



**Az erózió és a bentonitos talajjavítás hatásának  
vizsgálata az ugróvillások közösségeire  
és a talaj biológiai aktivitására**

Doktori (PhD) értekezés

Szedes Balázs

Gödöllő

2011

## A doktori iskola

<b>megnevezése:</b>	Környezettudományi
<b>tudományága:</b>	Talajtan, agrokémia, környezeti kémia
<b>vezetője:</b>	Prof. Heltai György egyetemi tanár Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Környezettudományi Intézet, Kémiai és Biokémiai Tanszék
<b>témavezető:</b>	Csákiné Prof. Michéli Erika egyetemi tanár Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Környezettudományi Intézet, Talajtani és Agrokémiai Tanszék
<b>társtémavezető:</b>	Dr. Dombos Miklós tudományos főmunkatárs Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet Környezetinformatikai Osztály

.....  
Az iskolavezető jóváhagyása

.....  
A témavezető jóváhagyása

.....  
A témavezető jóváhagyása

## TARTALOMJEGYZÉK

<b>1. BEVEZETÉS, TÉMAVÁLASZTÁS.....</b>	<b>5</b>
<b>2. CÉLKITŰZÉSEK.....</b>	<b>9</b>
<b>3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....</b>	<b>11</b>
3. 1. A talajok biokémiai tulajdonságai.....	11
3. 2. A talaj szervesanyaga.....	13
3. 3. Talajdegradációs folyamatok.....	14
3. 3. 1. A talajerózió.....	16
3. 4. A talaj élőlények.....	18
3. 4. 1. Az ugróvillások (Collembola) jelentősége.....	19
3. 4. 1. 1. A talajdegradáció és az ugróvillások.....	20
3. 4. 2. A földigiliszták (Oligochaeta: Lumbricidae) jelentősége.....	22
3. 5. A talajok biodiverzitása és annak társadalmi jelentősége (ökoszisztéma szolgáltatás).....	23
3. 6. Bioindikáció, talajökológiai indikációs eljárások.....	25
3. 6. 1. Életközösségek strukturális leírása .....	26
3. 6. 2. Korrelációs vizsgálatok.....	27
3. 6. 3. Tolerancián alapuló függvények.....	27
3. 6. 4. Táplálékhalózatok.....	28
<b>4. ANYAG ÉS MÓDSZER.....</b>	<b>29</b>
4. 1. Helyszín.....	29
4. 1. 1. A mintaterületek kiválasztásának szempontjai.....	29
4. 1. 2. Mintaterületek.....	29
4. 1. 2. 1. Józsefmajor.....	29
4. 1. 2. 2. Nyíregyháza .....	31
4. 2. Mintavételezés módja, kísérleti elrendezés.....	31
4. 2. 1. Józsefmajor 1. számú vizsgálat.....	32
4. 2. 2. Józsefmajor 2. számú vizsgálat .....	33
4. 2. 3. Nyíregyháza bentonit kísérlet .....	35
4. 3. Módszerek.....	37
4. 3. 1. Az alkalmazott talajfizikai módszerek bemutatása.....	37
4. 3. 1. 1. Egyszerűsített nedvesség-visszatartó képesség meghatározása.....	37
4. 3. 1. 2. A talaj szerkezetességének meghatározása.....	38
4. 3. 2. Az alkalmazott talajkémiai módszerek bemutatása.....	39
4. 3. 2. 1. A szántóföldi minták szervesanyag tartalmának meghatározása Walkley-Black módszerével.....	39
4. 3. 2. 2. Talajok vizes és kálium-kloridos pH-értékének meghatározása elektrometriásan.....	40
4. 3. 2. 3. Kationcsere-kapacitás módosított Mehlich eljárással.....	41
4. 3. 2. 4. A vízben oldható szén és a vízben oldható szénhidrátok mennyiségének, valamint az enzimaktivitások meghatározása.....	43
4. 3. 3. Az alkalmazott talajbiológiai módszerek, vizsgálatok bemutatása.....	44
4. 3. 3. 1. Különböző „stratégiákkal” rendelkező mikrobák részarányának megállapítása.....	44
4. 3. 3. 2. Mikrobiális közösség genetikai diverzitása.....	45
4. 3. 3. 3. Az ISO (ugróvillások, földigiliszták, respiráció) módszer tesztelése.....	45
4. 3. 3. 4. Az ugróvillások közösségeinek vizsgálata.....	46
4. 3. 3. 5. Földigiliszták vizsgálata.....	47
4. 3. 4. Adatfeldolgozás.....	49
4. 3. 4. 1. Statisztikai eljárás.....	49
4. 3. 4. 2. Diverzitás vizsgálata.....	49
4. 3. 4. 3. A <i>BSQ</i> Index.....	50

<b>5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK.....</b>	<b>53</b>
5. 1. Eróziós katéna vizsgálat (Józsefmajor).....	53
5. 1. 1. A Józsefmajorban feltárt négy talajszelvény laboratóriumi adatai és talajtani besorolásai.....	53
5. 1. 2. A Józsefmajor katéna területén feltárt négy talajszelvény feltalajának laboratóriumi vizsgálati eredményei.....	55
5. 1. 3. Erózió.....	56
5. 1. 4. A Józsefmajorban feltárt négy talajszelvény biokémiai vizsgálatainak eredményei.....	57
5. 1. 2. Vizsgálat a különböző mikrobiológiai mintatárolási módokról.....	61
5. 1. 3. A baktériumok telepképző egységeinek vizsgálata különböző eróziós szinteken .....	62
5. 1. 4. A mikrobiális közösség genetikai diverzitása.....	64
5. 1. 5. Ugróvillások közösségeinek vizsgálata - Józsefmajor 1. számú kísérlet eredményei.....	65
5. 1. 5. 1. A talaj egyszerűsített nedvesség-visszatartó képességének vizsgálata.....	67
5. 1. 5. 2. A Kacsinszky-féle diszperzitás és a Vageler-féle struktúra faktorokból számolt talajszerkezetesség.....	68
5. 1. 5. 3. Az ugróvillások egyedszáma és a talajnedvesség-visszatartó képesség (2005).....	69
5. 1. 5. 4. Ugróvillások fajgazdagsága.....	70
5. 1. 6. Ugróvillások közösségeinek vizsgálata - Józsefmajor 2. számú kísérlet eredményei.....	72
5. 1. 6. 1. A talaj szervesanyag tartalma és humuszos szintjének mélysége.....	73
5. 1. 6. 2. Az ugróvillások egyedszáma .....	74
5. 1. 6. 3. Az ugróvillások egyedszáma, összevonva a 2006-os év három évszakából származó eredményeket.....	77
5. 1. 6. 4. Ugróvillások fajmeghatározása.....	78
5. 1. 6. 5. Az BSQc index alakulása az eróziós katénában.....	80
5. 2. Nyíregyháza bentonit kísérlet.....	83
5. 2. 1. Fizikai és kémiai paraméterek.....	83
5. 2. 2. Bentonit kezelés hatásának vizsgálata az ugróvillások közösségeire.....	84
5. 3. Földgiliszta egyedszám, fajösszetétel és biomassza tömeg vizsgálat a SZIE Józsefmajori Tangazdaságában (Eróziós katéna).....	86
<b>6. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK.....</b>	<b>89</b>
6. 1. Új tudományos eredmények.....	90
6. 2. Javaslatok a további kutatáshoz.....	91
<b>7. ÖSSZEFOGLALÁS.....</b>	<b>93</b>
<b>8. SUMMARY.....</b>	<b>95</b>
<b>9. MELLÉKLETEK.....</b>	<b>97</b>
„A” MELLÉKLET, Irodalomjegyzék.....	98
„B” MELLÉKLET.....	109
B1 melléklet: Saját mintákból származó ugróvillások fotói.....	109
B2 melléklet: Pillanatképek az ugróvillások határozásáról, számlálásáról.....	117
<b>KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS.....</b>	<b>119</b>

# 1. BEVEZETÉS, TÉMAVÁLASZTÁS

A talajpusztulás megelőzése, mértékének felmérése, illetve a talajok javítása környezetvédelmi és nemzetgazdasági szempontból is fontos. Az EU Talajvédelmi Stratégiája (EC-COM, 2002) megfogalmazta a talajokat fenyegető talajdegradációs folyamatokat, melyek a következők: az erózió, a szervesanyag tartalom csökkenés, a szennyezés, talajlefedés, tömörödés, a talaj biodiverzitásának csökkenése, szikesedés, árvíz és földcsuszamlás. E folyamatok mértékéről és területi kiterjedéséről az EU-ban és Magyarországon nem áll rendelkezésre elegendő adat, ami különösen igaz a talajok biológiai állapotára és biodiverzitására. Az Egyesült Nemzetek Szervezete a 2010-es évet a Biodiverzitás Nemzetközi Événak nyilvánította, ami a téma aktualitását fokozza. Emellett növekszik az igény a talajpusztulással kapcsolatos adatok iránt. Erre vonatkozólag nemzetközi kezdeményezések is indultak, mint például az ENVASSO (ENVironmental ASessment of Soil for mOnitoring, FP6-SSP-4, No. 022713) projekt, melynek egyik célja olyan biológiai mutatók kiválasztása volt, melyek alkalmasak lehetnek a talajok biológiai leromlásának nyomon követésére. PhD munkám is szorosan kapcsolódik ehhez a projekthez és annak törekvéseihez.

A téma aktualitását fokozza az a tény, hogy mezőszégi talajaink, melyeken a mezőgazdasági termelés nagy része zajlik, eltérő mértékben leromlott állapotban vannak. A leromlott talajok biológiai sokfélesége is feltehetőleg alacsonyabb.

A témaválasztás további oka az, hogy az élő szervezetek központi szerepet játszanak a talaj funkcióiban, valamint a talajt fenyegető veszélyek mind hatással vannak a talajok biológiai sokféleségére, változatosságára. Jelenleg kevés ismeret áll rendelkezésünkre arról, miként reagál a „talaj élet” az emberi tevékenységre, azonban van néhány olyan környezeti faktor, amely bizonyítottan hatással van a talaj élőlényekre. Ezek a következők:

- A talajok szervesanyag tartalma,
- A talajok egyes kémiai tulajdonságai (pl: pH, sótartalom),
- A talajok fizikai tulajdonságai (pl: porozitás, tömörödés, talajlefedés),
- Talajszennyezés.

A talajokat fenyegető veszélyek közül a biodiverzitás csökkenésre koncentrálna fő irányvonalként annak vizsgálatát határoztam meg, hogy a talajpusztulásnak milyen mérhető biológiai következményei vannak, milyen biológiai degradációs hatása van. Ennek során fontosnak tartottam kiválasztani az erózió, illetve a talaj fizikai, kémiai degradációját

jellemző, konkrét, mérhető háttértényezőket, valamint a háttértényezők számszerűen mérhető biológiai válaszát, amelyeket vizsgálók.

Az emberi, és/vagy természetes hatásra bekövetkező fizikai degradáció/leromlás összetett folyamat, ami megnyilvánulhat pl.: erózió, vagy tömörödés (eketalpréteg) hatására a talaj szerkezetének, aggregátum stabilitásának leromlásában, ebből adódóan nedvességgazdálkodásának romlásában, a talaj humuszos szint mélységének vagy szervesanyag tartalmának csökkenésében. E háttértényezők is számszerűen kifejezhetők.

Arra vonatkozóan, hogy a talajdegradációt milyen biológiai válaszok követik, szintén kevés adat áll rendelkezésre. A lehetséges biológiai válaszokat vizsgálva fontosnak tartottam kiválasztani, hogy mely élőlénycsoportot és annak mely mutatóját vizsgálom. Munkám során az abiotikus és biotikus háttérváltozók, továbbá a földigiliszták egyedszáma és biomasszatömege mint válaszváltozók mellett az ugróvillások (*Collembola*) strukturális paramétereinek vizsgálatára nagyobb hangsúlyt fektettem.

Az élő szervezetek, így az ugróvillások is, központi szerepet játszanak a talaj funkcióiban. A fent megfogalmazott talajt fenyegető veszélyek mind hatással vannak a talajok biológiai sokféleségére, változatosságára. A diverzitás az életközösségek sokféleségét, az azokat felépítő populációk változatosságát, fajgazdagságát, az azonos fajhoz tartozó egyedek előfordulási gyakoriságát fejezi ki matematikai függvények segítségével (Lányi, 1998; Begon et al., 2005). A biodiverzitás tágabb értelmezésben a Földön található élet változatosságát, változékonyságát írja le. Ezen kívül lényeges szempont lehet az ún. ökológiai diverzitás, amely kifejezi, hogy hányféle funkciós csoport, vagyis életforma, anyagcsere típus stb. képviselteti magát a közösségben. Ha a fajok, vagy akár tágabb rendszertani csoportok diverzitásával foglalkozunk, akkor a taxondiverzitás szempontját emeljük ki (Pásztor és Oborny, 2007). A diverzitás és az ökoszisztéma-, valamint anyagforgalmi folyamatok (pl: szervesanyag dekompozíció és mineralizáció, valamint a tápanyagok ásványi formákból való felszabadítása) kiegészítik egymást, mivel az ökoszisztéma folyamatokkal nem írható le a fajok változatossága, és ugyanígy a fajok változatosságával nem kaphatunk közvetlen és valós képet az ökoszisztéma folyamatokról. Mindkettő vizsgálatára szükség van a biodiverzitás csökkenéssel kapcsolatos problémák pl.: a talajlakó életközösségek strukturális és funkcionális kapcsolatának megértéséhez.

A Biodiversity Working Group a „talaj biodiverzitás csökkenést” a következőképpen definiálja: „a talajban előforduló élőlények számának, faji összetételének, változatosságának csökkenése, illetve azok tevékenységének minőségi és mennyiségi romlása” (Huber et al., 2009). Hazánkban a Talajvédelmi Információs és Monitoring rendszer alkalmaz talajbiológiai

vizsgálatokat, azonban a talajállatokra vonatkozó módszert nem. Mivel a talajdegradációval kapcsolatos problémákban hazánk is érintett, az erre irányuló kutatásban a talajbiológiai módszerek alkalmazása nélkülözhetetlen és aktuális.





## 2. CÉLKITŰZÉSEK

PhD munkám szorosan kapcsolódik az ENVASSO (ENVironmental ASessment of Soil for mOnitoring) Projekthez ([www.envasso.com](http://www.envasso.com)) melynek egyik célja olyan biológiai mutatók kiválasztása volt, melyek alkalmasak lehetnek a talajok biológiai leromlásának nyomon követésére. Ehhez kapcsolódó vizsgálataim egy részét a Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetében volt alkalmam elvégezni, mint az ugróvillások mintákból történő izolálása és azonosítása, illetve a mikrobiológiai vizsgálatok. A munkám többi részét a Szent István Egyetem Talajtani és Agrokémiai Tanszékén végeztem.

Kutatásom részben egy másik pályázathoz is kapcsolódik, nevezetesen az INDEX (Indicators and Thresholds for Desertification, Soil Quality, and Remediation) Projekthez ([www.soil-index.com](http://www.soil-index.com)), mely az Európai Unió által finanszírozott FP-6-os kutatás, és melynek célja olyan gyors és egyszerű biológiai, kémiai és fizikai indikátorok kidolgozása volt, amelyek jelzik a talajban bekövetkező negatív változásokat, illetve alkalmasak a kijuttatott javítóanyag rövid távú és tartamhatásának nyomon követésére.

A talaj leromlás, például a savanyú homoktalajok esetén javítható. Az ugróvillások feltehetően a talajjavítást kísérő fizikai és kémiai változások nyomon követésére is alkalmasak lehetnek. Pl.: a bentonit a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaira kedvezően hat (Szegei et al., 2005), mivel nagy mennyiségű montmorillonitot tartalmaz, melynek következtében nagy kationcsere-kapacitással és nedvesség-visszatartó képességgel rendelkezik. Azonban kérdés, hogy az ilyen jellegű kezelés hogyan hat az ugróvillások közösségének struktúrájára, mivel a kijuttatott bentonit valószínűleg lecsökkenti majd a rendelkezésre álló pórusteret.

Ehhez kapcsolódóan hipotéziseim és predikcióim a következők:

- A talajpusztulásnak, a talajerózióknak mérhető talajbiológiai következményei vannak, az ugróvillások fajsza és egyedszáma csökken;
- Az ugróvillások egyedszáma szoros összefüggést mutat a talajpusztulás néhány háttértényezőjével: a talaj szervesanyag tartalmával és nedvesség-visszatartó képességével;
- Mivel az erózióknál a szedimentációs területen magasabb szervesanyag tartalom is előfordulhat, várható, hogy a talajban magasabb ugróvillás egyedszám és fajszám található a feltehetően jobb nedvességgazdálkodás és nagyobb mennyiségben

rendelkezésre álló tápanyag következtében, azaz a nagyobb humuszos szint mélységgel rendelkező mintahelyek ugróvillás egyedszáma, fajszáma és diverzitása magasabb;

- A talaj biológiai állapotát jelző index (BSQ: indicator of biological soil quality) az erózióknak kevésbé kitett mezősegi talajon magasabb értéket ad, mint az erodált területen;
- Savanyú homoktalajon a bentonit, mint talajjavító anyag, adott mennyiségben történő kijuttatása kedvező hatással van az ugróvillások együttesekre, az egyedszámuk nő.

Ezek ismeretében célkitűzéseim a következők:

- Az erózió hatásának vizsgálata a talaj mezofaunájának egyik képviselőjére (Collembola) egy katénában;
- Összefüggés keresése a talajdegradáció néhány háttértényezője, valamint az ugróvillás és egyéb talajállat együttesek néhány strukturális paramétere között;
- Az ugróvillásokra vonatkozó öko-morfológiai indexek (EMI: eco-morphological index és BSQ: indicator of biological soil quality) alkalmazása különböző degradáltságú talajokban;
- A talajban a lebontó enzimek aktivitásának vizsgálata a különbözően degradált területeken;
- A bentonit, mint talajjavító anyag, hatásának vizsgálata az ugróvillások strukturális paramétereire.

### **3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS**

A talaj minőség megőrzésének legalapvetőbb elveit már évszázadok óta ismerik. Sok országban – felismerve a talajdegradáció veszélyeit – nemzeti talajvédelmi programokat indítottak el. A talaj a bioszféra nagy kiegyensúlyozó képességgel rendelkező eleme, amely egy bizonyos határig képes mérsékelni, tompítani a különböző, természeti tényezők által kiváltott stresszhatásokat. Egyre fenyegetőbbek és súlyosabbak azonban az ember által okozott különböző károk. Az elmúlt években világméretű program (GLASOD, Global Assessment of Soil Degradation) mérte fel a talajdegradációs folyamatokat, azok kiterjedését, súlyosságát és fontosabb okait (Oldeman et al., 1990). Az antropogén hatások által előidézett talajdegradációra vonatkozó jelenlegi regionális és globális becslések azt mutatják, hogy a több millió hektárnyi, használatban lévő földterület termőképessége az évek során folyamatosan csökken. Mindez a világ termékeny talajainak ökológiai összeomlásához vezethet.

Ebben a fejezetben áttekintésre kerülnek a talajpusztulás szempontjából fontos független, illetve háttérváltozók, abiotikus és biotikus faktorok, majd az ebből következő válaszváltozók, nagyobb hangsúlyt fektetve az ugróvillásokra, melyek a mezofauna képviselői.

#### **3. 1. A talajok biokémiai tulajdonságai**

Ebben az alfejezetben a talajokban lezajló biokémiai folyamatok áttekintésére kerül sor, melyek között a szervesanyag képződés, illetve a különböző enzimaktivitások különös jelentőséggel bírnak, amikor a talajok biológiai aktivitásáról szeretnénk képet alkotni.

Mérsékelt éghajlati övben az év folyamán két évszakban „biológiai stop” léphet fel, ez télen a fagy, nyáron a szárazság miatt következik be. Ez a jelenség az élőlények – elsősorban a mikroorganizmusok – aktivitásának csökkenését okozza, mivel az elegendő talajnedvesség létfontosságú számukra. Száraz időszakban, amikor a mikroorganizmusok tömegesen pusztulnak el, a belőlük felszabaduló enzimek biológiailag ellenőrizetlen folyamatokat eredményeznek (pl.: humuszképződés). Ezt nevezzük „biokémiai szakasznak”. A „biológiai szakaszban” több nedvesség van, gátolt a humuszképződés, mivel az vízkilépéssel (kondenzációval) járó folyamat. Ebben a szakaszban a mikroorganizmusok elszaporodnak. A mezősi talajokon végzett vizsgálatok során a fent említett szempontok figyelembevétele

nagyon fontos, mielőtt bármilyen következtetést vonnánk le (Szabó, 2008). Maire és munkatársai (1999) hasonló kérdéseket vizsgáltak meg mezőszégi talajokon. Vizsgálataik alapján a talajok két fő szervesanyag lebontási stratégiával rendelkeznek:

- **Enzimatis vagy biokémiai stratégiai szakasz:**  
A talajban lévő szabad enzimek aktivitása tél végén éri el a maximumát, amikor a talajélőlények számára a legkedvezőtlenebb a környezet.
- **Biológiai stratégiai szakasz:**  
A talaj mikroorganizmus közösségeinek diverzitása tavasszal a legmagasabb, amikor összetett szénforrások állnak rendelkezésre. A fauna és mikroflóra aktivitása nyár vége felé bizonyult a legmagasabbnak.

A talajokban elkülönítünk biológiailag ellenőrzött és spontán biokémiai folyamatokat. A biológiailag ellenőrzött folyamatok alatt, többek között az élő szervezetek közreműködésével létrejött folyamatokat értjük, míg a biológiai kontroll alól mentes, spontán folyamatok például a tömegesen elpusztult mikroorganizmusokból kiszabaduló, de még aktivitásukat megőrző szabad enzimek által katalizált folyamatok (Szabó, 2008).

A talajban előforduló enzimeket három fő csoportba sorolhatjuk:

- **Endocelluláris enzimek:** szaporodó vagy vegetáló mikrobacejték, aktív növényi gyökerek, illetve a mikro- és mezofauna élő tagjaiban lévő **nem szabad enzimek**.
- **Extracelluláris enzimek:** a környezetbe folyamatosan leadott, **valódi szabad enzimek**, főleg gyökerekből és mikrobákból származnak.
- **Akkumulálódott enzimek:** a talajban korábbról akkumulálódott **valódi szabad enzimek** (nem biológiai enzimek), melyek az ásványi és szerves komponensek felületén irreverzibilisen kötődnek. Ezen belül két változat ismert: a mikroorganizmusok sejtalkatelemeihez kötötten, vagy nem sejtalkatelemekhez kötődve (pl.: szervetlen alkotórészekhez).

Jelenleg nincsenek módszerek, melyekkel a fent említett kategóriákba tartozó enzimaktivitásokat elkülönítsük. Nem tudjuk például, hogy a mért enzim aktivitásának hányad részét teszi ki nem szabad és hányad részét valódi szabad enzim aktivitás. Általában meghatározott szubsztrátra ható, adott talajenzim totális aktivitását mérjük. Ez esetben a reakcióközeghez sejtoldó vegyületet (pl.: toluol) adunk, amely elősegíti az endocelluláris enzimek felszabadulását (Szabó, 2008).

A dehidrogenáz enzim oxidoreduktáz enzimnek tekinthető. Aktivitásának mérése során a 2,3,5 trifenil-tetrazolium-klorid trifenil formazánná redukálódik, majd extrahálják és spektrofotometriásan mérik. A talaj mikrobiális aktivitását jól kifejező index. A dehidrogenáz főleg intracelluláris formában van jelen, így várhatóan korrelációt találunk a baktériumok által történő O<sub>2</sub> felvétel, ill. CO<sub>2</sub> leadás és a dehidrogenáz aktivitás között (Garcia, 1997).

A kataláz enzim az oxidoreduktáz enzimekhez tartozik. Elsősorban az aerob mikrobiális aktivitás indikátora, mely összefüggésben van a mikrobák számával és szaporodóképességével (Garcia, 1997).

A szubsztrátként adott urea (karbamid) fogyásából, vagy az ureából lehasított CO<sub>2</sub>, ill. NH<sub>4</sub><sup>+</sup> mennyiségének mérése alapján állapítják meg az ureázaktivitást. Az ureáz a hidrolázok közé tartozik. Aktivitása korrelál a szervesanyag tartalommal, a talajmélységgel csökken. A talajureáz stabilitása erősen függ attól, hogy a talaj szerves alkatelemeivel komplexet képezhet-e vagy sem. Ha a szerves kolloidális mátrixhoz kötődik, stabil marad. N-körforgalomban játszik szerepet (Garcia, 1997).

A foszfatáz szintén a hidrolázok közé sorolható, mely a szerves foszfor mineralizációját katalizáló extracelluláris enzim, baktériumokból, gombákból, protozoákból, vagy gyökerekből származik.

A foszfatázaktivitás nagyságrendjét egyesek a talaj szervesfoszfor-készletének nagyságával egyenesen arányosnak találták, mások ezt cáfolták (Szabó, 2008).

A β-glükozidek hidrolízisét katalizálja, szintén hidroláz. A C ciklusban játszik szerepet és indikálja a talaj potenciális kapacitását a szerves anyag lebontó képesség szempontjából.

### **3. 2. A talaj szervesanyaga**

A szervesanyag minősége és mennyisége kulcsfontosságú szerepet tölt be a talajállatok, ezen belül az ugróvillások életében.

Biológiailag két fő részre osztható a talaj szervesanyaga. A nagyobbik a passzív (humuszanyagok) frakció és a kisebbik, ún. aktív, vagy labilis rész. Az aktív frakción belül a vízben oldható szén (WSC – Water Soluble Carbon) és szénhidrátok (WSCh - Water Soluble Carbohydrate) energiaforrást jelentenek a mikroorganizmusok számára és kifejezik az ökoszisztéma energiaszolgáltató képességét. Egyes szerzők szerint ezért a labilis frakció jól indikálja a talaj potenciális mikrobiális aktivitását. A degradáció nagyságával fordítottan

arányos a szervesanyag labilis vagy aktív frakciójának mennyisége. Ezt befolyásolja a növényi lefedettség (Garcia, 1997).

A talajok szervesanyag tartalma befolyásolja a képződő aggregátumok tartósságát. Volk és Hensel (1969) homoktalajok esetében beszámol arról, hogy a szervesanyag bevonatok a homokszemcsék felületén nagyban hozzájárulnak a szerkezetképződéshez. Greenland és munkatársai (1975) megfigyelték homoktalajokban, hogy 2% alatti szerves szén-tartalom esetében a talaj aggregátumok nem stabilak. Ugyanakkor 2% szervesanyag tartalomig a szervesanyag tartalom növekedésével a talajok szerkezetképződése rohamosan növekszik (Marshall et al., 1996). A szervesanyagon túl a szerkezetképződést nagyban befolyásolja a szervesanyag minősége is, ami meghatározza töltését, komplexképző képességét, lebomlási sebességét, amelyek közvetve, de hatással vannak az aggregálódásra. A nem stabil szervesanyagok gyors, bár nem tartós kötéseket alakítanak ki, ezzel szemben a lassabban lebomló szerves anyagok lassabban alakítják ki a szerkezetet, de az jóval tartósabb lesz. Bronick és Lal (2005) ezt azzal magyarázza, hogy így több idő jut a mikroorganizmusok élettevékenységére, ami folyamatos szénhidrát és poliszacharid termeléssel jár és ezzel a szervesanyag felszíneken adszorbeálva kötőanyagként viselkednek.

### **3. 3. A talajdegradációs folyamatok**

A talajdegradációs folyamatok a talaj minőség és termékenység csökkenésével járnak együtt és a talaj anyagforgalmának kedvezőtlen megváltozását jelentik különösen az intenzíven művelt, illetve az intenzív mezőgazdasági tevékenység után sorsára hagyott talajok esetén (Garcia, 1997).

Következményei:

- a talaj funkcióiban beálló zavarok,
- a talajökológiai feltételek romlása,
- a talajtermékenység csökkenése,
- kedvezőtlen feltételek a technológiai műveletek energiatakarékos elvégzéséhez,
- nagyobb termelési ráfordítások,
- káros környezeti mellékhatások.

A biológiai és biokémiai paraméterek, például: ATP (szint), respiráció vagy talajlégzés, a biomassza-szén mérésére alkalmas oxidoreduktáz és hidroláz enzim aktivitás stb. a talaj biológiai állapotát jelző biomarkerek (Frankenberger, 1983). Ezek hűen tükrözik a talajok mikrobiális dinamikájának aktivitásszintjét, ami szoros korrelációt mutat a talaj termékenységével, tehát alacsonyabbak, csökkentek a degradálódott talajokban, így a talajdegradáció biomarkereinek tekinthetők. Ezen paraméterek eltérésének okai degradált talajok esetén főleg az alacsony szerves anyag, tápanyag és mikrobiális aktivitási szint.

A mezőségi talajokra jellemző a kedvező, morzsalékos szerkezet kialakulása, a humuszanyagok felhalmozódása és a kalciummal telített talajoldat kétirányú mozgása (Stefanovits, 1992). A mezőségi talajok a legtermékenyebb talajoknak tekinthetők, azonban a nem megfelelő mezőgazdasági tevékenységeknek köszönhetően többé-kevésbé leromlott állapotban vannak. Nagy részüknél megtalálható a poros felszíni szint, a művelési talp réteg, melyek a degradáció első jelei. A szerkezet rehabilitációja nehezen megoldható rövid idő alatt.

Várallyay (1984) a következő degradációs formákat különítette el:

- (1) Víz és szél okozta talajerózió (on-site, off-site hatások, talaj lehordás, szedimentáció)
- (2) Talajsavanyodás.
- (3) Sófelhalmozódás, szikesedés.
- (4) Fizikai degradáció (talajszerkezet leromlás, tömörödés, cserepesedés, felszín eliszapolódás).
- (5) A talaj vízháztartásának/gazdálkodásának szélsőségessé válása.
- (6) **Biológiai degradáció (kedvezőtlen mikrobiológiai folyamatok, szervesanyag-készlet csökkenés, biodiverzitás csökkenés)**
- (7) A talaj tápanyagforgalmának kedvezőtlen irányú megváltozása.
- (8) A talaj pufferképességének csökkenése, talajmérgezés, „toxicitás”.
- (9) Szennyezés.

Az EU Talajvédelmi Stratégiája által megfogalmazott talajt fenyegető tényezők összhangban vannak a Várallyay által megfogalmazott degradációs formákkal. Ezen folyamatok mértékéről és területi kiterjedéséről az EU-ban és Magyarországon nem áll rendelkezésre elegendő adat, ami különösen igaz a talajok biológiai állapotára és biodiverzitására. Az erre vonatkozó információhiány betöltésére voltak kezdeményezések

hazánkban és az EU-ban is. Nemzetközi vonatkozásban az ENVASSO projekt keretein belül a biodiverzitás csökkenéshez kapcsolódóan három fő indikátor került kiválasztásra, az ugróvillások ([www.envasso.com](http://www.envasso.com)), a földigiliszták és a mikrobiális respiráció.

Hazai viszonylatban jelenleg nincs országos léptékű monitoring rendszer, mely a talajállatokat, mint indikátorokat alkalmazná.

A Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer jelenleg a következő biológiai vizsgálatokat alkalmazza (TIM módszertana):

- Celulózbontó aktivitás MSZ-08-1931-1984
- Dehidrogenáz aktivitás MSZ-08-1720/3-1986
- CO<sub>2</sub> produkció rövid inkubációs idejű meghatározása

### **3. 3. 1. A talajerózió**

Talajerózióknak nevezik a csapadékvíz felszíni, ritkábban felszín alatti pusztító tevékenységét. Főleg a felszínen lefolyó csapadékvíz erózióját nevezték talajerózióknak, de kutatások bizonyították, hogy az esőcseppek felszíni becsapódása (csepperózió), és a talajban szivárgó víz oldó hatása (oldásos erózió) is okoz szerkezetrombolást, illetve anyagvesztést, ezáltal csökkenve a talaj termőképességét (Brady és Weil, 1999). Régen a deflációt (szélerózió) is ide sorolták. A növényzettel nem borított talajfelület az erózió hatásának nagyobb mértékben van kitéve, amit a domborzati viszonyok (pl. meredek lejtők) fokoznak.

Megkülönböztetünk természetes és emberi tevékenység hatására kialakult eróziót. A természetes erózió esetén az elhordott anyagot a kőzetek mállási terméke pótolja, és természetes vegetáció mellett egyensúlyi állapot alakul ki. A folyamat lassú, a változások hosszú idő után érzékelhetők, pl.: hegyek lepusztulása, homokdűnék kialakulása.

Emberi tevékenység hatására (helytelen talajművelés, legeltetés) az egyensúlyi állapot megbomlik, a lejtőn lefolyó víz több talajt ragad magával, mint amennyi a mállással pótlódni tud (gyorsított erózió). Hazánkban az erózió által veszélyeztetett területek nagysága 2,3 millió ha.

Víz által okozott talajpusztulás, hazánkban a termőterület 17%-át érinti. A talaj eróziós veszteségét a természetes talajképző folyamatok nem tudják pótolni. Pusztító jellegű folyamatok összessége, amikor a felszínről elfolyó és lejtőn lerohanó víz magával sodorja a talaj felső termékeny humuszos rétegét. Hatására a humuszos réteg elvékonyodik vagy eltűnik, amely a talaj termékenységét is negatívan befolyásolja.



Kialakulásában szerepet játszó természeti tényezők:

- sok, hirtelen leeső csapadék, heves esőzés, hirtelen hóolvadás
- lejtős domborzati viszonyok (befolyásol a meredekség, hosszúság, alak, kitettség)
- növényborítottság hiánya - fedetlen talajfelszín
- kedvezőtlen vízgazdálkodási tulajdonságok (gyenge víznyelő- és vízáteresztő képesség, felszín közeli vizet kevésbé áteresztő réteg)
- leromlott, elporosodott talajszerkezet
- kedvezőtlen talajnedvességi állapot (száraz talajfelszín, jelentős csepperózió, talajmorzsák szétesése)
- talajfelszín érdessége

Emberi tevékenység:

- okszerűtlen területhasználat
- nem megfelelő művelési ág és vetésszerkezet (erdőkivágás erózióval erősen veszélyeztetett területen, kapás növények termesztése)
- túl nagy vagy túl keskeny táblaméret
- nem megfelelő agrotechnika (hegy-völgy irányú művelés)

Csapadék és lejtőviszonyok:

Az esőcseppek nagysága elérheti a 8 mm-t is, de általában az 5 mm-nél nagyobb cseppek szétszóródnak. Az eső eróziós hatása a cseppnagyság és az esési sebesség függvénye. A hevedesség és intenzitás az időegység alatt hulló csapadékmennyiséget fejezi ki mm/min egységben. A hevesebb esőnél a felszínen felgyülemlt víz a lejtő irányában talajrészecskéket sodorhat magával. A csapadék tartama a csapadékhullás idejét fejezi ki. A hosszabb ideje hulló eső feltölti a talajt, a további csapadékot már nem tudja fogadni, víz a lejtő irányába elmozdul.

A lejtők a vízgyűjtők oldalait képezik, meredekségükkel, hosszúságukkal, alakjukkal és kitettségükkel hatnak a talajpusztulásra. A *sík*, vagy *hullámos* felszínalakulat, meredeksége nem haladja meg az 5%-ot. A felületi víz elmozdulása, energiája csekély, ritkán lép fel felületi rétegerózió. *Enyhén lejtős* az 5-12 %-os meredekségű felszín, a felületi víz elmozdul. *Közepes*

*lejtésű* a 12-17%-os lejtésű terület. Itt a talajok vízelnyelése már nem elegendő a teljes csapadékmennyiség talajba juttatására, a keletkező lefolyás felgyorsul. *Erősen lejtős* területeken a lejtési százalék 17-25%, mind a felületi vízlepel, mind az erekben egyesült vízfolyások energiája jelentősen nagyobb. *Meredek* lejtőkön a lejtési százalék 25%-nál nagyobb, ahol a legnagyobb a talajpusztulás veszélye. A lejtő *alakja* is nagymértékben befolyásolja az erózió mértékét: egyenletes, homorú, domború és összetett lejtők. A lejtő *kitettsége*: egy-egy területen a csapadék általában azonos irányú széllel érkezik.

*Az erózió fajtái*: csepperózió, vonalas erózió, rejtett-, lepel-, barázdás-, árkos-, vízmosásos erózió, szedimentáció, eliszaposodás, feliszapolás (Brady és Weil, 1999).

Fontos megemlíteni Kerényi Attila munkásságát a hazai a talajerózióra vonatkozó vizsgálatok kapcsán (Kerényi, 1991). A talajerózió becsléséhez leggyakrabban használt modell a WISCHMEIER és SMITH (1965, 1978) által megjelentetett egyetemes talajvesztési egyenlet (USLE = Universal Soil Loss Equation). A modell segítségével készített talajvesztés becslés részletes leírása megtalálható Centeri (2002) munkájában.

### **3. 4. A talaj élőlények**

A talaj élőlények összessége (talaj bióta) a föld „biológiai motorjának” tekinthető. Szabályozza a tápanyagkörforgalmakat, fontos szerepet játszik a nedvesség tárolásában és szállításában, a biotikus szabályozásban és a detoxifikációban, befolyásolja a talaj struktúráját, az atmoszféra összetételét (Ritz et al., 2004).

A talajban igen változatos élőlény közösségek találhatók, melyek eltérő biokémiai teljesítőképességű szervezetekből állnak. A talaj élőlényközösségén belül tömeg szerint a legnagyobb frakciót képviselő szervezetek a mikroorganizmusok. Ezek jelentős része inaktív állapotban van, mely egy sokoldalú biokémiai kapacitást jelent. E potenciál kis része érvényesül a talajban, vagyis azok a mikroorganizmusok lépnek aktivitásba és szaporodnak, amelyek számára az adott környezeti állapot kielégítő. A gerinctelen és gerinces állatok tömeg és egyedszáma jóval alacsonyabb, azonban a közösségi anyagcserében betöltött szerepük nagy pl.: mint dekomponáló szervezetek. Ezen belül az ízeltlábúak (ászkarák, százlábúak, ugróvillások, stb.) a növényi és állati maradványok, gombák fogyasztásával, aprító tevékenységükkel, illetve ürülékük, mint mikroszkopikus szerves struktúrák segítik a

baktériumok hozzáférését, ásványosító „munkáját”. A földgiliszták szerepe az aprítás mellett a talaj levegőzöttségének segítése. Ürülékükkel egy speciális anyagot, „biokémiai cementtel” összetartott koprogén aggregátumokat szolgáltatják, amelyek stabilitása a vízerózióval szemben nagy (Szabó, 2008).

### 3. 4. 1. Az ugróvillások jelentősége

Az ugróvillások különleges állatoknak tekinthetők. Több mint hatezer fajuk ismert a világon. Ökonómiai jelentőségük: az ugróvillások főleg gombafonalakkal vagy bomló növényi maradványokkal táplálkoznak. A mikorrhizák növekedésének, illetve gombabetegségek szabályozásában játszanak hasznos szerepet (Seres et al., 2003). Néhány faj, mint pl. *Sminthurus viridis* az élő növényi részekkel táplálkozik, így kártevővé is válhat. Vannak ragadozók is közöttük, melyek fonálférgekkel, kerekcsigolyákkal, vagy más ugróvillásokkal táplálkoznak (Hopkin, 2002).

A relatíve alacsony biomassza tömegük ellenére az ugróvillások rendkívül fontos pozitív szerepet játszanak a talaj struktúrájának kialakulásában néhány talaj esetén. Pl.: az alpesi rendzinák olyan 15-20 cm mélységű sötét humuszos szinttel rendelkeznek, mely majdnem teljesen az ugróvillások ürülékéből alakult ki (Hopkin, 2002). A legtöbb ilyen talaj több millió darab Collembola ürüléket tartalmaz négyzetméterenként. Dekompozícióban betöltött szerepük a legtöbb ökoszisztémában nagyon jelentős. Leginkább a gombafonalak fogyasztásával valósul meg. Bizonyos létszám felett a gyökereken található mikorrhizák fogyasztásával képesek stimulálni a szimbiotákat és intenzívebb növekedésre készíteni a növényt. Más körülmények között a kártevő gomba fogyasztásával redukálhatják a növényi betegséget (Hopkin, 2002; Brady és Weil, 1999).

Hazánkban az ugróvillásokkal kapcsolatos kutatás 120 éve kezdődött. Tömösvári Ödön 1883-ban írta le a *Sminthurus maculatus* nevű Collembola fajt, melyet manapság is a Duna-Tisza köz egyik jellemző ugróvillás fajaként tartanak számon (Tömösvári, 1883). Hazánk Collembola faunájának feltárásában ki kell emelni Loksa Imre munkásságát, aki hazánk több tájegységében elsőnek dolgozta fel ezt az állatcsoportot.

### 3. 4. 1. 1. A talajdegradáció és az ugróvillások

A talajdegradációs folyamatokat többnyire biológiai degradáció, például fajgazdagság csökkenés is követheti (Gardi et al., 2002). A talajfauna fontos szerepet tölt be a biomassza lebontásában, a talaj ásványi és szerves anyagának összekeverésében, a talajszerkezet kialakulásában, illetve egyéb folyamatokban, amelyek befolyásolják az „egészséges” talajfunkciók kialakulását (Szabó, 2008). Larsen et al. (2004) laboratóriumi körülmények között azt vizsgálták, hogy a talajtömörödés hogyan hat a talajlakó (euedafikus) ugróvillások egyedszámára. Itt fontos megemlíteni, hogy Larsen et al. (2004) megkülönböztetnek talajfelszínen élő, ún. epiedafikus és talajban élő ún. euedafikus ugróvillásokat. Megállapították, hogy a talaj szerkezete és a pórustér csökkenése (a durva pórusok  $>120 \mu\text{m}$ /számának csökkenése) a két meghatározó paraméter a talajlakó ugróvillások egyedszámánál. Megállapították, hogy a talajban lejátszódó fizikai degradációs folyamatokat többnyire biológiai degradáció (egyedszám csökkenés) is követheti. Didden (1987), Hopkin (1997) és Joosse (1981) vizsgálatai alapján a talajlakó ugróvillások egyedszámát befolyásolják a következő fizikai paraméterek: a talaj pórusainak mérete, száma, a járatrendszerek összeköttetése, a nedvességtartalom és a hőmérséklet. Bakonyi és Kiss (1995) néhány környezeti hatást (növényborítottság, talaj nedvességtartó képesség, és különböző műtrágyák  $/\text{KNO}_3$  és  $\text{NH}_4\text{Cl}/$ ) vizsgált az ugróvillások és az atkák denzitására vonatkozóan, üvegházban felállított mezokozmosz kísérletekben. Azt találták, hogy a műtrágyák mennyisége és minősége egyaránt szignifikánsan befolyásolta az atkák és az ugróvillások denzitását. A növényzet hiánya, vagy jelenléte, illetve a talaj nedvességtartalma észlelhető különbségeket adott az ugróvillások és az atkák denzitásában. Az ugróvillások nagyobb denzitást mutattak a magasabb nedvességtartó képességű talajoknál (Dombos, 2001).

A talajban és a talajfelszínen rendelkezésre álló szervesanyag is nagymértékben befolyásolja az ugróvillások létfeltételeit. Eaton et al. (2004) vizsgálatai alapján az ugróvillások befolyásolják az avar lebontást, ebből következően az adott terület produktivitását. A szervesanyag, illetve avar, továbbá a vegetáció eltávolítása szignifikánsan csökkentette az ugróvillások populációit.

A homoktalajok nagy pórustérrel rendelkeznek a finomabb szövetű talajokhoz képest (Várallyay, 1984), így ebből következően más ugróvillás fajösszetétel jellemző rájuk. Hornung (1986), Loksa (1987), valamint Traser és munkatársai (1993) vizsgálatokat folytattak a Kiskunsági Nemzeti Park homoktalajain található ugróvillás faunára vonatkozóan.

Az ugróvillások feltehetően a talajjavítást kísérő fizikai és kémiai változások nyomon követésére is alkalmasak lehetnek. Pl.: a bentonit a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaira kedvezően hat (Szegi et al., 2005), mivel nagy mennyiségű montmorillonitot tartalmaz, melynek következtében nagy kationcsere-kapacitással és nedvesség-visszatartó képességgel rendelkezik. Azonban kérdés, hogy az ilyen jellegű kezelés hogyan hat az ugróvillások közösségének struktúrájára, mivel a kijuttatott bentonit valószínűleg lecsökkenti majd a rendelkezésre álló pórusteret. Maire és mtsi. (1999) magas agyagtartalommal, alacsony mezoporozitással rendelkező talajokon vizsgálták a talajélőlények, köztük az ugróvillások közösségeit. Ez a talajkörnyezet kedvezőtlenül hatott az ugróvillások közösségeire, mivel az alacsony mezoporozitás miatt a dekompozíciós folyamatok gátoltak. Néhány biokémiai paramétert is vizsgáltak, mint például ATP tartalom, foszfataz és ureáz enzim aktivitás. A különböző mintaterületeken vizsgált biokémiai háttérváltozók a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaival, háttérváltozóival szoros összefüggést mutattak. Például az agyag-humusz komplexeket jellemző paraméterek, mint C-, N-, agyagtartalom és kationcsere-kapacitás, a legtöbb biokémiai változóval szoros összefüggésbe hozhatók.

Nemcsak az abiotikus tényezők (talajnedvesség, tömörödés), hanem a biotikus tényezők is, mint például a mikrobiológiai aktivitás is fontos ökológiai szerepet játszanak a talajfauna kialakulásában. E tényezők megfelelő vizsgálata jó alapot nyújthat a talaj biológiai állapotának felmérésében. Szintén Maire és mtsi. vizsgálták a CO<sub>2</sub> – ATP arányt. Ha ez a paraméter magas, arra utal, hogy nagy mennyiségű, egyszerű, könnyen felvehető szénforrással rendelkezik, ami segíti az r-stratégista baktérium populációk növekedését, amely a magasabbrendű talajállatok aktivitását is serkenti (Insam és Haselwandter, 1989). Más vizsgálatok is alátámasztják, hogy a biológiailag hozzáférhető szervesanyag szoros összefüggésbe hozható a CO<sub>2</sub> produkcióval (Qualls és Hainess, 1992; Zsolnai és Görlitz, 1994; Ross et al., 1995). A talajok biológiai vizsgálata kapcsán itt fontosnak tartom még megemlíteni Fehér Dániel erdőmérnök, mikrobiológus, növényfiziológus, botanikus nevét. A mikroorganizmusok élettanával kapcsolatos talajbiológiai kutatásaival nemzetközi hírnevet szerzett. A talajélet mezőgazdaságban betöltött fontosságáról már 1938-ban is írt (Fehér, 1938). Az ő nevéhez fűződik a Talajbiológia c. könyv is, mely 1954-ben jelent meg (Fehér et al., 1954).

### 3. 4. 2. Földigiliszták (Oligochaeta: Lumbricidae) jelentősége

Az avarbontó állatoknak az egyes talajtípusokban mind mennyiségi, mind minőségi vonatkozásban más-más csoportjai kerülnek dominanciára és irányítják a szervesanyag-destrukciós folyamatokat. Közöttük éppen a talajosodás szempontjából a földigilisztáknak van döntő fontosságuk. A földigilisztákat életmódjuk szerint három csoportba oszthatjuk:

1. bomló szerves anyagokon élők, amelyek avarban, szerves hulladékokban, korhadó fákban stb. találhatóak;
2. mélyben aknázók, amelyek táplálékukat csak a talaj felszínén fogyasztják, azonban a talajban mélyre hatoló járatokat építenek ki;
3. az ásványi talajszintek lakói, járatrendszereik 30-50 cm-nél mélyebbre nem hatolnak (Szabó, 2008).

A földigiliszták tápláléka főleg holt szerves anyagokból és mikroorganizmusokból áll. Zöld földfelszíni növényi részeket csak ritkán fogyasztanak. Izmos keményfalú gyomrukban táplálékukat mintegy szétmorzsolják, aminek során a felvett ásványi részecskék is fontos őrlő szerepet játszanak. Bélnedveikből proteázokat, lipázokat, szacharázt, amilázt, kitinázt, és cellulázt mutattak ki. Éhezéskor a *Lumbricus polyphemus* (erdei giliszta) egyedei akár 40 %-os testtömeg veszteséget is elszenvedhetnek.

Hazánkban széles körű vizsgálatokat folytattak a különböző talajtípusok földigilisztá-állományainak kvalitatív és kvantitatív felmérésére. Érdekes, hogy a hazai talajok két legnagyobb testű, és egyébként táplálék konkurens faja a *Lumbricus polyphemus* (erdei giliszta) és a *Dendrobaena p. montana* együttesen sehol sem jelentkezik, de még a harmadik nagytestű avarlebontó, a kozmopolita *Lumbricus terrestris* (közönséges földigilisztá) társaságában sem található. Az egyes talajokban egyébként a földigilisztáknak általában mindhárom bemutatott életformátípusát képviselő fajok előfordulhatnak, ezek összműködése teszi hatékonyá a talajosodást (Szabó, 2008). Zicsi (1974) hazánkban széleskörű vizsgálatokat folytatott a különböző talajtípusok földigilisztá-állományainak kvalitatív és kvantitatív felmérésére.

A földigiliszták is befolyásolják az ugróvillások egyedszámát, aktivitását, mivel a talaj szerkezetére, annak tápanyagtartalmára is hatással vannak. Wickenbrock és Heisler (1997) a földigiliszták aktivitásának hatását vizsgálták az ugróvillás fajok gyakoriságára. Azt találták, hogy a földigiliszták jelenléte kedvező hatással van az ugróvillások egyedszámára.

### **3. 5. A talajok biodiverzitása és annak társadalmi jelentősége (ökoszisztéma szolgáltatás)**

Hosszú időbe tellett, míg a biodiverzitás megőrzésének fontossága és az ezzel kapcsolatos értékek nemzetközi vonatkozásban elfogadottá váltak. Az ezzel kapcsolatos koncepció is főleg az esztétikai és turisztikai aspektusokra korlátozódott. Ez a helyzet az 1992-es Rio de Janeiro-i Biodiverzitás Államközi Egyezmény (International Convention on Biodiversity in Rio de Janeiro) után megváltozott. Ez az egyezmény az első olyan világos referencia, amely a fajok értékeiről beszél, és nem csupán a turisztikai értékeket veszi figyelembe (Hagvar, 1998). A biodiverzitás „az élő szervezetek és ökológiai rendszerek közötti és bennük lévő változatosság, változékonyság összessége: ökoszisztéma vagy közösség diverzitás, faj diverzitás, és genetikai diverzitás” (Heywood és Baste, 1995; US Congressional Biodiversity Act). A diverzitás az életközösségek sokféleségét, az azokat felépítő populációk változatosságát, fajgazdagságát, az azonos fajhoz tartozó egyedek előfordulási gyakoriságát fejezi ki matematikai függvény segítségével (Lányi, 1998).

A talajok az ökoszisztéma egy igen bonyolult és összetett szerkezetű részét képezik a maguk sajátos élővilágával és feltehetőleg a legnagyobb fajgazdagságú szárazföldi ökoszisztémák közé tartoznak (Wolters, 2001). Ha a talaj definícióját tágabban értelmezzük és figyelembe vesszük az ahhoz közvetlenül kapcsolódó élőhelyeket, mint például avar, vagy bomló fás maradványok, az itt található talaj élőlény közösségei a legnagyobb diverzitású közösségeknek tekinthetők, és a szárazföldi állatok jelentős része megtalálható bennük. Az elmúlt húsz év alatt egyre inkább felismerték, hogy a talaj fauna mennyire fontos szerepet tölt be a talaj funkcióiban, és agronómiai alkalmazásra is számos példa van (Lavelle et al., 1999).

Annak ellenére, hogy a talaj fauna ökológiai fontosságában általánosan egyetértés van, szembetűnően kevés említést kapnak a természetvédelemben (Wolters, 2001). Decaëns és munkatársai (2006) egy áttekintő cikkben leírták a talaj fauna értékeit különböző szempontok alapján. Szerintük, ahogy sok természetvédelmi biológus is tartja, minden faj rendelkezik alapvető értékkel, ami független a gazdasági vonatkozásoktól. Ez erkölcsi megfontoláson alapul. Emellett a fajok rendelkeznek közvetett és közvetlen használati értékekkel amelyeket Decaëns és mtsi. (2006) részletesen tárgyalnak.

A talajlakó élőlények nélkülözhetetlen szerepet játszanak az elemek (C, N, P stb.) körforgásában és a talaj szerkezetének stabilizációjában. A szerves anyag mineralizációját,

mely metabolikus folyamatok széles sorát foglalja magába, nagy mikroorganizmus közösségek végzik. Emellett a talajban lezajló dekompozícióban a talajlakó állatok kulcsszerepet töltenek be. Ezért nagyon fontos összefüggésbe hozni az ökoszisztéma struktúráját és funkcióját a fajokkal, illetve a funkcionális diverzitással (Wellington, 2002).

A mikrobiális működésbeli diverzitás vonatkozik mind a szubsztrátfelhasználás arányaira mind a specifikus szubsztrátfelhasználás jelenlétére vagy hiányára. A diverzebb rendszer feltehetően produktívabb, fenntarthatóbb, zavaró tényezőkkel szemben ellenállóbb, megújuló képessége jobb (Ritz, 2004). Az élőlények diverzitásának csökkenése – mely szorosan összefügg a talaj degradációval – redukálhatja a talaj funkcionalitását különösen, ha az érinti a kulcsfontosságú fajokat, mint például: nitrifikáló baktériumok (Anton, 2004).

A talaj ökológiai funkcióinak középpontjában tehát a biológiai úton közvetített folyamatok állnak. A talaj biotikus aktivitása a hajtóerő az exogén növényi maradványok és az antropogén depozíciók lebontásában, feldolgozásában, a szerves anyag átalakításában és a talaj szerkezetének kialakításában, fenntartásában. Ebből következően a biodiverzitás megőrzése az egyik legfontosabb talajvédelmi stratégia (EEA, 2001).

Ehhez kapcsolódó kezdeményezésnek tekinthető a BioBio (Indicators for biodiversity in organic and low-input farming systems) EU FP7 projekt, amely tudományosan megalapozott indikátorok kiválasztását tűzte ki célul a biodiverzitásra vonatkozóan, az ökológiai gazdálkodásban illetve, kis ráfordítást igénylő gazdálkodási rendszerekben (BioBio, 2008). Négy fő indikátor csoportot különítettek el: közvetett, genetikai, faj, élőhely.

A csoportokban kiválasztásra került indikátorok kiértékelésre kerültek alkalmazhatóságuk, információ tartalmuk, gazdaságosságuk alapján.

Az emberi társadalom a természet adta változatos javakra (élelem, növényi rostok, építőanyagok, tiszta víz, levegő, éghajlat-szabályozás) támaszkodik. Ezen javak mennyisége és minősége nagyban függ a talaj állapotától és a talaj biodiverzitásától (EC-COM, 2010). A 2010-es évet a biodiverzitás évének nyilvánították, ezzel hangsúlyt fektetve arra, hogy mennyire fontos talajok biodiverzitásának megőrzése, melytől függ az emberi társadalom jóléte is. Ez az Európai Bizottsági jelentés azzal a céllal készült, hogy megfeleljen egy kettős törekvésnek, a talaj és biodiverzitás megőrzésének (EC-COM, 2010).



### 3. 6. Bioindikáció, talajökológiai indikációs eljárások

Bioindikátor definíciója: egy élőlény, vagy szervezet, annak egy bizonyos része, terméke (pl.: enzim) organizmusok összessége, vagy egy biológiai folyamat, mely felhasználható arra, hogy információt nyerjünk egy adott környezet egészének, vagy egy részének egészségi állapotáról, minőségéről” (Huber et al., 2009). „Ahhoz hogy az adott mezőgazdasági, az ember által használt városi, a féltermészetes és természetes élőhelyeken meg tudjuk határozni az ökológiai egyensúly, a fenntartható fejlődés peremfeltételeit, azaz a megengedhető környezeti terhelések szintjeit, szükséges meghatározni a talajokban élő életközösségek emberi behatásra adott ökológiai válaszait, megadva azok mértékét is. A talajökológiai indikációs eljárások az élőhelyeken fellépő degradatív folyamatokat teszik mérhetővé” (Dombos, 2000).

A bioindikáció a talajban élő életközösségek ökológiai minősítésén alapul. A biodiverzitás megőrzéséhez kapcsolódóan szükséges a bioindikációs eljárások fejlesztése. Az utóbbi tíz évben több országban – köztük Németország, Ausztria, Franciaország, Svédország, Görögország – a talajvédelmi monitoring rendszereket talajökológiai elemekkel egészítették ki. Több európai szintű szervezet (pl.: EEA) és program létezik, melyek a talajállapot jellemzésének módszertanát illetve az indikációs eljárást a DPSIR (Driving forces, Pressures, State, Impact, Responses = ható tényezők, terhelések, állapot hatás meghatározása és az adott válaszok együttes kezelése) rendszer alapján határozták meg (OECD, 2003). Az ökológiai indikáció definiálását Juhász–Nagy (1986) végezte el. Az indikáció egyfajta jelzést jelent. Miután az ökológia vizsgálati tárgya az életközösségek, vagy azok elemei a populációk, a jelzésnek ezekre a biológiai entitásokra kell, hogy vonatkozzanak. Tehát minden esetben az életközösség egy bizonyos ökológiai állapotát kell jelezni, valamely abiotikus, vagy biotikus környezetéhez való viszonyának adott állapotát – mint „környezeti hatást” – kell értékelni, és nem fordítva. Nem a környezeti paraméter adott értékét próbáljuk mérni valamely „biométer” szerint, azt sokkal egyszerűbben és pontosabban lehet mérni fizikai – kémiai módszerekkel. Gyakorlati szempontból elsősorban az életközösségek ökológiai állapotáról szeretnénk informálódni, az eddig bekövetkezett, vagy ezután bekövetkezendő környezeti változások életközösségekre gyakorolt hatását szeretnénk megbecsülni.

A jó indikátor ismerve, hogy sokatmondó, erős, könnyen mérhető és értelmezhető (Zsolnay et al., 2002). A biológiai indikátorok korán figyelmeztethetnek a rendszer összeomlására, így az irreverzibilis károsodás előtt reagálhatunk. Számos probléma övezi a

biológiai jelzőrendszerek használatát a talaj egészségi állapotára vonatkozóan. Azonban a modern technika új metodikákat nyújt, és szemléletmódbeli változást tesz lehetővé, melyek véglegesen felülkerekednek a nehézségek egy részén.

Ez okból kifolyólag megalapozott az a törekvés, hogy a mikrobiális aktivitás, tágabb értelemben a biológiai aktivitás használható kutatási eszközként, mely segítségével felmérhetjük a mikrobiális funkcionális diverzitást, tanulmányozhatjuk a biokémiai folyamatokat, a mikrobiális ökológiát és indikátorokat nyerhetünk a talajdegradációra, illetve az azt okozó hatásokra vonatkozóan, mely különösen nagy jelentőséggel bír mezőségi talajaink esetében.

### **3. 6. 1. Életközösségek struktúrális leírása**

Az ökológiai indikáció megközelítéseiben három fő csoportot különíthetünk el. Elsőként a szünbiológiai egységek *strukturális jellemzése* alapján kísérelték meg a biológiai entitások ökológiai indikációját. Itt az adott élőhelytípus jellemző fajaihoz kapcsolnak indikátor értékeket. Ide sorolhatóak a vegetációkutatás, továbbá a gerinctelen állatokon végzett közösségszerkezet leírások. A közösségszerkezetek leírására a sokváltozós statisztikai leíró elemzéseket – különböző klasszifikációs és ordinációs eljárások – és a diverzitási mintázatok leírását használják. Korábban maga a statisztikai elemezhetőség is problémát okozott, a permutációs eljárások alkalmazásával azonban már a sokváltozós kísérleti elrendezésekben is lehetséges hipotézisek statisztikai tesztelése (Slauson et al., 1994). Azonban miután nagyon bonyolult rendszereket vizsgálnak, a mintázatelemzés határfoka limitált. E munkák szinte kizárólag megfigyeléses vizsgálatokra szorítkoznak, csak ritkán manipuláltak környezeti változókat, ezért ok-okozati összefüggések bizonyítására nem alkalmasak. Ha felállítanak hipotézist, akkor azok a természetes folyamatok által befolyásolt kísérleti elrendezéseken alapulnak, ahol egyrészt több környezeti változó együttes változását kell kielemezni, másrészt a kísérleti elrendezés terepen nem volt alakítható a hipotézishez. E módszerek fejlesztése folyamatos átmenetet biztosított a második csoportba sorolt korrelációs ökológiai vizsgálatok felé. A lebontók között a makrofaunában elsősorban a csigák (*Gastropoda*), a mezofaunában az ugróvillások (*Collembola*) és az atkák egyes csoportjai (pl. *Oribatida*), a mikrofaunában a fonálférgék (*Nematoda*) rendelkeznek magas fajszámmal, amely alkalmassá teszi e csoportokat közösségi indikációs rendszerekben való

alkalmazásra (Winkler és Kampichler, 2000). A fentiektől eltérő diszciplinális megközelítés az anyagforgalom leírása. E munkák nagyrészt a mezőgazdasági tudományok területéről származnak (Németh, 1996).

### **3. 6. 2. Korrelációs vizsgálatok**

A második megközelítési módszer család a *tentatív korrelációs módszerek*, amikor közösségi szinten a fajösszetételt detektálják. Ekkor a fajösszetétel értékelő algoritmus a korrelációs vizsgálatokon alapszik, azaz azt, hogy milyen összetételű közösség számítson nedvességkedvelőnek, sok terepi vizsgálat eredményei alapján határozzák meg. Több kutatást végeznek a mezofauna és a környezeti változók közötti kapcsolatok leírására vonatkozóan. E vizsgálatok általában valamely degradációs, vagy másodlagos szukcessziós folyamat leírását célozzák meg, mint pl. a legeltetés és a szárazodás hatása (Dombos, 2001), vagy pl. a talajnedvesség és hőmérséklet hatása (Frampton, 2000). Ponge et al. (2003) a tájhasználat hatását vizsgálták *Collembola* közösségek szerkezetén. Összefüggést írtak le a fajszám csökkenés és területhasználat intenzifikációja között, sokváltozós korrespondencia-analízis alapján egy indikációs rendszert állítottak fel. Kimberling et al. (2001) sokváltozós metrikus skálázás alapján fejlesztették ki indikációs indexüket (T-IBI, terrestrial index of biological integrity), mely a talajfauna alapján értékeli az élőhely természetességi állapotát.

### **3. 6. 3. Tolerancián alapuló függvények**

A leíró jellegű munkák mellett számos ökológiai funkciókon alapuló vizsgálat folyik a talaj mezofaunáján. Ezek között az abiotikus hatásokat tekintve a talaj pH indikációjára készültek modellek (Van Straalen és Verhoef, 1997 és 1998). Itt a fajok érzékenységét laboratóriumi szubletális tesztekben mérték. Újabb eredmény, hogy a talajoldat sótartalma befolyásolja a pH toleranciát (Salmon, 2002). A talajoldat pH-jának közösségökológiai hatását korrelációs vizsgálatokban is elemezték (Loranger, 2001), továbbá terepi kísérleteket is végeztek e témában. Említést érdemel a talajökológiai indikáció fonálféreg taxonok kompozíciója alapján. E vizsgálat alapján diszturbációs hatás mértékét lehet megadni. A módszer a talajban bekövetkező trófikus kapcsolatok átalakulását, ökológiai funkcionális

megváltozásokat indikálja (pl. eutrofizáció). E vizsgálati módszert hazánkban is felhasználták nehézfém szennyezéseknél (Bakonyi et al., 2003). Nagy (1999) a nehézfém szennyezés hatását vizsgálta talajban fonálférgekre a Maturity index alkalmazásával, mely segítségével számszerűen kifejezhető, skálázható az adott terület, talaj ökológiai állapota. Vizsgálatai alapján a szelén és a króm szignifikánsan negatív hatással van a fonálférgék egyedszámára, fajgazdagságára és a Maturity Index értékére.

### **3. 6. 4. Táplálékhálózatok**

A talajbiota egészét magában foglaló vizsgálatokat Moore és De Ruiter (1991), De Ruiter et al. (1994) végeztek. A mezofauna tápanyagforgalomban betöltött szerepe nem a közvetlen hatásokon keresztül jelentkezik, a mezofauna a talaj teljes respirációjához alig járul hozzá, inkább a közvetett hatások bizonyultak fontosabbnak, amely főleg a talaj mikroflórájának a szabályozásán keresztül valósul meg. A mezofauna a mikroflóra biomasszáját egyrészt közvetlenül fogyasztásuk révén, másrészt különböző közvetett hatások által tudja befolyásolni (Bardgett és Cook, 1998). Ilyen indirekt kapcsolatok pl. a mikrobiális propagulumok diszperziójának elősegítése, a nitrogén kilúgozódása, a tápanyaggazdag ürülék felhalmozása. További indirekt hatásokat is kimutattak, mint pl. a mikorrhizás gombáknak (Klironomos és Kendrick, 1995), a növényi patogéneknek, vagy gyökérpatógenek antagonistáinak fogyasztása. Nemcsak magát a mikroflóra biomasszát, de annak összetételét is befolyásolhatják a mikroartropódák a különböző mikroorganizmusok szelektív legelésén keresztül. A lebontó táplálékhálózaton végzett legutóbbi izotópos vizsgálatok közül De Ruiter et al. (1994) és Scheu et al. (1999) munkáit említhetjük meg. Az ugróvillások szén és nitrogén forgalomban betöltött szerepének átfogó ismertetését Filser (2002) közölte.

## **4. ANYAG ÉS MÓDSZER**

### **4. 1. Helyszín**

#### **4. 1. 1. A mintaterületek kiválasztásának szempontjai**

A talajdegradáció, mely a talaj minőség és produktivitás csökkenésével jár együtt (Garcia, 1997) egy komplex folyamat. Olyan mintaterület kiválasztása volt a cél, ahol egy transzekt mentén jelen vannak az erózióknak különböző mértékben kitett területek.

A másik szempont az volt, hogy lehetőleg mezőségi talajok legyenek a területen, mivel ez a talajtípus tekinthető a legértékesebbnek mezőgazdasági szempontból és hazánkban a művelés jelentős része e főtípusba sorolható talajokon történik.

A talaj leromlás mellett a talajjavítás hatását is vizsgáltam egy különálló mintaterületen.

#### **4. 1. 2. Mintaterületek**

Kutatásom során két fő területről vettem mintákat:

- Szent István Egyetem Józsefmajori Tangazdasága (mezőgazdasági terület)
- Nyíregyháza (kisparcellás talajjavítási kísérleti terület)

Debreceni Egyetem Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma Kutatóintézetek és Tangazdaság Nyíregyházi Kutató Intézet (DE AGTC KIT)

##### **4. 1. 2. 1. Józsefmajor**

A Szent István Egyetem Józsefmajori Tangazdasága volt a fő mintavételi terület. Ez felelt meg leginkább a kitűzött céloknak, nevezetesen annak, hogy egy eróziós katonán, egy transzekt mentén vizsgálhassam a talajdegradációs folyamatokat és annak talajbiológiai következményeit. Emellett a terület abból a szempontból is megfelelt az elvárásoknak, hogy mezőségi talajok különböző mértékben degradálódott fokozatai is megtalálhatók.

Területe az ország egyik legerodáltabb területén, az Észak-Alföldi hordalékkúp-síkság és a Cserhátalja határán található. Talajai a táj hegylábi és Alföld-peremi helyzeténél fogva változatos talajképző kőzeten alakultak ki. A gazdaság területén a domborzati viszonyok a kis területhez képest szintén igen változatosak a meredek lejtőktől a vizenyős, mélyen fekvő területekig, így az erózió, illetve szedimentáció, különböző mértékben jut érvényre a gazdaság területén. Ez tulajdonképpen egy eróziós katénának tekinthető, ahol az erózió következtében a mezőségi talajok különböző mértékben leromlott változatai találhatók meg. A „katéna” a talajtanban talajok térbeli sorozatát jelenti egy területen, ahol csak egy talajképző tényező változik a katéna talajai között (Brady és Weil, 1999), jelen esetben a domborzat. Itt fontos megemlíteni, hogy az ökológiában más jelentéssel bír a „caténa” szó, mint a talajtanban. Szelényi (1957) nomenklatúrája szerint a gazdaközösség (catena) az egy gazda- vagy zsákmányállat populációján kialakuló hálózat, a tápnövényközösség (catenarium) pedig adott növény populációján alapuló hálózat. Munkámban a talajtani értemezést alkalmaztam.

### **Domborzata**

Tengerszint feletti magassága 128 és 350 m közötti, 40%-ban közepes, 60%-ban alacsony, enyhén délkeletnek lejtő dombság. Geomorfológiailag a Cserhát hegyláb felszínének tekinthető. A felszínt északnyugat délkeleti irányú aszimmetrikus völgyek, valamint keskeny, hosszú délkelet felé szélesedő völgyközi háta tagolják. A háta északnyugaton 70-80 m, délkeleten 20-30 m relatív magasságúak.

### **Éghajlat**

A terület két részre tagolható éghajlat szempontjából: északi része mérsékelten hűvös, mérsékelten száraz; déli része mérsékelten meleg, mérsékelten száraz. Éghajlati viszonyait a dombvidék jelleg határozza meg. Az évi középhőmérséklet 9,5-10 °C. A vegetációs időszaké pedig 16,3-16,8 °C. 10 °C fölötti középhőmérséklet általában 183 napig van, április 13 és november 13 között. A fagymentes napok száma északon 170, délen 180. Az évi abszolút hőmérsékleti maximumok 32,5-33 °C közöttiek. A leghidegebb téli napokon a minimumhőmérséklet átlaga délen -16 °C, északon -17,5 °C. Az évi csapadék 580-650 mm, a vegetációs időszak átlagos értéke 330-340 mm. A zivataros napok száma 25-30 nap.

## **Vízrajz**

A terület a középső Zagyva jobb oldali vízgyűjtőjén helyezkedik el. A Zagyvába tartó patakok, mint a Szuha-, Bér-, Vanyarci-, Emse-patakok részekre tagolják.

## **Talajok**

Uralkodó talajok a barnaföldek (41%) és a csernozjom (40%) talajok. A barnaföldek nagyrészt nyirkon, melynek mechanikai összetétele agyagos vályog és csak kis részben löszön alakultak ki. Az észak-déli illetve az északnyugati-délkeleti irányba futó patak völgyekben réti öntés (5%) és nyers öntés talajok (14%) találhatóak. Mechanikai összetételük agyagos vályog, vízgazdálkodásuk kevésbé kedvező.

A tangazdaság 270 hektáros területéből 255 ha szántó, illetve legelő, 10 ha erdő és fasor, 5 ha gazdasági udvar. A szántóterület aranykorona értéke 30 fölötti.

### **4. 1. 2. 2. Nyíregyháza**

A második vizsgálati terület, a Debreceni Egyetem kezelésében van az Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma Kutatóintézetek és Tangazdaság Nyíregyházi Kutató Intézet (DE AGTC KIT) területén található. A terület talajtani tulajdonságait tekintve savanyú kémhatású homoktalajok fedik.

Ezen a területen azt vizsgáltam, hogy a bentonit, mint talajjavító anyag, hogyan hat a talajlényekre (Makádi, 2011).

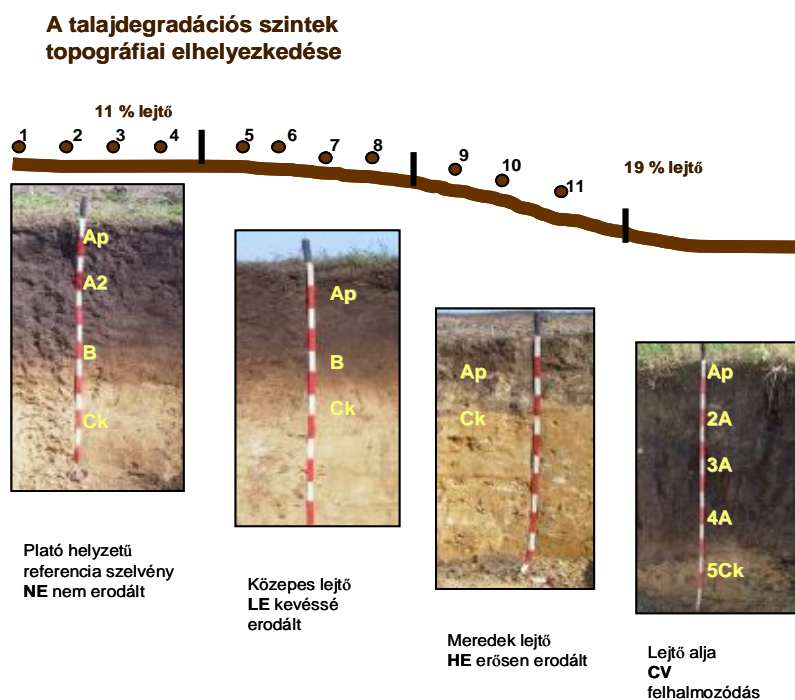
### **4. 2. Mintavételezés módja, kísérleti elrendezés**

A következő alfejezetben a mintaterületeken alkalmazott mintavételezési módokat és kísérleti elrendezéseket ismertetem. Józsefmajorban végzett kutatásaim alatt két fő vizsgálatot hajtottam végre két különböző kísérleti elrendezésben. Az 1. számú vizsgálat 2005-ben történt, a 2. számú vizsgálat 2006-ban. A 2006-os vizsgálat során egy összetettebb kísérletet végeztem a 2005-ös vizsgálati tapasztalatokra építve.

Emellett a Nyíregyházán végzett talajjavítási kísérletek során végrehajtott mintavételezést és kísérleti elrendezést is ismertetem.

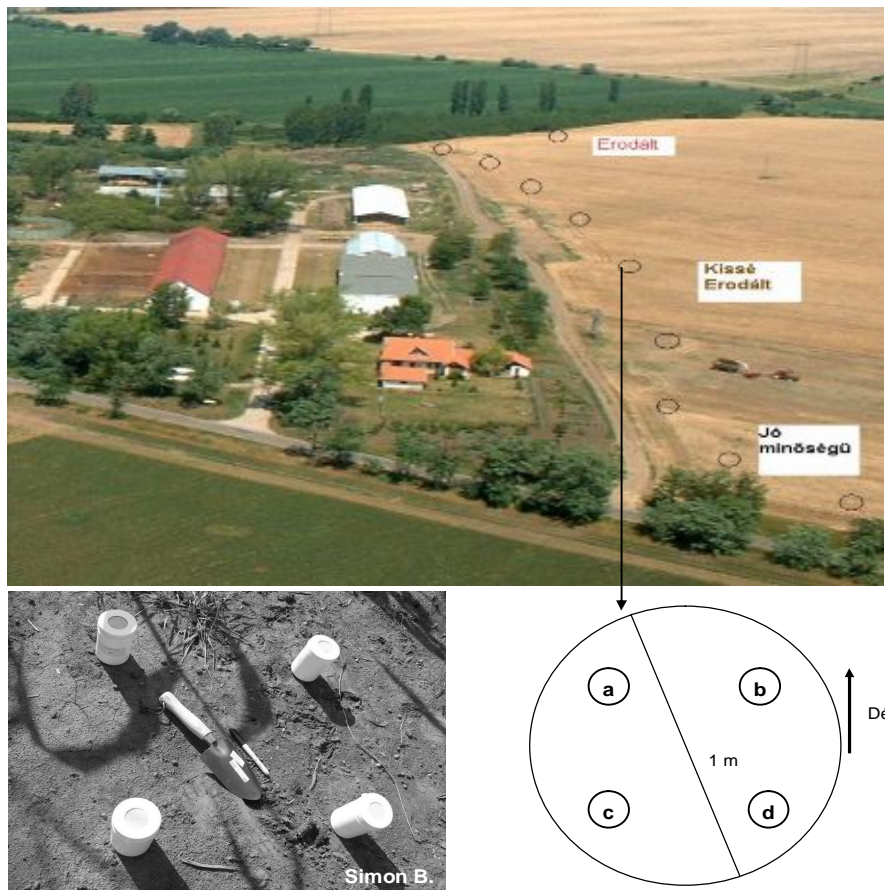
## 4. 2. 1. Józsefmajor 1. számú vizsgálat

A mintavételi vizsgálataimat Józsefmajorban, a Szent István Egyetem Tangazdaságában végeztem 2005 őszén. A mintavételezés napján derült, napsütéses idő volt és 18,5 °C. A vizsgált táblában a vetemény kukorica volt. Négy feltárt talajszelvényt vizsgáltam meg és írtam le részletesen, amelyek egy eróziós grádiens, transzekt mentén helyezkednek el, jól mutatva az erózió fokozatait. Az első két szelvény mészlepedékes mezőségi talaj, a harmadik földes kopár és a negyedik felhalmozódási területet reprezentáló szelvény mezőségi területek lejtőhordaléka. Az 1. ábrán látható a nem erodált, kismértékben (kevésbé) erodált, nagymértékben (erősen) erodált, illetve a felhalmozódási (szediment) területet reprezentáló szelvény. Egy tizenegy pontból álló transzekt mentén történt mintavételezés négy ismétlésben az ugróvillások fajszerelmének és összegyűjtésének megállapításához (2. ábra). A mintavételi pontok 20 m távolságra helyezkedtek el egymástól. Az első négy mintavételi helyszín a nem erodált területen volt, az 5-8. mintavételi helyek a kis mértékben, míg a 9-11. a nagymértékben erodált területen helyezkedtek el (1. ábra). A mintavételezés 500 cm<sup>3</sup>-es hengerbe történt, mely 10 cm magas és 8 cm átmérőjű volt.



1. ábra: A talajdegradációs szintek topográfiai elhelyezkedése a talajszelvényekkel illusztrálva



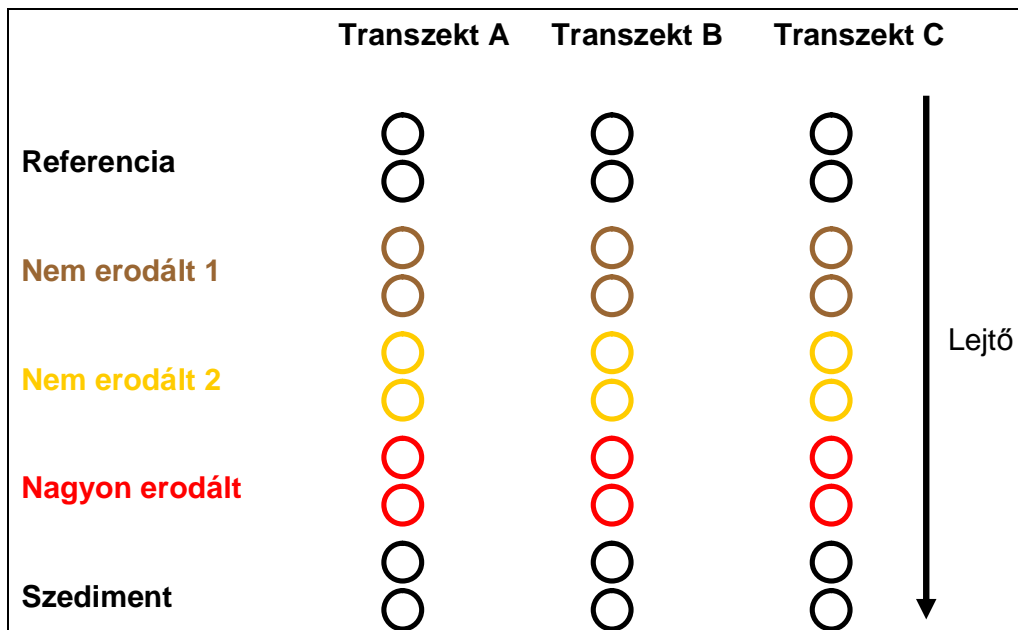


2. ábra: Az ugróvillások vizsgálatához alkalmazott mintavételezés módja

#### 4. 2. 2. Józsefmajor 2. számú vizsgálat

A 2. vizsgálat sorozatot 2006-ban tavasszal, nyáron és ősszel végeztem el. A mintavételezés ezúttal 3 x 10 pontról (A, B és C transzekt) történt a tangazdaságban egy másik, nem az 1. vizsgálat során tanulmányozott transzekt mentén (3. ábra). A mintavételezés 500 cm<sup>3</sup>-es hengerbe történt, mely 10 cm magas és 8 cm átmérőjű volt. A vizsgált táblában a vetemény őszi búza volt.

Öt degradációs szintet különítettem el a fizikai és kémiai háttértényezők, továbbá a topográfiai elhelyezkedés alapján: (1) referencia; (2) nem erodált 1; (3) nem erodált 2; (4) nagyon erodált és (5) felhalmozódási (szediment) terület. Ezekon a pontokon hat ismétlésben vett mintákból határoztam meg az ugróvillások egyedszámát és fajszámát. Emellett a mintavételi helyeken fúrásokat végeztem a humuszos szint mélységének megállapítása céljából, illetve mintákat vettem szervesanyag tartalom vizsgálatához.



3. ábra: Mintavételi elrendezés az eróziós katénában, öt eróziós szinten

### 4. 2. 3. Nyíregyháza bentonit kísérlet

Ebben a vizsgálatban mezőgazdasági területen, különböző mennyiségben, talajjavítás céljából kijuttatott bentonit hatását vizsgáltam az ugróvillások egyedszámára.

A mintavételezés alatt káposztarepce termesztése zajlott, mint teszt növény az általam mintázott táblában. A táblán belül 20 parcella került kijelölésre. A parcellák öt különböző kezelést kaptak (2002): 0, 5, 10, 15 és 20 t/ha bentonit emellett 250 kg/ha szerves trágya is kijuttatásra került (2005). A kísérleti elrendezést a 4. ábra mutatja. A talajminták a talaj felső 10 cm-éből vettem négyszeres ismétlésben véletlenszerű mintavételezéssel. A talaj fizikai és kémiai vizsgálatait az előző kísérletekkel megegyező módszerekkel végeztem (Buzás et al., 1988).

Bentonit kísérlet, Nyíregyháza, XVI. tábla

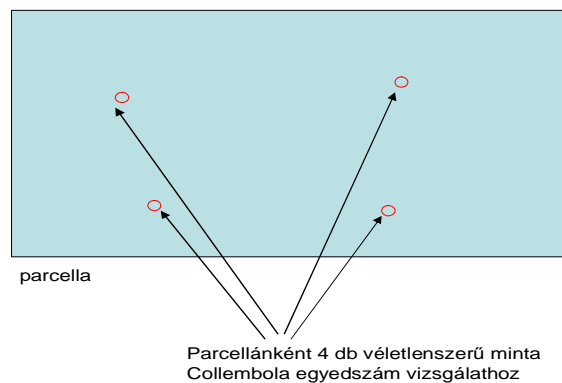
---

XVI./20	20	XVI./15	15	XVI./0	0	XVI./5	5	
XVI./19	0	XVI./14	5	XVI./9	10	XVI./4	20	
XVI./18	5	XVI./13	10	XVI./8	15	XVI./3	0	
XVI./17	15	XVI./12	20	XVI./7	5	XVI./2	10	parcella jele
XVI./16	10	XVI./11	0	XVI./6	20	XVI./1	15	t/ha bentonit

---

Növény 2006-ban: káposztarepce  
Vetés: 2005. 09. 03.  
Istállótrágya: 2005. augusztus, 250 kg/ha

---



4. ábra: Mintavételi elrendezés a bentonit kísérlet során

A bentonit 1-5 cm-es frakcióját 0, 5, 10, 15 és 20 t/ha mennyiségben alkalmaztuk a kisparcellás kísérletben, a szántott rétegbe bedolgozva. A kísérletet 2002-ben került beállításra. A teszt növények az évek sorrendjében a következők voltak: pohánka (*Fagopyrum*

*esculentum* Moench), mustár (*Sinapis alba* L.), rozs (*Secale cereale* L.), rozsos bükköny (*Secale cereale* L. és *Vicia villosa* L.), repce (*Brassica napus oleifera*) (Makádi, 2011).



**5. ábra: A bentonit kísérlet területén feltárt talajszelvény (lepelhomok) a DE AGTC KIT Nyíregyházi Kutató Intézet területén (Makádi, 2010)**

A kísérletet négyismétléses véletlen blokk elrendezésben került beállításra, a bruttó parcellaméret 10 x 10 m. A kísérlet jellegzetes lepelhomok területen fekszik, a feltárt talajszelvény a 5. ábrán látható. A kísérlet beállításakor mért legfontosabb talajkémiai tulajdonságokat az 1. táblázatban ismertetem.

**1. táblázat: A bentonit kísérlet talajának néhány jellemző fizikai és kémiai tulajdonsága a 0-30 cm-es rétegben, a kísérlet beállításakor**

pH <sub>H2O</sub>	pH <sub>KCl</sub>	Humusz%	NO <sub>3</sub> -N mg/kg	NH <sub>4</sub> -N mg/kg	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> mg/kg	K <sub>2</sub> O mg/kg
6,40	5,38	0,95	9,2	9,0	264,2	392,7

A kísérlet tehát közepes nitrogén-, igen jó foszfor- és kálium-ellátottságú, gyengén savanyú homoktalajon lett beállítva.

A kísérlet során kijuttatott bentonit nagy mennyiségű *montmorillonitot* tartalmaz, melynek következtében nagy kationcsere-kapacitással és nedvesség-visszatartó képességgel rendelkezik. A bentonit a Sajóbáony határában feltárt bentonit mezőből származott, kitermelés csak kísérleti célokra történt, bányanyitási engedélyt még jelenleg sem kértek a tulajdonosok. A lelőhelyen az egyes geológiai rétegekben különböző minőségű bentonit rétegek vannak, mezőgazdasági célra a kevésbé jó minőségű, 40% körüli montmorillonit

tartalommal rendelkező réteg anyaga használható fel, mert ez a bányászat számára „hulladék”, ezen a lelőhelyen elfedi a magas montmorillonit tartalmú, jó áron eladható ipari bentonitot (Makádi, 2011).

### **4. 3. Módszerek**

#### **4. 3. 1. Az alkalmazott talajfizikai módszerek bemutatása**

Vizsgálataim során az alábbi talajfizikai paramétereket vizsgáltam:

- A minták egyszerűsített nedvesség-visszatartó képességét,
- A minták mikroaggregátum stabilitását módosított Kacsinszki-féle diszperzitás faktor és módosított Vageler-féle struktúra faktor kiszámításával,
- A szántóföldi minták térfogattömeg értékeit (Buzás, 1993),
- Humuszos szint mélysége.

##### **4. 3. 1. 1. Egyszerűsített nedvesség-visszatartó képesség meghatározása**

Az egyszerű víztartó képesség módszerét a pályázatban résztvevő Talajtani és Agrokémiai Tanszék munkatársai dolgozták ki (INDEX).

A nem tört, 2 mm-es szitán átszitált talajból 10 g-ot, szűrőpapírral ellátott tölcsérbe töltöttem, majd 25 ml vizet töltöttem rá, a szervesanyagot és montmorillonitot tartalmazó minták esetében 50 ml vizet kellett a mintákhoz hozzáadni, mert nem, vagy csak csekély mérvű, nedvesség veszteséget tapasztaltam. A módszer leírása szerint az első óra után kell meghatározni a talajminta nedves tömegét, majd szárítószekrényben 105 °C-on tömegállandóságig szárítani. Ebből számolható ki, hogy mennyi nedvességet volt képes a talaj megtartani tömeg %-ban (INDEX).

#### 4. 3. 1. 2. A talaj szerkezetességének meghatározása

A talaj szerkezetességének meghatározását az egyszerűsített Kacsinszkij-féle diszperzitás faktor és a Vageler-féle struktúra faktor segítségével végeztük.

Az INDEX pályázat során leírt és Buzás (1993) útmutatásai szerint a leiszapolható rész eredményeiből számított értékek, melyek azt fejezik ki, hogy a talajban az ásványi rész milyen hányadban van jelen elemi szemcsék, és milyen hányadban van jelen aggregátumok formájában.

Kacsinszkij – féle diszperzitás faktor (K):  $K = 100 * b / a$

és a Vageler – féle struktúra faktor (V):  $V = (a-b) * 100 / b$

Ahol:

„a” = 0,02 mm-es kisebb részek, szemcsék százalékos megoszlása a ragasztóanyagok elroncsolása után

„b” = 0,02 mm-es részek, szemcsék százalékos megoszlása vizes szuszpenzióban (Buzás, 1993)

## **4. 3. 2. Az alkalmazott talajkémiai módszerek bemutatása**

Vizsgálataim során a következő talajkémiai paramétereket vizsgáltam a talajmintákon:

- Szervesanyag tartalom Walkley-Black módszerével (Walkley, 1947),
- Kémhatás elektrometriás módszerrel (Buzás, 1988),
- Kationcsere-kapacitás módosított Mehlich eljárással (Buzás, 1988),
- $\text{CaCO}_3$  tartalom meghatározása Scheibler módszerrel (Buzás, 1988),
- A vízben oldható szén (Water Soluble Carbon - WSC) és szénhidrátok (Water Soluble Carbohydrates - WSChy) mennyisége (Garcia, 1997).

### **4. 3. 2. 1. A szántóföldi minták szervesanyag tartalmának meghatározása Walkley-Black módszerével**

A talajban növényi és állati maradványokban található szenet a talaj szerves széntartalmához nem számítjuk hozzá, ezért az ilyen maradványokat a talajból el kellett távolítani. A szerves szén mennyiségi meghatározásánál a szervesanyagok azon tulajdonságát használjuk fel, hogy oxidálhatók, s az oxidálószer fogyása arányos a talaj oxidálható széntartalmával. A meghatározás hasonló a hazánkban elterjedt Tyurin módszerrel, de a Walkley-Black módszer esetében nem történik meg a minták forralása. Hegyegi et al. (2007) vizsgálatai szerint a két módszer eredményei szoros korrelációt mutatnak,  $r = 0,99$ .

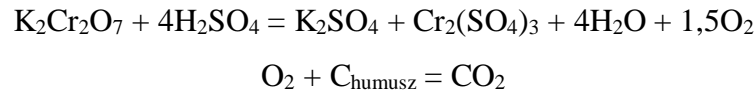
A mérés elve a talaj szervesanyagában lévő szén nedves égetése.

Meghatározás menete:

A bemért talaj tömege 0,1-0,5 g a várható szervesanyag tartalomtól függően. A vizsgált talajmintákból 0,5 g-ot mértem be, mivel várható volt, hogy szervesanyag tartalmuk nem esik majd a magasabb kategóriába. Bemérés előtt a talajt 0,2 mm-es szitán átszitáltam.

Felhasznált anyagok: kénsavas dikálium-dikromát, desztillált víz, tömény foszforsav, vas-szulfát.

A talajhoz kénsavas dikálium-dikromátot (10 ml 1 N  $K_2Cr_2O_7$ , és 20 ml cc.  $H_2SO_4$ ) adtam, amely a talaj humusztartalmát, annak széntartalmát  $CO_2$ -dá oxidálta.



Az oxidáció során a  $Cr^{6+}$  (narancssárga színű)  $\rightarrow$   $Cr^{3+}$  (zöld színű) ionná redukálódik.

Az oxidáció lezajlása (mintegy fél óra) után a rendszerhez hozzáadtam:

100 ml desztillált vizet + 10 csepp tömény  $H_3PO_4$ -t + 3 csepp ferroin indikátort

Majd 0,5 N  $FeSO_4$ -tal megtitráltam a kapott oldatot, melynek során a szervesanyag roncsolásához fel nem használandó  $Cr^{6+}$  mennyiségét határoztam meg.



A titrálás végpontjában a ferroin indikátor foszforeszkáló kékeszöld színből barnás vörös színbe csap át.

A szerves szén mennyiségét az alábbi egyenlettel számoltam ki:

$$C_{org} \% = 10/s * (1-M/V) * 0,39$$

ahol „s” = a bemért talaj tömegével (g),

„M, = a talajra fogyott mérőoldat ( $FeSO_4$ ) mennyiségével (ml),

„V” = a vak oldatra fogyott mérőoldat ( $FeSO_4$ ) mennyiségével (ml) egyezik meg

(Nelson és Sommers, 1996).

#### **4. 3. 2. 2. Talajok vizes és kálium-kloridos pH-értékének meghatározása elektrometrián**

A **pH ( $H_2O$ )** mérés nemzetközi megállapodás szerint a talaj pH-ját szuszpenzióban mérjük. A szuszpenzióban előírt talaj/folyadék aránya hazánkban 1:2,5. A **pH (KCl)** mérés 1:2,5 talaj/1 n KCl arányú szuszpenzióból való pH-mérés. Ez az aktuális, vagy tényleges savanyúság. A mérés során 8 g talajhoz 20 ml kiforralt desztillált vizet, illetve 1 n KCl-ot adagoltam, a szuszpenziót jól összekevertem, majd 24 óráig sav- és lúgmentes helyiségben

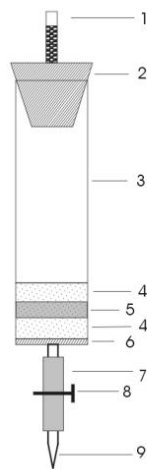


állni hagytam. Mérés előtt a szuszpenziót ismét megkevertem, majd elektrometriásan mértem a savanyúságát (Buzás, 1988).

#### 4. 3. 2. 3. Kationcsere-kapacitás módosított Mehlich eljárással

A módszer lényege az, hogy a talaj kicserélhető kationjait a talajban nem, vagy csak kis mennyiségben előforduló kationnal helyettesítjük. Első lépésben a talajt valamely kationnal telítjük, majd a második lépésben a talajban levő telítő kation mennyiségét határozzuk meg.

A kationnal való telítés menete a következő: 5 g légszáraz, 0,25 mm-es szitán átszitált, 10 g analitikai tisztaságú kvarchomokkal homogenizált talajt Schachtschabel-csőbe töltünk úgy, hogy alatta és felette is 10-10 g kvarchomokot rétegzünk a csőbe, a cső alján pedig egy Witte-féle lemezt helyezünk el, a 6. ábrán látható módon.



1. nátronmeszes üvegcső; 2. egyfuratos gumidugó; 3. Schachtschabel-üvegcső;
4. analitikai tisztaságú kvarchomok; 5. kvarchomok és talaj keveréke; 6. Witte-lemez;
7. gumicső; 8. Hoffmann-szorító; 9. kapillárisban végződő üvegcső.

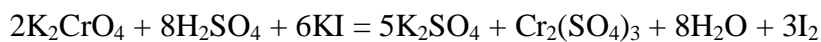
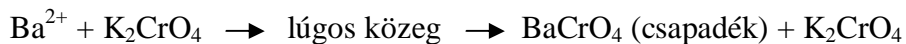
**6. ábra: A Schachtschabel-üvegcső**

A kicserélhető kationokat 100 ml A-oldattal (8,1 pH-értékre beállított, trietanolamin és 0,1 mólos  $\text{BaCl}_2$ -oldat 1:1 arányú keveréke), majd 25 ml B-oldattal (0,1 mólos  $\text{BaCl}_2$ ) kiszorítjuk a talajból. A 8,1-es pH azért fontos, mert ezen körülmények között érvényesül legkevésbé a szénsavas mész oldódásának zavaró hatása, valamint a kationcsere mértéke

függ a közeg pH-jától is. A talaj és a kicserélő oldat aránya 1:25. A csepegés mértékét, ami 4 órán át tart, a Hoffman-szorító szabályozza. Végül az oszlopot átmoszuk desztillált vízzel. Az átmosás a Cl<sup>-</sup>-reakció megszűnéséig történik, amit 1 %-os AgNO<sub>3</sub> oldattal ellenőrzzük.

A kationcsere meghatározásának menete a következő: 125 ml 0,1 mólos CaCl<sub>2</sub>-oldattal töltjük fel a Schachtschabel-csövet, a talaj-oldat arány 1:25, a kicserélés ideje 4 óra. Majd a talajt átmoszuk desztillált vízzel, a nyert oldatot felfogjuk 250 ml-es Erlenmeyer-lombikban és a lombikot jelig töltjük desztillált vízzel. Az oldatból 50 ml-t eltávolítunk, hogy legyen hely a meghatározáshoz szükséges vegyszereknek. A megmaradt oldatot cc. NH<sub>4</sub>OH-val meglúgosítjuk, 25 ml 0,066 mólos K<sub>2</sub>CrO<sub>4</sub>-ot adunk hozzá és jelig töltjük desztillált vízzel. 3 óras állás után leszűrjük. 50 ml-t kipipettázunk belőle, amihez azután 13 ml 10 %-os H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-at és 1 g szilárd KI-ot adunk. 5 percig sötét helyen állni hagyjuk, majd a kivált jódot 1 %-os keményítő indikátor jelenlétében 0,1 mólos Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> mérőoldattal megtitráljuk. A titrálás folyamán a sötét színű szüredék az átcsapási pontban színtelen-világoskék árnyalattal jelzi a végpontot.

A folyamat a következő reakcióegyenletekkel írható le:



A T-értéket a következő egyenlet segítségével adhatjuk meg:

$$T = 0,06667 * 125 * f * (a-b)$$

ahol a = az 50 ml vakoldatra fogyott Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> mérőoldat ml-einek száma,

b = 50 ml talajkivonatra fogyott Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> mérőoldat ml-einek száma,

0,06667 = 1 ml Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> mérőoldatnak megfelelő Ba<sup>2+</sup> mgeé,

f = a mérőoldat faktora,

125 = átszámítási faktor a 100 g talajra való átszámításhoz (Barczi et al., 1991).

#### **4. 3. 2. 4. A vízben oldható szén (WSC) és a vízben oldható szénhidrátok (WSChy) mennyiségének, valamint az enzimaktivitások meghatározása**

A vízben oldható szén (Water Soluble Carbon - WSC) mennyiségének meghatározását a Környezeti és Egészségügyi Kutató Centrumban (GSF – Neuherberg, Németország) Junko Akagi végezte (Nr. GOCE-CT-2003-505450). A talaj vizes szuszpenzióját rázás, centrifugálás, és szűrés (100  $\mu\text{m}$ ) után  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -tal oxidálták, majd 590 nm-en mérték az abszorbanciát (Garcia et al., 1997). A vízben oldható szénhidrátok (Water Soluble Carbohydrates - WSChy) meghatározását; valamint az enzimvizsgálatokat: dehidrogenáz, foszfatáz, ureáz, és  $\beta$ -glükózidáz aktivitás (Garcia et al., 1997) meghatározását Spanyolországban végezte el Felipe Bastida Lopez (CEBAS, Murcia)

#### **4. 3. 3. Az alkalmazott talajbiológiai módszerek, vizsgálatok bemutatása**

Vizsgálataim során az alábbi talajbiológiai paramétereket vizsgáltam:

- Különböző „stratégiákkal” rendelkező mikrobák részarányának megállapítása, mikrobák telepképző egységének száma (Colony Forming Units - CFU) ;
- Mikrobiális közösség genetikai diverzitása  
Denaturáló Gradiens Gélelektroforézis – DGGE (Muyzer és mtsi, 1993);
- Enzimaktivitások vizsgálata (dehidrogenáz, ureáz,  $\beta$ -glükózidáz, foszfatáz) (Garcia, 1997);
- Az ugróvillások közösségeinek vizsgálata ISO 23611 (2006 E) módszer segítségével;
  - Ugróvillások egyedszáma
  - Ugróvillás fajmeghatározás
  - Ugróvillások fajszáma
  - Epi- és eu-edafikus ugróvillások meghatározása
  - Shannon-diverzitás a Shannon-Weaver módszer alapján
  - Öko-morfológiai index (Parisi, 2005).
  - BSQ (indicator of biological soil quality) index (Parisi, 2005).
- Az atkák egyedszámának megállapítása;
- Földigiliszták egyedszáma.

### 4. 3. 3. 1. Különböző „stratégiákkal” rendelkező mikrobák részarányának megállapítása

A módszer a talajok degradációjának, termékenységének, környezeti stabilitásának a jellemzésére alkalmazható egyszerű eljárás (aktuális mikrobiológiai állapot). Azon az elven alapul, hogy a kedvező környezeti körülmények között a gyors szaporodású mikrobák részaránya magasabb, tartós természetes vagy antropogén „stressz-körülmények” között azonban a jobb túlélő képességgel rendelkező lassú szaporodású mikrobák jelenléte várható és igazolt. Viszonylag gyors eljárás és alap-mikrobiológiai felszereltséggel is megvalósítható.

A különféle „stratégiákkal” rendelkező mikrobák kitenyésztése különféle szelektív táplemezek felhasználásával történt. A módszer a talajok aktuális mikrobiológiai állapotát méri fel. Ez számos tényezőtől függ, így pl. a szezonalitástól, a vízellátottságtól, hőmérséklettől, a talajtulajdonságoktól, stb. Emiatt nagy szórás várható, és az eredmények értékeléséhez a különböző talajtulajdonsági értékekkel való korrelációs vizsgálatokra is szükség van (Anton, 2004).

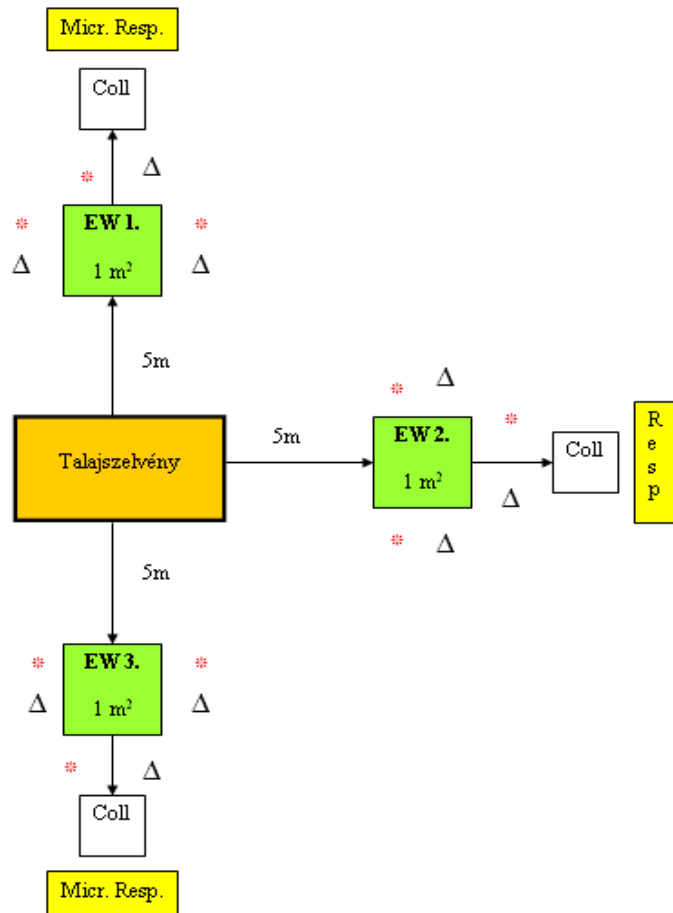
- **„r” stratégiák**, azaz az aerob heterotróf csíraszám: gyors szaporodású (r = rapid), nagy tápanyagigényű frakció, Nutrient táplemezen 48 órai inkubáció után a megfelelő talaj-hígításokból számuk meghatározható.
- **„k” stratégiák**, azaz az aerob oligotróf csíraszám: lassú szaporodású (k = konstans), kis tápanyagigényű frakció, 1/100-ad hígítású Nutrient táplemezek 7 napi inkubáció után a megfelelő talajhígításokból számunk meghatározható.
- **„l” stratégiák**, azaz az aerob spóráképző csíraszám: a környezeti körülmények kedvezőtlené válása esetén túlélőképességgel (l = living) rendelkező mikrobák, Nutrient táptalajon a megfelelő talajhígítás 10 percig vízfürdőben történő 80 °C-os hőkezelése után 4 napi inkubáció után telepeik számolhatóak és 1 g száraz talajra vonatkoztathatók (Anton, 2004).

### **4. 3. 3. 2. Mikrobiális közösség genetikai diverzitása**

Molekuláris genetikai vizsgálati módszerek átfogó képet adnak egy mikrobiális közösség genetikai diverzitásáról. A vizsgálat során a cél az volt, hogy megállapítsuk a mintákból a mikrobiális közösség genetikai diverzitását. Ehhez a Denaturáló Gradiens Gélelektroforézis – DGGE molekuláris genetikai vizsgálati módszert alkalmaztuk, majd a Shannon-Wiener diverzitás indexet számoltuk. Muyzer, (1993) két primert használt: P1 (forward) 5'-CCTACGGGAGGCAGCAG-3' és P2(reverse) 5'-ATTACCGCGGCTGCTGG-3'. a Denaturáló Gradiens Gélelektroforézis – DGGE eredményei a Molecular Analyst szoftverrel kerültek kielemzésre, a Shannon-Wiener(SW) diverzitás indexet (H) a következőképpen számoltuk:  $H' = C/N(N \log N - \sum ni \log ni)$  ahol  $C = 2.3$ ,  $N = \text{DNS-sávok teljes intenzitása}$ ,  $ni = \text{ith sávok intenzitása}$ .

### **4. 3. 3. 3. Az ISO (ugróvillások, földigiliszták, mikrobiális talajlégzés) módszer tesztelése**

Az ENVASSO projekt keretén belül a Szent István Egyetem Józsefmajori Tangazdasága volt a magyarországi teszterület, ahol a projekt során kiválasztott indikátorokat, módszereket, gyakorlati alkalmazhatóságukat teszteltük. Az ENVASSO projekt során kiválasztott három fő biológiai indikátor az ugróvillások egyedszáma, faji összetétele, a földigiliszták egyedszáma, és a mikrobiális talajlégzés. Az 1. számú józsefmajori kísérlet leírásánál bemutatott négy szelvény körül történt mintavételezés az ISO módszer szerint ugróvillások, földigiliszták és mikrobiális respiráció, továbbá a szervesanyag tartalom és a térfogattömeg vizsgálatához. A 7. ábra mutatja a mintavételezés módját. A négy talajszelvény főfalától 5-5 m-re vettük a mintákat a különböző paraméterek vizsgálatára.

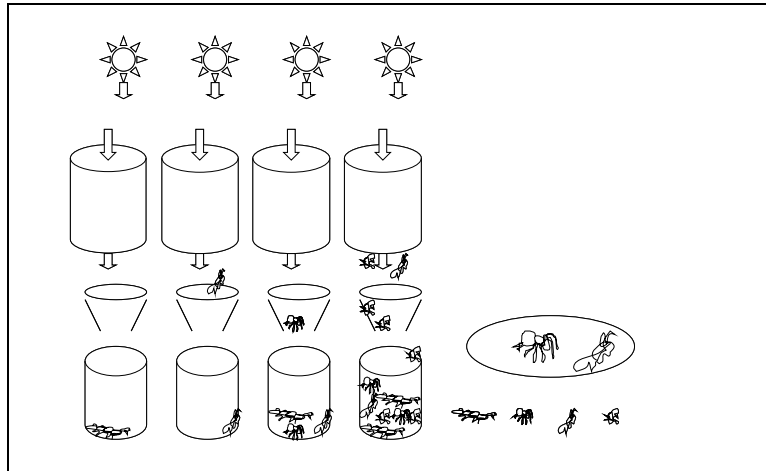


**7. ábra: Mintázás: földigiliszta, collembola, mikrobiális talajlégzés, szervesanyag, térfogattömeg és nedvességtartalom vizsgálatára. (Forrás: Simon B.)**

$\Delta$ : Térfogattömeg ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ) \* :Szerves anyag (%), EW: Földigiliszták mintavétele, Coll: Ugróvillások mintavétele, Micr.Resp: Mikrobiális respiráció (talajlégzés)

#### 4. 3. 3. 4. Az ugróvillások közösségeinek vizsgálata

Egy-egy mintavételi helyen négy pontról történt mintavételezés 8 cm átmérőjű műanyag hengerekbe, a talaj felső 10 cm-es rétegéből, vegetációval együtt. A mintákat a laboratóriumban módosított Tullgren futtatóba (8., 9. ábra) helyeztem az ugróvillások kinyerésére az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetében. A futtatás elve, hogy a mintákat felülről fűtjük, alulról hűtjük, hogy biztosítsuk a talaj kiszáradását, illetve az ugróvillások lefelé vándorlását. Az ugróvillások tölcseren keresztül egy alkoholt tartalmazó felfogó edénybe esnek (Coleman et al., 2004) (8., 9. ábra).



**8. ábra: A Tullgren futtató sematikus rajza.**



**9. ábra: Módosított Tullgren futtató. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet  
(Fotó: Simon Barbara)**

Collembola fajmeghatározás:

Az ugróvillások fajszerű meghatározásában a talajzoológiai vizsgálatoknál szokásos eljárás gyakorlatát követtem (Gisin, 1960; Mari Mutt, 1980; Loksa és Bogojevic, 1967). A fajszerű határozásban Dr. Traser György (Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar) és Dr. Dombos Miklós (Magyar Tudományos Akadémia, Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet, GIS Labor) volt segítségemre.

### 4. 3. 3. 5. Földgiliszták vizsgálata

A földgiliszta egyedszám és fajösszetétel vizsgálatához a terepi mintázást az ENVASSO által javasolt módszertan (ENVASSO Procedures & Protocols, 2008), illetve az ISO módszer (ISO-23611-1:2006) szerint végeztük minimális módosítással (Simon, 2011). A formalinos kiöntést és a kézi válogatást kombinálva alkalmaztuk, három ismétlésben. A talajszelvények fő falától 5 méterre három irányban kijelöltünk 1-1 m<sup>2</sup>-t, a formalinos kiöntés számára. A vegetáció eltávolítása után két részletben (2 x 10 liter), negyed órás eltéréssel egyenletesen kijuttattuk a területre a híg, 0,2%-os formalinos oldatot, majd csipesszel begyűjtöttük a felszínen megjelenő földgilisztákat. Miután eltelt negyed óra a második formalinos kezelés után, az 1 m<sup>2</sup>-es terület közepén kijelöltünk egy 25 x 25 x 25 cm-es talajszeletet, nejlonzacskóra kitermeltük a talajt, s elvégeztük a kézi válogatást. A földgilisztákat 70%-os etanol tartalmazó műanyag palackokba helyeztük (külön a formalinos és a kézi gyűjtést).

A földgilisztákat minimum fél, maximum 24 óra eltelté után áthelyeztük két hétre 4%-os formalinba fixálás céljából. A két hetes fixálás eltelté után a végleges tartósítás 70%-os etanolban történt. A földgiliszták fajmeghatározását „A magyarországi földgilisztafajok (*Lumbricidae*) határozókulcsa” alapján (Csuzdi, 2007) Dr. Csuzdi Csaba és Marosfalvi Zsófia végezték mikroszkóp segítségével tízszeres nagyításon, elsősorban a giliszták külső morfológiai bélyegei alapján.



## 4. 3. 4. Adatfeldolgozás

### 4. 3. 4. 1. Statisztikai eljárás

A kapott adatok elemzését ANOVA-val és regresszió analízissel, illetve Kruskal-Wallis és LSD teszt alkalmazásával végeztem SPSS 14.0 és Statistica programokkal.

A statisztikai vizsgálatokat SPSS 14.0 és a STATISTICA 7.0 for windows programcsomagokkal végeztem el. A mérési eredmények összehasonlítását varianciaanalízissel (one-way ANOVA, LSD, Kruskal-Wallis módszerek alkalmazásával), 95%-os konfidencia intervallumon határoztam meg. Az eredményeket Box-Plot ábrákon ábrázoltam. A különböző paraméterek összehasonlítására Pearson-féle lineáris korrelációt végeztem. Meghatároztam a korrelációs együtthatókat (r), amelyek alkalmasak arra, hogy két tényező között megállapítsuk a kapcsolat szorosságát (Szűcs, 2004) és így kifejezik a talaj fizikai, kémiai, biológiai paraméterek kapcsolatainak szorosságát is, illetve a különböző módszerekkel mért eredmények közötti kapcsolatot.

### 4. 3. 4. 2. Diverzitás vizsgálata

#### *Shannon-Wiener-képlet*

A diverzitás legismertebb mérőszáma, a Shannon vagy Shannon-Wiener index (Shannon és Weaver 1949, 1986):

$$H(S) = -\sum_{i=1}^S P_i \log P_i$$

Ezt a nagyon híressé vált formulát Shannon az üzenetek információtartalmának mérésére fejlesztette ki és ebben fontos tanácsokat kapott korábbi főnökétől, a sci-fi íróként is ismert tudós Wienertől. Az indexet Weaverrel közösen írt, magyarul is megjelent munkájukban publikálták. Az entrópia mérésének ugyancsak elterjedt módszere. Shannon 1948-ban tette közzé a képlet elődjét (Shannon, 1948), melyet az információtechnológiában alkalmazott. A rendszer a vizsgált élőhely, állapotai az egyes fajok és a fajok előfordulásának valószínűségével számolunk (ami a faj egyedszáma viszonyítva az összes egyedszámhoz).

A diverzitás minimuma 0, maximuma pedig a fajszámtól függ. A természetes életközösségekben az 5 feletti diverzitásértékek már nagyon ritkák (Begon, 2005).

### ***Egyenletesség***

Mivel a diverzitás akkor a legnagyobb, ha egy közösség minden faja egyformán abundáns, az egyenletességet kifejezheti a megfigyelt diverzitás és az adott fajszám mellett elérhető maximális diverzitás összehasonlítása.

Az index egy módosított változata figyelembe veszi a diverzitás lehetséges maximum ( $D_{\max}$ ) és minimum ( $D_{\min}$ ) értékeit is

$$E_H = \frac{D - D_{\min}}{D_{\max} - D_{\min}}$$

Ha például a Shannon-Wiener indexet használjuk,  $D_{\min} = 0$ ,  $D_{\max} = \log(S)$ , ahol  $S$  az össz. fajszám, így:  $E_H = \frac{H}{\log S}$

(Begon, 1996)

### **4. 3. 4. 3. A BSQ Index**

A BSQ (indicator of biological soil quality) index egy új indikációs módszernek tekinthető. A talaj minőségének jellemzésére használható. A talajlakó rovarok, köztük az ugróvillások is érzékenyen reagálnak a talajban bekövetkező változásokra. A fajszintű meghatározása ezeknek az élőlényeknek igen bonyolult és nagy szakértelmet igényel. A BSQ index kidolgozása során az volt a cél, hogy egy viszonylag egyszerű módszerrel a talajállatok összetételéről és emellett azok funkciójáról is képet kaphassunk kifejezve a talaj minőségét, biológiai állapotát (Parisi et al, 2005). A BSQ index kiszámolható talajlakó rovarokra. Ez esetben BSQ-ar (ar: arthropoda) elnevezéssel illetjük. Amennyiben csak ugróvillásokkal számolunk, BSQ-c (c: Collembola) az elnevezés.

A módszer elve (BSQ-c) az, hogy a különböző ugróvillás fajok eltérő talajköznyezetet kedvelnek, és ez morfológiai bélyegeikben is felismerhető, akár fajszintű meghatározás nélkül is, ami egyszerűbbé teszi az index megállapítását. Lényege az, hogy az eu-edafikus fajok arányát mérjük, azaz a valódi talajlakó életmódhoz adaptálódott fajok száma csökken a degradációnál. A különböző talajköznyezetben előforduló ugróvillások morfológiai bélyegei

is eltérőek pl.: csáp, szőrök hossza, jelenléte vagy hiánya, pigmentáltság mértéke, stb. Ez alapján úgynevezett morfortípusok állapíthatók meg, melyet „ökomorfológiai index” (EMI – Eco-morphological-index) névvel illetünk. Tehát először a mintában talált morfortípusok kerülnek meghatározásra, – megkapva egy értékszámot, az EMI pontot - majd ezek összegzése adja a BSQ-c indexet. Az EMI pontok kalkulációjának fejlesztett sémája a 10. ábrán látható. A tisztán talaj felszínén élő ugróvillások alacsony pontértéket kapnak, mivel az ő létük kevésbé függ a talaj minőségétől összehasonlítva olyan fajokkal vagy formákkal, melyek a talajkörnyezetben nagyobb mértékben alkalmazkodtak. A tisztán talajlakó formák kapják a legmagasabb pontértéket, mivel az ő létfeltételük függ leginkább a talaj minőségétől. Így látható, hogy a BSQ-c index kalkulációjához csupán hét morfortípus elkülönítésére van szükség, amely lényegesen egyszerűbb, mint a fajszintű meghatározás. Vizsgálataim során a meghatározott fajok a hét morfortípusba történő besorolással EMI pontszámot kaptak, majd ebből történt a BSQ-c index megállapítása. Az index korrigálható az adott morfortípus egyedszámával is (egyedszámmal módosított BSQ-c), amely plusz információt jelent.

<b>Egyszerűsített séma az ugróvillások EMI kalkulációjához</b>		EMI pont
1.	Tisztán föld feletti forma: közepes ill. nagy testméret, összetett pigmentáltság, hosszú, jól fejlett (test)függelékek, jól fejlett látószervek	<b>1</b>
2.	Föld feletti forma, jelenlétükhöz nem feltétel füves, bokros, fás vegetáció jelenléte, jól fejlett látószervek	<b>2</b>
3.	Kicsi méret, ált. alomban, mérsékelt pigmentáció, átlagos hosszúságú függelékek, fejlett látószervek	<b>4</b>
4.	Köztes (Hemi-edaphic) forma még fejlett látószervek, nem meghosszabbodott függelékek, pigmentált kutikula	<b>6</b>
5.	Köztes (Hemi-edaphic) forma redukált számú ommatidia, alig fejlett függelékek, gyakran rövid vagy hiányzó ugróvilla	<b>8</b>
6.	Talajlakó forma: pigmentáltság hiánya, redukált v. hiányzó ommatidia, redukált ugróvilla	<b>10</b>
7.	Tisztán talajlakó: pigmentáltság nincs, ugróvilla hiányzik, rövid függelékek, tipikus struktúrák jelenléte pl. pseudo oculi stb.	<b>20</b>

**10. ábra: Különböző morfortípusok leírása az ökomorfológiai index megállapításához**



## 5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A következő fejezetben bemutatom a két mintaterületen folytatott terepi vizsgálatok eredményeit:

- Eróziós katéna - szántó föld - Szent István Egyetem Józsefmajori Tangazdasága
- Szántó föld – talajjavítás hatásvizsgálat - Nyíregyháza (DE AGTC KIT)

A fent említett különböző területekről származó mintákon fizikai, kémiai, biokémiai, és biológiai vizsgálatokat végeztem arra keresve a választ, hogy a talajdegradáció során, hogyan változnak a különböző talajtulajdonságok, illetve a talajban élő élőlény közösségek skatúrális összetétele hogyan változik ennek függvényében.

### 5.1. Eróziós katéna vizsgálat (Józsefmajor)

#### 5. 1. 1. A Józsefmajorban feltárt négy talajszelvény laboratóriumi adatai és talajtani besorolásai

Az **első talajszelvény nem erodált (NE)**, amely a referencia területen helyezkedik el egy nagyon jó minőségű, mély humuszszinttel jellemezhető *mészlepedékes mezősegi talaj*. Szervesanyag tartalma a felső szintekben 3 és 4% közé esik. Emellett kationcsere-kapacitás (T-érték) és pH értékei is nagyon kedvezőek. (2. táblázat). Magyar talajosztályozási rendszer szerinti besorolása: *mészlepedékes mezősegi talaj*; World Reference Base for Soil Resources (WRB) szerint: *Vermi-Endocalcic Chernozem*; Classification Soil Taxonomy (ST) szerint: *Pachic Vermiuustoll*

**2. táblázat: Nem erodált (NE), plató helyzetű szelvény laboratóriumi adatai (Mészlepedékes mezősegi talaj)**

Genetikai szint	Mélység cm	SZA %	CaCO <sub>3</sub> %	T-érték cmol kg <sup>-1</sup>	pH H <sub>2</sub> O	Agyag %	Térfogattömeg g cm <sup>-3</sup>
Ap	0-30	3,8	0	30	6,1	36	1,4
2A	30-65	3,1	0	29	6,9	37	1,3
B	65-90	0,86	0	19	7,1	33	1,3
Ck	90-160	0,68	26	14	8,1	34	1,2

A **második szelvény kismértékben erodált (LE) mészlepedékes mezősegi talaj**. Az erodáltság, illetve a kismértékű degradáció tényét a kapott talajadatok is alátámasztják. A humuszos szint mélysége és a szervesanyag tartalom is jelentősen kisebb a referenciaterülethez képest. Ez megnyilvánul a többi talajparaméterben is, különösen a termékenységet kifejező talajtulajdonságoknál (Pl.: kationcsere-kapacitás). Alapvetően még ez a talaj is igen kedvező termékenységi mutatókkal rendelkezik (3. táblázat).

**3. táblázat: Kismértékben erodált (LE), a lejtő középső részét reprezentáló szelvény laboratóriumi adatai (mészlepedékes mezősegi talaj)**

Genetikai szint	Mélység cm	SZA %	CaCO <sub>3</sub> %	T-érték cmol kg <sup>-1</sup>	pH H <sub>2</sub> O	Agyag %	Térfogattömeg g cm <sup>-3</sup>
Ap	0-30	2,58	0	28	6,1	32	1,5
B	30-50	2,75	0	30	6,9	37	1,3
Ck	50-90	0,86	9	18	7,13	32	1,3

A **harmadik szelvény (HE) egy erózióknak nagymértékben kitett területen került föltárásra**. Talajtípusát tekintve *földeskopár*. A mért adatok kifejezik a termékenységgel összefüggő talajfunkciók leromlását, a talajdegradációt. A leírt genetikai talajszintek alacsony szervesanyag tartalommal jellemezhetők (0,86 és 0,17%). A felső Ap szint CaCO<sub>3</sub> tartalma sokkal magasabb a többi szelvény ugyanazon szintjével összehasonlítva, mivel a CaCO<sub>3</sub>-ban gazdag talajképző kőzet közelebb került a felszínhez, az erózió miatti folyamatos pusztulás következtében 4. táblázat.

**4. táblázat: Nagymértékben erodált (HE), a lejtő alját reprezentáló szelvény laboratóriumi adatai (földeskopár)**

Genetikai szint	Mélység cm	SZA %	CaCO <sub>3</sub> %	T-érték cmol kg <sup>-1</sup>	pH H <sub>2</sub> O	Agyag %	Térfogattömeg g cm <sup>-3</sup>
Ap	0-40	0,86	9	24	7,1	36,4	1,3
Ck	40-60	0,17	21	27	7,9	38,2	1,3

A **negyedik talajszelvény (AP) a felhalmozódási területen található**. A jelenlegi magyar talajosztályozási rendszer szerint *mezősegi területek lejtőhordaléka* névvel illetjük.

Itt található a legmagasabb szervesanyag tartalom a négy szelvény közül. A 5. táblázatban látható eredmények mutatják, hogy ez a talaj, termékenységi mutatóit tekintve felülmúlja az előző talajokat.

**5. táblázat: A felhalmozódási területet (AP) reprezentáló szelvény laboratóriumi adatai (mezősegi területek lejtőhordaléka)**

<i>Genetikai szint</i>	<i>Mélység cm</i>	<i>SZA %</i>	<i>CaCO<sub>3</sub> %</i>	<i>T-érték cmol kg<sup>-1</sup></i>	<i>pH H<sub>2</sub>O</i>	<i>Agyag %</i>	<i>Térfogattömeg g cm<sup>-3</sup></i>
Ap	0-20	4,3	2	40	7,6	30,9	1,19
2A	20-80	2,75	3	34,2	7,8	35,1	1,43
3A	80-120	1,67	8	29,2	8,1	35,7	1,51
4A	120-130	0,8	28	28,3	8,6	44,5	1,48
5Ck	130-	0,39	17	15,8	8,6	29,0	1,51

### **5. 1. 2. A Józsefmajor katéna területén feltárt négy talajszelvény feltalajának laboratóriumi vizsgálati eredményei**

A Józsefmajor eróziós katéna feltalajának laboratóriumi vizsgálati eredményei a 6. táblázatban láthatók. A humuszos szint mélysége a várakozásnak megfelelően a nem erodált szelvény esetében (NE) volt a legnagyobb (90 cm), majd 40 cm illetve 10 cm volt a kismértékben (LE), illetve a nagymértékben erodált területeken (HE) (lásd 4. ábra a módszerekből, 29. o.). A felhalmozódási területen (AP) 80 cm volt a humuszos szint mélysége. A szervesanyag és a kationcsere-kapacitás értéke (T-érték) csökkenő tendenciát mutatott az erózió fokozódásával. Mindkét paraméter esetén a legkisebb értéket a nagymértékben erodált területen (HE) (SZA: 0,5%; T-érték: 24 cmol/kg), míg a legnagyobb értéket a felhalmozódási területen (AP) mértük. A vízben oldható szénfrakció (WSC) hasonló képet mutatott. A CaCO<sub>3</sub> tartalom, a nagymértékben erodált területen (HE) volt kiugróan a legmagasabb, mivel a CaCO<sub>3</sub>-ban gazdag talajképző kőzet a felszínhez közel került. A vízben oldható szénhidrát frakció (WSCh) értéke, amely könnyen felvehető tápanyagot jelenthet a mikroorganizmusok számára az erodált területen volt a legmagasabb. Kisebb ureáz (0,49 μmols) és β-glükozidáz (12,44 μmols) aktivitást mértünk a nagymértékben erodált területen (HE), amely arra utal, hogy kisebb a biológiai aktivitás ezen az erodáltsági fokon. A feltalaj fizikai félesége (Textúra) mindegyik terület esetén agyagos vályog. A térfogattömeg (BD)

értéke a kismértékben erodált területen volt a legnagyobb ( $1,5 \text{ g/cm}^3$ ). A nem erodált (NE) és kismértékben erodált (LE) területen a talaj térfogattömeg értéke magasabb volt. Ezeken a területeken a talaj adottságai kedvezőbbek a mezőgazdasági termelésre, azonban itt eketalpréteget is találhatunk, mely magyarázatot adhat a magasabb térfogattömeg értékre. Ebben az esetben az adatok egy-egy szelvényre vonatkoznak, ezért itt ismétlés nem volt és ebből adódóan statisztikai tesztet nem végeztem.

**6. táblázat: A józsefmajori eróziós katéna feltalajának laboratóriumi vizsgálati eredményei**

Szelvény Felső szint	DH cm	SZA %	WSC ppm	WSCh ppm	CaCO <sub>3</sub> %	T-érték cmol kg <sup>-1</sup>	pH	Ure μmols	β-Gl μmols	Textúra	BD g cm <sup>-3</sup>
NE	90	2,2	106,2	2,1	0	30	6,1	0,75	21,14	a. v.	1,4
LE	40	1,5	103,6	1,4	0	28	6,1	0,66	17,20	a. v.	1,5
HE	10	<b>0,5</b>	95,5	7,6	12	<b>24</b>	7,1	<b>0,49</b>	<b>12,44</b>	a. v.	1,3
AP	80	2,5	119,2	6,4	2	40	7,6	1,28	35,61	a. v.	1,2

DH- Humuszos szint mélysége (depth of humus layer) SZA – Szerves anyag (SOM), WSC – Vízben oldható szén (Water Soluble Carbon (ppm)), WSCh – Vízben oldható szénhidrátok (Water Soluble Carbohydrates(ppm)), Ure – Ureáz aktivitás (μmols N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/g.h), β-Gl – β-Glükózidáz aktivitás (μmols PNF/g.h, T-érték/CEC– Kationcsere Kapacitás (Cation Exchange Capacity), BD – Térfogattümeg (Bulk Density), a. v.- Agyagos vályog, NE – Nem erodált (No Erosion), LE – Kismértékben erodált (Low Erosion), HE – Nagymértékben erodált (High Erosion), AP – Felhalmozódási terület (Accumulated Profile)

### 5. 1. 3. Erózió

A négy feltárt szelvény által jellemzett területen az éves talajveszteség a 7. táblázatban látható módon alakul. Az erózió ténye és alakulása a szelvények leírásánál, a talajszenetek elkülönítésénél érzékelhető volt. Ezt a négy különböző terület talajveszteségi értéke is jól szemlélteti. A nem erodált területen 5,6 t/ha éves eróziós talajveszteség tapasztalható, míg a nagymértékben erodált területen ez az érték 37,4 t/ha/év (INDEX, 2003).

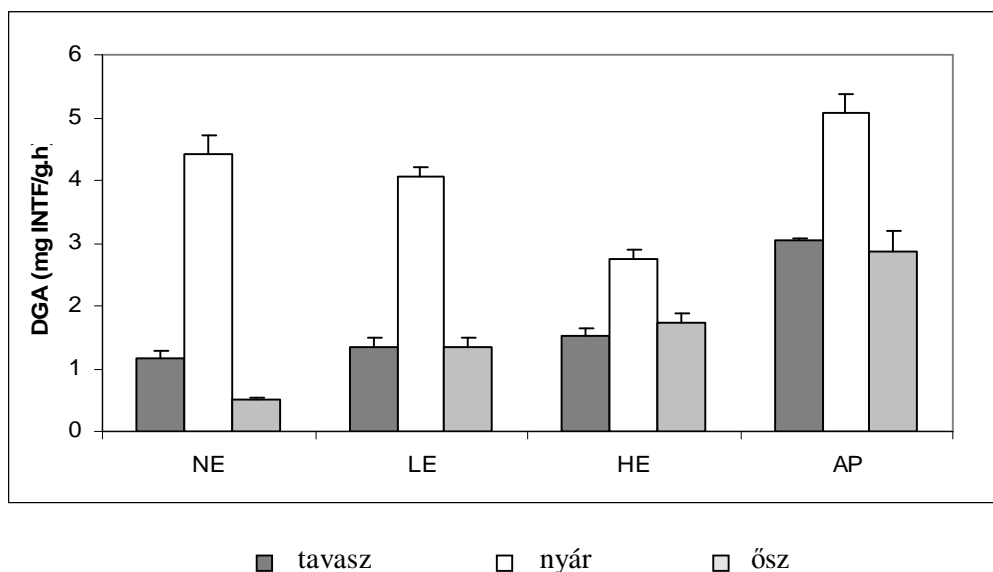
**7. táblázat: A vizsgált mintavételi helyek éves talajvesztesége**

<i>Topográfiai elhelyezkedés</i>	<i>Erózió t/ha/év</i>
Nem erodált (NE)	5,6
Kismértékben erodált (LE)	6,5
Nagymértékben Erodált (HE)	37,4
Felhalmozódási Terület (AP)	0



#### 5. 1. 4. A Józsefmajorban feltárt négy talajszelvény biokémiai vizsgálatainak eredményei

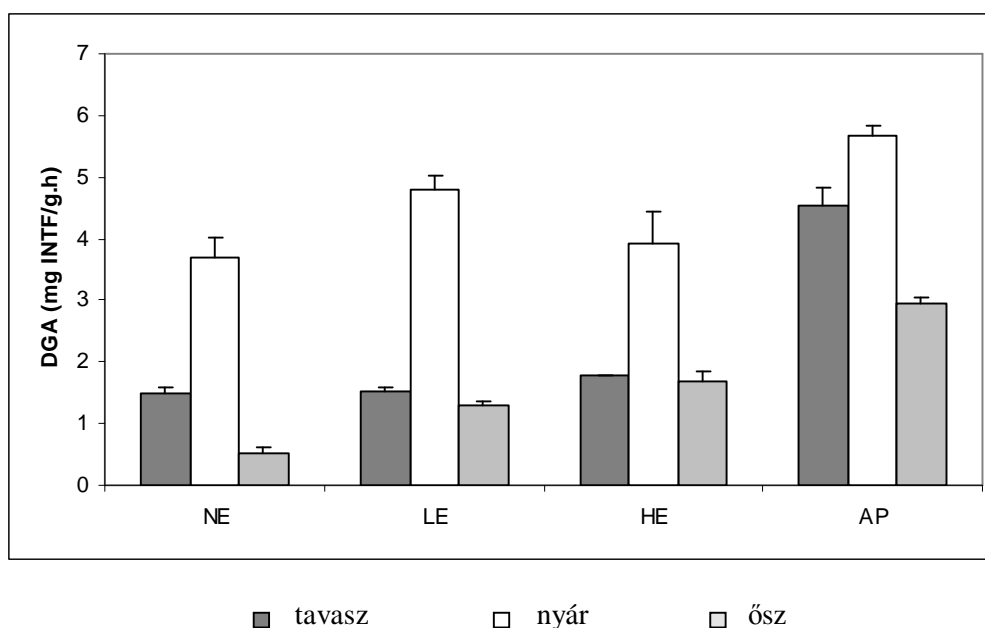
Az 11. ábra a 2004 tavaszi, nyári és őszi mintavételezésből származó eredményeket mutatja a *dehidrogenáz enzim* esetében. Látható, hogy a nyári időszakban jóval nagyobb a dehidrogenáz aktivitás a tavaszi és őszi mintákhoz képest, ugyanakkor a felvételi pontok között a tavaszi és őszi mintázat mutat hasonlóságot. A nagymértékben erodált területen tapasztaltam a legkisebb aktivitást a nyári mintavételezés esetén (2,75 mg INTF/g ( $\pm 0,15$ )). Ez az érték felhalmozódási területen volt a legmagasabb mindhárom évszakban (tavasz: 3,05; nyár: 5,08 ( $\pm 0,29$ ); őszi: 2,87 ( $\pm 0,32$ )). A fiziko-kémiai paraméterek által jellemzett degradáltsági mintázatot a nyári felvételezés mutatta leginkább, miszerint a növekvő erózió csökkenő dehidrogenáz aktivitással jár (11. ábra). A 2005-os mintavételezés eredményei a 12. ábrán láthatók. Ebben az esetben is a nyári mintavételezés esetén tapasztaltam legmagasabb dehidrogenáz enzim aktivitásokat (NE: 3,69 ( $\pm 0,32$ ); LE: 4,69 ( $\pm 0,24$ ); HE: 3,91 ( $\pm 0,54$ ); AP: 5,66 ( $\pm 0,18$ )). A felhalmozódási szint enzimaktivitásai itt is elkülönültek a többi szelvényétől.



**11. ábra: A dehidrogenáz enzim aktivitása az eróziós katénában (2004)**

(NE: Nem erodált; LE: Kismértékben erodált; HE: Nagymértékben erodált;

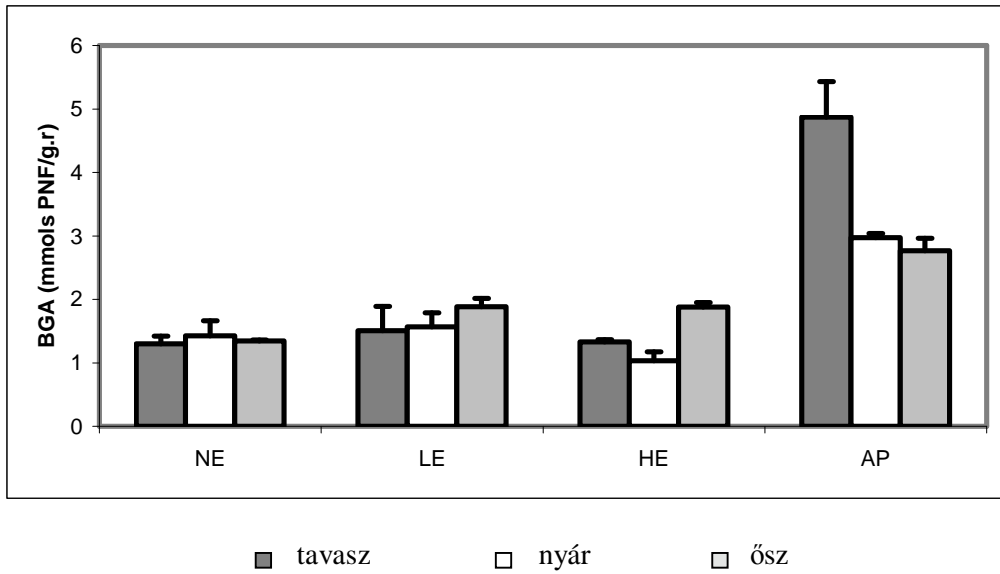
AP: Felhalmozódási terület)



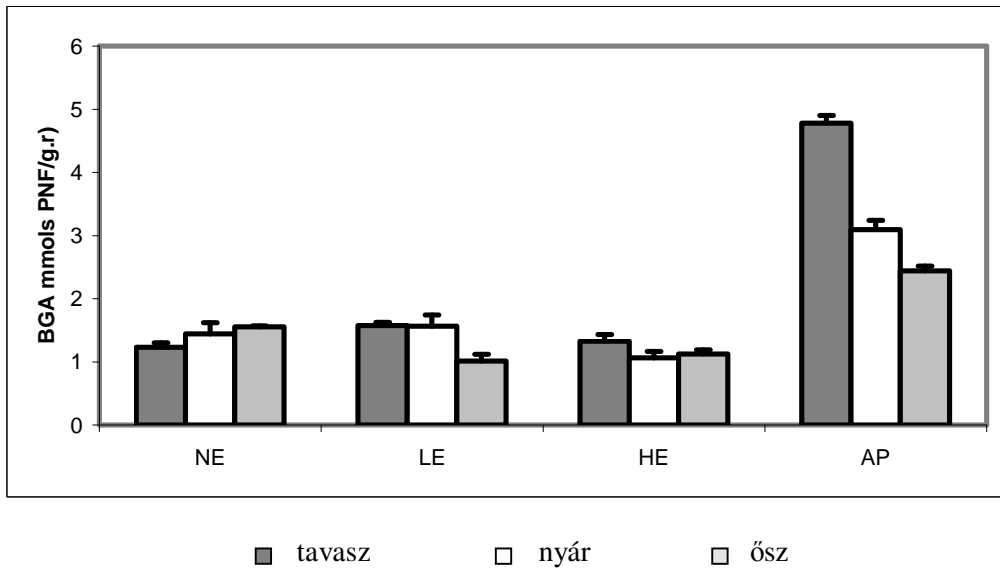
**12. ábra: A dehidrogenáz enzim aktivitása az eróziós katénában (2005)**

(NE: Nem erodált; LE: Kismértékben erodált; HE: Nagymértékben erodált;  
AP: Felhalmozódási terület)

A  $\beta$ -glükózidáz a  $\beta$ -glükozidek hidrolízisét katalizálja. A C-ciklusban játszik szerepet és indikálja a talaj potenciális kapacitását a szervesanyag lebontó képesség szempontjából. A  $\beta$ -glükózidáz enzim aktivitásának vizsgálata során nem tapasztaltam olyan nagymértékű szezonális eltéréseket, mint a dehidrogenáz enzim aktivitás esetén és a 2004, valamint a 2005-ös mintavételezés eredményei nagyon hasonlóan bizonyultak. A tavaszi és a nyári mintavételezésnél a nagymértékben erodált területen kaptuk a legalacsonyabb értékeket, a felhalmozódási helyen pedig a legmagasabbakat. Az őszi időszak  $\beta$ -glükózidáz enzim aktivitása a nem erodált területen nem a várt eredményt adta. Azonban itt is a felhalmozódási terület mutatta a legmagasabb aktivitást (13., 14. ábra). A felhalmozódási terület enzimaktivitásai 2004-ben (tavasz: 4,87 mg INTF/g.h ( $\pm 0,56$ ); nyár: 2,97 ( $\pm 0,07$ ); ősz: 2,77 ( $\pm 0,19$ )) és 2005-ben (tavasz: 4,78 ( $\pm 0,12$ ); nyár: 3,09 ( $\pm 0,15$ ); ősz: 2,44 ( $\pm 0,75$ )) is mindhárom évszak esetén szignifikánsan eltért a többi terület értékeitől.

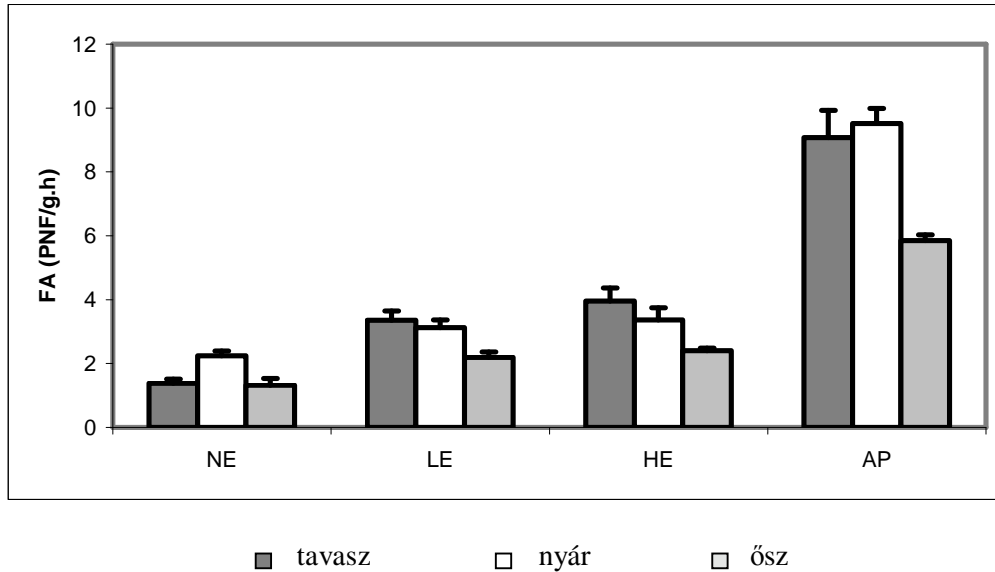


13. ábra: A  $\beta$ -glükozidáz enzim aktivitása az eróziós katénában (2004)

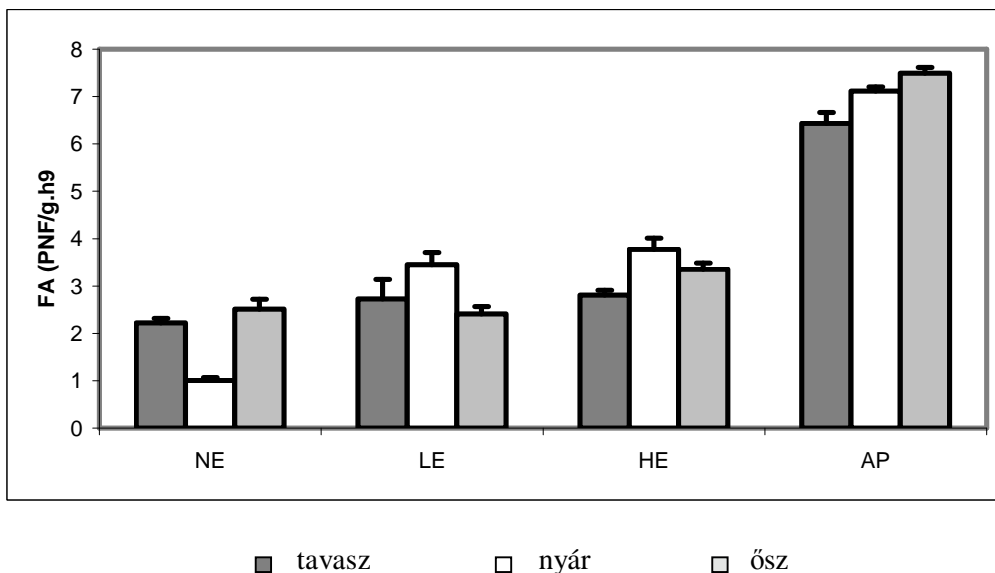


14. ábra: A  $\beta$ -glükozidáz enzim aktivitása az eróziós katénában (2005)

A *foszfatáz* a szerves foszfor mineralizációját katalizáló extracelluláris enzim, mely baktériumokból, gombákból, protozoákból, vagy gyökerekből származik. A foszfatázaktivitás nagyságrendjét egyesek a talaj szervesfoszfor-készletének nagyságával egyenesen arányosnak találták, mások ezt cáfolták. A foszfatáz enzim aktivitás a felhalmozódási területen bizonyult a legnagyobbknak 2004 és 2005 mindhárom évszaka esetén (2004 tavasz: 9,08 mmols PNF/g.r ( $\pm 0,85$ ); nyár: 9,52 ( $\pm 0,47$ ); ősz: 5,85 ( $\pm 0,18$ ); 2005 tavasz: 6,44 ( $\pm 0,22$ ); nyár: 7,12 ( $\pm 0,08$ ); ősz: 7,49 ( $\pm 0,12$ )) (15. és 16. ábra).



15. ábra: A *foszfatáz* enzim szezonális aktivitása az eróziós katinában (2004)

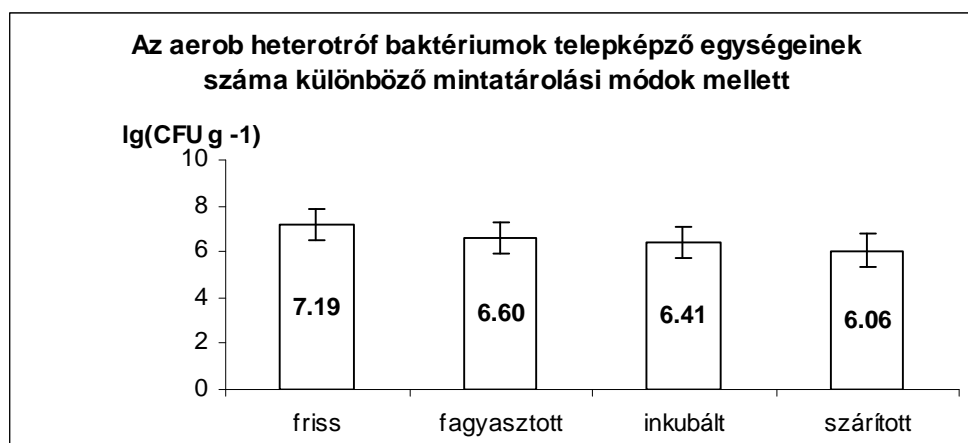


16. ábra: A *foszfatáz* enzim szezonális aktivitása az eróziós katinában (2005)

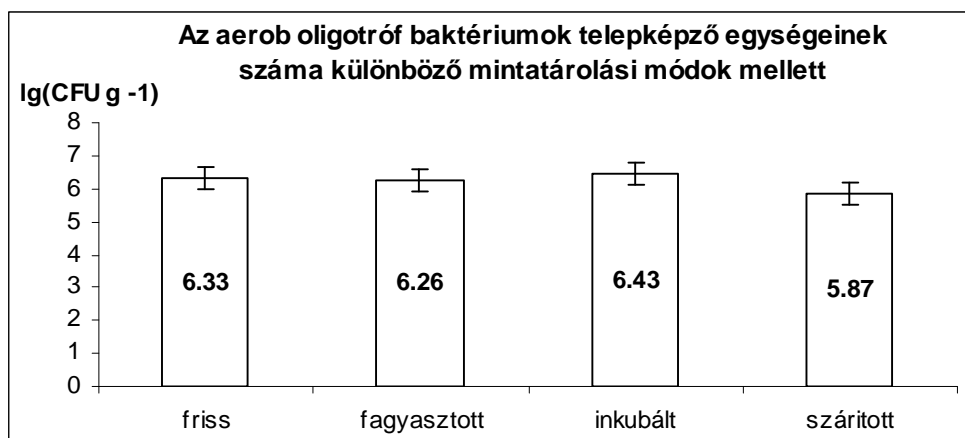
Az általam vizsgált enzim aktivitásokkal kapcsolatban konklúzióként megállapítható, hogy a felhalmozódási szint mindig elkülönült a többi három szelvénytől, függetlenül a mintavételezés idejétől. Azonban a három eróziós szint között az enzimaktivitásból biológiai degradációt nem lehet kimutatni. Ennek oka lehet, egyrészt az időbeli és térbeli ismétlések alacsony száma, amit az enzimaktivitás időbeli magas változatossága tesz szükségessé, másrészt feltételezhető, hogy a feltalaj adott térfogatra eső enzimaktivitása tényleg nem csökkent az erózióval.

### 5. 1. 2. Vizsgálat a különböző mikrobiológiai mintatárolási módokról

Mielőtt összehasonlítottam a különböző mértékben erodált területek különböző stratégiájú baktériumainak számát, elvégeztem egy elővizsgálatot a minták tárolására vonatkozóan. Azt vizsgáltam, hogy mennyiben lesz azonos, vagy különböző a mikrobák telepképző egységeinek száma friss, fagyasztott, inkubált és szárítással tárolt, ugyanabból a mintából történő kitenyésztés esetén. A 17. és 18. ábra jól szemlélteti a különböző mintatárolási technikák hatékonyságát, mivel mindegyik esetben a friss, fagyasztott, inkubált és szárított mintákból hasonló eredményeket kaptam, szignifikáns különbség nem volt.



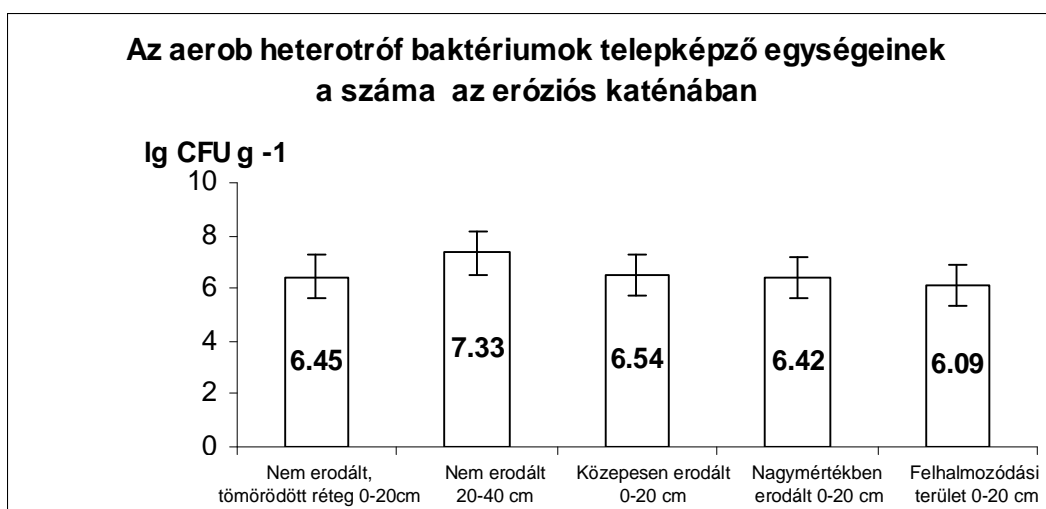
17. ábra: Aerob heterotróf baktériumok száma különböző kezelést kapott mintákból



18. ábra: Aerob oligotróf baktériumok száma különböző kezelést kapott mintákból

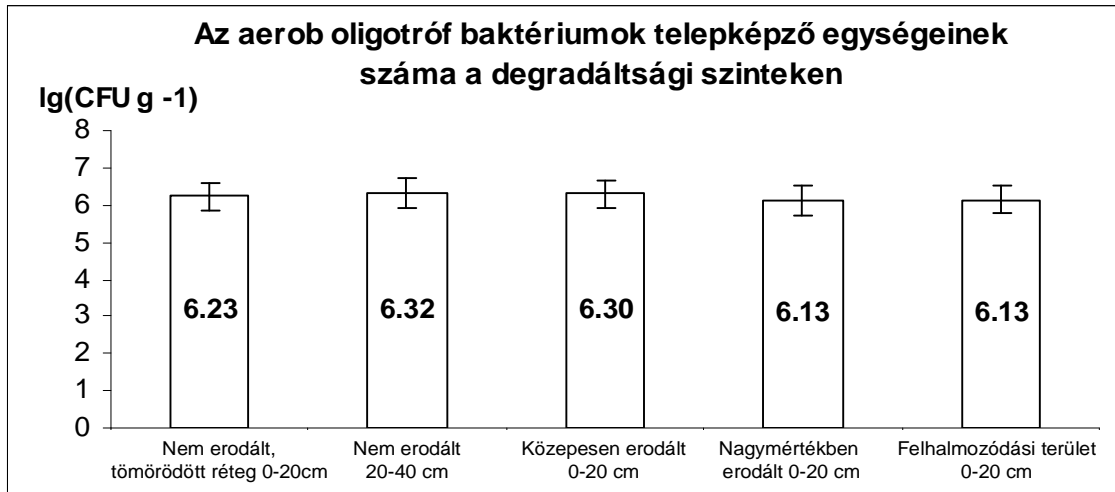
### 5. 1. 3. A baktériumok telepkepző egységeinek vizsgálata különböző eróziós szinteken

Az aerob heterotróf baktériumok telepkepző egységeinek (CFU – Colony Forming Unit) vizsgálata során nem találtam szignifikáns különbséget a különböző degradációs szintek között. Azonban a nem erodált terület 20-40 cm-es rétegében a CFU érték magasabb volt (7,33) a többi mintavételi helynél (19. ábra). A nem erodált területen két szintből (0-20, 20-40 cm) vettem mintát, mivel eketalpréteg is jelen volt 20 cm mélyen. Itt valószínűsíthető, hogy tényleg nem volt mikrobiológiai szinten degradáció. Elképzelhető, hogy a mikrobák szintjén az ilyen mértékű erózió közösségszerkezeti változást nem okoz.



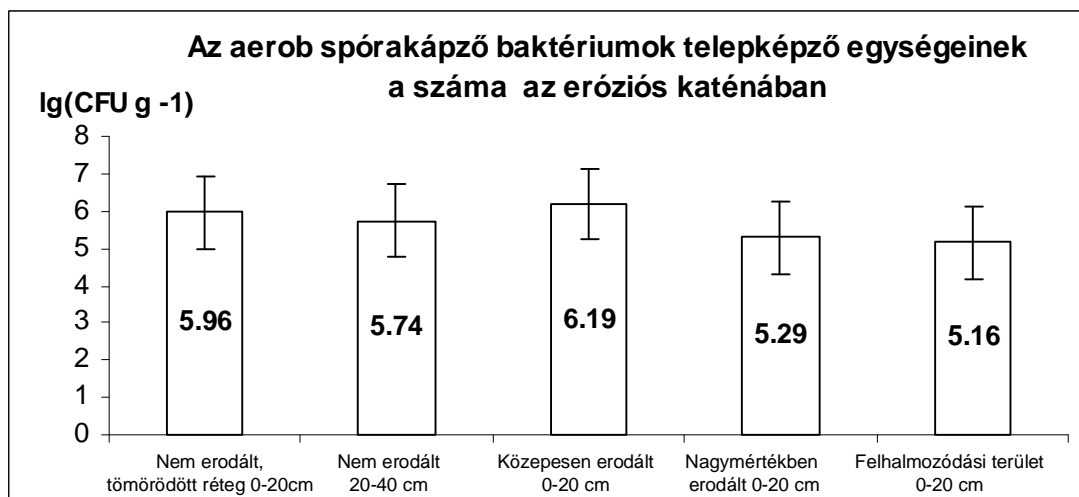
19. ábra: Az „r” stratégisták (aerob heterotróf baktériumok) telepkepző egységeinek száma

A 20. ábra mutatja az *aerob oligotróf baktériumok* telepképző egységeinek a számát az eróziós katénában. Vizsgálataim alapján nem volt jelentős különbség ebben a paraméterben, a különböző mértékben erodált helyek között.



**20. ábra: A „k” strategisták (aerob oligotróf baktériumok) telepképző egységeinek száma az eróziós katénában**

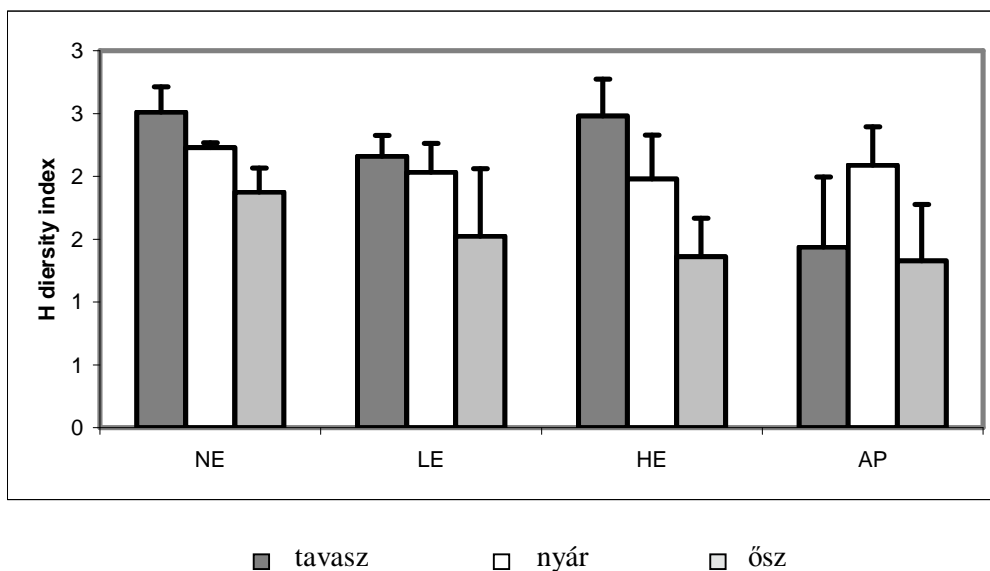
Az aerob spóráképző baktériumok számában sem találtam szignifikáns különbséget a vizsgált terület eróziós fokozatai között (21. ábra).



**21. ábra: Az „p” strategisták (aerob spóráképző baktériumok) telepképző egységeinek száma az eróziós katénában**

#### 5. 1. 4. A mikrobiális közösség genetikai diverzitása

Az eróziós szinteken a mikrobiális közösség genetikai diverzitása (22. ábra) a tavaszi, nyári és őszi mintavételezés alapján a nem erodált (NE) területen volt a legmagasabb (tavasz: 2,51 ( $\pm 0,2$ ); nyár: 2,23 ( $\pm 0,03$ ); ősz: 1,87( $\pm 0,19$ )). A tavaszi mintavételezésnél a felhalmozódási területnél (AP) meglehetősen alacsony értékeket kaptam (1,44 ( $\pm 0,55$ )) összehasonlítva a többi területtel. A nyári és őszi mintavételezésben nem tapasztaltam nagy különbségeket. A kapott eredményekből arra lehet következtetni, hogy valószínűsíthető, hogy mikrobiális szinten nem történt olyan nagy mértékű biológiai degradáció és az ilyen mértékű erózió közösségszerkezeti változást nem okoz.



22. ábra: A mikrobiális közösség genetikai diverzitása az eróziós katénában (2004)

a Shannon-Wiener (SW) diverzitás indexet (H) a következőképpen számoltuk:

$H' = C/N(N \log N - \sum ni \log ni)$  ahol  $C = 2,3$ ,  $N = \text{DNS-sávok teljes intenzitása}$ ,

$ni = \text{ith sávok intenzitása}$ .

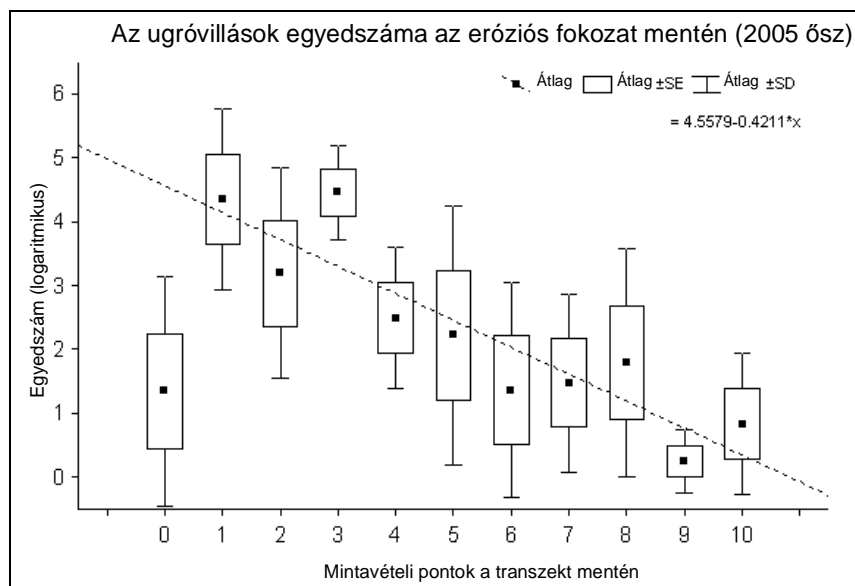


## 5. 1. 5. Ugróvillások közösségeinek vizsgálata - Józsefmajor 1. számú kísérlet eredményei

Ebben a vizsgálatban az előző vizsgálatokra alapozva történt a munka az eróziós katénának megfelelő pontokon. Az ugróvillások közösségeinek vizsgálata két vizsgálat sorozatban történt Józsefmajorban:

1. vizsgálat: 2005 (ősz),
2. vizsgálat: 2006 (tavasz, nyár, ősz).

Az 1. vizsgálat elvégzésére 2005 őszén került sor. A Józsefmajorban meglévő négy talajszelvény, illetve eróziós katéna mentén kijelöltem egy tizenegy mintavételi pontból álló transzektet, (Lásd. Anyag és módszer 32. oldal, 1. ábra). Ezen a tizenegy mintavételi ponton mértem az ugróvillások egyedszámát. Az összegyedszám csökkenő tendenciát mutatott az eróziós fokozat mentén (23. ábra).

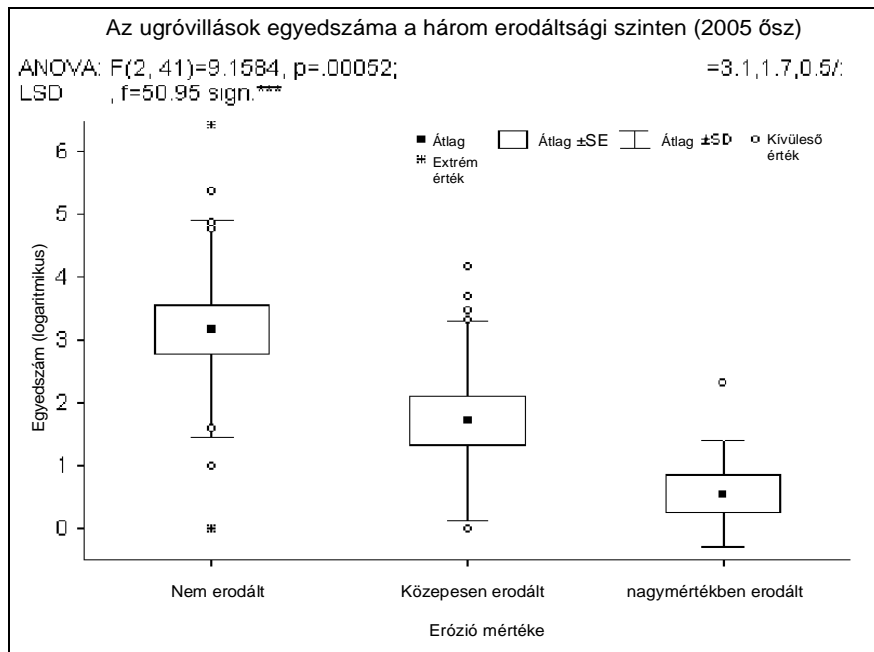


23. ábra: Az ugróvillások egyedszámának alakulása a növekvő erózióval

A talajban élő ugróvillások számában szignifikáns különbségek ( $F_{(2,41)}=9,2$ ;  $p<0,001$ ) mutatkoztak az eróziós fokozatok között (24. ábra). Ebben a vizsgálatban a felhalmozódási területről nem történt mintavételezés, mivel a biokémiai és mikrobiális vizsgálatok alapján a felhalmozódási terület (AP) mindig elkülönült az eróziós területektől (NE, LE, HE). Mivel a mikrobiológiai és biokémiai vizsgálatok nem mutattak ki jelentős különbségeket a nem

erodált (NE), kismértékben erodált (LE) és nagymértékben erodált (HE) területek között, így az ugróvillások kapcsán e három terület különbözőségét próbáltam kimutatni.

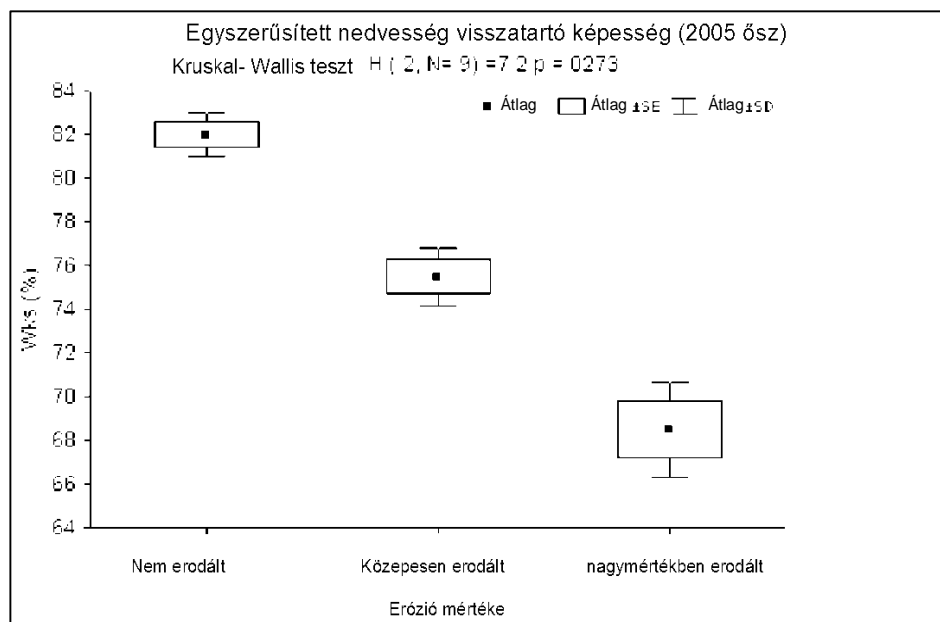
A nem erodált területhez képest a közepesen erodált területen 40%-os, a nagyon erodált területen 75%-os összegyedszám csökkenést tapasztaltam.



**24. ábra: Az ugróvillások egyedszáma a három, különbözőképpen erodált területen.**

### 5. 1. 5. 1. A talaj egyszerűsített nedvesség-visszatartó képességének vizsgálata

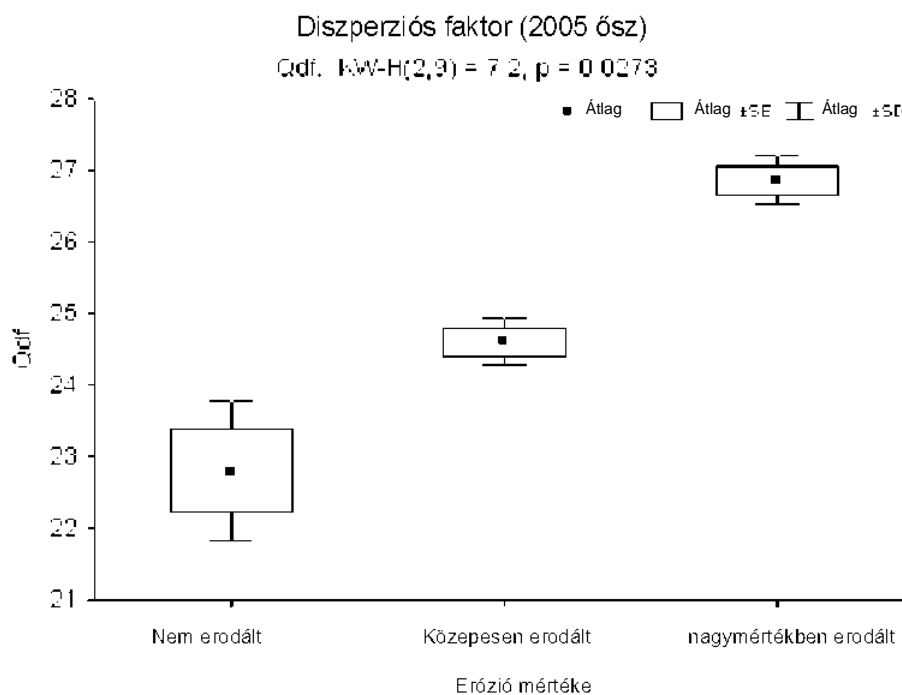
Az 1. kísérlet során elvégeztem a talaj egyszerűsített nedvesség-visszatartó képességének vizsgálatát. A nem erodált területen kaptuk a legmagasabb értéket és a nagymértékben erodált területen pedig a legalacsonyabb értéket. (25. ábra).



25. ábra: A talaj egyszerűsített nedvesség-visszatartó képessége a három eróziós szinten

## 5. 1. 5. 2. A Kacsinszki-féle diszperzitás és a Vageler-féle struktúra faktorokból számolt talajszerkezetesség

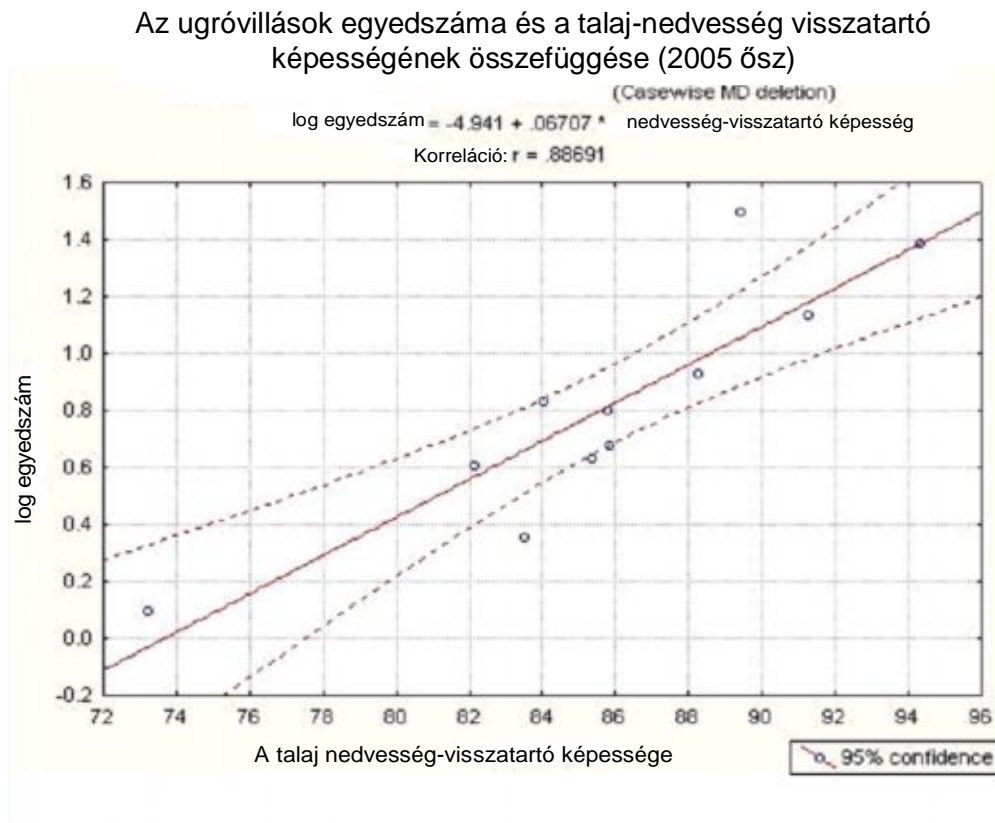
A diszperzitás faktor esetén, amely a talaj szerkezetének rombolhatóságát fejezi ki laboratóriumi körülmények között, szintén szignifikáns különbségeket tapasztaltam (26. ábra). A talaj diszperzitás faktorának értéke a nem erodált területen volt a legalacsonyabb, hiszen ezen a területen volt a talaj szerkezeti tulajdonsága a legjobb, legkevésbé rombolható. Az erodált területen volt a legmagasabb a diszperzitás faktor értéke.



26. ábra: A Kacsinszki-féle diszperzitás és a Vageler-féle struktúra faktorának értéke három eróziós szinten

### 5. 1. 5. 3. Az ugróvillások egyedszáma és a talaj-nedvesség visszatartó képessége (2005)

Az ugróvillások egyedszáma és a talaj-nedvesség visszatartó képessége szoros összefüggést mutatott ( $r=0,89$ ). Ez részben annak is köszönhető, hogy az ugróvillások életfeltételei nagymértékben függenek a talajnedvességtől, ebből kifolyólag a talaj-nedvesség visszatartó képességétől (27. ábra). Joosse (1981) vizsgálatai alapján is kijelenthető, hogy a talajnedvesség meghatározó paraméter az ugróvillások életében. A magasabb nedvesség-visszatartó képességgel rendelkező mintavételi helyekről magasabb ugróvillás egyedszámot tapasztaltam. Az alacsonyabb talaj-nedvesség visszatartó képességgel rendelkező mintavételi helyekről arányosan kevesebb ugróvillás egyedet izoláltam.



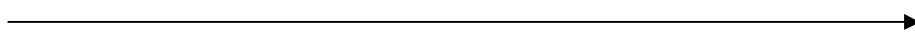
27. ábra: Az ugróvillások egyedszáma és a talaj-nedvesség visszatartó képessége közötti összefüggés

#### 5. 1. 5. 4. Ugróvillások fajgazdagsága

Az egyedszámlálás mellett a mintákban talált ugróvillások fajszerű meghatározására is sor került, melynél a talajzoológiai vizsgálatoknál szokásos eljárás gyakorlatát követtem (Gisin, 1960; Mari Mutt, 1980; Loksa, 1967). A fajok meghatározását Traser György segítségével végeztem, aki a fajokat transzmissziós mikroszkóppal identifikálta, majd az útmutatásai alapján sztereo mikroszkóp alatt azonosítottam a mennyiségi mintákat és meghatároztam az egyes fajok abundancia értékeit. A vizsgálatokat a Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetében végeztem, Dr. Dombos Miklós segítségével. A 8. táblázat a különböző ugróvillás fajok denzitását mutatja az eróziós fokozat mentén. Összesen tizenhárom ugróvillás fajt találtam a területen. Látható, hogy a különböző ugróvillás fajokhoz tartozó abundancia értékek eltérő mintázatot mutatnak. Egy-két faj kivételével, az erózió fokozódásával az egyedszámok mindig lecsökkentek. Az *Entomobrya multifasciata*, a *Folsomia penicula*, a *Heteromurus nitidus*, a *Lepidocyrtus cyaneus*, az *Orchesella cincta* és a *Sminthurus elegans* volt a leggyakrabban előforduló faj ezen a területen. Azonban, ezek közül a *Folsomia penicula* kivételével szinte mindegyik faj eltűnt a nagymértékben erodált területről. Az erózióknak kevésbé kitért területen volt a legmagasabb diverzitás (1,72) és a legnagyobb mértékben erodált területen találtam a legalacsonyabb diverzitást (0,01). A BSQ-c egyedszámmal súlyozott értékeit szintén a 8. táblázatban láthatjuk. A legmagasabb értéket (376) a nem erodált területen a 3. mintavételi ponton tapasztaltam, míg a legalacsonyabb értéket (8) a nagymértékben erodált területen, a 9. mintavételi ponton kaptam. Az egyenletesség értékek a kismértékben erodált területen (1,28), valamint az erodált területen voltak a legalacsonyabbak (1,44; 1,6).

**8. táblázat: Ugróvilások (Collembola) fajgazdagsága az eróziós katénában**

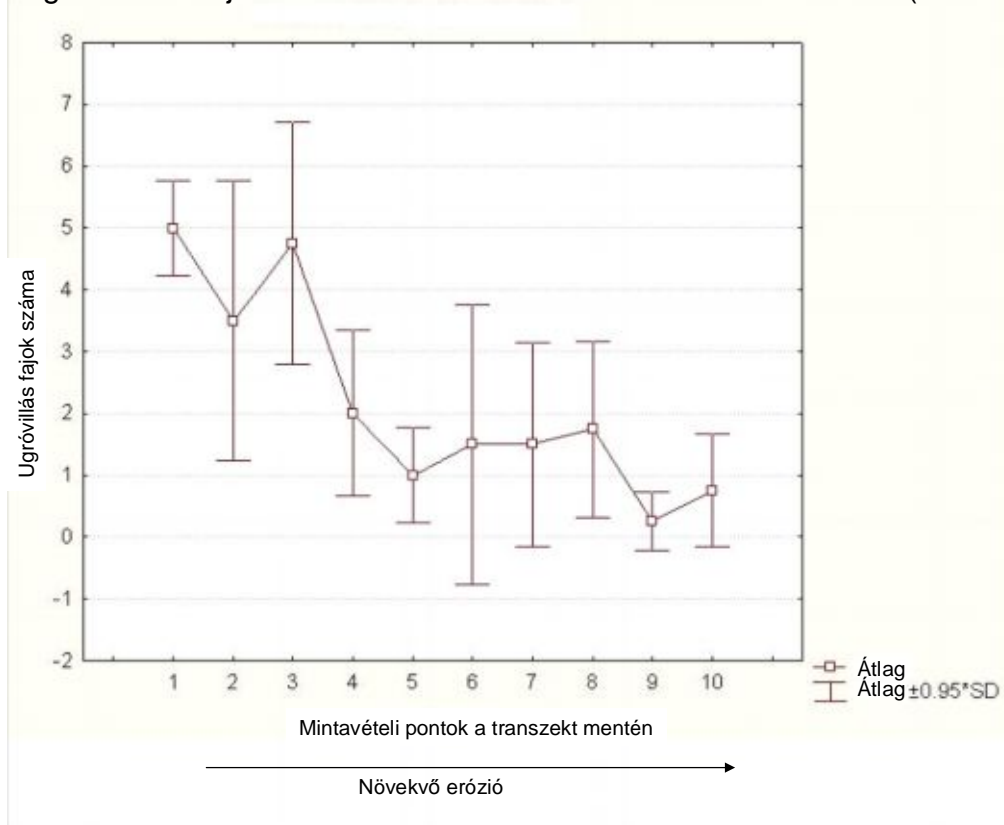
Mintavételi helyek a transekt mentén											
Fajok	Nem erodált				Kismértékben erodált				Nagymértékben		
	ref	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Entomobrya handschini</i>		2						1			
<i>Entomobrya multifasciata</i>		27	10	7				3	2		
<i>Heteromurus nitidus</i>		31	12	11	1		2	4	15		
<i>Folsomia penicula</i>	5	2	1	29	1		1		2	1	4
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>		8	7	22	1	4			1		
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i>				1					1		
<i>Ceratophysella armata</i>		3	1					1			1
<i>Orchesella cincta</i>		5	9	8	7		6				
<i>Orchesella sp.</i>	1								1		
<i>Poduromorpha sp.</i>				1			2				
<i>Sminthurus elegans</i>	8	5	1	8	7	27	1	3			
<i>Sminthurus aureus</i>		2		1	1						
<i>Tomocerus sp</i>					1						
Fajszám (S)	3	9	7	9	7	2	5	5	6	1	2
Shannon diverzitás (H)	0,88	1,64	1,61	1,72	1,51	0,38	1,36	1,47	1,12	0,01	0,5
Egyenletesség (E <sub>H</sub> )	1,84	1,71	1,90	1,80	1,79	1,28	1,94	2,10	1,44		1,6
BSQ-c	67	272	135	376	61	85	73	43	57	8	42



Növekvő erózió

Az ugróvilások fajszámát illetően a következő eredményeket kaptam (28. ábra): a legmagasabb fajszámokat a nem erodált területen találtam. A kismértékben erodált területen ennél alacsonyabbat kaptam. A nagymértékben erodált területen a fajszám egy, illetve kettő fajra korlátozódott vizsgálataim alapján. A fajszámokat mutató ábra esetén csak 10 ponton tüntettem fel az értékeket szemben azzal a ténnyel, hogy 11 pontról történt mintavételezés, mert az egyik mintavételi ponton feltehetőleg mintavételezési hiba lépett fel.

Az ugróvillások fajszámának alakulása az eróziós fokozat mentén (2005 ősz)



**28. ábra: Az ugróvillások fajszámának alakulása az eróziós fokozat mentén**

Az 1. számú vizsgálat alapján úgy tűnik, hogy annak ellenére, hogy a mikrobiális és biokémiai vizsgálatok nem mutattak jelentős különbségeket a nem erodált (NE), kismértékben erodált (LE) és nagymértékben erodált (HE) területek között, az ugróvillások egyedszámában, abundanciájában, fajszámában ezek a különbségek megmutatkoztak. Emellett az is megerősítést nyert, hogy az ugróvillások egyedszáma szoros összefüggésbe hozható az egyszerűsített nedvesség-visszatartó képességgel.

### **5. 1. 6. Ugróvillások közösségeinek vizsgálata - Józsefmajor 2. számú kísérlet eredményei**

Ebben a vizsgálatban a cél szintén a talajdegradáció hatásainak vizsgálata volt, az 1. számú kísérlethez képest kicsit eltérő kísérleti elrendezésben. A fő cél az volt, hogy az összefüggés szorosságát vizsgáljam a szervesanyag tartalom, a humuszos szint mélysége és az ugróvillások közösségeinek változása között. Öt általam elkülönített különböző degradációs



szintet határoztam meg fizikai és kémiai paraméterekkel, majd vizsgáltam az ugróvillások közösségeit.

### 5. 1. 6. 1. A talaj szervesanyag tartalma (Sza %) és humuszos szintjének mélysége

A 9. táblázat mutatja az öt mintavételi hely talajainak szervesanyag tartalmát és humuszos szint mélységét.

**9. táblázat: A talaj szervesanyag tartalma (Sza %) és humuszos szintjének mélysége az öt mintavételi helyen**

Mintavételi hely	1	2	3	4	5
Jellemző	Nem erodált terület (referencia)	Nem erodált terület 1	Nem erodált terület 2	Nagyon Erodált terület	Felhalmozódási terület
Szervesanyag (Sza %)	<b>3,57</b> ( $\pm 0,66$ )	<b>3,74</b> ( $\pm 0,79$ )	<b>3,64</b> ( $\pm 1,20$ )	<b>2,31</b> ( $\pm 0,89$ )	<b>2,40</b> ( $\pm 0,72$ )
Hum. mély.	<b>68,3</b> ( $\pm 11,3$ )	<b>57,5</b> ( $\pm 4,2$ )	<b>45,0</b> ( $\pm 17,3$ )	<b>25,8</b> ( $\pm 13,6$ )	<b>38,3</b> ( $\pm 18,6$ )

A humuszos szint mélységében 60%-os csökkenést tapasztaltam a nagyon erodált területen, összehasonlítva a referencia terület adataival (9. táblázat). A területről megállapítható előző vizsgálataim és a feltárt talajszelvények alapján, hogy a mezőségi talajok különböző mértékben erodált változatai találhatók meg. Az első három mintavételi helyen *mészlepedékes mezőségi talajok* találhatók, a harmadik helyen *földeskopár* és a felhalmozódási helyen *mezőségi területek lejtőhordaléka*. Ezt a tényt a fúrásokkal megállapított humuszos szint mélységek alátámasztják, illetve a szervesanyag tartalomra vonatkozó eredmények is erre utalnak. Az egyes számmal jelölt mintavételi helyen átlagosan 68,3 cm mély humuszos szintet állapítottam meg, mely a legmélyebb a vizsgált mintavételi helyek között. A szervesanyag tartalom itt átlagosan 3,57% volt. A második, illetve a harmadik mintavételi helyen a humuszos szint mélysége fokozatosan csökkent (57,5 cm és 45,0 cm), de még mélynek tekinthető. Ebben a két esetben a szervesanyag tartalom magasabb volt az 1. számú mintavételi helyhez képest (3,74% és 3,64%). A 4. számú mintavételi helyen csekély humuszos szintet találtam (25,8 cm), majd a felhalmozódási területen ismét mélyebb humuszos szintet (38,3 cm) mértem.

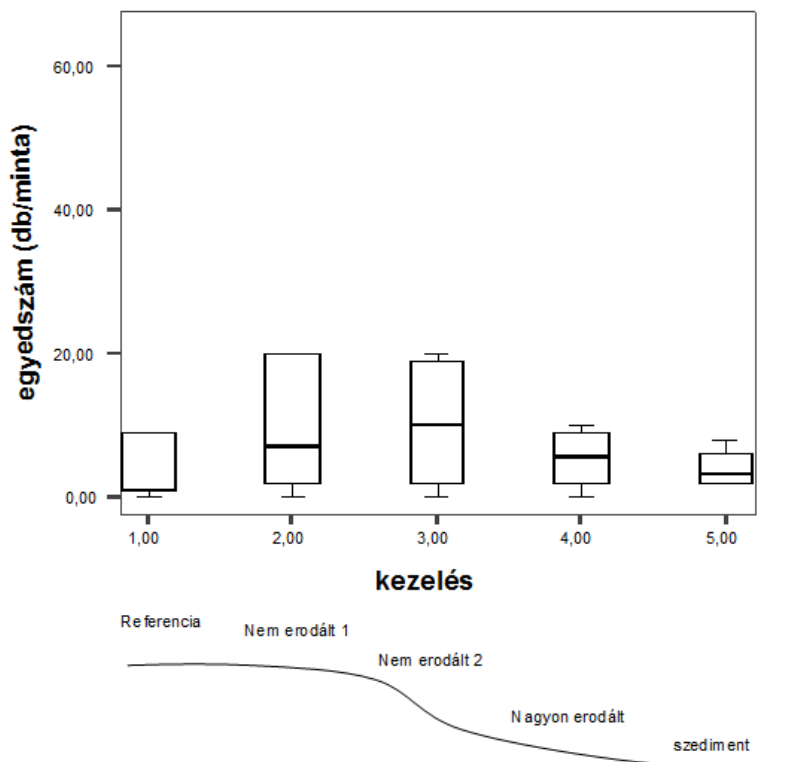
Ezek alapján az első három mintavételi hely fokozatosan csökkenő humuszos szint mélységgel rendelkező mezőségi talajokat reprezentál. A 4. számú mintavételi hely földes-

kopárral borított, erózióknak nagymértékben kitett. Az ötödik mintavételi hely a felhalmozódási terület e vizsgálatok alapján.

E vizsgálat során 2006-ban három évszak összegzéseként hasonló eredményeket kaptam, mint az 1. vizsgálat során. Vizsgálataim alapján szignifikáns különbségeket találtam a szervesanyag tartalomban (LSD teszt), illetve a humuszos szint mélységében a különböző degradációs szinteken.

### 5. 1. 6. 2. Az ugróvillások egyedszáma

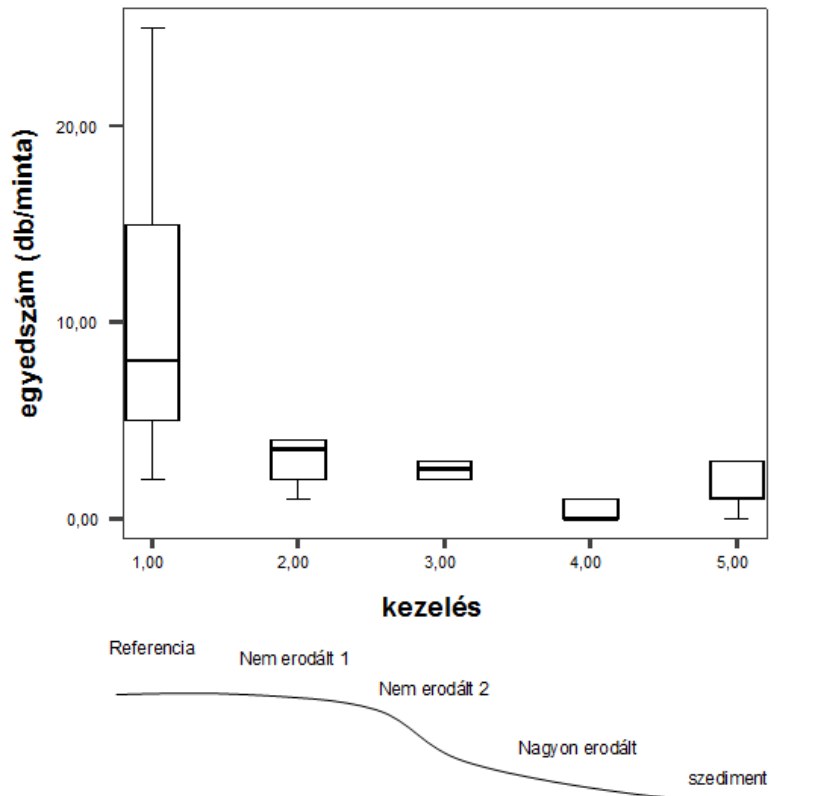
Az ugróvillások egyedszámát három évszakban vizsgáltam a 2006-ban (tavasszal, nyáron és ősszel). A *tavaszi mintavételezés* során a legmagasabb egyedszámokat a nem erodált területeken találtam. A nagymértékben erodált és a felhalmozódási területen alacsonyabb értékeket kaptam (29. ábra).



29. ábra: Az ugróvillások egyedszámának alakulása az eróziós katénában 2006 tavaszán

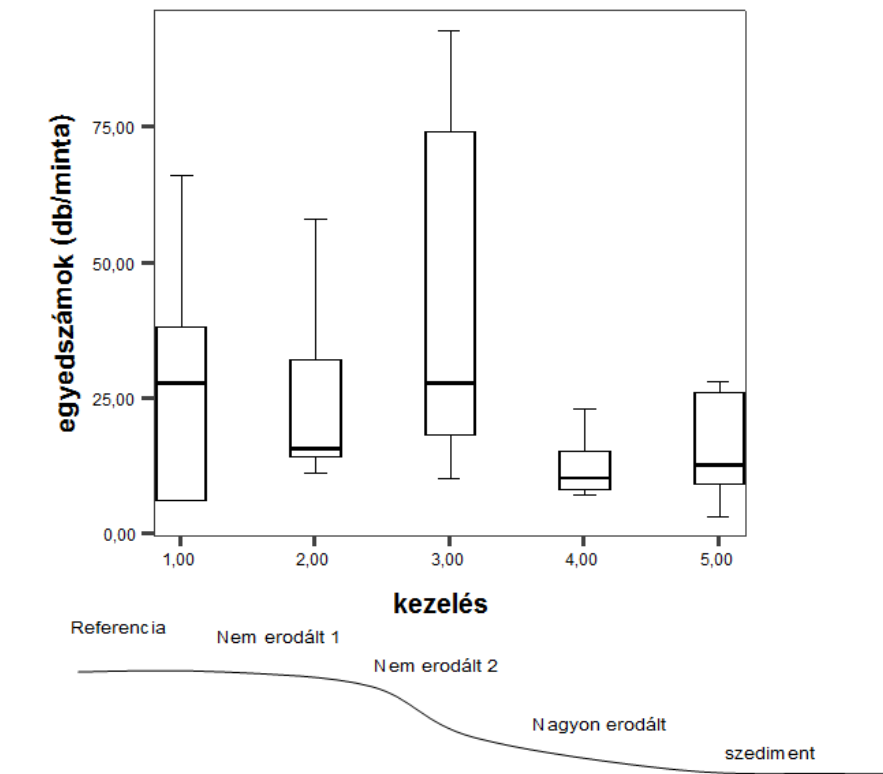
A *nyári mintavételezés* során az ugróvillások egyedszámában szignifikáns különbségek adódtak (30. ábra). Az erózió fokozódásával arányosan az egyedszámok

lecsökkentek. A 1. számú mintavételi helyen szignifikánsan, megközelítőleg 70%-kal nagyobb egyedszámot találtam, mint a nagymértékben erodált területen. A 2. és 3. mintavételi helyen fokozatosan csökkent az egyedszám, mely szignifikánsan eltért az 1. számú mintavételi helyen mért egyedszámhoz képest (30. ábra). A legkisebb egyedszámot a legnagyobb mértékben erodált területen találtam. Ebben az évszakban a szedimentációs, 5. számmal jelölt területen az egyedszámok magasabbnak bizonyultak, mint tavasszal.



**30. ábra: Az ugróvillások egyedszámának alakulása az eróziós katénában 2006 nyarán**

Az őszi mintavételezés nagyobb ugróvillás egyedszámokat adott. A tendencia itt is hasonló volt, mint a nyári időszak alatt a 3. számú mintavételi hely kivételével, amely a legnagyobb egyedszámot mutatta (31. ábra).

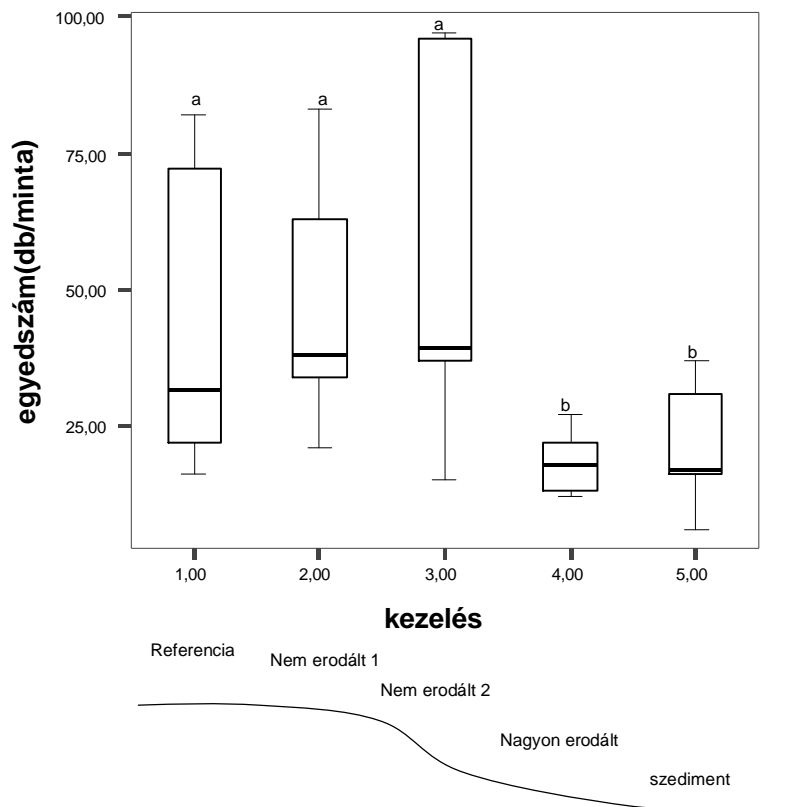


31. ábra: Az ugróvillások egyedszámának alakulása az eróziós katénában 2006 őszén

### 5. 1. 6. 3. Az ugróvillások egyedszáma, összevonva a 2006-os év három évszakából származó eredményeket

A fizikai és kémiai degradációnak kevésbé kitétt területeken mértem a legnagyobb ugróvillás egyedszámokat. A referencia területhez képest a nagyon erodált területről vett mintákban 75%-al kevesebb ugróvillás egyedet találtam (32. ábra). Az erodált területen szignifikánsan kevesebb ugróvillás egyedet találtam, mint a nem erodált három mintavételi helyen (Referencia, Nem erodált1., Nem erodált 2.).

**Ugróvillás egyedszámok (2006)**



**32. ábra: Az ugróvillások egyedszámának alakulása az eróziós katénában (2006).**

Magas ( $r^2=0,81$ ) korrelációt találtam a *szervesanyag tartalom* és az ugróvillások egyedszáma között (10. táblázat).

A *talaj humuszos szintjének mélysége* ( $r^2=0,43$ ) és a talaj *pH értéke* ( $r^2=0,38$  /pH(H<sub>2</sub>O)/;  $r^2=0,4$ /pH(KCl)/) közepes erősségű összefüggést mutatott az ugróvillások egyedszámával. Az ugróvillások fajsza és az atkák egyedszáma között közepes erősségű kapcsolatot mutattam ki ( $r^2=0,59$ ). Emellett az atkák egyedszáma is összefüggésben volt a szervesanyag tartalommal ( $r^2=0,51$ ) (10. táblázat).

**10. táblázat: Néhány abiotikus paraméter és az ugróvillások egyed-, illetve fajszaának, valamint az atkák egyedszámaának összefüggése**

$r^2$					
	Sza %	Humuszos szint mélysége	pH(H <sub>2</sub> O)	pH(KCl)	Atka egyedszám
Ugróvillás egyedszám	<b>0,81</b>	<b>0,43</b>	<b>0,38</b>	<b>0,4</b>	-
Ugróvillás fajsza	<b>0,42</b>	0,22	-	-	<b>0,59</b>
Atka egyedszám	<b>0,51</b>	0,2	-	-	-

#### 5. 1. 6. 4. Ugróvillások fajmeghatározása

A 2. vizsgálat során tizenegy ugróvillás faj került elkülönítésre, hasonlóan az 1. vizsgálat során kapott eredményekhez, ahol 13 fajt azonosítottunk Traser György és Dombos Miklós segítségével. Várakozásaimnak megfelelően a talajlakó ugróvillás fajok abundanciája a degradációs szintekkel arányosan változott, vagyis a legnagyobb mértékben erodált területen találtam a legkisebb egyedszámot. A *Ceratophysella armata* fordult elő legnagyobb egyedszámban a jó minőségű területeken, és az erodált területen volt a legkisebb az abundanciája. Az *Entomobrya handschini*, *Folsomia cf. penicula* és *Heteromurus nitidus* fajok a nagyon erodált területen is viszonylag nagy egyedszámban voltak jelen (11. táblázat). Ami a terület diverzitását illeti, a legnagyobb értéket a szedimentációs területen találtam. A „nem erodált 2” mintavételi helyen a diverzitás értéke 1,89 volt. Az erodált területen ennél kisebb értéket kaptam, mindössze 1,83-at. A referencia területen volt a legalacsonyabb érték, 1,59. Az egyenletességi értéke a referencia területen volt a legalacsonyabb (1,47) és az erodált területen a legmagasabb (2,02).

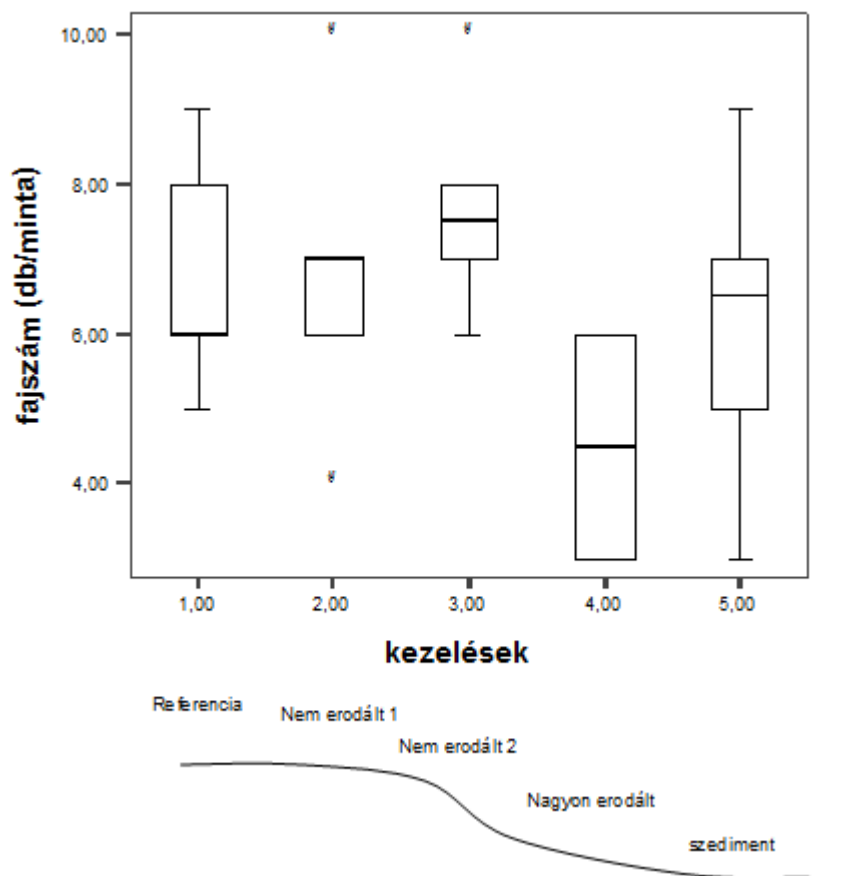
**11. táblázat: Az ugróvillások abundanciája az eróziós katénában 2006-ban, három évszak (tavasz, nyár, ősz) alapján**

	referencia	Nem erodált 1	Nem erodált 2	Erodált	Szediment
<i>Ceratophysella armata</i>	130	89	55	18	19
<i>Entomobrya handschini</i>	21	12	41	33	14
<i>Entomobrya multifasciata</i>	2				3
<i>Folsomia penicula</i>	16	37	25	15	12
<i>Folsomides parvulus</i>	1	8	3	1	1
<i>Heteromurus nitidus</i>	36	36	68	18	15
<i>Heteromurus tetrophthalmus</i>	6	1	7		5
<i>Lepidocyrtus arabonicus</i>	33	73	91	13	31
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i>			1		5
<i>Onychiurus rectospinatus</i>	3	2			1
<i>Orchesella cincta</i>	4	10	27	8	15
<i>Orchesella sp.</i>	1	2	1	4	1
<i>Sminthurus aureus</i>		3			
<i>Sminthurus elegans</i>	2	4	3		2
Fajsám (S)	12	12	11	8	13
Shannon diverzitás (H)	1,59	1,82	1,89	1,83	2,15
Egyenletesség (E <sub>H</sub> )	1,47	1,69	1,81	2,02	1,93
BSQ-c	67,5	83,6	100,6	33,6	43

A vizsgálat érdekességéeként kiemelném, hogy a területen találtam *Heteromurus tetrophthalmus* egyedeket. Mutt (1980) munkája szerint a *Heteromurus tetrophthalmus* a *H. nitidus* szinonímája, bár van megkülönböztető bélyeg közöttük. A két fajt az különbözteti meg egymástól, hogy a *Heteromurus tetrophthalmus* ungiuculáris fogai hiányoznak. Elfogadva Mutt álláspontját, a *Heteromurus tetrophthalmus* Magyarországról ezen a néven eddig még nem jellemzett és leírt faj/alfaj.

Az ugróvillások fajszáma a feltételezett módon alakult a 3. számú mintavételi hely kivételével. Az első három (nem erodált) mintavételi helyen szignifikánsan nagyobb fajsámot találtam, mint az erodált területen (33. ábra). A nagyon erodált területen lecsökkent az ugróvillások fajszáma, mivel a kedvezőtlenebb talajkörülményekhez kevesebb faj képes alkalmazkodni. A szedimentációs területen a szervesanyag és a tápanyagok is felhalmozódtak,

így az ugróvillások is kedvezőbb életkörülményekre találnak. Itt is magasabb fajszámot találtam.



33. ábra: Az ugróvillások fajszámának alakulása az eróziós katénában (2006)

### 5. 1. 6. 5. A BSQc index alakulása az eróziós katénában

Vizsgálataim során a BSQc index értékeit megállapítottam. A BSQc indexeket úgy kaptam, hogy az adott mintából származó ugróvillás egyedeket pontértékkel (EMI, ökomorfológiai index) illetve a 12. illetve a 13. táblázat alapján. Ez utóbbi az általam, Dr. Dombos Miklós segítségével módosított EMI pontokat tartalmazza, amely kifejezi az adott ugróvillás faj talajhoz való adaptálódási szintjét, és ennek következtében attól való függését.



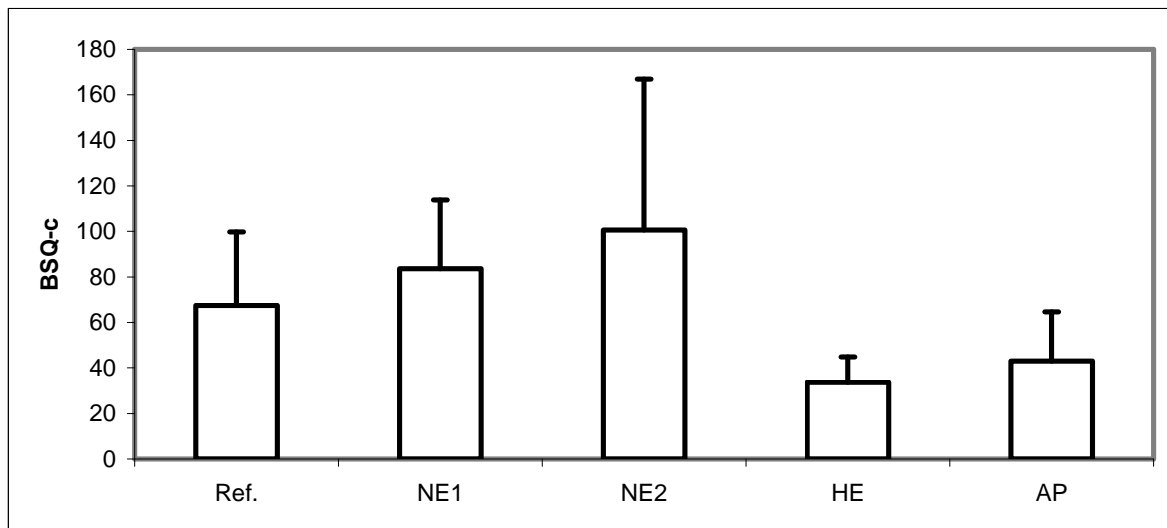
**12. táblázat: Egyszerűsített séma az ugróvillások ökomorfológiai indexének kalkulációjához  
(Parisi, 2005)**

<b>Egyszerűsített séma az ugróvillások EMI kalkulációjához</b>		EMI pont
1.	Tisztán föld feletti forma: közepes ill. nagy testméret, összetett pigmentáltság, hosszú, jól fejlett (test)függelékek, jól fejlett látószervek	1
2.	Föld feletti forma, jelenlétükhöz nem feltétel füves, bokros, fás vegetáció jelenléte, jól fejlett látószervek	2
3.	Kicsi méret, ált. alomban, mérsékelt pigmentáció, átlagos hosszúságú függelékek, fejlett látószervek	4
4.	Köztes (Hemi-edaphic) forma még fejlett látószervek, nem meghosszabbodott függelékek, pigmentált kutikula	6
5.	Köztes (Hemi-edaphic) forma redukált számú ommatidia, alig fejlett függelékek, gyakran rövid vagy hiányzó ugróvilla	8
6.	Talajlakó forma: pigmentáltság hiánya, redukált v. hiányzó ommatidia, redukált ugróvilla	10
7.	Tisztán talajlakó: pigmentáltság nincs, ugróvilla hiányzik, rövid függelékek, tipikus struktúrák jelenléte pl. pseudo oculi stb.	20

**13. táblázat. Módosított EMI pontértékek a talajhoz való adaptálódás mértéke szerint az ugróvillásokra**

	EMI
<i>Poduromorpha sp.</i>	20
<i>Onychiurus deniculata</i>	10
<i>Isotomidae sp.</i>	8
<i>Isotoma viridis</i>	6
<i>Entomobrya handschini</i>	4
<i>Entomobrya multifasciata</i>	4
<i>Heteromurus sp.</i>	2
<i>Symphyleona</i>	3
<i>Orchesella sp.</i>	3
<i>Tomocerus sp.</i>	1
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	1
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i>	1

Ezeket a pontértékeket összegezve kaptam a BSQc indexet, amelyet az adott degradációs szintű területre vonatkoztattam (34. ábra). Az eddigi eredményekhez hasonlóan a nem erodált területeken tapasztaltam a legmagasabb BSQc értékeket (referencia: 67,5 ( $\pm 32,26$ ); nem erodált-1: 83,6 ( $\pm 30,16$ ); nem erodált-2: 100,6 ( $\pm 66,3$ )). A legalacsonyabb értéket a nagyon erodált területen kaptam: 33,6( $\pm 11,11$ ). A BSQc index a talaj állapotára vonatkozóan hasonló információtartalommal bír vizsgálataim alapján, mint például az ugróvillások fajszáma, összegyedszáma, Shannon-diverzitása együttesen. Azonban ez egy módszerben összpontosul, és meghatározása lényegesen egyszerűbb, mint a fent említett módszereké. Emellett a BSQc index egyedszámmal súlyozott értékét is ki lehet számolni, amely még pontosabb eredményt ad a talaj állapotára vonatkozóan.



**34. ábra: Az BSQc index értékeinek alakulása az eróziós katénában**

## 5. 2. Nyíregyháza bentonit kísérlet

Ebben a vizsgálatban mezőgazdasági területen, különböző mennyiségben, talajjavítás céljából kijuttatott bentonit hatását vizsgáltam az ugróvillások egyedszámára.

A mintavételezés alatt káposztarepce termesztése zajlott, mint teszt növény az általam mintázott táblában. A táblán belül 20 parcella került kijelölésre. A parcellák öt különböző kezelést kaptak (2002): 0, 5, 10, 15 és 20 t/ha bentonit emellett 250 kg/ha szerves trágya is kijuttatásra került (2005). A talajminták a talaj felső 10 cm-éből vettem négyszeres ismétlésben véletlenszerű mintavételezéssel. A következőkben, erről a területről származó vizsgálati eredményeimet ismertetem.

### 5. 2. 1. Fizikai és kémiai paraméterek

A laboratóriumi vizsgálatok eredményei az 15. táblázatban láthatók. Négy évvel a bentonit kijuttatása után nem volt szignifikáns különbség a különböző mennyiségű bentonittal kezelt parcellák talajfizikai és kémiai tulajdonságaiban. A foszfor és nátrium mennyisége a 10 illetve 15 t/ha bentonittal kezelt parcellákban volt a legmagasabb. Az Arany-féle kötöttségi érték a 10 t/ha bentonit kezelés esetén volt a legmagasabb (30,25). A pH értékek is a 10 t/ha bentonit kezelésnél voltak a legmagasabbak. Mivel savanyú homoktalajok javításáról van szó, itt ez az érték egyben a legkedvezőbb pH értéket is jelenti.

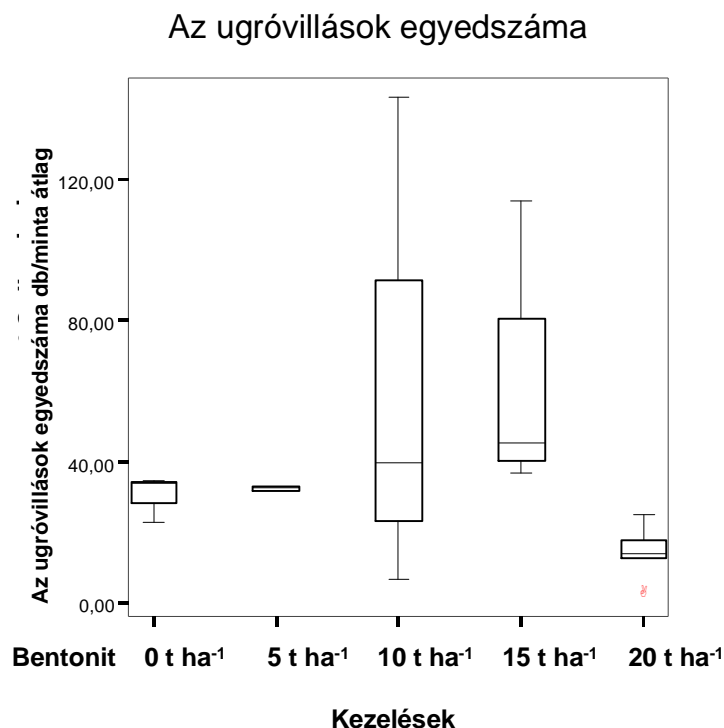
**15. táblázat: A különböző mennyiségű bentonittal kezelt parcellák talajfizikai és kémiai paramétereit négy évvel a bentonit kijuttatást követően**

Bentonite (t ha <sup>-1</sup> )	pH KCl	A <sub>K</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> mg kg <sup>-1</sup>	Na mg kg <sup>-1</sup>	Mg mg kg <sup>-1</sup>
	mean±S.D.				
0	5.593±0.616	29.75±0.50	115.50±12.767	62.93±8.406	11.97±5.449
5	5.725±0.481	29.25±0.96	120.75±17.154	77.28±13.456	14.20±4.093
10	5.770±0.465	30.25±0.50	132.25±36.845	84.33±23.596	14.54±4.877
15	5.623±0.522	29.75±0.50	139.50±63.773	81.50±31.398	11.86±6.820
20	5.685±0.540	29.00±1.41	124.25±31.192	73.65±23.50	13.07±5.85

## 5. 2. 2. Bentonit kezelés hatásának vizsgálata az ugróvillások közösségeire

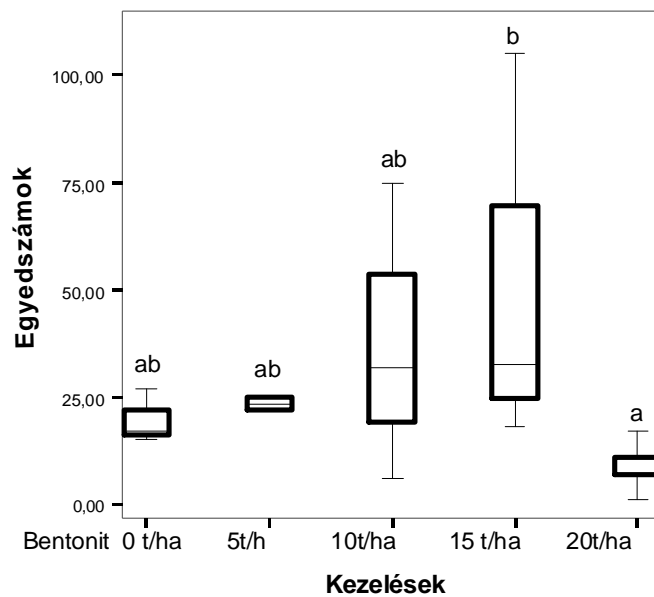
Egy időpontban történt mintavételezés. A talajminták a talaj felső 10 cm-éből vettem négyeszeres ismétlésben véletlenszerű mintavételezéssel. Az ugróvillások egyedszámában különbséget találtam a különböző bentonit kezeléseknél. A legnagyobb egyedszámot a 10 és a 15 t/ha kezelés esetén tapasztaltam. A 0,5 és 20 t/ha kezelés esetén az egyedszám jóval alacsonyabb volt (35. ábra). A különböző ugróvillás fajok eltérőképpen reagáltak a kezelésre. A *Ceratophysella armata* egyedszáma a 15 t/ha bentonittal kezelt parcellák esetén szignifikánsan magasabb volt a 20 t/ha bentonit kezelést kapott parcellákhoz képest (36. ábra).

A 10 t/ha kezelést kapott parcellák átlaga – hasonlóan, mint az összegyedszám esetén – magasabb *Ceratophysella armata* egyedszámot mutatott azonban ez nem volt szignifikánsan eltérő a 0, és 5 t/ha kezeléshez képest. Csupán a 20 t/ha és a 15 t/ha kezelés esetén tapasztaltam szignifikáns különbséget e fajnál.



35. ábra: Bentonit kezelés hatása az ugróvillások egyedszámára

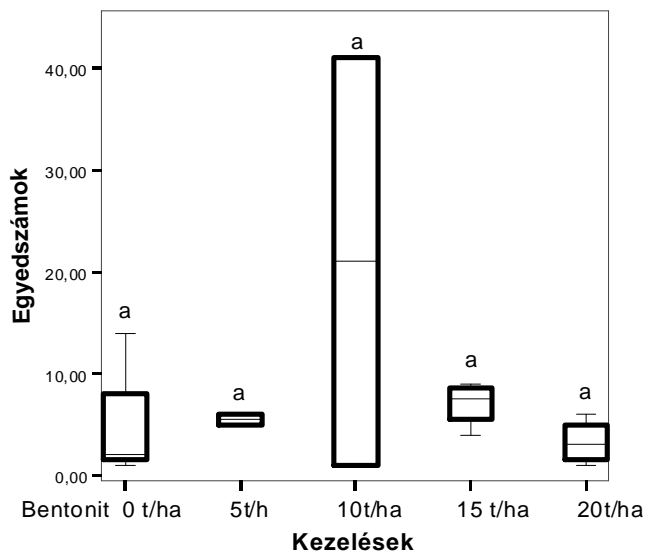
### Bentonit kezelések hatása a *Ceratophysella armata* egyedszámára



36. ábra Bentonit kezelés hatása a *Ceratophysella armata* egyedszámára

A *Folsomia penicula* faj egyedszáma esetén nem volt szignifikáns különbség a különböző kezeléseknel, de a 10 t/ha bentonit kezelésknél találtam a legnagyobb egyedszámot (37. ábra). E két faj tendenciái hasonlóak voltak az összes ugróvillás egyedszám tendenciáihoz.

### Bentonit kezelések hatásai a *Folsomia cf. penicula* egyedszámára



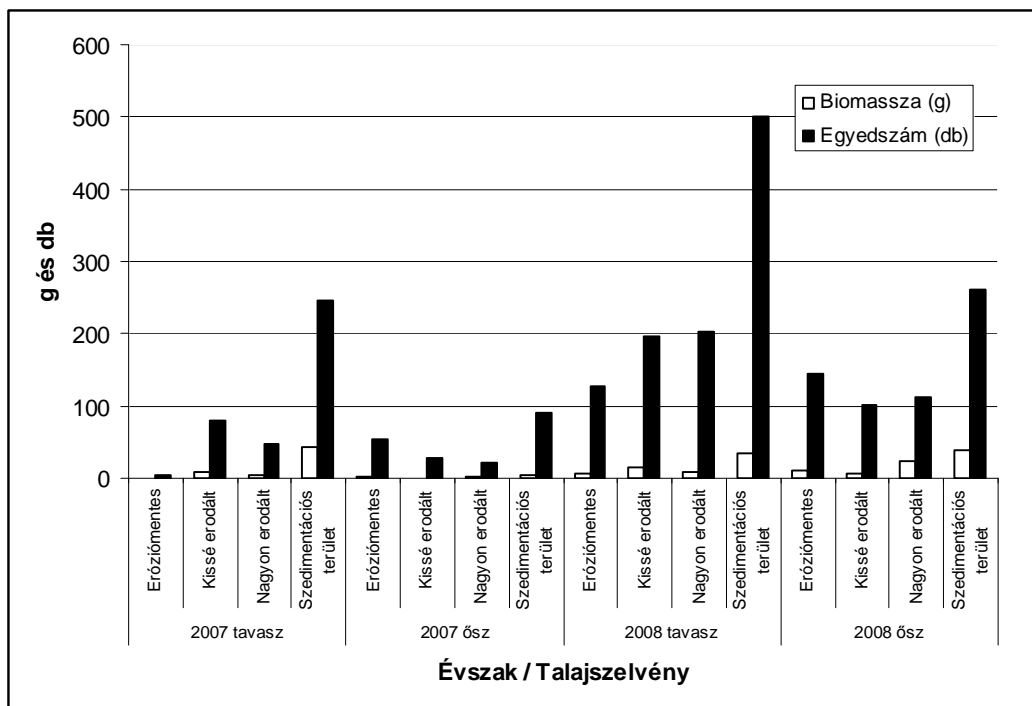
37. ábra: Bentonit kezelés hatása a *Folsomia. penicula* egyedszámára

A 10 t/ha kezelést kapott parcellák átlaga – hasonlóan, mint az összegyedszám esetén – magasabb *Ceratophysella armata* egyedszámot mutatott azonban ez nem volt szignifikánsan eltérő a 0, és 5 t/ha kezeléshez képest. Csupán a 20 t/ha és a 15 t/ha kezelés esetén tapasztaltam szignifikáns különbséget e fajnál. Feltételezhetően a 15 t/ha bentonit kijuttatása optimumot jelenthet a *Ceratophysella armata* abundanciájára, mivel az ennél nagyobb mennyiségű bentonit kijuttatása negatív hatással volt. Azonban ennek bizonyítása további vizsgálatokat tesz szükségessé.

### **5. 3. Földgiliszta egyedszám, fajösszetétel és biomassza tömeg vizsgálat a SZIE Józsefmajori Tangzdaságában (Eróziós katéna)**

A SZIE Józsefmajori Tanüzem területén a földgiliszta egyedszám és biomassza összehasonlításakor a következőket tapasztaltam. A 2007-2008 tavaszi és őszi mintavételek 1 m<sup>2</sup>-re vetített átlag egyedszámát és biomassza tömegét az 38. ábra mutatja. Az ábrán látható, hogy minden mintavételi időszakban a szedimentációs terület átlag egyedszáma (245 db/m<sup>2</sup>, 91 db/m<sup>2</sup>, 501 db/m<sup>2</sup>, valamint 261 db/m<sup>2</sup>), illetve az átlag biomasszája (43 g/m<sup>2</sup>, 3,446 g/m<sup>2</sup>, 35,082 g/m<sup>2</sup>, valamint 38,692 g/m<sup>2</sup>) mutatta a legmagasabb értékeket. Ennek oka az, hogy a terület az eróziós katéna legmélyebben fekvő szakaszán elhelyezkedő felhalmozódási szelvény, ahová a katéna felső szakaszairól nedvesség, és szerves anyagban gazdag hordalék érkezik, illetve a területre jellemző bolygatatlan gyepes vegetáció kiváló élőhelyet biztosít a földgiliszta populációk számára. Az eróziós katéna legtetején elhelyezkedő, ún. eróziómentes területen a várttal ellentétben nem minden esetben kaptam magas egyedszám és biomassza értékeket. Ezen a területen észrevehető egy bizonyos évszakonkénti periodicitás. A tavaszi mintavétel alkalmával az egyedszám a másik három területhez képest a legalacsonyabb értéket mutatta, ezzel szemben az őszi mintavétel során egyedszáma a kissé erodált és a nagyon erodált területek egyedszámához képest magasabb értékeket adott. A biomassza tömeg tekintetében az eróziómentes terület az őszi mintavételezések során nem haladja meg a nagyon erodált terület mintáinak biomassza tömegét, ami a felnőtt és a fiatal egyedek eltérő arányából következhet. A szelvény az eróziós katéna plató pozíciójában, kitett területen helyezkedik el, ahol a talajban 20 cm-es mélységben a többi szelvényhez képest erősebben kialakult eketalp réteg képződött, amely nagy valószínűséggel gátolta a giliszták szabad mozgását a talajszintek között. A kissé erodált terület átlag egyedszáma csak a 2007 tavaszi

mintavételezés során mutatott magasabb értéket, mint a nagyon erodált terület egyedszáma. A többi mintavételezés alkalmával a nagyon erodált mintavételi helyszín egyedszáma mutatott magasabb értékeket. Megállapítható, hogy az átlag biomassa tömeg értékeinek alakulása többnyire követi az egyedszám értékeiben bekövetkező változásokat. Kivételt ez alól csak 2008 tavasza képez, amikor az alacsonyabb egyedszámú kissé erodált területen nagyobb biomassa tömeget tapasztaltam, mint a magasabb egyedszámot mutató nagyon erodált területen, aminek oka a juvenilis példányok számának különbségében lehet.



**38. ábra: Átlag biomassa tömeg (g) és egyedszám (db) 1 m<sup>2</sup>-re vetítve Józsefmajor mintavételi területen (2007-2008. évben)**

A földgiliszta fajösszetétel vizsgálatokor a következő 8 faj fordult elő: *Aporrectodea rosea*, *Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea georgii*, *Allolobophora chlorotica*, *Dendrobaena octaedra*, *Octolasion lacteum*, *Proctodrilus ophistoductus* és *Proctodrilus tuberculatus*. A fajösszetételt szelvényenként vizsgálva minden évszakban a szedimentációs területen volt a legmagasabb fajszám (2007 tavasz: 4 faj, 2007 őszi: 3 faj, 2008 őszi: 5 faj), kivéve 2008 tavaszát, amikor minden szelvényenél 3 faj fordult elő. A fajok meghatározását Dr. Csuzdi Csaba és Marosfalvi Zsófia végezték.





## 6. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

Magyarországon a talajdegradációval kapcsolatos eddigi kutatások nagyrészt a talajok fizikai és kémiai tulajdonságaiban bekövetkező változásokra terjedtek ki. A talajok biológiai tulajdonságainak változásáról kevesebb cikk, illetve tanulmány számolt be. Ez különösen igaz a talajállatokkal kapcsolatos kutatásokra. Kutatásom során megállapítottam, hogy mezőgazdasági művelés alatt, illetve természetes területen a talajok minőségében történt változást biológiai válaszok követik. Vizsgálataim alapján a talaj szerkezete és a pórustér csökkenése meghatározó paraméter a talajlakó ugróvillások egyedszámánál, így a talajok szerkezetének degradációjakor az ugróvillások közösségei számára is, tehát a talajban lejátszódó fizikai degradációs folyamatokat többnyire biológiai degradáció (pl. egyedszám csökkenés) is követheti. Vizsgálataim alapján a talajdegradációval járó szerkezetromlás az ugróvillások közösségeire negatívan hat, mind egyedszám, mind fajszám tekintetében, amit Gardi és munkatársai (2002) is vizsgáltak. Az emberi, és/vagy természetes hatásra bekövetkező fizikai degradáció/leromlás összetett folyamat, ami megnyilvánulhat pl.: erózió, vagy tömörödés (eketalpréteg) hatására a talaj szerkezetének, aggregátum stabilitásának leromlásában, ebből adódóan nedvességgazdálkodásának romlásában, a talaj humuszos szint mélységének vagy szervesanyag tartalmának csökkenésében. Ennek hatására vizsgálataim alapján az ugróvillások egyedszáma, fajszáma lecsökkent, továbbá a BSQ-c index segítségével kimutatható volt a biológiai degradáció.

Didden (1987), Hopkin (1997) és Joosse (1981) vizsgálatai alapján a talajlakó ugróvillások egyedszámát befolyásolják a talaj pórusainak mérete, száma, a járatrendszerek összeköttetése és a nedvességtartalom. Vizsgálataim alapján az ugróvillások egyedszáma szoros összefüggést mutatott a nedvesség-visszatartó képességgel.

A talajban és a talajfelszínen rendelkezésre álló szervesanyag is nagymértékben befolyásolja az ugróvillások létfeltételeit. Eaton et al. (2004) szerint a szervesanyag illetve avar, továbbá a vegetáció eltávolítása szignifikánsan csökkentette az ugróvillások populációit. Józsefmajori vizsgálataim alapján az ugróvillások egyedszáma, fajszáma és diverzitása szoros összefüggést mutatott az szervesanyag tartalommal.

## 6. 1. Új tudományos eredmények

Vizsgálataim alapján új tudományos eredmények:

### Erozió vs. talajbiológiai degradáció

1. A talaj általános biológiai aktivitását több talajenzim vizsgálata jól mutatta az általam vizsgált, különböző mértékben degradálódott mezősegi talajokon, eróziós katénán.
  - A *dehidrogenáz* enzim a talaj mikrobiológiai aktivitását jól kifejező indexnek bizonyult, mely a talajban főleg intracelluláris formában van jelen, a nagymértékben erodált területen a legkisebb aktivitást mutatta és a felhalmozódási területen volt a legmagasabb mindhárom évszakban, azonban a nem erodált (NE), kismértékben (LE) és nagyon erodált (HE) területek között nem mutatott jelentős különbséget.
  - A *β-glükozidáz* enzim aktivitásának vizsgálata során nem tapasztaltam olyan nagymértékű szezonális eltéréseket, mint a dehidrogenáz enzim aktivitás esetén. A tavaszi és a nyári mintavételezésnél a nagymértékben erodált területen kaptam a legalacsonyabb értékeket, a felhalmozódási helyen, pedig a legmagasabbakat. A felhalmozódási terület aktivitása mindegyik évszakban elkülönült, és magasabb értéket mutatott. Azonban a nem erodált (NE), kismértékben (LE) és nagyon erodált (HE) területek között nem mutatott jelentős különbséget.
2. Vizsgálataim alapján kiderült, hogy a különböző ugróvillás fajok az általam vizsgált területen eltérően reagáltak a talaj minőségében történt változásra, a különböző degradáltsági szintű körülményekre, de egy-két faj kivételével, az erózió fokozódásával az egyedszámok mindig lecsökkentek. A *Folsomia cf. penicula* kivételével szinte mindegyik faj eltűnt a nagymértékben erodált területről.
3. A *Shannon-diverzitás* az erózió mértékének növekedésével csökkent. Az erózióknak kevésbé kitett területen volt a legmagasabb diverzitás és a legnagyobb mértékben erodált területen találtam a legalacsonyabb diverzitást.
4. Vizsgálataim megmutatták, hogy az alkalmazott, biokémiai és biológiai egyszerűsített módszerek eredményei - beleértve az ugróvillásokkal, illetve földigilisztákkal kapcsolatos mutatókat - bizonyos fokú egyezést mutatnak mind egymással, mind a hagyományos mérési módszerek eredményeivel és alkalmasak a talajokban bekövetkező változások nyomon követésére.

5. Vizsgálataim alapján a módosított BSQ és az öko-morfológiai indexek alkalmasnak bizonyultak talajdegradációs folyamatok jelzésére. A legnagyobb mértékben erodált területen kaptam a legalacsonyabb BSQ értékeket.
6. Néhány talaj fizikai és kémiai paraméter (talaj nedvesség-visszatartó képesség, szervesanyag tartalom és eloszlás) szoros összefüggésbe hozható az ugróvillások strukturális paramétereivel.

### **Bentonitos talajjavítás hatása a talajbiológiai aktivitásra**

7. Bentonit kezelés hatására az ugróvillások reagáltak. A 10 illetve a 15 t/ha bentonit kijuttatása esetén találtam a legmagasabb ugróvillás egyedszámokat. Ennél kevesebb vagy több bentonit kijuttatása alacsonyabb ugróvillás egyedszámot eredményezett az általam vizsgált talajkörülmények között. 20 t/ha-nál csökkenést tapasztaltam. Feltételezhető, hogy az 5 és 20 t/ha-os bentonitos kezelés között létezik egy optimális kezelés, ahol a talajbiológiai aktivitás maximumot ér el, azonban ennek bizonyítására még további vizsgálatok szükségesek.

## **6. 2. Javaslatok a további kutatáshoz**

További kutatásra vonatkozó javaslataim a témában a következők:

- Az elvégzett vizsgálatok kiterjesztése;
  - további mintaterületekre (erodált terület, talajjavító anyagok)
  - további talajtípusokra
- A vizsgált indikátorok alkalmazhatóságának vizsgálata talajbiológiai monitoring rendszerekben;
- A bentonit, mint talajjavító anyag 10-15 t/ha mennyiségben történő alkalmazása.

Vizsgálataim során, sajnos sok egyéb talajbiológiai paraméter vizsgálatára nem volt lehetőségem. Munkám során az ugróvillásokra összpontosítottam, azonban érdemes lenne más talajállat csoportokat is megvizsgálni, hogy a különböző talajdegradációs folyamatok, hogyan hatnak rájuk. Emellett természetesen az ugróvillások területén is számos megválaszolendő kérdés merül fel. Az általam tesztelt és továbbfejlesztett BSQc index gyakorlatban és egyéb kutatásokban való alkalmazása még nem jellemző, hiszen új

módszerről van szó. Azonban az egyszerűségéből fakadóan nagyon jó indikátor, és vizsgálataim alapján, segítségével a degradációs hatás matematikusan is leírható, skálázható és akár határértékek meghatározására is alkalmas lehet a talajok biológiai állapotának jellemzésében. Mint módszert érdemes lenne tovább tesztelni és minél szélesebb körben alkalmazni, különböző talajtípusokon.

Nem volt módom vizsgálni, hogy laboratóriumi körülmények között, tenyészedényes kísérletekben, hogy az ugróvillások hogyan reagálnak különböző talajdegradációs hatásokra. Fontosnak tartanám modellkísérleteket beállítani laboratóriumi körülmények között, azt vizsgálva, hogy tenyésztett ugróvillás fajok miként viselkednek különböző, mesterségesen beállított talajkörnyezetben.

Javaslom a Józsefmajori Tangazdaság területét megvizsgálni a *Heteromurus tetrophthalmus* faj/alfaj előfordulása szempontjából, amely Magyarországra nézve új faj/alfaj.

PhD munkám szorosan kapcsolódik az ENVASSO (ENVironmental ASessment of Soil for mOnitoring) projekthez melynek egyik célja volt olyan biológiai mutatók kiválasztása, melyek alkalmasak lehetnek a talajok biológiai leromlásának nyomon követésére. Az antropogén hatások által előidézett talajdegradációra vonatkozó jelenlegi regionális és globális becslések azt mutatják, hogy a több millió hektárnyi, használatban lévő földterület termőképessége az évek során folyamatosan csökken. Mindez a világ produktív taljainak ökológiai összeomlásához vezethet. Az ugróvillások egyedszáma és fajösszetétele, javaslattételre, majd kiválasztásra került, mint a talaj biológiai állapotának indikátora. Ezzel párhuzamosan a „TIM rendszer talajbiológiai fejlesztésének alternatívái” című javaslatban (Anton, 2004) az ugróvillások szerepelnek. Javaslom ezeknek a törekvéseknek a megújítását és mind hazai, mind nemzetközi vonatkozásban az ugróvillások, mint indikátorok alkalmazását a talajállapot jellemzésében, illetve további kutatásokban.

## 7. ÖSSZEFOGLALÁS

A talajokat fenyegető veszélyek közül a biodiverzitás csökkenésre koncentrálva fő irányvonalként annak vizsgálatát határoztam meg, hogy a talajpusztulásnak milyen mérhető biológiai következményei vannak, milyen biológiai degradációs hatása van. Ennek során fontosnak tartottam kiválasztani az erózió/a talaj fizikai, kémiai degradációját jellemző, konkrét, mérhető háttértényezőket, valamint a háttértényezők számszerűen mérhető biológiai válaszát, amelyeket vizsgálok.

A lehetséges biológiai válaszokat vizsgálva fontosnak tartottam kiválasztani, hogy mely élőlénycsoportot és annak mely mutatóját vizsgálom. Munkám során az abiotikus és biotikus háttérváltozók, továbbá a földigiliszták egyedszáma és biomasszatömege mint válaszváltozók mellett az uróvillások (*Collembola*) strukturális paramétereinek vizsgálatára nagyobb hangsúlyt fektettem.

Két mintaterületen végeztem vizsgálatokat:

- a Józsefmajori Tangazdaság (SZIE) területén található eróziós káténában, melyben mezősi talajok különböző mértékben leromlott fokozatai találhatóak,
- a Debreceni Egyetem kezelésében lévő, Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma Kutatóintézetek és Tangazdaság (DE AGTC KIT) Nyíregyházi Kutató Intézet területén a bentonit, mint talajjavító anyag, ugróvillásokra gyakorolt hatását vizsgáltam.

A talaj fizikai tulajdonságait a következő módszerekkel vizsgáltam: egyszerűsített nedvesség-visszatartó képesség, mikroaggregátum stabilitás (módosított Kacsinszki – féle diszperzitás faktor és módosított Vageler – féle struktúra faktor kiszámításával), térfogat-tömeg (Buzás, 1993), humuszszint mélysége.

A talajkémiai, biokémiai vizsgálatok a következő tulajdonságok jellemzésére irányultak: szervesanyag tartalom Walkley-Black módszerével (Walkley, 1947), kémhatását elektrometriás pH méréssel, kationcsere-kapacitás módosított Mehlich eljárással (Buzás, 1988),  $\text{CaCO}_3$  tartalom meghatározása Scheibler módszerével, vízben oldható szén (Water Soluble Carbon - WSC) és szénhidrátok (Water Soluble Carbohydrates - WSChy) mennyisége, enzimaktivitások: dehidrogenáz, foszfatáz, ureáz, és  $\beta$ -glükózidáz aktivitás (Garcia et al., 1997; Brink et al., 1960).

Munkám során a következő biológiai vizsgálatokat végeztem el: különböző „stratégiákkal” rendelkező mikrobák részarányának megállapítása, az ugróvillások közösségeinek vizsgálata ISO 23611 (2006 E) módszer segítségével, ugróvillások egyedszáma, ugróvillás fajmeghatározás, ugróvillások fajsza, epi- és eu-edafikus ugróvillások meghatározása, Shannon-diverzitás a Shannon-Wiener Módszer alapján, ökomorfológiai index (Parisi, 2005), BSQ (indicator of biological soil quality) index (Parisi, 2005), az atkák egyedszámának megállapítása és a földigiliszták egyedszáma, biomassza tömege.

Az általam vizsgált területeken azt tapasztaltam, hogy mezőgazdasági művelés alatt, illetve a talajok minőségében történt változást biológiai válaszok követik. Az enzimaktivitások, valamint a mikrobiális közösségek genetikai diverzitása a szedimentációs területen magasabb értékeket mutatott, azonban a nem erodált (NE), kismértékben (LE), és nagymértékben erodált területen, e paraméterekkel a biológiai degradáció nem, volt kimutatható, illetve a mikrobiális közösségeket, továbbá a talajban rendelkezésre álló mikrobiális potenciált feltehetőleg nem érintette nagy mértékben.

Az ugróvillások strukturális paraméterei (egyedszám, fajsza, denzitás) a degradáció mértékének megfelelően változtak. Itt a biológiai degradáció kimutatható volt. A legnagyobb mértékben erodált területeken, mindig szerényebb ugróvillás közösséggel talákoztam, ahol a talajok fizikai és kémiai tulajdonságai is egyértelműen kedvezőtlen feltételeket teremtettek mind a mezőgazdasági tevékenységre, mind a talaj élőlényekre.

Néhány talaj fizikai és kémiai paraméter szoros összefüggésbe hozható az ugróvillások strukturális paramétereivel, mint például a talaj nedvesség-visszatartó képessége ( $r=0,89$ ) és a talaj szervesanyaga ( $r^2=0,81$ ).

Emellett megállapítottam, hogy az általam tesztelt módszerek, különösen az ugróvillások, mint indikátorok és azok strukturális paraméterei, továbbá a BSQc index alkalmasak a talajokban történő biológiai változások nyomon követésére. Eredményei összhangban vannak más módszerek eredményeivel. Emellett BSQc index megállapítása nem igényel olyan szintű taxonómiai ismeretet, mint a fajmeghatározás, ezért egyszerűsített módszer lévén alkalmas lehet szélesebb körű alkalmazásra.

## 8. SUMMARY

My objective was to examine what measurable biological consequences of land degradation are among the 8 soil threats, focusing on soil biodiversity loss. During this process I chose the background factors which characterize the erosion, and other physical and chemical soil degradation processes, the concrete, measurable background variables, and quantifiable biological response that test.

I found it important to choose the representative group of organisms, and the indicators which I examine. During my study, I concentrated to the examination of the structural parameters of the Collembola community as response variables to the soil degradation processes such as erosion, loss of organic matter and unfavorable moisture regime of soil. Besides, I examined the abiotic and biotic background factors, as well as the abundance and biomass of earthworms.

Two study areas were investigated:

- SZIE experimental farm, Józsefmajor – erosion catena, field;
- Nyíregyháza (DE AGTC KIT) – impact assesment of land reclamation with bentonite, field.

Applied soil physical methods: simplified moisture retention capacity, microaggregate stability (Kacsinszkij – Vageler), bulk density (Buzás 1993), depth of humus layer.

Applied soil chemical methods: soil organic matter content (Walkley 1947), pH (electrometric method), Cation Exchange Capacity (CEC) modified Mechlich method (Buzás, 1988), CaCO<sub>3</sub> content determination with Scheibler method, Water Soluble Carbon - WSC and Water Soluble Carbohydrates – WSChy and enzyme activities (dehydrogenase, phosphatase, urease, és  $\beta$ -glucosidase activity (Garcia et al. 1997, Brink et al. 1960).

The following biological examinations were carried out: determination of the ratio of different microbial strategists, examination of Collembola community with ISO 23611 (2006 E) method, structural parameters of Collembola, determination of epi- and eu-edaphic Shannon diversity, Eco-Morphological Index (EMI) (Parisi, 2005), Index of Soil Biological Quality (BSQ-c) (Parisi, 2005), abundance of mites and earthworms.

During my research I found, that under agricultural cultivation due to the soil degradation processes, such as erosion, loss of soil organic matter, unfavorable moisture regime, biological degradation occurs. The enzyme activities as well as the genetic diversity of the microbial community were higher in the accumulated area. However, the biological

degradation processes were not detectable among non eroded (NE), low eroded (LE) and high eroded (HE) areas with the enzyme activities and with the genetic diversity. Probably, the microbial community or the microbial potential available is not highly affected by the degradation processes. On the other hand the structural parameters of Collembola changed according to the degree of soil degradation. In this case the biological degradation was detectable. In the samples from the highly eroded (HE) area, I detected lower abundance of Collembola, where soil physical and chemical properties create clearly adverse conditions for both agricultural production and essential conditions of soil living organisms.

Several soil physical and chemical parameters have strong correlation with structural parameters of Collembola, such as soil moisture retention capacity ( $r=0,89$ ) and soil organic matter content ( $r^2=0,81$ ).

In addition, I found that the biological methods tested, especially structural parameters of Collembola, EMI, and BSQ-c seems to be suitable indicators for monitor biological degradation in soil. These response variables have similar tendencies than other biological methods. In addition, determination of BSQ-c index does not require a level of taxonomic knowledge, such as species identification, therefore, being a simplified method, may be suitable for wider use.



## **9. MELLÉKLETEK**

## „A” MELLÉKLET

### Irodalomjegyzék

Anton A. (2004): A TIM rendszer talajbiológiai fejlesztésének alternatívái.

Bakonyi G. és Kiss I. (1995): Some environmental factors regulating the density of springtails and mites. Bulletin of the University of Agricultural Sciences. 75th Anniversary Edition. Gödöllő. Vol. 1. 1995-96. 29-35 p.

Bakonyi G., Nagy P., Kádár I. (2003): Long term effects of heavy metals and microelements on nematode assemblage. Toxicology Letters 140-141. 391-401 p.

Barczy A., Lóczy D., Penksza K. (2001): Magyarország tájai, Dunántúli-dombság, Belső-Somogy. Gödöllő.

Bardgett R.D., Cook R. (1998): Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. Applied Soil Ecology 10. 263-276 p.

Begon M., Townsend C. R. és Harper J. L. (2005): Ecology - From Individuals to Ecosystems. (ISBN: 978-1-4051-1117-1). <http://blackwellpublishing.com/begon/>.

BioBio. (2008): Conceptual foundations for biodiversity indicator selection for organic and low-input farming systems. Project no. 22716. [www.biobio-indicator.org](http://www.biobio-indicator.org)

Brady N. C. és Weil R. R. (1999): The Nature and Properties of Soils. 404-405, 760-761 p.

Brady N. C., és. Weil R. R. (1999): The Nature and Properties of Soils. Twelfth Edition. Prentice Hall. N. J., p. 343-377.

Bronick C. J. és Lal R. (2005): Soil structure and management: a review. Geoderma, 124. 3-22 p.

- Buzás I. (Szerk) (1988): Talaj- és agrokémiai talajvizsgáló módszertankönyv 2, A talajok fizikai és kémiai vizsgáló módszerei. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Buzás I. (Szerk) (1993): Talaj- és agrokémiai talajvizsgáló módszertankönyv 2, A talajok fizikai és kémiai vizsgáló módszerei. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Centeri Cs. (2002): A talajerodálhatóság terepi mérése és hatása a talajvédő vetésciklus kiválasztására. *Növénytermelés*. 51(2): 211-222.
- Chertov O.G., Komarov A.S. (1996): SOMM: a model of soil organic matter dynamics. *Ecological Modelling* 94. 177-189 p.
- Chertov O.G., Komarov A.S., Nadporozhskaya M., Bykhovets S.S., Zudin S.L. (2001) ROMUL: a model of forest soil organic matter dynamics as a substantial tool for forest ecosystem modeling. *Ecological Modelling* 138. 289–308 p.
- Coleman D. C., D. A. Crossley P. F. Hendrix. (2004): *Fundamentals of Soil Ecology*. Second Edition. Elsevier Academic Press. Amsterdam. 312-313 p.
- Csuzdi Cs. (2007): Magyarország földigiliszta-faunájának áttekintése (Oligochaeta, Lumbricidae) – *Állattani közlemények* (2007) 92(1): 3-38.
- Decaëns T., Jiménez J. J., Gioia C., Measey G.J., Lavelle P. (2006): The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology*. 42 (2006). S23- S38 p.
- De Ruiter P.C., Neutel A.M., Moore J.C. (1994): Modelling food webs and nutrient cycling in agro-ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 9.
- Didden W. A. M. (1987): Reaction of *Onychiurus fimbriatus* (Collembola) to loose and compact soil. Method and first results. – *Pedobiologia* 30, 93-100 p.
- Dombos M. (2000): Biotikus és abiotikus hatások szerepe az ugróvillás (Collembola) közösségek degradációjában. Doktori Értekezés tézisei. Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tsz. 2000.

- Dombos M. (2001): Collembola of loess grassland: effect of grazing and landscape on community composition. *Soil Biology and Biochemistry* 33. 2037-2045 p.
- Eaton R. J., Barbercheck M., Buford M., Smith W. (2004): Effect of organic matter removal, soil compaction, and vegetation control on Collembolan populations. *Pedobiologia* 48. 121-128 p.
- EC-COM 2002/179; Final Communication from the commission to the Council, the European Parliament, The Economic and social Committee, and the Committee of Regions Towards a Thematic Strategy for soil Protection”.
- EC-COM DG ENV. (2010): Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers (Contract 07.0307/2008/517444/ETU/B1). Final report. February 2010.
- EEA (2001): Technical report 61 Proposal for a European soil monitoring and assessment framework Prepared by: Sigbert Huber, Bronwyn Syed, Alexandra Freudenschub, Vibeke Ernstsens, Peter Loveland May 2001.
- ENVASSO (Environmental Assessment of Soil for Monitoring). Procedures and Protocols. Final Report. 2008.
- Fehér D. (1938): A talajélet jelentősége a korszerű mezőgazdaságban (Fehér D.). 25-107. In: Fehér D., Kogutowitz K., Kreybig L. és Manninger G.A.:A szántó föld korszerű művelése, kapcsolatban a talaj életével, vízgazdálkodásával és a magyar klímával. „Falu” kiadás, Bp.
- Fehér D., Varga L. és Hank O. (1954): Talajbiológia. Akadémiai Kiadó Bp., 1263 p.
- Filser J. (2002): The role of Collembola in carbon and nitrogen cycling in soil. *Pedobiologia*, 46. 234-245 p.
- Frampton G.K., Van den Brink P.J. és Gould P.J.L. (2000): Effects of spring precipitation on a temperate arable collembolan community analysed using Principal Response Curves. *Applied Soil Ecology*, 14. 231-248 p.

- Frankenberger W.T., and Dick W.A. (1983): Relationship between enzyme activities and microbial growth and activity indices in soil. *J. Am. Soil Sci. Soc.* 47. 945-951 p.
- Garcia C., Hernandez T., Roldan A. és Albaledejo J. (1997): Biological and biochemical quality of a semiarid soil after induced devegetation. – *Journal of Environmental Quality* 26. 1116-1122 p.
- Gardi C., Tomaselli M, Parisi V., Petraglia A. és Santini C. (2002): Soil quality indicators and biodiversity in Northern Italian permanent grasslands. *European Journal of Soil Biology* 38 (2002) 103-110 p.
- Gisin H. (1960): *Collembolenfauna Europas*. Geneve: Museum d'Histoire Naturelle.
- Greenland D. J., Rimmer D., Payne D. (1975): Determination of structural stability class of English and Welsh soils, using a water chorcence test. *Journal of Soil Science* Vol. 73. 427-441 p.
- Hagvar S. (1998): The relevance of the Rio-Convention on biodiversity to conserving the biodiversity of soils, *Appl. Soil Ecol.* 9(1998) 1–7 p.
- Hegymegi P., Spiegel H., Filcheva E., Gál A. és Verheijen F. (2007): Review and comparison of methods used for organic carbon determination. Part 2. Laborators study. *Soil Science Agrochemistry and Ecology*. Vol.:XLI. No.: 4. 19-25 p.
- Heywood V.H. és Baste I. (1995): Introduction, in: Heywood V.H. (Ed.), *Global Biodiversity Assessment*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1995, 1–19 p.
- Hopkin S. P. (1997): *Biology of the springtails (Insecta: Collembola)*. – Oxford University Press, 330 p.
- Hopkin S.P. (2002): *Collembola*. *Encyclopedia of Soil Science*, 207-210 p.

Hornung E. H. (1986): Check List of Collembola on sandy grassland (Kiskunság National Park, Hungary). *Acta Biol. Szeged*, 32. 137-139 p.

Huber S., Prokop G., Arrouays D., Banko G., Bispo A., Jones R.J.A., Kibblewhite M.G., Lexer W., Möller A., Rickson R.J., Shishkov T., Stephens M., Toth G., Van den Akker J.J.H., Varallyay G., Verheijen F.G.A., Jones A.R. (eds). (2009): *Environmental Assessment of Soil for Monitoring Volume I: Indicators & Criteria*.

INDEX, Nr. GOCE-CT-2003-505450

Insam H., és Haselwandter K. (1989): Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession. *Oecologia* 79, 174-178 p.

ISO 23611-1:2006 Soil quality -- Sampling of soil invertebrates

Joose E. N. G. (1981): Ecological strategies and population regulation of Collembola in heterogeneous environments. – *Pedobiologia* 21, 346-356 p.

Juhász-Nagy P. (1986): Egy operatív ökológia hiánya, szükségessége és feladatai. Akadémiai Kiadó Budapest.

Kerényi Attila: Talajerózió, térképezés, laboratóriumi és szabadföldi kísérletek, Akadémiai Kiadó, Budapest, 219 p.

Kimberling D.,N., Karr J.,R., Fore L.,S. (2001): Measuring human disturbance using terrestrial invertebrates in the shrub-steppe of eastern Washington (USA) *Ecological Indicators* 1. 63–81 p.

Klironomos J.N. és Kendrick, B. (1995): Relationships among microarthropods, fungi, and their environment. *Plant and Soil*, 170. 183-197 p.

Larsen T., Schjonning P., Axelsen (2004): The impact of soil compaction on epiedafic Collembola. *Applied Soil Ecology* 26, 273-281 p.

- Lavelle P., Brussaard L., Hendrix P. (1999): Earthworm Management in Tropical Agroecosystems, CABI Publishing, Oxon.
- Lányi Gy. (1998): Ökológia – tényről tényre. Környezet és Fejlődés Kiadó, Budapest: 131 p.
- Loksa I. and J. Bogojevic. (1967): Einige neue Collembolen-Arten aus Jugoslawien. Acta Zool. Sci. Hung. 13 (1-2): 139-148 p.
- Loksa I. (1987): Collembola from the Kiskunság National Park. In: Mahunka, S. (ed.): The Fauna of the Kiskunság National Park. Akadémia Kiadó, Budapest. 78-80 p.
- Loranger G., Bandyopadhyaya I., Razaka, B. és Ponge J.F. (2001): Does soil acidity explain altitudinal sequences in collembolan communities? Soil Biology and Biochemistry, 33. 381-393 p.
- Maire N., Borcard D., Laczkó E. and Matthey W. (1999): Organic Matter cycling in grassland soil of the Swiss Jura mountains: Biodiversity and strategies of the living communities. Soil Biology and Biochemistry. 31. 1281-1293 p.
- Makádi M. (2011): Ásványi és szerves adalékanyagok hatása a nyírségi homoktalajok biológiai aktivitására. Doktori értekezés. Szent István Egyetem, 2011.
- Maraun M., Martens H., Migge S., Theenhaus A. és Scheu, S. (2003): Adding to 'the enigma of soil animal diversity': fungal feeders and saprophagous soil invertebrates prefer similar food substrates. European Journal of Soil Biology, 39. 85-95 p.
- Mari Mutt J.A. (1980): A Classification of the Orhesellinae with a Key to the Tribes, Genera and Subgenera (Collembola: Entomobrydae). [Annals of the Entomological Society of America](#), Volume 73, Number 4, 15 July 1980, 455-459(5) p.
- Mari Mutt, J.A. (1980): A revision of *Heteromurus* s. str. (Insecta: Collembola: Entomobrydae). Trans. Ill. State Acad. Sci. 72(3): 29-50.

- Marshall T. J., Holmes J. W., Rose C. W. (1996): Soil Physics. Third Edition. Cambridge University Press.
- Moore J.C., és de Ruyter P.C. (1991): Temporal and spatial heterogeneity of trophic interaction within below-ground foodwebs. *Agr. Ecosys. and Environ.* 34. 371-397.
- Muyzer G., E. C. de Wall, and A. G. Uitterlinden A. G. (1993): Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polimerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. *Appl. Environ. Microbiol.* 59: 695-700 p.
- Nagy F. (1997) Magyar tudóslexikon A-tól Zs-ig. Budapest: Better; MTESZ; OMIKK. 284–285. o. ISBN 963-85433-5-3.
- Nagy P. (1999): Effect of an artificial metal pollution on nematode assemblage of a calcareous loamy chernozem soil. *Plant and Soil* 212. 35-43 p.
- Nelson D. W. és Sommers L.E (1996): Total carbon, Organic Carbon and Organic Method. in.: *Methods of soil analysis, part 2. Chemical and Microbiological properties.* 2nd edition. 1982. SSA Inc. Madison. 570-561 p.
- Németh T. (1996): Talajaink szervesanyag-tartalma és nitrogénforgalma. MTA TAKI Budapest ISBN 963 04 7673 8
- OECD (2003): Expert Meeting on Agricultural Soil Erosion and Soil Biodiversity Indicators Summary and Recommendations. 25-28 March, 2003. <http://www.oecd.org/agr/env/indicators.htm>
- Oldeman L. R., V. W. P. Van Engelen, and Pulles J. H. M.(1990): The extent of human-induced soil degradation. *In* L. R. Oldeman, R. T. A. Hakkeling, and W. G. Sombroek (eds.) *World Map of the Status of Human- Induced Soil Degradation: An Explanatory Note.* International Soil Reference and Information Centre, Wageningen, the Netherlands.



- Parisi V., Menta C., Gardi C., Jacomini C., Mozzanica E. (2005): Microarthropod communities as a tool to access soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105 (2005) 323-333 p.
- Pásztor E. és Oborny B. (2007): *Ökológia*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. 242 p.
- Ponge J.F., Gillet, S., Dubs, F., Federoff, E., Haese, L., Sousa, J.P., Lavelle, P. (2003): Collembolan communities as bioindicators of land use intensification. *Soil Biology and Biochemistry*, 35. 813-826 p.
- Qualls R. G., Haines B.L. (1992): Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution, and stream water. *Soil Science Society of America Journal*. 56, 578-586 p.
- Ritz K., McHugh M. and Harris J. A. (2004): Biological diversity and function in soils: contemporary perspectives and implications in relation to the formulation of effective indicators. In *Agricultural Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analyses*, ed R. Francaviglia, 563-572 p. OECD, Paris
- Ross D. J., Speir T. W., Kettles H. A., Mackay A. D. (1995): Soil microbial biomass, C and N mineralization and enzyme activities in a hill pasture: influence of season and slow release P and S fertilizer. *Soil Biology and Biochemistry*. 27, 1431-1443 p.
- Salmon S., Ponge J.F. és Van Straalen N.M. (2002): Ionic identity of pore water influences pH preferences in Collembola. *Soil Biology and Biochemistry*, 34. 1663-1667 p.
- Scheu S., Theenhaus A., Jones, T.H. (1999): Links between the detritivore and the herbivore system: effects of earthworms and Collembola on plant growth and aphid development. *Oecologia* 119. 541–551 p.
- Seres A., Bakonyi G., Posta K., (2003): Ugróvillások (Collembola) szerepe a *Glomus mosseae* (Zygomycetes) arbuskuláris mikorrhiza gomba terjesztésében. *Állattani Közlemények* (2003) 88(1): 61-71 p.

- Shannon Claude E. (1948): *A Mathematical Theory of Communication*, Bell System Technical Journal, Vol. 27. 379–423, 623–656 p.
- Shannon C. E., Weaver, W. (1949): *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Shannon C. E., Weaver, W. (1986): *A kommunikáció matematikai elmélete*. Országos Műszaki Információs Központ és Könyvtár, Budapest.
- Siepel H. (1995): Applications of microarthropod life-history tactics in nature management and ecotoxicology. *Biology and Fertility of Soils*, 19. 75-83 p.
- Siepel H. (1994): Life-history tactics of soil microarthropods. *Biology and Fertility of Soils* 18. 263-278 p.
- Simon B., Gál A., Marosfalvi Zs., Hegyemegi P., Szeder B. és Michéli E. (2011): Az ENVASSO Projekt által kidolgozott módszertan tesztelése az erózió okozta talaj biodiverzitás csökkenés mérésére. *Agrokémia és Talajtan*. Akadémiai Kiadó. Volume 60, No. 1. 245-258 p.
- Slauson W.L., Cade B.S., Richards J.D. (1994): User Manual For BLOSSOM Statistical Software Midcontinent Ecological Science Center National Biological Survey 4512 McMurry Ave. Fort Collins, Colorado 80525
- Stefanovits P. (1992): *Talajtan*. Mezőgazdasági kiadó. Bp.
- Szabó I. M., (2008): Az általános talajtan biológiai alapjai. Magyar Mezőgazdasági Kiadó 210-218 p.
- Szegi T., Micheli E. és Tombácz E. (2005): Improving management properties of sandy soils by organomineral additives. *Cereal Research Communications*, Vol. 33 No. 1. 353-356 p.
- Szelényi G. (1957): Állattársulási kategóriák. *Állattani Közlemények*, 46, 125-138 p.

- Szűcs I. (2004): *Alkalmazott Statisztika*, Agroinform Kiadó, Budapest.
- Tömösvári Ö. (1883): Magyarországon talált *Smynturus* fajok. *Természetrizsi füzetek*. Budapest. 7: 31-38 p.
- Traser Gy., Thibaud J.-M. és Najt J. (1993): Deux nouvelles espèce de Collemboles (Insecta) de Hongrie. *Bonner Zool. Beitr.* Bd. 44 H. 3-4, Bonn, 221-224 p.
- Van Straalen N.M. és 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 p..
- Van Straalen N.M. (1998): Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology*, 9. 429-437 p.
- Várallyay Gy. (1984): Magyarországi homoktalajok vízgazdálkodási problémái. *Agrokémia és Talajtan* 33. 1.-2. 159-169 p.
- Volk G. M. és Hensel D. R. (1969): Aggregation of mineral and organic matter in Rutlege, Ona, and Leon fine sands of the Southeastern Costal Plains. *Soil Science* Vol. 110. 333-338 p.
- Walkley A. (1947): A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Sci.* 63. 251-263 p.
- Wellington E. et al.: INDEX 2002. EU pályázat.
- Wickenbrock L and Heisler, C. (1997): Influence of earthworm activity on the abundance of collembola in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 29, No. 3/4. Pp. 517-521 p.
- Winkler H. & Kampichler C. (2000): Local and regional species richness in communities of surface-dwelling grassland Collembola: indication of species saturation. *Ecography*, 23. 385-392 p.

Wischmeier W. H., and Smith. (1965): Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains – Guide for selection of practices for soil and water conservation. USDA. Agr. Handbk. No. 282.

Wischmeier W. H., and Smith. (1978): Predicting rainfall-erosion losses – A guide conservation planning. USDA. Agr. Handbk. No. 537.

Wolters V. (2001): Biodiversity of soil animals and its function, Eur. J. Soil Biol. 37 (2001) 221–227 p.

Zicsi A. (1974): Eine neue Demdrobaena-Art (Oligochaeta: Lumbricidae) aus Griechenland. – Acta Zool. Acad. Sci. Hungar. 20: 449-451 p.

Zsolnay, A. et al.: INDEX 2002. EU pályázat

Zsolnay A. és Görlitz H. (1994) Water extractable organic matter in arable soils: effects of drought and long-term fertilization. Soil Biology and Biochemistry. 26, 1257-1261 p.

[www.dinpi.hu](http://www.dinpi.hu)

[www.envasso.com](http://www.envasso.com)

[www.soil-index.com](http://www.soil-index.com)

<http://www.nhmus.hu/modules.php?name=KozmuvelodesAkt&op=programok>

## „B” MELLÉKLET

B1. melléklet: Saját mintákból származó ugróvillások fotói





*Orchesella cincta* (fotó: Szeder, 2005)



*Entomobrya handshini* (fotó: Szeder, 2005)



*Entomobrya multifasciata* (fotó: Szeder, 2005)



*Isotoma viridis* (fotó: Szeder, 2005)



*Folsomia penicula* (fotó: Szeder, 2005)



*Ceratophysella armata* (fotó: Szeder, 2005)









(fotó: Szeder, 2005)



(fotó: Szeder, 2005)

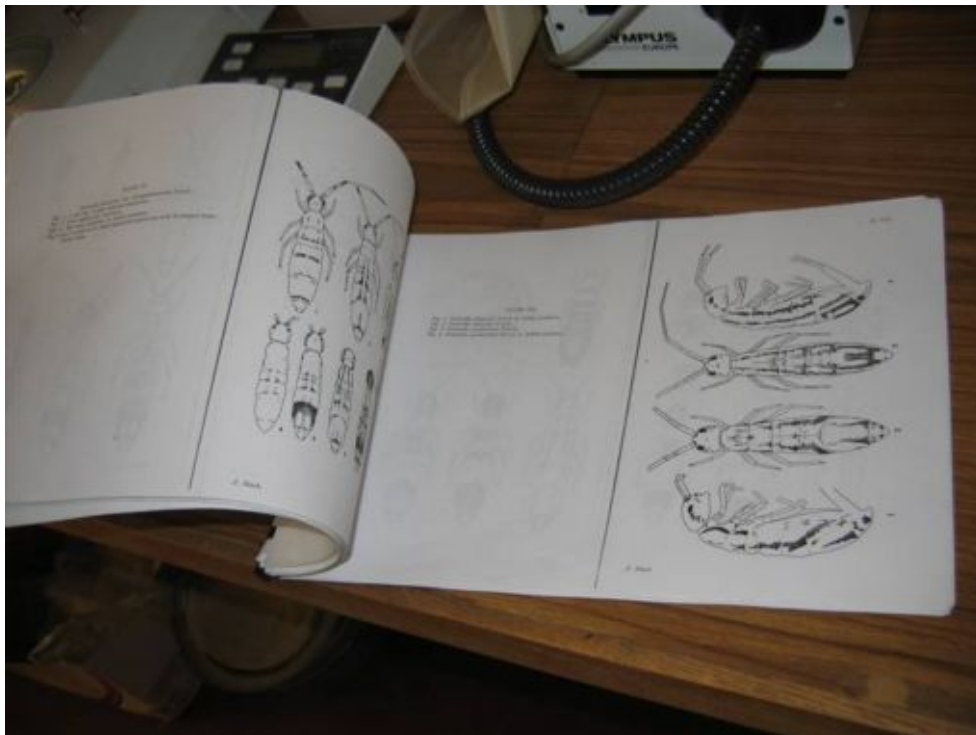
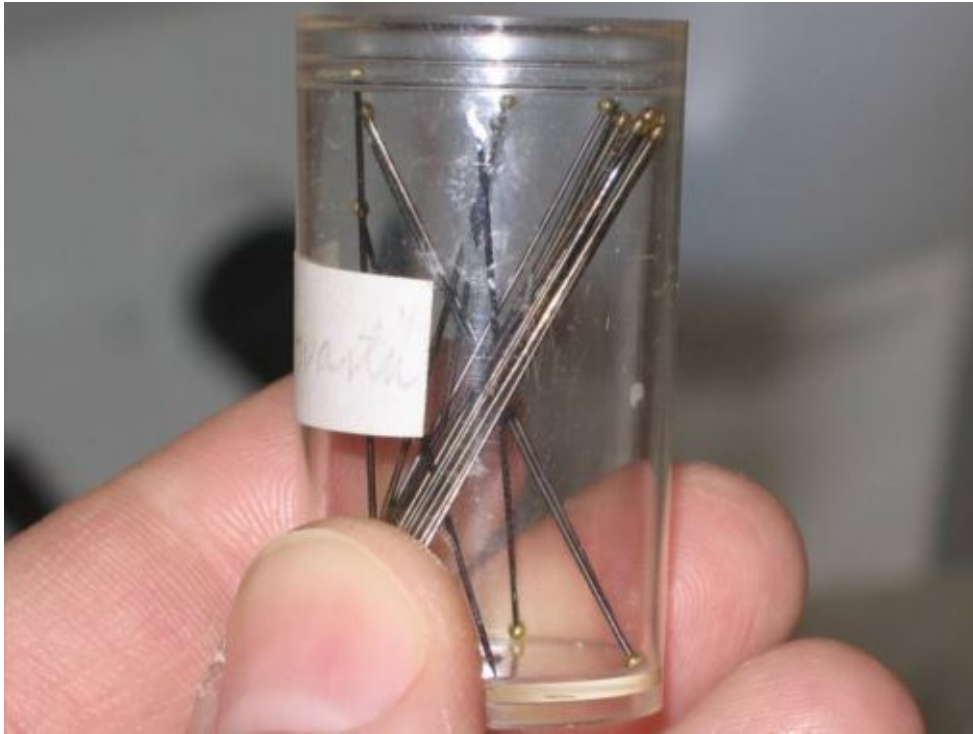


(fotó: Szeder, 2005)



(fotó: Szeder, 2005)

B2 melléklet: Pillanatképek az ugróvillások határozásáról, számlálásáról





## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnék köszönetet mondani mindenkinek, akikre a kutatási munkáim és disszertáció elkészítése során számíthattam, és segítséget kaptam.

Köszönettel tartozom Michéli Erika Professzorasszonynak a témavezetésben nyújtott segítségért, útmutató tanácsokért.

Köszönöm Dombos Miklós külső konzulensi segítségét, aki munkám ugróvillások vizsgálatával kapcsolatos részében nélkülözhetetlen segítségemre volt.

Köszönettel tartozom Traser Györgynek az ugróvillás fajok határozásában nyújtott segítségéért.

Köszönetet mondok Simon Barbarának a munkám során nyújtott sok segítségért, továbbá Csuzdi Csabának és Marosfalvi Zsófinak a földigiliszta fajok határozásáért.

A laboratóriumi mérések, és a terepi vizsgálatok során nyújtott segítségéért köszönet illeti, Büttner Sarolta laborvezetőt, Fuchs Márta, Csibi Melinda, Szegi Tamás, Hegymegi Péter, Gál Anita munkatársaimat, diáktársaimat.

Külön szeretnék köszönetet mondani Makádi Mariannának Nyíregyházán nyújtott segítségéért.

A munka támogatásáért köszönetet mondok az OTKA (D 048592) számú pályázat támogatásának. Az INDEX, Nr. GOCE-CT-2003-505450 sz. projekt keretében került sor a vízben oldható szén mennyiségének meghatározására. Ezért köszönet mondok Junko Akaginak a Környezeti és Egészségügyi Kutató Centrumban (GSF – Neuherberg, Németország) végzett vizsgálataiért. A vízben oldható szénhidrátok; valamint az ureáz, és  $\beta$ -glükozidáz aktivitás meghatározásáért köszönet Felipe Bastida Lopeznek, aki Spanyolországban (CEBAS, Murcia) az INDEX Pályázat (Nr. GOCE-CT-2003-505450) keretében végezte a vizsgálatokat.

Végül szeretném megköszönni családomnak és barátaimnak a támogatásukat.