgazdagsága és egyedszáma növekvő trendet mutatott az ugarok korával. A hároméves ugarterületek az ászkarákok fajsza és abundanciája tekintetében hasonló, illetve bizonyos esetekben nagyobb értékekkel voltak jellemezhetőek, mint a féltermészetes gyepek. Az ikerszelvényesek esetében mind a kétéves, mind a hároméves ugarok szignifikánsan nagyobb faj- és egyedszámmal bírtak a gyepterületekhez képest (20. ábra).



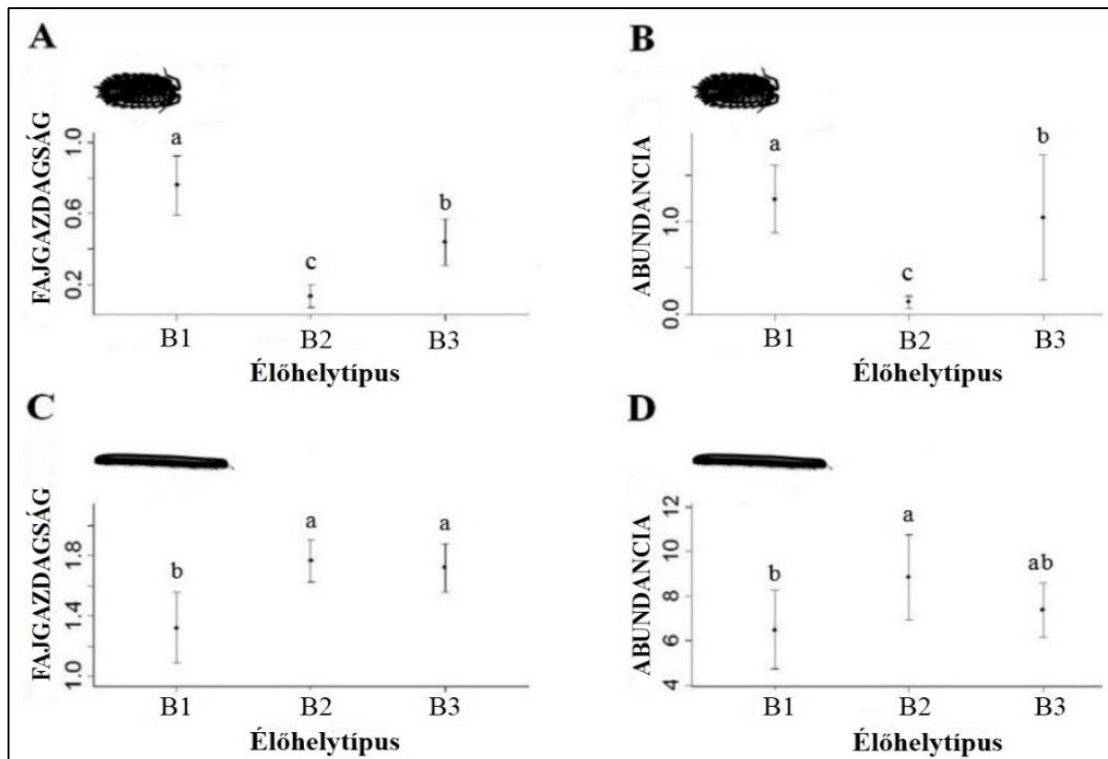
20. ábra: Az ászkarák (A-B) és ikerszelvényesek (C-D) fajgazdagsága és abundanciája a különböző élőhelytípusokon (Gy: természetközeli gyepek; U1,2,3: egy-, két- és hároméves ugarterületek). A betűk az átlagok közötti szignifikáns különbségeket jelzik (Dunn-féle post-hoc tesztek, $p < 0,05$).

A szárazföldi ászkarák fajgazdagságát és abundanciáját illetően az ugargazdálkodás hatékonysága szignifikáns növekedést mutatott az ugarok korával. Az ikerszelvényesek esetében is hasonló trendeket találtunk (21. ábra). Az ikerszelvényesek átlagos egyedszáma a kétéves ugarterületeken volt a legnagyobb. A faji szintű elemzéseink szerint csaknem minden faj tekintetében szignifikánsan nagyobb volt az ugaroltatás hatékonysága a hároméves ugarok esetén. A *L. cibdellus* és *T. rathkii* fajoknál azonban nem volt detektálható ez a különbség. Sőt, a *B. bagnalli* esetében az ugaroltatás hatékonysága az ugarok korának csökkenésével nőtt (19. táblázat).

Az ászkarák faj-, illetve egyedszáma szignifikánsan különbözött a búzaterületekhez tartozó ugarok korától függően. A következő sorrendben mutatkozott csökkenés: B1 > B3 > B2. Ezzel szemben a két- és hároméves ugarok melletti búzaföldeken nagyobb volt az ikerszelvényesek fajgazdagsága és abundanciája, mint az egyéves ugarok szomszédságában lévő búzaterületeken (22. ábra). Faji szinten azt találtuk, hogy a *B. bagnalli* nagyobb egyedszámban volt megtalálható a két-, és hároméves ugarok szomszédságában lévő búzaterületeken, mint az egyéves ugar mellettieken. Az *A. vulgare* ezzel szemben gyakrabban került elő az egyéves ugarokhoz tartozó búzatáblákról a két-, illetve háromévesek melletti búzaterületekhez viszonyítva (19. táblázat).



21. ábra: Az ugaroltatás hatékonysága a vizsgált taxonok fajgazdagságára és abundanciájára (Isopoda: **A-B**; Diplopoda: **C-D**), és annak változása az ugarterületek korával (**U1,2,3**: egy-, két- és háromméves ugarterületek). A hatékonyságot az ugar-búzapárok közötti fajgazdagság- és abundanciabeli különbségek alapján számoltuk. Az Y tengelyen a standardizált értékek szerepelnek. A betűk az átlagok közötti szignifikáns különbségeket jelzik (Dunn-féle post-hoc tesztek, $p < 0,05$).

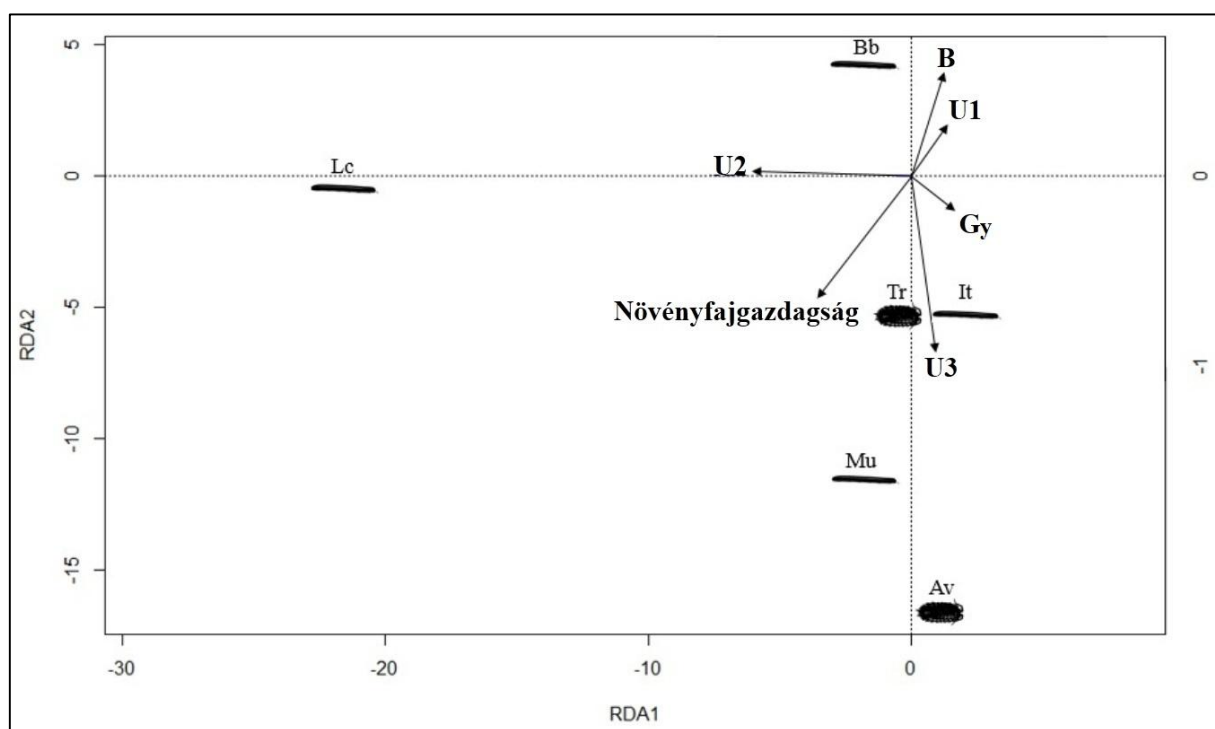


22. ábra: Az ászkarakok (**A-B**) és ikerszelvényesek (**C-D**) fajgazdagsága és abundanciája a különböző korú ugarok melletti búzaföldeken (**B1,2,3**: egy-, két- és háromméves ugarok melletti búzaterületek). A betűk az átlagok közötti szignifikáns különbségeket jelzik (Dunn-féle post-hoc tesztek, $p < 0,05$).

A lineáris kevert modellek eredményei szerint az élőhelytípus szignifikánsan befolyásolta az összes talált ászka- és ikerszelvényes fajt. A növényi fajgazdagság is jelentős hatást mutatott – a *B. bagnalli* és *I. terrestris* kivételével – csaknem minden fajra. A növényfajszámot tekintve a búzaterületek számítottak a legszegényebb élőhelyeknek, míg a hároméves ugarok a leggazdagabbaknak. A másik növényzeti jellemző, a vegetáció borítottság ugyanakkor csak három faj (*B. bagnalli*, *I. terrestris* és *L. cibdellus*) esetében bírt szignifikáns hatással. A csupasz talajfelszín aránya átlagosan a búzaterületeken volt a legkisebb és az ugarok korával egyre csökkent a növényborítottság mértéke. A vizsgált két növényzeti paraméter interakciója csak a *B. bagnalli* faj esetében bizonyult szignifikánsnak, míg a *L. cibdellus* tekintetében marginális szignifikáns hatás volt megfigyelhető (20. táblázat).

20. táblázat: Az élőhelytípus, a növényi fajgazdagság és vegetáció borítottság hatása a Hevesi ÉTT ászkarák és ikerszelvényes fajgazdagságra és abundanciára a lineáris kevert modellek eredményei alapján. A szignifikáns p értékek félkövérrel kiemelve találhatók, míg a dőlt betűvel jelölt értékek a marginális szignifikanciát hivatottak jelezni.

	Habitat		Növényfajgazdagság		Vegetáció borítottság		Növényfajgazdagság: Vegetáció borítottság	
	Dev	p	Dev	p	Dev	p	Dev	p
Isopoda								
<i>Armadillidium vulgare</i>	30,97	0,001	10,85	0,014	1,91	0,308	0,04	0,859
<i>Trachelipus rathkii</i>	27,60	0,001	14,27	0,006	0,00	0,996	0,76	0,61
Diplopoda								
<i>Brachyiulus bagnalli</i>	32,80	0,001	1,62	0,492	6,44	0,045	8,78	0,013
<i>Iulus terrestris</i>	18,47	0,003	1,52	0,492	28,56	0,001	0,14	0,801
<i>Leptoiulus cibdellus</i>	40,74	0,001	8,63	0,024	7,12	0,041	5,43	<i>0,058</i>
<i>Megaphyllum unilineatum</i>	35,46	0,001	17,86	0,001	0,18	0,69	0,36	0,801



23. ábra: A makrodekomponáló együttesek fajösszetétele a szignifikáns változók függvényében (Rövidítések: ászkarákak – **Av**: *Armadillidium vulgare*, **Tr**: *Trachelipus rathkii*; ikerszelvényesek – **Bb**: *Brachyiulus bagnalli*, **It**: *Iulus terrestris*, **Lc**: *Leptoiulus cibdellus*, **Mu**: *Megaphyllum unilineatum*; habitattípusok – **B**: búzaterületek, **G**: gyep, **U1,2,3**: egy-, két- és hároméves ugarok).

A növényfajgazdagság ($F = 4,27$, $p = 0,042$) szignifikáns hatást gyakorolt a vizsgált gerinctelen együttesekre, ám a vegetáció borítottság esetében ez már nem volt elmondható (23. ábra). Az élőhelytípus is jelentős hatással bírt a makrodekomponálók faji összetételére, azonban ez a hatás csak marginálisan volt szignifikáns ($F = 2,43$, $p = 0,071$). Az RDA modell a teljes variancia 31 %-át magyarázza (RDA1: 27,57 %; RDA2: 3,27 %; RDA3: 0,007 %).

A közösségszerkezeti vizsgálatok nagy fajszámbeli különbségekre mutattak rá mindkét taxon vonatkozásában, ami az ikerszelvényeseket illetően magas β diverzitást ($R+D = 85,03$ %), míg az ászkarákok esetén magas viszonylagos beágyazottságot ($S+D = 88,05$ %) eredményezett (Melléklet 4.8.).

4.3.2. II. vizsgálat: Az ugarok hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra (LIBERATION, Hevesi-sík)

4.3.2.1. Talaj háttérváltozók

A mintavételi területek talajai – a 21. táblázatban szereplő fizikokémiai talajtulajdonságok átlagai alapján – gyengén savanyú kémhatással, kis sótartalommal, jó humusz- és foszfor-ellátottsággal voltak jellemezhetőek. A minták az Arany-féle kötöttség és szénsavas mésztartalom átlagai szerint agyagos vályog és gyengén meszes kategóriákba estek. Kiemelést érdemel, hogy a talajok nátrium-, kálium- és magnézium-ellátottsága rendkívül magas volt.

Az élőhelytípusok között a pH, a kálium- és nátriumtartalom tekintetében tapasztaltunk szignifikáns különbségeket (21. táblázat). A gyepek esetében a talaj pH szignifikánsan alacsonyabb volt: a lúgosabb kémhatású gabona és ugar melletti gabona területekhez képest statisztikailag is kimutatható eltérést tapasztaltunk. A talajok nátriumtartalma a gyepeken volt a legmagasabb, szignifikáns mértékű különbséget mutatva a többi habitattípushoz képest. Ezzel szemben a talajok káliumtartalmát tekintve a gabona, illetve ugar melletti gabona élőhelyek szignifikánsan nagyobb értékekkel bírtak, mint az ugarok, valamint gyepek. A többi talajtulajdonság esetében nem voltak markáns eltérések a különböző élőhelyek között.

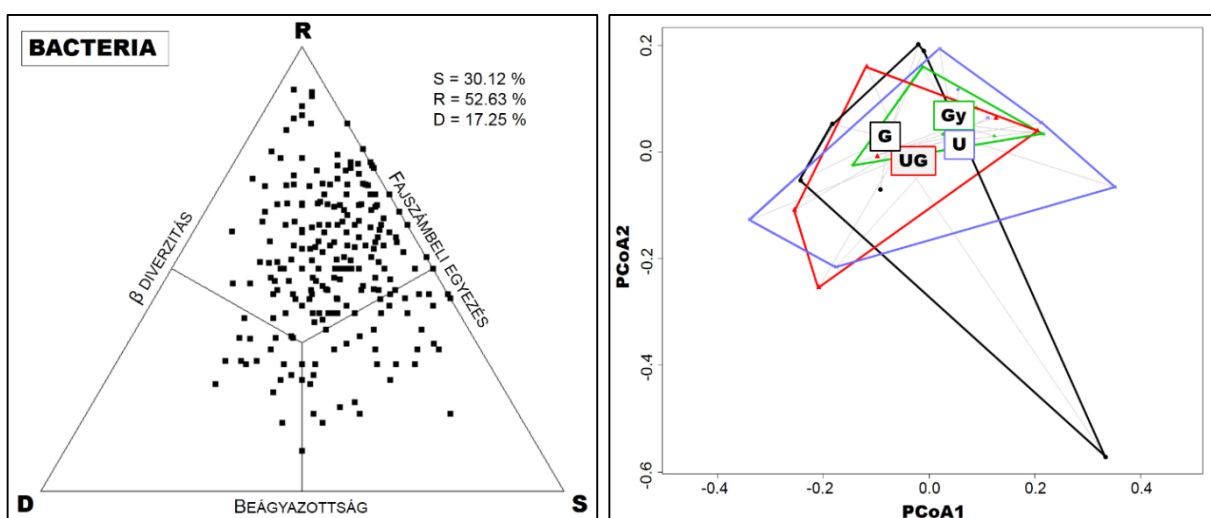
21. táblázat: A vizsgálati területek fizikokémiai talajjellemzői (átlag ± SE). A zárójelben található betűk a szignifikáns különbségeket hivatottak jelezni.

	Élőhelytípusok							
	gabona		ugar melletti gabona		ugar		gyep	
pH	6,09 ± 0,22	(a)	5,54 ± 0,22	(ab)	5,29 ± 0,20	(bc)	4,92 ± 0,13	(c)
K _A	44,83 ± 1,23	(a)	47,14 ± 2,77	(a)	43,57 ± 0,94	(a)	47,17 ± 1,44	(a)
Összes só	0,04 ± 0,01	(a)	0,03 ± 0,00	(a)	0,04 ± 0,01	(a)	0,05 ± 0,01	(a)
CaCO ₃	0,32 ± 0,29	(a)	0,19 ± 0,17	(a)	0	(a)	0	(a)
H	3,57 ± 0,43	(a)	3,29 ± 0,21	(a)	3,52 ± 0,28	(a)	4,02 ± 0,29	(a)
NO ₂ NO ₃	13,04 ± 6,67	(a)	7,88 ± 1,04	(a)	23,27 ± 5,39	(a)	35,67 ± 16,49	(a)
P ₂ O ₅	300 ± 57,79	(a)	165,71 ± 23,61	(a)	136,86 ± 43,21	(a)	233,75 ± 119,06	(a)
K ₂ O	682 ± 99,12	(a)	677,14 ± 71,93	(a)	461 ± 65,2	(b)	378 ± 32,76	(b)
Na	182,92 ± 66,35	(b)	97,37 ± 13,77	(b)	72,14 ± 13,35	(b)	500,5 ± 96,61	(a)
Mg	565,33 ± 81,85	(a)	542,14 ± 70,63	(a)	605,57 ± 68,48	(a)	775,17 ± 118,34	(a)
SO ₄ S	41,5 ± 6,64	(a)	38,79 ± 4,36	(a)	42,39 ± 4,40	(a)	58,2 ± 7,84	(a)

4.3.2.2. Mikrobióta (Bacteria)

A talajbaktérium-közösségek diverzitásának becslésére használt mutatók közül csak az egyenletesség (*J'*) esetében tapasztaltunk jelentősebb változást a vizsgált környezeti változókkal összefüggésben. Ezek közül is a talaj humusz- (becslés: -0,0605; std. hiba: 0,025; t-érték: -2,47; p-érték: 0,05) és nátriumtartalma (becslés: 3,01E-04; std. hiba: 9,17E-05; t-érték: 3,28; p-érték: 0,022) bizonyult szignifikánsnak: előbbi negatív, míg utóbbi pozitív irányú hatást gyakorolva a

diverzitás indexre. Az élőhelytípusok szerint nem találtunk szignifikáns különbségeket a bakteriális α diverzitás mutatók vonatkozásában. Az ugar- és gabonaterületek páronkénti összehasonlítása során sem találtunk statisztikailag igazolható eltérést az élőhelyek között. Továbbá a baktériumok közösségi összetételét sem befolyásolta szignifikánsan a habitat milyensége ($F_{PERMANOVA} = 1,2951$; $p = 0,122$; 24. ábra). Az SDR háromszög alapján jelentős mértékű viszonylagos fajgazdagságbeli egyezés ($S+R = 82,75\%$) volt megfigyelhető a bakteriális közösségeket illetően, amit nagyfokú fajkicserélődés ($R = 52,63\%$) jellemzett. Ehhez képest a viszonylagos beágyazottság mértéke elhanyagolható volt ($S+D = 47,37\%$), míg a relatív β diverzitás ($R+D$) vonatkozásában $69,88\%$ -os értéket találtunk (24. ábra). A talajminták bakteriális diverzitását bemutató T-RFLP elektroferogramokat az 5.3-5.5. sz. mellékletek tartalmazzák.

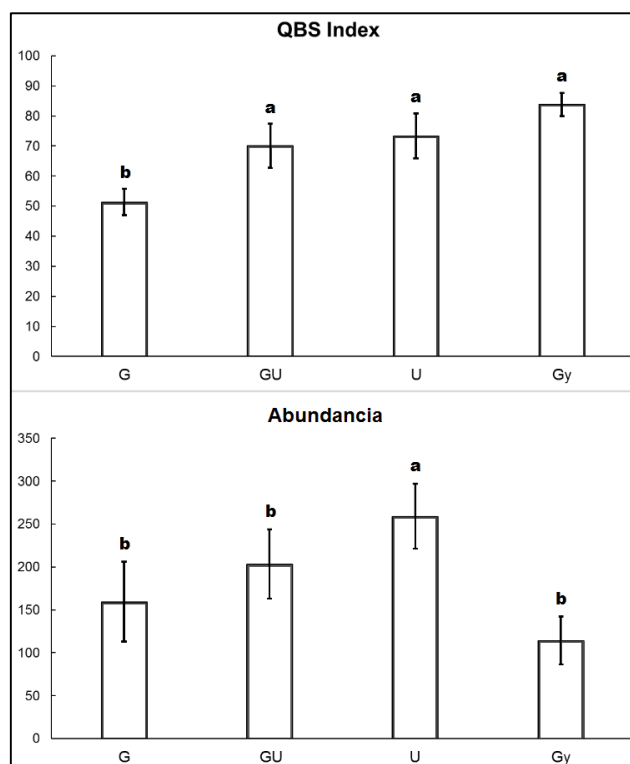


24. ábra: A talajbaktériumok közösségszerkezeti jellemzőit bemutató SDR szimplex diagram és főkoordinátaelemzés ábra. Rövidítések: **D** = fajszámbeli különbség, **R** = fajkicserélődés, **S** = hasonlóság; **G**-gabonaterület, **GU**-ugar melletti gabonaterület, **U**-ugarterület, **Gy**-féltermészetes gyepek.

4.3.2.3. Mezofauna (QBS Index, mikroarthropoda egyedszám)

Vizsgálataink során a talajmikroarthropodák mintavételezésének eredményeképp 19 taxon összesen 14 385 egyede került elő (Melléklet 5.6-5.9.). Az ez alapján számolt QBS indexek 29 (G6) és 128 (U7) között mozogtak és élőhelytípusonként szignifikáns különbséget mutattak (25. ábra). A legmagasabb átlagértékeket a féltermészetes gyepek, míg a legalacsonyabbakat az ugar nélküli gabonaterületek esetében tapasztaltuk. Az ugar- és gabonaterületek páronkénti összehasonlítása során azonban nem találtunk szignifikáns eltérést az élőhelyek között.

A mikroarthropoda egyedszámok mintavételi helyektől függően széles skálán változtak: a legkisebb egyedszámot (16) a G3-as, míg a legnagyobbat (733) az U4-es területeken találtuk. Az élőhely milyensége itt is meghatározó jelentőségű volt, ugyanis az ugarterületeken szignifikánsan több talajállat volt a többi habitattípushoz képest (25. ábra). Az ugar- és gabonaterületek páronkénti összehasonlítása azonban ezen változó esetében sem mutatott jelentős eltéréseket az élőhelyek között.



25. ábra: A talajok QBS indexben kifejezett biológiai minőségének és mikroarthropoda egyedszámainak élőhelytípusonkénti alakulása (átlag ± SE). A betűk a szignifikáns különbségeket hivatottak jelezni. Rövidítések: **G**-gabonaterület, **GU**-ugar melletti gabonaterület, **U**-ugarterület, **Gy**-féltermészetes gyep.

Az általánosított lineáris kevert modellek eredményei alapján a QBS indexre a vizsgált környezeti változók közül a talaj pH és Na negatív hatást gyakorolt (22. táblázat). Ezzel szemben a humusztartalom, a talaj kötöttsége és szulfátmennyisége ellenkező irányú befolyással bírt a talaj biológiai minőségére. A mikroarthropoda egyedszámmal kapcsolatban azt találtuk, hogy a talaj sókoncentrációjának, valamint kálium- és nátrium-ellátottságának emelkedésével csökkent a talajállatok száma (22. táblázat). Ugyanakkor a talaj pH, illetve a nitrát és nitrit-nitrogén mennyiség pozitív hatásának bizonyult. Tehát a talaj kémhatása ellentétesen befolyásolta a QBS indexek és a vizsgált talajjelzők abundanciájának alakulását.

22. táblázat: A QBS indexre és mikroarthropoda egyedszámra szignifikáns hatást gyakorló környezeti változók az általánosított lineáris modellek eredményei alapján.

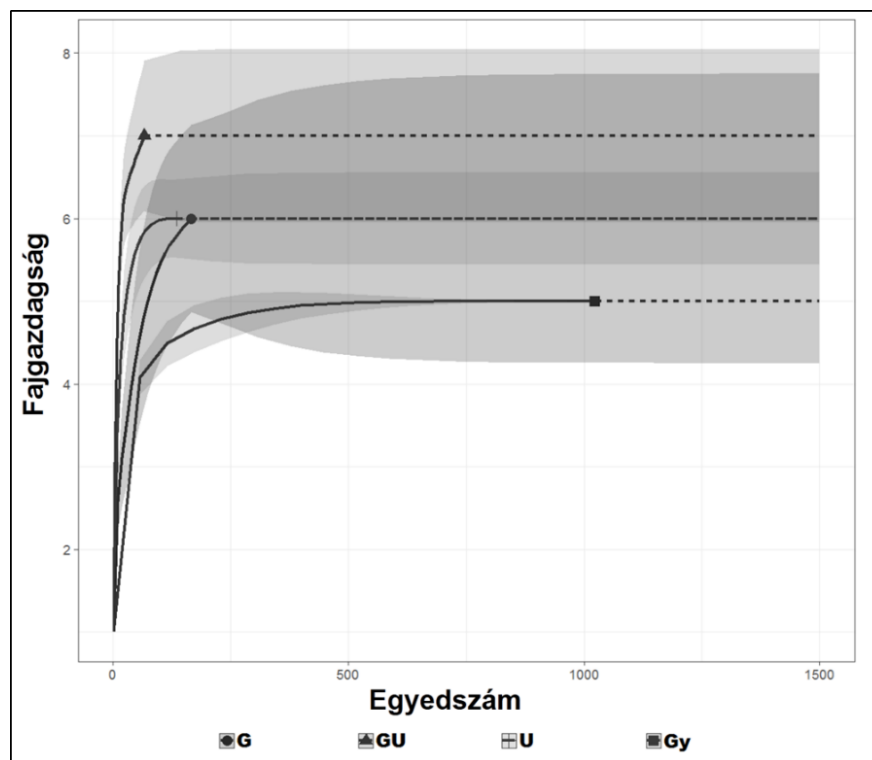
	Becslés	Std. hiba	p-érték
QBS Index			
Konstans	-3,3696	37,4770	0,929
pH	-19,2671	4,6476	0,001
H	10,1499	3,8265	0,019
K _A	2,3931	0,6820	0,004
SO ₄ S	0,9811	0,2795	0,004
Na	-0,0497	0,0173	0,012
<hr/>			
	Becslés	Std. hiba	p-érték
Mikroarthropoda egyedszám			
Konstans	3,98385	0,39468	< 0,001
pH	0,48296	0,07155	< 0,001
Só	-5,4574	1,64311	0,001
K ₂ O	-0,0018	0,00017	< 0,001
NO ₂ NO ₃	0,01444	0,00229	< 0,001
Na	-0,0027	0,00101	0,006

4.3.2.4. Makrofauna

A talajcspadázások során a 8 szárazföldi ászkarák- és ikerszelvényes faj összesen 1391 példánya került elő (23. táblázat, Melléklet 5.10-5.11.). Mindazonáltal a fajtelítődési görbék alapján – az ugarokkal és féltermészetes gyepekkel szemben – mind az ugar nélküli, mind az ugarokkal szomszédos gabonaterületeken további fajok előkerülése valószínűsíthető (26. ábra). A gyűjtött 783 db Isopoda és 608 db Diplopoda 4-4 faj között oszlott meg. Az ászkák közül az *Armadillidium vulgare* (89,27 %), míg az ezerlábúak közül a *Iulus terrestris* (59,38 %) bizonyult a legtömegesebbnek. A *Porcellionides pruinosus* csak az ugar melletti, míg a *Brachydesmus superus* csak az ugar nélküli gabonaterületeken fordult elő. Továbbá a *Trachelipus nodulosus* az ugarokon kívül a szomszédos gabonaterületeken került a talajcspadákba. Ugyanakkor a többi faj esetében nem tehetünk hasonló megállapításokat a habitattípusok szerinti előfordulások alapján, mivel azok minden élőhelyen képviseltették magukat (23. táblázat).

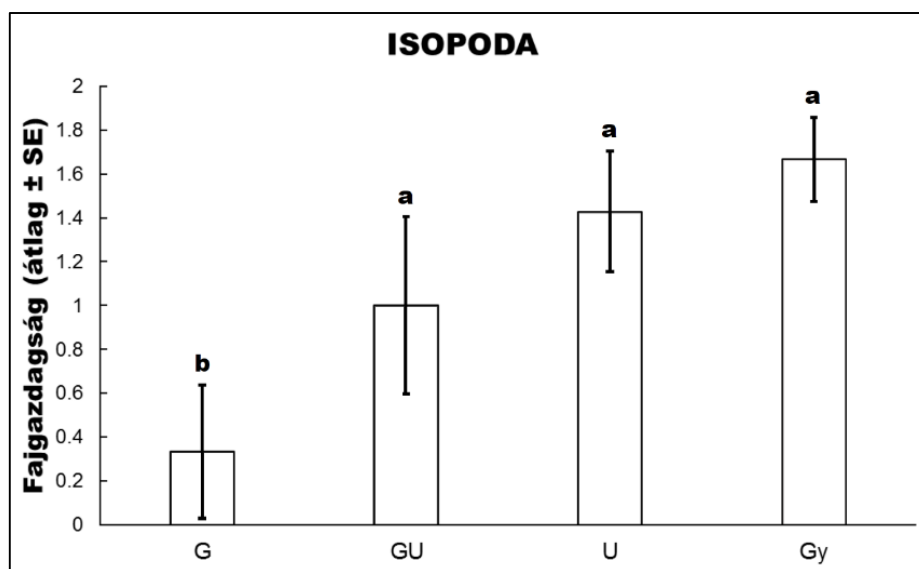
23. táblázat: A gyűjtött Iso- és Diplopoda fajok élőhelytípusonkénti előfordulása és relatív abundanciája (RA).

	Család	Faj	GU	U	Gy	G	RA
ISOPODA	Armadillidiidae	<i>Armadillidium vulgare</i> LATREILLE, 1804	X	X	X	X	89,27 %
	Trachelipodidae	<i>Trachelipus rathkii</i> BRANDT, 1833	X	X	X	X	8,94 %
		<i>Trachelipus nodulosus</i> C. KOCH, 1838	X	X			0,77 %
	Porcellionidae	<i>Porcellionides pruinosus</i> BRANDT, 1833	X				1,02 %
DIPLOPODA	Polydesmidae	<i>Brachydesmus superus</i> LATZEL, 1884				X	6,91 %
		<i>Brachyiulus bagnalli</i> BRÖLEMANN, 1924	X	X	X	X	21,88 %
	Julidae	<i>Iulus terrestris</i> LINNAEUS, 1758	X	X	X	X	59,38 %
		<i>Megaphyllum unilineatum</i> C.L. KOCH, 1838	X	X	X	X	11,84 %



26. ábra: A LIBERATION-Projekt keretében talált makrodekomponálók fajgazdagságának élőhelytípusonkénti összehasonlítása fajtelítődési görbék segítségével (G: ugar nélküli gabonaterület, GU: ugar melletti gabonaterület, U: ugarterület, Gy: féltermészetes gyepek).

A vizsgált makrodekomponáló gerinctelenek fajgazdagságát illetően csak az Isopoda taxon esetében találtunk szignifikánsnak bizonyuló környezeti háttérváltozókat. Az élőhely milyenségének meghatározó voltán túl, a talaj pH emelkedésének ászkafajsámra gyakorolt negatív hatását tapasztaltuk (becslés: -0,7703; standard hiba: 0,3355; z-érték: -2,236; p-érték: 0,022). A legnagyobb fajgazdagság a féltermészetes gyepeket jellemezte, míg a legszegényebb élőhelyek az ugar nélküli gabonaterületek voltak (27. ábra). A páronkénti összehasonlítások során nem találtunk szignifikáns különbségeket az ugar-gabonapárok között egyik vizsgált taxon esetén sem.



27. ábra: A szárazföldi ászkarákok átlagos fajgazdagsága a különböző élőhelyeken. A betűk a szignifikáns különbségeket jelzik. Rövidítések: **G**-gabonaterület, **GU**-ugar melleti gabonaterület, **U**-ugarterület, **Gy**-féltermészetes gyepek.

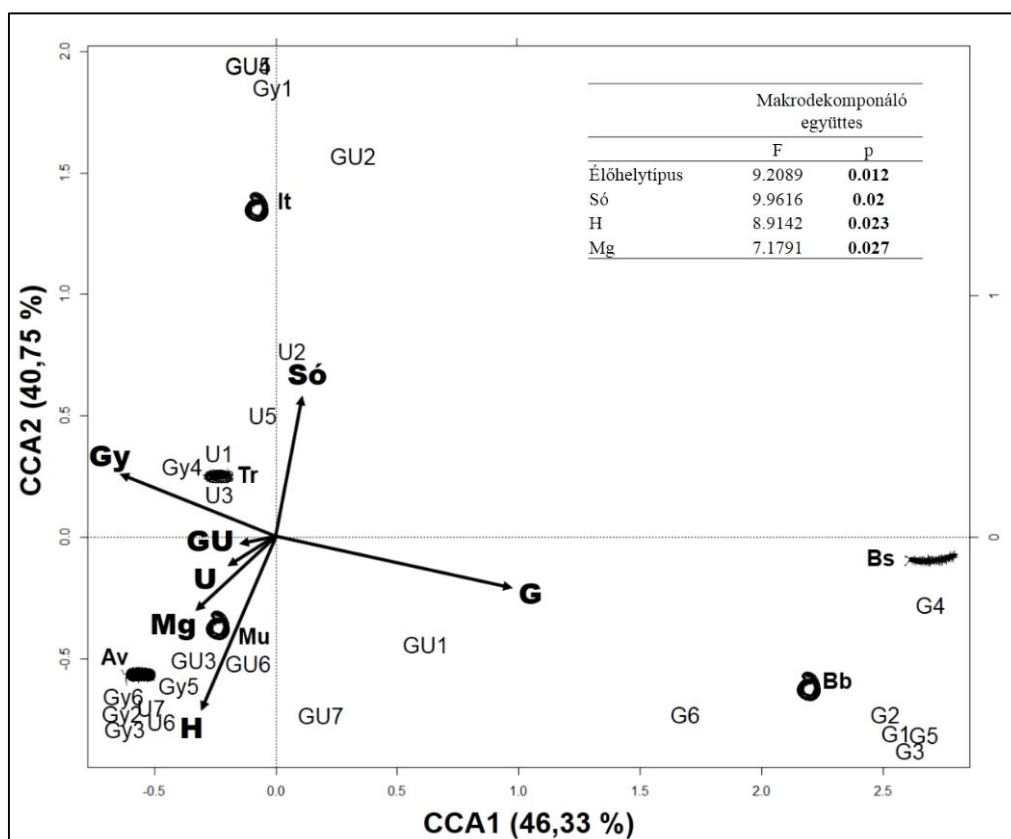
Az Iso- és Diplopoda egyedszámok tekintetében is megfigyelhető volt az élőhelyhatás, szignifikáns eltéréseket mutatva a különböző habitatok között (24. táblázat). Előbbi esetében – a fajgazdagsághoz hasonlóan – a féltermészetes gyepek bizonyultak a leggazdagabb, míg az ugar nélküli gabonaterületek a legszegényebb élőhelyeknek. Az ikerszelvényeseknél azonban nem ez a tendencia látszódott, ugyanis e tekintetben az ugar nélküli gabonaterületek voltak a legnagyobb átlagos egyedszámmal jellemezhetők. A modell eredményei szerint ehhez képest az ugarokon és az azokkal szomszédos gabonaföldeken szignifikánsan kisebb számban voltak jelen az ezerlábúak (24. táblázat). A szárazföldi ászkarákok abundanciájára a habitattípus mellett a talaj kálium- és nitrogénmennyisége is nagy jelentőséggel bírt, negatív irányú hatást gyakorolva azok tömegességére (24. táblázat). Az ugar-gabonapárok között egyik taxon esetében sem tapasztaltunk szignifikáns eltérést.

Az élőhelytípus a fajgazdagság és abundancia mellett az ászka- és ikerszelvényes fajösszetételt is jelentősen befolyásolta. Emellett a talaj sókoncentrációja, humusztartalma és magnéziummennyisége bizonyult szignifikánsnak a makrodekomponáló együttes fajkompozíciójának vonatkozásában (28. ábra). Az ordinációs diagramon jól látható, hogy a *B. superus* és *B. bagnalli* fajok elsősorban a gabonaterületeken voltak jelen, míg a *M. unilineatum* és *A. vulgare* főként a humuszban és magnéziumban gazdagabb talajú gyepek és ugarterületeket preferálta. A *T. rathkii* faj esetében is ezek voltak a legkedveltebb élőhelyek. A *I. terrestris* ezzel

szemben a magasabb sókoncentrációjú élőhelyeken fordult elő gyakrabban. Az SDR szimplex diagramok alapján mindkét taxonra nagy fajszámbeli különbség volt jellemző, ami az ikerszelvényesek esetében magas β diverzitást ($R+D = 88,92\%$), míg az ászkarákoknál magas viszonylagos beágyazottságot ($S+D = 87,14\%$) eredményezett (Melléklet 5.12.).

24. táblázat: Az Iso- és Diplopoda abundancia, valamint a szignifikánsnak bizonyult környezeti változók közötti összefüggések az általánosított lineáris modellek eredményei alapján. A konstans a referenciaszintet jelentő ugar nélküli gabonaterületeket mutatja. A félkövérrel szedett értékek a szignifikáns, míg a dőlt betűsök a marginális szignifikáns hatásokat jelzik.

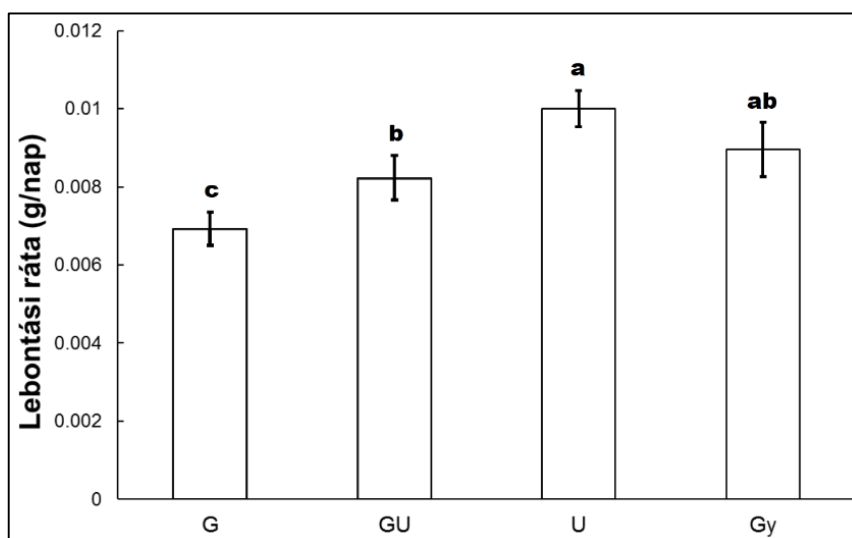
	Beclsés	Std. hiba	p-érték
ABUNDANCIA			
Isopoda			
Konstans	0,41889	1,2361	0,735
Habitat (GU)	2,48513	1,0950	0,023
Habitat (Gy)	4,54561	1,2105	< 0,001
Habitat (U)	3,05658	1,1410	0,007
K ₂ O	-0,0021	0,0013	0,098
NO ₂ NO ₃	-0,0286	0,0128	0,026
Diplopoda			
Konstans	2,8722	0,5978	< 0,001
Habitat (GU)	-1,7424	0,833	0,037
Habitat (Gy)	-0,5063	0,8649	0,558
Habitat (U)	-1,5327	0,8294	0,065



28. ábra: A vizsgált makrodekomponáló gerinctelen együttes faji összetétele és az azt befolyásoló környezeti változók kapcsolata kanonikus korrespondencia-analízis (CCA) alapján. Rövidítések- fajok: **Av**-*Armadillidium vulgare*, **Bb**-*Brachyiulus bagnalli*, **Bs**-*Brachydesmus superus*, **It**-*Iulus terrestris*, **Mu**-*Megaphyllum unilineatum*, **Tr**-*Trachelipus rathkii*; mintavételi helyek: **G**-gabonaterületek, **GU**-ugar melletti gabonaterületek, **U**-ugarterületek, **Gy**-féltermészetes gyepek, környezeti változók: **H**-humusztartalom, **Mg**-magnéziummennyiség, **S6**-talaj összes sókoncentráció.

4.3.2.5. Dekompozíciós vizsgálat: Tea Bag módszer

A lebontási vizsgálat egy hónapja alatt átlagosan a szerves anyag 22,41 %-a bomlott le. A tömegcsökkenés mértéke élőhelytípusonként szignifikánsan különbözött: az ugarterületeken tapasztaltuk a leggyorsabb bomlást, amit a féltermészetes gyepek követtek (29. ábra). A legkisebb lebontó hatékonysággal a gabonaterületek talajai bírtak, ahol átlagosan a növényi szerves anyag 81,3 %-a maradt meg a vizsgálati időszak végére. Ezzel szemben az ugarok esetében a maradéktömeg átlagosan a kezdeti tömeg 74,17 %-a volt.



29. ábra: A lebontási ráták közötti különbségek bemutatása élőhelytípusonként (átlag ± SE). A különböző betűk a szignifikáns eltéréseket jelölik. Rövidítések: **G**-gabonaterület, **GU**-ugar melletti gabonaterület, **U**-ugarterület, **Gy**-féltermészetes gyepek.

A habitattípus mellett a talaj kálium-ellátottságának, sókoncentrációjának és humusztartalmának növekedése negatív, míg a foszformennyiség és a talaj pH emelkedése pozitív hatást gyakorolt a dekompozíciós ráta alakulására (25. táblázat). Ezek közül a sókoncentráció hatása bizonyult a legnagyobbak, melyet a talaj kémhatása, valamint szerves anyag tartalma, és végül a foszfor- és kálium-ellátottsága követett.

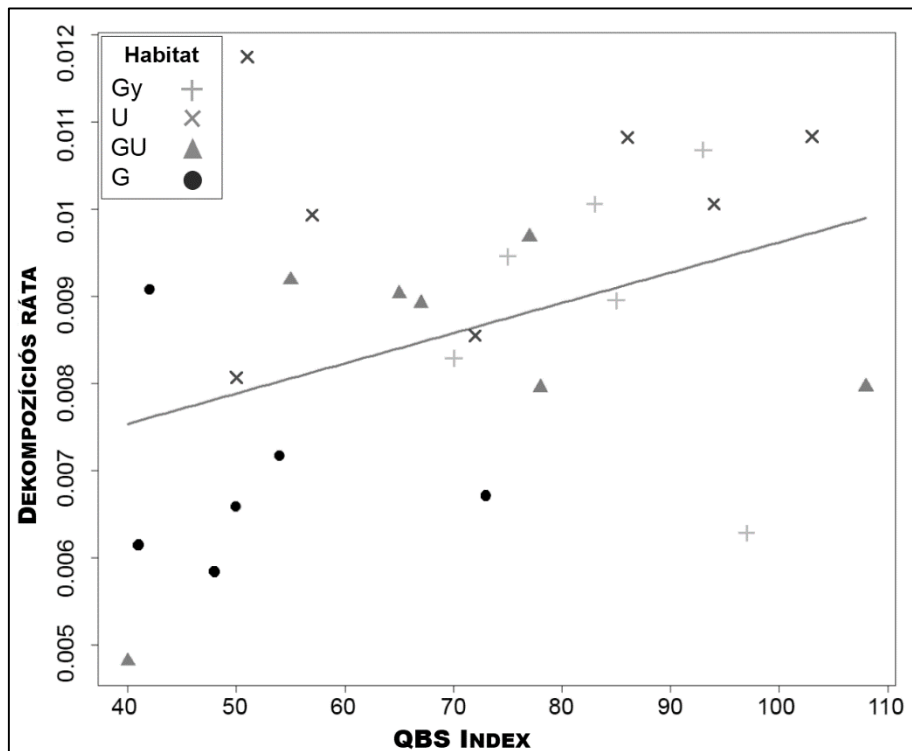
25. táblázat: A lebontási ráta és a statisztikailag szignifikáns befolyással bíró környezeti változók kapcsolata az általános lineáris kevert modell eredményei alapján. A konstans a referenciaszintet jelölő gabonaterületekhez (**G**) tartozó értékeket mutatja. (**G**-gabonaterület, **GU**-ugar melletti gabonaterület, **U**-ugarterület, **Gy**-féltermészetes gyepek)

	Becslés	Std. hiba	p-érték
Lebontási ráta			
Konstans	8,12E-04	2,82E-03	< 0,001
Habitat (GU)	2,47E-03	6,77E-04	0,002
Habitat (Gy)	4,95E-03	1,08E-03	< 0,001
Habitat (U)	5,17E-03	8,77E-04	< 0,001
K ₂ O	-3,87E-06	1,30E-06	0,008
P ₂ O ₅	5,52E-06	2,53E-06	0,041
Só	-5,28E-02	1,46E-02	0,002
pH	2,12E-03	5,58E-04	0,001
H	-1,10E-03	3,11E-04	0,002

4.3.2.6. Talaj biodiverzitás – szervesanyag-bomlás kapcsolat

A talaj biológia sokfélesége és a szervesanyag-bomlás mértéke között annak ellenére, hogy jelen vizsgálatban nem találtunk szignifikáns összefüggést (t-érték: 1,2589; p-érték: 0,255), az általános lineáris kevert modell alapján pozitív kapcsolatot lehet felfedezni.

A lebontási rátát a vizsgált biotikus komponensek közül csak a talaj biológiai minősége (QBS index) befolyásolta szignifikánsan, még ha csak marginálisan is (becslés: 3,47E-05; standard hiba: 1,65E-05; t-érték: 2,1076; p-érték: 0,08) (30. ábra).



30. ábra: A talaj biodiverzitás és a szervesanyag-dekompozíció közötti összefüggés. A tengelyeken a standardizált értékek találhatóak. Rövidítések: **G**-gabonaterület, **GU**-ugar melletti gabonaterület, **U**-ugarterület, **Gy**-féltermészetes gyep.

4.4. Új tudományos eredmények

1. A talajban játszódó növényi szervesanyag-dekompozíció nyomon követésére nemzetközi szinten is újszerű, teafilter módszert alkalmaztam, illetve tökéletesítettem.
2. Vizsgálataim átfogó képet adnak a különböző, ember által befolyásolt ökoszisztémák lebontó alrendszeinek felépítéséről, valamint működéséről.
3. Munkám során többek között igazolást nyert a főváros antropogén zavarásnak fokozottabban kitett élőhelyeinek szénkibocsátó volta, valamint azok talaj biodiverzitás megőrzésében betöltött fontos szerepe.
4. Egy úttörő klímaváltozás kutatás részeként az extrém aszály talajmikrobákra (baktériumok, ősbaktériumok, gombák) gyakorolt hatásait mutatattam ki. Ennek keretében a talajmikrobaközösségek között markáns különbségeket tapasztaltam félévvel az öt hónapos csapadékkizárás követően.
5. A fülöpházi kutatás során a hazai faunára új ugróvillás fajt (*Orchesella taurica*) sikerült kimutatni.
6. Eredményeim alapján megállapítható, hogy az agrár-környezetvédelmi program keretében létesített ugarok rendkívüli jelentőséggel bírnak a talaj biodiverzitás fenntartása szempontjából, kedvező körülményeket biztosítva a talajélőlények többsége számára. A területpihentetés hosszát illetően bebizonyosodott, hogy az ugarok korával ez a pozitív hatás még kifejezettebb.
7. A talajok biodiverzitása és a szervesanyag-bomlás intenzitása között pozitív kapcsolatot találtam, ami jelentős mértékben hozzájárulhat a még ma is jellemző tudományos bizonytalanság tisztázásához.

5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

5.1. A városiasodás hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra (GLUSEEN-Projekt, Budapest)

5.1.1. Talaj háttérváltozók

Vizsgálatunk során bebizonyosodott, hogy az urbanizáció, és az azzal járó fokozott emberi hatások drasztikus változásokat eredményeznek a talaj fizikokémiai tulajdonságaiban is. A városi talajok számos közvetlen (legelés, öntözés, taposás, talajművelés stb.) és közvetett (légköri ülepedés, városi hőhatás, állat- és növényközösség kompozícióbeli megváltozása stb.) hatásnak vannak kitéve, melyek következtében sajátos vonásokkal bírnak (Pitt és Lantrip 2000; Lovett *et al.* 2000; Godefroid és Koedam 2004; McKinney 2006; Tenenbaum *et al.* 2006; Zhu *et al.* 2006; Savva *et al.* 2010; Trammell *et al.* 2011; Rao *et al.* 2014). Az urbán talajok általános jellemzőiként említhető többek között az erősen módosult talajszerkezet, alacsony szervesanyag-tartalom (Craul és Klein 1980; Short *et al.* 1986; Jim 1993). Ez összhangban van az általunk tapasztaltakkal, ugyanis az urbánusabb, emberi hatásoknak jobban kitett élőhelyek (erősen zavart és városi gyepek habitatok) talajai szignifikánsan kisebb szerves anyaggal és kötöttséggel voltak jellemezhetők, mint azt a városi erdőfragmentumok és referenciaerdők esetében találtuk. Pouyat és munkatársaihoz (2015) hasonlóan arra a következtetésre jutottunk, hogy a talaj szerves szén- és nitrogénmennyiségének jelentős csökkenését a ruderalis területeken megfigyelt nagymértékű talajzavarás okozhatja, nagy különbségeket eredményezve ezzel a természetesebb élőhelyekhez viszonyítva. Ez feltehetően a talajszerkezet leromlásának következménye, mely során az addig erősen kötött szerves anyag (C és N) hozzáférhetővé válik, és a biodegradáció eredményeként könnyebben felszabadul (Elliott 1986). Az erősen zavart élőhelyek és városi gyepek talajainak alacsonyabb Arany-féle kötöttségi értékei ezzel is összefüggésbe hozhatók, ugyanis ezek a talajok kisebb agyagtartalmáról tanúskodnak. Ennek köszönhetően korlátozott talajaggregáció valószínűsíthető, aminek következtében a talaj szerves anyagának védelme – agyagásványok híján – nincs megfelelően biztosítva a mikrobiális dekompozícióval szemben (Degens 1997). Ez lassú szerves anyag akkumulációhoz vezet, ami miatt ezek a talajok általában alacsony szervesanyag-tartalommal bírnak.

Továbbá a degradáltabb habitatok lúgosabb talajokkal rendelkeztek, ami valószínűleg elsősorban a mészkő alapú városi környezetnek tulajdonítható (Pouyat *et al.* 2007). Ez a talaj pH-ra gyakorolt urbán hatás még az olyan CaCO_3 -ban gazdag alapkőzetben kialakult rendzina talajok esetében is megfigyelhető volt, mint amilyenek a főváros budai oldalán találhatóak. Ehhez hasonlóan már számos korábbi vizsgálatban tapasztaltak nagyobb pH-t a zavart, illetve intenzíven kezelt városi talajok esetében (Craul és Klein 1980; Jim 1993; Hagan *et al.* 2012; Kuoppamäki *et al.* 2014), amit főként az infrastruktúra és épületek építőanyagainak, mint például a betonnak a magas kalcium tartalmával hoztak összefüggésbe (Pouyat *et al.* 2007; 2015). Ezt támasztják alá az ezeken az élőhelyeken tapasztalt szignifikánsan magasabb szénsavas mésztartalom értékek is.

5.1.2. Mikrobióta (Archaea, Bacteria)

Az általunk megfigyelt Bacteria-Archaea arányok összhangban vannak a szakirodalomban leírtakkal, mely szerint a talajokból kimutatott szekvenciák jelentős hányada bakteriális eredetű (Fierer *et al.* 2012; Mendes *et al.* 2015; Zhahnina *et al.* 2015). Az ősbaktériumokon belüli Thaumarchaeota osztály dominanciája ugyancsak általánosan megfigyelt jelenség csaknem minden talajtípus esetén (Bates *et al.* 2011). A Bacteria doménhez tartozó szekvenciák közül a legnagyobb arányban a Proteobacteria, a Firmicutes, valamint az Actinobacteria törzsek voltak képviselve, melyek a leggyakoribb talajban élő baktériumcsoportoknak tekinthetők (Janssen 2006; Fierer *et al.* 2007; Lauber *et al.* 2008; 2009; Ramirez *et al.* 2010; Fierer *et al.* 2012). Ezek a törzsek a koptiótróf baktériumok közé tartoznak, amik nagy tápanyagigénnyel, valamint növekedési és mineralizációs rátával jellemezhetők (Fierer *et al.* 2007).

A mikrobiális diverzitást és abundanciát illetően az erősen zavart és városi gyepterületek bizonyultak a leggazdagabbaknak, ami megegyezik a Van Rensburg (2010) által tapasztaltakkal, aki a baktériumok vonatkozásában a városi élőhelyeken nagyobb α diverzitást talált a kevésbé urbanizált területekhez képest. Ezt támasztja alá több olyan kutatás is, melyek eredményei szerint az erdei habitatok drasztikus megváltoztatását követően a zavart talajok magasabb mikrobiális α diverzitást mutattak, mint azelőtt (Cenciani *et al.* 2009; Jesus *et al.* 2009; Rodrigues *et al.* 2012). Ugyanakkor fontos megemlíteni, hogy a baktériumok vonatkozásában – az archeákkal ellentétben – csak az OTU szám kapcsán tapasztaltunk ilyen irányú jelentősebb habitat hatást. A városiasodás is eltérő mértékben befolyásolta a vizsgált mikroba domének diverzitását. Ez összhangban van Schmidt és mtsai (2017) eredményeivel, akik például – az archeákkal és baktériumokkal szemben – csak az ektomikorrhiza gombák esetében tapasztalták az urbanizáció markáns negatív hatását. Jelen vizsgálatban hasonló irányú változást csak az ősbaktériumok kapcsán találtunk, annak ellenére, hogy az antropogénebb élőhelyek (erősen zavart, városi gyepterület) sokszínűbb Archaeaközösséggel bírtak, mint a természetesebbnek mondható habitatok. Ennek vélhetően az lehet az oka, hogy az urbanizáltabb területek – élőhelytípustól függetlenül – jobban kitéttek a városi szennyezéseknek (légköri ülepedés, nehézfém szennyezések stb.), amik kedvezőtlen körülményeket jelentenek a talajmikroba-közösségek számára (Cookson *et al.* 2007). Cookson és mtsai (2007) eredményei szerint emellett még a vegetációtípus és a területkezelés bír kiemelkedő jelentőséggel, melyek a talaj pH és szervesanyag-tartalomra gyakorolt hatásukon keresztül érvényesülnek leginkább.

A talajváltozók is más és más módon befolyásolták a talajok baktérium-, illetve Archaeaközösségeit, megerősítve a két domén filogenetikai különállásából eredő fiziológiai különbségeket. Előbbiek esetében a pH növekedésével az abundancia csökkenése volt megfigyelhető, ami ellentétes a szakirodalomban általánosan elfogadott állásponttal, amely szerint a lúgosabb talajok általában gazdagabb baktériumközösséggel jellemezhetők (Fierer és Jackson 2006; Lauber *et al.* 2008; 2009; Zhahnina *et al.* 2015). Fontos azonban megemlíteni, hogy a Bacteria domén sem kezelhető egységesen ebben a kérdésben, ugyanis a pH preferenciát illetően sokszor szűkebb taxonon belül is nagy változatosság figyelhető meg (Lauber *et al.* 2009). Feltehetően ezzel áll kapcsolatban a vizsgálatunkban talált negatív pH függés is, ami arra utalhat, hogy mintáinkban főként az acidofil baktériumok domináltak. Tehát eredményeink megerősítik

azt a tényt, amely szerint a talaj kémhatása jelentős hatással bír a közösségi összetételre is (Lauber *et al.* 2009; Zhalnina *et al.* 2015). A talaj humusztartalma ezzel szemben pozitívan befolyásolta a bakteriális abundanciát, ami valószínűleg abból adódik, hogy a nagyobb szerves anyag tartalmú talajok jobban képesek ellensúlyozni/pufferelni a talajszennyezéseket (Luthy *et al.* 1997; Sandaa *et al.* 1999), ezáltal kedvezőbb körülményeket biztosítva a mikroorganizmusok számára (Kuan *et al.* 2007; Gregory *et al.* 2009). Ehhez hozzájárulhat továbbá a szerves anyagban gazdagabb talajok jobb víztartó kapacitása és tápanyag-ellátottsága is, tudniillik számos kation nagy mennyiségben fordul elő a szerves anyag felületéhez kötődve (DeGroot *et al.* 2005). Ugyanakkor a talajok kötöttsége a baktériumközösségek vonatkozásában ezzel ellentétes irányú változást eredményezett. Ez vélhetően annak tulajdonítható, hogy a nagyobb agyagtartalom jelentős mértékben akadályozza a szerves anyag mikrobiális dekompozícióját (von Lützow *et al.* 2006). A szerves anyag ugyanis jórészt agyagásványokhoz kötődve, valamint mikroaggregátumok belsejében fordul elő ezekben a talajokban, ami nem, vagy csak nehezen hozzáférhető a mikrobák számára (von Lützow *et al.* 2006). Az ősbaktériumok abundanciája és a talaj szénsavas mérsz tartalma között pozitív összefüggést tapasztaltunk, ami valószínűleg a talaj pH emelésén keresztül érvényesül leginkább. A talajok CaCO₃ tartalma ugyanis alapvetően befolyásolja a kémhatást, így a különböző tápelemek felvehetőségét is. Ezt támasztják alá Bengtson és munkatársainak (2012) eredményei is, mely szerint a talajok lúgosabbá válásával – legalábbis az 5,1 és 8,3 értékek közötti tartományban – nőtt az archeák mennyisége. Továbbá köztudott, hogy a talajban rendelkezésre álló tápanyag mennyisége is fontos környezeti faktor (Hansel *et al.* 2008), így többek között nem meglepő a jelen esetben foszfor- és káliumellátottság kapcsán megfigyelt szignifikáns korreláció sem. A talaj nitrogéntartalma és az Archaeaközösségek diverzitása közötti negatív összefüggés vélhetően az ősbaktériumok N körforgalomban betöltött szerepével magyarázható, ugyanis azok – számos oxidációs, illetve redukciós folyamat mellett – a denitrifikációban is részt vesznek, jelentősen befolyásolva ezzel a talajok N ellátottságát (Cabello *et al.* 2004).

Habár a mintáinkban előfordult jelentős baktérium osztályok mindegyike általánosan elterjedtnek tekinthető, bizonyos csoportok esetében látszódtak élőhelypreferenciabeli különbségek. A Bacilli taxonba tartozó baktériumok például főként az antropogénebbnek tekintett élőhelyeken fordultak elő, összhangban a Van Rensburg (2010) által leírtakkal, aki a Bacillus nemzetségbe tartozó baktériumok dominanciáját figyelte meg a városi talajokban. Ez valószínűleg kapcsolatba hozható azzal, hogy endospórákat képeznek, ami nagyfokú védelmet jelent számukra a kedvezőtlen körülményekkel (szélsőséges hőmérsékleti hatások, szárazság, toxikus anyagok stb.) szemben (De Vos *et al.* 2009). Így az olyan, emberi hatásoknak fokozottabban kitett urbán talajokon is képesek túlélni, ahol más, kitartó képlet nélküli mikrobák már nem. A Clostridia és Betaproteobacteria osztályok jelenléte ugyanakkor döntően a városi erdőfoltok talajait jellemezte. Előbbi csaknem mindenütt elterjedt (talaj, víz, emberi és állati szervezet) és széles hőmérséklet, illetve pH toleranciával bír (De Vos *et al.* 2009). Ugyanakkor a jelen esetben CaCO₃ tartalom vonatkozásában tapasztalt pozitív korreláció valószínűleg a talajok kémhatásával áll összefüggésben, ami a Clostridia osztályba tartozó neutro-, valamint alkalofil baktériumok nagyobb arányú jelenlétéről tanúskodik. Habár a Betaproteobacteria is a gyakori talajlakó baktériumok közé tartozik, Xia és mtsai (2016) szerint a magasabb nitrogéntartalmú talajokban

nagyobb arányban fordul elő. Feltehetően egyrészt ennek, másrészt a szerves anyagban gazdagabb talajoknak tulajdonítható a városi erdőfragmentum élőhelyeken megfigyelt tömegesebb jelenlétük. Fierer és munkatársai (2007) ugyanis azt találták, hogy a Betaproteobacteria abundanciáját elsősorban a rendelkezésre álló szerves szénforrás határozza meg. Az Alphaproteobacteria a savanyúbb talajú referenciaerdő élőhelyeken fordult elő leginkább, ami valószínűleg az osztályt alapvetően jellemző alacsonyabb pH optimummal magyarázható (Xia *et al.* 2016). A Planctomycetia taxonba tartozó szekvenciák is itt voltak gyakoribbak, annak ellenére, hogy – hasonlóan a többi classishoz – a legkülönbözőbb élőhelyeken megtalálhatók (Krieg *et al.* 2010). Számos fajuk a fonálféreggel él endoszimbionta kapcsolatban (Krieg *et al.* 2010), így elterjedésüket jelentősen befolyásolhatja a Nematoda fajgazdagság és abundancia is. A nagyobb avarréteggel, természetesebb növényzettel és bolygtatatlan talajokkal rendelkező referenciaerdők vélhetően gazdagabb fonálféreg faunával bírtak, ami egy magyarázata lehet az itt megfigyelt nagyobb mértékű Planctomycetia jelenlétnek. Ugyanakkor ilyen felméréseket nem végeztünk, így nem állnak rendelkezésünkre ezzel kapcsolatos adatok. Az Actinobacteria, a Spartobacteria osztállyal együtt jól elkülönült a többi baktériumcsoporttól, ám az általunk felállított élőhelykategóriák szerint nem mutatott egyértelmű habitat preferenciát. A jelenlétét leginkább meghatározó edafikus tényezők a talaj szénsavas mésztartalma és kálium mennyisége voltak. Előbbivel mutatott pozitív kapcsolata vélhetően pH igényével magyarázható, ugyanis általában nagyobb mennyiségben van jelen lúgosabb talajokban (Barka *et al.* 2016). Emellett számos vizsgálatban igazolták már, hogy bizonyos fajok esetében a Ca^{2+} ion stimulálja a légmicéliumképződést, és elengedhetetlen a Streptomyces fajok csírázásához is (Ensign 1978; Natsume *et al.* 1989; Qin *et al.* 2009). Priyadharsini és Dhanasekaran (2015) továbbá azt tapasztalták, hogy többek között a talaj káliumtartalma is kedvezően befolyásolja az Actinobacteria diverzitást, ami összhangban van az általunk megfigyeltekkel. Az Acidobacteria-6 és Thermoleophilia osztályok kapcsán ugyancsak a talaj kálium-ellátottságának kedvező hatását lehetett megfigyelni, ami nem meglepő, ugyanis a pH mellett a talaj tápanyagtartalma határozza meg leginkább a baktériumok előfordulását (Fierer *et al.* 2007; Jones *et al.* 2009; Lauber *et al.* 2009). A baktériumosztályok közül a Thermomicrobia taxonba tartozó szekvenciák jelentősebb arányban fordultak elő az urbanizáltabb (beépítettebb) élőhelyeken. Ezekről köztudott, hogy termofilek és pH optimumuk az alkalikus tartományban (8-9) található (Boone és Castenholz 2001). A városiasodottabb területek általános jellemzői voltak, hogy kis vegetáció borítottsággal és nagy beépítettséggel bírtak. A jólismert városi hősziget jelenség részben ezeknek köszönhetően alakul ki, komoly hatást gyakorolva többek között a talaj mikroklimatikus tulajdonságaira is (Pouyat *et al.* 2010). Feltételezéseink szerint a megnövekedett hőmérséklet, és a napsugárzásnak közvetlenül kitett (csupasz), meleg talajfelszín kedvező körülményeket jelentett a Thermomicrobia fajok számára. Ugyanakkor több vizsgálat során szembesültek már azzal, hogy a termofil baktériumok jelentős számban fordultak elő olyan talajokban is, ahol a hőmérsékleti viszonyok alapján jelenlétük nem volt valószínűsíthető (Marchant *et al.* 2011).

Az előbb említetteken túl további eltérések voltak megfigyelhetők az ősbaktérium- és baktériumközösségek szerveződésében. Az Archaea doménre nagymértékű beágyazottság volt jellemző, ami elsősorban a mintavételi területek közötti fajszámbeli különbségből adódott. Ez alapján elmondható, hogy hasonló fajok voltak jelen a különböző élőhelyeken, de jelentős

fajgazdagságbeli eltérésekkel. A Bacteria domén esetében ezzel szemben nagy fajgazdagságbeli egyezés mutatkozott, és az előbbiekkal ellentétben itt a fajkicserélődés mértéke volt a legmeghatározóbb. Eszerint tehát hasonló baktérium fajszám jellemezte a talajmintákat, ám jelentős fajösszetételbeli eltérésekkel.

5.1.3. Mezofauna (QBS Index, mikroarthropoda egyedszám)

A legdiverzebb mezofauna a városi erdőfoltok talajait jellemezte, szignifikánsan nagyobb QBS értékeket mutatva az erősen zavart habitatokhoz képest. Ez a különbség valószínűleg az emberi zavarás eltérő mértékéből fakad. Számos vizsgálatban igazolták ugyanis az emberi zavarás talajmikroarthropodákra gyakorolt negatív hatásait (Petersen és Luxton 1982; Crossley *et al.* 1992; Berch *et al.* 2007). Ezzel vannak összhangban Cole és mtsai (2008) eredményei is, mely szerint a diszturbancia nagymértékben csökkentette a páncélos atkák (Oribatida) és ugróvillások fajgazdagságát, diverzitását és abundanciáját. Ugyanakkor a városiasodás kapcsán nem találtunk szignifikáns összefüggést, holott a legtöbb vizsgálat az urbanizációs nyomás növekedésével is a fajgazdagság és egyedszám visszaeséséről számolt be (Eitminaviciute 2006; Gongalsky *et al.* 2010). Ennek megfelelően Santorufo és mtsai (2012) a városi nehézfémzennyezést illetően talált negatív kapcsolatot a talaj QBS indexben kifejezett biológiai minősége, és az urbanizáció között. Mindazonáltal Magro és mtsai (2013) eredményei azt mutatták, hogy a városi utak töltéséből vett talajok – a Parisi és mtsai (2005) által természetes talajok esetében tapasztaltakhoz hasonlóan – diverz talajmikroarthropoda-közösségekkel és magas QBS indexekkel voltak jellemezhetők. Ez alapján nem meglepő, hogy vizsgálatunkban a QBS indexek tekintetében a városi gyepek talajai nem különböztek szignifikánsan a természetközeli élőhelyektől. A mikroarthropoda egyedszámok esetében a vártakkal ellentétben azonban nem találtunk szignifikáns eltérést a habitatok között. A diverzitás és az abundancia mellett jelen munkában nem érintettük a közösségszerkezeti jellemzőket, ami kapcsán feltehetően relevánsabb különbségeket tapasztaltunk volna, tudniillik a földhasználat és talajkezelés, a talajtulajdonságok befolyásolásán keresztül jelentős hatással bír a talajállatok fajösszetételére (Butcher *et al.* 1971; Sousa *et al.* 2003; Gutiérrez-López *et al.* 2010).

5.1.4. Makrofauna

FÖLDIGILISZTÁK (LUMBRICIDAE)

A talált földigiliszták mindegyike a peregrin fajok közé sorolható, ami a városi faunát általában jellemezni szokta (Csuzdi 2007). Ezek a fajok ugyanis feltehetően az emberi tevékenység eredményeként terjedtek szét és váltak dominánssá. A fajgazdagságot illetően a talaj humusz- és szénsavas mézstartalmának pozitív hatását tapasztaltuk. Előbbi általánosan megfigyelt jelenség a földigiliszták esetében, ugyanis a talajban és talajfelszínen található szerves anyag alapvető élelemforrásként szolgál számukra (Edwards és Bohlen 1996; Huerta és Van der Wal 2012). Ponge és mtsai (2013) például a mezőgazdasági területek szerves trágyázásának földigilisztákra gyakorolt pozitív hatását mutatták ki, különösképp az endogeikus fajok esetében. Ayuke és mtsai (2011) ugyanakkor emellett az epigeikus földigilisztafajok vonatkozásában is hasonló eredményre

jutott, melyet elsősorban a nagymértékű szerves anyag akkumulációval magyarázott. Ezt erősíti meg Chamberlain és Butt (2008) vizsgálata is, mely során az 1 %-nál alacsonyabb szerves anyag tartalmú talajokban nem találtak földigilisztát, ellentétben a magasabb humusztartalmúakkal, ahol sok esetben nagyobb fajgazdagságot tapasztaltak. Ugyanakkor fontos kiemelni, hogy a földigiliszták, mint ökoszisztéma-mérnökök jelentős hatással vannak a talajtulajdonságokra is (Edwards és Bohlen 1996). Ez különösen igaz a talaj CaCO_3 tartalmára, ugyanis, mint ahogyan azt García-Montero és mtsainak (2013) munkája is bizonyítja, a földigiliszták mészmirigyei által termelt kalciumkarbonát szemcséknek kimutatható hatása van a talaj mésztartalmára. Vélhetően a vizsgálatunkban talált, földigiliszta fajgazdagság és talaj CaCO_3 tartalom közötti pozitív összefüggés is ennek tulajdonítható elsősorban.

A mintavétel két éve között tapasztalt szignifikáns biomassza különbség hátterében több tényező is állhat: ilyenek lehetnek például a két mintavételi időszak időjárásbeli, és ezzel szorosan összefüggésben a rendelkezésre álló források esetleges minőség- és mennyiségbeli eltérései. Továbbá fontos megjegyezni, hogy a gilisztagyűjtés nem ugyanazzal a módszerrel történt, így vélhetően a módszertani különbségek is hozzájárulhattak a két év közötti jelentős differenciához. Eredményeink szerint a formaldehides gilisztaöntés nagyobb biomassza mennyiséghez vezetett a mustárporoshoz képest. Ez összhangban van Grønstøl és mtsai (2000) munkájával és Csuzdi tapasztalataival (személyes közlés), mely szerint a formalinos öntés hatékonyabb mintavételi módszernek tekinthető. Ugyanakkor fontos megemlíteni, hogy ezzel ellentétes eredményre jutottak Singh és mtsai (2016), valamint Valckx és mtsai (2011), akik a mustárporos módszer esetében tapasztaltak nagyobb biomassza értékeket.

Ami a földigiliszta együttesek ökológiai mintázatát illeti, mintavételi évenként eltérő következtetések fogalmazhatók meg. A 2014. évi adatok alapján a beágyazottság volt a legmeghatározóbb közösségalkotó tényező, ami nagyobb fajszámbeli különbségekről és jelentős faji hasonlóságról tanúskodott a mintavételi területek között. 2015-ben ezzel szemben a fajszámbeli egyezés jelentősége volt a legnagyobb, ami elsősorban a korábbi évben tapasztalathoz képest relatíve nagy fajkicserélődéssel magyarázható. Eszerint a különböző élőhelyek földigiliszta együttesei között ugyan a fajgazdagságban többnyire nem, de a fajösszetételben annál nagyobb eltérések voltak megfigyelhetők, összevetve azt a 2014-es évvel.

CSIGÁK (GASTROPODA)

A 2015 tavaszán gyűjtött 18 csigafaj a Budapesten eddig talált fajok 12 %-át teszi ki. Alapvetően közönségesnek mondható, gyakoribb fajokat találtunk, melyek fővárosi jelenlétéről már eddig is számos előfordulási adat tanúskodott (Pintér és Suara 2004). A fajgazdagságot negatívan befolyásoló urbanizációs hatás vélhetően a városiasodással járó fokozottabb szennyezésnek tulajdonítható, számos kutatás igazolta ugyanis a szárazföldi csigák ilyen irányú érzékenységét (Van Tol *et al.* 1998; Johannessen és Solhoy 2001). Különösen veszélyes lehet számukra az emberi tevékenységből származó nehézfém terhelés, mivel azok köztudottan könnyen akkumulálódnak a szervezetükben (Berger és Dallinger 1993; Jordaens *et al.* 2006). Ugyanakkor fontos megemlíteni, hogy vizsgálataink nem terjedtek ki a talajok szennyezettségének felmérésére, így ezeket a következtetéseket fenntartással kell kezelni. Ezenkívül számos talajváltozó fajgazdagságra gyakorolt szignifikáns hatását találtuk, melyek közül a legfontosabbak a talaj kémhatása és CaCO_3

tartalma voltak. Mindkettő esetében pozitív hatást tapasztaltunk, ami nem meglepő. A szakirodalom szerint utóbbi bír a csigák szempontjából a legnagyobb jelentőséggel, köszönhetően elsősorban a Ca^{2+} és CO_3^- ionok héjképződésben és szaporodásban betöltött kiemelt szerepének (Wäreborn 1970; 1979; Martin és Sommer 2004). Számos vizsgálat számolt be arról, hogy a talaj pH egységnyi növekedésével a csigák fajgazdagsága átlagosan 2-5 fajjal gyarapodott (Valovirta 1968; Cameron 1973; Waldén 1981; Millar és Waite 1999). A talaj kémhatása az előbb említett ionokon kívül számos tápanyag, valamint toxikus elem felvételét is nagymértékben befolyásolja (Martin és Sommer 2004). Ugyanakkor a pH mellett számos, az élőhely minőségét alapjaiban meghatározó tényező hatása is érvényesül, úgymint például a talajnedvesség, az avarvastagság vagy a holt- és élőfa mennyisége (Burch 1955; Locasciulli és Boag 1987; Kappes *et al.* 2006). Ezt támasztják alá eredményeink is, ami szerint az erősen zavart, ruderalis élőhelyek szignifikánsan kisebb csigafajszámmal voltak jellemezhetők, mint azt a városi erdőfragmentumok esetében tapasztaltuk, ahol az előbb említett feltételek adottak voltak. Az átlagolt ritkasági indexek alapján elmondható, hogy azok a talaj kémhatásának és kötöttségének növekedésével pozitív irányban változtak. Tehát a ritkábbnak tekinthető fajok a lúgosabb és nagyobb Arany-féle kötöttségi értékkel jellemezhető talajokat részesítették előnyben, ami a már említett okokkal állhat összefüggésben. Utóbbi elsősorban a talajnedvességre gyakorolt hatásán keresztül bír rendkívüli jelentőséggel: a nagyobb agyagtartalmú talajok ugyanis általában kedvezőbb vízháztartással, és emellett jobb tápanyag-szolgáltató képességgel rendelkeznek (Stefanovits *et al.* 1999).

A csigaközösségek szerveződésében a β diverzitás bizonyult a legdominánsabbnak, ami a jelentős fajgazdagságbeli különbségekből és fajkicserélődésből adódott. Tehát a mintavételi helyek a fajszám mellett a fajösszetételben is mutattak eltéréseket.

SZÁRAZFÖLDI ÁSZKARÁKOK (ISOPODA: ONISCIDEA), IKERSZELVÉNYESEK (DIPLOPODA)

A talált három szárazföldi ászkarák- és 13 ikerszelvényesfaj a főváros egész területére kiterjedő vizsgálatok alapján a ma ismert budapesti fauna 11, illetve 50 %-át jelenti (Korsós 1992; Korsós *et al.* 2002; Vilisics és Hornung 2008; 2009). A Diplopoda fajok száma nem tér el a városi területeken megszokottól, megközelíti a Vilisics és mtsai (2012) által megállapított 14-26 közötti átlagot. Loksa (1966) budai karsztbokorerdőkre is kiterjedő tanulmánya 12 fajról tesz említést, melyből hét faj a mi gyűjtéseink során is előkerült. Ezzel ellentétben a szárazföldi ászkarák fajgazdagsága alacsonyabb volt a vártakhoz képest, ugyanakkor Loksa (1966) átlagosan két Isopoda fajt talált a Hársbokor-, Fekete-, valamint Kis-Szénás hegyeken kijelölt tölgybokorerdőkben. A gyűjtések számának és/vagy idejének növelése vélhetően több faj kimutatására nyújtott volna lehetőséget, ugyanis az eddigi faunisztikai felmérések alapján jelentősen nagyobb Isopoda fajgazdagság valószínűsíthető a mintavételi területekről (Vilisics és Hornung 2008; 2009; Kásler 2017). Feltehetően ez a kis fajszám az oka annak, hogy az ászkarák fajgazdagságot illetően egyik vizsgált változó sem bizonyult szignifikánsnak. Mindazonáltal az ikerszelvényesek vonatkozásában az urbanizáció és emberi zavarás negatív hatását tapasztaltuk, ami megerősíti számos kutatás eredményét, mely szerint a városok körüli, ún. szuburbán területek magasabb diverzitással jellemezhetők (Enghoff 1973; Mwabvu 2007; Bogyó *et al.* 2015). Azonban több olyan vizsgálat is napvilágot látott, ahol ezzel ellentétes tendencia volt megfigyelhető. Bogyó és Korsós (2009), valamint Vilisics és Hornung (2009) például nagyobb

fajgazdagságot találtak a városiasodottabb területeken, jelentős fajösszetételbeli különbségeket tapasztalva a természetközeli és urbán élőhelyek között. Ritkán endemikus fajok is előkerülhetnek (pl. *Cylindroiulus verhoeffi*, Vilisics *et al.* 2012) ezeken a területeken, mint ahogy azt a *Brachydesmus daday* esetében jelen vizsgálatban is tapasztaltuk. Ez a faj ugyanis bennszülött a Kárpát-medencében és viszonylag kevés előfordulási adat áll rendelkezésre az elterjedését illetően (Korsós 1998). Ennek ellenére azonban szinantrop élőhelyekről is előkerült már (Korsós 1992).

A városiasodás mellett két talajparaméter befolyásolta szignifikánsan a Diplopoda fajgazdagságot, a talajok kötöttségével negatív, míg nitrogén-ellátottságával pozitív irányú összefüggést mutatva. Előbbi összefüggést az ikerszelvényesek élőhelyigényével és egyedfejlődési jellemzőivel, a talaj felső rétegeiben kialakított kamrák ugyanis a tojásrakás, a vedlés és a nyugalmi időszak alapvető helyszíneiként szolgálnak (Hopkin és Read 1992). A talaj fizikokémiai tulajdonságai tehát kiemelkedő jelentőséggel bírnak a legtöbb ezerlábú számára, amit többek között Kime és Wauthy (1984) vizsgálatai is alátámasztottak. Eszerint ugyanis a lazább szerkezetű, morzsalékos talajok kedvezőbb lehetőséget biztosítanak a járatok és kamrák készítéséhez, elősegítve az ikerszelvényesek tömegesebb előfordulását, mint a nagyobb agyagtartalmú, kötöttebb talajok, melyek kevésbé átjárhatóak. A talaj nitrogéntartalma és a Diplopoda fajgazdagság közötti pozitív kapcsolat háttérben elsősorban az ikerszelvényesek táplálkozási preferenciája és fiziológiai sajátosságai állhatnak. Köztudott, hogy a holt növényi anyag kémiai összetétele nagymértékben befolyásolja a detritivórok fajgazdagságát és abundanciáját. Mivel azok a nitrogénben gazdag holt növényi anyagokat fogyasztják szívesebben (Wittich 1943; Dunger 1958; Sakwa 1974; Hättenschwiler és Gasser 2005), nagyobb számban fordulnak elő a magasabb N mennyiségű detritusszal jellemezhető területeken. Az avarminőség és a talajtulajdonságok azonban nem kezelhetők egymástól függetlenül, ugyanis azok oda-vissza hatnak egymásra. González és mtsai (2012) eredményei szerint például a N-ben gazdagabb avarral bíró élőhelyek talajainak a nitrogén-ellátottsága is nagyobb. Ugyanakkor a növényi anyagból származó nitrogén mellett a talaj ízeltlábúak is jelentős N forrásnak tekinthetők, ugyanis azok, anyagcseretermékeiken keresztül nagymennyiségű nitrogént juttatnak a talajba, befolyásolva annak fizikokémiai jellemzőit (Ineson *et al.* 1982; Persson 1989; Setälä *et al.* 1990; Teuben és Verhoef 1992; Cárcamo *et al.* 2001; Pramanik *et al.* 2001).

A csigákhoz hasonló módon alakult a szárazföldi ászkarákok és ikerszelvényesek közösségi mintázata is, ami elsősorban a magas β diverzitásban nyilvánult meg. Itt azonban a fajkicserélődés hangsúlyosabb volt a fajszámbeli különbségekhez képest, ami a mintavételi területek közötti fajösszetételbeli, mintsem fajgazdagságbeli eltéréseiről tanúskodik.

5.1.5. Dekompozíciós vizsgálat: Tea Bag módszer

A városi gyepeken és erősen zavart élőhelytípusokon megfigyelt gyorsabb tömegcsökkenés valószínűleg elsősorban a gazdagabb mikrobiális közösségek jelenlétének, és a fokozottabb enzimaktivitásnak volt köszönhető. Emellett kiemelést érdemel még azok közösségi összetétele is, ugyanis köztudott, hogy a kompozícióbeli eltolódások, változások jelentős hatással lehetnek az ökoszisztémák működésére is (Cookson *et al.* 2007). A szervesanyag-bomlásért ugyanis döntően ezek a talajorganizmusok tehetők felelőssé, egyfajta regulátorként funkcionálva a biogeokémiai

folyamatokban (Swift *et al.* 1979). Számos vizsgálat bizonyította, hogy a diverzebb mikrobiótával, illetve komplex enzimszettel bíró talajok intenzívebb biodegradációval jellemezhetők (Salonius 1981; Smith *et al.* 1995; Horwath *et al.* 1996; Schimel és Weintraub 2003). Eredményeink összhangban vannak a Pouyat és mtsai (1997) által tapasztaltakkal, akik magasabb dekompozíciós rátákat találtak az urbánusabb élőhelyeken, mint az antropogén hatásoknak kevésbé kitett városszéli habitatokban. Ezt tovább erősíti az a tény is, mely szerint az urbánus élőhelyeken megfigyelt magasabb talaj pH különösen kedvez a mikrobiális dekompozíciónak (Vance és Chapin III 2001). Ez gyorsabb anyagciklusok létét valószínűsíti, ami különös tekintettel a karbonkörforgás és a globális felmelegedés közötti kapcsolatra, további figyelmet érdemel. A fokozottabb dekompozíció eredményeként ugyanis megnövekszik a talajrespiráció, ami hozzájárul a légköri széndioxid koncentráció növekedéséhez (Swift *et al.* 1979). Decina és mtsai (2016) ennek megfelelően városi élőhelyeken tapasztalt intenzív talajlégzésről, így jelentős szénbocsátásról számoltak be, ami ugyan közvetett módon, de igazolja eredményeinket. Ugyanakkor ezzel ellentétes példák is találhatóak: Gros és mtsai (2004) szerint ugyanis az emberi zavarás mértékének növekedése a lebontási ráták csökkenéséhez vezet.

5.1.6. Talaj biodiverzitás – szervesanyag-bomlás kapcsolat

Vizsgálatunkban bebizonyosodott, hogy a talajban játszódó szervesanyag-bomlás intenzitásának meghatározásában a talaj biológiai sokfélesége rendkívüli jelentőséggel bír. A felszín alatti biodiverzitás ökoszisztémák stabilitásában (rezisztencia és reziliencia), multifunkcionalitásában betöltött meghatározó szerepét egyre több tudományos eredmény igazolja (Awasthi *et al.* 2014; Wagg *et al.* 2014; Lefcheck *et al.* 2015). A biodiverzitás – funkció közötti pozitív kapcsolat számos kutatásban bizonyítást nyert, azonban ez, kontextustól függően nagy változatosságot mutat (Nielsen *et al.* 2011). Mindez feltehetően a vizsgálati lehetőségek korlátozott voltának is tulajdonítható: a talaj biológiai sokfélesége, és az ökoszisztéma funkció között pozitív kapcsolatot ugyanis döntően az irreálisan alacsony diverzitással jellemezhető kísérleti elrendezések esetében tapasztaltak.

A dekompozíció vonatkozásában a biodiverzitás csökkenés leggyakrabban a folyamatok negatív irányú változását eredményezi (Wagg *et al.* 2014; de Graaff *et al.* 2015). Wagg és mtsai (2014) manipulációs kísérletében például azt találta, hogy a talaj biodiverzitás fokozatos csökkenésével a szervesanyag-bomlás mértéke jelentősen visszaesett. Ez különösen igaz volt a legfontosabb funkcionális csoportok kiesésére, ami megerősíti azt az elképzelést, mely szerint a dekompozícióban kiemelt jelentőséggel bíró, ún. kulcsfajok jelenléte a meghatározó. Vizsgálatunk eredményei összhangban állnak ezzel, ugyanis amellett, hogy a szervesanyag-bomlás, és a talaj biodiverzitás között pozitív kapcsolatot találtunk, a dekompozícióban központi szerepet betöltő lebontó élőlénycsoportok bizonyultak a legrelevánsabb tényezőknek. A mikroorganizmusok diverzitása, a mikroarthropodák abundanciája, valamint a földgiliszták fajgazdagsága ugyanis külön-külön is nagymértékben befolyásolta a biodegradációs folyamatok gyorsaságát. A mikrobióta ezzel kapcsolatos szerepe már jól ismert. A szakirodalmi adatok szerint a teljes szervesanyag-dekompozíció mintegy 90 %-áért ezek az organizmusok felelősek, komplex enzimszereik ugyanis lehetővé teszik, hogy alkotóira bontsák az összetett molekulákat (Swift

et al. 1979). Ehhez azonban elengedhetetlenül fontos, hogy a talajgerinctelenek megteremtsék a mikrobiális dekompozícióhoz szükséges feltételeket, amit elsősorban a detritusz megfelelő méretre aprításával, valamint a mikrobiális propagulumok terjesztésével valósítanak meg (pl.: Seastedt 1984; Lussenhop 1992). Nem meglepő tehát, hogy a mikroarthropodák egyedszámának növekedésével nagyobb lebontási ráta volt megfigyelhető. Tudniillik ehhez hasonló eredményekre jutott a legtöbb ilyen irányú vizsgálat is (pl.: Seastedt 1984; Heneghan *et al.* 1999; Moore *et al.* 2004). A földigiliszták jelentősége talán még ennél is nagyobb, ugyanis ökoszisztéma-mérnökök lévén nemcsak a növényi maradványok fogyasztásával, elkeverésével, inokulálásával segítik elő a biodegradációt, de környezetük nagyfokú befolyásolásával az egész lebontó alrendszerre rendkívüli hatást gyakorolnak (Lavelle *et al.* 1997; Bertrand *et al.* 2015). Tehát ezek a szervezetek a szárazföldi ökoszisztémák tápanyagforgalmában a biogeokémiai ciklusok egyfajta hajtóerejeként szolgálnak.

5.2. Az extrém aszály hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-lebontásra (ExDRain-Projekt, Fülöpháza)

5.2.1. A mikrobióta és szervesanyag-bomlás

A talaj mikroorganizmusok a biogeokémiai ciklusok szabályozásán keresztül jelentős hatással vannak a globális felmelegedésre is. A mikrobaközösségek összetételében és a mikrobiális aktivitásban bekövetkező változások tehát elengedhetetlenül fontos ökológiai következményeket is magukban hordoznak. Továbbá fontos megemlíteni, hogy a klímaváltozás eredményeképp vélhetően nőni fog az olyan szélsőséges időjárási események gyakorisága, mint az extrém aszály, így ezek talajmikroba-közösségekre, valamint azok tevékenységére gyakorolt hatásának mélyebb megismerése kiemelt cél kell, hogy legyen. Jelen kutatásban egy csaknem öt hónapig tartó extrém aszály hatását vizsgáltuk a talaj mikrobiótára, és a talajban játszódó holt növényi anyag lebontására egyéves periódusban.

A bakteriális közösségi elemzések eredményei egyértelműen igazolták az extrém aszálykezelés középtávú hatásait. Hat hónappal a csapadékkizárás megszűnése után is jól látható különbségek voltak detektálhatók a kontroll és kezelt parcellák talajainak baktériumközösségében. Ennek hátterében valószínűleg az áll, hogy mire a talajnedvesség a normális szintre visszaállt (kb. 2-3 hónappal a tető eltávolítás után), addigra a talajhőmérséklet jelentősen visszaesett (kb. 5-10 °C). Ez vélhetően nagymértékben visszavetette a baktériumközösségek readaptációját. Mindazonáltal annak ellenére, hogy a közösségszerkezeti különbségek még kimutathatók voltak, a bakteriális α diverzitás esetében nem (vagy csak marginálisan) volt szignifikáns a szárazságkezelés hatása. Ez összhangban van Castro és mtsai (2010) eredményeivel, akik azt találták, hogy a közösségi összetétellel ellentétben, az α diverzitás indexek tekintetében nem mutatkozott jelentős különbség a száraz, illetve nedves kísérleti parcellák talajainak baktériumközösségében.

Az SDR szimplex diagram alapján erős fajgazdagságbeli egyezés mutatkozott a baktériumközösségek között. Az adatok eloszlása az ún. tökéletes grádiens modellel jellemezhető leginkább, ami fajösszetételbeli átfedést, állandó fajgazdagságot és egy konstans mértékű változást jelent egy feltételezett ökológiai grádiens (térbeli vagy időbeli) mentén (Podani és Schmera 2011). Ugyanakkor eredményeink nagyobb β diverzitást mutattak a kontroll, és aszálykezelt talajok baktériumközösségeinek páronkénti összehasonlítása esetén, ami a közöttük lévő kisebb mértékű hasonlóságra utal. Ez valószínűleg az extrém szárazság következtében történt közösségszerkezeti átrendeződéseknek volt köszönhető.

Keiblinger és mtsai (2010) szerint a mikrobiális közösség szerkezetét érintő átalakulás a szervesanyag-bomlási rátában bekövetkező változásokhoz vezethet. Ahogy az várható volt a mikrobiális tevékenység (szervesanyag-dekompozíció) a csapadékkizárás következtében jelentősen visszaesett, szignifikánsan kisebb mértékű tömegcsökkenést eredményezve a szárazságkezelt parcellák talajaiban. Ugyanakkor nem találtunk szignifikáns kapcsolatot a bakteriális diverzitás és a dekompozíció között. Hooper és mtsai (2005) szerint a szervesanyag-bomlási folyamatok a mikrobiális közösségi összetételhez képest szorosabb összefüggést mutatnak az abiotikus tényezőkkel, úgymint a nedvességgel vagy a hőmérséklettel. Hasonlóan az

eredményeinkhez Griffiths és mtsai (2001) is azt igazolták, hogy a dekompozíciót nem befolyásolja jelentősen a mikrobiális diverzitás leromlása. Napjainkra már jól dokumentált az a jelenség, hogy a vízhiány számos mikrobacsoport metabolikus aktivitásának visszaesését okozza (Schimel *et al.* 2007; Manzoni *et al.* 2012). Carson és mtsai (2010) eredményei szerint a csökkenő talajnedvesség hatására módosul a mikrobiális közösség összetétele, ami többek között a baktériumok mobilitásának és a szubsztrát diffúziós ráta csökkenésének köszönhető.

Vizsgálatunk során az extrém aszályt követően a dekompozíciós ráták növekedését tapasztaltuk a szárazságkezelt parcellákban, ami vélhetően a talajok újranedvesülése után bekövetkező ún. Birch-effekt eredménye volt (Birch 1958). Ez nem jelent mást, mint a száraz talajok átmedvesedése után tapasztalt dekompozíciós ráta növekedést, CO₂ és szerves N felszabadulása kíséretében. A jelenség háttere még nem teljesen világos, azonban számos hipotézis (pl.: metabolikus hipotézis, fizikai hipotézis) született a témában, amik magyarázatul szolgálhatnak (Göransson *et al.* 2013).

Az aszálykezelés átstrukturálta a talajok mikrobaközösségét: a kedvezőtlen feltételekhez kevésbé jól alkalmazkodó, érzékenyebb fajok háttérbe szorultak, míg hő- és szárazságtoleráns csoportok jelentek meg, illetve kerültek előtérbe (Manzoni *et al.* 2012). A shotgun metagenom szekvenálás révén fény derült arra, hogy jelen vizsgálatban az extrém aszály milyen módon befolyásolta a talajmikrobiótát. A szárazság hatása a gombákon volt a legszembetűnőbb, ugyanis, főként az *Aspergillus* és *Penicillium* nemzetségek visszaszorulásának köszönhetően, nagymértékben lecsökkent azok száma. Másrészt néhány, tipikusan növénypatogén gomba nemzetség, úgymint például *Phaeosphaeria* és *Pyrenophora* (mindkettő a *Dothideomycetes* osztályba tartozik) tömegesebb megjelenése volt észlelhető a vizsgált XC parcella talajában. A gombáknál megfigyelt drasztikus változások többek között azért is érdekesek, mert a szakirodalomban elfogadott általános vélekedés szerint a baktériumokhoz képest nagyobb rezisztenciát tanúsítanak a szárazsággal szemben. Ez valószínűleg elsősorban hifáiknak, illetve fiziológiai jellegzetességeiknek köszönhető. Ugyanis a gombák könnyebben elérik a talajpórusokon keresztül a vizet, és gyorsan tudják kolonizálni a könnyen hozzáférhető C forrásokat. Emellett – a prokariótákhoz hasonlóan – ozmotikus molekulák akkumulációja révén képesek szabályozni a sejtjeik nyomását is (Harris 1981; Torsvik és Øvreas 2008; Strickland és Rousk 2010). Mindezek ellenére Kaisermann és mtsai (2015) azt találta, hogy a gombák érzékenyebben reagálnak a talajnedvesség kismértékű (nem szélsőséges) ingadozására, mint a baktériumközösségek. Ez azonban tulajdonítható a két mikroba csoport eltérő habitat preferenciájának is. A gombák ugyanis elsősorban a talaj nagyobb pórusaiban élnek, amik vízhiány esetén először száradnak ki, míg a baktériumok általában a kisebb, de szárazság stressznek jobban ellenálló (így később kiszáradó) pórusokban fordulnak elő. Ezt erősítik a vizsgált talajok baktériumközösségeiben megfigyelték is. Az *Actinobacteria* osztályba tartozó metagenom szekvenciák csökkenését eredményezte az extrém aszály, ami elsősorban a *Streptomyces* és *Mycobacterium* nemzetségek drasztikus visszaesésének volt köszönhető. Azonban bizonyos, ugyanehhez az osztályhoz tartozó nemzetségek (pl.: *Rubrobacter* és *Conexibacter*) esetében nem volt megfigyelhető semmilyen, szárazság hatására bekövetkező változás. Ez a jelenség egyrészt vélhetően az említett nemzetségek fiziológiájának eltérő voltával magyarázható: a *Streptomyces* taxonok (és bizonyos *Mycobacterium* spp. is) micéliális

növekedést mutatnak, míg a törzsfajlás során legkorábban elágazó, az ún. ‘deeply branching’ Actinobacteria csoportok, mint amilyen a Rubrobacter és Conexibacter is, pálcika- vagy gömbalakú sejtekből állnak (Monciardini *et al.* 2003; Albuquerque *et al.* 2014). Köztudott, hogy deszikkáció következtében a micéliális prokarióták vegetatív hifái gyorsan sérülnek (Williams *et al.* 1972), így például jelen esetben a pálcika- vagy gömbalakú sejtstruktúra kedvezőbb lehetőséget nyújt a kiszáradás elleni védekezéshez. Egy másik lehetséges ok, hogy az Actinobacteria ezen képviselői gyorsabban readaptálódtak az extrém aszályt követően, így esetükben hat hónap elteltével már nem voltak észlelhető különbségek. Ez vélhetően nagyobb rezilienciájuknak volt köszönhető: elég életképesek maradtak a száraz időszakban ahhoz, hogy gyorsabban reagáljanak a környezeti stresszre. Ráadásul a Rubrobacteridae alosztály számos képviselője száraz talajokhoz kötődik (pl.: Rubrobacter, Conexibacter, Solirubrobacter, Patulibacter nemzetségek), és különösen néhány Rubrobacter faj extrém fokú toleranciát mutat a kiszáradással szemben (Holmes *et al.* 2000; Neilson *et al.* 2012; Albuquerque *et al.* 2014). Másik figyelemre méltó változás volt az Acinetobacter nemzetség extrém aszály hatására történő nagymértékű visszaesése. A génusz számos faja a fűfélék (Poaceae család, pl.: Triticum, Pennisetum fajok) rizoszférájában található mikrobaközösség jellemző tagja (Sachdev *et al.* 2010; Rokhbakhsh-Zamin *et al.* 2011). Ezek a baktériumok növényi növekedést segítő jellemzőkkel bírnak, úgymint a nitrogén fixáció, sziderofór termelés vagy az ásványok szolubilizációja. A növények pedig, gyökérváladékaikon keresztül azokat vízoldható cukrokkal, amino- és szerves savakkal látják el, amik elengedhetetlenül fontosak a mikrobiális növekedéshez. Tehát az Acinetobacter nemzetség visszaszorulásához vélhetően nagymértékben hozzájárult az extrém aszály hatására bekövetkező növényzet pusztulás is, ugyanis a főként *Festuca vaginata* és *Stipa borysthénica* (Poaceae családba tartozik mindkettő) által dominált vegetáció a kezelt parcellákban csaknem teljesen kiszáradt.

A mikrobaközösség Archaea doménjébe tartozó ősbaktériumokat kevésbé befolyásolta az extrém aszály. A főként ammónia-oxidáló Thaumarchaeota törzs képviselői a szárazság stressz ellenére is dominánsak maradtak. Habár a törzsbe tartozó fajokat már tengerből és szárazföldről is izolálták, ökológiai igényeikről még kevés tudásunk van. Mindazonáltal Hong és Cho (2015) a talajban élő Thaumarchaeota-k jelenlétét befolyásoló környezeti változók vizsgálata során azt találta, hogy elsősorban az alacsony nedvességigényű élőhelyeket kedvelik, illetve jól viselik a szárazságot. Megfigyeléseink alátámasztják ezt a feltevést.

A shotgun metagenom szekvenálás eredményeiből tehát összességében megállapíthatjuk, hogy a deszikkáció főként a micéliális növekedést mutató taxonokat (Aspergillus, Streptomyces stb.) viselte meg, és azokat, amelyek a rizoszférában élnek, nagymértékben függve gazdanövényük állapotától (Acinetobacter). Ezzel ellentétben a kiszáradást jól toleráló taxonok (‘deeply branching’ Actinobacteria és Thaumarchaeota) csaknem változatlanul vészték át a mintegy öt hónapos csapadékkizárást.

Jelen kutatásban bizonyítást nyert, hogy a vízhiány, még hat hónap elteltével is közvetlen következményekkel jár a talajmikrobiótára, annak kompozíciójára, valamint működésére egyaránt. Eredményeink összhangban vannak azon korábbi munkákkal, melyek a klimatikus tényezők talajszervesanyag-háztartására gyakorolt hatásait vizsgálták. Habár a szervesanyag-dekompozíció és a bakteriális diverzitás közötti pozitív kapcsolat nem nyert igazolást jelen kutatásban, a talaj mikroklimatikus tényezők (talajnedvesség és -hőmérséklet) ingadozásának

ezekre való hatása vitathatatlan. Mindennek ellenére további mikrobaközösséggel kapcsolatos vizsgálatok szükségesek a szervesanyag-lebontási folyamatok háttérének teljes felderítésére. Összességében rávilágítottunk a klímaváltozással kapcsolatos terepkísérletek kapcsán a talajmikrobióta fontosságára, aminek segítségével képet kaphatunk többek között a szélsőséges időjárási események anyagkörforgásra gyakorolt esetleges hatásairól, valamint következményeiről.

5.2.2. Mezo- és makrofauna

A mintavételi területen tapasztalt ugróvillás-fajgazdagság hasonló a szakirodalomban eddig leírt adatokhoz. A Duna-Tisza-köze ugróvillás faunájáról már számos tanulmány beszámolt, azonban ezek jórésze erdei élőhelyekre fókuszált (Traser és Csóka 2001; Traser 2002; Traser és Horváth-Szováti 2004; 2006). A Kiskunsági Nemzeti Park területén található különböző élőhelyek ugróvillás fajairól szóló egyik legkorábbi mű Loxsa (1987) nevéhez fűződik. Az ebben leírt 33 fajból 10-et mi is megtaláltunk a mintavételi területünkön. Az előbbiekkal ellentétben Horváth és Nacsa (1982), illetve Hornung (1985) munkája kimondottan a bugaci homokpusztagyepék Collembola faunájának feltérképezésére korlátozódott: hét, valamint – hozzánk hasonlóan – 13 fajt találva a talajcsapdázásaik során. Eredményeink nem teljesen fednek át Hornung (1985) fajlistájával: a korábban általa leírt fajoknak ugyanis csak alig több mint felét sikerült jelen vizsgálatban kimutatni. Ez valószínűleg a homokpusztagyepék nagyfokú térbeli heterogenitásával magyarázható elsősorban: a homokbuckák közti mélyedésben vagy a buckatetőn ugyanis egymástól nagymértékben eltérő mikroklimatikus körülmények uralkodhatnak, amik ezen élőlények előfordulása szempontjából meghatározó jelentőséggel bírnak (Hopkin 1997). A legdominánsabbnak szezonról függően az *Entomobrya nigriventris* és *Brachystomella curvula* fajok bizonyultak. Előbbi vonatkozásában Hornung (1985) is hasonlót talált, utóbbiról azonban módszertani problémákra hivatkozva nem közölt adatokat. Egy kivétellel mindegyik általunk gyűjtött fajt leírták már a Kiskunságban (Dányi és Traser 2007). Az *Orchesella taurica* azonban a hazai faunára új faj, melynek magyarországi előfordulásáról ezidáig nem volt adat (Dányi és Traser 2007).

A talajfelszíni makrodekomponáló gerinctelenek közül csak a *Megaphyllum unilineatum*-ot sikerült kimutatni a mintavételi területen. Ez összhangban van Vajda és Hornung (1991) eredményével, akik kiskunsági vizsgálataik során ugyancsak ezt az egy ikerszelvényes fajt találták. A *M. unilineatum* széles tűrőképességgel bíró, xerotoleráns, generalista faj, ami az ország csaknem minden pontján megtalálható (Korsós 1994). Talajcsapdázásaink során azonban szárazföldi ászkarákok nem kerültek elő. Mindazonáltal Hornung (1992) adatai szerint két xerofil/xeroterm faj, nevezetesen az *Armadillidium vulgare* és *Trachelipus nodulosus* előfordulnak Bugacon, így azok jelenléte a fülöpházi területen is valószínűsíthető. Ugyanakkor fontos megjegyezni, hogy a szárazföldi ászkarákok és az ezerlábúak kismértékben tolerálják a szárazságot, így nagy fajgazdagság nem várható ezeken az élőhelyeken.

5.3. Az ugaroltatás hatása a talaj biodiverzításra és a szervesanyag-bomlásra

5.3.1. I. vizsgálat: Az ugaroltatás hatása a talajfelszíni makrodekomponáló gerinctelenekre (2008. évi vizsgálat, Hevesi-sík)

A vizsgálat során talált ászkarák és ikerszelvényes fajgazdagság jól jellemzi a régió fajszám- és fajösszetételbeli viszonyait. A legtöbb esetben 1-3 ászka-, valamint 1-2 ikerszelvényes faj kerül elő Magyarország gyepekkel, illetve agrárélőhelyekkel tarkított alföldi területein (Hornung és Korsós, publikálatlan eredmények). A fajtelítődési görbe szerint a makrodekomponálók fajgazdagsága az ugarterületeken nagyobb volt a búzaterületekhez képest. Ugyanakkor a gyepek esetében a görbe nem éri el az aszimptotát, ami azt valószínűsíti, hogy ezekről az élőhelyekről vélhetően még kerültek volna elő újabb fajok.

Eredményeink szerint az ugarok nagyobb ászkarák fajgazdagsággal és abundanciával voltak jellemezhetőek, mint a búzaterületek. A mezőgazdasági kezelések (agrokemikáliák használata, szántási munkák) hiánya és a bolygatás minimalizálása olyan természetközeli élőhelyeket eredményeznek, amik kedvező körülményeket biztosítanak a talaj makrofauna számára (Smith *et al.* 2008). Ez összhangban van Paoletti és Hassall (1999) eredményeivel, akik intenzív kezelésű mezőgazdasági területeken csökkent ászka diverzitást és abundanciát tapasztaltak. A herbicidek alkalmazása következtében ugyanis csaknem teljes mértékben kiirtották az ászkák számára kiemelt táplálékforrást nyújtó kétszikű növényeket, melyek bizonyos vizsgálatok szerint minőségileg jobb élelmet ('good quality food') jelentenek ezen élőlények számára (Rushton és Hassall 1987).

Fontos kiemelni, hogy a holt növényi anyag jellemzői, és annak minősége (C:N arány, lignin tartalom) mindkét vizsgált taxon esetében kiemelkedő jelentőséggel bírnak (Seeber *et al.* 2009; Gerlach *et al.* 2014). Az ikerszelvényesek abundanciáját is negatívan befolyásolja az intenzív mezőgazdasági kezelés, azonban ez függ az adott táj összetételétől is (Diekötter *et al.* 2010). Ugyan jelen munkában nem végeztünk tájkompozíciós felmérést, annyi azonban bizonyos, hogy nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget az ugar és búzaterületek között az ikerszelvényesek egyedszámát illetően. A két taxon eltérő habitat preferenciája feltehetően fiziológiai okokkal magyarázható elsősorban: az ikerszelvényesek az ászkákhöz képest kevésbé érzékenyek a mikroklimatikus hatásokra és jobban ellenállnak a szárazságnak (Morón-Ríos *et al.* 2010). Tehát a talaj hőmérséklete és nedvességtartalma, mint fő abiotikus háttérváltozók, kiemelt jelentőséggel bírnak a kérdéses talajgerinctelenek jelenlétének, illetve abundanciájának befolyásolásában, és ez különösképp igaz a szárazföldi ászkarákok esetében. Mindkét taxonra érvényes, hogy exoszkkeletonjuk könnyen átereszti a vizet, ezért a kiszáradás veszélye miatt előfordulásuk a magasabb páratartalmú, nedvesebb élőhelyekre korlátozódik (Warburg *et al.* 1984; Warburg 1987; 1993; Hopkin és Read 1992). Feltételezéseink szerint az ugarterületeket jellemző kedvezőbb körülmények főként az ott uralkodó nagyobb növénydiverzitásnak és komplexebb vegetáció szerkezetnek tulajdoníthatók. Amellett, hogy jobb minőségű táplálékforrást szolgálnak, megfelelő élőhelyet/menedéket ('shelter sites'; Rushton és Hassall 1987) nyújtanak a talajfelszíni makrodekomponáló gerinctelen együttesek számára. Ez összhangban van Birkhofer és mtsai

(2011) munkájával, akik azt tapasztalták, hogy a talajfauna táplálkozási aktivitását pozitívan befolyásolja a pillangósok és fűfélék fajgazdagsága.

Ami az ugarok korhatását illeti, hasonló eredményeket kaptunk több, a témában született korábbi kutatással (Corbet 1995; Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011). Ugyanakkor az ikerszelvényesek a kétéves ugarterületeken fordultak elő a legtömegesebben, ami más tanulmányok eredményeivel mutat összhangot (Gathmann *et al.* 1994; Steffan-Dewenter és Tscharrntke 1997; 2001). Fontos azonban megjegyezni, hogy emögött elsősorban egy faj, a *Leptoiulus cibdellus* tömeges előfordulása áll. Tanulmányunkban csak az ikerszelvényesek esetében igazolódott be az idősebb ugarok szomszédos búzaterületekre gyakorolt jótékony hatása. Az ugaroltatással kapcsolatos, megnövekedett egyedszám valószínűleg az ugarok túlcserélődés hatásának, az ún. 'spill-over' effektnek volt tulajdonítható, még ha az – valószínűleg a vizsgált élőlények kis diszperziós képességének köszönhetően – nem is volt kifejezett (Hopkin és Read 1992; Warburg 1993).

Vizsgálatunkban rávilágítottunk azokra a közös, mindkét taxon elterjedését befolyásoló tényezőkre, amit hasonló habitatpreferenciájuk tett lehetővé. Mindazonáltal számos esetben különböző reakciót tapasztaltunk mind a növényfajgazdagság, mind a növényborítottság, mind pedig az élőhelytípus hatásait illetően. A fajonkénti különbségek is kirajzolódtak, olykor teljesen ellentétes élőhelyigényről téve tanúbizonyságot. Ilyenek például a *L. cibdellus* és a *B. bagnalli* fajok kapcsán tapasztaltak: előbbi főként az ugar-, míg utóbbi a búzaterületeken volt megtalálható. Ezt az eltérő élőhelypreferenciát korábbi munkák eredményei is igazolják, melyek szerint a *L. cibdellus* a természetközeli élőhelyeket részesíti előnyben, míg a *B. bagnalli* egy széles habitat preferenciájú faj, ami előfordul a száraz gyepektől kezdve az ártéri erdőkön át az emberi hatások által dominált, zavart élőhelyekig egyaránt (Schubart 1934; Blower 1985). Az ászkarákat illetően nem találtunk ilyen éles ellentétet a fajok között: mind az *Armadillidium vulgare*, mind a talált Trachelipus fajok széles toleranciájú, generalista fajoknak tekinthetők, melyek a természetközeli élőhelyektől a zavartabbakig szinte bárhol megtalálhatók Magyarországon (Vilisics *et al.* 2007; Hornung *et al.* 2008).

Az SDR szimplex analízis eredményei szerint az Iso- és Diplopoda együttesek közösségi mintázatát magas β diverzitás jellemezte, ami főként a nagymértékű fajszámbeli különbségekből adódott. Eszerint tehát nagy fajgazdagságbeli eltérések mutatkoztak az élőhelyek között, ami ugyancsak arra utalhat, hogy a makrogerinctelenek diverzitását jelentősen befolyásolja a habitatok milyensége. Némi különbség annyiban mutatkozott a két taxon között, hogy az ikerszelvényesek esetében a fajkicserélődés nagyobb jelentőséggel bírt. Az ászkarákok vonatkozásában ezzel szemben a hasonlóságnak volt jelentősebb szerepe, ami esetükben hasonlóbb fajösszetételt valószínűsít a mintavételi területeken.

Kutatásunk felhívja a figyelmet az ugargazdálkodás talajfelszíni gerinctelenekkel kapcsolatos rendkívüli jelentőségére. A bemutatott eredmények alátámasztják az ugaroltatás hatékonyságát a nagyobb fajgazdagság elérését illetően. Az ugarok természetközeli élőhelyként funkcionálnak és – különösképpen a létesítésüket követő két év után – kedvező körülményeket biztosítanak a makrodekomponáló fauna számára, ezzel is elősegítve a talajok biológiai erőforrásainak regenerálódását. Tehát a két évnél hosszabb területpihentetés egy értékes lehetőséget nyújthatna az EU agrárpolitikájának 2013. évi reformját követően megjelenő ún. ökológiai jelentőségű

területek ('ecological focus areas') létesítéséhez, melyeken egyidejűleg lenne megvalósítható a felszíni és felszín alatti biodiverzitás védelme. Mindazonáltal további kutatások szükségesek a talajhoz kötődő élőlények szempontjából is előnyös, optimális gazdálkodási rendszerek kialakításához, különös tekintettel az ugarok és más természetközeli élőhelyek létesítésének módjait illetően, melyek révén többek között gazdag és diverz ízeltlábúközösségek tarthatók fenn.

5.3.2. II. vizsgálat: Az ugarok hatása a talaj biodiverzitásra és a szervesanyag-bomlásra (LIBERATION-Projekt, Hevesi-sík)

5.3.2.1. Talaj háttérváltozók

A szakirodalomban általánosan elfogadott tény, hogy a mezőgazdasági kezelések, különösképp a talajművelés és a trágyázás, a talaj fizikokémiai tulajdonságainak drasztikus megváltozását eredményezhetik (Bronick és Lal 2005; Chaudhry *et al.* 2012; de Paul Obade és Lal 2014; Raiesi és Beheshti 2015). Jelen vizsgálatban három talajtulajdonság (talaj pH, K₂O és Na tartalom) esetében találtunk szignifikáns eltérést a habitattípusok között. A mintavételi területek közül a gyepek és ugarok talajai jelentősen savanyúbb kémhatásúak voltak, mint azt a gabonaföldek esetében tapasztaltuk. Ez vélhetően a szántóterületeken végzett talajjavító meszezés eredménye, ugyanis a féltermészetes gyepterületeken megfigyelt alacsony pH-jú talajok növénytermesztési szempontból kedvezőtlennek számítanak (Stefanovits *et al.* 1999). Tehát ezeknek az élőhelyeknek a termelésbe vonásakor a hatékony termelés feltételeinek megteremtése lehetett az elsődleges cél, ami a talaj kémhatásának bázikus irányú eltolásával volt megvalósítható. A féltermészetes gyepeken talált kiugróan magas Na tartalom feltehetően a területre jellemző szikes talajtípus természetéből adódik (Stefanovits *et al.* 1999). Ez a pH vonatkozásában látottakkal összevetve meglepő lehet, ugyanis a szikes talajok elsősorban lúgos kémhatással bírnak. Ugyanakkor az ürmös pusztákra általában jellemző a kilúgozott, savanyú feltalaj, ellentétben a B szinttel, ami már erősen szikes és oszlopos szerkezetű (Böloni *et al.* 2011). A talajok kálium-ellátottsága kapcsán a gabonaterületek esetében találtuk a legnagyobb értékeket, ami valószínűleg a műtrágyázásnak volt köszönhető.

5.3.2.2. Mikrobióta (*Bacteria*)

A vártakkal ellentétben a mikrobiális diverzitást illetően nem találtunk szignifikáns eltérést a különböző élőhelyek talajai között. A legtöbb vizsgálatban ugyanis a növényi fajgazdagság növekedésével, és az emberi zavarás minimalizálásával nagyobb mikrobiális fajgazdagságot tapasztaltak (Giller 1996; Swift *et al.* 1996), amit jelen esetben az ugarok és féltermészetes gyepek esetében valószínűsítettünk. Hiszen a diverzebb vegetáció amellet, hogy kedvezőbb mikroklimatikus körülményeket biztosít, gyökérváladékai révén sokszínűbb szubsztrát forrásként is szolgál a mikroorganizmusok számára (Lavelle *et al.* 1995). Ezt támasztják alá Steenwerth és mtsainak (2005) eredményei is, akik a gyepek élőhelyeken nagyobb diverzitást és ezzel összefüggésben nagyobb mikrobiális aktivitást találtak a szántókhoz képest.

Ezenkívül számos kutatásban igazolták, hogy a növényzeti jellemzőkön túl a talajtípusnak, illetve a földhasználatnak is rendkívüli jelentősége van a mikrobiális diverzitás befolyásolásában (Garbeva *et al.* 2004a,b; Diosma *et al.* 2006). Az Allison és Martiny (2008) szemle cikkében áttekintett esetek 84 %-a számolt be a mikrobaközösségek N, P, K műtrágyázásra való érzékenységéről. O'Brien és mtsai (2016) a talajbaktériumok kapcsán például nagyobb α diverzitást tapasztaltak a műtrágyázott területeken. Ugyanakkor vannak ezzel ellentétes tapasztalatok is, melyek összhangban vannak eredményeinkkel: számos vizsgálatban nem találtak

kifejezett kapcsolatot a növényfajgazdagság és a bakteriális diverzitás között, a talajtulajdonságok jelentőségét hangsúlyozva inkább (Felske *et al.* 2000; Kennedy *et al.* 2004; Fierer és Jackson 2006; Zul *et al.* 2007). Továbbá a mezőgazdasági kezeléseknek, úgymint például a műtrágyázásnak sincs minden esetben következetesen igazolható hatása a baktériumközösségek diverzitására, amit többek között Fierer és mtsainak (2012) eredményei is alátámasztanak.

Az általunk használt α diverzitás mutatók közül a baktériumközösségek egyenletességét a talaj humusztartalma és nátrium-ellátottsága befolyásolta szignifikánsan. Ez összhangban van azokkal az eredményekkel, melyek szerint a talaj pH mellett a talaj szerves anyag mennyisége, nedvességtartalma, valamint a tápanyagokhoz való hozzáférhetőség is jelentős hatást gyakorol a mikrobaközösségek szerkezetére (de Vries *et al.* 2006; Fierer *et al.* 2012; Kuramae *et al.* 2012; Pan *et al.* 2014). A nátriummal kapcsolatos pozitív hatás vélhetően inkább az élőhely milyenségével lehet összefüggésben, tudniillik a féltermészetes gyepek talajai magas Na tartalommal bírtak. A nagyobb mértékű egyenletesség valószínűleg annak tulajdonítható, hogy ezek a természetközeli élőhelyek stabilabb, beállt baktériumközösségekkel voltak jellemezhetőek.

A talajbaktériumok közösségszerkezetével kapcsolatosan a már korábbi projektekben is megfigyelt mintázatot kaptuk, mely szerint nagy fajszámbeli egyezés jellemezte a mintavételi területeinket. Ez elsősorban a jelentős fajkicsérélődés következménye volt, ami arról árulkodik, hogy a különböző élőhelyek baktériumközösségei ugyan fajgazdagságban nem, de fajösszetételben számottevőbb eltéréseket mutattak.

5.3.2.3. Mezofauna (QBS Index, mikroarthropoda egyedszám)

Vizsgálatainkban az ugar nélküli gabona területek talajai bírtak a legszegényebb mikroarthropoda faunával, ami mind a diverzitás, mind az abundancia vonatkozásában megmutatkozott. Ezzel szemben az ugarok és gyepek szignifikánsan nagyobb egyedszámokkal és QBS indexekkel voltak jellemezhetőek, ami ezen habitatok mezofaunára gyakorolt jótékony hatásait igazolja. Ez magyarázható egyrészt a diverzebb vegetáció által biztosított kedvezőbb mikroklimatikus körülményekkel (Adejuyigbe *et al.* 1999): a növényzet szerkezete ugyanis nagymértékben meghatározza a talaj nedvesség- és hőmérsékletviszonyait, ami komoly hatással van ezekre az állatcsoportokra (Hopkin 1997; Bardgett és Cook 1998; Tsiafouli *et al.* 2005). Másrészt jobb minőségű táplálékforrást biztosít a mikroarthropodák számára, amit döntően a holt növényi anyag C/N aránya determinál (Irmeler 2000). Továbbá ezeken az élőhelyeken a mezőgazdasági tevékenységekből eredő emberi zavarás mértéke minimális volt, ami vélhetően ugyancsak pozitívan befolyásolta a talajállatok jelenlétét, megfelelő menedékhelyet biztosítva azok számára (Barbercheck *et al.* 2008). Eredményeink szerint az ugar melletti gabonaterületeken nagyobb biodiverzitás és mikroarthropoda abundancia volt megfigyelhető az ugar nélküliekhez képest, ami vélhetően az ugarok túlcsoportulási ('spill-over') hatásának tulajdonítható. Tudniillik számos vizsgálatban bizonyítást nyert, hogy a természetközeli élőhelyfoltok, mint propagulumforrások a szomszédos területek élővilágát is kedvezően befolyásolják (pl.: Paoletti *et al.* 1997).

A talajízeltlábúak szempontjából az előbb említett környezeti tényezők mellett rendkívül fontosak a talaj fizikokémiai tulajdonságai is. Vizsgálatunkban a talaj kémhatása mellett a szervesanyag-tartalom, a tápanyag-ellátottság, valamint a sókoncentráció bizonyult

szignifikánsnak. A pH érdekes módon különböző irányú hatást gyakorolt a QBS indexekre és a mikroarthropodák egyedszámára. Előbbi a talaj pH emelkedésével pozitív, míg utóbbi negatív kapcsolatot mutatott. Ugyan a talajízeltlábúak többsége nem részesíti előnyben a savanyú talajokat (Swift *et al.* 1979), a páncélos atkák abundanciája a talaj pH csökkenésével rendszerint növekszik (Maraun és Scheu 2000). Feltehetően ezzel magyarázhatók az alacsonyabb pH-jú talajok esetében tapasztalt nagyobb mikroarthropoda egyedszámok, mivel mintáinkban jórészt atkák, azon belül is az Oribatida-k domináltak. A talaj szerves anyag- és nitrogéntartalma kapcsán azok mikroarthropodákra gyakorolt pozitív hatását találtuk. Előbbit számos tanulmány eredménye is alátámasztja, melyek szerint a talaj nagyobb szervesanyag-mennyisége kedvezően befolyásolja a legtöbb talajállatot (Edwards és Lofty 1969; Ghilarov 1975; Andrén és Lagerlöf 1983; Bandyopadhyaya *et al.* 2002). Ez valószínűleg szoros kapcsolatban van azzal a ténnyel, mely szerint ez biztosítja számukra a fennmaradásukhoz szükséges energia- és tápanyagforrást (Pokarzhevskii és Krivolutskii 1997). A talajok nitrogéntartalma és a mikroarthropoda diverzitás közötti pozitív kapcsolat valószínűleg az ízeltlábúak táplálékpreferenciájával hozható összefüggésbe. Habár szignifikáns eltérés nem mutatkozott az élőhelyek között, az ugarok és gyepek talajainak nitrogén-ellátottsága általában nagyobb volt, ami jórészt vélhetően az ott található, N-ben gazdagabb vegetációból származik. Az avarminőség és a talajtulajdonságok ugyanis nem kezelhetők egymástól függetlenül, azok oda-visszahatnak egymásra (González *et al.* 2012). Az ugarokra és gyepekre általában jellemző pillangós növények szerepe sem elhanyagolható ebből a szempontból, mivel szimbiótikus kapcsolataiknak köszönhetően nagymennyiségű légköri N megkötését teszik lehetővé. A holt növényi anyag kémiai összetétele a detrituszfogyasztó ízeltlábúak szempontjából különösen fontos, jelentősen befolyásolva azok diverzitását és mennyiségi viszonyait. Köztudott, hogy többségük a N-ben gazdag detrituszt részesíti előnyben (Wittich 1943; Dunger 1958; Sakwa 1974; Hättenschwiler és Gasser 2005), ami jelen esetben feltehetően a gyepeket és ugarokat jellemezte, amik gazdagabb és minőségileg is jobb táplálékforrásul szolgáltak számukra. A talaj tápanyagai közül a kálium bizonyult még jelentősnek, ugyanis mennyiségének növekedése negatív irányú változást eredményezett a talaj biológiai minőségét illetően. Mivel a gabonaterületek esetében szignifikánsan magasabb K értékeket tapasztaltunk a gyeper és ugar élőhelyek talajaihoz képest, így valószínűleg a műtrágyázás állhat ennek a hátterében. A műtrágyázás talajmikroarthropodákra gyakorolt pozitív és negatív hatásairól szóló tanulmányra egyaránt találhatunk példát, amik alátámasztják annak jelen esetben is tapasztalt relevanciáját (Bardgett és Cook 1998). A magas só és Na koncentráció kedvezőtlen talajkörülményekről árulkodik, ami kevés élőlény számára elviselhető. Ezek talajízeltlábúakra gyakorolt negatív hatása így nem meglepő. A kötöttebb talajok esetében talált magasabb egyedszámok feltehetően a nagyobb agyagtartalom következtében előálló, elsősorban a talajnedvességgel, valamint tápanyag- és szervesanyag-ellátottsággal összefüggő jótékony talajállapotoknak tulajdoníthatók. Mindazonáltal fontos hangsúlyozni, hogy az erősen kötött talajok ellenkező irányú változásokhoz vezethetnek, ugyanis a limitált pórustér korlátozza a mikroarthropodák talajban történő mozgását (O'Lear és Blair 1999).

5.3.2.4. Makrofauna

A mintavételi területeken talált négy szárazföldi ászkarák- és négy ikerszelvényesfaj mindegyike általánosan elterjedt az Alföldön (Hornung és Korsós, publikálatlan eredmények). Az ember által módosított élőhelyeken, így az agroökoszisztémákban sok esetben kis fajszám, de nagy denzitásban fordulhatnak elő a legváltozatosabb taxonómiai helyzetű ikerszelvényesfajok (Golovatch és Kime 2009). Az előkerült fajok csaknem teljesen megegyeznek a 2008-ban végzett hevesi felmérés során találtakkal. Ezalól azonban kivétel a *Leptoiulus cibdellus*, melynek jelenlétét ebben a vizsgálatban nem sikerült kimutatni, holott 2008-ban ez volt a legabundánsabb ikerszelvényesfaj (Tóth *et al.* 2016). Ezzel szemben eggyel több ászkarák faj került elő a korábbiakhoz képest, ugyanis az *Armadillidium vulgare*, *Trachelipus rathkii* és *Trachelipus nodulosus* mellett a *Porcellionides pruinosus*-t is megtaláltuk a vizsgálati területeinken. Ez utóbbi ugyancsak generalistának tekinthető: zavart, szinantróp habitatokon gyakran fellelhető (Schmalfuss 2003). Ezt támasztja alá az is, hogy csapdázásaink során csak gabonaföldeken fordult elő, melyeken a mezőgazdasági tevékenységekből eredő emberi hatások fokozottabban érvényesültek. Az ikerszelvényesek közül a *Brachydesmus superus* esetében tapasztaltunk hasonlót, ami ezen faj esetében sem meglepő, ugyanis generalistaként gyakori a zavart, xerotherm élőhelyeken (Blower 1985).

A vizsgált talajfelszíni makrodekomponáló taxonok közül csak a szárazföldi ászkarákok fajgazdagságát befolyásolta jelentősen az élőhely minősége. A féltermészetes gyepek és ugarok Isopoda együttese szignifikánsan nagyobb fajszámmal voltak jellemezhetők, mint azt a gabonaterületek esetében tapasztaltuk. Vélhetően ezzel van összefüggésben a lineáris kevert modell alapján kapott negatív pH hatás is, mely szerint a savanyúbb talajú habitatokon nagyobb diverzitás figyelhető meg. Ez ugyanis döntően a természetközeli gyepek és ugarok talajaira volt igaz. Hasonló trendet találtunk az Isopoda abundanciát illetően is, ám ez esetben az ugar melletti gabonaföldek is szignifikánsan nagyobb egyedszámmal bírtak, mint az ugar nélküliek. A talajparaméterek közül a talaj nitrogén-ellátottságának volt statisztikailag kimutatható kedvezőtlen hatása, ami valószínűleg ugyancsak kapcsolatba hozható a habitat minőségével. A magas nitrogénmennyiség ugyanis főként a gabonaföldeket jellemezte, ami feltehetően a műtrágyázás következménye. A gyepek és ugarok Isopoda együttesekre gyakorolt jótékony hatása főleg a kedvezőbb mikroklimatikus adottságoknak, a jobb minőségű táplálékforrásnak, valamint a kisebb mértékű antropogén zavarásnak (menedékhely) tulajdonítható, ami a korábbiakban már részletezésre került (lásd 5.3.1. fejezetet).

Az ikerszelvényesek vonatkozásában ugyanakkor nem találtunk ilyen egyértelmű habitat preferenciát: sőt a fajgazdagság szempontjából például irreleváns volt a habitat milyensége. Az abundanciát illetően azonban már szignifikáns hatása volt az élőhelytípusnak: az ugar nélküli gabonaterületek bizonyultak a legkedvezőbb élőhelynek, közel azonos értékeket mutatva a féltermészetes gyepekkel. Ez a merőben ellentétes eredmény elsősorban vélhetően az ászkák és ikerszelvényesek közötti, korábban már említett fiziológiai különbségekkel magyarázható. Ezt támasztják alá korábbi eredményeink is, ahol ugyancsak hasonló eltérést tapasztaltunk (lásd 4.3.1. fejezetet).

A makrodekomponáló gerinctelen együttes fajkompozícióját az élőhelytípus mellett a talaj sótartalma, humuszmennyisége, valamint magnézium-ellátottsága határozta meg. A *B. superus* és *Brachyiulus bagnalli* fajok a gabonaterületeket preferálták elsősorban, amit élőhelyigényük teljes mértékben megmagyaráz. Mindkét faj kedveli ugyanis a bolygatott, nyílt területeket, jól tűrve a szárazságot és az emberi jelenlétet egyaránt (Blower 1985; Korsós 1992). Ezzel ellentétben az *A. vulgare* és *Megaphyllum unilineatum* főleg a humuszban és Mg-ban gazdag talajú élőhelyeket részesítette előnyben, ami főleg a gyepekre és ugarokra volt jellemző. Az előbbiekhöz hasonlóan a *T. rathkii* és *Iulus terrestris* fajok is a természetesebb élőhelyeket kedvelték. Annak ellenére, hogy mindegyik faj generalistának tekinthető, a nagyobb növényi fajgazdagsággal és komplexebb vegetációs szerkezettel rendelkező élőhelyeken általában nagyobb számban fordulnak elő (Tóth *et al.* 2016). A *I. terrestris* esetében érdemes megjegyezni, hogy elsősorban a magasabb sótartalmú talajokon fordult elő, ami feltehetően széles toleranciájával magyarázható.

Az SDR szimplex diagramok szerint rendkívül hasonló ökológiai mintázatot mutattak az Iso- és Diplopoda együttesek. Mindkét taxon vonatkozásában jelentős fajgazdagságbeli különbségek jellemezték az élőhelyeket, ami jelentős β diverzitást eredményezett. A közösségszerkezeti jellemzők csaknem teljes mértékben megegyeznek a korábbi, Hevesi-síkon végzett vizsgálataink eredményeivel (lásd 4.3.1. fejezet).

5.3.2.5. Dekompozíciós vizsgálat: Tea Bag módszer

A növényiszervesanyag-bomlás az ugar és gyepterületeken volt a legintenzívebb a vizsgált időszakban. Az ugar melletti és nélküli gabonaföldeken tapasztalt tömegcsökkenések között is szignifikáns különbség mutatkozott, az utóbbiak esetében tapasztalva a legkisebb mértékű dekompozíciót. Az már rég bebizonyosodott, hogy a minőségileg (pl.: fizikokémiai, biológiai adottságok) eltérő élőhelytípusok funkcionálisan is különböznek egymástól (Bardgett és Wardle 2010). A karbon ciklus vonatkozásában például ún. szennyelő és szénkibocsátó habitatokat ismerünk. Az előbbiekké közé sorolhatók a természetes élőhelyek csaknem mindegyike, melyek nagy mennyiségű növényi biomasszával, így fokozott primer produkcióval és ehhez képest mérsékelt szénkibocsátással jellemezhetők. Ezzel szemben a természetes területek ember általi művelésbe vonása az antropogén hatások következtében minőségileg más élőhelyeket eredményez, amik ezt követően már mint szénkibocsátó működnek (Bardgett és Wardle 2010). Eszerint tehát a gabonaterületek talajaiban intenzívebb bomlás, így nagyobb szénkibocsátás volt várható, mint a gyepek és ugarok esetében. Mindazonáltal eredményeink nem ezt támasztották alá, ugyanis a természetesebbnek tekintett habitatokon nagyobb mértékű szervesanyag-bomlást tapasztaltunk, ami intenzívebb talajlélegzésről árulkodik. Ugyanakkor fontos hangsúlyozni, hogy a vizsgált egy hónap alapján nem lehet messzemenő következtetéseket levonni. A szervesanyag-bomlás dinamikája ugyanis nagy tér- és időbeli változatosságot mutat (Swift *et al.* 1979). Legalább egyéves periódus nyomon követésére lett volna szükség, azonban a mintavételi területeken zajló mezőgazdasági tevékenységek ezt nem tették lehetővé.

Az élőhely milyenségén túl számos talajtulajdonság is szignifikánsan befolyásolta a lebontási ráták alakulását. A talaj sótartalma és kálium-ellátottsága a talaj biológiai minőségéhez hasonlóan negatív, míg a pH pozitív hatást gyakorolt a dekompozíciós folyamatokra. Ez alapján a

talajmikroarthropoda diverzitás és a szervesanyag-bomlás között valamilyen kapcsolat valószínűsíthető. A lúgosabb talajok nagyobb lebontási hatásfokának háttérében vélhetően az áll, hogy a savanyúbb kémhatású közeg a talajélőlények többségének nem kedvez, ami a talaj bomlási folyamatainak visszavetésében is megnyilvánulhat. A humusztartalom és a lebontási ráták között negatív kapcsolatot találtunk, ugyanis jelen munkában a nagyobb humuszmennyiségű talajokat mérsékeltebb bomlási folyamatok jellemezték. Ez feltételezhetően a talaj biológiai aktivitásával függ össze. Ugyanis ahol a szervesanyag-dekompozíciós folyamatok intenzívebbek, mint a humifikáció, ott – a talaj szerves anyagának fokozatos csökkenése miatt – rendszerint alacsonyabb humuszmennyiségek várhatók. A talaj foszformennyiségének növekedése is pozitívan hatott a szervesanyag-bomlásra, ami valószínűleg annak tulajdonítható elsősorban, hogy a foszfor a növények növekedéséhez elengedhetetlen tápanyag. Jelenlétében nagyobb primer biomassza, és így nagyobb detritusz utánpótlás várható, ami azzal, hogy a lebontó szervezetek számára táplálékforrást biztosít, a talaj biológiai aktivitását is növeli (Bardgett és Wardle 2010).

5.3.2.6. Talaj biodiverzitás – szervesanyag-bomlás kapcsolat

Jelen kutatásban – a két változó közötti pozitív trend ellenére – nem találtunk szignifikáns összefüggést a talaj biodiverzitás és a szervesanyag-dekompozíció mértéke között. A szignifikancia hiányának számos oka lehet: az egyszeri mintavétel, a szervesanyag-dekompozíciós vizsgálat rövidege, a lebontásban kulcsszerepet betöltő élőlénycsoportok (gombák, földigiliszták) kényszerű kihagyása stb. A mikroorganizmusok közül ugyanis itt csak a talajbaktériumok diverzitásának felmérésére volt lehetőségünk, holott elképzelhető, hogy a savanyúbb talajú élőhelyeken a gombák domináltak. Ezt támasztja alá az is, hogy az alacsony pH-jú, szerves anyagban gazdagabb talajok, mint amilyen jelen esetben a féltermészetes gyepeket és ugarokat jellemezte, általában gomba-dominált táplálékhálózattal rendelkeznek (Bardgett és Wardle 2010). A baktérium alapú közösségek elsősorban a jelentős zavarásnak (műtrágyázás, legeltetés, szántás stb.) kitett, intenzív kezeléssel területeken találhatóak (Bardgett és Wardle 2010). Ideális esetben tehát mindkét mikrobacsoportra figyelemmel kell lenni, mivel azok a lebontásban élőhelytől függően különböző mértékben vehetnek részt.

A biotikus jellemzők közül csak a talaj biológiai minőségére utaló QBS index befolyásolta szignifikánsan (még ha marginálisan is) a lebontási ráták alakulását. A mikroarthropodák szerves anyag tömegcsökkenésre gyakorolt pozitív hatását már számos vizsgálatban bizonyították (Crossley és Høglund 1962; Reddy és Venkataiah 1989; Mueller *et al.* 1990; Heneghan *et al.* 1999). Seastedt (1984) becslései szerint a talajjelzlábúak az éves avarmennyiség kb. 20-30 %-át fogyasztják el, ezzel közvetlenül és közvetett módon is elősegítve a detritusz bomlását. Ezt támasztja alá de Graaff és tsainak (2015) munkája is, akik a talajfauna diverzitásának csökkenésével a lebontási ráták visszaesését találták, míg a mikrobiális sokféleség leromlása nem befolyásolta a dekompozíció intenzitását.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Talajaink állapota az emberi tevékenységek eredményeként egyre romlik, amit a globális környezeti problémák még tovább súlyosbítanak. Az ENSZ szerint a talajokat leginkább veszélyeztető degradációs folyamatok elleni fellépés tehát kiemelt célkitűzés kell, hogy legyen nemzeti és nemzetközi szinten egyaránt. Európa- és világszerte megfigyelhető a talajok egyre nagyobb mértékű pusztulása, köszönhetően többek között a nem megfelelő mező-, erdőgazdálkodási gyakorlatnak, a környezetszennyezésnek, a városok terjeszkedésének és a klímaváltozásnak. A FAO adatai alapján ez a tendencia folytatódik, és ennek eredményeként az egy főre jutó termőterület 2050-re drasztikus mértékben csökken (Conforti 2011). Az Európai Bizottság már egy 2002. évi közleményében felhívta a figyelmet a talajainkat leginkább veszélyeztető folyamatokra, amik a következők: erózió, talaj szervesanyag-tartalmának csökkenése, talajszennyezés, szikesedés, talajtömörödés, talaj biodiverzitás leromlása, talajfedés, földcsuszamlás (European Commission 2002). Kialakulásuk sok esetben nem egy tényező függvénye, hanem több talajdegradációs folyamat együttes hatásának összetett, olykor kaszkádszerű eredménye.

Tanulmányomban a talaj abiotikus és biotikus tényezőinek, valamint a növényiszervesanyag-dekompozíciónak kapcsolatát vizsgáltam a legkülönbözőbb antropogén eredetű hatásokkal összefüggésben. Doktori disszertációm ennek megfelelően négy nagy fejezetben mutatja be az urbanizáció, a klímaváltozás következtében valószínűleg egyre gyakoribbá váló extrém aszály, illetve az ugargazdálkodás lebontó alrendszerre gyakorolt hatásait. A legfőbb eredmények a Bevezetésben megfogalmazott hipotézisek szerint a következők voltak:

(i) GLUSEEN-Projekt

(a) a városiasodásnak kimutatható hatása van a fizikokémiai talajtulajdonságokra → A városiasodással és az emberi zavarással összefüggésben számos fizikokémiai talajtulajdonság (pH, CaCO_3 , K_A , N, H) esetében szignifikáns változást tapasztaltunk.

(b) a természetközeli, antropogén hatásoknak kevésbé kitett élőhelyek (városi erdőfragmentumok és referenciaerdők) gazdagabb talajbiótával jellemezhetők, mint a degradáltabb urbán területek → Vizsgálatunkban bebizonyosodott az emberi zavarásnak fokozottabban kitett, tipikus, városi zöld élőhelyfoltok (erősen zavart és városi gyepp habitatok) biológiai sokféleség fenntartásában betöltött fontos szerepe. A vártakkal ellentétben ugyanis a talaj biodiverzitása összességében ezeken az antropogénebb élőhelyeken volt a legnagyobb. Többek között gazdagabb talajbaktérium- és ősbaktériumközösséggel voltak jellemezhetők, a természetesebbnek tekintett városi erdőfoltokhoz és referenciaerdőkhöz képest. Ugyanakkor néhány taxon (pl.: Gastropoda, Diplopoda) vonatkozásában éppen ezek a természetesebbnek tekintett habitatok bizonyultak gazdagabbnak. Tehát az urbanizáció, valamint a talaj abiotikus paraméterei különböző módon befolyásolták a talajbióta tagjait.

(c) a talajélet szempontjából kedvezőbb feltételekkel bíró élőhelyeken (városi erdőfragmentumok, referenciaerdők) gyorsabban zajlik a szervesanyag-dekompozíció → A legintenzívebb szervesanyag-dekompozíció az antropogén hatásoknak jobban kitett élőhelyeken volt megfigyelhető, ami ezen habitatok jelentősebb szénkibocsátó voltáról

tanúskodik. Tehát a városi ökoszisztémák lebontó alrendszerének jobb megismerése a klímaváltozás kapcsán is számos kérdést vet fel.

(d) a talaj biodiverzitás és növényianyag-bomlás intenzitása között pozitív összefüggés van → Azt találtuk, hogy a talaj biodiverzitásával szignifikánsan nőtt a szervesanyag-bomlás mértéke.

(ii) ExDrain-Projekt

a) a szervesanyag-dekompozíció mértéke csökken az extrém aszály eredményeként előálló vízhiány hatására → Az aszálykezelt talajokban drasztikusan megváltoztak a talaj mikroklimatikus paraméterei az öt hónapos szárazság hatására. A szervesanyag-bomlás mértéke a kontroll parcellákban átlagosan csaknem kétszer akkora volt, mint a szárazságkezeltekben. A talajhőmérséklet és -nedvesség alakulása tehát szignifikánsan befolyásolta a dekompozíciós folyamatok intenzitását.

b) a csapadékkizárást követő hat hónap elteltével is kimutatható az extrém aszály hatása a talajmikrobióta közösségi szerkezetére, köszönhetően főként a talaj mikroklimatikus paraméterek drasztikus megváltozásának → Eredményeink szerint még fél év után is látható különbségek voltak a talajok mikrobaközösségeinek vonatkozásában.

c) a bakteriális diverzitás befolyásolja a szervesanyag-bomlás intenzitását → Vizsgálataink nem igazolták ezt a hipotézist, ugyanis nem találtunk szignifikáns kapcsolatot a két változó között.

Eredményeink alapján kijelenthető, hogy a jövőben várhatóan egyre gyakoribbá és szélsőségesebbé váló időjárási extremitások, mint amilyen például az extrém aszály is, a csapadék- és hőmérsékletviszonyok drasztikus megváltozásán keresztül jelentős hatással vannak/lesznek a talajmikrobák közösségi összetételére, valamint a szervesanyag-dekompozíció dinamikájára egyaránt.

Az agrár-környezetvédelmi programok szántóföldi célprogramjában működtetett ugaroltatás rendszerének potenciális természetvédelmi jelentőségére két vizsgálat is fókuszált.

(iii) Hevesi-sík (2008)

a) az ászka és ikerszelvényes fajgazdagság és abundancia nagyobb az ugarokon, mint a búzaterületeken → A vetett, évente kaszált, maximum 3 évig pihentetett területeken fajgazdag és heterogén struktúrájú növényzet alakult ki az ugaroltatás ideje alatt. Ez a gabonaföldekhez képest kedvezőbb feltételeket biztosított a makrodekomponáló talajjzeltlábú együtteseknek, ideális élő-, búvó- és táplálkozó területként szolgálva azok számára.

b) az ászka és ikerszelvényes fajgazdagság és abundancia nő az ugarok korával a pihentetés maximum 3 éves időszakában → Az ugaroltatás idejével szignifikánsan nőtt a szárazföldi ászkarákok és ikerszelvényesek faj- és egyedszáma, egyes esetekben meghaladva a féltermészetes gyepek esetében tapasztalt diverzitást.

c) az idősebb (két- és hároméves) ugarok melletti búzaterületek nagyobb diverzitással és abundanciával bírnak a vizsgált makrodekomponáló gerinctelenek tekintetében, mint az egyéves ugarral szomszédosak → Csak az ikerszelvényesek esetében látszott igazolódni a

hipotézis: a két- és hároméves ugarok melletti búzaföldeken nagyobb volt az ikerszelvényesek fajgazdagsága és abundanciája, mint az egyéves ugarok szomszédságában lévő búzaterületeken.

d) a növényi fajgazdagság, vegetáció borítottság, valamint az élőhely típusa jelentős hatással vannak a különböző fajok abundancia viszonyaira, illetve a makrodekomponáló együttesek összetételére → Az élőhelytípus mellett csak a növénydiverzitásnak volt szignifikáns hatása a vizsgált makrodekomponáló gerinctelenek faji összetételére.

(iv) LIBERATION-Projekt

(a) a mezőgazdálkodási kezelések a talaj fizikokémiai paramétereinek megváltozásához vezetnek → A vizsgálatba vont élőhelytípusok (ugar nélküli és ugar melletti gabonaterület, ugar, valamint gyep) között a pH, a kálium- és nátriumtartalom tekintetében tapasztaltunk szignifikáns különbségeket

(b) az ugarok, illetve féltermészetes gyepek gazdagabb talajbiótával jellemezhetők, mint a mezőgazdasági kezeléseknek jobban kitett gabonaterületek → A második, ugyancsak a Hevesi-síkon zajlott vizsgálat is az ugarok talaj biodiverzitásra gyakorolt kedvező hatásait támasztotta alá, főként a mikroarthropodák és ászkarákok vonatkozásában. A talajbaktériumok, illetve ikerszelvényesek kapcsán azonban nem tapasztaltunk hasonlót.

(c) a talajélet szempontjából kedvezőbb feltételekkel bíró élőhelyeken (ugarok, féltermészetes gyepek) gyorsabban zajlik a szervesanyag-dekompozíció → Az ugarok és féltermészetes gyepek talajaiban a gabonaföldekhez képest intenzívebb szervesanyag-bomlás zajlott, ami vélhetően a természetesebb élőhelyek gazdagabb talajfaunájával magyarázható. A legdiverzebb mikroarthropoda és szárazföldi ászkarák együttesek ugyanis ezeket a habitátokat jellemezték.

(d) a talaj biodiverzitás és növényianyag-bomlás intenzitása között pozitív összefüggés van → Összességében a talaj biodiverzitással ugyan nem, de a talaj biológiai minőségét kifejező QBS indexekkel szignifikáns pozitív kapcsolatot mutatott a szervesanyag-dekompozíció mértéke.

SUMMARY

Soil is increasingly degrading as a result of human activities both in the EU and at global level, and this is further exacerbated by global environmental problems. Therefore actions against degradation processes should be primary object to reduce pressure on soils resulting from unsustainable farming and forestry practices, environmental pollution, urbanization and climate change. According to FAO, towards 2050 per capita cropland is expected to drastically decrease (Conforti 2011). In the Communication of the European Commission, eight main threats to soil were identified: erosion, loss of organic matter, local and diffuse contamination, salinisation, compaction, loss of biodiversity, sealing, floods and landslides (European Commission 2002). In general, soil degradation is not result of a factor, but combined effects of several processes.

In my PhD dissertation, I investigated the relation between plant residue decomposition and soil biotic/abiotic properties in relation to anthropogenic impacts. Accordingly the study shows the effects of urbanization, extreme drought (that is expected more frequent as a consequences of climate change) and set-aside management on decomposer subsystem in four main chapters. According to our hypotheses, main results were the following:

(i) GLUSEEN-Project

(a) urbanization has significant effects on soil physicochemical parameters → We found significant changes in many soil physicochemical properties (pH, CaCO₃, K_A, N, H) correlated with urbanization and anthropogenic disturbance.

(b) the more natural, less disturbed habitats (remnant and reference forests) have richer soil biota than degraded urban fields → Our study proved that highly disturbed, typical urban habitat patches (ruderal and turf habitats) have important role in maintaining soil biodiversity. However, unlike the expectations, soil biodiversity in total was the greatest in these habitats. The more disturbed habitat types (ruderal and turf habitats) were characterised by more diverse archeal and bacterial communities than remnant and reference forests. However, several taxa (e.g. Gastropoda, Diplopoda) showed higher diversity in more natural habitat types. Therefore soil biota was influenced in different ways by urbanization and soil abiotic parameters.

(c) organic matter decomposition is more intensive in habitats with favorable conditions for soil life (remnant and reference forests) → There was the greatest decomposition rate of plant tissue in the more disturbed habitats that leads higher carbon emission. Therefore we need better understanding of urban ecosystems' decomposer subsystem to support the measures against climate change, too.

(d) there is significant correlation between soil biodiversity and plant tissue decomposition → We experienced that organic matter decomposition increased with soil biodiversity.

(ii) ExDRain-Project

(a) lack of water resulted from extreme drought decreases organic matter decomposition → Soil microclimate was drastically changed as a consequence of five-month extreme drought. As a result of the rainfall manipulation, the rate of decay of organic matter was

reduced by almost half compared to the control plots. Therefore decomposition processes were significantly affected by soil temperature and moisture.

(b) extreme drought, even six months after precipitation exclusion, has significant effects on community structure of the soil microbiota → Our results showed significant difference regarding soil microbial communities as a consequences of drought treatment six months after the dry period.

(c) bacterial diversity influences intensity of organic matter decomposition → Our investigations did not prove this hypothesis: we found no significant correlation between these variables.

Overall, we have emphasized the need to consider soil microbiota in climate change experiments to enable predictions of the consequences of extreme weather events for ecosystem services, such as the nutrient cycle.

To investigate the effects of set-aside management (established as part of Hungarian agri-environmental scheme) on soil biodiversity, two researches were carried out.

(iii) Heves Plain (2008)

(a) the species richness and abundance of isopods and millipedes is higher in set-aside than in wheat fields → Results showed that set-aside fields having more diverse and complex vegetation provided more favourable conditions (food quality, shelter sites etc.) for macrodecomposer soil invertebrates than cereal fields.

(b) richness and/or abundance of isopods and millipedes increases in set-aside field during their 3 year duration → The species richness and abundance of isopods and millipedes increased with the age of set-aside fields, in some cases exceeding the diversity of semi-natural grasslands.

(c) wheat fields, adjacent to older (2-3 years old) set-aside areas have higher diversity and/or abundance of millipedes and isopods than those adjacent to one-year-old fields → Wheat fields adjacent to 2- and 3-year-old set-aside fields had higher millipede abundance and species richness than those next to 1-year-old ones. However, isopods did not show similar patterns.

(d) plant species richness, vegetation cover and habitat type have an effect on the abundance of individual isopod and millipede species and the composition of macrodecomposer communities → Habitat type and plant species richness had significant effects on the composition of macrodecomposer communities.

(iv) LIBERATION-Project

(a) farming practices influence soil physicochemical properties → There was significant difference between habitat types (cereal fields without and neighbored set-asides, set-aside fields and semi-natural grasslands) regarding several soil physicochemical parameters.

(b) set-aside fields and semi-natural grasslands have richer soil biota than heavily managed cereal fields → This study also showed positive effects of set-aside management on soil

biodiversity, especially for microarthropods and isopods. However, we did not experience similar trends in relation to soil bacteria and millipedes.

(c) organic matter decomposition is more intensive in habitats with favorable conditions for soil life (set-aside fields and semi-natural grasslands) → There was higher intensity of organic matter decomposition in soils of set-aside fields and semi-natural grasslands compared to cereal fields. This may be explained by richer soil fauna of the more natural habitats (set-aside fields and grasslands) since these habitats were characterised by the most diverse assemblages of microarthropods and isopods.

(d) there is positive correlation between soil biodiversity and plant tissue decomposition → In contrast to soil biodiversity, soil biological quality (expressed in QBS index) increased decomposition rate of organic matter.

MELLÉKLETEK

M 1. Irodalomjegyzék

- ADEJUYIGBE C., TIAN G., ADEOYE G. (1999): Soil microarthropod populations under natural and planted fallows in southwestern Nigeria. *Agroforestry Systems*, 47, 263-272.
- ALBUQUERQUE L., JOHNSON M.M., SCHUMANN P., RAINEY F.A., DA COSTA M.S. (2014): Description of two new thermophilic species of the genus *Rubrobacter*, *Rubrobacter calidifluminis* sp. nov. and *Rubrobacter naiadicus* sp. nov., and emended description of the genus *Rubrobacter* and the species *Rubrobacter bracarensis*. *Systematic and Applied Microbiology*, 37, 235-243.
- ALLISON S.D., MARTINY J.B.H. (2008): Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 105, 11512-11519.
- ALTIERI M.A. (1994): *Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems*. Haworth Press, New York.
- ALTIERI M.A. (1999): The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 19-31.
- ALVAREZ T., FRAMPTON G.K., GOULSON D. (2001): Epigeic Collembola in winter wheat under organic, integrated and conventional farm management regimes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83, 95-110.
- ANDERSON J.M. (1977): The organization of soil animal communities. *Ecological Bulletins*, 25, 15-23.
- ANDRÉN O., LAGERLÖF J. (1983): Soil fauna (microarthropods, enchytraeids, nematodes) in Swedish agricultural cropping systems. *Acta Agriculturae Scandinavica*, 33, 33-52.
- ASTM D2974-14 Standard Test Methods for Moisture, Ash, and Organic Matter of Peat and Other Organic Soils.
- AUSTIN A.T., YAHDJIAN L., STARK J.M., BELNAP J., PORPORATO A., NORTON U., RAVETTA D.A., SCHAEFFER S.M. (2004): Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia*, 141, 221-235.
- AWASTHI A., SINGH M., SONI S.K., SINGH R., KALRA A. (2014): Biodiversity acts as insurance of productivity of bacterial communities under abiotic perturbations. *ISME Journal*, 8, 2445-2452.
- AYUKE F.O., BRUSSAARD L., VANLAUWE B., SIX J., LELEI D.K., KIBUNJA C.N., PULLEMAN M.M. (2011): Soil fertility management: Impacts on soil macrofauna, soil aggregation and soil organic matter allocation. *Applied Soil Ecology*, 48, 53-62.
- ÁNGYÁN J., TARDY J., VAJNÁNE MADARASSY A. (Szerk.): *Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BANDYOPADHYAYA I., CHOUDHURI D.K., PONGE J.F. (2002): Effects of some physical factors and agricultural practices on Collembola in a multiple cropping programme in West Bengal (India). *European Journal of Soil Biology*, 38, 111-117.
- BARBER H.S. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society*, 46, 259-266.
- BARBERCHECK M.E., NEHER D.A., ANAS O., EL-ALLAF S.M., WEICHT T.R. (2008): Response of soil invertebrates to disturbance across three resource regions in North Carolina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152, 283-298.
- BARDGETT R.D., COOK C.R. (1998): Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology*, 10, 263-276.
- BARDGETT R.D., SHINE A. (1999): Linkages between plant litter diversity, soil microbial biomass and ecosystem function in temperate grasslands. *Soil Biology and Biochemistry*, 31, 317-21.

- BARDGETT R.D., WARDLE D.A. (2010): Above-Ground-Belowground Linkages. Biotic Interactions, Ecosystem Processes and Global Change. Oxford University Press, New York.
- BARKA E.A., VATSA P., SANCHEZ L., GAVEAU-VAILLANT N., JACQUARD C., KLENK H.-P., CLÉMENT C., OUHDOUCH Y., VAN WEZELD G.P. (2016): Taxonomy, Physiology, and Natural Products of Actinobacteria. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 80, 1-43.
- BARKER G.M. (2001): Gastropods on land: phylogeny, diversity and adaptive morphology. In: BARKER G.M. (Szerk.): *The Biology of Terrestrial Molluscs*. Trowbridge: Cromwell Press, 1-146. p.
- BARRIOS E. (2007): Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*, 64 (2), 269-285.
- BARTA K., TANÁCS E., SAMU A., KEVEINÉ BÁRÁNY I. (2009): Hazai rendzínák megfeleltetése a WRB nemzetközi talajosztályozási rendszerben. *Agrokémia és Talajtan*, 58 (1), 7-18.
- BASTIDA F., TORRES I.F., HERNÁNDEZ T., BOMBACH P., RICHNOW H.H., GARCÍA C. (2013): Can the labile carbon contribute to carbon immobilization in semiarid soils? Priming effects and microbial community dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 892-902.
- BATES S., CAPORASO J.G., WALTERS W.A., KNIGHT R., FIERER N. (2011): A global-scale survey of archaeal abundance and diversity in soils. *ISME Journal*, 5, 908-917.
- BATJES N.H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47, 151-163.
- BEARE M.H., PARMELEE R.W., HENDRIX P.F., CHENG W., COLEMAN D.C., CROSSLEY D.A. (1992): Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems. *Ecological Monographs*, 62 (4), 569-591.
- BEARE M.H., POHLAD B.R., WRIGHT D.H., COLEMAN D.C. (1993): Residue placement and fungicide effects on fungal communities in conventional and no-tillage ultisols. *Soil Science Society of America Journal*, 57 (2), 392-399.
- BEARE M.H., COLEMAN JR. D.C., CROSSLEY D.A., HENDRIX P.F., ODUM E.P. (1995): A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. *Plant and Soil*, 170 (1), 5-22.
- BENGTSON P., STERNGREN A.E., ROUSK J. (2012): Archaeal abundance across a pH gradient in an arable soil and its relationship to bacterial and fungal growth rates. *Applied and Environmental Microbiology*, 78, 5906-5911.
- BERCH S.M., BATTIGELLI J.P., HOPE G.D. (2007): Responses of soil mesofauna communities and oribatid mite species to site preparation treatments in high-elevation cutblocks in southern British Columbia. *Pedobiologia*, 51, 23-32.
- BERENDSE F., CHAMBERLAIN D., KLEIJN D., SCHEKKERMAN H. (2004): Declining biodiversity in agricultural landscapes and the effectiveness of agri-environment schemes. *Ambio*, 33, 499-502.
- BERG B., BERG M.P., BOTTNER P. (1993): Litter mass-loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry*, 20, 127-153.
- BERGER B., DALLINGER R. (1993): Terrestrial snails as quantitative indicators of environmental metal pollution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 25, 65-84.
- BERTRAND J.-C., CAUMETTE P., LEBARON P., MATHERON R., NORMAND P., SIME-NGANDO T. (Szerk.) (2015): *Environmental Microbiology: Fundamentals and Applications*. Springer, Netherlands.
- BERTRAND M., BAROT S., BLOUIN M., WHALEN J., DE OLIVEIRA T., ROGER-ESTRADE J. (2015): Earthworm services for cropping systems. A review. *Agronomy For Sustainable Development*, 35, 553-567.

- BIRCH H. (1958): The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil*, 10, 9-31.
- BIRKHOFER K., DIEKÖTTER T., BOCH S., FISCHER M., MÜLLER J., SOCHER S., WOLTERS V. (2011): Soil fauna feeding activity in temperate grassland soils increases with legume and grass species richness. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 2200-2207.
- BLITZER E.J., DORMANN C.F., HOLZSCHUH A., KLEIN A.M., RAND T.A., TSCHARNTKE T. (2012): Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 146, 34-43.
- BLOWER J.G. (1985): Millipedes - Keys and Notes for the Identification of the Species. The Bath Press, Avon, UK.
- BOCHET E., RUBIO J.L. POESEN J. (1999): Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. *Catena*, 38, 23-44.
- BOGYÓ D., KORSÓS Z. (2009): Urbanizáció hatása ikerszelvényes (Diplopoda) együttesekre – Faunisztikai eredmények. *Természetvédelmi Közlemények*, 15, 412-421.
- BOGYÓ D., MAGURA T., SIMON E., TÓTHMÉRÉSZ B. (2015): Millipede (Diplopoda) assemblages alter drastically by urbanisation. *Landscape and Urban Planning*, 133, 118-126.
- BONKOWSKI M., VILLENAVE C., GRIFFITHS B. (2009): Rhizosphere fauna: the functional and structural diversity of intimate interactions of soil fauna with plant roots. *Plant and Soil*, 321, 213-33.
- BOONE D.R., CASTENHOLZ R.W. (Szerk.) (2001): Bergey's Manual Of Systematic Bacteriology (2nd Ed.): The Archaea and the Deeply Branching and Phototrophic Bacteria. Springer, New York.
- BOSATTA E., ÅGREN G.I. (1998): Soil organic matter quality interpreted thermodynamically. *Soil Biology and Biochemistry*, 31, 1889-1891.
- BOUCHÉ M. (1977): Strategies lombriciennes. *Ecological Bulletins*, 25, 122-132.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A. (Szerk.) (2011): Magyarország élőhelyei; Vegetációtípusok leírása és határozója - ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BRIDGE P., SPOONER B. (2001): Soil fungi: Diversity and detection. *Plant and Soil*, 232, 147-154.
- BRONICK C.J., LAL R. (2005): Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124, 3-22.
- BROWN G.G., BAROIS I., LAVELLE P. (2000): Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. *European Journal of Soil Biology*, 36, 177-98.
- BRUSSAARD L., DE RUITER P.C., BROWN G.G. (2007): Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121, 233-244.
- BULTE E., HECTOR A., LARIGAUDERIE A. (2005): ecoSERVICES: assessing the impacts of biodiversity changes on ecosystem functioning and services. DIVERSITAS Report No. 3.
- BURCH J.B. (1955): Some ecological factors of the soil affecting the distribution and abundance of terrestrial gastropods in eastern Virginia. *Nautilus*, 69, 62-69.
- BUTCHER J.W., SNIDER R., SNIDER R.J. (1971): Bioecology of edaphic Collembola and Acarina. *Annual Review of Entomology*, 16, 249-288.
- BUTENSCHOEN O., SCHEU S., EISENHAEUER N. (2011): Interactive effects of warming, soil humidity and plant diversity on litter decomposition and microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 1902-1907.
- BÜKKI NEMZETI PARK (2014): Hevesi Fűves Puszták Tájvédelmi Körzet. <http://bnpi.hu/oldal/hevesi-fuves-pusztak-tk-55html>. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: hevesi fűves puszták. Lekérdezés időpontja: 2017. 08. 03.
- CABELLO P., ROLDÁN M.D., MORENO-VIVIÁN C. (2004): Nitrate reduction and the nitrogen cycle in archaea. *Microbiology*, 150, 3527-3546.

- CABLE J.M., OGLE K., WILLIAMS D.G., WELTZIN J.F., HUXMAN T.E. (2008): Soil texture drives responses of soil respiration to precipitation pulses in the Sonoran Desert: implications for climate change. *Ecosystems*, 11, 961-979.
- CADISH G., GILLER K.E. (1997): *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*. CAB International, Wallingford.
- CAMERON R.A.D. (1973): Some woodland mollusc faunas from southern England. *Malacologia*, 14, 355-370.
- CÁRCAMO H.A., PRESCOTT C.E., CHANWAY C.P., ABE T.A. (2001): Do soil fauna increase rates of litter breakdown and nitrogen release in forests of British Columbia, Canada? *Journal of Forest Research*, 31, 1195-1204.
- CARDINALE B.J., SRIVASTAVA D.S., DUFFY J.E., WRIGHT J.P., DOWNING A.L., SANKARAN M., JOUSEAU C. (2006): Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, 443, 989-992.
- CARDINALE B.J., DUFFY J.E., GONZALEZ A., HOOPER D.U., PERRINGS C., VENAIL P., NARWANI A., MACE G.M., TILMAN D., WARDLE D.A., KINZIG A.P., DAILY G.C., LOREAU M., GRACE J.B., LARIGAUDERIE A., SRIVASTAVA D.S., NAEEM S. (2012): Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59-67.
- CARREIRO M.M., HOWE K., PARKHURST D.F., POUYAT R.V. (1999): Variation in quality and decomposability of red oak leaf litter along an urban-rural gradient. *Biology and Fertility of Soils*, 30, 258-268.
- CARSON J.K., GONZALEZ-QUINONES V., MURPHY D.V., HINZ C., SHAW J.A., GLEESON D.B. (2010): Low pore connectivity increases bacterial diversity in soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 76, 3936-3942.
- CASTRO H.F., CLASSEN A.T., AUSTIN E.E., NORBY R.J., SCHADT C.W. (2010): Soil microbial community responses to multiple experimental climate change drivers. *Applied and Environmental Microbiology*, 76, 999-1007.
- CENCIANI K., LAMBAIS M.R., CERRI C.C., DE AZEVEDO B.L.C., FEIGL B.J. (2009): Bacteria diversity and microbial biomass in forest, pasture and fallow in the southwestern Amazon Basin. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33, 907-916.
- CHAMBERLAIN E.J., BUTT K.R. (2008): Distribution of earthworms and influence of soil properties across a successional sand dune ecosystem in NW England. *European Journal of Soil Biology*, 44, 554-558.
- CHAPIN F.S. (2002): *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, New York.
- CHAPMAN K., WHITTAKER J.B., HEAL O.W. (1988): Metabolic and faunal activity in litters of tree mixtures compared with pure stands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 24, 33-40.
- CHAUDHRY V., REHMAN A., MISHRA A., CHAUHAN P., NAUTIYAL C. (2012): Changes in bacterial community structure of agricultural land due to long-term organic and chemical amendments. *Microbial Ecology*, 64, 450-460.
- CHEN M., ALEXANDER M. (1973): Survival of soil bacteria during prolonged desiccation. *Soil Biology and Biochemistry*, 5, 213-221.
- COLE L., BUCKLAND S.M., BARDGETT R.D. (2008): Influence of disturbance and nitrogen addition on plant and soil animal diversity in grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 505-514.
- COLEMAN D.C., CROSSLEY D.A., HENDRIX P.F. (2004): *Fundamentals of Soil Ecology*, 2nd Ed. Elsevier Academic Press, Amsterdam-Boston.
- CONFORTI P. (Szerk.) (2011): *Looking ahead in world food and agriculture: Perspectives to 2050*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- COOKSON W.R., ABAYE D.A., MARSCHNER P., MURPHY D.V., STOCKDALE E.A., GOULDING K.W.T. (2005): The contribution of soil organic matter fractions to carbon and nitrogen mineralization and microbial community size and structure. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 1726-1737.

- COOKSON W.R., OSMAN M., MARSCHNER P., ABAYE D.A., CLARKE I., MURPHY D.V., STOCKDALE E.A., WATSON C.A. (2007): Controls on soil nitrogen cycling and microbial community composition across land use and incubation temperature. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 744-756.
- CORBET S.A. (1995): Insects, plants and succession: advantages of long-term set-aside. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 53, 201-217.
- COTRUFO M.F., BRIONES M.J.I., INESON P. (1998): Elevated CO₂ affects field decomposition rate and palatability of tree leaf litter: Importance of changes in substrate quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1565-1571.
- CÔUTEAUX M.M., BOTTNER P., BERG B. (1995): Litter decompositions, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution*, 10, 63-66.
- CRAGG R.G., BARDGETT R.D. (2001): How changes in soil faunal diversity and composition within a trophic group influence decomposition processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 33, 2073-2081.
- CRAUL P.J., KLEIN C.J. (1980): Characterization of streetside soils of Syracuse, New York. *METRIA*, 3, 88-101.
- CRITCHLEY C.N.R., ALLEN D.S., FOWBERT J.A., MOLE A.C., GUNDREY A.L. (2004): Habitat establishment on arable land: assessment of an agri-environment scheme in England, UK. *Biological Conservation*, 119, 429-442.
- CROSSLEY D.A., HOGLUND M.P. (1962): A litter-bag method for the study of microarthropods inhabiting leaf litter. *Ecology*, 43, 571-573.
- CROSSLEY D.A., MUELLER B.R., PERDUE J.C. (1992): Biodiversity of microarthropods in agricultural soils: relations to processes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 40, 37-46.
- CULLINEY T.W. (2013): Role of Arthropods in maintaining soil fertility. *Agriculture*, 3, 629-659.
- CURRY J.P. (1994): *Grassland Invertebrates: Ecology, Influence on Soil Fertility and Effects on Plant Growth*. Chapman & Hall, London, UK.
- CZECH B., KRAUSMAN P.R., DEVERS P.K. (2000): Economic associations among causes of species endangerment in the United States. *Bioscience*, 50, 593-601.
- CSUZDI CS. (2007): Magyarország földigiliszta-faunájának áttekintése (Oligochaeta, Lumbricidae). *Állattani Közlemények*, 92 (1), 3-38.
- DALAL R.C., WANG W., ROBERTSON G.P., PARTON W.J. (2003): Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. *Australian Journal of Soil Research*, 41, 165-195.
- DALLINGER R., BERGER B., TRIEBSKORN-KÖHLER R., KÖHLER H. (2001): Soil biology and ecotoxicology. In: BARKER G.M. (Szerk.): *The Biology of Terrestrial Molluscs*. Trowbridge: Cromwell Press, 489-526. p.
- DAUBER J., PURTAUF T., ALLSPACH A., FRISCH J., VOIGTLÄNDER K., WOLTERS V. (2005): Local vs. landscape controls on diversity: a test using surface-dwelling soil macroinvertebrates of differing mobility. *Global Ecology and Biogeography*, 14, 213-221.
- DAVID J.F., HANDA I.T. (2010): The ecology of saprophagous macroarthropods (millipedes, woodlice) in the context of global change. *Biological Reviews*, 85 (4), 881-895.
- DAVIDSON E.A., JANSSENS I.A. (2006): Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440, 165-173.
- DÁNYI L., TRASER GY. (2007): An annotated checklist of the springtail fauna of Hungary (Hexapoda: Collembola). *Opuscula Zoologica (Budapest)*, 38, 3-82.
- DE BONA F.D., BAYER C., DIECKOW J., BERGAMASCHI H. (2008): Soil quality assessed by carbon management index in a subtropical Acrisol subjected to tillage systems and irrigation. *Australian Journal of Soil Research*, 46, 469-475.

- DECINA S.M., HUTYRA L.R., GATELY C.K., GETSON J.M., REINMANN A.B., GIANOTTI A.G.S., TEMPLER P.H. (2016): Soil respiration contributes substantially to urban carbon fluxes in the greater Boston area. *Environmental Pollution*, 212, 433-439.
- DE DEYN G.B., RAAIJMAKERS C.E., ZOOMER H.R., BERG M.P., DE RUITER P.C., VERHOEF H.A., BEZEMER T.M., VAN DER PUTTEN W.H. (2003): Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature*, 422, 711-713.
- DEGENS B.P. (1997): Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: a review. *Australian Journal of Soil Research*, 35, 431-459.
- DEGENS B.P. (1998): Decreases in microbial functional diversity do not result in corresponding changes in decomposition under different moisture conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 30:1989-2000.
- DE GRAAFF M.-A., ADKINS J., KARDOL P., THROOP H.L. (2015): A meta-analysis of soil biodiversity impacts on the carbon cycle, *Soil*, 1, 257-271.
- DEGROOD S.H., CLAASSEN V.P., SCOW K.M. (2005): Microbial community composition on native and drastically disturbed serpentine soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 1427-1435.
- DEJONGHE W., BOON N., SEGHERS D., TOP E.M., VERSTRAETE W. (2001): Bioaugmentation of soils by increasing microbial richness: missing links. *Environmental Microbiology*, 3, 649-657.
- DE KIMPE C., MOREL J.L. (2000): Urban soils: a growing concern. *Soil Science*, 165, 31-40.
- DE PAUL OBADE V., LAL R. (2014): Soil quality evaluation under different land management practices. *Environmental Earth Sciences*, 72, 4531-4549.
- DE VOS P., GARRITY G.M., JONES D., KRIEG N.R., LUDWIG W., RAINEY F.A., SCHLEIFER K.-H., WHITMAN W.B. (Szerk.) (2009): *Bergey's Manual Of Systematic Bacteriology* (2nd Ed.): The Firmicutes. Springer, New York.
- DE VRIES F.T., HOFFLAND E., VAN EEKEREN N., BRUSSAARD L., BLOEM J. (2006): Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting nitrogen management. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 2092-2103.
- DIEKÖTTER T., WAMSER S., WOLTERS V., BIRKHOFFER K. (2010): Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137 (1-2), 108-112.
- DIOSMA G., AULICINO M., CHIDICHIMO H., BALATTI P.A. (2006): Effect of tillage and N fertilization on microbial physiological profile of soils cultivated with wheat. *Soil and Tillage Research*, 91, 236-243.
- DOMINATI E., PATTERSON M., MACKAY A. (2010): A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69, 1858-1868.
- DONAT M.G., LOWRY A.L., ALEXANDER L.V., O'GORMAN P.A., MAHER N. (2016): More extreme precipitation in the world's dry and wet regions. *Nature Climate Change*, 6, 508-513.
- DUDGEON D., MA H.H.T., LAM P.K.S. (1990): Differential palatability of leaf litter to four sympatric isopods in a Hong Kong forest. *Oecologia*, 84, 398-403.
- DUNGER W. (1958): Über die Zersetzung der Laubstreu durch die Boden-Makrofauna im Auenwald. *Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik. Ökologie und Geographie der Tiere*, 86, 139-180.
- EDWARDS C.A., LOFTY J.R. (1969): The influence of agricultural practice on soil microarthropod populations. In: SHEALS J.G. (Szerk.): *The soil ecosystem*. London: Systemic Association, 237-247. p.
- EDWARDS C.A., BOHLEN P.J. (1996): *Biology and Ecology of Earthworms*, 3rd Ed. Chapman & Hall, London.

- EDWARDS W.M., SHIPITALO M.J. (1998): Consequences of earthworms in agricultural soils: aggregation and porosity. In: EDWARDS C.A. (Szerk.): *Earthworm Ecology*. Boca Raton: CRC Press, 147-161. p.
- EITMINAVICIUTE I. (2006): Microarthropod communities in anthropogenic urban soils. 1. Structure of microarthropod complexes in soils of roadside lawns. *Entomological Review*, 86, 128-135.
- EKSCHMITT K., KLEIN A., PIEPER B., WOLTERS V. (2001): Biodiversity and functioning of ecological communities – why is diversity important in some cases and unimportant in others? *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 164, 239-246.
- ELLIOTT E.T. (1986): Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 627-633.
- ELLIS E.C., KLEIN GOLDEWIJK K., SIEBERT S., LIGHTMAN D., RAMANKUTTY N. (2010): Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 589-606.
- ENDLICHER W., HOSTERT P., KOWARIK I., KULKE E., LOSSAU J., MARZLUFF J., VAN DER MEER E., MIEG H., NUTZMANN G., SCHULZ M., WESSOLEK G. (2011): Perspectives in urban ecology. Studies of ecosystems and interactions between humans and nature in the metropolis of Berlin. Springer, Berlin, Germany.
- ENGHOFF H. (1973): Diplopoda and Chilopoda from suburban localities around Copenhagen. *Videnskabelige meddelelser fra Dansk naturhistorisk forening i Kjøbenhavn*, 136, 43-48.
- ENSIGN J.C. (1978): Formation, properties and germination of actinomycetes spores. *Annual Review of Microbiology*, 32, 185-219.
- ETTEMA C.H., WARDLE D.A. (2002): Spatial soil ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 17 (4), 177-183.
- EUROPEAN COMMISSION (2002): Towards a thematic strategy for soil protection. COM (2002) 179 final.
- EUROPEAN COMMISSION (2005): Agri-environment Measures Overview on General Principles, Types of Measures, and Application. Directorate General for Agriculture and Rural Development. http://ec.europa.eu/agriculture/publi/reports/agrienv/rep_en.pdf. Lekérdezés időpontja: 2017. 08. 03.
- EUROSTAT (2013): Agriculture, Forestry and Fishery Statistics Pocketbooks 2013 Edition. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- FARENHORST A. (2006): Importance of soil organic matter fractions in soil-landscape and regional assessments of pesticide sorption and leaching in soil. *Soil Science*, 70, 1005-1012.
- FELSKE A., WOLTERINK A., VAN LIS R., DE VOS W.M., AKKERMANS A.D.L. (2000): Response of a soil bacterial community to grassland succession as monitored by 16S rRNA levels of the predominant ribotypes. *Applied and Environmental Microbiology*, 66, 3998-4003.
- FENN M. (1991): Increased site fertility and litter decomposition rate in high-pollution sites in the San Bernardino Mountains. *Forest Science*, 37, 1163-1181.
- FIERER N., JACKSON R.B. (2006): The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *PNAS*, 103, 626-631.
- FIERER N., BRADFORD M., JACKSON R. (2007): Toward an ecological classification of soil bacteria. *Ecology*, 88, 1354-1364.
- FIERER N., LAUBER C.L., RAMIREZ K.S., ZANEVELD J., BRADFORD M.A., KNIGHT R. (2012): Comparative metagenomic, phylogenetic and physiological analyses of soil microbial communities across nitrogen gradients. *ISME Journal*, 6, 1007-1017.
- FIERER N., LEFF J.W., ADAMS B.J., NIELSEN U.N., BATES S.T., LAUBER C.L., OWENS S., GILBERT J.A., WALL D.H., CAPORASO J.G. (2012): Cross-biome metagenomic analyses of soil microbial communities and their functional attributes. *PNAS*, 109, 21390-21395.

- FILSER J. (2002): The role of Collembola in carbon and nitrogen cycling in soil. *Pedobiologia*, 46, 234-245.
- FONTAINE S., MARIOTTI A., ABBADIE L. (2003): The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 837-843.
- FOUNTAIN M.T., HOPKIN S.P. (2004): Biodiversity of collembola in urban soils and the use of *Folsomia candida* to assess soil 'quality'. *Ecotoxicology*, 13, 555-572.
- FRECKMAN D.W., VIRGINIA R.A. (1997): Low-diversity Antarctic soil nematode communities: distribution and response to disturbance. *Ecology*, 78, 363-369.
- FREY S.D., ELLIOT E.T., PAUSTIAN K. (1999): Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. *Soil Biology and Biochemistry*, 31 (4), 573-585.
- GARBEVA P., VAN VEEN J.A., VAN ELSAS J.D. (2004a): Microbial diversity in soil: selection of microbial populations by plant and soil type and implications for disease suppression. *Annual Review of Phytopathology*, 42, 243-270.
- GARBEVA P., VOESENEK K., VAN ELSAS J.D. (2004b): Quantitative detection and diversity of the pyrrolnitrin biosynthesis locus in soil under different treatments. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 1453-1463.
- GARCÍA-MONTERO L.G., VALVERDE-ASENJO I., GRANDE-ORTÍZ M.A., MENTA C., HERNANDO I. (2013): Impact of earthworm casts on soil pH and calcium carbonate in black truffle burns. *Agroforestry Systems*, 87 (4), 815-826.
- GARCIA-PALACIOS P., MAESTRE F.T., KATTGE J., WALL D.H. (2013): Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition. *Ecology Letters*, 16, 1045-1053.
- GARDI C., MENTA C., MONTANARELLA L., CENCI R. (2008): Main threats to soil biodiversity: the case of agricultural activities impacts on soil microarthropods. In: TOTH G., MONTANARELLA L., RUSCO E. (Szerk.): *Threats to Soil in Europe*. Luxembourg: Office for the Official Publications of the European Communities, 100-110. p.
- GARDI C., MONTANARELLA L., ARROUAYS D., BISPO A., LEMANCEAU P., JOLIVET C., MULDER C., RANJARD L., RÖMBKE J., RUTGERS M., MENTA C. (2009): Soil biodiversity monitoring in Europe: ongoing activities and challenges. *European Journal of Soil Science*, 60, 807-819.
- GARTNER T.B., CARDON Z.G. (2004): Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos*, 104, 230-246.
- GATHMANN A., GREILER H.J., TSCHARNTKE T. (1994): Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. *Oecologia*, 98, 8-14.
- GERLACH A., RUSSELL D.J., JAESCHKE B., RÖMBKE J. (2014): Feeding preferences of native terrestrial isopod species (Oniscoidea, Isopoda) for native and introduced leaf litter. *Applied Soil Ecology*, 83, 95-100.
- GESSNER M.O., SWAN C.M., DANG C.K., MCKIE B.G., BARDGETT R.D., WALL D.H., HÄTTENSCHWILER S. (2010): Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution*, 6, 372-380.
- GHILAROV H. (1975): General trends of changes in soil animal populations of arable land. In: VANEK J. (Szerk.): *Progress in soil zoology*. Prague: Czechoslovak Academy of Sciences, 31-39. p.
- GILLER P.S. (1996): The diversity of soil communities, the "poor man's tropical rain forest". *Biodiversity and Conservation*, 5, 135-168.
- GILLER K.E., BEARE M.H., LAVELLE P., IZAC A.M.N., SWIFT M.J. (1997): Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology*, 6, 3-16.
- GILLER K.E., BIGNELL D., LAVELLE P., SWIFT M.J., BARRIOS E., MOREIRA F., VAN NOORDWIJK M., BAROIS I., KARANJA N., HUISING J. (2005): Soil biodiversity in

- rapidly changing tropical landscapes: scaling down and scaling up. In: BARDGETT R., USHER M.B., HOPKINS D.W. (Szerk.): *Biological Diversity and Function in Soils*. Cambridge: Cambridge University Press, 295-318. p.
- GISIN H. (1960): Collembolenfauna Europas. Museum d'Histoire Naturelle, Geneve.
- GLANZ J.T. (1995): *Saving Our Soil: Solutions for Sustaining Earth's Vital Resource*. Johnson Books, Boulder, CO, USA.
- GOBIN A., CAMPLING P., JANSSEN L., DESMET N., VAN DELDEN H., HURKENS J., LAVELLE P., BERMAN S. (2011): Soil organic matter management across the EU – best practices, constraints and trade-offs. Final Report for the European Commission's DG Environment.
- GODEFROID S., KOEDAM N. (2004): The impact of forest paths upon adjacent vegetation: Effects of the path surfacing material on the species composition and soil compaction. *Biological Conservation*, 119, 405-419.
- GOLOVATCH S.I., KIME R.D. (2009): Millipede (Diplopoda) distributions: A review. *Soil Organisms*, 81 (3), 565-597.
- GONGALSKY K.B., FILIMONOVA Z.V., ZAITSEV A.S. (2010): Relationship between soil invertebrate abundance and soil heavy metal contents in the environs of the Kosogorsky metallurgical plant, Tula Oblast. *Russian Journal of Ecology*, 41, 67-70.
- GONZÁLEZ G., MURPHY C.M., BELÉN J. (2012): Direct and indirect effects of millipedes on the decay of litter of varying lignin content. In: Sudarshana P., Nageswara-Rao M., Soneji J.R. (Szerk.): *Tropical Forests*. Rijeka: Intech, 37-50. p.
- GÖRANSSON H., GODBOLD D.L., JONES D.L., ROUSK, J. (2013): Bacterial growth and respiration responses upon rewetting dry forest soils: Impact of drought-legacy. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 477-486.
- GRAHAM D.J., MIDGLEY N.G. (2000): Graphical representation of particle shape using triangular diagrams: an Excel spreadsheet method. *Earth Surface Processes and Landforms*, 25, 1473-1477.
- GRASHOF-BOKDAM C.J., VAN LANGEVELDE F. (2005): Green veining: landscape determinants of biodiversity in European agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 20, 417-439.
- GREGORY A.S., WATTS C.W., GRIFFITHS B.S., HALLETT P.D., KUAN H.L., WHITMORE A.P. (2009): The effect of long-term soil management on the physical and biological resilience of a range of arable and grassland soils in England. *Geoderma*, 153 (1-2), 172-185.
- GRIFFITHS B.S., RITZ K., BARDGETT R.D., COOK R., CHRISTENSEN S., EKELUND F., SØRENSEN S.J., BÅÅTH E., BLOEM J., DE RUITER P.C., DOLFING J., NICOLARDOT B. (2000): Ecosystem response of pasture soil communities to fumigation-induced microbial diversity reductions: an examination of the biodiversity-ecosystem function relationship. *Oikos*, 90, 279-94.
- GRIFFITHS B.S., RITZ K., WHEATLEY R., KUAN H.L., BOAG B., CHRISTENSEN S., EKELUND F., SØRENSEN S.J., MULLER S., BLOEM J. (2001): An examination of the biodiversity-ecosystem function relationship in arable soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 33, 1713-1722.
- GRIME J.P., CORNELISSEN J.H.C., THOMPSON K., HODGSON J.G. (1996): Evidence of a causal connection between anti-herbivore defence and the decomposition rate of leaves. *Oikos*, 77, 489-494.
- GRØNSTØL G.B., SOLHOY T., LOYING M.K. (2000): A comparison of mustard, household detergents and formalin as vermifuges for earthworm sampling. *Fauna Norvegica*, 20, 27-30.
- GROS R., MONROZIER L.J., BARTOLI F., CHOTTE J.L., FAIVRE P. (2004): Relationships between soil physico-chemical properties and microbial activity along a restoration

- chronosequence of alpine grasslands following ski run construction. *Applied Soil Ecology*, 27, 7-22.
- GRUNER H. (1966): Die Tierwelt Deutschlands. 53. Teil. Krebstiere oder Crustacea. V. Isopoda, 2. Lieferung, Jena.
- GRÜTER D., SCHMID B., BRANDL H. (2006): Influence of plant diversity and elevated atmospheric carbon dioxide levels on belowground bacterial diversity. *BMC Microbiology*, 6, 68.
- GUTIÉRREZ-LÓPEZ M., JESÚS-LIDÓN J.B., TRIGO D., FERNÁNDEZ R., NOVO M., DÍAZ-COSÍN D.J. (2010): Relationships among spatial distribution of soil microarthropods, earthworm species and soil properties. *Pedobiologia*, 53, 381-389.
- HAGAN D., DOBBS C., TIMILSINA N., ESCOBEDO F., TOOR G.S., ANDREU M. (2012): Anthropogenic effects on the physical and chemical properties of subtropical coastal urban soils. *Soil Use and Management*, 28, 78-88.
- HANSEL C.M., FENDORF S., JARDINE P.M., FRANCIS C.A. (2008): Changes in bacterial and archaeal community structure and functional diversity along a geochemically variable soil profile. *Applied and Environmental Microbiology*, 74, 1620-1633.
- HARDINGS D.J.L., STUTTARD R.A. (1974): Microarthropods. In: DICKINSON G.K., PUGH G.J.F. (Szerk.): *Biology of Plant Litter Decomposition*. London: Academic, 489-532. p.
- HARRIS R.F. (1981): Effect of water potential on microbial growth and activity. In: PARR, J.F., GARDNER, W.R., ELLIOTT, L.F. (Szerk.): *Water Potential Relations in Soil Microbiology*. Madison: American Society of Agronomy, 23-95. p.
- HASSALL M. (1966): Spatial variation in favourability of a grass heath as a habitat for woodlice (Isopoda: Oniscidea). *Pedobiologia*, 40, 514-528.
- HASSALL M., TURNER J.G., RANDS M.R.W. (1987): Effects of terrestrial isopods on the decomposition of woodland leaf litter. *Oecologia*, 72, 597-604.
- HÄTTENSCHWILER S., VITOUSEK P.M. (2000): The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Trends in Ecology and Evolution*, 15, 238-243.
- HÄTTENSCHWILER S., BRETSCHER D. (2001): Isopod effects on decomposition of litter produced under elevated CO₂, N deposition and different soil types. *Global Change Biology*, 7, 565-579.
- HÄTTENSCHWILER S., GASSER P. (2005): Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. *PNAS*, 102 (5), 1519-1524.
- HÄTTENSCHWILER S., TIUNOV A.V., SCHEU S. (2005): Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36, 191-218.
- HÄTTENSCHWILER S., BRACHT-JØRGENSEN H. (2010): Carbon quality rather than stoichiometry controls litter decomposition in a tropical rain forest. *Journal of Ecology*, 98, 754-763.
- HAWKSWORTH D.L. (2001): The magnitude of fungal diversity: the 1.5 millions species estimate revisited. *Mycological Research*, 105, 1422-1432.
- HAZELHOFF L., VAN HOOFF P., IMESON A.C., KWAAD F.J.P.M. (1981): The exposure of forest soil to erosion by earthworms. *Earth Surface Processes and Landforms*, 6, 235-250.
- HEEMSBERGEN D.A., BERG M.P., LOREAU M., VAN HAJ J.R., FABER J.H., VERHOEF H.A. (2004): Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity. *Science*, 306, 1019-1020.
- HEIMANN M., REICHSTEIN M. (2008): Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature*, 451, 289-292.
- HENDRIX P.F. (1998): Earthworms in agroecosystems: a summary of current research. In: EDWARDS C.A. (Szerk.): *Earthworm Ecology*. Boca Raton: CRC Press, 259-269. p.
- HENEGHAN L., COLEMAN D.C., ZOU X.M., CROSSLEY JR. D.A., HAINES B.L. (1999): Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: tropical-temperate comparisons of a single substrate. *Ecology*, 80, 1873-1882.

- HENRY H.A.L. (2013): Reprint of „Soil extracellular enzyme dynamics in a changing climate”. *Soil Biology and Biochemistry*, 56, 53-59.
- HOFFMAN R.L. (1990): Diplopoda. In: DINDAL D.L. (Szerk.): *Soil Biology Guide*. New York: John Wiley & Sons, 835-860. p.
- HOLMES A.J., BOWYER J., HOLLEY M.P., O'DONOGHUE M., MONTGOMERY M., GILLINGS M.R. (2000): Diverse, yet to-be-cultured members of the Rubrobacter subdivision of the Actinobacteria are widespread in Australian arid soils. *FEMS Microbiology Ecology*, 33, 111-120.
- HONG J.K., CHO J.C. (2015): Environmental variables shaping the ecological niche of Thaumarchaeota in soil: direct and indirect causal effects. *PLoS One*, 10 (8), 1-20.
- HOOPER D.U., CHAPIN III F.S., EWEL J.J., HECTOR A. INCHAUSTI P., LAVOREL S., LAWTON J.H., LODGE D.M., LOREAU M., NAEEM S., SCHMID B., SETÄLÄ H., SYMSTAD A.J., VANDERMEER J., WARDLE D.A. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75, 3-35.
- HOPKIN S.P. (1989): *Ecophysiology of Metals in Terrestrial Invertebrates*, Elsevier Applied Science, London.
- HOPKIN S.P., READ H.J. (1992): *The Biology of Millipedes*. Oxford University Press, Oxford.
- HOPKIN S.P. (1997): *Biology of the Springtails*. Oxford University Press, Oxford.
- HORNUNG E. (1986): Check list of Collembola on a sandy grassland (Kiskunság National Park, Hungary). *Acta Biologica Szegediensis*, 32, 137-139.
- HORNUNG E. (1992): Comparison of different grassland types based on isopod communities. In: ZOMBORI L., PEREGOVITS L. (Szerk.): *Proceedings of the Fourth European Congress of Entomology, XIII. Internationale Symposium für die Entomofaunistik Mitteleuropas*. Budapest: Hungarian Natural History Museum, 741-746. p.
- HORNUNG E., VILISICS F., SZLÁVEZ K. (2007): Hazai szárazföldi ászkarákfajok (Isopoda, Oniscidea) tipizálása két nagyváros, Budapest és Baltimore (ÉK Amerika) összehasonlításának példájával. *Természetvédelmi Közlemények*, 13, 47-58.
- HORNUNG E., VILISICS F., SÓLYMOS P. (2008): Low alpha and high beta diversity in terrestrial isopod assemblages in the Transdanubian region of Hungary. In: ZIMMER M., CHARFI-CHEIKHROUHA F., TAITI S. (Szerk.): *Proceedings of the International Symposium of Terrestrial Isopod ISTIB -07*. Aachen: Shaker Verlag, 1-11. p.
- HORNUNG E., VILISICS F., SÓLYMOS P. (2009): Ászkarák együttesek (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) felhasználhatósága élőhelyek minősítésében. *Természetvédelmi Közlemények*, 15, 381-395.
- HORVATH P., NACSA G. (1982): Collembola populációk ökológiai vizsgálata homokpusztai gyepökoszisztémában (Kézirat).
- HORWATH W.R., PAUL E.A., HARRIS D., NORTON J., JAGGER L., HORTON K.A. (1996): Defining a realistic control for the chloroform fumigation-incubation method using microscopic counting and C-14-substrates. *Canadian Journal of Soil Science*, 76, 459-467.
- HSIEH T.C., MA K.H., CHAO A. (2016): iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.12 <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download>
- HUERTA E., VAN DER WAL H. (2012): Soil macroinvertebrates' abundance and diversity in home gardens in Tabasco, Mexico, vary with soil texture, organic matter and vegetation cover. *European Journal of Soil Biology*, 50, 68-75.
- HUHTA V., PERSSON T., SETÄLÄ H. (1998): Functional implications of soil fauna diversity in boreal forests. *Applied Soil Ecology*, 10, 277-288.
- IASS (2015): Grounding the Post-2015 Development Agenda: Options for the protection of our precious soil and land resources. http://globalsoilweek.org/wp-content/uploads/2015/04/150421_Grounding-the-Post-2015-Development-Agenda.pdf
Lekérdezés időpontja: 2017. 08. 03.

- INESON P., LEONARD M.A., ANDERSON J.M. (1982): Effect of collembolan grazing upon nitrogen and cation leaching from decomposing leaf litter. *Soil Biology and Biochemistry*, 14, 601-605.
- IPCC (2014): Climate change 2014. Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri R.K., Meyer L.A. (Szerk.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.
- IRMLER U. (2000): Changes in the fauna and its contribution to mass loss and N release during leaf litter decomposition in two deciduous forests. *Pedobiologia*, 44, 105-118.
- ISO 11261 (1995): Soil quality—Determination of total nitrogen.
- ISO 22036 (2008): Soil quality—Determination of trace elements in extracts of soil by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry (ICP-AES).
- JACKSON L., BAWA K., PASCUAL U., PERRINGS C. (2005): agroBIODIVERSITY: A new science agenda for biodiversity in support of sustainable agroecosystems. DIVERSITAS Report No. 4.
- JANSSEN P.H. (2006): Identifying the dominant soil bacterial taxa in libraries of 16S rRNA and 16S rRNA genes. *Applied and Environmental Microbiology*, 72, 1719-1728.
- JEFFERY S., GARDI C., JONES A., MONTANARELLA L., MARMO L., MIKO L., RITZ K., PERES G., RÖMBKE J., VAN DER PUTTEN W.H. (Szerk.) (2010): European Atlas of Soil Biodiversity. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- JENNINGS T.J., BARKHAM J.P. (1979): Litter decomposition by slugs in mixed deciduous woodland. *Holarctic Ecology*, 2, 21-29.
- JESUS E.C., MARSH T.L., TIEDJE J.M., MOREIRA F.M.S. (2009): Changes in land use alter the structure of bacterial communities in Western Amazon soils. *ISME Journal*, 3, 1004-1011.
- JIM C.Y. (1993): Soil compaction as a constraint to tree growth in tropical and subtropical urban habitats. *Environmental Conservation*, 20, 35-49.
- JOHANNESSEN L.E., SOLHOY T. (2001): Effects of experimentally increased calcium levels in the litter on terrestrial snail populations. *Pedobiologia*, 45, 234-42.
- JOHNSON, D., BOOTH, R.E., WHITELEY, A.S., BAILEY, M.J., READ, D.J., GRIME J.P., LEAKE J.R. (2003): Plant community composition affects the biomass, activity and diversity of microorganisms in limestone grassland soil. *European Journal of Soil Science*, 54, 671-678.
- JONES C.G., LAWTON J.H., SHACHAK M. (1994): Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69, 373-386.
- JONES C.M., SPOR A., BRENNAN F.P., BREUIL M.-C., BRU D., LEMANCEAU P., GRIFFITHS, B., HALLIN S., PHILIPPOT L. (2014): Recently identified microbial guild mediates soil N₂O sink capacity. *Nature Climate Change*, 4, 801-805.
- JONES R.T., ROBESON M.S., LAUBER C.L., HAMADY M., KNIGHT R., FIERER N. (2009): A comprehensive survey of soil acidobacterial diversity using pyrosequencing and clone library analyses. *ISME Journal*, 3, 442-453.
- JORDAENS K., DE WOLF H., VANDECASTEELE B., BLUST R., BACKELJAU T. (2006): Associations between shell strength, shell morphology and heavy metals in the land snail *Cepaea nemoralis* (Gastropoda, Helicidae). *Science of the Total Environment*, 363, 285-293.
- KAISERMANN A., MARRON P.A., BEAUMELLE L., LATA J.C. (2015): Fungal communities are more sensitive indicators to non-extreme soil moisture variations than bacterial communities. *Applied Soil Ecology*, 86, 158-164.
- KAPPES H., TOPP W., ZACH P., KULFAN J. (2006): Coarse woody debris, soil properties, and snails (Mollusca: Gastropoda) in European primeval forests of different climates. *European Journal of Soil Biology*, 42, 139-146.

- KÁSLER A. (2017): Budai erdőfoltok biodiverzitás-megtartó szerepe. Szakdolgozat, Állatorvostudományi Egyetem, Budapest.
- KEIBLINGER K.M., HALL E.K., WANER W., SZUKICS U., HÄMMERLE I., ELLERSDORFER G. BÖCK S., STRAUSS J., STERFLINGER K., RICHTER A., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S. (2010): The effect of resource quantity and resource stoichiometry on microbial carbon-use-efficiency. *FEMS Microbiology Ecology*, 73, 430-440.
- KENNEDY A.C. (1999): Bacterial diversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 65-76.
- KENNEDY N., BRODIE E., CONNOLLY J., CLIPSON N. (2004): Impact of lime, nitrogen and plant species on bacterial community structure in grassland microcosms. *Environmental Microbiology*, 6, 1070-1080.
- KERNEY M., CAMERON R.A.D. (1979): A Field Guide to the Land Snails of Britain and North-West Europe. Collins Field Guide, London.
- KERSTIENS G. (1996): Cuticular water permeability and its physiological significance. *Journal of Experimental Botany*, 47, 1813-1832.
- KEUSKAMP J.A., DINGEMANS B.J.J., LEHTINEN T., SARNEEL J.M., HEFTING, M.M. (2013): Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, 4 (11), 1070-1075.
- KIM H.H. (1992): Urban heat-island. *International Journal of Remote Sensing*, 13, 2319-2336.
- KIME R.D., WAUTHY, G. (1984): Aspects of relationships between millipedes, soil texture and temperature in deciduous forests. *Pedobiologia*, 26, 387-402.
- KIMURA M., JIA Z.J., NAKAYAMA N., ASAKAWA S. (2008): Ecology of viruses in soils: Past, present and future perspective. *Soil Science and Plant Nutrition*, 54, 1-32.
- KIRSCHBAUM M.U.F. (1995): The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and Biochemistry*, 27 (6), 753-760.
- KIRSCHBAUM M.U.F. (2006): The temperature dependence of organic-matter decomposition – still a topic of debate. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 2510-2518.
- KLEIJN D., SUTHERLAND W.J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 40, 947-969.
- KLEIJN D., BAQUERO R.A., CLOUGH Y., DIAZ M., DE ESTEBAN J., FERNÁNDEZ F., GABRIEL D., HERZOG F., HOLZSCHUH A., JÖHL R., KNOP E., KRUESS A., MARSHALL E.J.P., STEFFAN-DEWENTER I., TSCHARNTKE T., VERHULST J., WEST T.M., YELA J.L. (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, 9, 243-254.
- KLEIJN D., RUNDLÖF M., SCHEPER J., SMITH H.G., TSCHARNTKE T. (2011): Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology and Evolution*, 26, 474-481.
- KORSÓS Z. (1992): Millipedes from anthropogenic habitats in Hungary (Diplopoda). *Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins in Innsbruck*, 10, 237-241.
- KORSÓS Z. (1994): Checklist, preliminary distribution maps, and bibliography of millipedes in Hungary (Diplopoda). *Miscellanea Zoologica Hungarica*, 9, 29-82.
- KORSÓS Z. (1998): Az ikerszelvényesek (Diplopoda) faunisztikai és taxonómiai kutatásának helyzete és irányai Magyarországon. *Folia historico naturalia Musei Matraensis*, 22, 85-98.
- KORSÓS Z., HORNUNG E., SZLÁVECZ K., KONTSCHÁN J. (2002): Isopoda and Diplopoda of urban habitats: new data to the fauna of Budapest. *Annales Historico-Naturales Musei Natinalis Hungarici*, 94, 193-208.
- KORSÓS Z. (2015): Magyarország ikerszelvényesei. Illusztrációtáblák és adatlapok a fajok meghatározásához - kézirat. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.

- KOVÁCS A. (2011): Alföldi szántók, gyepek és ugarok biodiverzitásának komparatív elemzése és természetvédelmi szempontú vizsgálata. Doktori értekezés, Szent István Egyetem, Gödöllő.
- KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI A., KÖRÖSI Á., ORCI K.M., BATÁRY P., BÁLDI A. (2011): Set-aside promotes insect and plant diversity in a Central European country. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141, 296-301.
- KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI A., BÁLDI, A. (2012): Set-aside fields in agri-environment schemes can replace the market-driven abolishment of fallows. *Biological Conservation*, 152, 196-203.
- KOVÁCS-LÁNG E., KRÖEL-DULAY G., KERTÉSZ M., FEKETE G., BARTHA S., MIKA J. DOBI-WANTUCH I., RÉDEI T., RAJKAI K., HAHN I. (2000): Changes in the composition of sand grasslands along a climatic gradient in Hungary and implications for climate change. *Phytocoenologia*, 30 (3-4), 385-407.
- KREMEN C., COLWELL R.K., ERWIN T.L., MURPHY D.D., NOSS R.F., SANJAYAN M.A. (1993): Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology*, 7, 796-808.
- KRIEG N.R., STALEY J.T., BROWN D.R., HEDLUND B.P., PASTER B.J., WARD N.L., LUDWIG W., WHITMAN W.B. (Szerk.) (2010): Bergey's Manual Of Systematic Bacteriology (2nd Ed.): The Bacteroidetes, Spirochaetes, Tenericutes (Mollicutes), Acidobacteria, Fibrobacteres, Fusobacteria, Dictyoglomi, Gemmatimonadetes, Lentisphaerae, Verrucomicrobia, Chlamydiae, and Planctomycetes. Springer, New York.
- KUAN H.L., HALLETT P.D., GRIFFITHS B.S., GREGORY A.S., WATTS C.W., WHITMORE A.P. (2007): The biological and physical stability and resilience of a selection of Scottish soils to stresses. *European Journal of Soil Science*, 58 (3), 811-821.
- KUMAR J.D., SHARMA G.D., MISHRA R.R. (1992): Soil microbial population numbers and enzyme activities in relation to altitude and forest degradation. *Soil Biology and Biochemistry*, 24, 761-767.
- KUOPPAMÄKI K., SETÄLÄ H., RANTALAINEN A.L., KOTZE D.J. (2014): Urban snow indicates pollution originating from road traffic. *Environmental Pollution*, 195, 56-63.
- KURAMAE E.E., YERGEAU E., WONG L.C., PIJL A.S., VAN VEEN J.A., KOWALCHUK G.A. (2012): Soil characteristics more strongly influence soil bacterial communities than land-use type. *FEMS Microbiology Ecology*, 79, 12-24.
- KUUSSAARI M., HYVÖNEN T., HÄRMÄ O. (2011): Pollinator insects benefit from rotational fallows. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 143, 28-36.
- LAAKSO J, SETÄLÄ H. (1999): Sensitivity of primary production to changes in the architecture of belowground food webs. *Oikos*, 87, 57-64.
- LAOSSI K.R., BAROT S., CARVALHO D., DESJARDINS T., LAVELLE P., MARTINS M., MITJA D., RENDEIRO A.C., ROUSSEAU G., SARRAZIN M., VELASQUEZ E., GRIMALDI M. (2008): Effects of plant diversity on plant biomass production and soil macrofauna in Amazonian pastures. *Pedobiologia*, 51, 397-407.
- LAUBER C., STRICKLAND M., BRADFORD M., FIERER N. (2008): The influence of soil properties on the structure of bacterial and fungal communities across land-use types. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 2407-2415.
- LAUBER C., HAMADY M., KNIGHT R., FIERER N. (2009): Pyrosequencing-based assessment of soil pH as a predictor of soil bacterial community structure at the continental scale. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 5111-5120.
- LAVELLE P., DANGERFIELD M., FRAGOSO C., ESCHENBRENNER V., LOPEZ-HERNANDEZ D., PASHANASI B., BRUSSAARD L. (1994): The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility. In: WOOPER P.L., SWIFT M.J. (Szerk.): *Tropical Soil Biology and Fertility*. New York: John Wiley-Sayce, 137-169. p.
- LAVELLE P., LATTAUD C., TRIGO D., BAROIS I. (1995): Mutualism and biodiversity in soils. *Plant and Soil*, 170, 23-33.

- LAVELLE P. (1996): Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*, 33, 3-16.
- LAVELLE P., BIGNELL D., LEPAGE M., WOLTERS V., ROGER P., INESON P., DHILLION O.W. (1997): Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology*, 33 (4), 159-193.
- LAVELLE P., SPAIN A.V. (2001): Soil Ecology. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.
- LAVELLE P., DECAËNS T., AUBERT M., BAROT S., BLOUIN M., BUREAU F., MARGERIE P., MORA P., ROSSI J.-P. (2006): Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42, 3-15.
- LEE K.E. (1985): Earthworms: Their Ecology and Relationships with Soils and Land Use. Academic Press, Sydney.
- LEFCHECK J.S., BYRNES J.E.K., ISBELL F., GAMFELDT L., GRIFFIN J.N., EISENHAUER N., HENSEL M.J.S., HECTOR A., CARDINALE B.J., DUFFY J.E. (2015): Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nature Communication*, 6, 1-7.
- LEGENDRE P., GALLAGHER E.D. (2001): Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271-280.
- LIKER A., PAPP Z., BÓKONY V., LENDVAI Á.Z. (2008): Lean birds in the city: Body size and condition of house sparrows along the urbanization gradient. *Journal of Animal Ecology*, 77, 789-795.
- LIU W., ZHANG Z., WAN S. (2009): Predominant role of water in regulating soil and microbial respiration and their responses to climate change in a semiarid grassland. *Global Change Biology*, 15, 184-195.
- LOCASCIULLI O., BOAG D.A. (1987): Microdistribution of terrestrial snails (Stylommatophora) in forest litter, *Canadian Field-Naturalist*, 101, 76-81.
- LOKSA I. (1966): Die bodenzoozöologische Verhältnisse der Flaumeichen-Buschwälder Südostmitteleuropas. Akadémiai Kiadó, Budapest
- LOKSA I. (1987): Collembola from the Kiskunság National Park. In: MAHUNKA S. (Szerk.): *The Fauna of the Kiskunság National Park*. Budapest: Akadémia Kiadó, 78-80 p.
- LOREAU M. (2001): Microbial diversity, producer-decomposer interactions and ecosystem processes: a theoretical model. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B*, 268, 303-309.
- LORENZ K., PRESTON C.M., KANDELER E. (2006): Soil organic matter in urban soils: estimation of elemental carbon by thermal oxidation and characterization of organic matter by solid-state ¹³C nuclear magnetic resonance (NMR) spectroscopy. *Geoderma*, 130, 312-323.
- LOVETT G.M., TRAYNOR M.M., POUYAT R.V., CARREIRO M.M., ZHU W., BAXTER J.W. (2000): Atmospheric deposition to oak forests along an urban-rural gradient. *Environmental Science and Technology*, 34, 4294-4300.
- LUGTENBERG B., KAMILOVA F. (2009): Plant-growth-promoting rhizobacteria. *Annual Review of Microbiology*, 63, 541-555.
- LUSSENHOP J. (1992): Mechanisms of microarthropod-microbial interactions in soil. *Advances in Ecological Research*, 23, 1-33.
- LUTHY R.G., AIKEN G.R., BRUSSEAU M.L., CUNNINGHAM S.D., GSCHWEND P.M., PIGNATELLO J.J., REINHARD M., TRAINA S.J., WEBER W.J., WESTALL J.C. (1997): Sequestration of hydrophobic organic contaminants by geosorbents. *Environmental Science and Technology*, 31 (12), 3341-3347.
- LYND L.R., WEIMER P.J., VAN ZYL W.H., PRETORIUS I.S. (2002): Microbial cellulose utilization: fundamentals and biotechnology. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 66, 506-577.

- MAGRO S., GUTIÉRREZ-LÓPEZ M., CASADO M.A., JIMÉNEZ M.D., TRIGO D., MOLA I., BALAGUER L. (2013): Soil functionality at the roadside: Zooming in on a microarthropod community in an anthropogenic soil. *Ecological Engineering*, 60, 81-87.
- MAGURA T., HORNING E., TÓTHMÉRÉSZ B. (2008): Abundance patterns of terrestrial isopods along an urbanization gradient. *Community Ecology*, 9 (1), 115-120.
- MAIER R.M., PEPPER I.L., GERBA C.P. (2000): Environmental microbiology. Academic, San Diego.
- MANTA D.S., ANGELONE M., BELLANCA A., NERI R., SPROVIERI M. (2002): Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Science of The Total Environment*, 300, 229-243.
- MANZONI S., SCHIMEL J., PORPORATO A. (2012): Responses of soil microbial communities to water-stress: results from a meta-analysis. *Ecology*, 93, 930-938.
- MARAUN M., SCHEU S. (2000): The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implications for future research. *Ecography*, 23, 374-382.
- MARAUN M., MIGGE S., THEENHAUS A., SCHEU S. (2003): Adding to 'the enigma of soil animal species diversity': fungal feeders and saprophagous soil invertebrates prefer similar food substrates. *European Journal of Soil Biology*, 39, 85-95.
- MARCHANT R., BANAT I.M., FRANZETTI A. (2011): Thermophilic bacteria in cool soils: metabolic activity and mechanisms of dispersal. In: FONTANETO D. (Szerk.): *Biogeography of Microscopic Organisms: Is Everything Small Everywhere?* Cambridge: Cambridge University Press, 43-57. p.
- MARON P.A., MOUGEL C., RANJARD L. (2011): Soil microbial diversity: methodological strategy, spatial overview and functional interest. *Comptes Rendus Biologies*, 334, 403-411.
- MARSHALL E.J.P., MOONEN A.C. (2002): Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89, 5-21.
- MARTIN K., SOMMER M. (2004): Relationships between land snail assemblage patterns and soil properties in temperate-humid forest ecosystems. *Journal of Biogeography*, 31, 531-545.
- MASON C.F. (1970a): Snail populations, beech litter production and the role of snails in litter decomposition. *Oecologia*, 5, 215-239.
- MASON C.F. (1970b): Food, feeding rates and assimilation in woodland snails. *Oecologia*, 4, 358-373.
- MATTSON W.J. (1980): Herbivory in relation to plant nitrogen content. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 11, 119-161.
- MCDONALD R.I., KAREIVA P., FORMAN R.T.T. (2008): The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 141, 1695-1703.
- MCGUIRE K.L., TRESEDER K.K. (2010): Microbial communities and their relevance for ecosystem models: Decomposition as a case study. *Soil Biology and Biochemistry*, 42, 529-535.
- MCINTYRE N.E., RANGO J., FAGAN W.F., FAETH S.H. (2001): Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning*, 52, 257-274.
- MCKINNEY M.L. (2002): Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience*, 52, 883-890.
- MCKINNEY M.L. (2006): Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127, 247-260.
- MELBOURNE B.A. (1999): Bias in the effect of habitat structure on pitfall traps: an experimental evaluation. *Australian Journal of Ecology*, 24, 228-239.
- MENDES L.W., TSAI S.M., NAVARRETE A.A. DE HOLLANDER M., VAN VEEN J.A., KURAMAE E.E. (2015): Soil-borne microbiome: linking diversity to function. *Microbial Ecology*, 70, 255-265.

- MEYER F., PAARMAN D., D'SOUZA M., OLSON R., GLASS E.M., KUBAL M., PACZIAN T., RODRIGUEZ A., STEVENS R., WILKE A., WILKENING J., EDWARDS R.A. (2008): The Metagenomics RAST server – A public resource for the automatic phylogenetic and functional analysis of metagenomes. *BMC Bioinformatics*, 9, 386-394.
- MEYER M.C., PASCHKE M.W., MCLENDON T., PRICE D. (1998): Decreases in soil microbial function and functional diversity in response to depleted uranium. *Journal of Environmental Quality*, 27, 1306-1311.
- MIKI T., USHIO M., FUKUI S., KONDOH M. (2010): Functional diversity of microbial decomposers facilitates plant coexistence in a plant-microbe-soil feedback model. *PNAS*, 107, 14251-14256.
- MIKOLA J., SETÄLÄ H. (1998): Relating species diversity to ecosystem functioning—mechanistic backgrounds and experimental approach with a decomposer food web. *Oikos*, 83, 180-194.
- MILLAR A.J., WAITE S. (1999): Molluscs in coppice woodland. *Journal of Conchology*, 36, 25-48.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- MONCIARDINI P., CAVALETTI L., SCHUMANN P., ROHDE M., DONADIO S. (2003): *Conexibacter woesei* gen. nov., sp. nov., a novel representative of a deep evolutionary line of descent within the class Actinobacteria. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 53, 569-576.
- MONFREDA C., RAMANKUTTY N., FOLEY J.A. (2008): Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22, GB1022.
- MOORE J.C., BERLOW E.L., COLEMAN D.C., DE RUITER P.C., DONG Q., HASTINGS A., JOHNSON N.C., MCCANN K.S., MELVILLE K., MORIN P.J., NADELHOFFER K., ROSEMOND A.D., POST D.M., SABO J.L., SCOW K.M., VANNI M.J., WALL D.H. (2004): Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecology Letters*, 7, 584-600.
- MORÓN-RÍOS Á., RODRÍGUEZ M.Á., PÉREZ-CAMACHO L., REBOLLO S. (2010): Effects of seasonal grazing and precipitation regime on the soil macroinvertebrates of a Mediterranean old-field. *European Journal of Soil Biology*, 46, 91-96.
- MSZ-08-0206-2 1978: A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok. (pH-érték, szódában kifejezett fenoltalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos (γ^1 -érték) és kicserélődési aciditás (γ^2 -érték)).
- MSZ-08-0012-6 (1987): Tőzeg és tőzégkészítmények fizikai, biológiai és kémiai vizsgálata. A szervesanyagtartalom és a szerves széntartalom meghatározása.
- MUELLER B.R., BEARE M.H., CROSSLEY JR. D.A. (1990): Soil mites in detrital food webs of conventional and no-tillage agroecosystems. *Pedobiologia*, 34, 389-401.
- MWABVU T. (2007): Spirostreptid millipedes (Diplopoda, Spirostreptida) of urban and peri-urban habitats in Zimbabwe. *African Journal of Ecology*, 45 (3), 311-314.
- NAHMANI J., LAVELLE P. (2002): Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of Northern France. *European Journal of Soil Biology*, 38, 297-300.
- NATSUME M., YASUI K., MARUMO S. (1989): Calcium ions regulate aerial mycelium formation in actinomycetes. *Journal of Antibiotics*, 42, 440-447.
- NEHER D.A. (1999): Soil community composition and ecosystem processes: Comparing agricultural ecosystems with natural ecosystems. *Agroforestry Systems*, 45 (1), 159-185.
- NEILSON J.W., QUADE J., ORTIZ M., NELSON W.M., LEGATZKI A., TIAN F., LACOMB M., BETANCOURT J.L., WING R.A., SODERLUND C.A., MAIER R.M. (2012): Life at the hyperarid margin: novel bacterial diversity in arid soils of the Atacama desert, Chile. *Extremophiles*, 16, 553-566.
- NEKOLA J.C. (1999): Terrestrial gastropod richness of carbonate cliff and associated habitats in the great lakes region of North America. *Malacologia*, 41, 231-252.

NEMZETI VIDÉKSTRATÉGIA 2012-2020

<http://videkstrategia.kormany.hu/download/4/37/30000/Nemzeti%20Vid%C3%A9kstrat%C3%A9gia.pdf>. Lekérdezés időpontja: 2017. 08. 03.

- NIELSEN U.N., AYRES E., WALL D.H., BARDGETT R.D. (2011): Soil biodiversity and carbon cycling: a synthesis of studies examining diversity-function relationships. *European Journal of Soil Science*, 62, 105-116.
- NOWAKOWSKA A. (2011): Land snails as bioindicators of environmental pollution: mini review. In: INDYKIEWICZ P., JERZAK L., BÖHNER J., KAVANAGH B. (Szerk.): *Urban fauna – Studies of animal biology, ecology and conservation in European cities*. Bydgoszcz: UTP, 317-323. p.
- O'BRIEN S.L., GIBBONS S.M., OWENS S.M., HAMPTON-MARCELL J., JOHNSTON E.R., JASTROW J.D., GILBERT J.A., MEYER F., ANTONOPOULOS D.A. (2016): Spatial scale drives patterns in soil bacterial diversity. *Environmental Microbiology*, 18 (6), 2039-2051.
- OBRIST M.K., DUELLI P. (1996): Trapping efficiency of funnel-and cup-traps for epigeal arthropods. *Mitteilungen der Schweizerische Entomologische Gesellschaft*, 69, 361-369.
- OKSANEN J., BLANCHET F.G., KINDT R., LEGENDRE P., MINCHIN P.R., O'HARA R.B., SIMPSON G.L., SÓLYMOS P., STEVENS M.H.H., WAGNER H. (2015): Vegan: Community Ecology Package. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Lekérdezés időpontja: 2017. 08. 03.
- O'LEAR H.A., BLAIR J.M. (1999): Responses of soil microarthropods to changes in soil water availability in tallgrass prairie. *Biology and Fertility of Soils*, 29 (2), 207-217.
- OLSON J.S. (1963): Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44, 322-331.
- PAN Y., CASSMAN N., HOLLANDER M., MENDES L.W., KOREVAAR H., GEERTS R.H.E.M., VAN VEEN J.A., KURAMAE E.E. (2014): Impact of long-term N, P, K, and NPK fertilization on the composition and potential functions of the bacterial community in grassland soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 90 (1), 195-205.
- PAOLETTI M.G. (1995): Hedgerow evolution and function in Italian landscapes and EC Policies. In: JOERG E. (Szerk.): *Field Margin-Strip Programmes*. Mainz: Landanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz, 112-116. p.
- PAOLETTI M.G., BOSCOLO P., SOMMAGGIO D. 1997: Beneficial insects in fields surrounded by hedgerows in North Eastern Italy. *Biological Agriculture and Horticulture*, 15 (1-4), 311-323.
- PAOLETTI M.G., HASSALL M. (1999): Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74 (1-3), 157-166.
- PAOLETTI M.G., OSLER G.H.R., KINNEAR A., BLACK D.G., THOMSON L.J., TSITSILAS A., SHARLEY D., JUDD S., NEVILLE P., D'INCA A. (2007): Detritivores as indicators of landscape stress and soil degradation. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 47, 412-423.
- PARISI V., MENTA C., GARDI C., JACOMINI C., MOZZANICA E. (2005): Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105, 323-333.
- PARMELEE R.W., BOHLEN P.J., BLAIR J.M. (1998): Earthworms and nutrient cycling processes: integrating across the ecological hierarchy. In: EDWARDS C.A. (Szerk.): *Earthworm Ecology*. Boca Raton: CRC Press, 123-146. p.
- PAVAO-ZUCKERMAN M.A., COLEMAN D.C. (2007): Urbanization alters the functional composition, but not taxonomic diversity, of the soil nematode community. *Applied Soil Ecology*, 35, 329-339.
- PERSSON T. (1989): Role of soil animals in C and N mineralisation. *Plant and Soil*, 115, 241-245.

- PÉREZ-HARGUINDEGUY N., DIAZ S., CORNELISSEN J.H.C., VENDRAMINI F., CABIDO M., CASTELLANOS A. (2000): Chemistry and toughness predict leaf litter decomposition rates over a wide spectrum of functional types and taxa in central Argentina. *Plant and Soil*, 218, 21-30.
- PETERSEN H., LUXTON M. (1982): A comparative analysis of soil faunal populations and their role in decomposition processes. *Oikos*, 39, 287-388.
- PETERSEN H. (2002): General aspects of collembolan ecology at the turn of the millenium. *Pedobiologia*, 46, 246-260.
- PFLUG A., WOLTERS V. (2001): Influence of drought and litter age on Collembola communities. *European Journal of Soil Biology*, 37, 305-308.
- PHILIPPOT L., HALLIN S., BORJESSON G., BAGGS E.M. (2009a): Biochemical cycling in the rhizosphere having and impact on global change. *Plant and Soil*, 321, 61-81.
- PHILIPPOT L., CUHEL J., SABY N.P., CHÈNEBY D., CHRONÁKOVÁ A., BRU D., ARROUAYS D., MARTIN-LAURENT F., SIMEK M. (2009b): Mapping field-scale spatial patterns of size and activity of the denitrifier community. *Environmental Microbiology*, 11, 1518-1526.
- PHILIPPOT L., SPOR A., HÉNAULT C., BRU D., BIZOUARD F., JONES C.M., SARR A., MARON P.A. (2013): Loss in microbial diversity affects nitrogen cycling in soil. *ISME Journal*, 7, 1609-1619.
- PICKETT S.T.A., CADENASSO M.L., GROVE J.M., NILON C.H., POUYAT R.V., ZIPPERER W.C., COSTANZA R. (2001): Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 127-157.
- PIELOU E.C. (1969): An introduction to mathematical ecology. Wiley, New York.
- PINHEIRO J., BATES D., DEBROY S., SARKAR D., R CORE TEAM (2015): nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-121. <http://CRAN.Rproject.org/package=nlme>. Lekérdezés időpontja: 2017. 08. 03.
- PINTÉR L., SUARA R. (2004): Magyarországi puhatestűek katalógusa. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- PISKIEWICZ A.M., DUYTS H., VAN DER PUTTEN W.H. (2008): Multiple species-specific controls of root-feeding nematodes in natural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 2729-2735.
- PITT R., LANTRIP J. (2000): Infiltration through disturbed urban soil. In: JAMES W. (Szerk.): *Advances in Modeling the Management of Stormwater Impacts*. Guelph: Computational Hydraulics International, 1-22. p.
- PODANI J. (2001): SYN-TAX 2000 user's manual. Scientia Kiadó, Budapest.
- PODANI J., SCHMERA D. (2011): A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence – absence data. *Oikos*, 120, 1625-1638.
- POKARZHEVSKII A.D., KRIVOLUTSKII D.A. (1997): Problems of estimating and maintaining biodiversity of soil biota in natural and agroecosystems: a case study of chernozem soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 62, 127-163.
- POLLARD E. (1968): Hedges. II. The effect of removal of the bottom flora of a hawthorn hedgerow on the fauna of the hawthorn. *Journal of Applied Ecology*, 5, 109-123.
- PONGE J-F, PÉRÈS G., GUERNION M., RUIZ-CAMACHO N., CORTET J., PERNIN C., VILLENAVE C., CHAUSSOD R., MARTIN-LAURENT F., BISPO A., CLUZEAU D. (2013): The impact of agricultural practices on soil biota: A regional study. *Soil Biology and Biochemistry*, 67, 271-284.
- PONSARD S., ARDITI R. (2000): What can stable isotopes (delta N-15 and delta C-13) tell about the food web of soil macro-invertebrates? *Ecology*, 81:852-864.
- POUYAT R.V., MCDONNELL M.J., PICKETT S.T.A. (1997): Litter decomposition and nitrogen mineralization in oak stands along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 1, 117-131.

- POUYAT R.V., YESILONIS I.D., RUSSELL-ANELLI J., NEERCHAL N.K. (2007): Soil chemical and physical properties that differentiate urban land-use and cover types. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 1010-1019.
- POUYAT R.V., SZLAVECZ K., YESILONIS I.D., GROFFMAN P.M., SCHWARZ K. (2010): Chemical, physical, and biological characteristics of urban soils. In: AITKENHEAD-PETERSON J., VOLDER A. (Szerk.): *Urban Ecosystem Ecology* (Agronomy Monograph 55). Madison, WI: ASA-CSSA-SSSA, 119-152. p.
- POUYAT R.V., YESILONIS I.D., DOMBOS M., SZLAVECZ K., SETÄLÄ H., CILLIERS S., HORNING E., KOTZE D.J., YARWOOD S. (2015): A global comparison of surface soil characteristics across five cities: A test of the urban ecosystem convergence hypothesis. *Soil Science*, 180:(4-5), 136-145.
- PRAMANIK R., SARKAR K., JOY V.C. (2001): Efficiency of detritivore soil arthropods in mobilizing nutrients of leaf litter. *Tropical Ecology*, 42, 51-58.
- PRIYADHARSINI P., DHANASEKARAN D. (2015): Diversity of soil Allelopathic Actinobacteria in Tiruchirappalli district, Tamilnadu, India. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 14, 54-60.
- QIN S., LI J., CHEN H.H., ZHAO G.Z., ZHU W.Y., JIANG C.L., XU L.H., LI W.J. (2009): Isolation, diversity and antimicrobial activity of rare actinobacteria from medicinal plants of tropical rain forests in Xishuangbanna, China. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 6176-6186.
- R CORE TEAM (2016): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- RAIESI F., BEHESHTI A. (2015): Microbiological indicators of soil quality and degradation following conversion of native forests to continuous croplands. *Ecological Indicators*, 50, 173-185.
- RAMIREZ K.S., LAUBER C.L., KNIGHT R., BRADFORD M.A., FIERER N. (2010): Consistent effects of nitrogen fertilization on soil bacterial communities in contrasting systems. *Ecology*, 91, 3463-3470.
- RAOP P., HUTYRA L.R., RACITI S.M., TEMPLER P.H. (2014): Atmospheric nitrogen inputs and losses along an urbanization gradient from Boston to Harvard Forest, MA. *Biogeochemistry*, 121, 229-245.
- REDDY M.V., VENKATAIAH B. (1989): Influence of microarthropod abundance and climatic factors on weight loss and mineral nutrient content of Eucalyptus leaf litter during decomposition. *Biology and Fertility of Soils*, 8, 319-324.
- RÉVÉSZ S., SIPOS R., KENDE A., RIKKER T., ROMSICS C., MÉSZÁROS É., MOHR A., TÁNCICS A., MÁRIALIGETI K. (2006): Bacterial community changes in TCE biodegradation detected in microcosm experiments. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 58, 239-247.
- RITZ K. (2007): Spatial organisation of soil fungi. In: FRANKLIN R.B., MILLS A.L. (Szerk.): *The Spatial Distribution of Microbes in the Environment*. Dordrecht: Springer, 179-202. p.
- RIUTTA T., SLADE E.M., BEBBER D.P., TAYLOR M.E., MALHI Y., RIORDAN P., MACDONALD D.W., MORECROFT M.D. (2012): Experimental evidence for the interacting effects of forest edge, moisture and soil macrofauna on leaf litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 49, 124-131.
- RODRIGUES J.L.M., PELLIZARI V.H., MUELLER R. BAEK K., JESUS EDA C., PAULA F.S., MIRZA B., HAMAOUY G.S. JR, TSAI S.M., FEIGL B., TIEDJE J.M., BOHANNAN B.J., NÜSSLEIN K. (2012): Conversion of the Amazon rainforest to agriculture results in biotic homogenization of soil bacterial communities. *PNAS*, 110, 988-993.
- ROESCH L.F.W., FULTHORPE R.R., RIVA A., CASELLA G., HADWIN A.K.M., KENT A.D., DAROUB S.H., CAMARGO F.A.O., FARMERIE W.G., TRIPLETT E.W. (2007): Pyrosequencing enumerates and contrasts soil microbial diversity. *ISME Journal*, 1, 283-290.

- ROKHBAKHSH-ZAMIN F., SACHDEV D., KAZEMI-POUR N., ENGINEER A., PARDESI K.R., ZINJARDE S., DHAKEPHALKAR P.K., CHOPADEV B.A. (2011): Characterization of plant-growth-promoting traits of Acinetobacter species isolated from rhizosphere of Pennisetum glaucum. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 21, 556-566.
- ROUIFIED S., HANDA I., DAVID J.-F., HÄTTENSCHWILER S. (2010): The importance of biotic factors in predicting global change effects on decomposition of temperate forest leaf litter. *Oecologia*, 163, 247-256.
- ROWE R.L., STREET N.R., TAYLOR G. (2009): Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in the UK. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13, 260-279.
- RÖMBKE J., JÄNSCH S., DIDDEN W. (2005): The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62, 249-265.
- RUSEK J. (1998): Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 7, 1207-1219.
- RUSHTON S.P., HASSALL M. (1983): Food and feeding rates of the terrestrial isopod Armadillidium vulgare (Latreille). *Oecologia*, 57, 415-419.
- RUSHTON S.P., HASSALL M. (1987): Effects of food quality on isopod population dynamics. *Functional Ecology*, 1 (4), 359-367.
- SACHDEV D., NEMA P., DHAKEPHALKAR P., ZINJARDE S., CHOPADEV B. (2010): Assessment of 16S rRNA gene-based phylogenetic diversity and promising plant growth-promoting traits of Acinetobacter community from the rhizosphere of wheat. *Microbiological Research*, 165, 627-638.
- SAKWA W.N. (1974): A consideration of the chemical basis of food preference in millipedes. *Symposium of the Zoological Society of London*, 32, 329-346.
- SALONIUS P.O. (1981): Metabolic capabilities of forest soil microbial populations with reduced species diversity. *Soil Biology and Biochemistry*, 13, 1-10.
- SANDAA R.A., TORSVIK V., ENGER O., DAAE F.L., CASTBERG T., HAHN D. (1999): Analysis of bacterial communities in heavy metal-contaminated soils at different levels of resolution. *FEMS Microbiology Ecology*, 30 (3), 237-251.
- SANTORUFO L., VAN GESTEL C.A.M., ROCCO A., MAISTO G. (2012): Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution*, 161, 57-63.
- SARAH P. (2002): Spatial patterns of soil moisture as affected by shrubs, in different climatic conditions. *Environmental Monitoring and Assessment*, 73, 237-251.
- SARAH P., RODEH, Y. (2004): Soil structure variations under manipulations of water and vegetation. *Journal of Arid Environments*, 58, 43-57.
- SAVVA Y., SZLAVECZ K., POUYAT R.V., GROFFMAN P.M., HEISLER G. (2010): Land use and vegetation cover effects on soil temperature in an urban ecosystem. *Soil Science Society of America Journal*, 74, 469-480.
- SCHEU S., FALCA M. (2000): The soil food web of two beech forests (Fagus sylvatica) of contrasting humus type: stable isotope analysis of a macro- and a mesofauna-dominated community. *Oecologia*, 123, 285-96.
- SCHEU S. (2002): The soil food web: structure and perspectives. *European Journal of Soil Biology*, 38, 11-20.
- SCHEU S., SETÄLÄ H. (2002): Multitrophic interactions in decomposer communities. In: TSCHARNTKE T., HAWKINS B.A. (Szerk.): *Multitrophic Level Interactions*. Cambridge: Cambridge University Press, 223-264. p.
- SCHEU S., SCHLITT N., TIUNOV A.V., NEWINGTON J.E., JONES T.H. (2002): Effects of the presence and community composition of earthworms on microbial community functioning. *Oecologia*, 133, 254-260.
- SCHEU S., RUESS L., BONKOWSKI M. (2005): Interactions between microorganisms and soil micro- and mesofauna. In: BUSCOT F., VARMA A. (Szerk.): *Soil Biology*,

- Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions*. Berlin: Springer-Verlag, 253-275. p.
- SCHEYER J.M., HIPPLE K.W. (2005): Urban Soil Primer. USDA, NRCS, NSC, Lincoln.
- SCHIMEL J.P., GULLEDGE J.A., CLEIN-CURLEY J.S., LINDSTROM J.E., BRADDOCK J.F. (1999): Moisture effects on microbial activity and community structure in decomposing birch litter in the Alaskan taiga. *Soil Biology and Biochemistry*, 31, 831-838.
- SCHIMEL J.P., WEINTRAUB M.N. (2003): The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 549-563.
- SCHIMEL J., BALSER T.C., WALLENSTEIN M. (2007): Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. *Ecology*, 88, 1386-1394.
- SCHMALFUSS H. (2003): World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). *Stuttgarter Beitr. Naturk. Ser. A (Biol.)*, 654, 1-341.
- SCHMIDT D.J., POUYAT R.V., SETÄLÄ H., SZLAVECZ K., YESILONIS I.D., CILLIERS S., HORNING E., KOTZE D.J., DOMBOS M., YARWOOD A.S. (2017): Urbanization leads to the loss of ectomycorrhizal fungal diversity and the convergence of archaeal and fungal soil communities. *Nature Ecology & Evolution*, 1,
- SCHRADER S., ZHANG H. (1997): Earthworm casting: stabilisation or destabilisation of soil structure. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 469-475.
- SCHUBART O. (1934): Tausendfüssler oder Myriapoda I: Diplopoda. In: DAHL F. (Szerk.): *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile, Teil 28*. Jena: Gustav Fischer Verlag.
- SCHWEITZER J.A., BAILEY J.K., REHILL B.J., MARTINSEN G.D., HART S.C., LINDROTH R.L. KEIM P., WHITHAM T.G. (2004): Genetically based trait in dominant tree affects ecosystem processes. *Ecology Letters*, 7, 127-134.
- SEASTEDT T.R. (1984): The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology*, 29, 25-46.
- SEEBER J., LANGEL R., MEYER E., TRAUGOTT M. (2009): Dwarf shrub litter as a food source for macro-decomposers in alpine pastureland. *Applied Soil Ecology*, 41 (2), 178-184.
- SEIFERT D.V., SCHUTOV S.V. (1981): The consumption of leaf litter by land molluscs. *Pedobiologia*, 21, 159-165.
- SENAPATI B.K., LAVELLE P., GIRI S., PASHANASI B., ALEGRE J., DECAENS T., JIMÉNEZ J.J., ALBRECHT A., BLANCHART E., MAHIEUX M., ROUSSEAU L., THOMAS R., PANIGRAHI P.K., VENKATACHALAN M. (1999): Soil earthworm technologies for tropical ecosystems. In: Lavelle P., Brussaard L., Hendrix, P.F. (Szerk.): *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems*. Wallingford: CAB International, 199-238. p.
- SETÄLÄ H., MARTIKAINEN E., TYYNISMAA M., HUHTA V. (1990): Effects of soil fauna on leaching of nitrogen and phosphorus from experimental systems simulating coniferous forest floor. *Biology and Fertility of Soils*, 10, 170-177.
- SETÄLÄ H. (2002): Sensitivity of ecosystem functioning to changes in trophic structure, functional group composition and species diversity in belowground food webs. *Ecological Research*, 17, 207-215.
- SHANNON C.E. (1948): A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27, 379-423.
- SHAW C., PAWLUK S. (1986): Faecal microbiology of *Octolasion tyrtaeum*, *Aporrectodea turgida* and *Lumbricus terrestris* and its relation to the carbon budgets of three artificial soils. *Pedobiologia*, 29, 377-389.
- SHORT J.R., FANNING D.S., FOSS J.E., PATTERSON J.C. (1986): Soils of the Mall in Washington, DC: I. Statistical Summary of Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 699-705.

- SIERWALD P., BOND J.E. (2007): Current status of the myriapod class Diplopoda (millipedes): Taxonomic diversity and phylogeny. *Annual Review of Entomology*, 52, 401-420.
- SILESHI G., MAFONGOYA P.L., CHINTU R., AKINNIFESI F.K. (2008): Mixed-species legume fallows affect faunal abundance and richness and N cycling compared to single species in maize-fallow rotations. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 3065-3075.
- SINGH J., SINGH S., VIG A.P. (2016): Extraction of earthworm from soil by different sampling methods: a review. *Environment, Development and Sustainability*, 18 (6) 1521-1539.
- SLADE E.M., RIUTTA T. (2012): Interacting effects of leaf litter species and macrofauna on decomposition in different litter environments. *Basic and Applied Ecology*, 13, 423-431.
- SMITH C.J., DANILOWICZ B.S., CLEAR A.K., COSTELLO F.J., WILSON B., MEIJER W.G. (2005): T-Align, a web-based tool for comparison of multiple terminal restriction fragment length polymorphism profiles. *FEMS Microbiology Ecology*, 54, 375-380.
- SMITH J.L., HALVORSON J.J., BOLTON H. JR. (1995): Determination and use of a corrected control factor in the chloroform fumigation method of estimating soil microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils*, 19, 287-291.
- SMITH J., POTTS S., EGGLETON P. (2008): The value of sown grass margins for enhancing soil macrofaunal biodiversity in arable systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127, 119-125.
- SMITH J., POTTS S.G., WOODCOCK B.E., EGGLETON P. (2009): The impact of two arable field margin management schemes on litter decomposition. *Applied Soil Ecology*, 41, 90-97.
- SMITH S. E., READ D.J. (2008): Mycorrhizal symbiosis, 3rd Ed. Academic Press, Oxford, UK.
- SMITH V.C., BRADFORD M.A. (2003): Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time. *Applied Soil Ecology*, 24, 197-203.
- SOÓS L. (1956) Csigák I. – Gastropoda I. In: JOLSVAY A. (Szerk.): Magyarország állatvilága- Fauna Hungariae 41.- XIX. kötet, 2. füzet, Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SOÓS L. (1959) Csigák II. – Gastropoda II. In: DUDICH E., BOROS I., SZÉKESSY V. (Szerk.): Magyarország állatvilága- Fauna Hungariae 41.- XIX. kötet, 3. füzet, Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SOTHERTON N.W. (1998): Land use changes and the decline of farmland wildlife: an appraisal of the set-aside approach. *Biological Conservation*, 83, 259-268.
- SOUSA J.P., DA GAMA M.M., FERREIRA C.S. (2003): Effects of replacing oak-woods by eucalyptus on edaphic Collembola communities: does the size and type of plantation matter? *Acta Entomológica Ibérica e Macaronésica*, 1, 1-10.
- SOUTY-GROSSET C., BADENHAUSSER I., REYNOLDS J.D., MOREL A. (2005): Investigations on the potential of woodlice as bioindicators of grassland habitat quality. *European Journal of Soil Biology*, 41, 109-116.
- SÓLYMOS P., FEHÉR Z. (2005): Conservation prioritization based on distribution of land snails in Hungary. *Conservation Biology*, 19, 1084-1094.
- SÓLYMOS P., CZENTYE I., TUTKOVICS B. (2007): A comparison of soil sampling and direct search in malacological field inventories. In: TAJOVSKÝ K., SCHLAGHAMERSKÝ J., PIŽL V. (Szerk.): *Contributions to Soil Zoology in Central Europe II*. České Budějovice: Institute of Soil Biology, Biology Centre, Academy of Sciences of the Czech Republic, 161-163. p.
- SPEISER B. (2001): Food and feeding behaviour. In: BARKER G.M. (Szerk.): *The Biology of Terrestrial Molluscs*. Trowbridge: Cromwell Press, 259-288. p.
- STEENWERTHA K.L., JACKSON L.E., CALDERÓN F.J., SCOW K.M., ROLSTON D.E. (2005): Response of microbial community composition and activity in agricultural and grassland soils after a simulated rainfall. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 2249-2262.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. (1999): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- STEFFAN-DEWENTER I., TSCHARNTKE T. (1997): Early succession of butterfly and plant communities on set-aside fields. *Oecologia*, 109, 294-302.

- STEFFAN-DEWENTER I., TSCHARNTKE T. (2001): Succession of bee communities on fallows. *Ecography*, 24, 83-93.
- STOATE C., BÁLDI A., BEJA P., BOATMAN N.D., HERZON I., VAN DOORN A., DE SNOO G.R., RAKOSY L., RAMWELL C. (2009): Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe -review. *Journal of Environmental Management*, 91, 22-46.
- STOEV P., ZAPPAROLI M., GOLOVATCH S., ENGHOFF H., AKKARI N., BARBER A. (2010): Myriapods (Myriapoda). Chapter 7.2. In: Roques A., Kenis M., Lees D., Lopez-Vaamonde C., Rabitsch W., Rasplus J.-Y., Roy D. (Szerk.): *Alien terrestrial arthropods of Europe*. *BioRisk*, 4, 97-130.
- STORK N.E., EGGLETON P. (1992): Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7 (1-2), 38-47.
- STRICKLAND M.S., LAUBER C., FIERER N., BRADFORD M.A. (2009): Testing the functional significance of microbial community composition. *Ecology*, 90, 441-451.
- STRICKLAND M.S., ROUSK J. (2010): Considering fungal: bacterial dominance in soils – methods, controls, and ecosystem implications. *Soil Biology and Biochemistry*, 42, 1385-1395.
- SUKOPP H. (2004): Human-caused impact on preserved vegetation. *Landscape and Urban Planning*, 68, 347-355.
- SWIFT M.J., HEAL O.W., ANDERSON J.M. (1979): *Decomposition in terrestrial ecosystems*. University of California Press, Berkeley.
- SWIFT M.J., VANDERMEER J., RAMAKRISHNAN P.S., ANDERSON J.M., ONG C.K., HAWKINS B.A. (1996): Biodiversity and agroecosystem function. In: CUSHMAN J.H., MOONEY H.A., MEDINA E., SALA O.E., SCHULZE E.D. (Szerk.): *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*. Chichester: Wiley, 261-298. p.
- SWIFT M.J., IZAC A.M.N., VAN NOORDWIJK M. (2004): Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes — are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104, 113-134.
- SYERS J.K., SPRINGETT J.A. (1983): Earthworm ecology in grassland soils. In: SATCHELL J.E. (Szerk.): *Earthworm Ecology: From Darwin to Vermiculture*. London: Chapman & Hall, 67-83. p.
- TEEB (THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY) (2011): *TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management*. <http://www.teebweb.org/>. Lekérdezés időpontja: 2017. 08. 03.
- TENENBAUM D.E., BAND L.E., KENWORTHY S.T., TAGUE C.L. (2006): Analysis of soil moisture patterns in forested and suburban catchments in Baltimore, Maryland, using high-resolution photogrammetric and LIDAR digital elevation datasets. *Hydrological Processes*, 20, 219-240.
- TEUBEN A., VERHOEF H.A. (1992): Direct contribution by soil arthropods to nutrient availability through body and faecal nutrient content. *Biology and Fertility of Soils*, 14, 71-75.
- THIELE-BRUHN S., BLOEM J., DE VRIES F.T., KALBITZ K., WAGG C. (2012): Linking soil biodiversity and agricultural soil management. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4, 523-528.
- TIAN G., ADEJUYIGBE C.O., ADEOYE G.O., KANG B.T. (1998): Role of soil microarthropods in leaf decomposition and N release under various land-use practices in the humid tropics. *Pedobiologia*, 42, 33-42.
- TIEDJE J.M., ASUMING-BREMPOG S., NÜSSLEIN K., MARSH T.L., FLYNN S.J. (1999): Opening the black box of soil microbial diversity. *Applied Soil Ecology*, 13, 109-122.
- TIEDJE J.M., CHO J.C., MURRAY A., TEVES D., XIA B., ZHOU J. (2001): Soil teeming with life: new frontiers to soil science. In: REES R.M., BALL B.C., CAMPBELL C.D., WATSON C.A. (Szerk.): *Sustainable Management of Soil Organic Matter*. Wallingford: CAB International, 393-412. p.

- TOIVONEN M., HERZON I., HELENIUS J. (2013): Environmental fallows as a new policy tool to safeguard farmland biodiversity in Finland. *Biological Conservation*, 159, 355-366.
- TORSVIK V., GOKSOYR J., DAAE F.L., SORHEIM R., MICHALSEN J., SOLTE K. (1994): Use of DNA analysis to determine the diversity of microbial communities. In: RITZ K., DIGHTON J., GILLER K.E. (Szerk.): *Beyond the Biomass*. New York: John Wiley & Sons, 39-48. p.
- TORSVIK V., ØVREAS L. (2008): Microbial diversity, life strategies, and adaptation to life in extreme soils. In: DION P., NAUTIYAL C.S. (Szerk.): *Microbiology of Extreme Soils*. Berlin, Heidelberg: Springer, 15-43. p.
- TÓTH ZS., HORNUNG E., BÁLDI A., KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI A. (2016): Effects of set-aside management on soil macrodecomposers in Hungary. *Applied Soil Ecology*, 99, 89-97.
- TRAMMELL T.L.E., SCHNEID B.P., CARREIRO M.M. (2011): Forest soils adjacent to urban interstates: Soil physical and chemical properties, heavy metals, disturbance legacies, and relationships with woody vegetation. *Urban Ecosystems*, 14, 525-552.
- TRASER GY., CSÓKA GY. (2001): A mezofauna Insecta: Collembola ásothalmi fenyő- és tölgyerdők talajában. *Erdészeti kutatások*, 90, 231-240.
- TRASER GY. (2002): Borókás-nyáras erdők ugróvillás (Insecta: Collembola) faunája. In: BARNA T. (Szerk.): *Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói nap 2001-2002.*, Gyula: Alföldi Erdőkért Egyesület, 46-52. p.
- TRASER GY., HORVÁTH-SZOVÁTI E. (2004): Tájhasznosítás hatása a talajfaunára: ugróvillás (Parainsecta: Collembola) közösségek diverzitása Csévharaszton. In: BARNA T. (Szerk.): *Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói nap 2004.*, Kecskemét: Alföldi Erdőkért Egyesület, 51-62. p.
- TRASER GY., HORVÁTH-SZOVÁTI E. (2006): Land-use intensity and diversity parameters: Collembola (Insecta) communities in Csévharaszt (Hungary). In: CSÓKA GY., HIRKA A., KOLTAY A. (Szerk.): *Biotic damage in forests*. Proceedings of the IUFRO (WP7.03.10) Symposium held in Mátrafüred, Hungary, 329-339. p.
- TRIPATHI G., DEORA R., SINGH G. (2013): The influence of litter quality and microhabitat on litter decomposition and soil properties in a silvopasture system. *Acta Oecologica*, 50, 40-50.
- TRUMBORE S. (2006): Carbon respired by terrestrial ecosystems – recent progress and challenges. *Global Change Biology*, 12, 141-153.
- TSIAFOULI M.A., KALLIMANIS A.S., KATANA E., STAMOU G.P., SGARDELIS S.P. (2005): Responses of soil microarthropods to experimental short-term manipulations of soil moisture. *Applied Soil Ecology*, 29, 17-26.
- TSIAFOULI M.A., THEBAULT E., SGARDELIS S.P., DE RUITER P.C., VAN DER PUTTEN W.H., BIRKHOFFER K., HEMERIK L., DE VRIES F.T., BARDGETT R.D., BRADY M.V., BJORN LUND L., JØRGENSEN H.B., CHRISTENSEN S., D'HERTEFELDT T., HOTES S., HOL W.H.G., FROUZ J., LIIRI M., MORTIMER S.R., SETÄLÄ H., TZANOPOULOS J., UTESENY K., PIŽL V., STARY J., WOLTERS V., HEDLUND K. (2015): Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology*, 21 (2), 973-985.
- TUF I.H., TUFOVÁ J. (2008): Proposal of ecological classification of centipede, millipede and terrestrial isopod faunas for evaluation of habitat quality in Czech Republic. *Casopis Slezského Zemskeho Muzea Opava (A)*, 57, 37-44.
- TURBÉ A., DE TONI A., BENITO P., LAVELLE P., LAVELLE P., RUIZ N., VAN DER PUTTEN W.H., LABOUZE E., MUDGAL S. (2010): Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for the European Commission's DG Environment.
- UNITED NATIONS (2015): World Urbanization Prospects: The 2014 Revision. (ST/ESA/SER.A/366), New York.

- URBANEK J., DOLEZAL F. (1992): Review of some case studies on the abundance and on the hydraulic efficiency of earthworm channels in Czechoslovak soils, with reference to the subsurface pipe drainage. *Soil Biology and Biochemistry*, 24, 1563-1572.
- UTHERS S., MATZDORF B. (2013): Studies on agri-environmental measures: a survey of the literature. *Environmental Management*, 51, 251-266.
- VAJDA Z., HORNUNG E. (1991): Temporal and spatial pattern of a doppelopod population (*Megaphyllum unilineatum* (C. L. Koch)) in a sandy grassland. *Acta Biologica Szegediensis*, 37, 75-81.
- VALCKX J., GOVERS G., HERMY M., MUYS B. (2011): Optimizing Earthworm Sampling in Ecosystems. In: Karaca A. (Szerk.): *Biology of Earthworms*. Berlin: Springer-Verlag, 19-38.
- VALOVIRTA I. (1968): Land molluscs in relation to acidity on hyperite hills in central Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 5, 245-253.
- VANBERGEN A.J., WATT A.D., MITCHELL R., TRUSCOTT A.M., PALMER S.C.F., IVITS E., EGGLETON P., JONES T.H., SOUSA J.P. (2007): Scale-specific correlations between habitat heterogeneity and soil fauna diversity along a landscape structure gradient. *Oecologia*, 153, 713-725.
- VAN BUSKIRK J., WILLI Y. (2004): Enhancement of farmland biodiversity within setaside land. *Conservation Biology*, 18, 987-994.
- VANCE E.D., CHAPIN III F.S. (2001): Substrate limitations to microbial activity in taiga forest floors. *Soil Biology and Biochemistry*, 33, 173-188.
- VAN DER HEIJDEN M.G., BARDGETT R.D., VAN STRAALEN N.M. (2008): The unseen majority: Soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11 (3), 296-310.
- VAN HERWIJNEN R., LAVERYE T., POOLE J., HODSON M.E., HUTCHINGS T.R. (2007): The effect of organic materials on the mobility and toxicity of metals in contaminated soils. *Applied Geochemistry*, 22, 2422-2434.
- VAN HOOFF P. (1983): Earthworm activity as a cause of splash erosion in a Luxembourg forest. *Geoderma*, 31, 195-204.
- VAN RENSBURG J.P.J. (2010): Investigation of the microbial diversity and functionality of soil in fragmented South African grasslands along an urbanization gradient. M.Sc. Thesis, Potchefstroom.
- VAN STRAALEN N.M. (1989): Production and biomass turnover in 2 populations of forest floor Collembola. *Netherlands Journal of Zoology*, 39, 156-168.
- VAN STRAALEN N.M., VERHOEF H.A. (1997): The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences. *Journal of Applied Ecology*, 34, 217-232.
- VAN STRAALEN N.M. (1998): Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology*, 9, 429-438.
- VAN TOL G., VAN DOBBEN H.F., SCHMIDT P., KLAP J.M. (1998): Biodiversity of Dutch forest ecosystems as affected by receding groundwater levels and atmospheric deposition. *Biodiversity and Conservation*, 7, 221-228.
- VÁRALLYAI GY. (2015): Soil, as a multifunctional natural resource. *Columella-Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 2 (1), 9-19.
- VERHOEF H.A., VAN SELM A.J. (1983): Distribution and population dynamics of Collembola in relation to soil moisture. *Holarctic Ecology*, 6, 387-394.
- VILISICS F., SÓLYMOS P., HORNUNG E. (2007): Study on habitat features and associated terrestrial isopod species. In: TAJOVSKÝ K., SCHLAGHAMERSKÝ J., PIŽL V. (Szerk.): *Contributions to Soil Zoology in Central Europe II*. České Budějovice: Institute of Soil Biology, Biology Centre, Academy of Sciences of the Czech Republic, 195-199. p.
- VILISICS F., HORNUNG E. (2008): A budapesti szárazföldi ászkarákfauna (Isopoda: Oniscidea) kvalitatív osztályozása. *Állattani Közlemények*, 93 (2), 3-16.

- VILISICS F., HORNING E. (2009): Urban areas as hot-spots for introduced and shelters for native isopod species. *Urban Ecosystems*, 12, 333-345.
- VILISICS F., BOGYÓ D., SATTLER T., MORETTI M. (2012): Occurrence and assemblage composition of millipedes (Myriapoda, Diplopoda) and terrestrial isopods (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) in urban areas of Switzerland. *Zookeys*, 176, 199-214.
- VITOUSEK P.M., MOONEY H.A., LUBCHENCO J., MELILLO J. (1997): Human domination of Earth's ecosystem. *Science*, 277, 494-499.
- VON LÜTZOW M., KÖGEL-KNABNER I., EKSCHMITT K., MATZNER E., GUGGENBERGER G., MARSCHNER B., FLESSA H. (2006): Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science*, 57, 426-445.
- VOS V.C.A., VAN RUIJVEN J., BERG M.P., PEETERS E.T.H.M., BERENDSE F. (2011): Macro-detritivore identity drives leaf litter diversity effects. *Oikos*, 120, 1092-1098.
- WAGG C., BENDER S.F., WIDMER F., VAN DER HEIJDEN M.G.A. (2014): Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *PNAS*, 111, 5266-5270.
- WALDÉN H.W. (1981): Communities and diversity of land molluscs in Scandinavian woodlands. I. High diversity communities in taluses and boulder slopes in SW Sweden. *Journal of Conchology*, 30, 351-372.
- WALL D.H., BARDGETT R.D., BEHAN-PELLETIER V., HERRICK J.E., JONES T.H., RITZ K. SIX J., STRONG D.R., VAN DER PUTTEN W.H. (2012): Soil ecology and ecosystem services. Oxford University Press, Oxford.
- WANG Y., NAUMANN U., WRIGHT S., WARTON D.I. (2012): mvabund: an R package for model-based analysis of multivariate data. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 471-474.
- WAN S.Q., NORBY R.J., LEDFORD J., WELTZIN J.F. (2007): Responses of soil respiration to elevated CO₂, air warming and changing soil water availability in a model oldfield grassland. *Global Change Biology*, 13, 2411-2424.
- WARBURG M.R., LINSENMAYER K.E., BERCOVITZ K. (1984): The effect of climate on the distribution and abundance of isopods. *Symposium of the Zoological Society of London*, 53, 339-367.
- WARBURG M.R. (1987): Isopods and their terrestrial environment. *Advances in Ecological Research*, 17, 187-242.
- WARBURG M.R. (1993): Evolutionary Biology of Land Isopods. Springer, New York.
- WARDLE D.A., BONNER K.I., NICHOLSON K.S. (1997): Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. *Oikos*, 79, 247-58.
- WARDLE D.A. (2002): Communities and Ecosystems: Linking the Aboveground and Belowground Components. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- WARDLE D.A., BARDGETT R.D., KLIRONOMOS J.N., SETÄLÄ H., VAN DER PUTTEN W.H., WALL D.H. (2004): Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, 304 (5677), 1629-1633.
- WARDLE D.A. (2005): How plant communities influence decomposer communities. In: BARDGETT R.D., USHER M.D., HOPKINS D.W. (Szerk.): *Biological Diversity and Function in Soils*. Cambridge: Cambridge University Press, 119-138. p.
- WÄREBORN I. (1970): Environmental factors influencing the distribution of land molluscs of an oligotrophic area in Southern Sweden. *Oikos*, 21, 285-291.
- WÄREBORN I. (1979): Reproduction of two species of land snails in relation to calcium salts in the foena layer. *Malacologia*, 18, 177-180.
- WEIGMANN G., KRATZ W. (1987): Oribatid mites in urban zones of West Berlin. *Biology and Fertility of Soils*, 3, 81-84.
- WELTER-SCHULTES F. (2012): European non-marine molluscs, a guide for species identification. Planet Poster Editions, Göttingen.

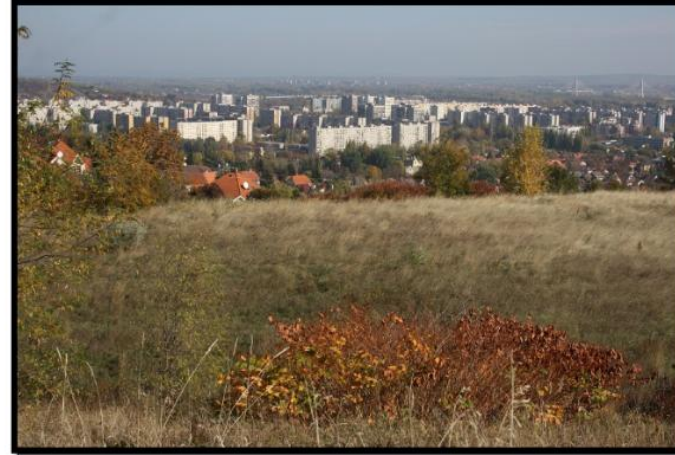
- WHITAKER D., CHRISTMAN M. (2014): clustsig: Significant Cluster Analysis. R package version 1.1. <http://CRAN.R-project.org/package=clustsig>. Lekérdezés időpontja: 2017. 08. 03.
- WILLIAMS S.T., SHAMEEMULLAH M., WATSON E.T., MAYFIELD, C.I. (1972): Studies on the ecology of Actinomycetes in soil. VI. The influence of moisture tension on growth and survival. *Soil Biology and Biochemistry*, 4, 215-225.
- WISSUWA J., SALAMON J.A., FRANK T. (2012): Effects of habitat age and plant species on predatory mites (Acari, Mesostigmata) in grassy arable fallows in Eastern Austria. *Soil Biology and Biochemistry*, 50, 96-107.
- WISSUWA J., SALAMON J.A., FRANK T. (2013): Oribatida (Acari) in grassy arable fallows are more affected by soil properties than habitat age and plant species. *European Journal of Soil Biology*, 59, 8-14.
- WITTICH W. (1943): Untersuchungen über den Verlauf der Streuzersetzung auf einem Boden mit Mullzustand. II. *Forstarchiv*, 19, 1-18.
- WRB (IUSS WORKING GROUP) 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- XIA Z., BAI E., WANG Q., GAO D., ZHOU J., JIANG P., WU J. (2016): Biogeographic distribution patterns of Bacteria in typical Chinese forest soils. *Frontiers in Microbiology*, 7, 1-17.
- YANG X., YANG Z., WARREN M.W., CHEN J. (2012): Mechanical fragmentation enhances the contribution of Collembola to leaf litter decomposition. *European Journal of Soil Biology*, 53, 23-31.
- YEATES G.W., BONGERS T., DE GOEDE R.G.M., FRECKMAN D.W., GEORGIEVA S.S. (1993): Feeding habits in soil nematode families and genera – an outline for soil ecologists. *Journal of Nematology*, 25, 315-331.
- ZHALNINA K., DIAS R., DE QUADROS P.D., DAVIS-RICHARDSON A., CAMARGO F.A.O., CLARK I.M., MCGRATH S.P., HIRSCH P.R., TRIPLETT E.W. (2015): Soil pH determines microbial diversity and composition in the Park Grass Experiment. *Microbial Ecology*, 69, 395-406.
- ZHU W.X., HOPE D., GRIES C., GRIMM N.B. (2006): Soil characteristics and the accumulation of inorganic nitrogen in an arid urban ecosystem. *Ecosystems*, 9, 711-724.
- ZIEGLER F., ZECH W. (1992): Formation of water-stable aggregates through the action of earthworms: implications from laboratory experiments. *Pedobiologia*, 36, 91-96.
- ZIMMER M., TOPP W. (2000): Species-specific utilization of food sources by sympatric woodlice (Isopoda: Oniscidea). *Journal of Animal Ecology*, 69, 1071-1082.
- ZIMMER M., BRAUCKMANN H.-J., BROLL G., TOPP W. (2001): Correspondence analytical evaluation of factors that influence soil macro-arthropod distribution in abandoned grassland. *Pedobiologia*, 44, 695-704.
- ZUL D., DENZEL S., KOTZ A., OVERMANN J. (2007): Effects of Plant Biomass, Plant Diversity, and Water Content on Bacterial Communities in Soil Lysimeters: Implications for the Determinants of Bacterial Diversity. *Applied and Environmental Microbiology*, 73 (21), 6916-6929.

M 2. GLUSEEN-Projekt mellékletei

M 2.1. A vizsgálatban szereplő négy élőhelytípust bemutató felvételek (2013 ősz)



ERŐSEN ZAVART



VÁROSI GYEP



VÁROSI ERDŐFRAGMENTUM

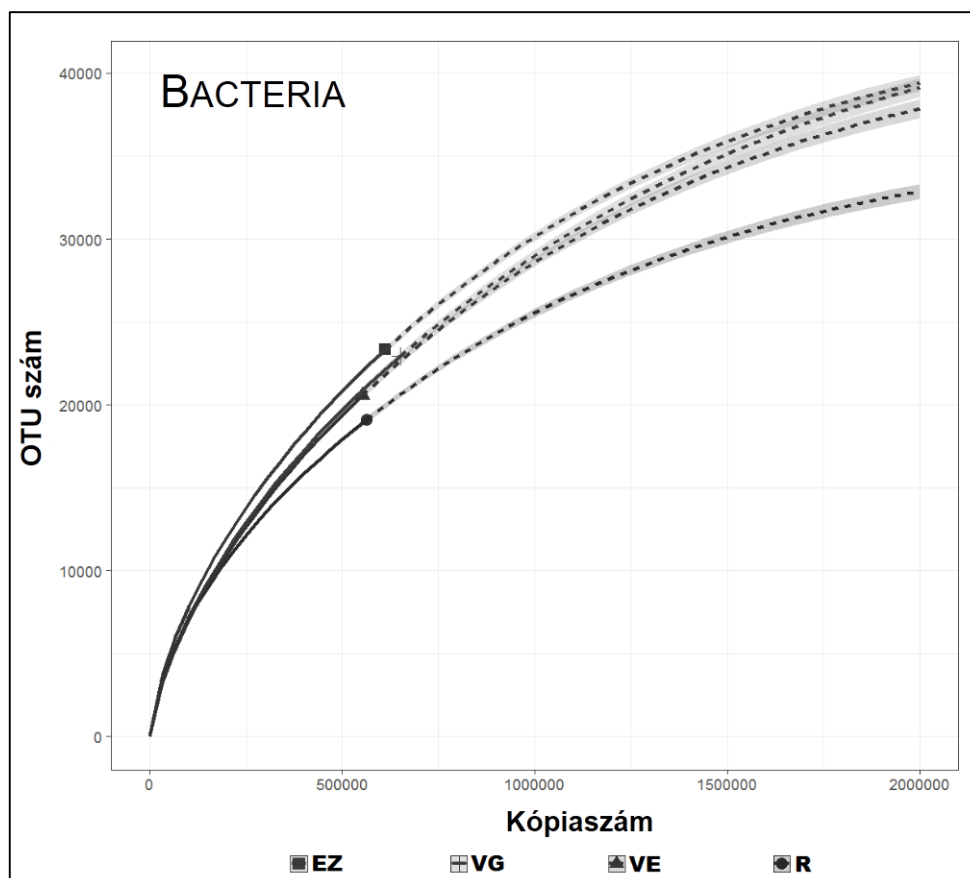
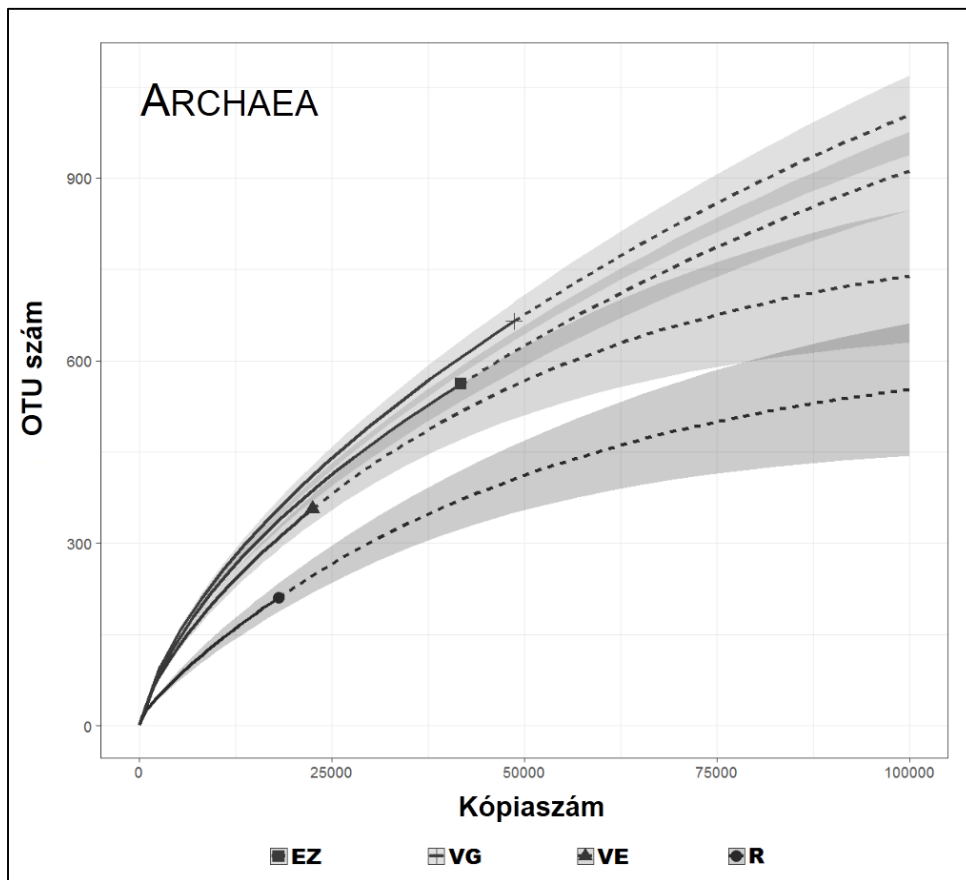


REFERENCIAERDŐ

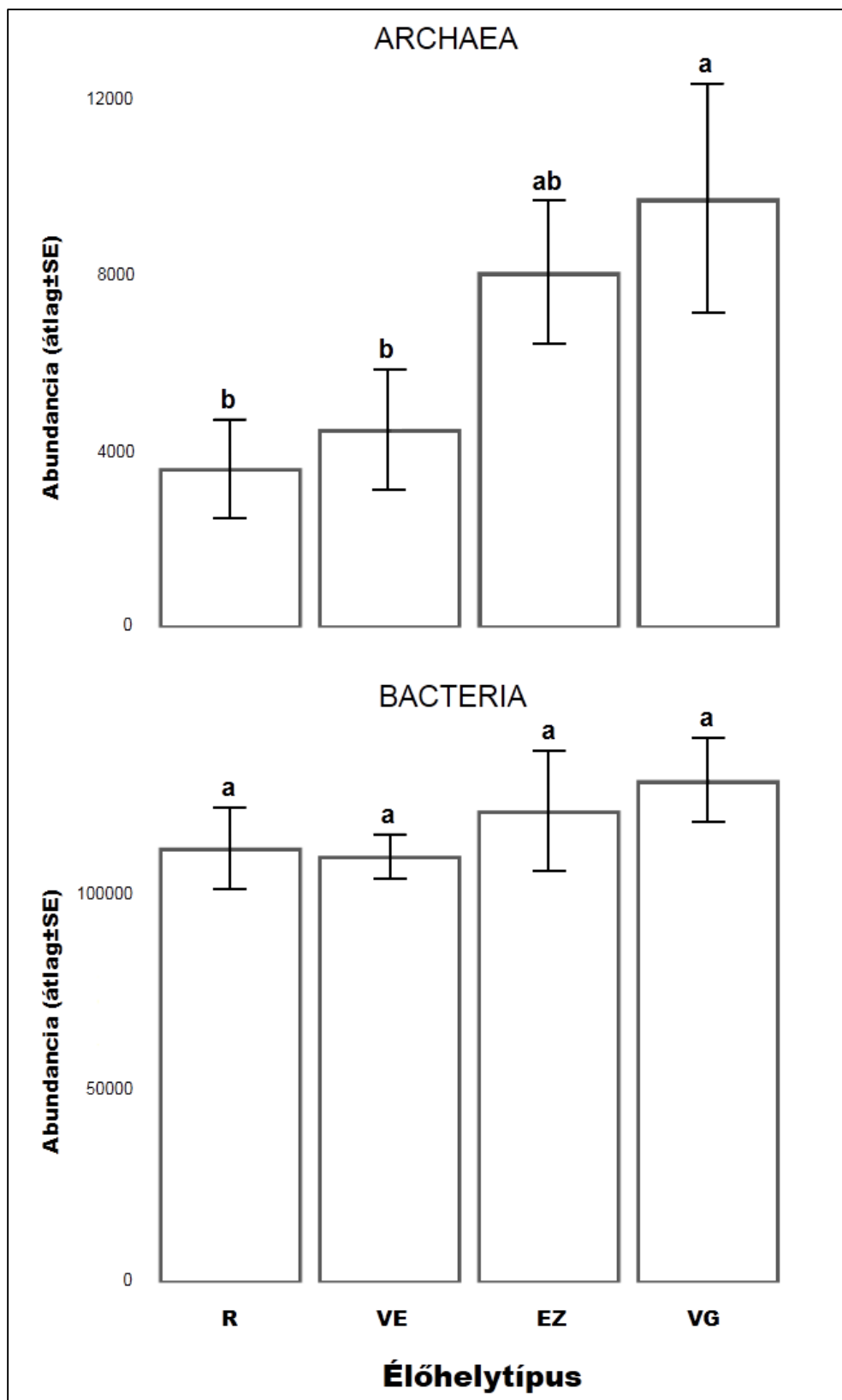
M 2.2. A talajmikroarthropoda taxonokhoz rendelt ökomorfológiai (EMI-ecomorphological index) pontok Parisi és mtsai (2005) alapján.

Taxonok	EMI pontok
Protura	20
Diplura	20
Collembola	1-20
Microcoryphia	10
Zygentomata	10
Dermaptera	1
Orthoptera	1-20
Embioptera	10
Blattaria	5
Psocoptera	1
Hemiptera	1-10
Thysanoptera	1
Coleoptera	1-20
Hymenoptera	1-5
Diptera (lárva)	10
Egyéb holometabóliával fejlődő rovar (lárva)	10
Egyéb holometabóliával fejlődő rovar (kifejlett)	1
Acari	20
Araneae	1-5
Opiliones	10
Palpigradi	20
Pseudoscorpiones	20
Isopoda	10
Chilopoda	10-20
Diplopoda	10-20
Paupoda	20
Symphyla	20

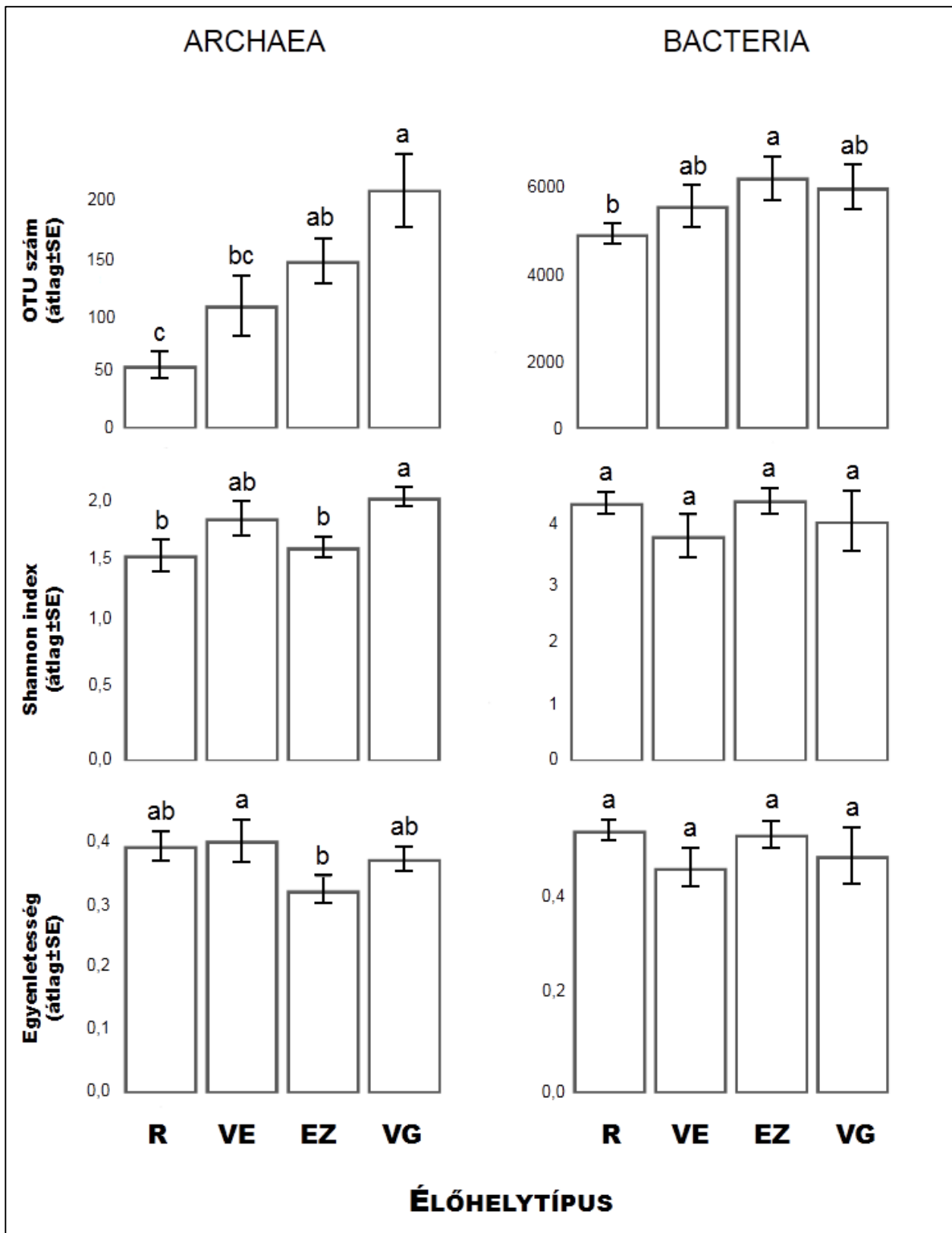
M 2.3. Az ősbaktérium- (Archaea) és baktériumközösségek (Bacteria) fajakkumulációs görbéi élőhelytípusok szerint (**EZ**: erősen zavart élőhely, **VG**: városi gyep, **VE**: városi erdőfolt, **R**: referenciaerdő).



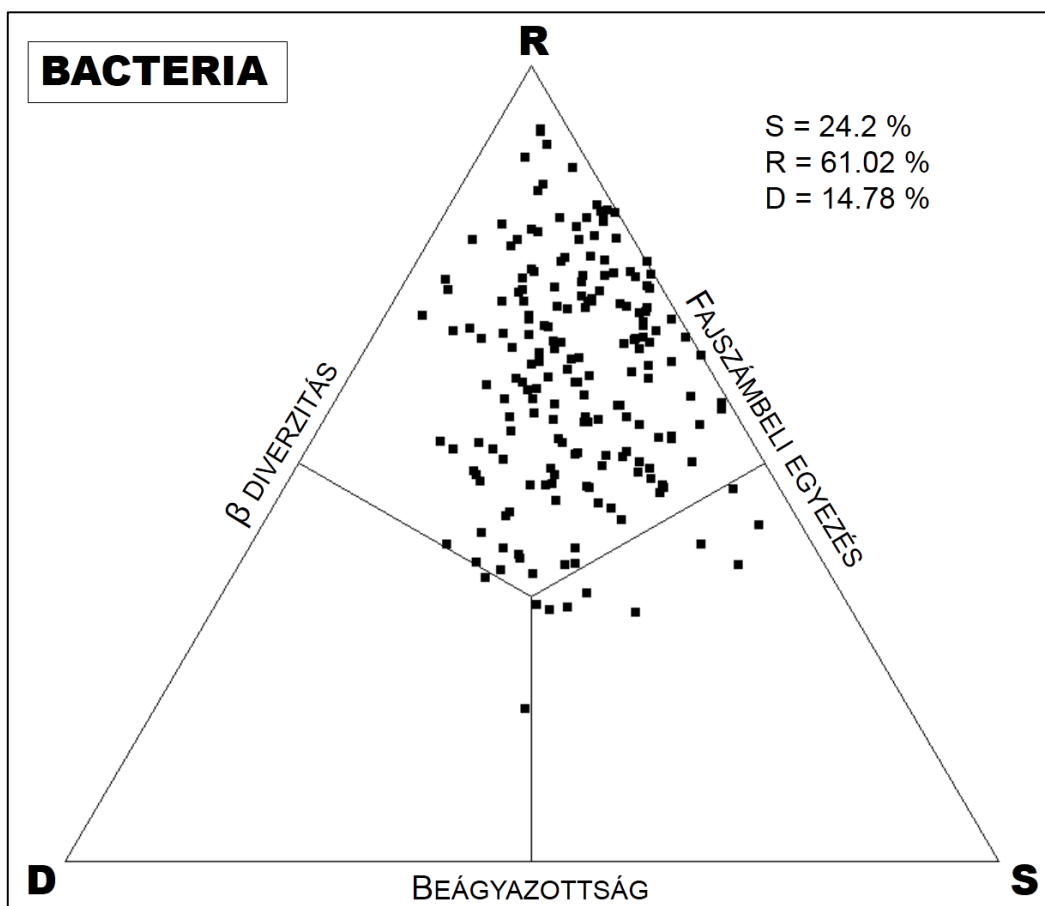
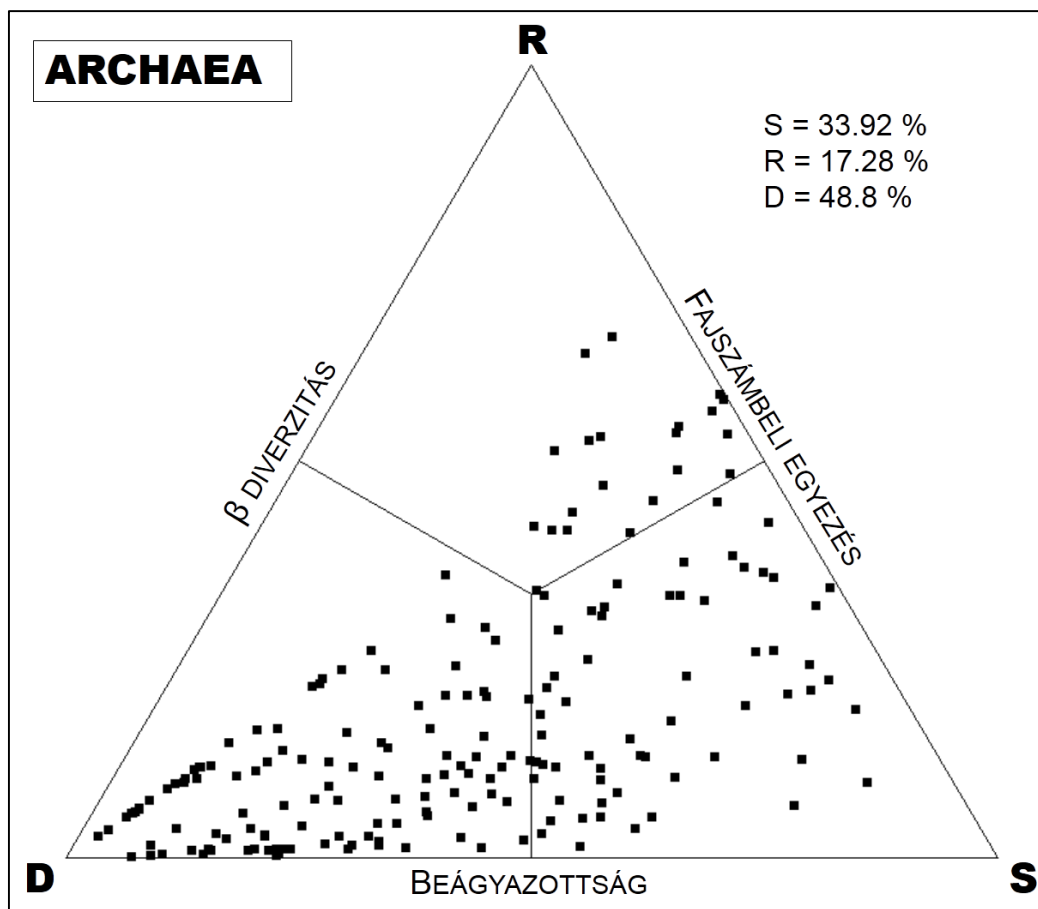
M 2.4. Az archeális és bakteriális eredetű szekvenciák száma élőhelytípusonként (**EZ**: erősen zavart élőhely, **VG**: városi gyepek, **VE**: városi erdőfolt, **R**: referenciaerdő). A betűk a szignifikáns különbségeket jelzik.



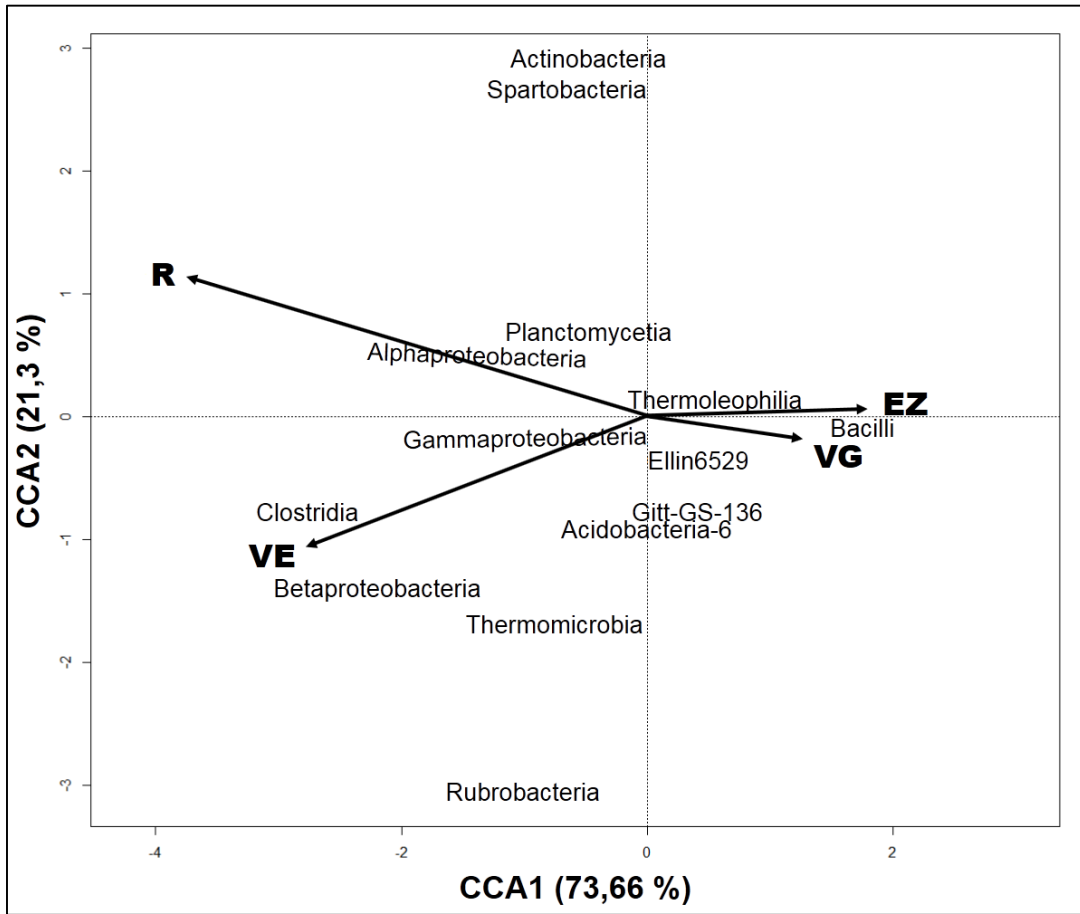
M 2.5. Az Archaea- és Bacteriaközösségek α diverzitása (OTU szám, Shannon és Egyenletesség indexek) élőhelytípusonként (**EZ**: erősen zavart élőhely, **VG**: városi gyep, **VE**: városi erdőfolt, **R**: referenciaerdő). A betűk a szignifikáns különbségeket jelzik.



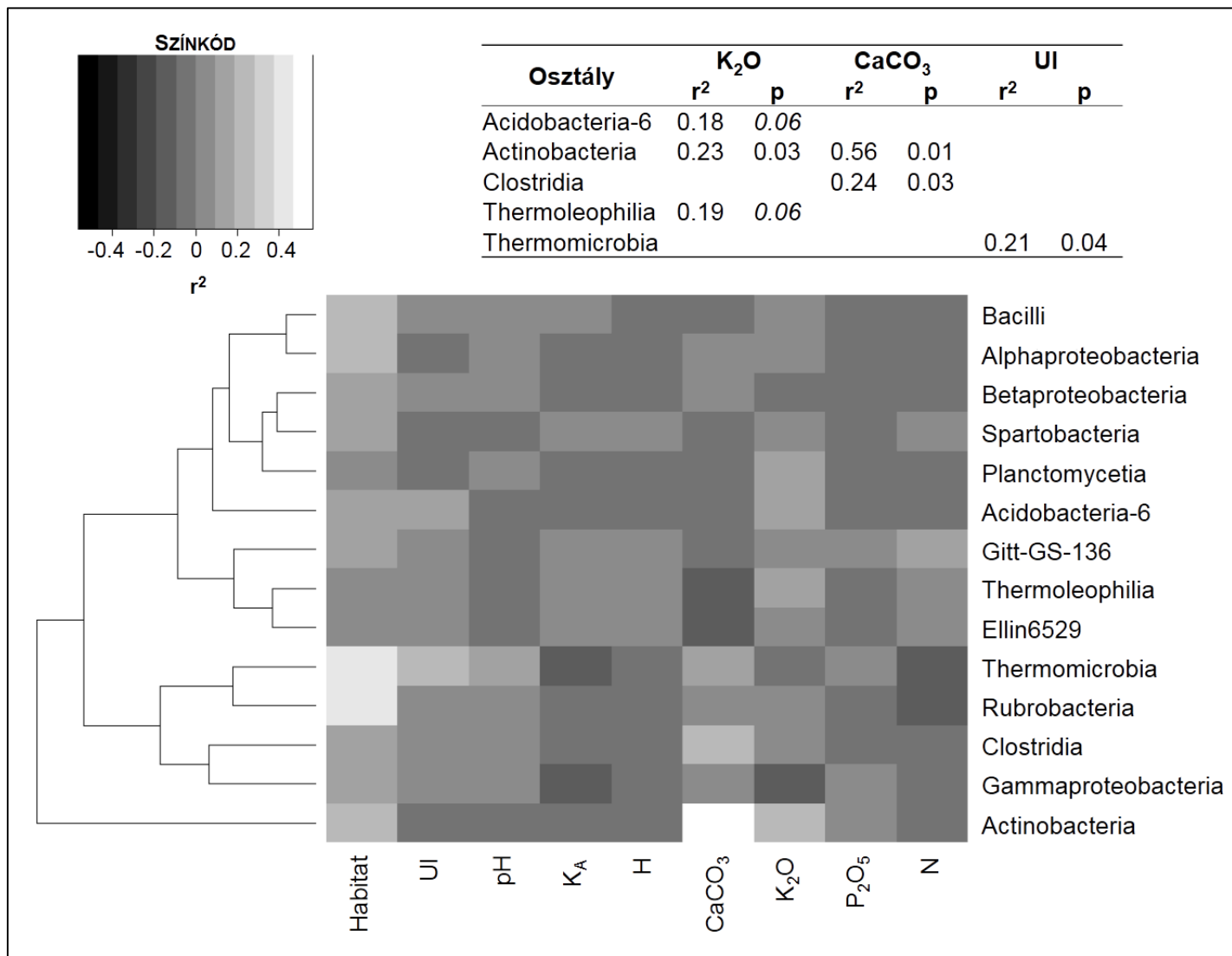
M 2.6. Az ősbaktérium- (Archaea) és baktériumközösségek (Bacteria) SDR szimplex diagramjai (**D** = fajszámbeli különbség, **R** = fajkicserélődés, **S** = hasonlóság).



M 2.7. A Bacteria domén legjelentősebb osztályainak élőhelytípus szerinti alakulása a kanonikus korrespondencia-analízis alapján (**EZ**: erősen zavart élőhely, **VG**: városi gyep, **VE**: városi erdőfolt, **R**: referenciaerdő).



M 2.8. A jelentősebb baktérium osztályok és a vizsgált környezeti változók közötti kapcsolat bemutatása hőtérképen a szignifikáns korrelációkat tartalmazó táblázattal (**UI**: urbanizációs index, **KA**: Arany-féle kötöttség, **H**: humusztartalom).



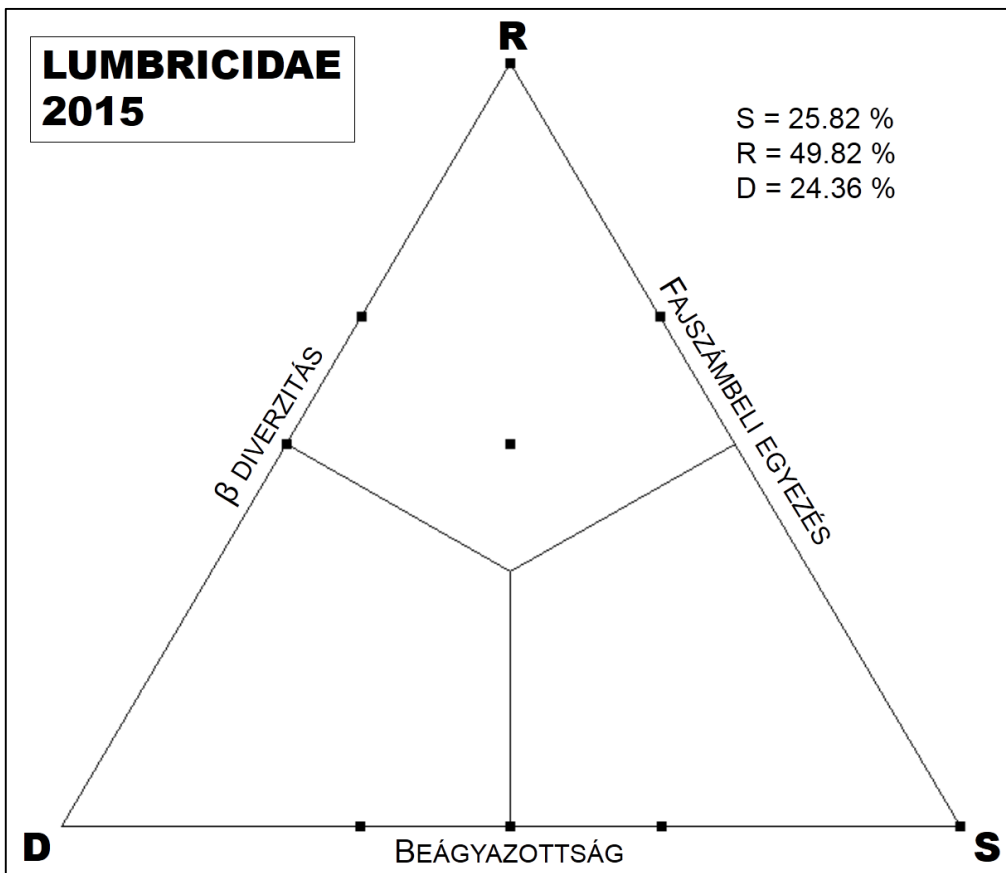
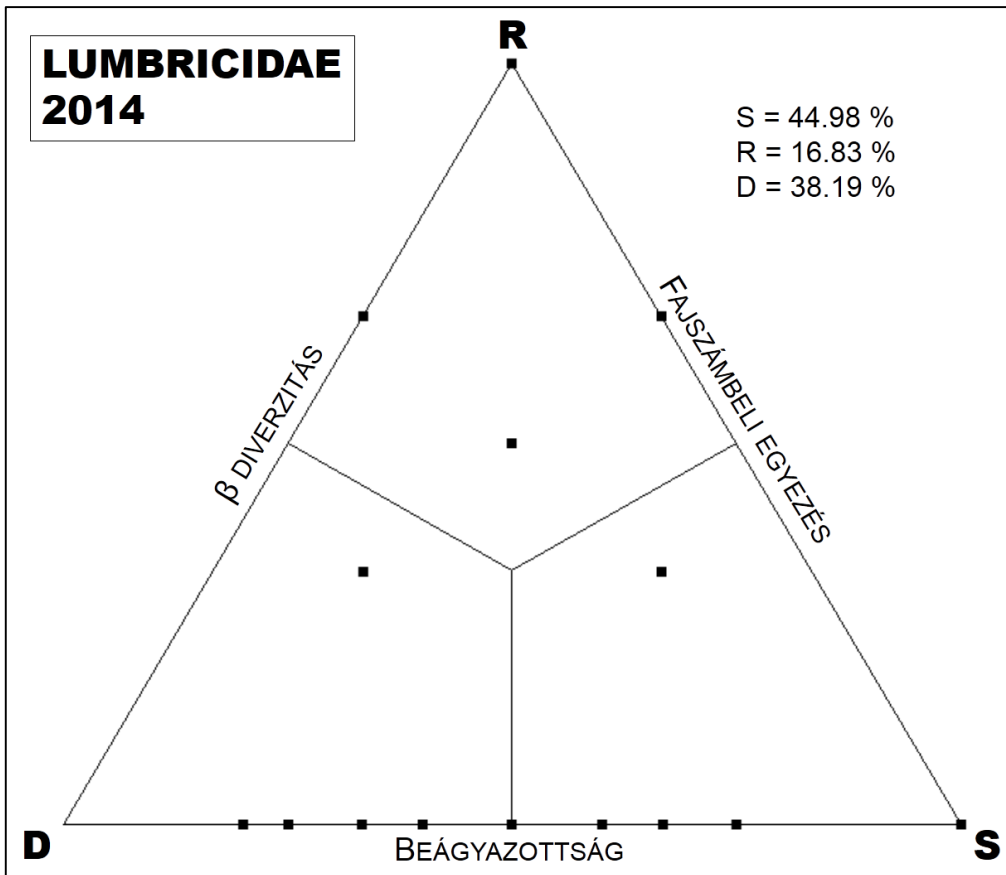
M 2.9. A GLUSEEN-Projekt keretében kijelölt mintavételi területek talajaiban talált mikroarthropodák egyedszámai és ökomorfológiai pontszámai, valamint az ezek összegeként előálló QBS indexek (**EZ**: erősen zavart élőhely, **VG**: városi gyep, **VE**: városi erdőfolt, **R**: referenciaerdő).

	EZ1	EZ2	EZ3	EZ4	EZ5	VG1	VG2	VG3	VG4	VG5	VE1	VE2	VE3	VE4	VE5	R1	R2	R3	R4	R5
Collembola	20	20	20	20	10	20	20	20	10	10	20	10	10	10	20	10	20	20	20	20
Acari	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Orthoptera	1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	1	-
Hemiptera	1	1	1	-	10	1	-	1	1	10	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1
Hymenoptera	5	5	5	-	5	5	5	5	5	5	5	-	5	5	-	5	5	5	5	5
Coleoptera	-	-	-	15	11	11	11	11	-	11	-	1	-	1	-	-	-	-	1	-
Diptera	-	1	10	-	10	10	10	10	10	10	10	1	10	10	10	10	10	-	10	10
Araneae	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Diplopoda	-	-	-	-	20	-	-	5	-	20	20	20	-	-	20	-	-	20	-	20
Chilopoda	10	-	10	10	-	-	-	10	10	-	-	10	10	10	-	10	-	-	-	10
Symphyla	20	20	20	20	20	-	20	20	20	20	20	20	20	20	-	-	20	20	20	-
Pauropoda	-	20	20	-	20	20	20	20	20	20	-	20	20	20	20	20	20	-	20	20
Protura	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	20	20	20	-	20	20	20	20	20
Diplura	20	20	20	-	20	-	20	-	20	-	20	20	20	-	20	20	-	-	-	-
Thysanoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Isopoda	-	-	-	-	-	10	10	-	-	-	-	-	10	-	10	-	-	-	-	-
Psocoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Pseudoscorpiones	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-	-	20
QBS	98	107	127	85	147	98	137	123	116	128	137	142	168	118	121	116	116	106	118	146
Mikroarthropoda egyedszám	419	85	492	143	457	240	275	645	358	416	204	398	278	323	303	421	450	392	219	315

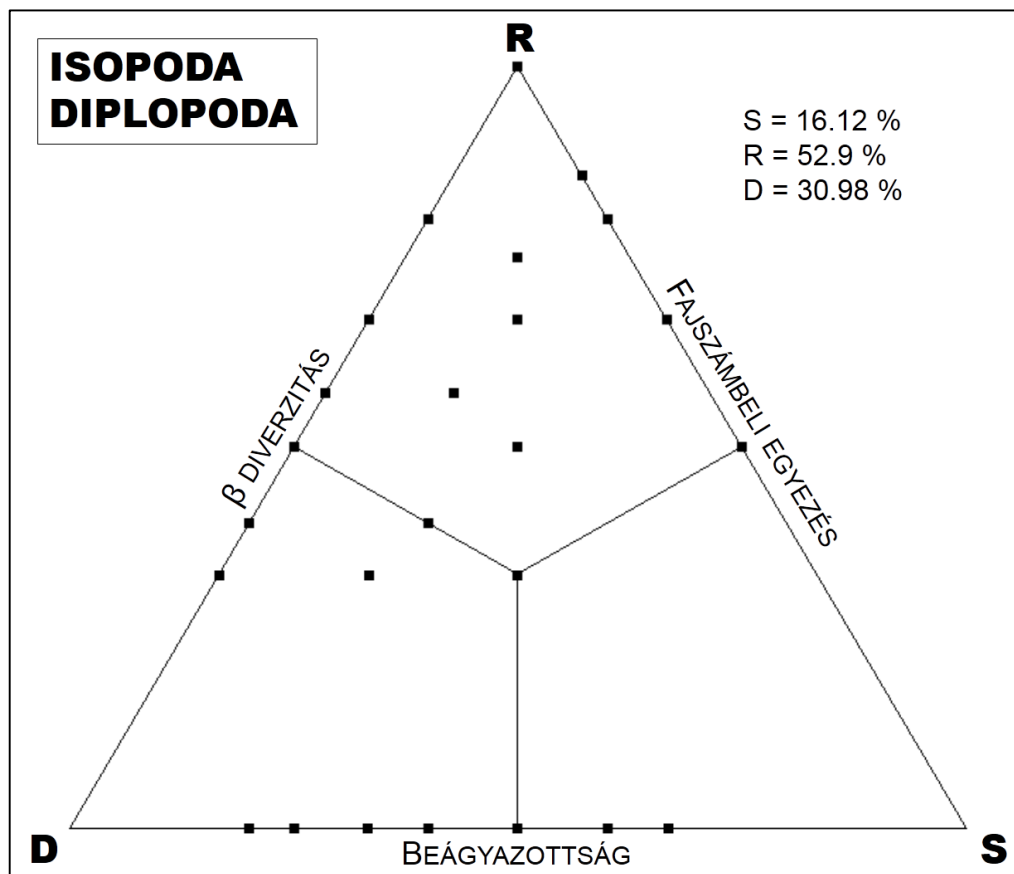
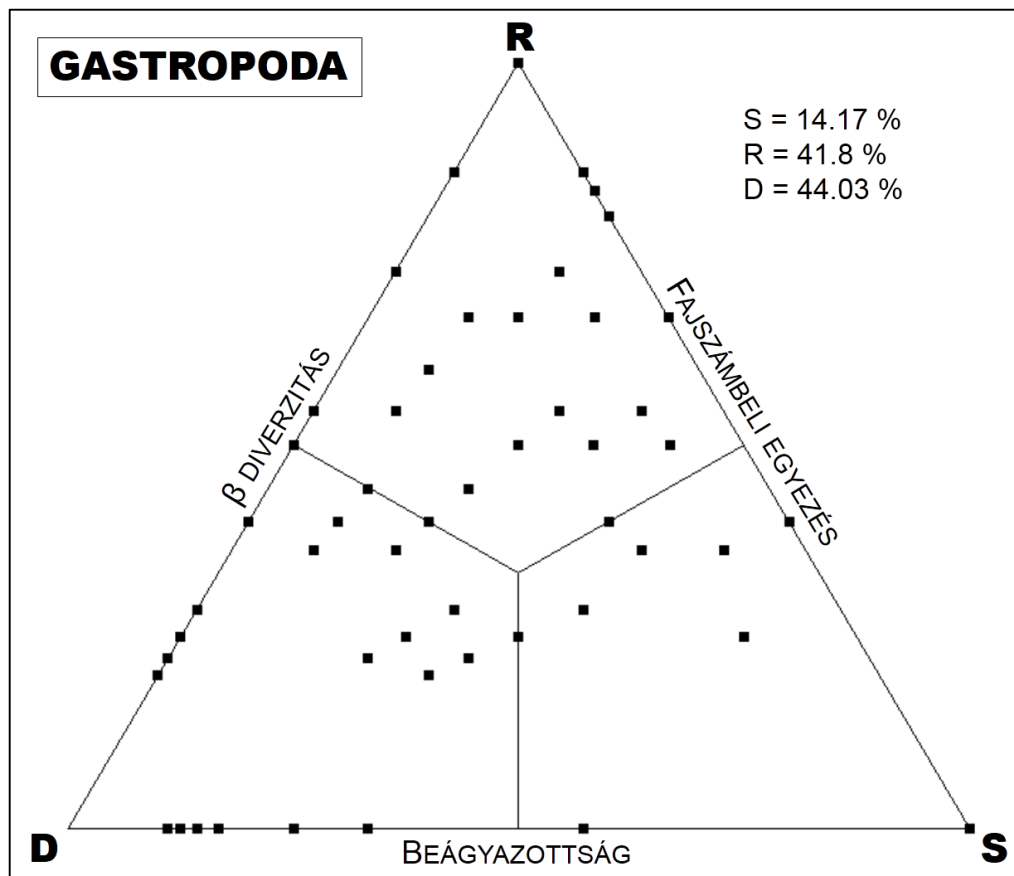
M 2.10. A GLUSEEN-Projekt keretében gyűjtött földigiliszták (Lumbricidae) és csigák (Gastropoda) prezencia-abszencia adatai (**EZ**: erősen zavart élőhely, **VG**: városi gye, **VE**: városi erdőfolt, **R**: referenciaerdő).

		EZ1	EZ2	EZ3	EZ4	EZ5	VG1	VG2	VG3	VG4	VG5	VE1	VE2	VE3	VE4	VE5	R1	R2	R3	R4	R5
Lumbricidae	<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	<i>Aporrectodea rosea</i>	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0
	<i>Aporrectodea sp.</i>	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0
	<i>Lumbricus castaneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	<i>Lumbricus terrestris</i>	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
	<i>Lumbricus sp.</i>	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0
	<i>Octolasion lacteum</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1
Gastropoda	<i>Aegopinella pura</i>	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1
	<i>Cepaea hortensis</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cepaea vindobonensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cochlicopa lubrica</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Discus rotundatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Granaria frumentum</i>	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
	<i>Helix pomatia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	<i>Hygromia cinctella</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Macrogastra ventricosa</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0
	<i>Merdigera obscura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0
	<i>Monacha cartusiana</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
	<i>Orcula dolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Pupilla muscorum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0
	<i>Vallonia costata</i>	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Vallonia pulchella</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Vitrina pellucida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
	<i>Xerolenta obvia</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Zebrina detrita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0

M 2.11. A földigiliszták közösségi összehasonlítása SDR szimplex háromszögekkel a 2014 és 2015. évi mintavételek alapján. (**D** = fajszámbeli különbség, **R** = fajkicserélődés, **S** = hasonlóság)



M 2.12. A Gastro-, Iso- és Diplopodaközösségek SDR szimplex diagramjai (**D** = fajszámbeli különbség, **R** = fajkicserélődés, **S** = hasonlóság).



M 2.13. A GLUSEEN-Projekt keretében gyűjtött szárazföldi ászkarákok (Isopoda) és ikerszelvényesek (Diplopoda) prezencia-abszencia adatai (**EZ**: erősen zavart élőhely, **VG**: városi gye, **VE**: városi erdőfolt, **R**: referenciaerdő).

		EZ1	EZ2	EZ3	EZ4	EZ5	VG1	VG2	VG3	VG4	VG5	VE1	VE2	VE3	VE4	VE5	R1	R2	R3	R4	R5	
Isopoda	<i>Cylisticus convexus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
	<i>Porcellium collicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Platyarthrus hoffmannseggi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus dadayi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cylindroiulus boleti</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1
	<i>Glomeris hexasticha</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Kryphioiulus occultus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Megaphyllum projectum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Ommatoiulus sabulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Ophiulus pilosus</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	1
	<i>Polyxenus lagurus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	<i>Polydesmus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Unciger foetidus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

M 3. EXDRAIN-Projekt mellékletei

M 3.1. A fülöpházi mintaterület mérőállomása (a), kísérleti parcellái (b és d) a lehelyezett teafilterekkel (c), valamint egy – a talajízeltlábúak gyűjtéséhez használt – talajscapda (e).



M 3.2. Talajmikroba-közösségek összehasonlító vizsgálata 16S rDNS T-RFLP molekuláris ujjlenyomat módszer és shotgun metagenom elemzés segítségével.

DNS izolálás

A DNS izolálást a NucleoSpin Soil Kit segítségével, a gyártó előírásai szerint végeztük (Macherey-Nagel). A talajmintákból minden esetben 0,2-0,3 g-nyi mennyiséget mértünk ki a nukleinsavak kivonásához. A DNS kivonás után a DNS mennyiségét és minőségét agaróz gélelektroforézis segítségével vizsgáltuk, amely során 1%-os agaróz gélen etidium-bromid jelenlétében futtattuk a mintákat.

16S rDNS PCR a T-RFLP vizsgálatához

A 16S rDNS génre specifikus PCR-t univerzális 16S rDNS primerekkel: 27f-VIC és 519r végeztük el. Steril PCR csövekbe 5 µl 10x PCR puffert, 0,3 µM forward és 0,3 µM reverse primert, 1 U DreamTaq DNS polimerázt (ThermoScientific), 0,2 mM-t mindegyik dNTP-ből, 30 ng DNS templátot és annyi desztillált vizet pipettáztunk, hogy a végső térfogat 50 µl legyen. Ezután a PCR csövek tartalmát kémcsőkeverő segítségével összekevertük, majd centrifugáltuk. A PCR reakciót Perkin-Elmer 2700-as modellű PCR készülékkel végeztük. A hőprofil a következő volt:

	Hőmérséklet	Idő
Kezdeti denaturáció	95 °C	3 perc
32 ciklus	Denaturáció	94 °C 30 másodperc
	Anneláció	52 °C 30 másodperc
	Extenzió	72 °C 30 másodperc
Végső extenzió	72 °C	10 perc
Tárolás	4 °C	

Ezt követően a PCR terméket agaróz gélelektroforézissel detektáltuk.

A PCR termék emésztése restriktációs enzimmel

Annak érdekében, hogy a közösségi DNS mintákat T-RFLP segítségével elemezni tudjuk, a 16S rDNS PCR termékeket MspI (Thermo Scientific) enzimmel emésztettük 13 órán keresztül, 37 °C-os vízfürdőben. A reakció keverék a következőket tartalmazta: 2µl restriktációs enzim puffer, 3 U restriktációs enzim, 10 µl PCR templát és ultra tiszta vízből annyit, hogy a végső térfogat 20 µl legyen.

Az emésztett PCR termék tisztítása etanol precipitációval

Az emésztett PCR termékhez hozzáértünk: 3 µl 3 M-os Na-acetát oldatot (pH 4,6); 62,5 µl 96%-os etanolt; 14,5 µl dH₂O-t. A reakcióelegyet kémcsőkeverővel összekevertük, majd 15 percig inkubáltuk szobahőmérsékleten. A mintákat centrifugáltuk (4600 g; 30 perc), majd a felülúszót óvatosan leszívtuk. A pelletre 180 µl 70%-os etanolt mértünk, ezután kémcsőkeverővel összekevertük. Ismét centrifugáltuk a mintát (4600 g; 20 perc), majd a felülúszót ismét óvatosan leszívtuk, végül kiszárítottuk a DNS pelletet.

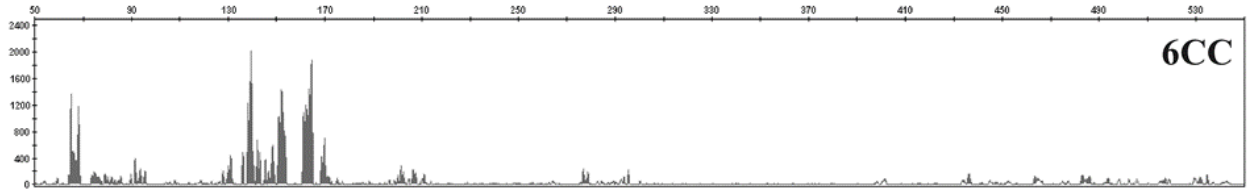
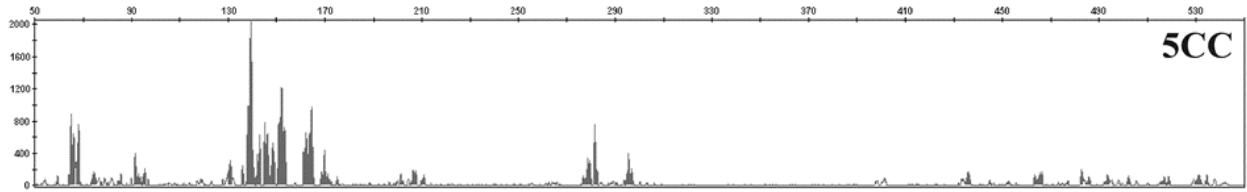
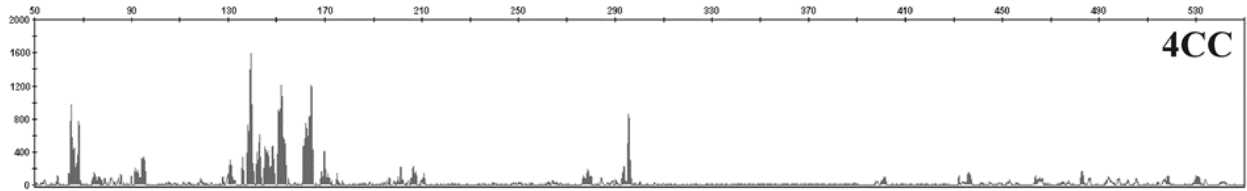
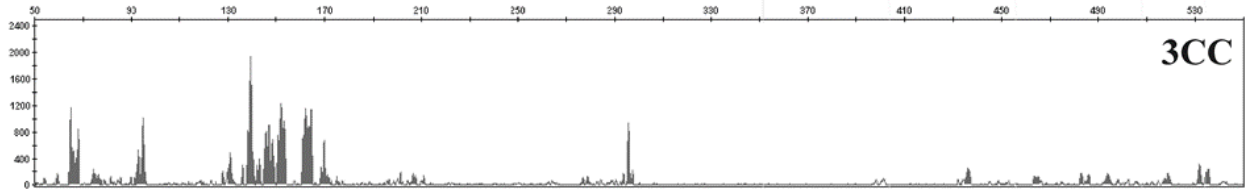
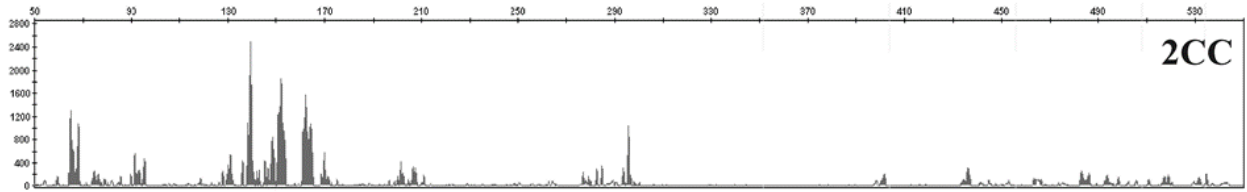
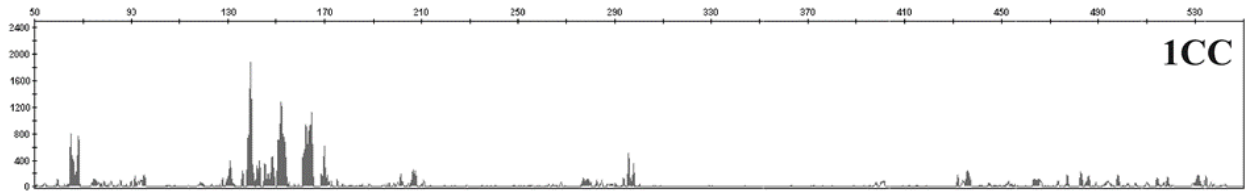
A közösségi 16S rDNS T-RFLP analízise

A T-RFLP során olyan, enzimatikusan emésztett PCR terméket vizsgálunk kapilláris gélelektroforézissel, amelyet egy fluoreszcensen jelölt forward primer segítségével amplifikáltunk (a reverz primer nem jelölt), ez a fluoreszcens jelölés jelen esetben VIC volt. Az emésztett PCR termék tisztítása után 20 µl steril desztillált vízben szuszpendáltuk a pelletet. A tisztított és emésztett DNS-ből 0,5-1,5 µl-t adtunk 18 µl HI-DI formamidhoz (Life Technologies) és 0,2 µl standard meghatározott hosszúságú DNS fragmenthez (Genescan LIZ 500, Life Technologies). Ezután a mintákat kapilláris gélelektroforézisnek vetettük alá ABI 3130 Genetic Analyzer (Life Technologies) segítségével. Az eredményként kapott elektroferogramokat GeneMapper 4.0 program segítségével dolgoztuk fel (Life Technologies).

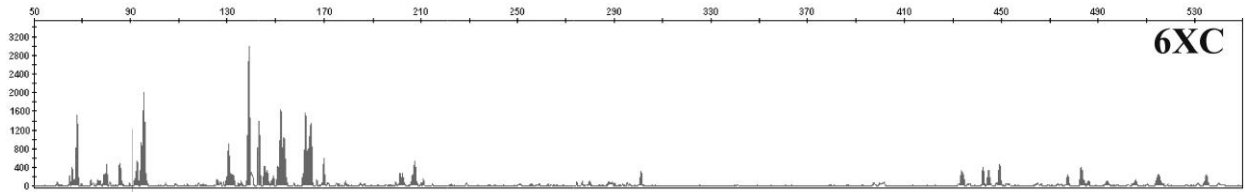
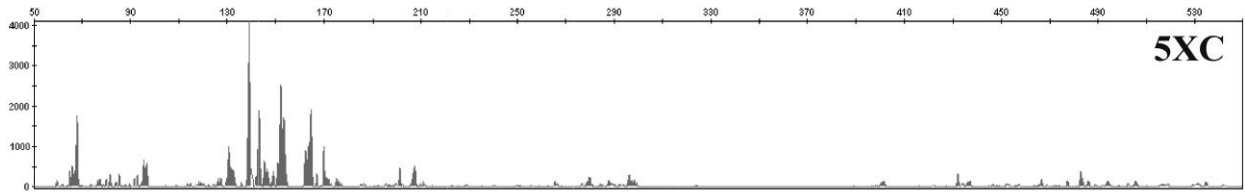
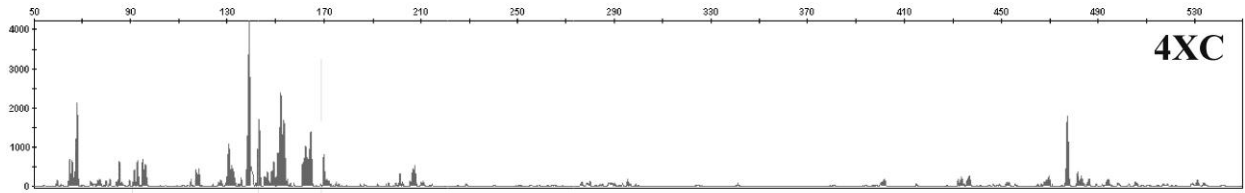
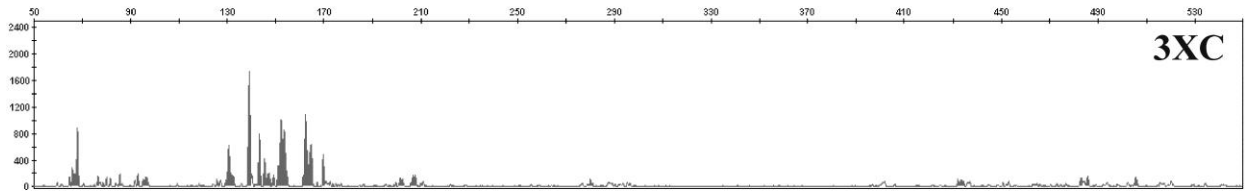
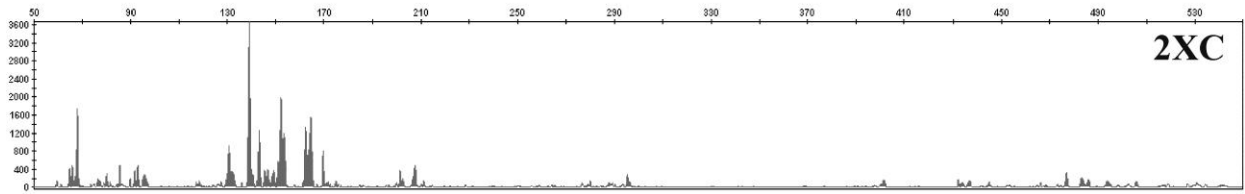
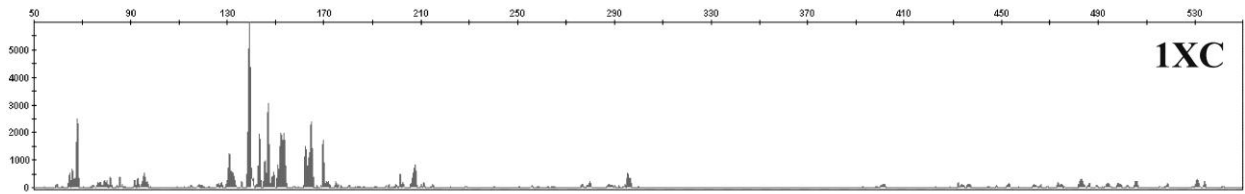
Shotgun metagenom elemzés

Az elektroferogramok alapján két legkülönbözőbbnek ítélt mintát (1XC és 6CC) metagenom vizsgálat alá vontuk annak érdekében, hogy képet kapjunk az adott mikrobaközösségek összetételéről. A metagenom szekvenálást mindkét minta esetében minimum 1 µg DNS felhasználásával végeztük. A shotgun metagenom szekvenálás Ion Torrent PGM platformon történt. A szekvenciák annotációját az MG-RAST bioinformatikai programcsomag segítségével végeztük el.

M 3.3. A kontroll (CC) parcellák talajainak bakteriális diverzitását bemutató T-RFLP elektroferogramok.



M 3.4. Az extrém aszálykezelt (XC) parcellák talajainak bakteriális diverzitását bemutató T-RFLP elektroferogramok.



M 3.5. Az 50 legabundánsabb mikroba nemzetség az extrém aszálykezelt (1XC) talajmintából.

Domén	Törzs	Osztály	Rend	Család	Nemzetség	avg eValue	Abundancia (%)
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Streptomycetaceae	Streptomyces	-15,18	3,09
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Rubrobacterales	Rubrobacteraceae	Rubrobacter	-17,69	2,67
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Solirubrobacterales	Conexibacteraceae	Conexibacter	-17,19	1,97
Bacteria	Acidobacteria	Solibacteres	Solibacterales	Solibacteraceae	Candidatus Solibacter	-15,20	1,95
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Methylobacteriaceae	Methylobacterium	-17,08	1,86
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Mycobacteriaceae	Mycobacterium	-16,45	1,78
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Bradyrhizobiaceae	Bradyrhizobium	-16,60	1,48
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Frankiaceae	Frankia	-14,76	1,27
Bacteria	Firmicutes	Bacilli	Bacillales	Bacillaceae	Bacillus	-15,68	1,24
Bacteria	Proteobacteria	Betaproteobacteria	Burkholderiales	Burkholderiaceae	Burkholderia	-12,98	1,11
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Bradyrhizobiaceae	Rhodopseudomonas	-17,28	1,04
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Micromonosporaceae	Salinispora	-17,13	0,96
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Micrococcaceae	Arthrobacter	-18,08	0,93
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Micromonosporaceae	Micromonospora	-19,77	0,93
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Rhizobiaceae	Rhizobium	-16,59	0,92
Bacteria	Bacteroidetes	Sphingobacteriia	Sphingobacteriales	uncl. (derived from Sphingobacteriales)	Chitinophaga	-21,10	0,90
Bacteria	Planctomycetes	Planctomycetia	Planctomycetales	Planctomycetaceae	Planctomyces	-17,32	0,90
Bacteria	Planctomycetes	Planctomycetia	Planctomycetales	Planctomycetaceae	Gemmata	-14,97	0,87
Bacteria	Proteobacteria	Deltaproteobacteria	Myxococcales	Polyangiaceae	Sorangium	-16,76	0,85
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Pseudonocardiaceae	Saccharopolyspora	-22,28	0,84
Bacteria	Proteobacteria	Deltaproteobacteria	Desulfuromonadales	Geobacteraceae	Geobacter	-14,00	0,83
Bacteria	Acidobacteria	uncl. (derived from Acidobacteria)	uncl. (derived from Acidobacteria)	uncl. (derived from Acidobacteria)	Candidatus Koribacter	-14,83	0,83
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Nocardiodiaceae	Nocardioides	-16,38	0,81
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Nocardiaceae	Rhodococcus	-15,53	0,80
Bacteria	Chloroflexi	Chloroflexi (class)	Chloroflexales	Chloroflexaceae	Roseiflexus	-14,39	0,76
Bacteria	Proteobacteria	Gammaproteobacteria	Pseudomonadales	Pseudomonadaceae	Pseudomonas	-14,13	0,74
Bacteria	Planctomycetes	Planctomycetia	Planctomycetales	Planctomycetaceae	Pirellula	-15,67	0,74
Bacteria	Proteobacteria	Deltaproteobacteria	Myxococcales	Myxococcaceae	Myxococcus	-17,08	0,71

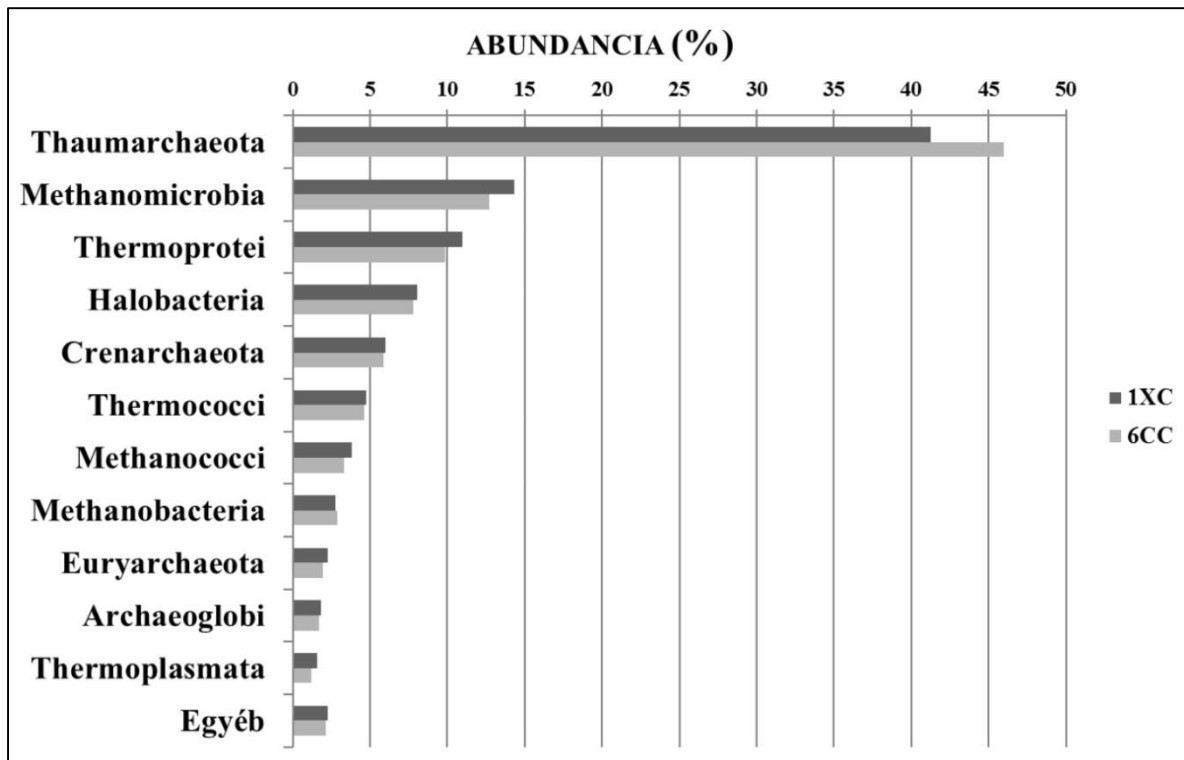
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Phyllobacteriaceae	Mesorhizobium	-16,73	0,69
Bacteria	Planctomycetes	Planctomycetia	Planctomycetales	Planctomycetaceae	Blastopirellula	-15,61	0,69
Bacteria	Proteobacteria	Deltaproteobacteria	Myxococcales	Myxococcaceae	Anaeromyxobacter	-14,58	0,68
Bacteria	Planctomycetes	Planctomycetia	Planctomycetales	Planctomycetaceae	Rhodopirellula	-14,87	0,68
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Rhizobiaceae	Sinorhizobium	-15,17	0,67
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Nocardioideae	Kribbella	-14,85	0,66
Bacteria	Verrucomicrobia	Spartobacteria	uncl. (derived from Spartobacteria)	uncl. (derived from Spartobacteria)	Chthoniobacter	-16,92	0,63
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Bradyrhizobiaceae	Nitrobacter	-18,37	0,56
Bacteria	Cyanobacteria	uncl. (derived from Cyanobacteria)	Nostocales	Nostocaceae	Nostoc	-14,78	0,55
Bacteria	Bacteroidetes	Cytophagia	Cytophagales	Cytophagaceae	Spirosoma	-16,74	0,54
Bacteria	Bacteroidetes	Sphingobacteriia	Sphingobacteriales	Sphingobacteriaceae	Pedobacter	-16,59	0,52
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Geodermatophilaceae	Geodermatophilus	-18,20	0,51
Bacteria	Chloroflexi	Ktedonobacteria	Ktedonobacterales	Ktedonobacteraceae	Ktedonobacter	-14,16	0,51
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Streptosporangiaceae	Streptosporangium	-15,53	0,50
Bacteria	Verrucomicrobia	Opitutae	uncl. (derived from Opitutae)	Opitutaceae	Opitutus	-16,61	0,47
Bacteria	Verrucomicrobia	Verrucomicrobiae	Verrucomicrobiales	Verrucomicrobia subdivision 3	Pedosphaera	-16,65	0,46
Archaea	Thaumarchaeota	uncl. (derived from Thaumarchaeota)	Nitrosopumilales	Nitrosopumilaceae	Nitrosopumilus	-16,16	0,46
Bacteria	Chloroflexi	Thermomicrobia (class)	Sphaerobacterales	Sphaerobacteraceae	Sphaerobacter	-14,99	0,45
Bacteria	Firmicutes	Clostridia	Clostridiales	Clostridiaceae	Clostridium	-11,43	0,45
Bacteria	uncl. (derived from Bacteria)	uncl. (derived from Bacteria)	uncl. (derived from Bacteria)	uncl. (derived from Bacteria)	uncl. (derived from Bacteria)	-15,34	0,45
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Sphingomonadales	Sphingomonadaceae	Sphingomonas	-12,33	0,43
Bacteria	Gemmatimonadetes	Gemmatimonadetes (class)	Gemmatimonadales	Gemmatimonadaceae	Gemmatimonas	-16,57	0,41

M 3.6. Az 50 legabundánsabb mikroba nemzetség a kontroll (6CC) talajmintából.

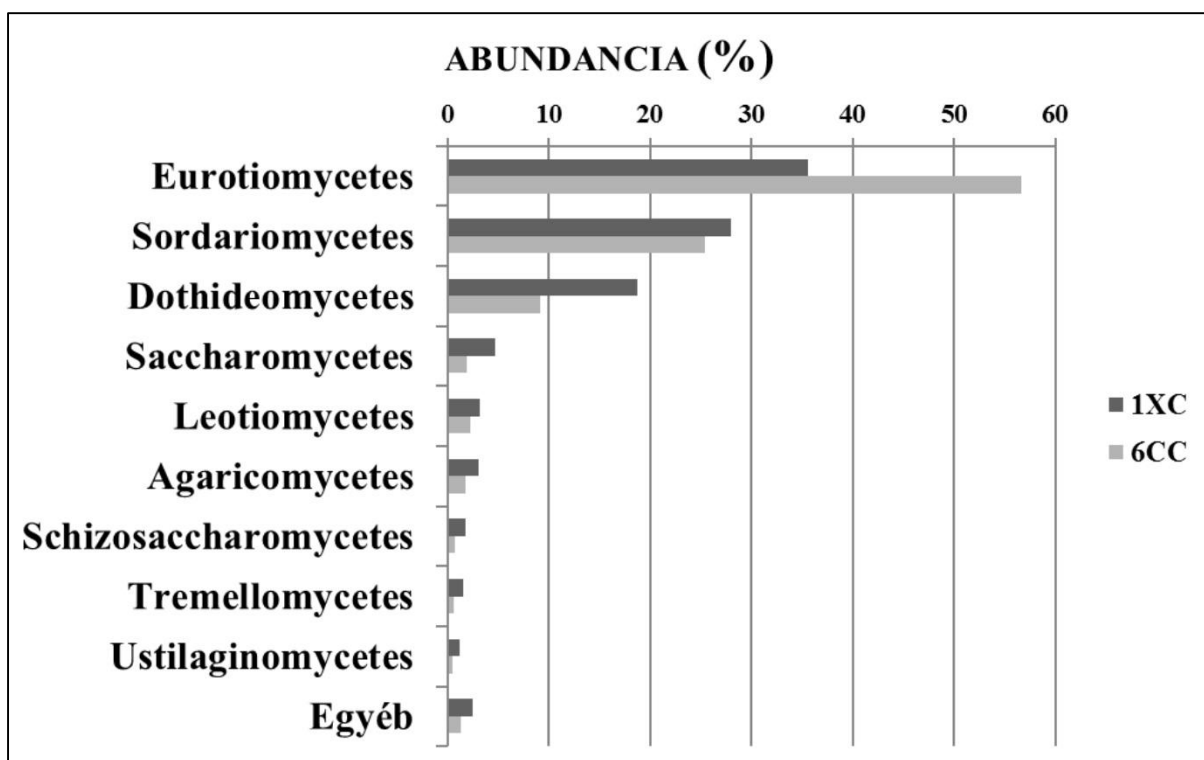
Domén	Törzs	Osztály	Rend	Család	Nemzetség	avg eValue	Abundancia (%)
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Streptomycetaceae	Streptomyces	-15,42	4,48
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Rubrobacterales	Rubrobacteraceae	Rubrobacter	-21,42	2,75
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Mycobacteriaceae	Mycobacterium	-16,54	2,65
Bacteria	Firmicutes	Bacilli	Bacillales	Bacillaceae	Bacillus	-17,21	1,70
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Solirubrobacterales	Conexibacteraceae	Conexibacter	-17,33	1,66
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Bradyrhizobiaceae	Bradyrhizobium	-22,60	1,45
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Methylobacteriaceae	Methylobacterium	-16,37	1,42
Bacteria	Acidobacteria	Solibacteres	Solibacterales	Solibacteraceae	Candidatus Solibacter	-15,95	1,40
Bacteria	Proteobacteria	Gammaproteobacteria	Pseudomonadales	Moraxellaceae	Acinetobacter	-19,84	1,36
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Frankiaceae	Frankia	-13,92	1,34
Eukaryota	Ascomycota	Eurotiomycetes	Eurotiales	Trichocomaceae	Aspergillus	-19,26	1,20
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Bradyrhizobiaceae	Rhodopseudomonas	-18,84	1,16
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Pseudonocardiaceae	Saccharopolyspora	-16,31	1,08
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Nocardioidaceae	Nocardioides	-18,90	1,03
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Micromonosporaceae	Micromonospora	-15,49	1,02
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Micromonosporaceae	Salinispora	-16,58	1,01
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Nocardiaceae	Rhodococcus	-15,67	1,01
Bacteria	Proteobacteria	Betaproteobacteria	Burkholderiales	Burkholderiaceae	Burkholderia	-13,90	1,00
Bacteria	Proteobacteria	Deltaproteobacteria	Myxococcales	Polyangiaceae	Sorangium	-18,35	0,94
Bacteria	Bacteroidetes	Sphingobacteriia	Sphingobacteriales	uncl. (derived from Sphingobacteriales)	Chitinophaga	-20,47	0,90
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Rhizobiaceae	Rhizobium	-16,19	0,87
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Phyllobacteriaceae	Mesorhizobium	-16,32	0,87
Bacteria	Proteobacteria	Gammaproteobacteria	Pseudomonadales	Pseudomonadaceae	Pseudomonas	-15,62	0,75
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Nocardioidaceae	Kribbella	-17,47	0,75
Bacteria	Bacteroidetes	Sphingobacteriia	Sphingobacteriales	Sphingobacteriaceae	Pedobacter	-17,84	0,69
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Micrococcaceae	Arthrobacter	-16,33	0,68
Bacteria	Verrucomicrobia	Opitutae	uncl. (derived from Opitutae)	Opitutaceae	Opitutus	-17,81	0,67

Bacteria	Planctomycetes	Planctomycetia	Planctomycetales	Planctomycetaceae	Planctomyces	-15,95	0,65
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Pseudonocardiaceae	Actinosynnema	-20,61	0,60
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Rhizobiaceae	Sinorhizobium	-15,16	0,60
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Pseudonocardiaceae	Amycolatopsis	-15,46	0,60
Bacteria	Proteobacteria	Deltaproteobacteria	Desulfuromonadales	Geobacteraceae	Geobacter	-14,39	0,59
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Streptosporangiaceae	Streptosporangium	-16,55	0,59
Bacteria	Verrucomicrobia	Spartobacteria	uncl. (derived from Spartobacteria)	uncl. (derived from Spartobacteria)	Chthoniobacter	-16,87	0,59
Bacteria	Proteobacteria	Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Bradyrhizobiaceae	Nitrobacter	-18,64	0,58
Bacteria	Bacteroidetes	Cytophagia	Cytophagales	Cytophagaceae	Spirosoma	-17,33	0,58
Bacteria	Planctomycetes	Planctomycetia	Planctomycetales	Planctomycetaceae	Pirellula	-16,68	0,55
Bacteria	Proteobacteria	Deltaproteobacteria	Myxococcales	Myxococcaceae	Myxococcus	-17,35	0,55
Bacteria	Planctomycetes	Planctomycetia	Planctomycetales	Planctomycetaceae	Rhodopirellula	-14,80	0,53
Archaea	Thaumarchaeota	uncl. (derived from Thaumarchaeota)	Nitrosopumilales	Nitrosopumilaceae	Nitrosopumilus	-15,78	0,53
Bacteria	Proteobacteria	Deltaproteobacteria	Myxococcales	Myxococcaceae	Anaeromyxobacter	-14,43	0,51
Bacteria	Planctomycetes	Planctomycetia	Planctomycetales	Planctomycetaceae	Blastopirellula	-16,20	0,49
Bacteria	Acidobacteria	uncl. (derived from Acidobacteria)	uncl. (derived from Acidobacteria)	uncl. (derived from Acidobacteria)	Candidatus Koribacter	-14,66	0,49
Bacteria	Chloroflexi	Chloroflexi (class)	Chloroflexales	Chloroflexaceae	Roseiflexus	-15,63	0,48
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Geodermatophilaceae	Geodermatophilus	-17,24	0,48
Bacteria	Bacteroidetes	Cytophagia	Cytophagales	Cytophagaceae	Dyadobacter	-17,87	0,47
Bacteria	Planctomycetes	Planctomycetia	Planctomycetales	Planctomycetaceae	Gemmata	-15,22	0,44
Bacteria	Firmicutes	Clostridia	Clostridiales	Clostridiaceae	Clostridium	-14,22	0,43
Bacteria	Bacteroidetes	Flavobacteriia	Flavobacteriales	Flavobacteriaceae	Flavobacterium	-17,35	0,42
Bacteria	Actinobacteria	Actinobacteria (class)	Actinomycetales	Nocardiaceae	Nocardia	-16,61	0,40

M 3.7. Az Archaea domén osztályok szerinti megoszlása az aszálykezelt (1XC) és kontroll (6CC) talajminta metagenom vizsgálata alapján.



M 3.8. A Fungi domén osztályok szerinti megoszlása az aszálykezelt (1XC) és kontroll (6CC) talajminta metagenom vizsgálata alapján.



M 4. Hevesi vizsgálat (2008) mellékletei

M 4.1. A 2008. évi hevesi vizsgálat során féltermészetes gyepeken (Gy) gyűjtött szárazföldi ászkarákok (Isopoda) és ikerszelvényesek (Diplopoda) abundancia adatai.

2008. május 1.		Gy1					Gy2					Gy3					Gy4					Gy5					Gy6					
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	2	0	1	8	3	0	0	0	0	3
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	1	0	2	0	1	1	3	1	1	0	0	0	
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Iulus terrestris</i>	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	6	1	1	0	0	1	0	0	2	0	0	1	1	2	2	3	5	0	0	2	1	1	1	1	1	0	1	0	0	1	
2008. május 15.		Gy1					Gy2					Gy3					Gy4					Gy5					Gy6					
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	3	0	4	0	0	3	1	11	0	0	0	4	0	1
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	2	1	0	0	0	1	0	0	0	
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Iulus terrestris</i>	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	1	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	3	0	2	1	0	0	0	0	0	0	
2008. május 29.		Gy1					Gy2					Gy3					Gy4					Gy5					Gy6					
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	2	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachelipus rathkii</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Iulus terrestris</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	

M 4.2. A 2008. évi hevesi vizsgálat során egyéves ugar melletti búzaterületeken (**B1**) gyűjtött szárazföldi ászkarákok (Isopoda) és ikerszelvényesek (Diplopoda) abundancia adatai.

		2008. május 1.																													
		B1_1					B1_2					B1_3					B1_4					B1_5									
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5					
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	3	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	1	0
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	2	2	1	2	12	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	3	0	1
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	5	0	1	2	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	1	7	4
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	NA	0	1	0	0	0	0	0	0
		2008. május 15.																													
		B1_1					B1_2					B1_3					B1_4					B1_5									
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5					
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	1	3	0	1	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	0	2	5	3	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	13	3	2	7	11	0	0	0	
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	NA	0	1	0	4	2	3	0	0	0		
		2008. május 29.																													
		B1_1					B1_2					B1_3					B1_4					B1_5									
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5					
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	1	2	2	
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	

M 4.3. A 2008. évi hevesi vizsgálat során kétéves ugar melletti búzaterületeken (**B2**) gyűjtött szárazföldi ászkarák (Isopoda) és ikerszelvényesek (Diplopoda) abundancia adatai.

		2008. május 1.																													
		B2_1					B2_2					B2_3					B2_4					B2_5					B2_6				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	NA	0	0	0	0
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	1	0	1	NA	3	2	3	5	2	1	0	1	0	2	1	1	2	3	1	1	1	0	NA	0	1	0	4	7	
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	0	0	0	0	NA	1	4	0	0	0	7	0	9	10	28	5	3	12	18	12	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	2	1	1	1	NA	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	3	0	NA	0	2	0	0
		2008. május 15.																													
		B2_1					B2_2					B2_3					B2_4					B2_5					B2_6				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	0	0	
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	0	0	
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	0	0	
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	0	0	
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	0	0	0	1	2	0	0	2	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	NA	NA	NA	NA	3	1		
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	NA	NA	NA	0	0		
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	0	14	3	0	6	10	3	0	0	NA	NA	NA	NA	0	0		
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	NA	NA	NA	NA	3	0		
		2008. május 29.																													
		B2_1					B2_2					B2_3					B2_4					B2_5					B2_6				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	4	
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	1	1	0	3	0		
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	1	0	0	0	0	2	4	2	0	2	1	4	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	1	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	NA	1	1	0	1	0		

M 4.4. A 2008. évi hevesi vizsgálat során hároméves ugar melletti búzaterületeken (**B3**) gyűjtött szárazföldi ászkarák (Isopoda) és ikerszelvényesek (Diplopoda) abundancia adatai.

		2008. május 1.																													
		B3_1					B3_2					B3_3					B3_4					B3_5									
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5					
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	2	1	3	0	0	6	6	4	8	3	2	0	2	4	0	3	10	9	0	6	1	0	0	2	1					
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	3	1	5	3	4	2	0	0	3	3	0	0	0	0	0	5	4	7	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		2008. május 15.																													
		B3_1					B3_2					B3_3					B3_4					B3_5									
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5					
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0					
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	0	0	0	1	2	0	1	1	2	1	2	1	1	1	2	2	1	2	2	0	0	0	0	0					
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	0	0	0	2	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	6	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		2008. május 29.																													
		B3_1					B3_2					B3_3					B3_4					B3_5									
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5					
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0					
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	0	0	0	0	1	2	2	2	0	0	0	1	5	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0					
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

M 4.5. A 2008. évi hevesi vizsgálat során egyéves ugarterületeken (U1) gyűjtött szárazföldi ászkarákok (Isopoda) és ikerszelvényesek (Diplopoda) abundancia adatai.

		U1_1					U1_2					U1_3					U1_4					U1_5				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
2008. május 1.	Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
		<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Brachyiulus bagnalli</i>	9	1	1	22	8	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
		<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Leptoiulus cibdellus</i>	6	0	1	16	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	1	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
		2008. május 15.		U1_1					U1_2					U1_3					U1_4					U1_5		
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	6	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
2008. május 29.		U1_1					U1_2					U1_3					U1_4					U1_5				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	3	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

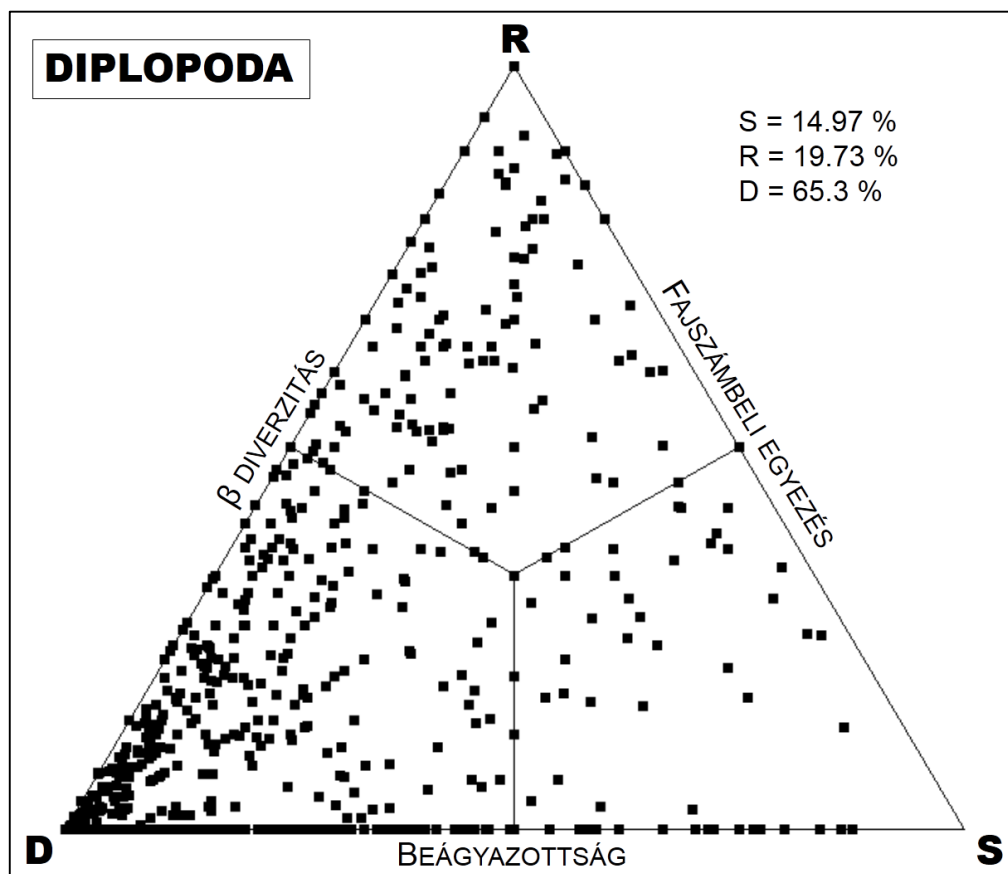
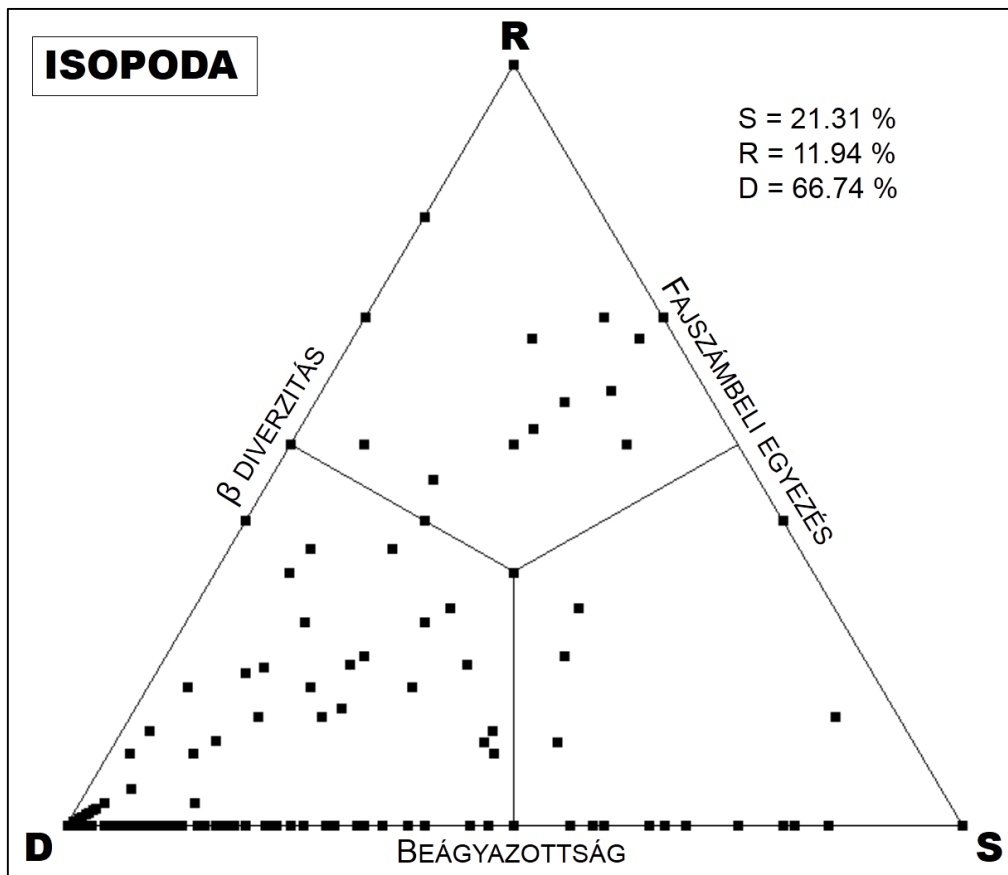
M 4.6. A 2008. évi hevesi vizsgálat során kétéves ugarterületeken (U2) gyűjtött szárazföldi ászkarákok (Isopoda) és ikerszelvényesek (Diplopoda) abundancia adatai.

		2008. május 1.																													
		U2_1					U2_2					U2_3					U2_4					U2_5					U2_6				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	1
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	32	4	9	3	2	1	0	1	1	1	3	0	0	4	7	1	0	3	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	68	0	1	68	95	53	37	72	41	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	8	3	0	8	4	0	0	1	0	0	1	2	2	0	0	2	0	1	0	0	
		2008. május 15.																													
		U2_1					U2_2					U2_3					U2_4					U2_5					U2_6				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	2	4	4
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	0	1	0	NA	1	1	1	4	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	0	0	0	0	NA	1	0	1	0	0	41	0	0	39	20	22	6	19	12	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	0	NA	2	0	1	1	0	5	0	0	18	22	0	0	1	0	0	0	1	2	1	0	2	1	1	2	0	
		2008. május 29.																													
		U2_1					U2_2					U2_3					U2_4					U2_5					U2_6				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	6	4	7	9	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	

M 4.7. A 2008. évi hevesi vizsgálat során, hároméves ugarterületeken (U3) gyűjtött szárazföldi ászkarákok (Isopoda) és ikerszelvényesek (Diplopoda) abundancia adatai.

2008. május 1.		U3_1					U3_2					U3_3					U3_4					U3_5					
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	1	0	0	3	33	6	16	1	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
	<i>Trachelipus rathkii</i>	1	0	0	4	12	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	1	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	3	2	1	5	0	2	0	1	1	
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	10	17	0	1	0	0	0	0	
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	5	21	3	15	10	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	1	16	3	5	1	1	1	0	0	0	0	0	6	2	1	4	4	0	0	0	0	0	
2008. május 15.		U3_1					U3_2					U3_3					U3_4					U3_5					
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	1	9	42	8	12	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	1	13	6	1	1	0	0	2	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	2	1	0	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	10	2	0	0	0	0	0	
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	11	2	1	3	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	1	13	19	8	7	4	1	6	0	0	0	0	0	6	4	0	1	0	0	0	0	0	0	
2008. május 29.		U3_1					U3_2					U3_3					U3_4					U3_5					
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	8	2	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	2	0	0	0	0	1	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	
	<i>Leptoiulus cibdellus</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	2	0	1	0	0	1	1	0	NA	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

M 4.8. A Hevesi-sík Iso- és Diplopoda együtteseinek SDR szimplex diagramjai a 2008. évi vizsgálat alapján (**D** = fajszámbeli különbség, **R** = fajkicserélődés, **S** = hasonlóság).



M 5. LIBERATION-Projekt mellékletei

M 5.1. A LIBERATION-Projekt mintavételi területei és koordinátáik.

Lokalitás	Élőhelytípus	Koordináták
GU1	ugar melletti gabona	47,66351 É 20,62056 K
U1	ugar	47,66329 É 20,62089 K
GU2	ugar melletti gabona	47,66724 É 20,62165 K
U2	ugar	47,66694 É 20,62131 K
GU3	ugar melletti gabona	47,67097 É 20,61087 K
U3	ugar	47,67086 É 20,61120 K
GU4	ugar melletti gabona	47,67304 É 20,60335 K
U4	ugar	47,67274 É 20,60316 K
GU5	ugar melletti gabona	47,66991 É 20,58871 K
U5	ugar	47,67015 É 20,58886 K
GU6	ugar melletti gabona	47,68848 É 20,47440 K
U6	ugar	47,68823 É 20,47440 K
GU7	ugar melletti gabona	47,67735 É 20,45816 K
U7	ugar	47,67707 É 20,45848 K
Gy1	féltermészetes gyep	47,66772 É 20,59077 K
Gy2	féltermészetes gyep	47,67400 É 20,57251 K
Gy3	féltermészetes gyep	47,65116 É 20,52160 K
Gy4	féltermészetes gyep	47,64996 É 20,51900 K
Gy5	féltermészetes gyep	47,67396 É 20,50372 K
Gy6	féltermészetes gyep	47,67559 É 20,46284 K
G1	gabona	47,70734 É 20,51846 K
G2	gabona	47,70867 É 20,51360 K
G3	gabona	47,66521 É 20,58595 K
G4	gabona	47,66402 É 20,59299 K
G5	gabona	47,66181 É 20,52003 K
G6	gabona	47,65599 É 20,52807 K

M 5.2. A LIBERATION-Projekt keretében – a Hevesi-síkon – kijelölt élőhelytípusokat reprezentáló fotók és a féltermészetes gyeppek egyik gyakori növényfaja, a magyar sóvirág.



ÜGARTERÜLET



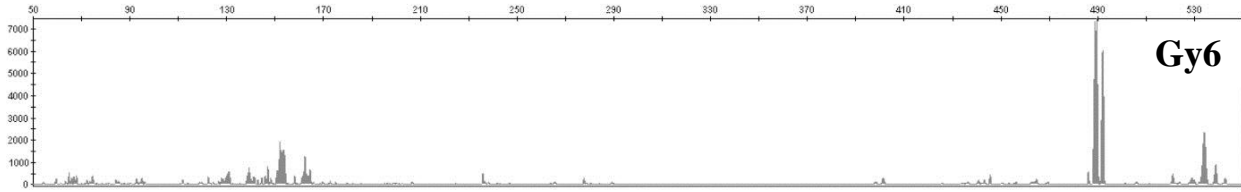
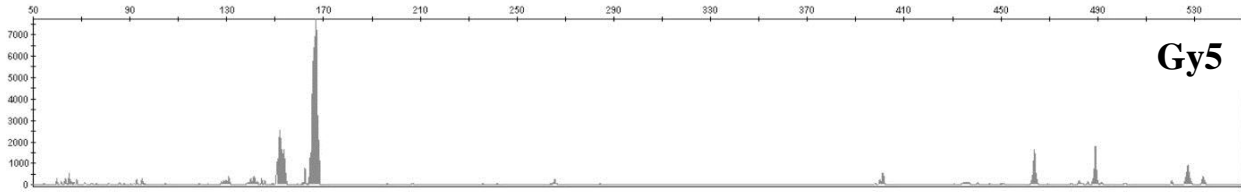
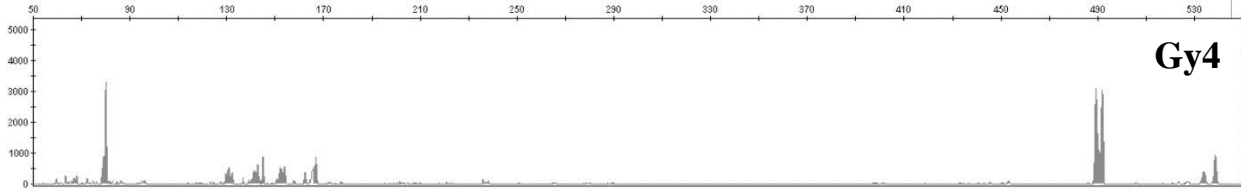
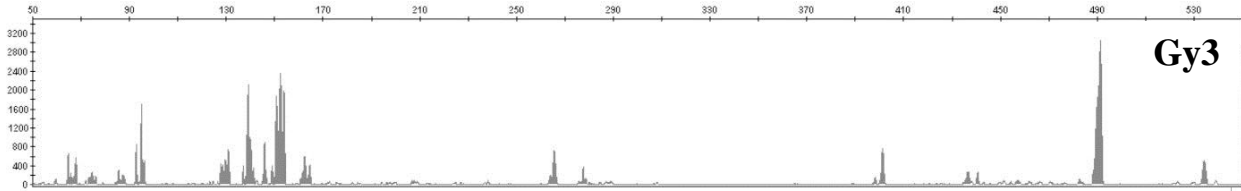
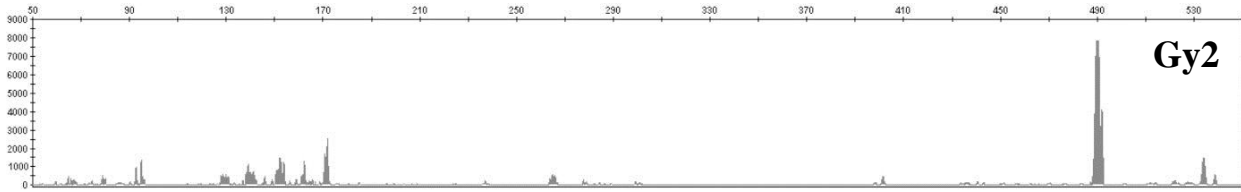
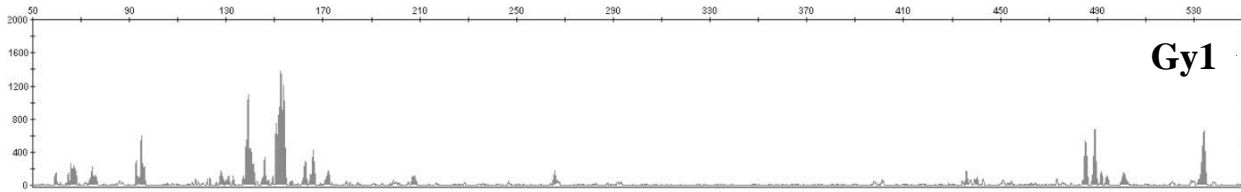
GABONAFÖLD



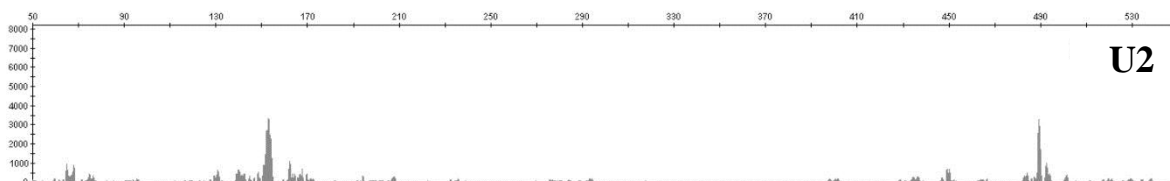
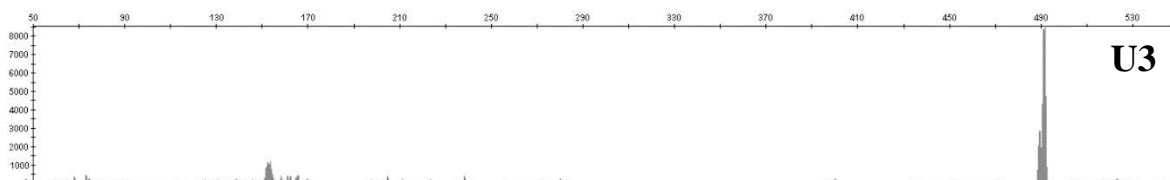
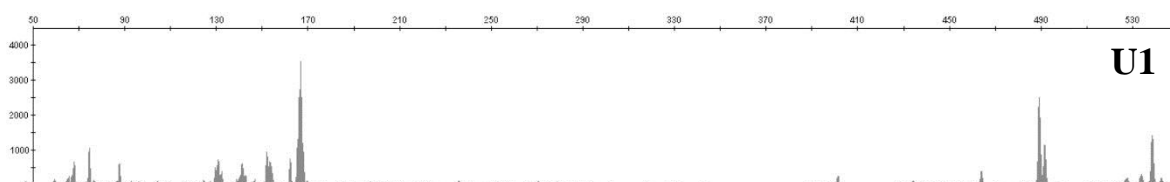
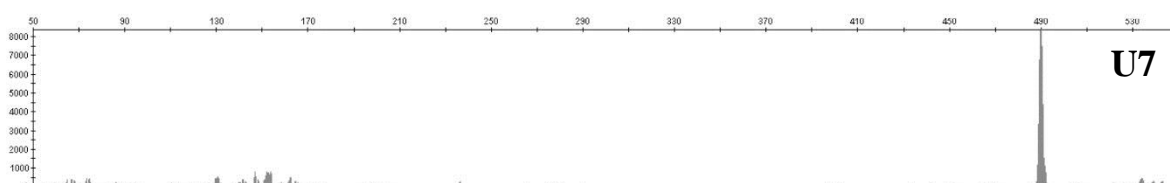
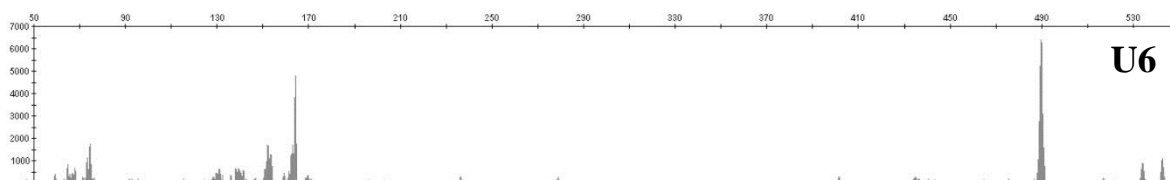
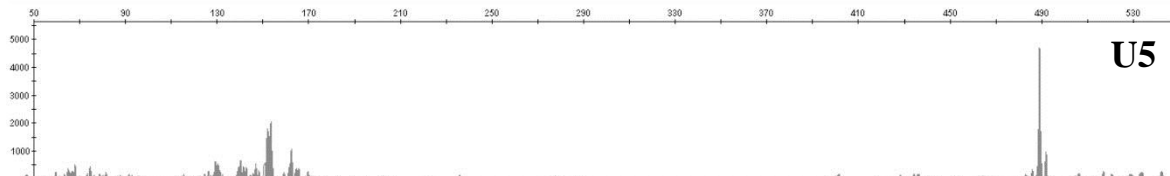
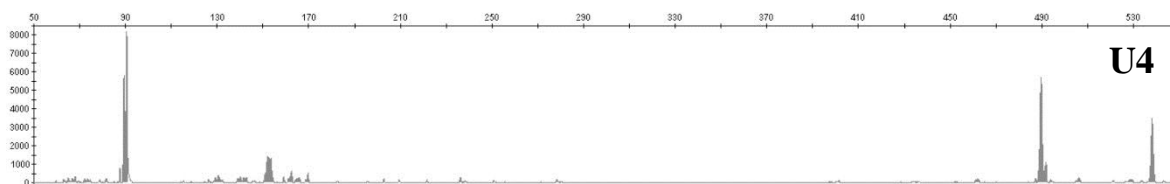
TERMÉSZETKÖZELI GYEPEK



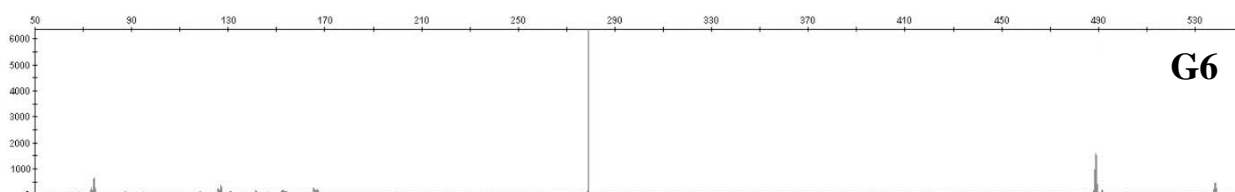
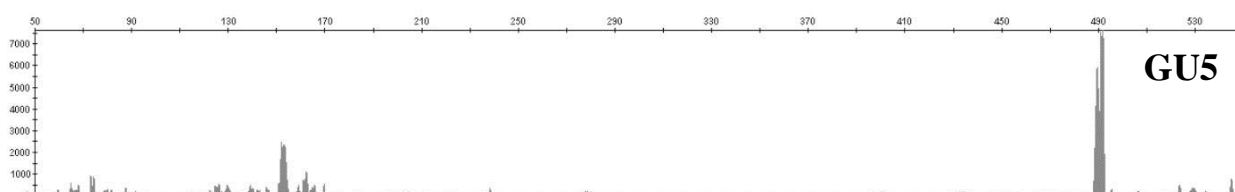
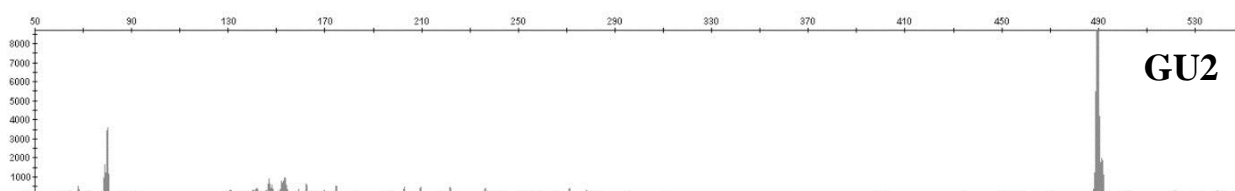
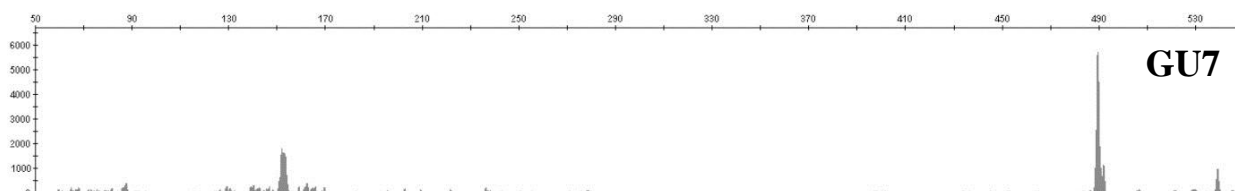
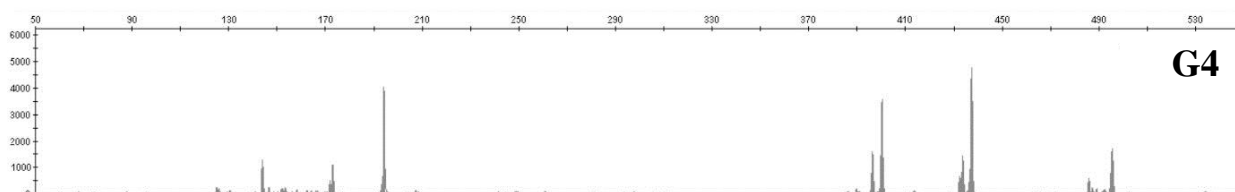
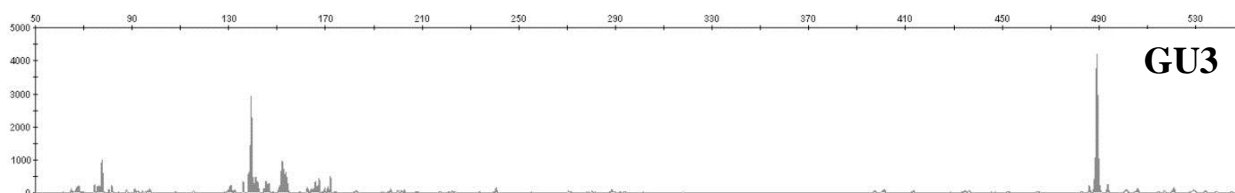
M 5.3. A LIBERATION-Projekt gyepterületeiről (Gy) származó talajminták bakteriális diverzitását bemutató T-RFLP elektroferogramok.



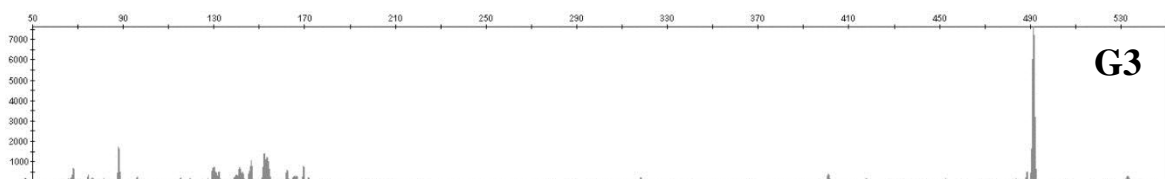
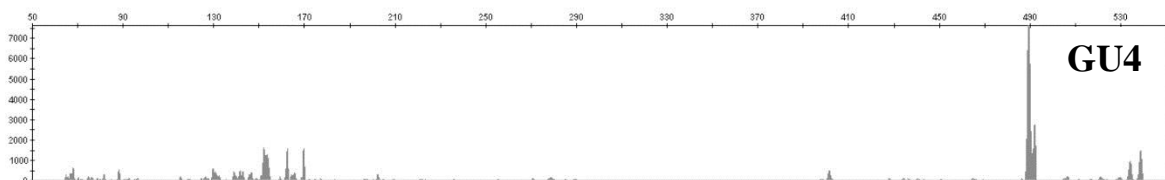
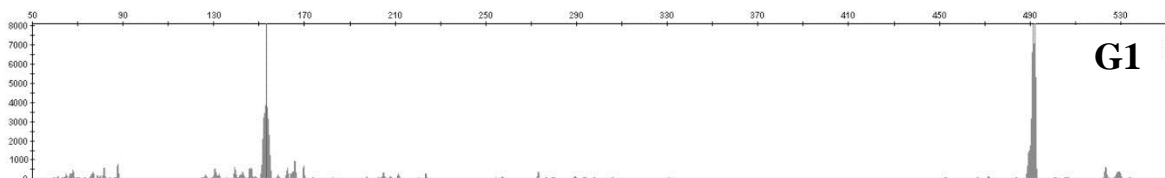
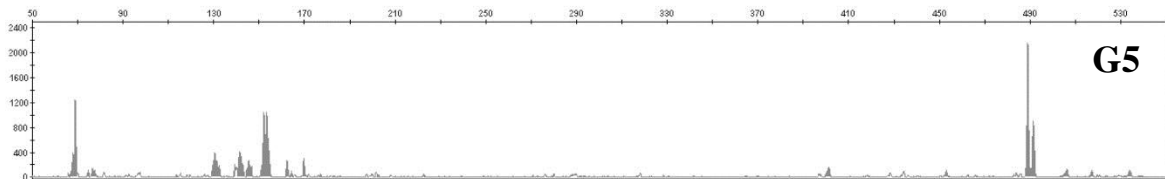
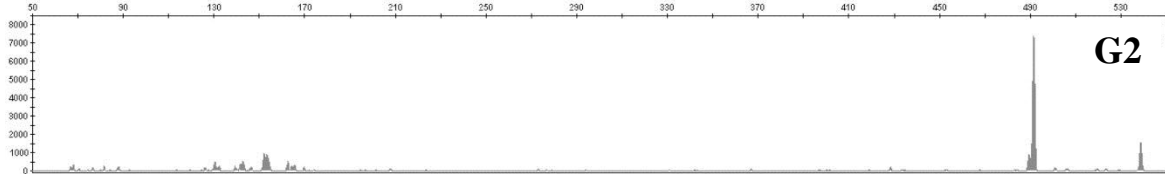
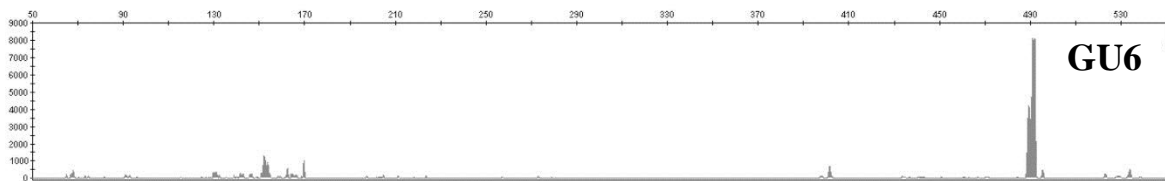
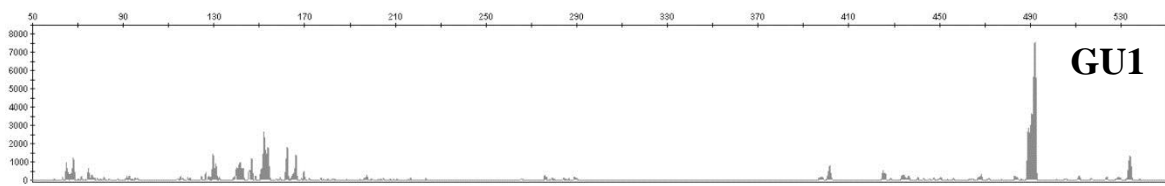
M 5.4. A LIBERATION-Projekt ugarterületeiről (U) származó talajminták bakteriális diverzitását bemutató T-RFLP elektroferogramok



M 5.5. A LIBERATION-Projekt gabonaterületeiről (GU: ugar melletti gabonaföld, G: gabonaterület) származó talajminták bakteriális diverzitását bemutató T-RFLP elektroferogramok.



M 5.5. Folytatás



M 5.6. A LIBERATION-Projekt keretében féltermészetes gyepek (Gy) talajában talált mikroarthropodák egyedszámai és ökomorfológiai pontszámai, valamint az ezek összegeként előálló QBS indexek.

	Gy1			Gy2			Gy3			Gy4			Gy5			Gy6			
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
Collembola	20	NA	NA	NA	10	10	6	10	20	20	10	10	20	20	-	20	20	20	
Acari	20	NA	NA	NA	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	
Orthoptera	1	NA	NA	NA	-	1	-	-	-	-	1	1	-	1	-	-	1	1	
Hemiptera	-	NA	NA	NA	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-
Hymenoptera	-	NA	NA	NA	5	5	5	5	5	5	-	-	-	5	5	5	5	5	
Coleoptera	-	NA	NA	NA	11	11	11	11	20	11	10	11	11	1	11	11	11	11	
Diptera	1	NA	NA	NA	10	10	1	10	1	-	1	10	10	10	1	10	10	1	
Araneae	-	NA	NA	NA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Diplopoda	20	NA	NA	NA	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-	-	-	
Chilopoda	-	NA	NA	NA	10	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	10	-	-	
Symphyla	20	NA	NA	NA	-	-	-	-	20	-	-	-	-	20	20	20	20	20	
Pauropoda	-	NA	NA	NA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	
Protura	-	NA	NA	NA	-	-	20	20	-	20	-	-	-	-	-	20	-	-	
Diplura	-	NA	NA	NA	20	20	-	-	-	-	-	-	-	20	20	-	-	-	
Thysanoptera	-	NA	NA	NA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Isopoda	-	NA	NA	NA	10	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Psocoptera	1	NA	NA	NA	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	
QBS	83	NA	NA	NA	98	87	63	76	86	76	82	52	62	117	77	116	97	78	
Mikroarthropoda egyedszám	27	NA	NA	NA	165	226	116	26	41	94	231	195	81	57	20	173	136	217	

M 5.7. A LIBERATION-Projekt keretében gabonaterületek (G) talajában talált mikroarthropodák egyedszámai és ökomorfológiai pontszámai, valamint az ezek összegeként előálló QBS indexek.

	G1			G2			G3			G4			G5			G6		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Collembola	8	10	8	8	10	8	8	8	8	6	6	8	8	8	8	6	6	8
Acari	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Orthoptera	-	-	-	1	1	1	-	1	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1
Lepidoptera	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Hemiptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-
Hymenoptera	5	5	5	-	5	5	-	5	-	5	5	5	-	5	5	-	1	1
Coleoptera	11	11	11	11	11	11	1	1	1	10	1	11	-	11	-	1	11	11
Diptera	1	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1
Araneae	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-
Diplopoda	20	-	-	5	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	5
Symphyla	20	20	20	20	-	-	-	-	-	-	-	20	-	20	-	-	-	-
Paupoda	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-	20	-	-	-
Isopoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10
Psocoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Egyéb holometaból rovar (lárva)	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
QBS	86	68	65	66	49	46	39	35	50	46	33	64	30	66	55	29	39	58
Mikroarthropoda egyedszám	388	343	101	529	401	126	19	16	89	42	142	156	96	102	114	83	57	65

M 5.8. A LIBERATION-Projekt keretében ugarterületek (U) talajában talált mikroarthropodák egyedszámai és ökomorfológiai pontszámai, valamint az ezek összegeként előálló QBS indexek.

	U1			U2			U3			U4			U5			U6			U7		
	0	10	20	0	10	20	0	10	20	0	10	20	0	10	20	0	10	20	0	10	20
Collembola	20	10	10	8	8	8	10	-	20	10	10	10	20	10	20	20	10	10	10	10	20
Acari	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Orthoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	1
Hemiptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Hymenoptera	5	-	5	-	-	5	5	-	-	5	-	-	-	-	5	5	5	5	5	5	5
Coleoptera	11	-	11	11	11	11	11	11	1	11	11	11	11	11	11	11	-	-	11	11	11
Diptera	1	10	10	10	-	10	1	10	1	1	-	1	10	10	10	1	1	10	1	10	10
Araneae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-
Diplopoda	-	-	-	-	20	-	20	-	5	-	-	-	20	-	-	20	-	-	5	20	-
Chilopoda	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-
Symphyla	-	-	-	-	-	-	20	-	20	-	-	-	20	-	20	20	20	20	-	20	-
Pauropoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Protura	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	20	-	-	20	-	20
Diplura	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-	20	20	-
Thysanoptera	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Isopoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-
Psocoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	1	1	1	-	1	-	1
QBS	57	41	56	49	69	54	107	41	67	67	42	42	122	52	109	124	67	66	92	128	88
Mikroarthropoda egyedszám	145	118	362	308	74	167	306	25	222	310	300	733	239	433	464	232	223	108	194	317	161

M 5.9. A LIBERATION-Projekt keretében ugar melletti gabonaterületek (GU) talajában talált mikroarthropodák egyedszámai és ökomorfológiai pontszámai, valamint az ezek összegeként előálló QBS indexek.

	GU1			GU2			GU3			GU4			GU5			GU6			GU7		
	0	10	20	0	10	20	0	10	20	0	10	20	0	10	20	0	10	20	0	10	20
Collembola	10	10	20	10	20	6	8	10	10	10	8	10	6	10	10	20	8	10	10	8	10
Acari	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Orthoptera	-	-	-	-	1	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hemiptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Hymenoptera	5	-	-	-	5	5	5	-	-	5	-	5	5	5	-	-	-	5	5	-	5
Coleoptera	11	11	11	11	-	11	1	-	11	11	-	11	-	1	11	1	-	11	11	11	11
Diptera	10	10	-	10	10	10	-	1	1	10	-	10	1	-	-	1	-	1	1	1	10
Araneae	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	5	-	-	5	-	-
Diplopoda	20	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	20	20	-	-	-	-	-
Chilopoda	-	-	-	-	-	10	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-
Symphyla	20	-	20	-	-	-	-	-	-	-	20	-	20	-	20	20	-	-	-	20	-
Pauropoda	-	20	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Protura	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diplura	20	20	20	20	-	-	-	-	-	-	-	-	20	20	20	20	-	-	20	20	20
Thysanoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Isopoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Psocoptera	-	-	1	-	1	-	-	1	1	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	1	1
QBS	116	91	117	71	57	67	34	33	54	56	53	57	73	58	102	107	48	47	72	81	77
Mikroarthropoda egyedszám	388	358	439	94	189	39	135	126	177	507	96	369	211	140	239	59	93	78	196	109	228

M 5.10. A LIBERATION-Projekt keretében ugar- (U) és ugar melletti gabonaterületeken (GU) talajcsapdázott szárazföldi ászkarák- (Isopoda) és ikerszelvényesfajok (Diplopoda) abundancia adatai.

		U1				U2				U3				U4				U5				U6				U7							
		0	5	10	20	0	5	10	20	0	5	10	20	0	5	10	20	0	5	10	20	0	5	10	20	0	5	10	20	0	5	10	20
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	8	5	19	7	5	23	4	0				
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	1	0	4	0	1	2	4	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0				
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	2	0	0	0	0				
	<i>Porcellionides pruinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0				
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0				
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	3	4	0	2	2	4	4	1				

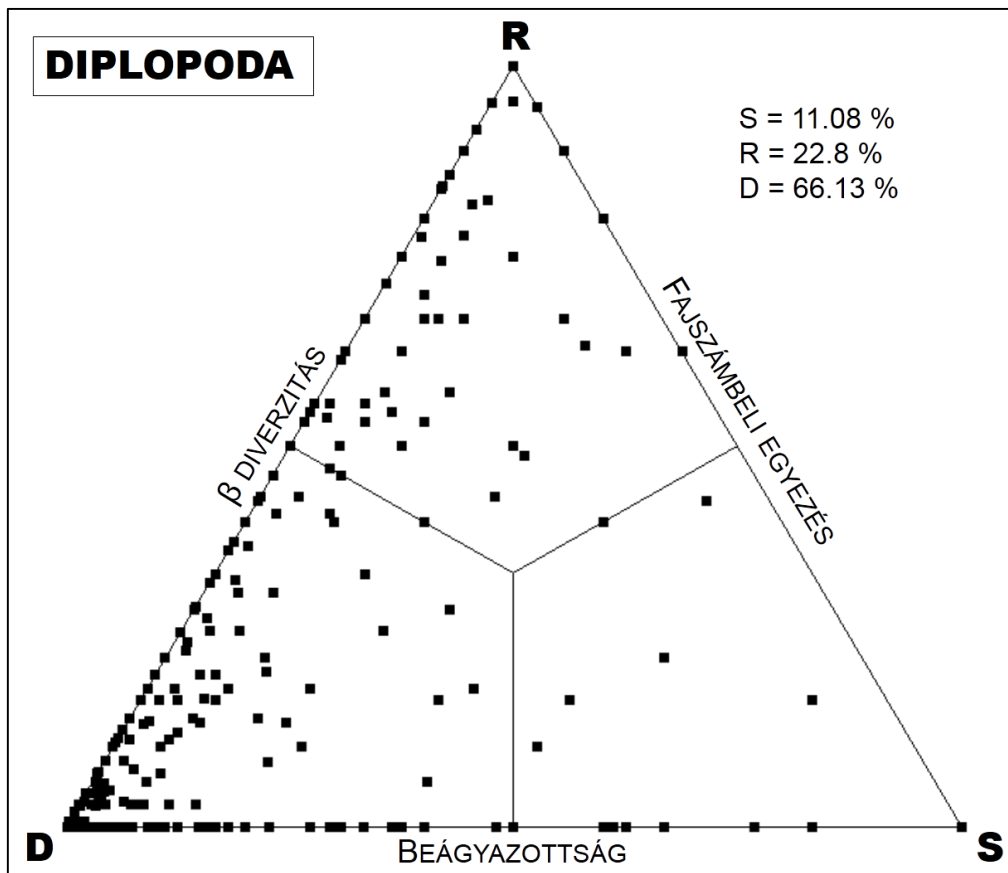
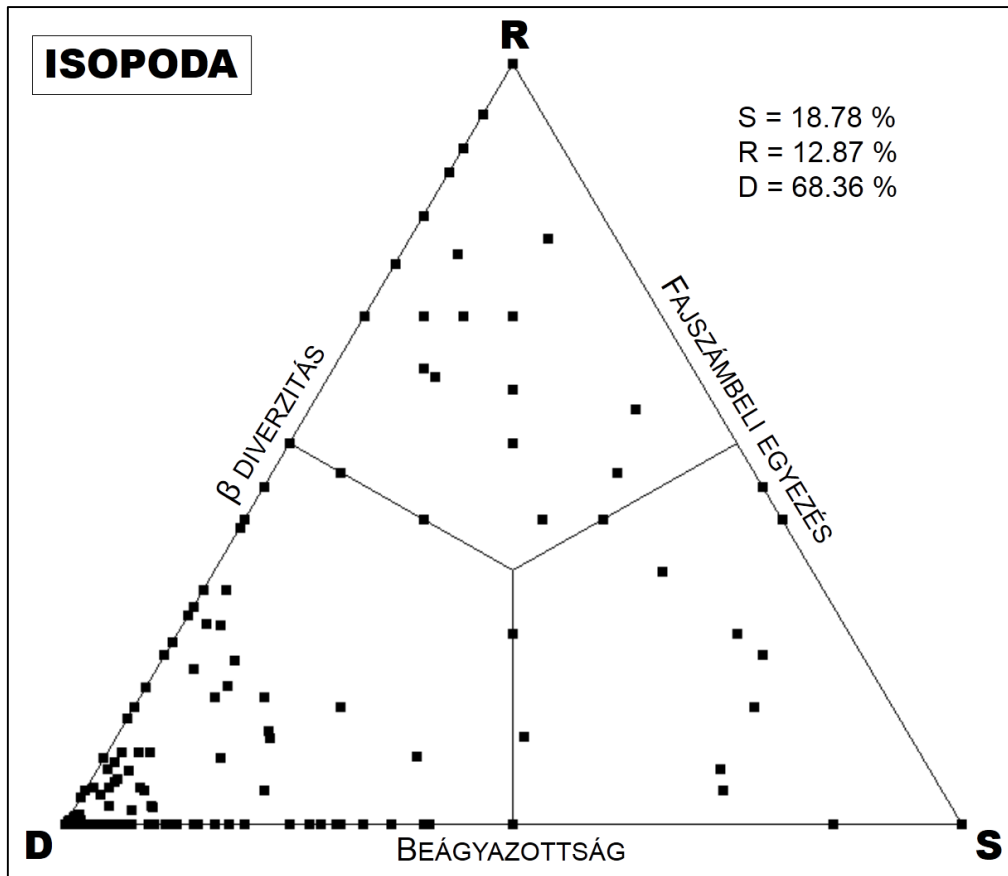
		GU1				GU2				GU3				GU4				GU5				GU6				GU7			
		0	5	10	20	0	5	10	20	0	5	10	20	0	5	10	20	0	5	10	20	0	5	10	20	0	5	10	20
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	5	NA	1	4	7	NA
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	2	0	NA	0	0	0	NA
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	1	NA	0	0	0	NA
	<i>Porcellionides pruinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	NA	0	0	0	NA
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	0	NA	0	0	0	NA
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	1	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	0	1	NA	0	4	1	NA
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	0	1	1	3	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	NA	0	0	NA	0	0	0	NA
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	1	0	NA	2	2	2	NA

M 5.11. A LIBERATION-Projekt keretében féltermészetes gyepen (Gy) és gabonaterületeken (G) talajcsapdázott szárazföldi ászkarák- (Isopoda) és ikerszelvényesfajok (Diplopoda) abundancia adatai.

		Gy1				Gy2				Gy3				Gy4				Gy5				Gy6			
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	0	1	12	28	37	56	76	276	31	14	16	18	26	1	0	0	1	1	4	1	3
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	1	1	0	0	0	3	0	3	0	0	1	2	3	10	18	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Porcellionides pruinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	0	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Iulus terrestris</i>	76	83	66	58	0	0	0	0	0	0	0	0	9	4	19	23	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	2	1	8	7	2	1	4	6	0	0	0	3	0	0	0	0

		G1				G2				G3				G4				G5				G6			
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Isopoda	<i>Armadillidium vulgare</i>	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachelipus rathkii</i>	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trachelipus nodulosus</i>	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Porcellionides pruinosus</i>	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diplopoda	<i>Brachydesmus superus</i>	0	0	0	NA	2	1	0	0	0	0	0	0	28	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Brachyiulus bagnalli</i>	16	19	8	NA	9	4	9	0	7	3	0	0	15	8	0	11	0	1	1	0	1	0	1	1
	<i>Iulus terrestris</i>	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Megaphyllum unilineatum</i>	0	1	0	NA	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

M 5.12. Az Iso- és Diplopoda együttesek SDR szimplex diagramjai a LIBERATION-Projekt keretében végzett vizsgálat alapján (**D** = fajszámbeli különbség, **R** = fajkicserélődés, **S** = hasonlóság).



KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Mindenekelőtt szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, Dr. Hornung Erzsébetnek (ÁTE, Biológiai Intézet: Ökológiai Tanszék), aki kezdetektől fogva fáradhatatlanul segítette munkámat, megragadva minden alkalmat, lehetőséget, hogy kutatói pályám előrehaladását támogassa.

Külön köszönöm továbbá Dr. Báldi Andrásnak (MTA, Ökológiai Kutatóközpont) a témaválasztásban nyújtott támogatását és a belém vetett bizalmát, valamint Dr. Lang Zsoltnak (ÁTE, Biomatematikai és Számítástechnikai Tanszék) a statisztikai kérdéseimmel kapcsolatos lelkiismeretes hozzáállását és türelmét.

Köszönöm publikációm társszerzőinek:

Dr. Kovács-Hostyánszki Anikónak, Dr. Kröel-Dulay Györgynek, Dr. Ónodi Gábornak, Dr. Boros Gergőnek (MTA-ÖK);

Dr. Dombos Miklósnak (MTA-AK, TAKI);

Dr. Seres Anikónak, Dr. Nagy Péternek, Dr. Táncsics Andrásnak, Dr. Kriszt Baláznak, Szakály Juditnak, valamint Pörneki Anitának (SZIE-MKK), hogy velük közösen számos nagyszerű együttműködés részese lehettem.

A földigiliszták, ugróvillások, valamint ikerszelvényesek faji szintű identifikációjának megismertetésében való jelentős közreműködésük miatt köszönet illeti Dr. Csuzdi Csabát, Dr. Dányi Lászlót, Dr. Korsós Zoltánt és Dr. Angyal Dorottyát (Magyar Természettudományi Múzeum).

Hálás köszönettel tartozom Dr. Sárospataki Miklósnak (SZIE-MKK, Állattani és Állatökológiai Tanszék) és Dr. Gallé Róbertnek (SZTE-TTIK, Ökológiai Tanszék), akik opponensi véleményükkel és hasznos tanácsaikkal hozzájárultak doktori értekezésem tökéletesítéséhez.

A GLUSEEN-Projekt keretében végzett terepi gyűjtésekben való közreműködésük miatt köszönet illeti: Draskovits Esztert, Molnár Sándort és Zacháry Dórát (MTA-AK, TAKI), és az ÁTE egykori biológus MSc szakos hallgatóit.

A kutatásokat a GLUSEEN (NSF ACI – 1244820), ExDRain (FP7 227628) és Liberation (FP7 KBBE 311781) projektek támogatták. Emellett további anyagi forrást jelentett a Szent István Egyetem Környezettudományi Doktori Iskola 17930. témaszámú PhD kerete.