

**Nyugat-Magyarországi Egyetem  
Erdőmérnöki Kar**

**Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok  
Doktori Iskola**

**Erdei ökoszisztémák ökológiája és diverzitása program**

**Doktori (Ph.D.) értekezés**








**Erdőtalaj meszezésének hatása egy bükkös  
faállomány páncélosatka faunájára  
(Acari: Oribatida)**









**Készítette:  
Szemerey Tamásné  
Okl. erdőmérnök, növényvédő szakmérnök**

**Témavezető: dr. hc. Dr. Szodfridt István**

**Sopron  
2004**

## Tartalomjegyzék

	1. Bevezetés	1
	2. Irodalmi áttekintés	3
	2.1. Az erdőtalajok meszezésének szükségessége	3
	2.2. Az erdőtalajok meszezésének célja	5
	2.3. A meszezés következményei	6
	2.4. A talajlakó páncélosatkák (Acari: Oribatida ) jellemzése	8
	2.5. Indikátor szerep lehetősége	13
	2.6. Meszezési kísérletek elemzése	15
	3. Anyag és módszer	20
	3.1. A kísérleti terület jellemzése	20
	3.2. Termőhelyleírás	23
	3.3. Dendrometriai felvételezés	24
	3.4. A kísérlet elrendezése és az alkalmazott javítóanyag	24
	3.5. Talajmintavételi alkalmak időbeli eloszlása	24
	3.6. A gyűjtés és feldolgozás módja	26
	3.7. Az eredmények kiértékelésénél alkalmazott módszerek	29
	3.7.1. Abundancia, dominancia, frekvencia értékek	29
	3.7.2. A kezelések hatásának kiértékelése -Mann Whitney próba	29
	3.7.3. A diverzitás és a fauna hasonlóság mérésére használt módszerek leírása	30
	4. Eredmények	34
	4.1. Talajtani eredmények	34
	4.1.1. Aljnövényzet	34
	4.1.2. Dendrometriai felvételezés eredménye	34
	4.1.3. Talajtani vizsgálatok	35
	4.2. Faunisztikai és rendszertani eredmények	38
	4.3. Abundancia-dominancia-frekvencia értékek	44
	4.3.1. Abundancia- dominancia- frekvencia értékek a meszezés után 1 évvel	45
	4.3.2. Abundancia- dominancia- frekvencia értékek a meszezés után 2 évvel	49
	4.3.3. Abundancia- dominancia- frekvencia értékek a meszezés után 7 évvel	52
	4.3.4. Abundancia- dominancia- frekvencia értékek a meszezés után 12 évvel	56
	4.4. Mennyiségi elemzés	61
	4.4.1. Mennyiségi változások 1992-ben	62
	4.4.2. Mennyiségi változások 1993-ban	63
	4.4.3. Mennyiségi változások 1998-ban	64
	4.4.4. Mennyiségi változások 2003-ban	66

	4.5. A páncélosatka közösség populáció dinamikai jellemzői	70
	4.6. Azonos kezelések összehasonlítása	71
	4.7. Domináns fajok átlagos egyedszám változása	73
	4.7.1. <i>Chamobates voigsti</i> (Oudemans, 1902)	73
	4.7.2. <i>Dissorhina ornata</i> (Oudemans, 1900)	75
	4.8. Abundancia-pH összefüggés vizsgálat	77
	4.9. Fauna hasonlóság, diverzitási értékek elemzése	80
	4.9.1. A meszezés után 1 évvel (1992)	80
	4.9.2. A meszezés után 2 évvel. (1993)	85
	4.9.3. A meszezés után 7 évvel. (1998)	89
	4.9.4. A meszezés után 12 évvel. (2003)	96
	5. Az eredmények összefoglalása	99
	5.1. Talajvizsgálati eredmények	99
	5.2. Faunisztikai eredmények összefoglalása	100
	6. Tézisek	104
	7. Köszönetnyilvánítás	106
	8. Felhasznált irodalom	107
	9. Mellékletek	114



## 1. BEVEZETÉS

Magyarországon az erdőállományok nagyjából savanyú erdőtalajon, részben savanyú réti talajon és savanyú öntéstalajon jöttek létre. Savanyú talajképző kőzeten alakultak ki, vagy bázikus kőzeten, és a kilúgozási folyamatok eredményeképpen fejlődtek savanyú kémhatásúvá.

Az évszázados emberi beavatkozás eredményeként, —elsősorban a légszennyező anyagok talajba kerülésének következtében— az erdőtalajok fizikai és kémia állapota romlik. A talajsavanyodást az ökológiai rendszeren belüli, az ökoszisztémára jellemző savanyúság, (például nitrifikáció), vagy a rendszerbe kívülről bekerült (légszennyező anyagokkal a talajba jutott savterhelés) savanyúság együttesen okozza. Míg a legtöbb esetben az erdei ökoszisztémák képesek a belső savanyodást pufferolni, addig az ipari tevékenységből származó savanyító hatású légszennyező anyagok és a csapadék hatását már nem. A változások Európa talajaiban számszerűen is kimutatható –fizikai és kémiai- talajkárosodást eredményeznek, melynek következtében a termesztett növénykultúrák termésnövekedése és beltartalmi értékük romlása áll elő.

A mezőgazdasági tevékenységgel foglalkozó ágazatok a savanyú talajok javításának szükségességét már közel kétezer évvel ezelőtt felismerték. Napjainkban az intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló területek mintegy 45%-a, közel 2,8 millió hektár termőföld szorul javításra (Schmidt, 1998).

Erdőterületeink talajainak mintegy 60%-a savanyú kémhatású. Feltalajukban, az utóbbi évtizedekben erőteljes savanyodás mutatható ki. Előidézője elsősorban a savanyú csapadék és a légköri kiülepedés, valamint a helytelen fafaj megválasztásos elegyetlen fenyőállományokat létesítő erdőgazdálkodás.

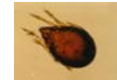
## **Kutatási célkitűzés**

1991-ben dr. Bellér Péter vezetésével, az EFE Termőhelyismerettani Tanszékén, Sopron környéki savanyú talajon álló erdőállományokban hosszú távú meszezési kísérlet kezdődött. A kísérlet a savanyú erdőtalajok javítási lehetőségének vizsgálatát tűzte ki célul, elméleti és gyakorlati oldalról egyaránt.

E kísérlet részeként talajzoológiai vizsgálatot végeztem. Tesztállatként a talajmezofauna egyik legnagyobb csoportját alkotó páncélosatkákat (Acari: Oribatida) választottam.

A fontosabb kutatási célkitűzések és kérdések- vizsgálataim során- az alábbiak voltak:

- A vizsgálati terület Oribatida közösségének leírása a talajmintákból gyűjtött fajok alapján és fajlista készítése;
- Faunaelemzés (faunára új fajok, ritka fajok);
- Hatással van-e a meszezés a talajfauna általam vizsgált csoportjára;
- Változik-e a meszezés következtében a populáció nagysága (abundancia vizsgálatok);
- Változnak-e a dominancia - viszonyok a meszezett parcellákon;
- Változik-e a páncélosatka közösség összetétele a meszezett területeken (diverzitás vizsgálatok, hasonlósági vizsgálatok);
- Vannak-e kifejezetten indikátor fajok a közösségben, amelyek érzékenyen és gyorsan reagálnak, akár pozitívan, akár negatívan, a meszezés okozta fizikai és kémiai változásokra;
- Mennyire tartós a meszezés hatása, az időben meddig mérhető;
- Kedvezőtlen hatás esetén képes-e a páncélosatka populáció, vagy a domináns fajok a regenerálódásra, és ha igen, mennyi idő alatt.



## 2. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 2.1 Az erdőtalajok meszezésének szükségessége

A talajsavanyodás természetes folyamat a pozitív vízmérleggel rendelkező területeken. A talajélet savakat termel: a növényi gyökerek a kationadszorpció során és savanyú az erdei alom bomlásterméke is. De savanyodást kiváltó okok között szerepelhet savanyú talajképző kőzet, éghajlati tényező, a domborzati és hidrológiai helyi hatások, biológiai, ipari és urbanizációs hatások együttese. A légköri szennyezések által okozott savanyúság döntő része száraz és nedves ülepedéssel közvetve vagy közvetlenül a talajra kerülhet.

Európában, évtizedek óta, az erdők meszezését és trágyázását nem elsősorban a faanyag hozamának növelése céljából végzik, hanem azért, hogy az erdei ökoszisztémák funkcióit hosszú távon biztosítani tudják. Elsődleges szempont a talaj-, és vízvédelem valamint a táplálkozási zavarok csökkentése, amelyet alapvetően a talajhasználat és a légszennyezés okoznak. Az ökoszisztémák stabilitása szempontjából központi kérdés, hogy a gyors talajsavanyodás hatására az adszorpciós komplexekben bekövetkező bázisionok csökkenés, bizonyos kompenzációval visszafordítható legyen (Ulrich, 1985; Feger, 1993, 1996).

A közép- és észak-európai nagyterületű erdők melioratív meszezésének az a célja, hogy az erdőtalajokat ért kedvezőtlen, és jól mérhető hatásokat csökkentsük, s ezzel növeljük az erdőtalajok csökkenő pufferképességét (pl. Hildebrand, 1996). Ezzel erdőtalajaink középtávon ismét egyensúlyba kerülhetnek, ami a fák egészséges táplálását és szűrőképességük javulását szolgálja, különös tekintettel a hidroszférára (Ulrich, 1986). Az e témakörben végzett tartamkísérletek megállapítják, hogy a meszezés évtizedekig tartó hatása kedvező az avarbontásra, melynek következtében az ásványi feltalaj tároló képessége nő (Derome, 1990). További következményként jelentősen javul az ásványi talajban a gyökérnövekedés. Magas nitrogénülepedés mellett viszont, a meszezés negatív hatással lehet a hajszálgyökerekre (Persson, 1990).

Az erdőket nagy kiterjedésben érő, a légkörből származó savas-, és nitrogén-vegyületek felhalmozódásának hosszú távú mérései alapján megfigyelhető, hogy a nem meszezett, savanyú alapkőzeten keletkezett talajok egy része már a kritikus terhelési tartományban van, mivel a talajokpuffer képessége elérte a lehetséges felső határt (Nebe-Weiss, 1991). Az elemkörforgalmi mérések adatai szerint az erdőtalajokban magas a nettó-báziselem

kimosódás, aminek következtében a talaj savanyodik és pufferkapacitása csökken. A talajsavanyodási folyamat üteme az utóbbi évtizedben csökkent, ami a korábbi és a mai kutatási eredmények segítségével nyomon követhető (Feger et al. 2000). Ennek ellenére kimutatható, hogy az 1927-es mérési eredményekhez képest, pl. a Schwarzwaldban Odenwald térségében az 1990-es mérések pH-értékei 1-gyel, de volt, ahol 2-vel alacsonyabbak lettek. Ez azt jelenti, hogy az aktív hidrogénionok mennyisége mintegy hatvan év alatt 10 ill. 100-szorosára nőtt. A savas terhelés következménye a talajok növekvő talajsavanyodása, a bázisionok, – úgymint a magnézium, a kalcium ill. a kálium – kimosódása. Mivel ezek az elemek részben befolyásolják a talajok pufferkapacitását is, kimosódásukkal csökken a talajok pufferkapacitása. Másrészt azonban a létfontosságú makrotápelemek hiánya az állományok kiegyenlített tápelem-háztartásában is jelentkezik. Nyugat-Európa közép- és magashegységi erdeiben a 80-as években nagy területeken lépett fel magnéziumhiány. Az erdők egészségi állapotának vizsgálata keretében Nyugat-Európában meghatározták a bázistelítettség mértékét. Baden-Württemberg erdeiben, a rhizoszférában, a kilúgozott vagy savanyú alapkőzetten képződött talajoknál, a kicserélhető bázisok részaránya sok esetben nem érte el a 10 %-t. Tovább vizsgálva a gyökérszóna alatti talajok állapotát, ugyanez volt megállapítható. Ez azt jelenti, hogy az ilyen térségben az ivóvizek minősége akut veszélyben van, mivel a savas anyagokat a talaj nem, vagy csak igen kis mértékben képes pufferolni.

A talajsavanyodási folyamatok nem csak az erdőtalajok kémiai állapotára hatnak, hanem a mikroorganizmusok életterére, azok talajszerkezet-képző aktivitására egyaránt, (Ammer-Makeschin, 1994; Dogan, 1994), de a nitrogén stabil tárolására (Breiner, 1990) és az erdőtalajok ökológiai tulajdonságaira is. 5 alatti pH érték esetén a makrofauna, pl. Lumbricidae egyedek élettevékenysége erősen korlátozott (Eisenbeis, 1996; Lamparski, 1988). Jelentősebb talajsavanyodás esetén már a bakteriális tevékenység is nagymértékben csökken, és csak néhány kisebb biológiai aktivitással működő gomba vesz részt a lebontási folyamatokban (Szabó, 1986; Kolk et al., 1992; Lorenz et al., 2001).

Az ökoszisztémákban végbemenő ért talajsavanyodás és az ennek következtében fellépő bázision-csökkenés hatását a következőben lehet összefoglalni:

- nő a talaj- és az erdőállományok elégtelen tápanyag-ellátottságának veszélye;
- nő a szilikátok, mindenképp az agyagásványok mállásának ill. instabil állapotba kerülésük veszélye;
- nő az agyagásvány-komplexek kicserélő felületein az alumínium-hidroxidok blokkoló hatása;

- az adszorpciós komplexekben a kalcium, a magnézium és a kálium részaránya csökken, mivel az adszorpciót követően a talajoldattal kimosódnak;
- A megnövekedett alumínium- és a csökkenő bázisionok mennyisége rontja a növényi gyökerek életfeltételeit;
- a tápanyag-körforgalom a felső talajsziintekre, extrém esetben a felhalmozódott humuszsziintre korlátozódik;
- Erősen savanyú körülmények között a baktériumok tevékenysége gátolt, ill. a földgiliszták intenzív talajjavító tevékenysége elmarad;
- Romlik a talajszerkezet, a talajlevegőzöttség, valamint a nitrogéntároló-képesség;
- Egyre nagyobb területen lép fel magnézium-, majd ezt követő káliumhiány, esetleg egyéb tápanyaghiány.

### **2.2 Az erdőtalajok meszezésének célja**

A savanyodást, a bázisionok kimosódását, valamint a nitrogéntúltáplálás negatív biológiai, kémiai és az ökoszisztémát érintő kedvezőtlen hatásait az erdőtalajok meszezésével úgy lehet kompenzálni, hogy a talajok csökkent termőképességét fokozatosan vissza tudjuk állítani. A cél a tápanyag-körforgalom javítása és stabilizálása, az avarbontó mikroorganizmusok aktivitását korlátozó tényezők csökkentése, az erdőtalajok pufferképességének javítása, és az adszorpciós komplexek bázisionokkal való nagyobb mértékű telítettségének biztosítása. Azt a szénkészletet, amely átmenetileg növekvő mennyiségben halmozódik fel az erősen savanyú humuszzakkumulációs szintben, stabil, biológiailag értékes mullhumusszá kell alakítani. A nagyobb biológiai aktivitás ismételten a talaj szerkezetének javulásához és a makropórusok részarányának növekedéséhez vezet. A talaj biológiai aktivitásának növekedése és az ásványi talajban a szénkészletek tartós emelkedése, a talajok nagyobb nitrogénmegkötő-képességét eredményezi. A meszezés szükségességének megítéléséhez meg kell vizsgálnunk a humuszsziint vastagságát és szerkezetét, a talaj kémiai állapotot, úgymint a pH-t, a kalcium-telítettséget az organikus szintekben, a bázistelítettséget az ásványi szintben valamint a kalcium-alumínium arányt a talajoldatban (Derome, 1986; Huttli, 1998)).

A meszezés élénkíti a mineralizációt, aminek hatására az avar és a felhalmozódási szintben jelenlevő szerves anyag egy része lebomlik. E folyamatok hatására a szerves humuszsziint egy része a lebontás során bekerül az ásványi talaj humuszos szintjébe. Az alapközet alapján is



különbség a meszezés szükségességét illetően. Ebben a tekintetben az egyes ökoszisztémák is különbözhetnek.

A túlevelűek koronája a légszennyező anyagokból jóval nagyobb mennyiségű káros- és savas anyagot szűr ki, mint a lombosoké. Ez azt eredményezi, hogy a túlevelűekben nagyobb savas depozícióval kell számolni, s ennek következtében nagyobb lehet a meliorációs meszezés szükségessége is. Az eredmények azt mutatják, hogy a savas depozíció következtében fellépő talajsavanyodás már a lombosokban is olyan mértékű, hogy szükségszerű a melioratív meszezés. Ez a probléma elsősorban a homokos, nagyobb szemcséjű talajokban jelentkezik. Az erdőtalajok melioratív meszezése szükségességének korai felismerése a termőhelyi adottságoktól függően csak részben lehetséges, mivel a termőhelyek leírása csupán a humuszforma szintenkénti leírásán és a vegetáción alapul, ami az aktuális nitrogén és savas anyagok terhelésének mennyiségére nehezen adaptálható. A meszes alapkőzetten létrejött, bázisgazdag talajok meszezése általában nem szükséges. Azoknál az állományoknál, ahol a terepi felvételek alapján egyértelműen nem határozható meg a meszezés szükségessége, a melioratív meszezés tervezése előtt a feltalaj kémiai talajállapotának laboratóriumi vizsgálata szükséges. Amennyiben az állományokban tápanyagellátottsági problémák is jelentkeznek, lombanalízis is szükséges. Napjainkban, a melioratív meszezések célja a termőhelyek leromlásának megakadályozása (Schüler, 1995).

### **2.3. A meszezés következményei**

A tartósan ható meszezés a talajt érő savas ülepedés negatív hatásainak kompenzálásra szolgál, amivel a talajok szűrő- és pufferoló képessége hosszú távon is fenntartható. A meszezés pozitív hatása az erdőtalajok növekvő nitrogéntároló-képessége is, ami az ásványi humuszszintek szervesanyagának javuló minőségű kötéseivel magyarázható. Az erdők talajának trágyázása során a kiadagolt mennyiséget úgy kell megválasztani, hogy veszélyeit, pl. nitrifikációs lökést teljes egészében kivédjük, vagy kizárjuk ill. minimálisra csökkentjük. A gyökérszóna savanyodása és a bázisionokban való elszegényedése az erdőállományok kiegyenlített táplálását veszélyeztetik. A mész alkalmazásával az erdőtalajokban a pH-emelése mellett, a kicserélhető bázisok növekedésével és jobb magnézium-ellátottsággal is számolhatunk. A levélelemzések alapján megállapított tápanyag hiányok (pl. a 10 éve erősödő kálium-hiány) a kompenzációs kezeléseknél ugyancsak orvosolhatók és az egyéb szükséges tápanyag-kiegészítések elvégezhetők (pl. kálium-szulfát, nyersfoszfát). A kellő mértékű meszezés képes a savterhelést pufferolni. A sav pufferolása mellett a talaj pH-jának emelkedése a talajmikroorganizmusok életfeltételeit is javítja, ami nagyobb mértékű biológiai

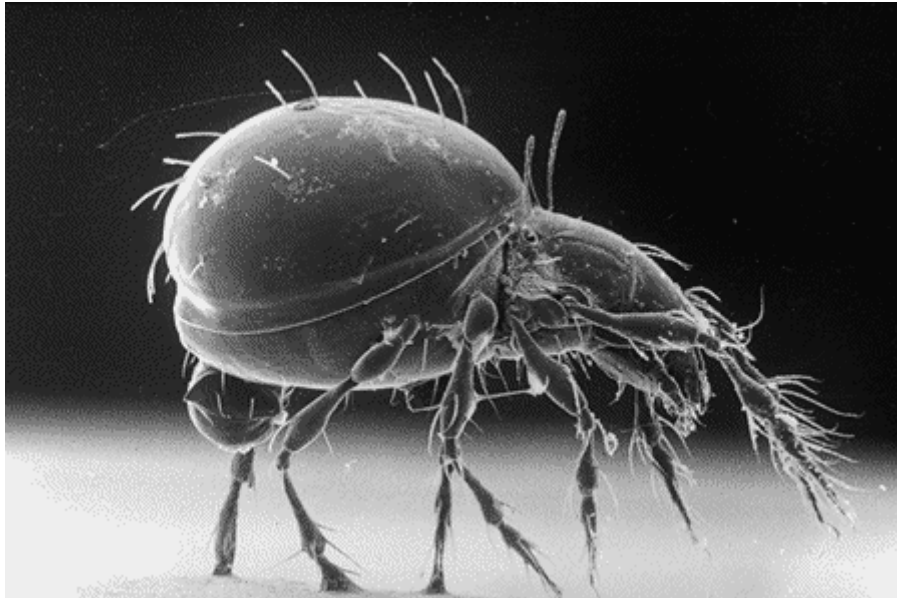
nitrogén-tárolást tesz lehetővé a talajban. A külső légkörből származó, eltérő mennyiségű savterhelést és termőhelyi különbségeket is figyelembe kell venni, a meszezés dózisének megállapításakor. Ez különösen figyelemre méltó azokon a termőhelyeken, ahol nagymértékű eltérés mutatható ki a depozíció mértékében. A meszezéssel a következő célt követjük:

- a talaj felszínére kerülő savak mennyiségének pufferolása,
- a talajoldatban és az adszorpciós komplexekben csökkentjük a savasan ható ionok mennyiségét,
- szerves humuszsint biológiai átalakítása és az ásványi humuszsintbe történő bedolgozása,
- olyan talajkörnyezetet alakítsunk ki, amelyben a talajélőlények, különösen a mélyre ható földigiliszták intenzíven tudnak működni,
- az erdőtalaj adszorpciós képességének javítása a gyökérszónában,
- a hajszálgyökerekkel feltárt talajmélység tartós növelése,
- a bázisellátottság növelése (Mg, Ca, K) a feltalajban,
- az ásványi talajok pufferképességének növelése,
- a levelek tápanyag- és bázisellátottságának növelése
- mellékhatásként a talajban nitrogén-tárolás javítása,
- a fák jobb Mg-ellátottsága,
- a vízgyűjtők vízminőségének tartós javulása

A felmerülő veszélyek között kell megemlíteni a megnövekedett biológiai aktivitás következtében létrejövő mineralizációs lökést. A humusz felhalmozódási szintben (A<sub>oo</sub>, A<sub>o</sub>), a szerves kötésben lévő nitrogén a mineralizációs lökés következtében nitrát formában kerül a talajba, ill. a talajvizekbe. Ez a veszély a tartós légköri nitrogén-ülepedéssel tovább fokozódik. Ezért az óvatos adagolás javasolt (Schüler, 1995).

## 2.4. A talajlakó páncélosatkák (Acari:Oribatida ) jellemzése

A melioratív meszezéssel erőteljesen és hosszútávon avatkozunk be a talaj életébe. Ezért a talajjellemzők változásán túl azt is szükséges vizsgálni, hogy a meszezés milyen hatással van a talaj élővilágára. A talajlakó páncélos atkák (1. ábra) alkalmasak a reprezentatív vizsgálatra.



1. ábra Páncélosatka elektronmikroszkóppal készült képe (Oppiidae)<sup>1</sup>

A páncélosatkák rendszertani besorolásuk szerint a Csáprágósok (Chelicerata) altörzsén belül a Pókszabásúak (Arachnida) osztályába, az Atkák (Acari) alosztályba tartozó rend (Oribatida) (Papp, 1996).

Az erdei életközösségek domináns tagjai. Aktívan vesznek részt a szerves anyag lebontásában, a tápanyag – körforgalomban és a talaj szerkezet kialakításában (Kevan, 1955). A mezofauna egyik legnépesebb csoportját alkotják (1. táblázat Dunger, 1983).

Többségük szaprofita életmódú, valódi talajlakó, de megtalálhatók a talaj felszínén, az avarban, lágyszárúakon, alacsony növésű bokrokon, fakérgen, ágakon, és faleveleken is. Némelyek lehullott apróbb ágak, fenyőtűk belsejében maguk rágta lyukban élnek, a talajban gyökerek közelében (Phthiracaridae) (Hagvar, 1998). Legnagyobb számban az erdők üde talajában találhatók.

A bomló szerves anyagban gazdag erdei talajban négyzetméterenként több tízezer egyed is előfordulhat. Egyedszámuk más és más a különböző termőhelyeken, lombos és tűlevelű

---

<sup>1</sup> Forrás: <http://www.cciw.ca/eman-temp/reports/publications/Mixedwood/mites/mites2.htm>

erdőállományban, változik többek közt a fafaj vagy az avar bomlottsági foka szerint is, évszakok és számos egyéb tényező szerint. Legnagyobb egyedszámban a talaj felső 6-8 cm-ben és a fermentációs rétegben élnek. A talaj felsőbb rétegében a nagyobb testű, az alsóbb rétegében, a szűkebb talajpórusokban főként a kisebb testű fajok találhatók (pl. Fehér, 1954; Peterson et al., 1980; Ducarma et al, 2004).

1. táblázat A talajban élő szervezetek fontosabb csoportjainak átlagos egyedszáma (N) és testtömege (M) egy négyzetméteren (Dunger, 1984)

Csoport	N db/m <sup>2</sup>	M g/m <sup>2</sup>	Csoport	N db/m <sup>2</sup>	M g/m <sup>2</sup>
<b>MIKROFLÓRA</b>			<b>MAKROFAUNA</b>		
Baktériumok	10 <sup>14</sup>	100	Televényférgek	3*10 <sup>4</sup>	5
Sugárgombák	10 <sup>13</sup>	100	Giliszták	100	30
Gombák	10 <sup>11</sup>	100	Rovarlárvák	1500	1
Algák	10 <sup>8</sup>	20	Légylárvák	100	1
			Bogárlárvák	100	1,5
<b>MIKROFAUNA</b>			Százlabúák	30	0,4
Ostorosok	10 <sup>8</sup>	5	Ikerszelvényesek	100	4
Amőbák	10 <sup>7</sup>	5	Ászkák	30	0,4
Csillósok	10 <sup>6</sup>	5	Pókok	50	0,4
					0,2
<b>MEZOFAUNA</b>			<b>MEGAFANA</b>		
Fonalférgek	10 <sup>6</sup>	5	Gerincesek	0,01	0,1
<b>Atkák</b>	<b>7*10<sup>4</sup></b>	<b>0,6</b>			
Ugróvillások	5*10 <sup>4</sup>	1,5			

Magasabb rendű növények apróbb darabkáival, (makrofitofágok), baktériummal, algával, élesztővel, gomba hifával és spórával, pollennel. (mikrofitofágok) táplálkoznak, vagy akár válogatás nélkül fogyasztják az első két csoport választékát (panfitofág). Ez utóbbi csoportot nagyobb ökológiai plaszticitás jellemzi (Bhattacharyya, 1962; Luxton, 1972; Begon et al., 1986; Woolley, 1988; Evans, 1992). Jelentőségüket növeli, hogy minden aktív fejlődési alakjukban táplálkoznak. Az adult és az immature alakok táplálkozási szokásai különbözhetnek (Luxton, 1972).

Változatos táplálkozási szokásaik, valamint nagy számuk következtében a szerves anyag lebontásában jelentős részük van, annak ellenére, hogy a tápcsatornájukból kikerülő ürülék bomlottsága viszonylag kis mértékű. A makrofitofág és panfitofág fajok szájszervei

alkalmasak a darabolásra, tépésre. A szerves anyag feldarabolásával, ürülékgolyócskáik a mikroorganizmusok számára a jelentősen megnövelik a bontási felületet. A gomba micélium fogyasztásával az egyébként hosszú időre lekötött tápanyagok visszakerülnek a tápanyag-körforgalomba. Amíg a faanyag lebontásában a gombák dominálnak, a tápanyagtartalom kis mértékben csökken, mert a gombák beépítik a tápelemeket a szervezetükbe. Később, amikor a talajállatok is "megtámadják" a faanyagot, akkor nő meg a tápelemek kimosódásának mértéke (Edwards et al., 1970).

A páncélosatkák nagy része fungivorus, ezért különösen a kalcium mobilizálása nő meg ott, ahol a mezofauna döntő hányadát a páncélosatkák alkotják (Wallwork, 1983).

Jelentős szerepük van a mikroba-populációk szabályozásában. Egyrészt táplálkozásukkal megújulásra és ezzel fokozott lebontó tevékenységre serkentik azokat, másrészt testükön gomba spórákat hordoznak, és ezzel elősegítik az avar kolonizálását (Maraun, 1988).

Ürüléküket egyéb talajállatok és baktériumok újabb és újabb kolóniai hasznosítják.

A talaj szerkezetének közvetlen és közvetett kialakításában és fenntartásában jelentős szerepet játszanak (Peterson et al., 1982).

Számos szerző foglalkozik a páncélosatkák táplálkozási szokásaival, köztük (Luxton, 1972; 1981.a.; 1981.b; 1981. c.; 1981. d.; 1982) aki a dán bükkösökben végzett kísérlet-sorozata alapján listát is közöl, melyben az egyes fajokat táplálkozási csoportokba sorolja be. Az újabb kutatások a táplálkozási csoportokat szénhidrát-aktivitásuk alapján különböztetik meg (Behan-Pelletier, 1999).

Táplálkozásukat illetően az un „donor-controlled” csoportba tartoznak, azaz táplálkozásukkal közvetlen módon semmilyen hatással nincsenek a táplálékforrás képződésére (Begon et al., 1986).

A páncélosatkákat általában alacsony anyagcsere ráta, lassú fejlődés és alacsony termékenység jellemzi, ennek alapján tipikus K-stratégistáknak nevezhetők. (Behan-Pelletier, 1999).

Fejlődési idejük függ a hőmérséklettől. A kisebb testméretű fajoknak évente több generációja is lehet, míg a nagyobb testű fajok általában egy generációval jelentkeznek az év folyamán. Élettartamuk fajonként változó, pár hónaptól akár 1-2 év is lehet (Schenker, 1986). Hőmérséklet- és nedvességigényük fajspecifikus, és mindenképpen meghatározó számukra a faktorok együttes hatása (Kühnelt, 1955; Butcher, et al., 1971). Luxton populáció-dinamikai vizsgálati szerint (1981.a) az adult egyedek száma decemberben érte el a maximumot, és úgy

találta, hogy az összefüggésben volt a maximális avar mennyiséggel és annak nedvességtartalmával.

Hasonló eredményre jutott Szabó (1986), aki egy Sopron környéki rendzinatalaj avarjában és fermentációs rétegében vizsgálta a mezofauna létszámának alakulását. A fauna július-augusztus idején érte el létszáma mélypontját, ami egybeesett az avar nedvességtartalmának minimumával. Brauns (1986) egyetlen faj – a *Hermannia gibba* (C. L. Koch, 1839) – esetében egy februártól ápriliséig tartó egyedszám növekedést követően, egy nyári minimumot talált, amit novemberben egy maximális egyedszám követett.

A páncélosatkák talajsavanyúság iránti érzékenységére vonatkozó irodalmi adatokat a 2.5 fejezetben részletezem.

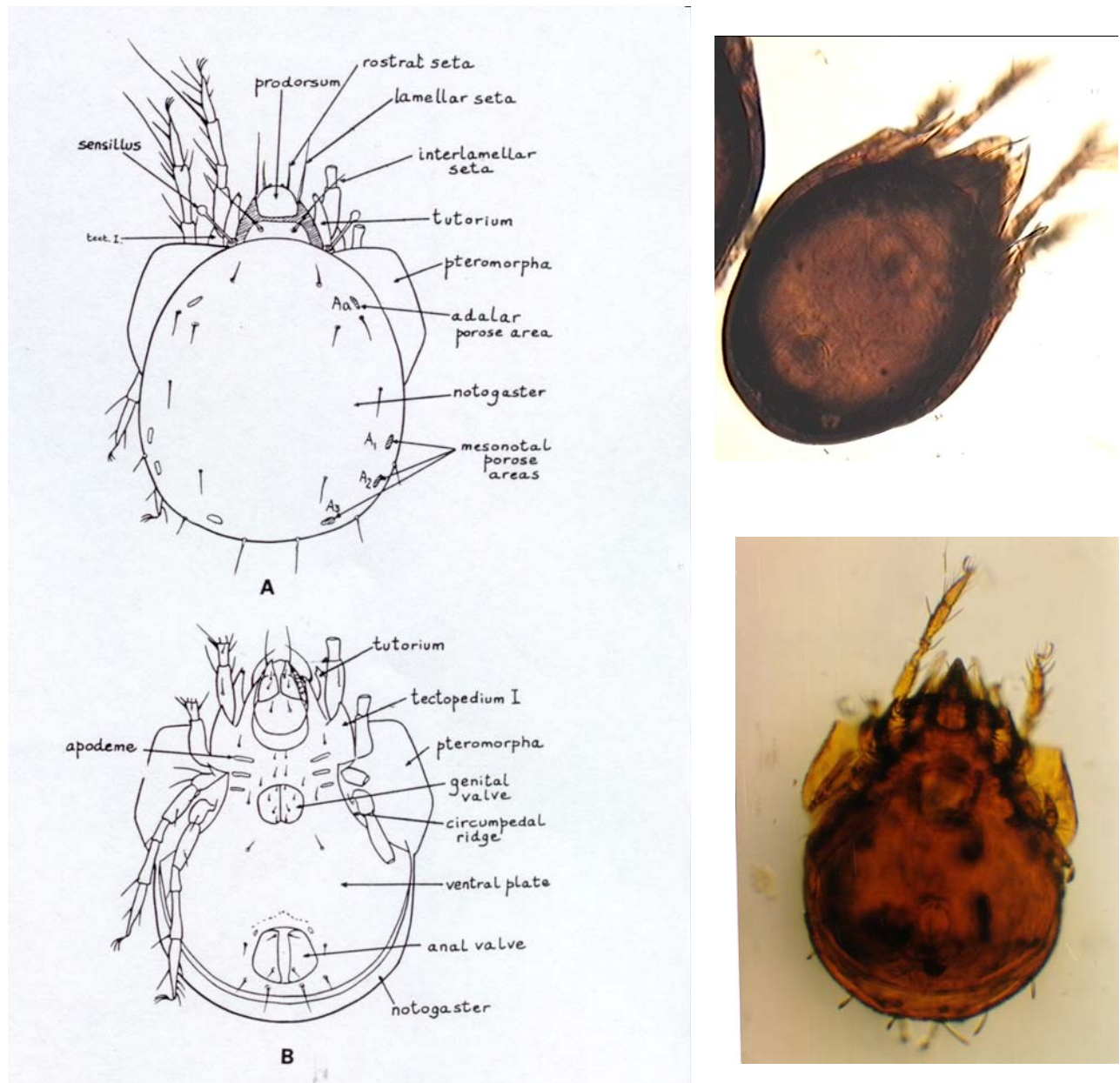
A talajflóra és talajfauna összetétele és a talajformálásban betöltött szerepe a földrajzi szélességgel változik. A mezofaunához tartozó páncélosatkáknak a mérsékelt övi erdők humuszos talajában van a legnagyobb jelentősége. A boreális erdők nagy nedvességtartalmú talajában a mikrofauna és a mikroflóra, míg a trópusokon a makrofauna szerepe a döntő.

A mérsékeltövi erdőtalajokban az ásványi anyagok mineralizációja és a humuszképződés, kedvező esetben egyensúlyban van. A legjellemzőbb humuszforma itt a moder, amelynek kialakulása a páncélosatkák és az ugróvillások felaprító tevékenysége nélkül nem volna lehetséges. A szervesanyag kémiai degradációját a baktériumok és gombák végzik, de a talajfauna mechanikai aprózása nélkül valódi moder nem is alakulna ki. (Szabó, 1986; Begon et al, 1986).

### **A páncélosatkák testfelépítése**

Főbb testtájak és a testtájak és azok latin nevei a 2. ábrán láthatók. Testfelépítésük részletes ismertetése, és a határozáshoz szükséges morfológiai ismeretek leírása Balogh és Mahunka (1980) határozó kötetében található meg.





2. ábra Magasabb rendű páncélosatka testfelépítése (Evans, 1992). A háti és hasi oldalt mutató fényképek a szerző saját felvételei.

Testnagyságuk és testfelépítésük változatos. Hasi oldaluk lapos, hátuk domború. Testhosszuk 0,1-1,0 mm között változik, többségük 0,3-0,6 mm. A kifejlett egyedek testét erős kitinpáncél fedi, amelyeken gyakran nyúlványok, lebenyek találhatók. Színük a világostól egész sötét barnáig változik. Váltivarúak. Fejlődési menetük: tojás, lárva, protonimfa, deutonimfa, tritonimfa, imágó. Köztük egy-egy előnimfa stádium is van, amikor felkészülnek a vedlésre.

## **Hazai kutatások**

Az Oribatidák az atkák az egyik legnagyobb csoportját alkotják. A világon több, mint 1000 nem, több, mint 6000 leírt Oribatida faja ismert. Ezt 1992-ben írta Balogh, és azóta ez a szám minden bizonnyal jócskán megemelkedett. Akkor becslése szerint, a leírt fajok száma a világ Oribatida faunájának mindössze a 20%-a lehetett.

Hazánk Oribatida faunájának kutatása mintegy 100 évre tekint vissza. Az első szórványos leírások után a folyamatos és rendszeres kutatások kezdete Balogh János nevéhez fűződik, aki az 1930-as évektől kezdve rendszeresen publikált a hazai Oribatida fajokról. Az ország több pontján gyűjtött, így pl. Nyugat-Magyarországon, Kőszeg környékéről írt le sok fajt. 1943-ban megjelent munkája az első jelentős hazai összefoglaló, amely már határozókulcsot is tartalmaz.

1960-ban kapcsolódott be a kutatásokba Mahunka Sándor, akinek munkássága, mind a hazai, mind a külföldi, - elsősorban trópusi területek kutatásával és rendszeres publikálásával - kiemelkedő jelentőségű. Hazai vonatkozásban nemzeti parkjaink és természetvédelmi területeink élővilágának feltárása a legjelentősebb.

A hazai fauna áttekintését célozta a Magyarország Állatvilága – Fauna Hungariae – sorozatban megjelent határozó kötet (Balogh és Mahunka, 1980), mely az Archoribatida alrenddel foglalkozik.

Magyarországon Mahunka (Mahunka és Mahunka-Papp, 2000) állította össze – egy teljes hazai faunát leíró összegző munka első lépéseként – a hazai Oribatida fajok listáját, mely alpmű ebben a témában. A szerző – ebben a publikációjában – 74 családhoz tartozó 479 faj magyarországi előfordulásáról ír.

## **2.5. Indikátor szerep lehetősége**

A fokozottan jelentkező környezeti stresszhatások miatt, az utóbbi évek kutatásainak középpontjában a bioindikátor fajok keresése áll. A környezeti változásokra az egyes talajlakók nem egyforma érzékenységgel reagálnak. A páncélos atkák egyes taxonjait számos tulajdonságuk alkalmassá teheti arra, hogy bioindikátor csoportként jelezhessék a környezeti változásokat. Előnyös tulajdonságuk, hogy nagy számban fordulnak elő, magas a diverzitásuk, könnyen gyűjthetők, minden évszakban gyűjthetők, az adult példányok



viszonylag könnyen meghatározhatók, többségük a szervesanyag tartalmú szintben él, és táplálkozás szempontjából vegyes csoportot alkotnak. Vannak taxonjaik alacsony szaporodási rátával és hosszú élettartammal. Kevés Oribatidára jellemző a szétszóródási kényszer, ami azt jelenti, hogy adott esetben nem menekülnek el valamely stresszhatás elől (Seastedt, 1984; Behan-Pelletier, 1999).

A páncélosatkák bizonyos karakterisztikái, alkalmasak lehetnek a talajjellemzők változásainak jelzésére. Ilyen például fajok szintjén a viselkedésmód, fejlődésmód; közösségi karakterisztikák alapján a fajgazdagság vagy táplálkozási módok; és biológiai folyamatok alapján például a tápcsatornából kikerülő szerves maradvány talajszerkezet formáló szerepe (Linden et al., (1994).

Van Straalen et al. (1997, 1998) szerint a talaj pH-ja az egyik alapvető faktor, amely meghatározza a Oribatidák abundancia és dominancia szerkezetét. Erre alapozva olyan bioindikátor kísérleti rendszert dolgozott ki a talaj savasságára, amelynek alapja a talajlakó ízeltlábúak (ugróvillások, atkák, ászkák) pH preferenciája. A vizsgált pH tartomány 2-9 érték között volt. 20 ízeltlábú fajjal végzett vizsgálatok alapján mindegyiknél megállapította az optimális pH tartományt és egy un. indikátor értéket.

Több fajtág tartomány jellemzett, de a leginkább preferált medián pH 2,9 és pH 7,6 közé esett.

Tapasztalata szerint három Oribatida, (a *Nothrus silvestris* Nicolet, 1855; a *Rhysotritia duplicata* (Grandjean, 1953)-és az *Odontocepheus elongatus* (Michael, 1879)), nem reagált a pH változásokra.

2 faj (*Adoristes ovatus* (C. L. Koch, 1839) és a *Hypochothonius rufulus* Oudemans, 1917) a pH preferencia alapján acidofilnek minősíthető, s további kettő (a *Pelops occultus* (C. L. Koch, 1835) és a *Platynothrus peltifer* (C. L. Koch, 1839)) alkalofilnek bizonyult.

Strenzke (1952) az Oribatidákat savasság tűrésük szerint 3 alapvető ökológiai csoportba sorolja: pH <6,5 (oligo), pH 6,5-7,5 (meso), pH >7,5 (poly). Vizsgálatai szerint az Oribatidák többsége számára a 6,5 alatti pH tartomány az optimális. Ezt a megállapítást saját kutatásom is megerősíti.

Moritz (1963) Németországban készült átfogó munkájában bizonyos fajok eloszlását a talaj pH értékével összefüggőnek találja.

Butcher et al (1971) az Oribatidákról írt részletes tanulmányában kifejti, hogy félrevezető lehet közvetlen összefüggést keresni az atkák abundancia értéke és a talaj pH-ja között, mivel a pH értéke iránti érzékenységet számos egyéb abiotikus és biotikus tényező befolyásolja. Többek között a hőmérséklet, a nedvességtartalom, a sótartalom, az avar minősége és bomlottsági foka, a talajállatok légzéséből származó anyagcsere termékek, s mindezek közös hatása kombinálódik a talaj savasságával.

Maraun et al (2000) szerint annak ellenére, hogy az Oribatidák többsége acidofilként ismert, eloszlásukat és abundanciájukat nem közvetlenül a talaj pH-ja határozza meg. A szerző két hasonlóan magas egyedszámú és hasonló diverzitású oribatida közösséget hoz fel példának két, eltérő savanyúságú moder talajban, Kanadában és Németországban. A hasonlóság okát abban látja, hogy a földigiliszták és más makrofauna elemek nem települtek még be az említett kanadai erdőállomány talajába és nem alakult át a moder humusz mull formává. A giliszták betelepítése több esetben együtt járt az Oribatidák egyedszámának csökkenésével. Ez azt jelzi, hogy az Oribatidák denzitásának változásával jellemzett talaj-pH változások valójában a humuszforma változását követik. A humusz-forma változása önmagában természetesen nem ad választ az Oribatida közösségek szerkezeti változásaira. A humusz-forma változásával, a pH mellett számos egyéb faktor is változik.

Maraun et al. a páncélosatka közösségek struktúráját meghatározó tényezőkről készített tanulmányában a „zavarást”, mint legfontosabb tényezőt említi, összefüggésbe hozva azt a talaj-pH-val, ugyanis a földigiliszták és egyéb marofauna elemek, (százlábúak, ászkák, stb.) elterjedése függ a talaj pH-jától. A moder humusz-forma kedvezőtlen számukra. Ha a változás a mull irányába tolódik el és betelepülnek a makrofauna elemek, akkor az Oribatidák egyedszáma hirtelen csökken.

## **2.6. Meszezési kísérletek elemzése**

Olyan hazai vonatkozású szakirodalmat, amely a meszezés talajmezofaunára, vagy Oribatidákra gyakorolt hatásával foglalkozott, nem találtam. Általában elmondható, hogy az Oribatidákkal kapcsolatos hazai kutatások többsége elsősorban taxonómiai jellegű.

Meszezési kísérletekről főleg azokban az országokban dolgozó kutatók számolnak be, ahol a savas eső, vagy a fokozódó savas depozíció miatt nagy kiterjedésű erdőkárok keletkeztek, vagy pedig termőhely romlással kell szembenézni.

A Finnországban és Svédországban beállított 20 éves meszezési kísérletek arról számolnak be, hogy a talajban nőtt a pH és a bázistelítettség, csökkent az oldható alumínium, a levelekben viszont nőtt a kalcium mennyisége és szűkült a szén-nitrogén arány (Derome 1986). Ugyanakkor jelentősen megváltozott a talajban a baktérium és a gombapopuláció összetétele, zavar támadt a fa-mikorrhiza kapcsolatban és drasztikusan megváltozott a talajfauna összetétele. Mivel a páncélosatkák nagy többsége gomba-hífával illetve spórával táplálkozik, a baktérium-gomba populációban kialakuló változások érzékenyen érintik ezt a faunacsoportot.

Egyes vizsgálatok szerint meszezés hatására jelentősen megváltozik a talajmikroflóra aktivitása, s ennek következtében nő a szerves anyagok lebontási rátája. Kreutzer (1995) vizsgálatai szerint a felszíni humuszréteg 23%-a bomlott le 7 éven belül. Ugyanakkor 170 kg/ha (-1) nitrogénvesztés volt a felszíni humuszrétegben. Ez hosszú távon kedvezőtlen lehet a lebontásban résztvevő talajállatok számára. A meszezés sok esetben néhány éven belül csökkentette az erdőtalajban a mezofauna, illetve a páncélosatkák egyedszámát (Huhta, 1967; Hagvar, 1981; Heugens, 1981; Chagnon, 2001; Jandl, 2003). A mész- és tápanyag-utánpótlás együttes alkalmazása kedvezőbb eredményekhez vezetett. A legmarkánsabb változások az egyes talajsintek között elsősorban a talaj felső szintjében voltak 0-3 centiméterig, ahol a lassan oldódó mész tartósan éreztette hatását (Baath, 1980; Hagvar, 1981). A változások meszezés után 4-6 évvel jelentkeztek erőteljesen (Degoede, 1993; Persson, 1990). Más kutatók viszont a talajélet intenzitásának fokozására javasolják a meszezést (Ghilarov, 1965), mivel az, kutatásaik szerint a mészkedvelő hasznos talajállatok (nyűgiliszták, földigiliszták) elszaporodását eredményezi.

Ausztriai talajjavítási kísérletről számol be Jandl et al.(2003), 20évvel a meszezés valamint nitrogén-foszfor- kezelés után. Ausztriában, ez, az 1980-as években szokásos talajjavítási eljárás volt. Túltrágyáztak, melynek következtében a nitrofil növények elszaporodtak, és az avartömeg csökkent: 7,6-ról 2,4 kg/m<sup>2</sup>-re. A kísérlet során az ásványi szint felső rétegében a talaj szerves anyag tartalma szignifikánsan megnőtt. Ugyanakkor a talajmezofauna abundanciája drasztikusan csökkent a kezelt területeken, kivéve az ugróvillásokat, melyek sűrűsége megnőtt, de megváltoztak a dominancia viszonyok.

A meszezés következtében megváltozott talaj savanyúság viszonyok gyakran a savanyúságra érzékeny, és savanyú körülmények között csak kis egyedszámmal jelen lévő földigiliszta populáció elszaporodását váltják ki. Fritsch közlése szerint az erdőtalajban végzett meszezés

után a *Lumbricus* egyedek aránya a kontroll és a meszeztetett parcellán 58:107 volt, míg a *Dendrobaena* egyedeké ugyanitt 6:47 négyzetméterenként, 8 évvel a meszezés után (pl. Franz, 1959; Schauer mann, 1985, Fritsch et al., 1992).

Franz (1959) semipodzol talajon álló 100 éves lúcfenyvesben végzett meszezési kísérlete során szintén az Oribatidák egyedszám csökkenését tapasztalta. A meszezés általánosan csökkentette az Oribatidák abundanciáját, ezzel szemben a savas kezelés soha nem okozott csökkenést, sőt egyes esetekben egyedszám növekedést generált. Hasonló eredményre jutott Baath et al. (1980) a svédországi podzolos erdőfenyő állományban

Svédországi fenyőerdőben végzett meszezési kísérletről számol be Baath et al. (1980). A kísérletben meszezést és savas kezelést egyaránt végeztek. A talaj pH-ja a savas kezelés hatására csak kissé csökkent, viszont meszezés után jelentősen nőtt. Az avar lebontása a savas kezelésben szignifikánsan csökkent a kontrollhoz képest, ugyanakkor a meszeztetett területen is csökkent. A meszezés után 6 évvel csökkent a szerves réteg vastagsága.

A meszezés után a jelentős pH emelkedés ellenére nem volt jelentős változás sem a mikrobiális biomasszában, sem a mikrobiális aktivitásban. A várákosokkal ellentétben gomba micélium sem változott jelentősen.

A páncélosatkák abundanciája sem a meszezés, sem a savas kezelés hatására nem változott jelentősen, csak a *Medoppia obsoleta* (Paoli, 1908) egyedszáma csökkent a savas kezelésben. Ha a talaj- szinteket elkülönítve vizsgálták, akkor több esetben is szignifikáns különbség adódott a kezeléseik között. Az A2 szintben savas kezelés hatására a *Tectocepheus velatus* (Michael, 1880) és az *Oppioidea* egyedek abundanciája szignifikánsan magasabb volt.

Hagvar et al. (1981) erdőfenyő állományban végzett meszezési és savas kísérletében a páncélosatkák egyedszám csökkenését tapasztalta a meszezés után, különösen a *Tectocepheus velatus*; *Nothrus silvestris* Nicolet, 1855; *Nanhermannia sp.*, és a *Brachychochthonius zelawaiensis* (Sellnick, 1928) esetében. A savas kezelés soha nem okozott egyedszámcsökkenést, néha viszont növekedést generált, pl a *Tectocepheus velatus* esetében. Ez volt az egyetlen faj, amelyik mind a meszezésre, mind a savas kezelésre szignifikánsan reagált. A nagyobb testű Oribatidák egyedszáma csökkent a meszezés hatására, és nőtt a savas kezelés hatására.

Az Oribatidák dominanciája jelentősen növekedett a savas kezelésben, ugyanis annak hatására a Prostigmata atkák egyedszáma csökkent, a dominancia szerkezetben helyüket az Oribatidák töltötték be, emiatt a dominanciaviszonyok megváltoztak. A dominancia viszonyokra

vonatkozó szignifikáns változások főként a talaj 0-3 cm-es rétegére korlátozódtak. A fajok számában nem történt jelentős változás sem a meszezés, sem a savas kísérlet hatására.

### Az irodalmi áttekintés összefoglalása

A meszezéssel kapcsolatos külföldi kísérletek ellentmondásosak. A meszezés egyes talajtani hatásai többnyire kedvezőnek bizonyultak. A meszezés után talaj pH értékei megemelkedtek, a talaj felső rétegében jelentősen nőtt a kicserélhető kalcium mennyisége, nőtt a bázistelítettség. Csökkent a kicserélhető alumínium mennyisége, így a gyökérszónában az alumínium toxikus hatása minimalizálódott. Jelentősen nőtt a szerves anyag mennyisége a humuszszintben. Nem mindig volt jelentős változás a szén-nitrogénarányban, mivel a szerves anyag mennyisége és az összes nitrogén közel azonos módon változtak.

A Finnországban végzett – 25 éves kísérletben – a meszezést, a várakozásokkal ellentétben nem mindig követte a faállományok fatérfogatának növekedése. (Derome et al. 1986).

A túlzott mértékű mész adagolás ugyanakkor nagymértékű nitrát kimosódáshoz vezetett.

A meszezést követően – sok esetben – jelentősen megnőtt a mikroflóra aktivitása, aminek következtében felgyorsultak a lebontó folyamatok. A szerves anyag felgyorsult lebontása miatt a felvehető tápanyagok mennyisége nőtt ugyan, de megnőtt a kimosódott tápanyagok mennyisége is, valamint hosszútávon, tápanyag-szolgáltatás szempontjából a humusz mineralizációja sem kedvező.

Megváltozott az autochton mikroflóra. Egyes esetekben zavar támadt a fa-mikorrhiza kapcsolatban.

A talajállatok is különbözőképp reagáltak a meszezésre. Szinte mindenütt jelentősen megnőtt a földigiliszta populáció a meszezés után, ami érthető, hiszen esetükben éppen a talaj savanyúsága szab határt, elterjedésüknek.

Ezzel ellentétben a mezofauna jelentős csoportját képező páncélosatkák egyedszáma mindenütt csökkent a meszezés után. A csökkenés nem azonnal, hanem néhány hónap vagy év elteltével következett be, és tartósnak bizonyult. Az eredmény alapján valószínűsíthető, hogy a páncélosatkák többsége acidofil.

Elképzelhetőnek tartom Hagvar (1981) felvetését, aki pH változás után az egyedszámok csökkenését azzal magyarázza, hogy amennyiben a termőhelyhez optimálisan alkalmazkodó, domináns fajok nem tudják tolerálni a pH változást, megváltozik az élettartamuk, vagy a

szaporodási rátájuk. Helyüket vagy más fajok veszik át a közösségben, vagy akár kisebb egyedsszámmal, de domináns elemek maradnak.

A meszezés az Oribatida populáció vertikális eloszlására is hatással volt. Az egyedsszámok szignifikáns változásai általában a szűkebb talajrétegekre korlátozódtak. Jelentősebb csökkenést főként a felső 0-3 cm-es rétegben tapasztaltak. Ugyanakkor a 3-6 cm-es talajrétegben nőtt az Oribatidák egyedssűrűsége. Néhány esetben a rétegek közötti változások szignifikánsnak bizonyultak anélkül, hogy a teljes abundancia lényegesen változott volna. Az eredmények differenciáltabb értelmezését teszi lehetővé, ha a változásokat az egyes rétegek között is vizsgálni tudjuk.

A fajgazdagság ugyanakkor általában nem változott a meszezés hatására.

A talajállatok más csoportja esetében – például az ugróvillások esetében, – a meszezés egyedsszám növelő hatással volt.



### 3. ANYAG ÉS MÓDSZER

A savanyú erdőtalajok javítását célzó-10 évre tervezett- meszezési kísérletet 1991. október 14. és 28. között indította el az EFE Termőhelyismerettani Intézeti Tanszéke, 8 Sopron környéki, savanyú erdőtalajon álló erdőállományban. (A terepi előkészítő munkák, a mintaterületek kijelölése, az állományfelvétel és a termőhelyi vizsgálatok már 1990-tól folytak.). A kísérletet Dr. Bellér Péter vezette, aki kezdetben csak talajfizikai és talajkémiai vizsgálatokat tervezett. A kísérlet kivitelezése közben érlelődött meg a gondolat, hogy célszerű lenne talajbiológiai (mikrobiológiai és talajzoológiai) vizsgálatokat is végezni a meszezett állományokban. Az EFE Termőhelyismerettani Intézeti Tanszékén akkor még működő MTA Talajmikrobiológiai Kutatócsoport ekkor kapcsolódott be a kutatásba. Ily módon, sajnos a meszezést megelőző állapotokról a kísérleti területeken nem készült talajbiológiai célból felmérés és ezért nincsenek adatok a páncélosatka faunáról sem. Mégis célszerűnek láttam elkezdeni a munkát, mert az egyes erdőállományokban kiválasztott mintaterületek – a termőhelyi adottságukat tekintve – kellőképp egységesek voltak ahhoz, hogy a kontroll és a meszezett parcellák esetleges különbözősége valószínűsíthetően ne a termőhely változatossága, hanem a kísérlet következménye legyen.

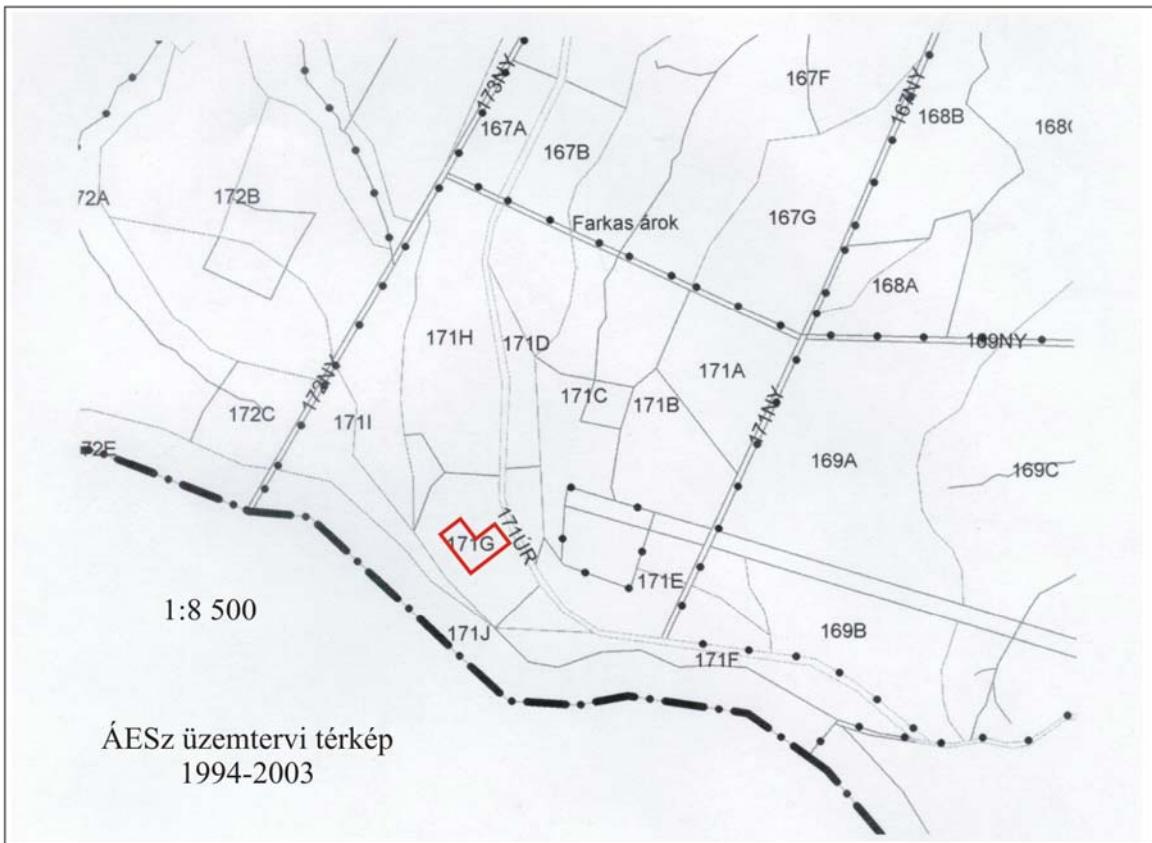
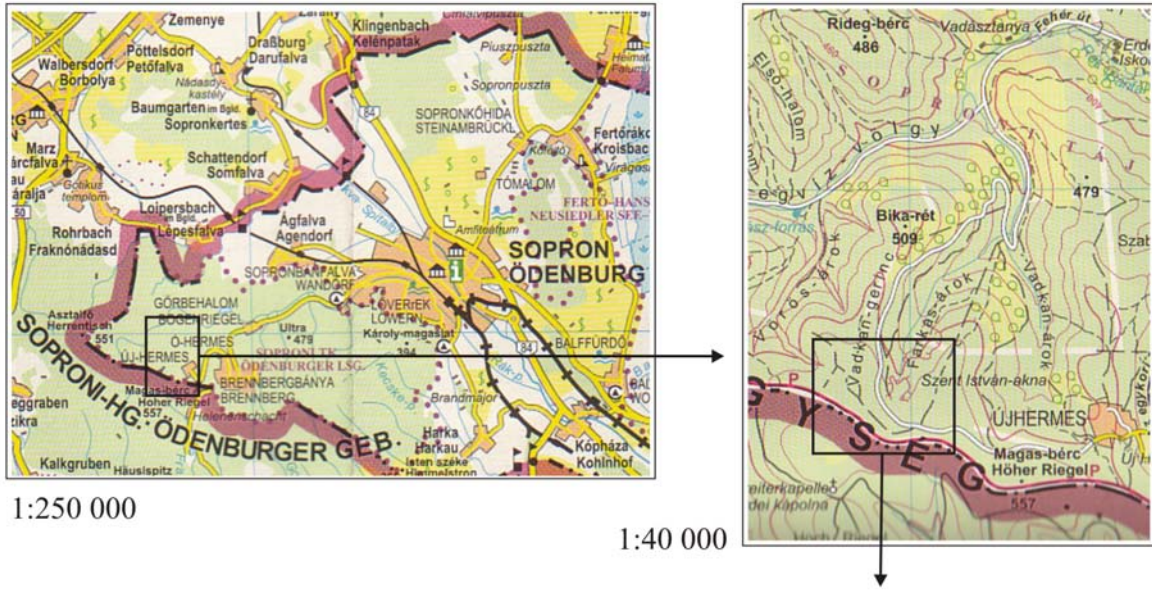
Az 1990-2003 között végzett kutatásról 3 összefoglaló jelentést készítettünk (Bellér, 1993; Bellér, 2000; Bidló, 2003), melyek részletesen taglalják a kutatás összes eredményét. A meszezés talajtani eredményeit (4.1 fejezet) – a közösen végzett munka alapján – részben ezekből a jelentésekből vettem át.

A meszezést követő első évben (1992) 6 kísérleti területről hoztam be talajmintákat talajzoológiai vizsgálatok céljára. Ez a mintamennyiség kezelhetetlenül soknak bizonyult, ezért a későbbi években rendszeres vizsgálatok céljára 2 mintaterületet választottam ki. Ebben a dolgozatban a Sopron, Hegyvidéki Erdészet 171G erdőrészletben végzett kísérlet eredményeit ismertetem.

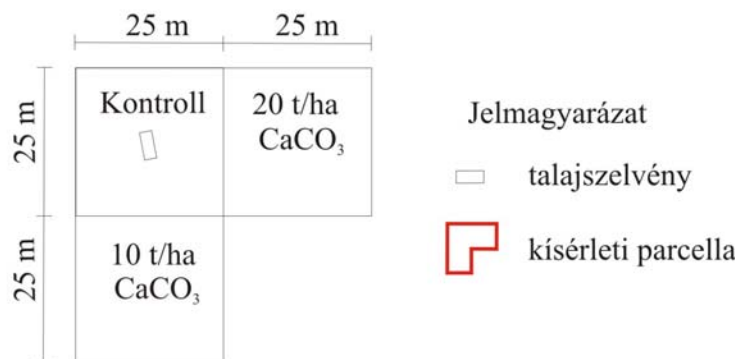
#### 3.1 A kísérleti terület jellemzése

A vizsgálatok céljára kiválasztott erdőrészlet (Hegyvidéki Erdészet 171G) a Hidegvízvölgyi útról leágazó, Hermesre vezető útról közelíthető meg (3. ábra).





3. ábra:  
171 G erdőrésztlet, Szt. István akna  
Meszezési kísérlet elrendezése





A kísérleti területen található bükk állomány a kísérleti parcellák kijelölése és felvétele idején, 1990-ben 31 éves volt (4. ábra). A tengerszintfeletti magasság 500 m, az éves csapadék mennyisége 805 mm.



4. ábra Kísérleti terület – bükk állomány, 171G erdőrészlet

A nyugat-dunántúli szubmontán bükkös állomány (Cyclamini–Fagetum) a Nyugat-Dunántúl regionális társulása. Néhány szubatlanti és alpin faj (*Cyclamen purpurascens*, *Dryopteris pseudomas*, *Hypericum maculatum*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Euphorbia dulcis*, *Gentiana asclepiadea*, *Oreopteris limbosperma*, *Stellaria nemorum*, *Cardamine trifolia*) megjelenése különbözteti meg a többi szubmontán bükköstől. (Szmorad-Timár, 1995).

A kísérleti területen az állomány erőteljes, 95%-os záródása miatt csak az *Asperula odorata* és *Dentaria bulbifera* foltjai fordultak elő a parcellákon. A terület nagy része nudum.

Az állományban elszórtan kocsánytalan tölgy (*Quercus petrea*) és gyertyán (*Carpinus betulus*) fordult elő.

### 3.2 Termőhelyleírás

A terület talaja savanyú folyóhordalékon, tömbkavicssal kevert vályogon alakult ki. Genetikai talajtípus: savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj. A talajt 2 cm vastag bükk lombból összeállt bomlatlan avar borítja. Az A szint 38 cm vastag, savanyú kémhatású 10-30% tömbkavicsot tartalmazó vályogos szövetű réteg, ( $pH_{H_2O}$ : 4,6-4,7 ,  $pH_{KCL}$ : 3,6).



- 0 cm** **A<sub>0</sub> szint** Bükk alomból és gallyakból összeállt savanyú nyers avar.
- 2 cm** **A szint** Szürkésbarna színű (10YR 3/3), aprómorzsás szerkezetű, vályogos szövetű, humuszos, savanyú kémhatású, vékony fagyökerekkel behálózott szint. Az átmenet határozott.
- 14 cm** **A szint** Szürke színű (10YR 4/6) porosan aprómorzsás szerkezetű, vályogos szövetű, kevés vázrész tartalmazó, vastagabb vízszintes gyökerekkel behálózott, humuszban szegény savanyú kémhatású szint. Az átmenet fokozatos.
- 38 cm** **B szint** Sárgásbarna színű (10YR 4,5/6) poliédes szerkezetű , vályogos szövetű, 10% tömbkavicsot tartalmazó, savanyú kémhatású, humuszmentes, kevés gyökeret tartalmazó szint. Az átmenet fokozatos.
- 63 cm** **B szint** (10YR4/6) tömődött poliédes szerkezetű, vályogos szövetű, savanyú kémhatású, 30% tömbkavicsot, kevés gyökeret tartalmazó szint. Az átmenet határozott.
- 84cm** **C szint** Vöröses barna színű (10YR466), tömött szerkezetű, savanyú kémhatású, sóderes, tömbkavicssal kevert vályogos folyó-hordalék.

Fekvés

Lejtők

Klíma

Hidrológiai viszonyok

Alapkőzet

Genetikai talajtípus

Termőréteg vastagsága

Fizikai talajféleség

Szerkezet

Termőhelytípus változat

Kódszáma

Tervezhető célállomány

Északi oldal (É,1)

5<sup>0</sup> (2)

Bükkös (B, 1)

Többletvízhatástól független (VFLEN 1)

Tömbkavicssal kevert folyóhordalék (41)

Savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj (SBE, 410)

84 cm (MÉLY, 4)

Törmelékes vályog (TÖV,4)

Poliédes, morzsás (POL, 3; MOR, 2)

Bükkös klímájú, többletvízhatástól független, mély termőréteg vastagságú, vályogos szövetű, savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj (B, VFLEN, SBE, MÉLY, TÖV)

114144

EF, B, LF

### 3. 3 Dendrometriai felvételezés

1990-ben a mintaterületen törzsenként mellmagassági átmérőt, valamint vastagsági csoportonként famagasságot mértünk. Ezekből az adatokból egységes famagassági görbét szerkesztettünk és így táblázatból fafajonként meghatároztuk a fatérfogatot. Az üzemtervi adatok szerint az állományban a bükk elegyaránya 75%, a kocsánytalan tölgyé 25%. Az általunk kitűzött mintaterületen a tölgy aránya jóval kisebbnek (11%) bizonyult. A kísérlet kezdetén  $17,7 \text{ m}^3$  fatérfogatot mértünk parcellánként.

### 3.4 A kísérlet elrendezése és az alkalmazott javítóanyag

A kísérleti területen 1 kezeletlen kontroll és 2 különböző dózisu mésszel kezelt (10t/ha és 20t/ha) parcella lett kialakítva, a 2. ábrán látható elrendezés szerint. A parcellák mérete 25\*25 m. A kontroll parcella területén található a talajvizsgálatokhoz feltárt talajszelvény.

A kísérletben alkalmazott javítóanyag, a fertőrákosi mészkőbányából származó mészkőpor őrlemény volt. Beltartalmi értékei vizsgálataink alapján:  $\text{CaCO}_3$ : 96,9-98,3 %,  $\text{MgCO}_3$ : 0,7-0,93 %, nedvességtartalom: 1,3-1,5 %. Az 1 mm átmérőnél kisebb rész mennyisége 82,5-70,1 %, míg a 0,25 mm átmérőnél kisebb rész mennyisége 60,2-53,8 % volt.

A mészkőpor kiszórása kézzel történt a talaj illetve az avar felszínre, nem dolgoztuk be a talajba, és nem követte locsolás sem, azaz természetes körülmények között oldódott ki az évek során.

### 3. 5 Talajmintavételi alkalmak időbeli eloszlása

A kísérleti terület páncélosatka populációjának jellemzésére 4 különböző évben (1992, 1993, 1998, 2003) gyűjtöttem talajmintákat (2. táblázat).

Az első év (1992) kivételével minden mintavételi alkalommal parcellánként (kontroll, 10t/ha mésszel kezelés, 20t/ha mésszel kezelés) 10 db egyenként  $500 \text{ cm}^3$ -s talajmintát gyűjtöttem a talaj felső 8 cm-ből, a rajta lévő avarral együtt, ugyanazon megszámozott fák közeléből. A mintavételi helyeket úgy választottam ki, hogy egyenletesen hálózzák be a parcellát.

1992-ben, amikor elkezdtem a páncélosatkákra vonatkozó vizsgálatokat, a témavezető kérésére 5 másik meszezett kísérleti területről is hoztam be talajmintákat, de ezek adatai —



ebben a dolgozatban— nem kerültek kiértékelésre. A talajminták feldolgozása annyira munka- és időigényes, hogy a 6 kísérleti területről parcellánként csak 3–3 talajmintát tudtam futtatni és feldolgozni. A kielégítő vizsgálatokhoz viszont egy parcelláról legalább 10 talajminta szükséges. Ez az oka annak, hogy 1993-tól 2 kísérleti területet választottam ki, nagyobb mintaszámmal – a 171 F és a 171 G erdőrészletben –, melyek közül csak az utóbbi eredményeit közlöm ebben a dolgozatban.

## 2. táblázat Talajmintavételi alkalmak

<b>Talajmintavételi alkalmak</b>											
<b>1992</b>			<b>1993</b>			<b>1998</b>			<b>2003</b>		
Kontroll	10t/ha mész	20t/ha mész	Kontroll	10t/ha mész	20t/ha mész	Kontroll	10t/ha mész	20t/ha mész	Kontroll	10t/ha mész	20t/ha mész
3 talajminta parcellánként			10 talajminta parcellánként			10 talajminta parcellánként			10 talajminta parcellánként		
1. május 5. 2. június 2. 3. július 3. 4. augusztus 4. 5. szeptember 5. 6. október 6.			1. május 13. 2. június 30. 3. augusztus 30.			1. március 27. 2. április 30. 3. május 26. 4. június 22. 5. július 22. 6. augusztus 30. 7. szeptember 29. 8. október 21. 9. november 23. 10. december 29.			1. június 27.		

1993-ban az MTA anyagi okok miatt váratlanul megszűntette a kutatócsoportot és a kialakult helyzet miatt abban az évben csak 3 mintavétel valósulhatott meg.

1998-ban, egész évben, amint az időjárás lehetővé tette, havi egy alkalommal, márciustól decemberig, hoztam be talajmintákat. A rendszeres mintavétel célja az volt, hogy az éven belüli kiértékelésre is legyen lehetőség. A mintavétel időpontjait az egyes hónapokon belül igyekeztem az 1993. évihez igazítani.

2003. júniusában, 12 évvel a meszezés után egy FVM által támogatott kutatás keretén belül a mintavételt egyszeri alkalommal megismételtem.

A mintavételek idején mértem a talajhőmérsékletet, meghatároztam a talajnedvességet (2. sz. melléklet), a talajminták (átlagminták) pH-ját (3 sz. melléklet) valamint az 1998. év során vett összes talajminta pH-ját (6 sz. melléklet). A mintavételek idején a soproni Kuruc dombon mért havi átlag hőmérsékleti és átlag csapadék adatokat a 4-5.sz. melléklet tartalmazza. Az 5.

sz. mellékletben található meg az 1998-ra vonatkozó havi csapadék adatok is, amelyet Dr. Víg Péter Hermeszen, a 171 G erdőrészletben mért. 1992. és 1993.-ban még nem volt mérőállomás Hermeszen, ezért erre az időszakra a Kuruc dombi mérési adatokat közlöm.

### 3.6 A gyűjtés és feldolgozás módja

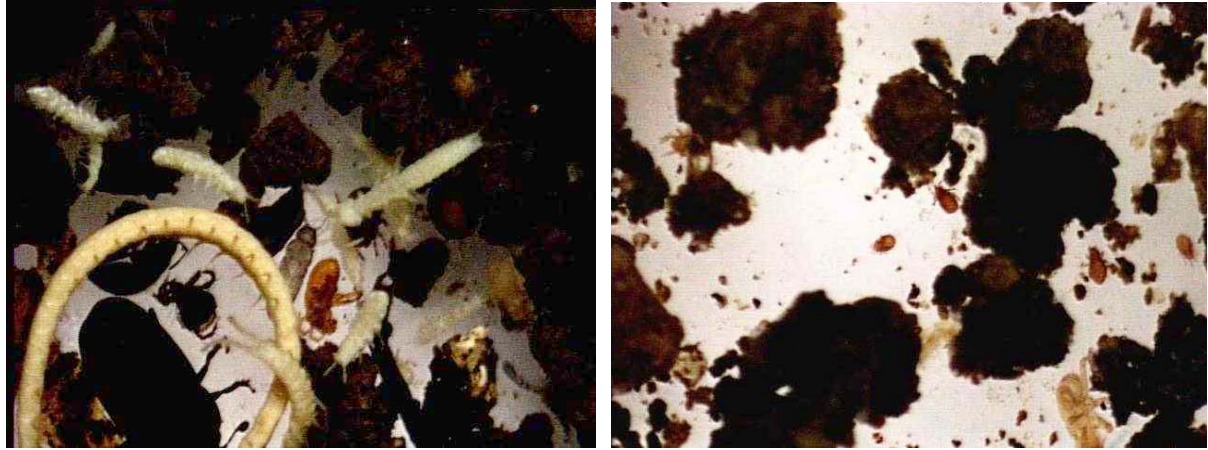
A páncélosatkák zömmel a bomló avarban és a talaj felső 6-8 cm-ben élnek, ezért ebből a rétegből hoztam be  $8*8*8=500\text{ cm}^3$  talajmintákat a rajta lévő avarral együtt. A talaj felső szintjében lévő sok kavics miatt mintavevő hengert nem lehetett használni, a talajmintákat egy erre a célra készített speciális lapáttal emeltem ki. A talajmintákból a páncélosatkákat az un. Balogh-Loksa féle papírtölcséres futtató (Balogh, 1958; Balogh, 1959) segítségével nyertem ki (5. ábra). Ez az egyszerű és könnyen használható futtató készülék, egy nagy méretű papír tölcser, melynek felső részében 2 mm lyukbőségű szita található.



5. ábra Talajminták futtatása a Balogh- Loksa-féle papírtölcséres futtatóval

Erre a szitára kerül gondosan szétterelve a talajminta az avarral együtt. A futtatás során a talaj felülről kezd kiszáradni, és az állatok ekkor lefelé, a nedvesebb részek felé mozognak, míg végül a szitához érve, a tölcser alá tett alkoholos fiolába pottyannak (6. és 7. ábra). A

futtatás ideje szobahőmérsékleten 2-3 hét. Melegítő lámpát nem használtam. Bár a futtatás során az állatok egy része benn marad a talajban, egyszerű körülmények között mégis ez a legjobban használható módszer a kinyerésükre.



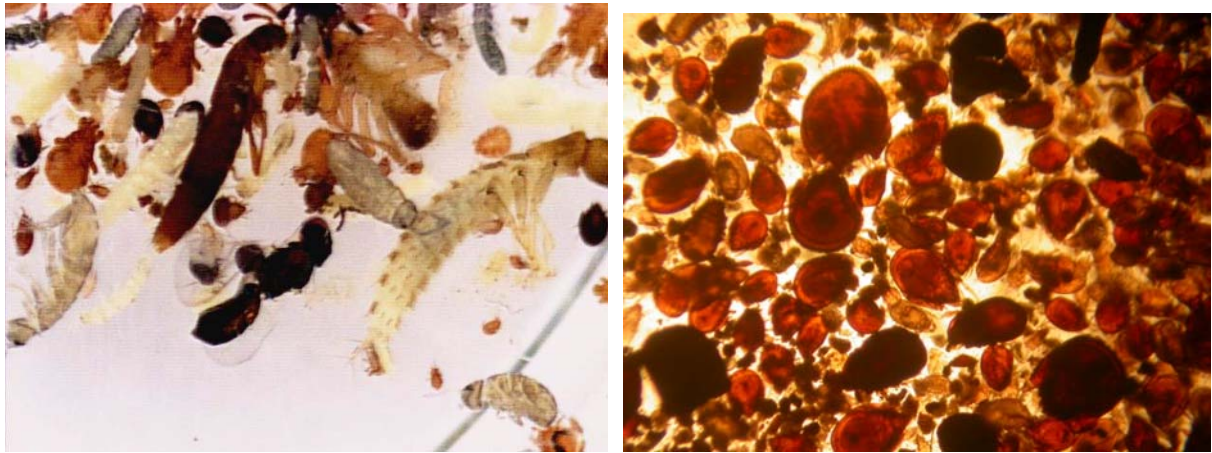
6. és 7. ábra A futtatóból az alkoholos fiolába pottyant talajállatok a talajszemcsék és avar részecskék között, kisózás előtt

A 6. és a 7. ábrán jól látható a talajállatok parányi mérete a talajszemcsékhez képest.

A fiolában összegyűlt állatokat tömény konyhasóoldattal választhatjuk el a talaj és avar részecskéktől. Az állatok könnyebb fajsúlyuknál fogva összegyűlnek az oldat tetején, ahonnan egyszerűen leönthetők egy apró lyukú szitára. Erre a célra csak speciális szitaszövet alkalmas mivel a páncélosatkák kis méretük miatt a nagyobb lyukú szöveten átmosódnak, áthullanának. A szitára került állatokat vízzel alaposan át kell mosni, hogy sókristályok ne maradjanak rajtuk, ezután 75%-os izopropil alkoholban tárolhatók a feldolgozásig. Határozás előtt tejsavval kell kezelni őket, hogy az egyes rendszertani bélyegek láthatóak legyenek.

Mind a határozásnál, mind a számlálásnál csak az adult egyedeket vettem figyelembe.

Az egyedek válogatásához és számlálásához Alpha XTS sztereomikroszkópot (15\*1 ; 15\*1.6-os nagyítást), a határozáshoz Nikon Alphapot 2 kutató mikroszkópot (15\*20; 15\*40-szeres nagyítást) használtam.



8. és 9. ábra Talajállatok kisózás után

A 8. ábrán a legváltozatosabb talajállat csoportok láthatók kisózás után, amelyektől számlálás és határozás előtt külön kell válogatni a páncélosatkákat. A 9. ábrán már többségében páncélosatkák láthatók.

A nemek és fajok határozását részben a megjelent határozók (Balogh, 1943; Balogh, 1963; Balogh, 1972; Ghilyarov, 1975; Balogh és Mahunka, 1980; Balogh és Balogh, 1992), részben az egyes fajokat leíró publikációk (pl. Mahunka és Mahunka-Papp, 1999) alapján végeztem. A fajok meghatározása során, a problémás esetekben, segítséget a Magyar Természettudományi Múzeum Állattára Arachnoidea osztályán Dr. Mahunka Sándortól kaptam.

A meghatározott Oribatida fajok azonosító példányai alkoholban tárolva a Termőhelyismerettani Intézeti Tanszéken megtalálhatók.

### 3.7 Az eredmények kiértékelésénél alkalmazott módszerek és számítógépes programok

#### 3.7.1 Abundancia, dominancia, frekvencia értékek

A kísérleti területen fellelt Oribatida közösséget az alábbi karakterisztikákkal jellemeztem:

**Abundancia** (A: más néven gyakoriság vagy egyedsűrűség, azt fejezi ki, hogy valamely faj a vizsgált zoocönózis terület- vagy térfogategységnyi részében átlagosan hány példányban található meg.

**Dominancia** (D): más néven relatív gyakoriság, azt fejezi ki, hogy valamely faj példányszáma hány százalékát teszi ki a vizsgált területen található fajok összes példányának. Ha a vizsgált zoocönózisban összesen S példány állat fordul elő, és ebből Sp fajra s példány esik, akkor Sp faj egyedi dominanciája  $D = s/S$ .

A kiértékelésnél az Engelmann (1978) által leírt dominancia kategóriákat alkalmaztam, amelyek az alábbiak:

Dominancia kategóriák	Relatív gyakoriság (%)
Eudomináns	32-100
Domináns	10-31,9
Subdomináns	3,2-9,9
Rezedens	1,0-3,19
Subrezedens	0,32-0,99
Szórványos	<0,32

**Frekvencia** (F): előfordulás gyakorisága -%-, azt fejezi ki, hogy valamely faj előfordulása egy adott gyűjtési periódusban, egy vizsgálati területen hányszor várható. Táblázatot célszerű készíteni, ahol a + jel az előfordulást, a - jel a hiányt jelöli. Például, ha a mintaterületen 10 talajmintát gyűjtünk és valamely faj 6 mintában volt jelen, akkor a frekvencia értéke 60, azaz várhatóan a minták több, mint feléből elő fog kerülni.

#### 3.7.2 A kezelések hatásának kiértékelése -Mann Whitney próba

A kezelések hatásának kiértékelésére, azaz a minták középértékeinek (mediánjainak) összehasonlítására a Mann-Whitney próbát alkalmaztam.

A Mann-Whitney próba (U próba) két független minta medián értékeinek összehasonlítására szolgál, tehát a kétmintás t-próba nemparaméteres megfelelője.



A kétmintás t-próbát akkor szokás alkalmazni, ha a két populáció, amelyikből a két független minta származik, normális eloszlású, vagy közelít a normális eloszláshoz. Szakirodalmi adatok arra utalnak, (Southwood, 1984; Butcher, 1971), hogy a talajlakó páncélosatkák eloszlása inkább a Poisson- eloszlásnak felel meg, semmint a normálisnak. Ezért célszerűnek láttam eloszlásmentes tesztet alkalmazni a középértékek összehasonlítására.

A Mann-Whitney próba alkalmazásának feltétele, hogy a minták függetlenek legyenek, és azonos formájú legyen az eloszlásuk. Esetünkben mindkét feltétel teljesül.

Az eloszlásmentes próba nem a paraméterek számszerű értékére, hanem a nagyság szerint rendezett adatoknak az un. rangsorban elfoglalt helyére, általában a mediánra vonatkozik. Ebben az esetben a  $H_0$  hipotézis a populáció  $Me$  mediánjára vonatkozik.

A próbához a két minta  $n_1$  és  $n_2$  rangszámmal ellátott mintaelemeit közösen nagyság szerint sorba rendezzük, függetlenül attól, hogy a mintaelem melyik mintából származik. A sorba rendezett adatokból összeadjuk az eredetileg az első mintában szereplő rangszámokat, ez az un.  $W$ -érték. A  $H_0$  hipotézist akkor fogadjuk el (vagyis, hogy a két minta középértéke nem különbözik szignifikánsan), ha  $W$ -érték az elméleti eloszlásnak megfelelő értékhez képest az elfogadási tartományban van (Sachs, 1968; Baráth, 1996).

A statisztikai kiértékelés során a 95%-nál nagyobb szignifikancia szintű összefüggéseket tekintettem megbízhatónak.

A próbát az SPSS 9.2 statisztikai programmal végeztem.

### **3.7.3. A diverzitás és a fauna hasonlóság mérésére használt módszerek leírása**

A kontroll terület és a kezelt területek Oribatida faunájának összehasonlítására az alábbi módszereket alkalmaztam:

#### **Fajszám-egyedszám arány**

Táblázatba foglaltam a fajszám - egyedszám megoszlását évenként, kezelésenként. A fajszám (S) egyben a legegyszerűbb diverzitási mutató is.

A relatív fajgazdagság (%) = a vizsgálati terület fajszáma/összfajszám\*100

A relatív egyedszám gazdagság (%) = a vizsgálati terület egyedszáma/összegyedszám\*100

### Shannon- diverzitás index, Simpson diverzitási index

A diverzitási indexek előnyös tulajdonsága, hogy a diverzitás becslésénél azt is figyelembe veszik, hogy melyik faj hány egyeddel képviselteti magát az adott közösségben, azaz a közösség abundancia-dominancia struktúrája alapján számolnak.

A leggyakrabban alkalmazott diverzitási index a Shannon index (H) és a Simpson index (DQ)

#### Shannon index (H)

$$H = \sum p_i \cdot \ln p_i \quad p_i = n_i / N$$

$p_i$  = relatív gyakoriság,  $n_i$  = az i-dik faj egyedszáma,  $N$  = összes egyedszám

A Shannon diverzitás értéke nem változik, ha 0 gyakoriságú fajokkal bővítjük a közösséget. Azaz, olyan fajokkal is számolhatunk, amelyek egy adott vizsgálati időpontban nem kerülnek elő, de figyelembe kell venni őket a diverzitás számolásához. Minél nagyobb egy közösség diverzitása, annál nagyobb a H értéke.

H értéke akkor maximális, amikor a fajok egyenlő arányban vannak képviselve ( $H_{\max}$ ).

$H/H_{\max}$  az egyenletességet (Eveness) fejezi ki.

$$H_{\max} = \ln S \quad S = \text{fajszám}$$
$$E = H / H_{\max}$$

Az egyenletesség azt fejezi ki, hogy a közösség összegyedszáma mennyire egyenletesen oszlik meg az azt felépítő fajok között. Az egyenletesség értéke 0-1 között változik, minél közelebb van 1-hez, annál egyenletesebb az egyedek eloszlása a fajok között.

Azonos fajszámú közösségek közül az a diverzebb, amelyiknek nagyobb az egyenletessége.

#### Simpson diverzitás (DQ) vagy quadratikus diverzitás

Ez a diverzitás a populáció egyedihez rendelt ritkasági értékek súlyozott számtani átlaga.

$$DQ = 1 - \sum p_i^2$$

A két diverzitási index esetenként különböző eredményt adhat ugyanazon közösségek esetében. Ennek az az oka, hogy amíg a H index a ritka fajok hatását jobban hangsúlyozza, addig a DQ index inkább a gyakori, domináns fajokra érzékeny.

A **diverzitási indexek becslésére** (95%-os szinten) az un. **jackknife módszert** alkalmaztam. Izsák (szóbeli közlés) szerint ez a módszer megbízhatóbb, mint a korábban használtos un. Hutcheson-féle teszt. Előnye, hogy többek között konfidencia intervallumok becslésére is alkalmas. A módszer az újramintavételezési eljárások közé tartozik, pontos leírása Izsák (1994) cikkében megtalálható. A számításokat a DIVERSI 2.1 (Izsák, 1998) programcsomaggal végeztem.

### **Rényi index**

A diverzitási függvények eltérő tulajdonságai miatt, célszerű a közösségeket nem egyetlen számértékkel (diverzitási értékkel) jellemezni, hanem egy un. diverzitási profillal és azután ezeket a diverzitási profilokat összevetni.

A diverzitási profilok megrajzolása egy ( $\alpha$ ) skálaparaméterrel rendelkező (egyparaméteres) függvénycsaláddal történik.

Egy A közösség diverzebb a B közösségnél, ha az A közösség diverzitási profilja a B közösség diverzitási profilja fölött fut, a skálaparaméter teljes tartományában.

Ha a diverzitási profilok metszik egymást, akkor a közösségek diverzitás szempontjából nem rangsorolhatók, mert a ritka fajok tekintetében az egyik, a domináns fajok tekintetében a másik diverzebb.

Biológiai szempontból a diverzitási profil jelentősége az, hogy megmutatja, minden egyes közösség esetében, hogyan változik a közösség diverzitása attól függően, hogy milyen mértékben vesszük figyelembe a közösség ritka fajait.

**Rényi diverzitás (HR)** kiszámítása.

$$HR(\alpha) = \ln P \text{ Sum} / (1 - \alpha)$$

$$\text{Ahol } P \text{ Sum} = \sum p_i^\alpha \quad \alpha \geq 0$$

A Rényi diverzitás egyik esete az **effektív fajszámot** adja. Azaz, megadja, hogy egy olyan közösségben, ahol minden egyed azonos egyedszámmal van képviselve, hány fajnak kellene lennie ahhoz, hogy a közösség diverzitása az általunk vizsgált közösség diverzitásával egyezzen meg.

$$S \text{ eff} = \text{Exp}(HR(\alpha))$$

A Rényi görbék szerkesztéséhez a NuCoSa programcsomagot alkalmaztam (Tóthmérész, 1996).

A diverzitási indexek részletes ismertetése Izsák (2001) és Tóthmérész (1997) munkáiban megtalálható.

### **Sørensen index**

A kontroll és a kezelések fauna hasonlóságának megállapítására a Sørensen – féle hányadost választottam.

$$QS (\%) = (2G/S_A+S_B)*100$$

G = a két területen közösen előforduló fajok száma, S<sub>A</sub> és S<sub>B</sub> = a két területen talált fajok száma.

QS értéke 0% és 100% között változhat. Minél nagyobb az értéke, annál nagyobb a hasonlóság a két terület fajösszetételében.

A hasonlósági értékeket táblázatba foglaltam, és a közös fajok száma mellett az eltérő fajok számát is feltüntettem (számláló = közös fajok száma, nevező= különböző fajok száma).

A területek hasonlóságának vizsgálatát clusteranalízissel is elvégeztem. A hierarchikus osztályozás azon az elven alapul, hogy a vizsgált csoportok egy hierarchikus rendszerbe illeszthetők.

A hierarchikus agglomeratív osztályozás első lépéseként egy szimmetrikus hasonlóság/távolság mátrixot kell létrehozni, amelyben minden objektum hasonlósága/távolsága szerepel minden másikéhoz képest. Az osztályozást ezután többféle indexel is el lehet végezni, én a Sørensen dissimilarity index dendrogrammjaikat készítettem el a SYNTAX 2000 programcsomaggal (Podani, 1997; Podani, 2001).



## 4. EREDMÉNYEK

### 4. 1. Talajtani eredmények

A meszezést megelőző talajvizsgálatok 1990-ben elkezdődtek. Először 10 év, majd még egyszer 13 év elteltével megismételtük a vizsgálatokat. A talajtani vizsgálatok időpontja nem esett egybe a zoológiai vizsgálatokéval. Az 1990 és 2003 közötti időszak elég hosszú volt ahhoz, hogy a melioráció hatása mérhető legyen.

#### 4. 1.1. Aljnövényzet

1990-ben mind a kontroll, mind a kezelt parcellák lágyszárú borítása azonos volt, mindhárom parcellán az *Asperula odorata* és a *Dentaria bulbifera* elszórt csoportjait találtuk. A meszezést követő években az *Asperula odorata* kissé megsárgult, de később teljesen regenerálódott. A *Dentaria bulbifera* növekedését a kezelés alig gátolta. A kísérleti területen 1994.-ben az üzemtervben előírt gyérítést végeztek. A gyérítés után a lágyszárúak rövid időre több foltban is megjelentek, de az újbóli záródás hatására csak kisebb foltokban maradtak meg. 2003-ban kísérleti parcellák nagyobb hányada núdum volt.

#### 4. 1.2. Dendrometriai felvételezés eredménye

1990-ben és 2003-ban is elvégeztük a dendrometriai felvételezést.

2003-ban a 20 t/ha-os kezelésnél a bükkből 77 db-ot mértünk 19,1 m<sup>3</sup> fatérfogattal, míg a kocsánytalan tölgyből 18 db-ot 10,7 m<sup>3</sup> fatérfogattal. A 10 t/ha-os kezelésű parcellában a 93 db bükk fatérfogata 19,9 m<sup>3</sup>, a kocsánytalan tölgyé pedig 7 db, 4 m<sup>3</sup> volt. A kontroll parcellában ugyanezek az értékek 101 db büknél 13,2 m<sup>3</sup>, és 12 db kocsánytalan tölgnél 4,9 m<sup>3</sup> volt (3. táblázat).

3. táblázat Sopron 171G erdőrészlet parcelláinak dendrometriai adatai

	20 t/ ha CaCO <sub>3</sub> -kezelés				10 t/ ha CaCO <sub>3</sub> -kezelés				kontroll			
	1990		2003		1990		2003		1990		2003	
Fafaj	N (db)	V (m <sup>3</sup> )	N (db)	V (m <sup>3</sup> )	N (db)	V (m <sup>3</sup> )	N (db)	V (m <sup>3</sup> )	N (db)	V (m <sup>3</sup> )	N (db)	V (m <sup>3</sup> )
B	181	12,5	77	19,1	181	12,5	93	19,9	181	12,5	101	13,2
KTT	24	5,2	18	10,7	24	5,2	7	4,0	24	5,2	12	4,9
Össz	205	17,7	95	29,8	205	17,7	100	23,9	205	17,7	113	18,1
Növekedés 1990-hez				350 %				270 %				180 %

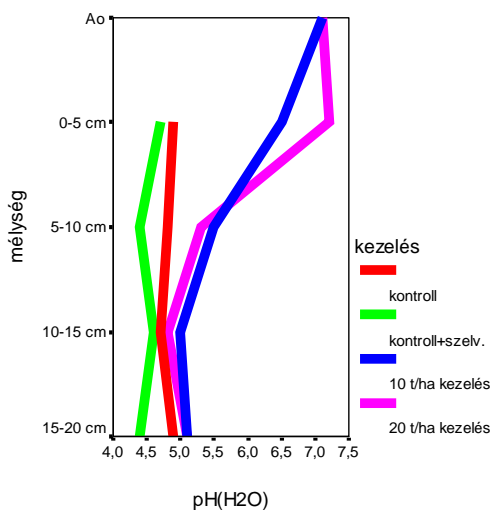
## 4. Eredmények

Az átlagfára számított 13 éves növekedés a 20 t/ha kezelésű parcellában 350 %, a 10 t/ha kezelésű parcellában 270 %, míg a kontroll parcellában 180 %. A kapott eredményekből pontos következtetéseket nem vonhatunk le. Egyrészt azért, mert a fatérfogat növekedését az állományok korából adódó eltérő növekedési erély is okozhatta az elmúlt 13 év alatt, másrészt, mert az állományt időközben gyérítették. Azt azonban meg kell jegyeznünk, hogy a 350 %-s fatérfogat növekedés a kontrollal szembeni 180 %-kal azt sugallja számunkra, hogy a meszezés igen jelentékeny mértékben hozzájárult a fatérfogat növekedéséhez.

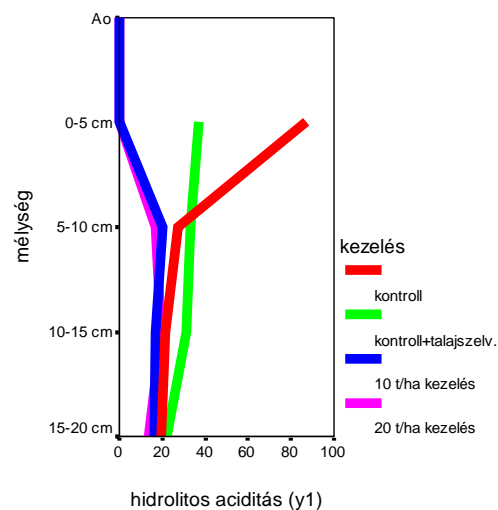
### 4.1.3. Talajtani vizsgálatok

Vizsgáltuk 13 év után a meszezés hatását 10t/ha és 20 t/ha mennyiség adagolása mellett. Háromszoros ismétlésben talajmintákat gyűjtöttünk be 5 cm-es és talajrétegenként 20 cm talajmélységig az ásványi talajból, majd a humuszszintet is elkülönítettük a bomlatlan avarszintre (A<sub>00</sub>) ill. a fermentációs szintre (A<sub>0</sub>). A talajtani vizsgálatokhoz 2 kontroll szelvényt alakítottunk ki a területen, a zoológiai célra mintavételek csak az egyikről (a 10-11. ábrán zöld színnel jelölve) történtek.

### A pH – értékek és a hidrolitos aciditás (y<sub>1</sub>) változása



10. ábra A pH mélységi változása  
a kezelés szerint



11. ábra Az y<sub>1</sub> mélységi változása  
a kezelés szerint

A 10. ábrán a pH-értékek változásait ábrázoltuk. A meszezés hatására az organikus szint mutatja a legmagasabb pH-t, itt már semleges a kémhatás a 10t/ha és 20 t/ha kezelésben. Mindkét kontroll szelvényben 4,5 körüli a pH, ami 20 cm mélységig nem változik. A pH

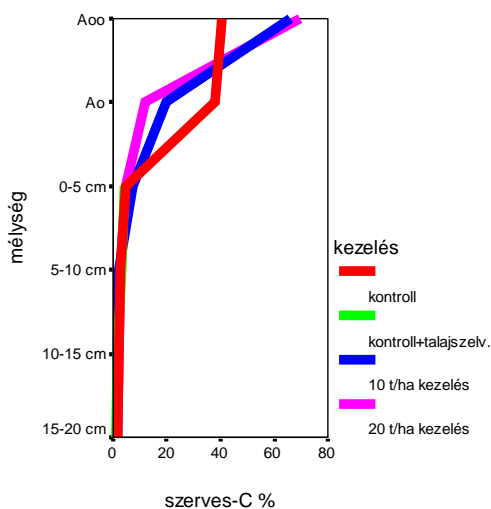
## 4. Eredmények

alapján a meszezés mélységi hatása mintegy 15 cm, ami után már eltűnik a jelentős különbség a kezelt és a kezeletlen területek pH-ja között.

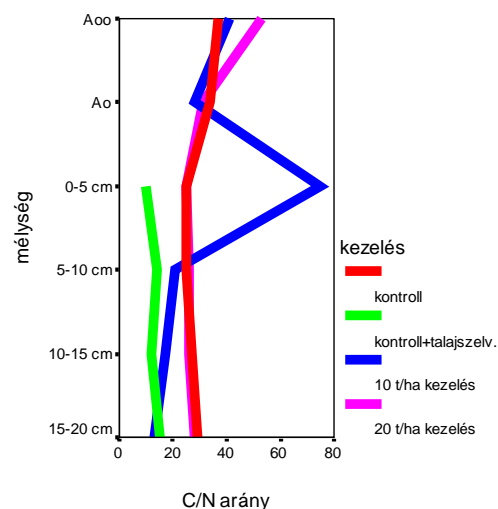
A 11. ábra a hidrolitos aciditás változását szemlélteti, és jól követi a pH-értékek alakulását. A kezelt területek feltalajában és organikus szintjében nem találunk savanyúságot, 10 cm alatt a különbség mintegy 30 %-s és 20 cm mélységben közel egyenlő aciditási értékeket mutatnak az egyes kezelések. A pH-hoz hasonlóan, a hidrolitos savanyúság alapján is a meszezés tartós hatása mintegy 15 cm-ig érezhető.

### A szerves szén és a C/N arány alakulása

A szerves szén és a C/N arány alakulását a 12. és 13. ábrán láthatjuk. A szerves szén szintenkénti alakulásában gyakorlatilag nem lehet különbséget találni a kezelt és a kezeletlen területek szerves szén mennyisége között és hasonló mondható el a C/N arány alakulására is. Az organikus szintben 40-50 a C/N arány, ami az ásványi talajokban 20 körüli értékre csökken, ami az erdőtalajokban optimálisnak mondható.



12. ábra A szerves C% mélységi változása a kezelés szerint



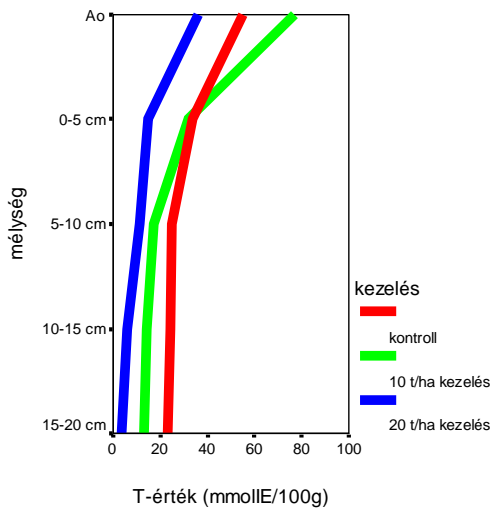
13. ábra A C/N arány mélységi változása a kezelés szerint

### A T-érték és a bázistelítettség változása

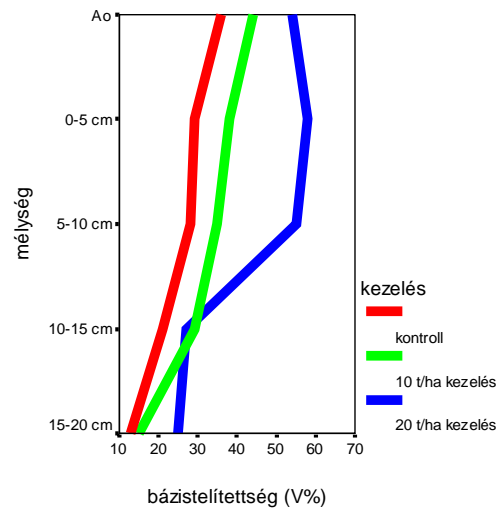
A T-érték a fermentációs szintben mutatja a legnagyobb értéket, a szerves anyag felhalmozódása és a humifikálódás következtében, itt 30-70 mmolIE/100 g a mennyisége, majd az ásványi talajban 20-30 mmolIE/100 g, a mélységgel alig csökken. A szerves anyag

## 4. Eredmények

lebomlásában jelenlevő mineralizációs lökés következménye, hogy a legnagyobb mészadagú kezelésben a legkisebb (30 mmolIE/100 g) a szerves szint adszorpciós kapacitása (14. ábra).



14. ábra A T-érték mélyégi változása a kezelés szerint



15. ábra A báziseltelítettség mélyégi változása a kezelés szerint

A 15. ábrán látható báziseltelítettség alakulásánál jól látható ez eltérő mértékű kezelések hatása, hiszen a kontrollban az avarszintben a legkisebb a báziseltelítettség, itt 30 % körüli, majd a mélységgel fokozatosan csökken és 20 cm mélységben 13 %-ra csökken. Itt a kilúgozási, részben podzolodási szintben zajlanak az agyagásvány szétesési folyamatok, amit igen jól mutat a báziseltelítettség alakulása is. A 10 t/ha-os kezelés hatására aztán nő a báziseltelítettség mintegy 30 %-kal és a 20 t/ha-os kezelésnek köszönhetően, pedig egészen 10 cm mélységig 50 % föléti lesz. Csak 15 cm mélységben csökken a kezelt területek báziseltelítettsége is olyan mértékre, ami a kontroll parcellára jellemző.





#### 4.2. Faunisztikai és rendszertani eredmények

Az 1992 és 2003 közötti időszak alatt 471 db (kontroll és meszezett parcellák együttesen) egyenként 500 cm<sup>3</sup>-es talajmintából futtattam páncélosatkákat. Ennyi talajmintából összesen 90 faj került elő, mely 36 családot és 67 nemet képvisel (4.sz. tábl.)

4. táblázat: A gyűjtött fajok rendszertani áttekintése

A kísérleti területen fellelt fajok	Földrajzi elterjedés
HYOCHTHONIIDAE	
<i>Hypochthonius rufulus</i> C. L. Koch, 1835	Holarktikus
BRACHYCHTHONIIDAE	
<i>Brachychthonius</i> sp.	
<i>Sellnickkochthonius subcricoides</i> (Balogh et Mahunka, 1979)	Középeurópai
<i>Sellnickkochthonius</i> sp.	
PHTHIRACARIDAE	
<i>Phthiracarus longulus</i> (C. L. Koch, 1841)	Holarktikus
<i>Phthiracarus nitens</i> (Nicolet, 1855)	Holarktikus
<i>Steganacarus carinatus</i> (C. L. Koch, 1841)	Palearktikus
<i>Atropacarus striculus</i> (C. L. Koch, 1835)	Holarktikus
EUPHTHIRACARIDAE	
<i>Rhysotritia ardua ardua</i> (C. L. Koch, 1841)	Kozmopolita
<i>Euphthiracarus monodactylus</i> (Willmann, 1919)	Holarktikus
NOTHRIDAE	
<i>Nothrus anauniensis</i> Canestrini et Fanzago, 1876	Kozmopolita
CAMISIIDAE	
<i>Camisia</i> sp.	
<i>Heminothrus peltifer</i> (C. L. Koch, 1839)	Holarktikus
NANHERMANNIIDAE	
<i>Masthermannia mamillaris</i> (Berlese, 1904)	Illír
<i>Nanhermannia nana</i> (Nicolet, 1855)	Holarktikus
HERMANNIELLIDAE	
<i>Hermanniella picea</i> (C. L. Koch, 1839)	Európai
LIODIDAE	
<i>Platyliodes scaliger</i> (C. L. Koch, 1839)	Holarktikus
GYMNODAMAEIDAE	
<i>Gymnodamaeus</i> sp.	

#### 4. Eredmények

##### 4. táblázat folytatása

DAMAEIDAE	
<i>Adamaeus onustus</i> (C. L. Koch, 1841)	Európai (NY)
<b>Belba sp. 1</b>	
<i>Belba sp. 2</i>	
<i>Belba sp. 3</i>	
<i>Damaeus verticillipes</i> Nicolet, 1855	Európai
CEPHEIDAE	
<i>Cepheus cepheiformis</i> (Nicolet, 1855)	Holarktikus
<i>Cepheus dentatus</i> (Michael, 1855)	Európai
<i>Cepheus latus</i> C. L. Koch, 1835	Holarktikus
<i>Tritegeus bisulcatus</i> Grandjean, 1953	Európai, É-Amerikai
DAMAEOLIDAE	
<i>Fosseremus quadripertitus</i> Grandjean, 1965	Kozmopolita
AMERIDAE	
<i>Amerus troisi</i> (Berlese, 1833)	Dél-Európai
EREMAEIDAE	
<i>Eremaeus hepaticus</i> C. L. Koch, 1835	Holarktikus
LIACARIDAE	
<i>Adoristes ovatus</i> (C. L. Koch, 1839)	Holarktikus
<i>Liacarus coracinus</i> (C. L. Koch, 1840)	Európai
<i>Liacarus subterraneus</i> (C. L. Koch, 1844)	Palearktikus
<i>Liacarus xylariae</i> (Schrank, 1803)	Európai
<i>Liacarus sp.</i>	
XENILLIDAE	
<i>Xenillus clypeator</i> Robineau-Desvoidy, 1839	Palearktikus
<i>Xenillus tegeocranus</i> (Hermann, 1804)	Palearktikus
ASTEIGISTIDAE	
<i>Cultroribula bicultrata</i> (Berlese, 1905)	Holarktikus
<i>Cultroribula juncta</i> (Michael, 1885)	Ny-K-Európai
METRIOPPIIDAE	
<i>Ceratoppia quadridentata</i> (Haller, 1882)	Holarktikus
CARABODIDAE	
<i>Carabodes coriaceus</i> C. L. Koch, 1835	Európai
<i>Carabodes femoralis</i> (Nicolet, 1855)	Európai, É-Afrikai
<i>Carabodes ornatus</i> Storkán, 1925	Euroszibériai
<i>Carabodes reticulatus</i> Berlese, 1913	Európai

#### 4. Eredmények

##### 4. táblázat folytatása

TECTOCEPHEIDAE	
<i>Tectocephus sarekensis</i> Trägrådh, 1910	Holarktikus, Kozmopolita
AUTOGNETIDAE	
<i>Autogneta longilamellata</i> (Michael, 1855)	Holarktikus
CALEREMAEIDAE	
<i>Caleremaeus monilipes</i> (Michael, 1882)	Európai
OPPIIDAE	
<i>Berniniella bicarinata</i> (Paoli, 1908)	Palearktikus
<i>Berniniella sigma</i> (Strenzke, 1951)	K- Európai
<i>Dissorhina ornata</i> (Oudemans, 1900)	Holarktikus
<i>Medioppia obsoleta</i> (Paoli, 1908)	Kozmopolita
<i>Medioppia subpectinata</i> (Oudemans, 1900)	Holarktikus
<i>Micropia minus</i> (Paoli, 1908)	Kozmopolita
<b>Moritziella sp</b>	
<i>Multioppia glabra</i> (Mihelcic, 1955)	Európai
<i>Neotrichoppia confinis</i> (Paoli, 1908)	Mediterrán
<i>Oppiella nova</i> (Oudemans, 1902)	Kozmopolita
<i>Ramusella (Insculptoppia) insculpta</i> (Paoli, 1908)	Déli- Palearktikus
<i>Oppia sp 1.</i>	
<i>Oppia sp 2.</i>	
QUADROPPIIDAE	
<i>Quadroppia quadricarinata</i> (Michael, 1885)	Kozmopolita, Holarktikus
SUCTOBELBIDAE	
<i>Suctobelba atomaria</i> Moritz, 1970	K-Európai,
<i>Suctobelba discrepans</i> Moritz, 1970	K- Európai
<i>Suctobelba granulata</i> Van der Hammen, 1952	Európai
<i>Suctobelbella subcornigera</i> (Forsslund, 1941)	Holarktikus
<i>Suctobelbella subtrigona</i> (Oudemans, 1900)	Palearktikus
THYRISOMIDAE	
<i>Banksinoma lanceolata</i> (Michael, 1885)	Holarktikus
CYMBAEREMAEIDAE	
<i>Cymbaeremaeus cymba</i> (Nicolet, 1855)	Európai
MICREREMIDAE	
<i>Micreremus brevipes</i> (Michael, 1888)	Palearktikus
<i>Micreremus gracilior</i> Wilmann, 1931	Európai
LICNEREMAEIDAE	
<i>Licneremaeus licnophorus</i> (Michael, 1882)	Eurosibériai

#### 4. Eredmények

--	--

#### 4. táblázat folytatása

ORIBATULIDAE	
<i>Eporibatula rauschenensis</i> (Sellnick, 1908)	K-Európai
<i>Liebstadia humerata</i> Sellnick, 1928	Holarktikus
<i>Oribatula tibialis</i> (Nicolet, 1855)	Holarktikus
<i>Zygoribatula propinqua</i> (Oudemans, 1902)	Palearktikus
HAPLOZETIDAE	
<i>Haplozetes vindobonensis</i> (Wilmann, 1935)	Palearktikus
SCHELORIBATIDAE	
<i>Scheloribates</i> sp.	
CHAMOBATIDAE	
<i>Chamobates cuspidatus</i> (Michael, 1884).	Holarktikus
<i>Chamobates pusillus</i> (Berlese, 1895)	Holarktikus
<i>Chamobates voigsti</i> (Oudemans, 1902)	Holarktikus
CERATOZETIDAE	
<i>Ceratozetes mediocris</i> Berlese, 1908	Holarktikus
<i>Ceratozetes peritus</i> Grandjean, 1951	Holarktikus
<i>Trichoribates trimaculatus</i> (C. L. Koch, 1835)	Holarktikus
PHENOPELOPIDAE	
<i>Eupelops acromios</i> (Hermann, 1804)	Palearktikus
<i>Eupelops plicatus</i> (C. L. Koch, 1835)	Közép-, D-Európai
<i>Eupelops subuliger</i> (Berlese, 1916)	D-Európai
<i>Eupelos torulosus</i> (C. L. Koch, 1839)	D-Európai
ORIBATELLIDAE	
<i>Oribatella ornata</i> (Coggi, 1900)	Palearktikus
<i>Ophidiotrichus connexus</i> (Berlese, 1904)	Európai
ACHIPTERIIDAE	
<i>Achipteria coleoptrata</i> (Linnaeus, 1758)	Holarktikus

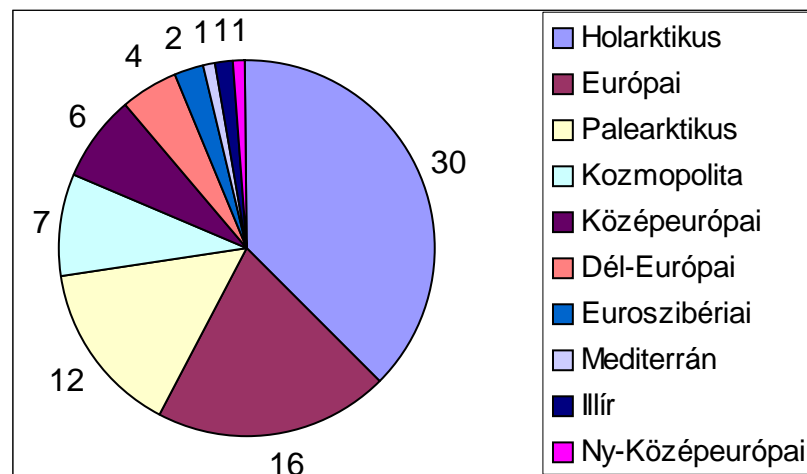
\*Néhány fajt nem tudtam pontosan meghatározni, ezek besorolása csak genus szinten biztos a besorolásuk, őket sp- vel jelöltem. A DAMAIDEA családhoz tartozó Belba fajok meghatározása nehéz, de a fellelt fajok egymástól jól elkülöníthetőek, ezért Belba sp1 ; Belba sp2; Belba sp3 megjelöléssel szerepelnek.

#### 4. Eredmények

\*\*A BRACHYCHTHTONIIDAE család és a SUCTOBELBIDAE család egyedei nagyon kis méretűek, határozásuk nehéz, ezért az egyedek számlásakor ezeket a fajokat csak genus szinten összesítettem.

A kísérleti területről előkerült 90 faj – figyelembe véve a mintavételek nagy számát - minden bizonnyal megfelelően reprezentálja egy savanyú nem podzolos barna erdőtalaj bükk állomány alatti Oribatida közösségét.

A fajlistát tekintve megállapítható, hogy a Nyugat-magyarországi peremvidék (Noricum) északi csücskében, az általam vizsgált termőhelyen a fajok többsége holarktikus, európai vagy palearktikus elterjedésű (16.ábra). Az ábrán körcikkek mellett az egyes földrajzi elterjedéshez tartozó fajok számát tüntettem fel.



16. ábra A fajok megoszlása földrajzi elterjedés szerint

A talajmintákból futtatott páncélosatkák között 2 olyan fajt találtam, amely a magyarországi faunára új. Ezek a Dél-Európai elterjedésű *Eupelops subuliger* (Berlese, 1916) és az illír *Masthermannia mamillaris* (Berlese, 1904). Míg az *E. subuliger* kis példányszámmal, de rendszeresen fellelhető volt a területen, addig a *M. mamillaris* mindössze 3 példánya került elő a teljes gyűjtési időszak alatt.

A *M. mamillaris* főként Dél-Európában, az egykori Jugoszlávia területén, Franciaországban, Ausztriában fordul elő. Feltehető, hogy északi előfordulási határa Nyugat-Magyarország.

Néhány, magyarországi vonatkozásban ritka faj is megtalálható a fajlistán. Ilyen a *Cultroribula juncta* (Michael, 1885), amely eddig Kőszegről és Pécs mellől került elő, így kísérleti területünk a harmadik előfordulási helye hazánkban.

#### 4. Eredmények

---

Szintén ritka faj a *Carabodes reticulatus*, (Berlese, 1913) amelynek előfordulása a Dunántúli középhegységből jelzett és az *Eporibatula rauschenensis* (Sellnick, 1908) is, amelyet a Dunai Alföld területén találtak meg (Mahunka és Mahunka-Papp, 2000).

Ugyanakkor bizonyos fajok, - köztük a *Hypochthonius rufulus* (C. L. Koch, 1835), - melyeket a szakirodalomban tipikus bükk állomány alatti savanyú moderben gyakori fajokként írnak le (Strenzke, 1952; Maraun, 2000), nagyon kis példányszámban fordultak elő. Hasonlóan az előzőhöz, csak véletlen szerűen került elő az *Oppiella nova* (Oudemans, 1902) vagy a nedvesebb erdőtalajokban gyakorinak leírt *Chamobates cuspidatus* (Michael, 1884). A szinte minden publikációban gyakori fajként említett *Tectocephus velatus* (Michael, 1880) helyett, a kísérleti áterületen a *Tectocephus sarekensis* (Trägårdh, 1910) találtam meg.

Az itt szórványosan előforduló *Achipteria coleoptrata* (Linnaeus, 1758), *Adoristes ovatus* (C. L. Koch, 1839), és a *Ceratoppia quadridentata* (Haller, 1882) a kísérleti területhez közel fekvő, (171 F erdőrészletben lévő meszezési kísérlet) lucfenyves alatti savanyú talaj gyakori, sok esetben domináns fajai.





### 4.3 Abundancia-dominancia-frekvencia értékek

A gyűjtés során a talajmintákból futtatott páncélosatkák egyedszámát és fajszámát — mintavételenként összesítve — a 7., 8., 9., 10. sz. melléklet tartalmazza.

Az Oribatida közösség jellemzésére meghatároztam a gyűjtött fajok **abundancia (A)** (500 cm<sup>3</sup>-es talajmintában található átlagos egyedszámok), **dominancia (D)** (relatív abundancia-%-ban) és **frekvencia (F)** (előfordulás gyakorisága %-ban) értékeit. Az eredmények táblázatos formában kerültek be a dolgozatba.

A táblázatokban helyszűke miatt, a fajok vagy nemek nevei rövidítve vannak beírva, a rövidítésekhez tartozó pontos nevek a 11. sz. mellékletben találhatóak.

A táblázatok adatsorai 1-1 év ugyanazon hónapjára vonatkoznak. Minden hónapra kiszámoltam ezeket az adatokat, de mivel június volt az egyetlen olyan hónap, amikor mind a 4 mintavételi évben hoztam be talajmintákat, az összevethetőség kedvéért ezt a hónapot közlöm a dolgozatban (kivételet 1992).

A táblázatban a kék szín különböző árnyalataival kiemelve az **eudomináns**, a **domináns** illetve a **subdomináns** fajokat jelöltem. Az Engelmann (1978) által leírt dominancia kategóriákat alkalmaztam, melyek összefoglalva az 5. táblázatban találhatóak.

5. táblázat. Dominancia kategóriák

Dominancia kategóriák	Relatív gyakoriság (%)
Eudomináns	32-100
Domináns	10-31,9
Subdomináns	3,2-9,9
Rezedens	1,0-3,19
Subrezedens	0,32-0,99
Szórványos	<0,32

A dominancia –megoszlásokat ábrázoló diagramokon csak az eudomináns, domináns és subdomináns fajok (a Suctobelbidae család esetén nemek) vannak külön feltüntetve. A rezedens, subrezedens és szórványos gyakoriságú fajok a fehér körcikkben „egyéb” név alatt találhatóak. A körcikk mellett az egyes fajok dominancia értékei láthatóak %-ban megadva.

#### 4. Eredmények

##### 4.3.1. Abundancia- dominancia- frekvencia értékek a meszezés után 1 évvel

Az 1992-es adatok közül a július hónapot választottam ki, mert az a mintavételi időpont felel meg leginkább a rákövetkező évek júniusi mintáinak (2. táblázat).

Ebben a mintavételi időszakban parcellánként csak 3-3 talajmintát vizsgáltam, ezért a frekvencia értékeket itt nem %-ban adtam meg, hanem az előfordulás száma szerint.

A 6. sz. táblázatból az abundancia értékeket tekintve megállapítható, hogy a meszezett parcellák talajában összességében csökkent az egyedek száma. Ugyanakkor a fajok száma és a fajlista nem tükrözi ezt a változást. A domináns és szubdomináns fajok a kontroll és a kezelt területeken többnyire ugyanazok, csak a dominancia értékekben különböznek. A nagyobb dózissal kezelt parcellán a domináns fajok sorrendje jelentősen eltér a kontroll parcelláétól (17.-18.-19. ábra).

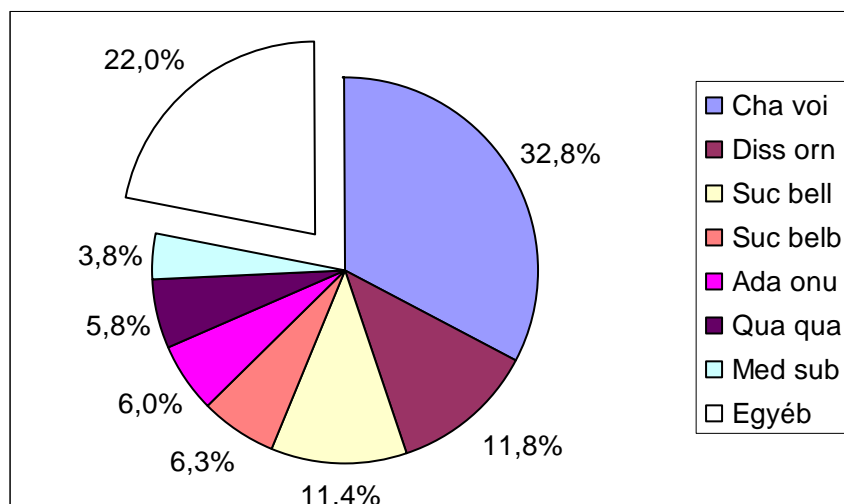
6. táblázat: Abundancia-dominancia-frekvencia értékek 1992-ben

Fajok	kontroll			10t/ha mész kezelés			20t/ha mész kezelés		
	Abundancia	Dominancia %	Frekvencia	Abundancia	Dominancia %	Frekvencia	Abundancia	Dominancia %	Frekvencia
	Kezelésenként 3 talajminta alapján								
<i>Ach col</i>	1	0,14	1				3	0,63	1
<i>Ada onu</i>	44	6,04	3	30	7,30	3	19	3,96	3
<i>Ado ova</i>	1	0,14	1						
<i>Bel sp1</i>	9	1,24	2	9	2,19	3	9	1,88	3
<i>Bel sp2</i>				2	0,49	2			
<i>Bel sp3</i>	2	0,27	1						
<i>Ber bic</i>	2	0,27	1	4	0,97	2	37	7,71	3
<i>Ber sig</i>				11	2,68	1	3	0,63	2
<i>Cam sp</i>	8	1,10	2	1	0,24	1			
<i>Car cor</i>	1	0,14	1	2	0,49	2	1	0,21	1
<i>Cep lat</i>							1	0,21	1
<i>Cer med</i>	10	1,37	2	1	0,24	1	2	0,42	2
<i>Cer per</i>	1	0,14	1				1	0,21	1
<i>Cha voi</i>	239	32,83	3	79	19,22	3	32	6,67	3
<i>Cul bic</i>	8	1,10	1	2	0,49	1			
<i>Dam ver</i>							1	0,21	1
<i>Diss orn</i>	86	11,81	3	33	8,03	3	50	10,42	3
<i>Ere hep</i>	4	0,55	2	2	0,49	1	3	0,63	1
<i>Eup acr</i>				1	0,24	1			
<i>Eup pli</i>	12	1,65	3	22	5,35	3	30	6,25	3
<i>Eup sub</i>	5	0,69	2	1	0,24	1	4	0,83	2
<i>Eup tor</i>	6	0,82	3	7	1,70	2	9	1,88	3
<i>Foss qua</i>				1	0,24	1			
<i>Hap vin</i>	16	2,20	2	22	5,35	3	9	1,88	3
<i>Lia sub</i>	1	0,14	1	4	0,97	3	1	0,21	1

#### 4. Eredmények

<i>Lia xyl</i>	9	1,24	2				3	0,63	1
<i>Lia cor</i>							2	0,42	1
<i>Med sub</i>	28	3,85	3	6	1,46	3	18	3,75	3
<i>Med obs</i>	12	1,65	2	22	5,35	3	3	0,63	2
<i>Mic gra</i>	1	0,14	1	1	0,24	1			
<i>Mic min</i>	3	0,41	1	3	0,73	1	10	2,08	2
<i>Mul gla</i>	14	1,92	3	16	3,89	3	36	7,50	2
<i>Nan nan</i>	1	0,14	1				2	0,42	1
<i>Not ana</i>	5	0,69	2	1	0,24	1	6	1,25	2
<i>Ori orn</i>	2	0,27	1	1	0,24	1	3	0,63	1
<i>Oph con</i>	1	0,14	1	2	0,49	2	1	0,21	1
<i>Opp nov</i>							1	0,21	1
<i>Pht lon</i>	3	0,41	1	2	0,49	1	1	0,21	1
<i>Pht nit</i>				2	0,49	1	2	0,42	2
<i>Hem pel</i>				2	0,49	2			
<i>Qua qua</i>	42	5,77	3	37	9,00	2	23	4,79	3
<i>Brachy</i>	2	0,27	1				15	3,13	2
<i>Tec sar</i>	1	0,14	1	3	0,73	1	8	1,67	2
<i>Xen teg</i>				2	0,49	2			
<i>Suc bell</i>	83	11,40	3	62	15,09	3	96	20,00	3
<i>Suc belb</i>	46	6,32	3	12	2,92	3	35	7,29	3
<i>Mor sp</i>	19	2,61	1	1	0,24	1			
<i>Opp sp2</i>				2	0,49	1			
<b>Összes</b>	<b>728</b>	<b>100</b>		<b>411</b>	<b>100</b>		<b>480</b>	<b>100</b>	
<b>Fajszám</b>		<b>36</b>			<b>37</b>			<b>36</b>	

6. táblázat folytatása.

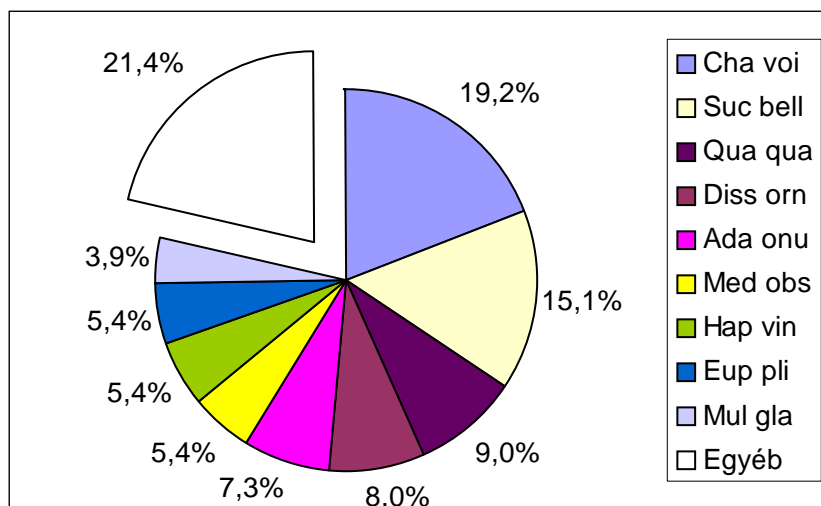


#### Kontroll Fajszám

Eudomináns	1
Domináns	2
Subdomináns	4
Rezedens	10
Subrezedens	6
Szórványos	13
<b>Összes</b>	<b>36</b>

17. ábra Domináns fajok megoszlása a kontroll területen, 1992-ben

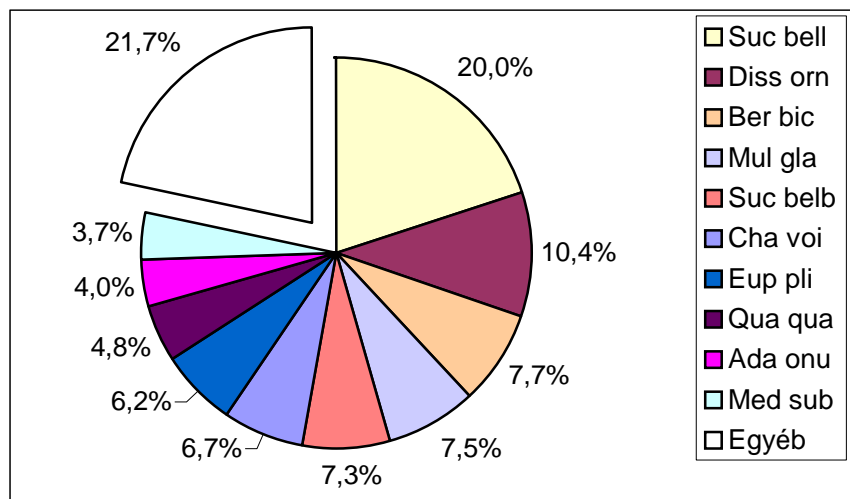
#### 4. Eredmények



#### 10t/ha mész Fajszám

Eudomináns	-
Domináns	2
Subdomináns	7
Rezedens	3
Subrezedens	14
Szórványos	11
Összes	37

18. ábra Domináns fajok megoszlása a 10t/ha mésszel kezelt területen, 1992-ben



#### 20t/ha mész Fajszám

Eudomináns	-
Domináns	2
Subdomináns	8
Rezedens	7
Subrezedens	12
Szórványos	7
Összes	36

19. ábra Domináns fajok megoszlása a 20t/ha mésszel kezelt területen, 1992-ben

A kontroll és a kisebb dózissal kezelt területen a legnagyobb arányt képviselő domináns fajok a *Chamobates voigsti* (Oudemans, 1902), a *Dissorhina ornata* (Oudemans, 1900), illetve a *Suctobelbella* genus egyedi. Előfordulásuk a nagy frekvencia értékek alapján várható minden mintából. A nagyobb dózissal kezelt kísérleti területen a korábban mindenütt domináns *C. voigsti* visszaszorult és helyét a *Suctobelbella* genus egyedi vették át. Az előző havi mintavételkor (jún. 2.) a *C. voigsti* dominancia értéke ugyanitt 32,4 % volt.

Jól látható az ábrákból, hogy a fajok számszerű eloszlása egyeletlen, mindössze néhány faj fordul elő nagy abundanciával. A domináns fajok a teljes populáció 79 %-át képviselik a kontroll és a meszezett parcellákon.

Általában sok az alacsony abundanciájú, rezedens és subrezedens faj. Úgy a kontroll, mint a kezelt parcellákon szintén sok a szórványosan előforduló faj, nem egyet közülük, az egész

#### 4. Eredmények

---

mintavételi időszak alatt 1-2 példánnyal gyűjtöttem be (pl. *Carabodes reticulatus* Berlese, 1913., *Caleremaeus monilipes* (Michael, 1882), *Platylodes scaliger* (C. L. Koch, 1839)). Ez az eloszlás megfelel a szakirodalomban sok szerző által közölt dominancia eloszlásnak (Strenzke, 1952, Luxton, 1981c, Maraun, 2003).

A frekvencia értékeket vizsgálva, megállapítható, hogy nagy a nagy frekvencia értékhez nem feltétlenül tartozik nagy egyedszám érték. A 20t/ha mészes parcellán júliusban subdomináns faj volt a *Berniniella bicarinata* (Paoli, 1908). Mindhárom talajmintában előfordult, tehát a frekvencia értéke maximális volt. Ugyanakkor a 3 mintát tekintve egyedszámok a következőképpen oszlottak meg: 34, 1, 2. Ugyanez a faj a kontroll területen májusban és júniusban 43, 33, 0, valamint 24, 80, 97 egyeddel került elő, majd ugyanerről a területről a nyár és az ősz folyamán mindössze 2-2 példányt gyűjtöttem. Ennek magyarázatául szolgálhat az Oribatidák közismert aggregációs tulajdonsága, melynek eredményeképpen kis területen (mikroméretekről van szó) koncentrálódhatnak, csoportosulhatnak. Megfontolandó ugyanakkor, hogy noha sok kutatás tárgya a populáció dinamika mégsem ismerjük minden faj populáció dinamikáját pontosan (pl. az adult egyedek mikor találhatók legnagyobb számban). A nyári szárazabb hónapokat átvészelve mélyebb talajrétegekbe is vándorolhatnak.

Az aggregációra jó példa ugyanaz a faj, mely a 2003-as nyári (júniusi) mintavétel során subdomináns faj volt a kontroll területen 203 egyeddel, 60-as frekvencia értékkel. Az akkori 10 ismétlésből 178 egyed egyetlen mintából került ki, a többiben 12, 3, 6, 2, 4, 0, 0, 0, 0 példányt találtam.

Sok esetben nagy frekvencia értékhez alacsony abundancia érték tartozik. Példa erre az *Eupelos torulosus* (C. L. Koch), vagy a *Liacarus xylariae* (Schrank, 1803). Rendszeresen, minden mintában megtalálhatók, de sohasem válnak (ezen a területen) domináns fajjává.

#### 4. Eredmények

#### 4.3.2. Abundancia- dominancia- frekvencia értékek a meszesítés után 2 évvel

7. táblázat: Abundancia-dominancia-frekvencia értékek 1993-ban

Fajok	kontroll			10t/ha mész kezelés			20t/ha mész kezelés		
	Abundancia	Dominancia %	Frekvencia %	Abundancia	Dominancia %	Frekvencia %	Abundancia	Dominancia %	Frekvencia %
	Kezelésenként 10 talajminta alapján								
<b>Ada onu</b>	99	3,36	100	171	6,77	100	98	4,55	100
<i>Ado ova</i>	2	0,07	10						
<i>Ame tro</i>				8	0,32	20	3	0,14	10
<i>Bel sp1</i>	53	1,80	100	115	4,55	100	76	3,53	100
<i>Bel sp2</i>	7	0,24	40	3	0,12	10	10	0,46	40
<i>Bel sp3</i>				2	0,08	10			
<i>Ber bic</i>	54	1,83	80	81	3,21	80	99	4,60	60
<i>Ber sig</i>	28	0,95	20	18	0,71	70	19	0,88	40
<i>Cam sp</i>	2	0,07	10	2	0,08	10			
<i>Car cor</i>	4	0,14	40	2	0,08	10	3	0,14	20
<i>Car fem</i>	1	0,03	10	2	0,08	20	3	0,14	30
<i>Car orn</i>				2	0,08	20	1	0,05	10
<i>Car ret</i>							1	0,05	10
<i>Cep den</i>				1	0,04	10			
<i>Cer med</i>	11	0,37	50	4	0,16	10	3	0,14	30
<i>Cer per</i>	6	0,20	40	3	0,12	30	5	0,23	20
<i>Cha voi</i>	936	31,75	100	318	12,59	100	230	10,68	100
<i>Cul bic</i>	7	0,24	20	10	0,40	50	15	0,70	60
<i>Dam ver</i>				8	0,32	50	1	0,05	10
<i>Diss orn</i>	476	16,15	100	350	13,86	100	280	13,00	100
<i>Ere hep</i>	218	7,39	100	82	3,25	80	134	6,22	100
<i>Eup acr</i>	1	0,03	10	1	0,04	10			
<i>Eup pli</i>	59	2,00	90	118	4,67	100	99	4,60	100
<i>Eup sub</i>	3	0,10	30	8	0,32	70	5	0,23	50
<i>Eup tor</i>	13	0,44	50	17	0,67	80	25	1,16	100
<i>Eup mon</i>							4	0,19	20
<i>Foss qua</i>	8	0,27	20	1	0,04	10	0	0,00	0
<i>Hap vin</i>	141	4,78	100	213	8,43	100	94	4,36	100
<i>Her pic</i>	6	0,20	10						
<i>Lia sub</i>				1	0,04	10	1	0,05	10
<i>Lia xyl</i>	17	0,58	60	15	0,59	30	8	0,37	60
<i>Lia cor</i>	8	0,27	10				1	0,05	10
<i>Mas mam</i>							1	0,05	10
<i>Med sub</i>	90	3,05	100	153	6,06	90	147	6,82	100
<i>Med obs</i>	8	0,27	40	49	1,94	80	49	2,27	70
<i>Mic gra</i>				0	0,00	0	1	0,05	10
<i>Mic min</i>	96	3,26	100	122	4,83	100	103	4,78	70
<i>Mul gla</i>	96	3,26	100	127	5,03	100	124	5,76	100
<i>Nan nan</i>	6	0,20	40	2	0,08	20	9	0,42	30
<i>Not ana</i>	8	0,27	50	2	0,08	20	15	0,70	50

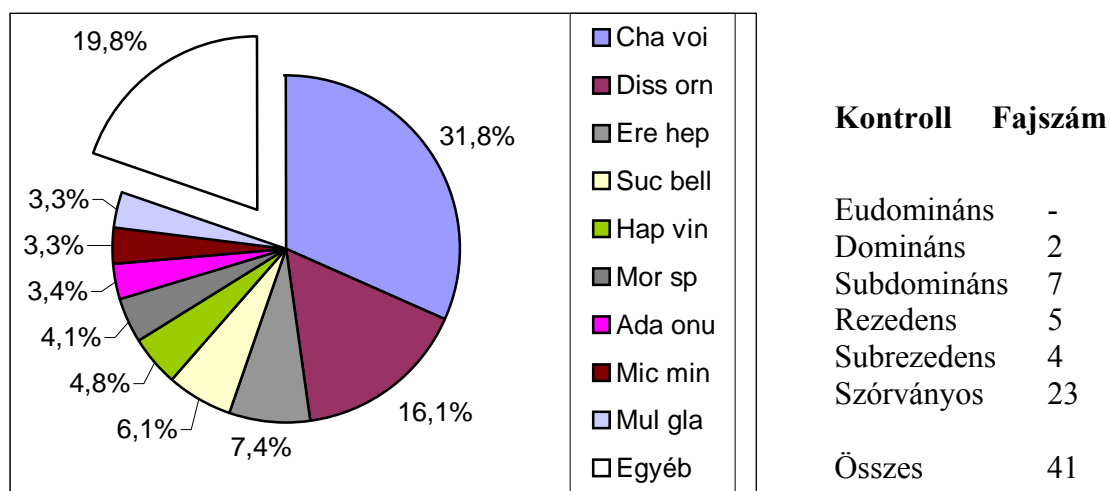


#### 4. Eredmények

<i>Ori orn</i>				5	0,20	40	5	0,23	40
<i>Oph con</i>				1	0,04	10			
<i>Opp nov</i>	10	0,34	30				3	0,14	10
<i>Ori tib</i>							2	0,09	10
<i>Pht lon</i>				5	0,20	30			
<i>Pht nit</i>				4	0,16	20			
<i>Hem pel</i>	4	0,14	20	2	0,08	20	3	0,14	20
<i>Qua qua</i>	83	2,82	100	202	8,00	100	142	6,59	100
<i>Brachy</i>	8	0,27	30	33	1,31	70	14	0,65	50
<i>Ste car</i>	6	0,20	40				2	0,09	20
<i>Atr str</i>				1	0,04	10			
<i>Tec sar</i>				1	0,04	10	5	0,23	40
<i>Tri bis</i>							1	0,05	10
<i>Zyg pro</i>	1	0,03	10						
<i>Xen cly</i>				2	0,08	10			
<i>Xen teg</i>	2	0,07	20	8	0,32	50			
<i>Suc bell</i>	180	6,11	100	129	5,11	100	165	7,66	100
<i>Suc belb</i>	68	2,31	100	62	2,45	90	78	3,62	100
<i>Opp sp1</i>				2	0,08	10	2	0,09	20
<i>Mor sp</i>	121	4,10	80	55	2,18	60	64	2,97	50
<i>Opp sp2</i>	1	0,03	10	3	0,12	30	1	0,05	10
<b>Összes</b>	<b>2948</b>	<b>100</b>		<b>2526</b>	<b>100</b>		<b>2154</b>	<b>100</b>	
<b>Fajszám</b>		<b>41</b>			<b>49</b>			<b>47</b>	

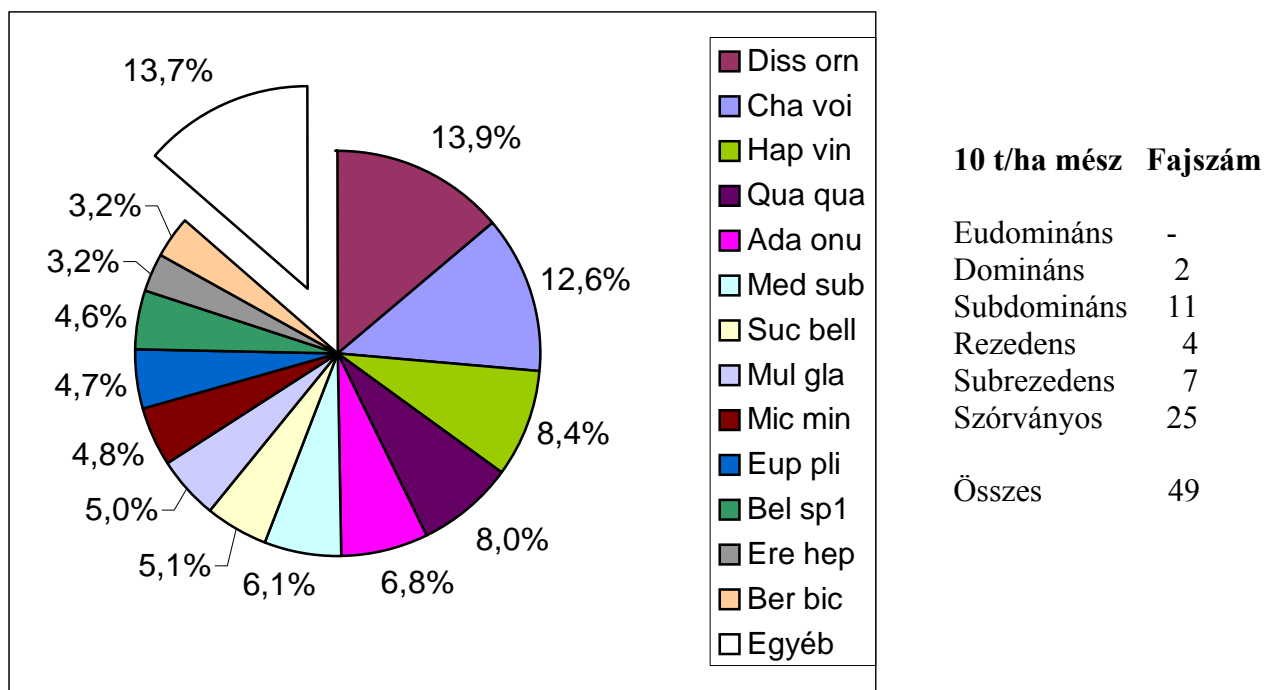
#### 7. táblázat folytatása

1993-ban, 2 évvel a meszezés után tavasz végén (május) és a nyár folyamán (június, augusztus) hoztam be talajmintákat a kísérleti területéről, parcellánként 10 db-t. Ez a minta elemszám a 25\*25 m-es parcellákra nézve biztonságos átlagot ad. A kontroll és a kezelt parcellákról is több faj került elő, mint az előző évben. Ugyanakkor a kontroll parcella nagyobb egyedszáma, a kezelt parcellákhoz viszonyítva kisebb fajszámmal párosult. (7 sz. táblázat).

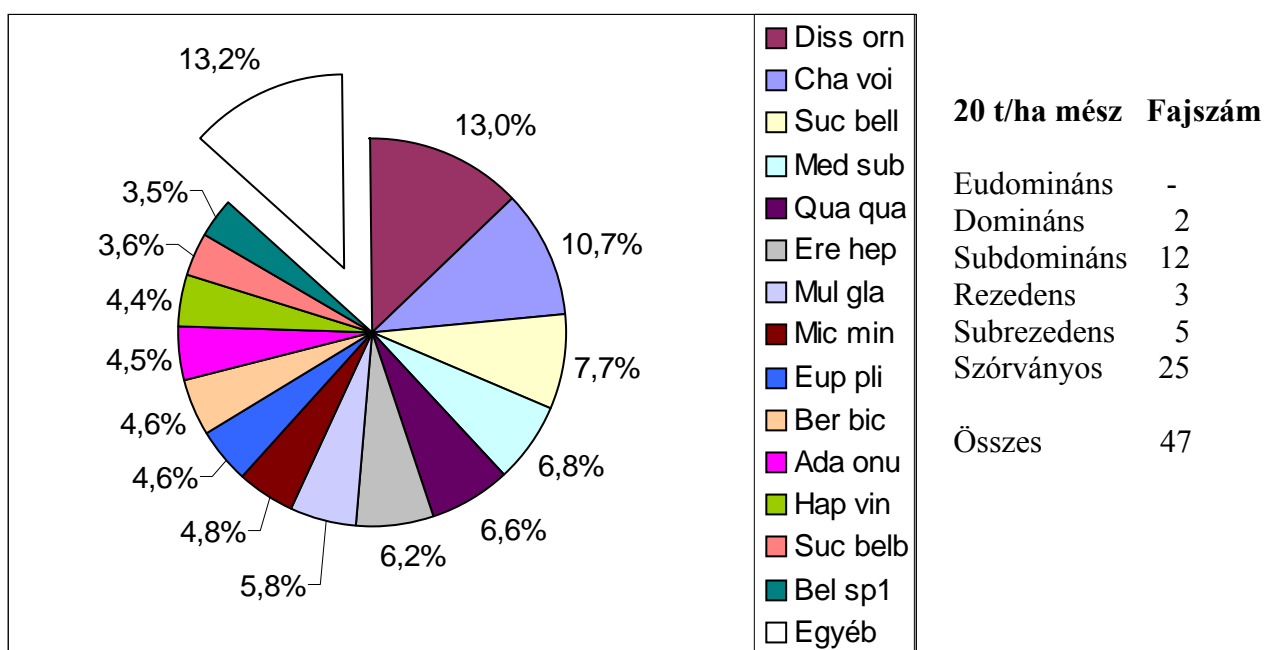


20. ábra Domináns fajok megoszlása a kontroll területen, 1993-ben

#### 4. Eredmények



22. ábra Domináns fajok megoszlása a 10t/ha mésszel kezelt területen, 1993-ben



22. ábra Domináns fajok megoszlása a 20t/ha mésszel kezelt területen, 1993-ben

A kontroll területen az előző évhez hasonlóan domináns fauna elem maradt a *C. voigsti*, 31,8% D értékkel, és a *D. ornata* 16,15 % D értékkel. A kezelt területeken is ez a 2 faj bizonyult dominánsnak, de ott az utóbbi volt a gyakoribb.

#### 4. Eredmények

A kontroll területen megtalált 41 fajból mindössze 9 képviselte a páncélosatka egyedek 80%-át, míg a kezelt parcellákon fellelt 49 és 47 fajból 13-14 alkotta az egyedek 86 %-át.

A subdomináns fajok sok esetben ugyanazok voltak a kontroll és a kezelt területeken, mint például az *Adamaeus onustus* (C.L.Koch, 1841), *Eremaeus hepaticus* (C.L.Koch, 1835), *Microppia minus* (Paoli, 1908) vagy a *Multioppia glabra* (Michelcic, 1955). Ezek a fajok magas frekvencia értékkel fordultak elő. Kivételt jelent a *Moritziella sp*, amely viszonylag magas frekvenciával jelent meg a területen mindenütt (80, 60, 50), de a csak kontroll területen vált subdominánsá. Az előző évhez képest változás, hogy néhány faj, köztük a *Belba sp1* a *Quadroppia quadricarinata* (Michael, 1885), az *Eupelops plicatus* (C.L.Koch, 1835), a *Medioppia subpectinata* (Oudemans, 1900) valamint a *Berninella bicarinata* (Paoli, 1908) csak a mésszel kezelt parcellákon volt subdomináns. A *Haplozetes vindobonensis* (Willmann, 1935), bár mindhárom parcellán subdomináns faj volt 100 %-o frekvenciával, legnagyobb egyedszámmal az alacsonyabb dózissal kezelt talajban fordult elő (7. táblázat, 20,-21,-22. ábra).

#### 4.3.3. Abundancia- dominancia- frekvencia értékek a meszezés után 7 évvel

8. táblázat: Abundancia-dominancia-frekvencia értékek 1998-ban

Fajok	kontroll			10t/ha mész kezelés			20t/ha mész kezelés		
	Abundancia	Dominancia %	Frekvencia %	Abundancia	Dominancia %	Frekvencia %	Abundancia	Dominancia %	Frekvencia %
	Kezelésenként 10 talajminta alapján								
<i>Ach col</i>				2	0,12	20			
<i>Ada onu</i>	20	1,04	60	24	1,44	80	11	1,27	40
<i>Ado ova</i>	2	0,10	10				2	0,23	10
<i>Ame tro</i>	1	0,05	10						
<i>Bel sp1</i>	30	1,56	80	92	5,54	90	21	2,42	40
<i>Bel sp2</i>	2	0,10	10	1	0,06	10	3	0,35	30
<i>Ber bic</i>	42	2,19	60	54	3,25	70			
<i>Ber sig</i>	5	0,26	30	11	0,66	30	1	0,12	10
<i>Car cor</i>				2	0,12	10	1	0,12	10
<i>Cep cep</i>	1	0,05	10						
<i>Cep lat</i>				1	0,06	10	1	0,12	10
<i>Cer qua</i>	15	0,78	10	1	0,06	10			
<i>Cer med</i>	20	1,04	40	18	1,08	30	3	0,35	20
<i>Cer per</i>	6	0,31	30	6	0,36	30	13	1,50	70
<i>Cha pus</i>							1	0,12	10
<i>Cha voi</i>	819	42,68	100	624	37,55	100	271	31,29	100
<i>Neo con</i>	13	0,68	10						
<i>Cul bic</i>	3	0,16	20	3	0,18	30	3	0,35	30
<i>Dam ver</i>	13	0,68	20				11	1,27	40

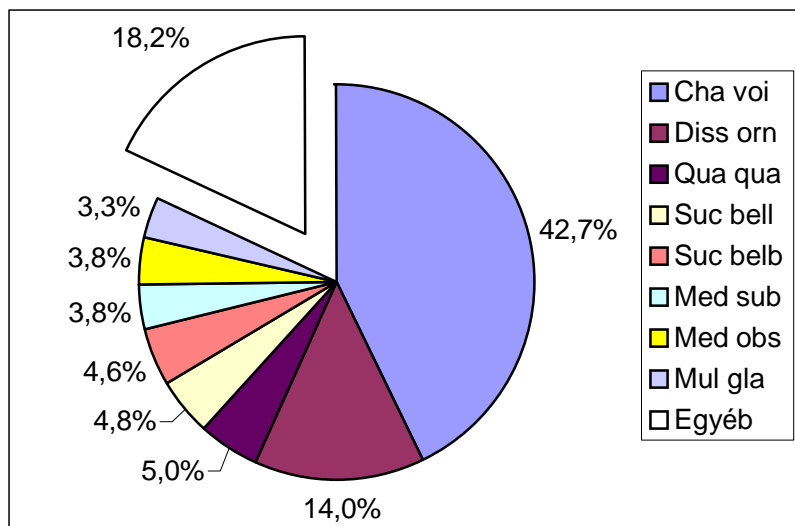
#### 4. Eredmények

<i>Diss orn</i>	268	13,97	100	296	17,81	100	130	15,01	90
<i>Ere hep</i>	21	1,09	50	57	3,43	40			
<i>Epo rau</i>	1	0,05	10	1	0,06	10	1	0,12	10
<i>Eup pli</i>	23	1,20	80	49	2,95	100	31	3,58	80
<i>Eup sub</i>	2	0,10	20	3	0,18	30	2	0,23	20
<i>Eup tor</i>	13	0,68	60	5	0,30	40	28	3,23	80
<i>Eup mon</i>				1	0,06	10			
<i>Foss qua</i>				2	0,12	20			
<i>Gym sp</i>				1	0,06	10	1	0,12	10
<i>Hap vin</i>	27	1,41	80	47	2,83	80	16	1,85	80
<i>Her pic</i>	1	0,05	10	1	0,06	10			
<i>Lia sub</i>	1	0,05	10	4	0,24	20	2	0,23	20
<i>Lia xyl</i>	6	0,31	30	29	1,74	50	3	0,35	30
<i>Lia sp</i>	3	0,16	30						
<i>Lic lic</i>							1	0,12	10
<i>Lie hum</i>							2	0,23	20
<i>Med sub</i>	72	3,75	90	56	3,37	70	41	4,73	90
<i>Med obs</i>	72	3,75	90	33	1,99	60	77	8,89	60
<i>Mic gra</i>	1	0,05	10						
<i>Mic min</i>	27	1,41	50	4	0,24	10	3	0,35	20
<i>Mul gla</i>	63	3,28	100	49	2,95	90	56	6,47	80
<i>Nan nan</i>	1	0,05	10	1	0,06	10			
<i>Not ana</i>	15	0,78	60	4	0,24	20	1	0,12	10
<i>Ori orn</i>	16	0,83	30	1	0,06	10			
<i>Opp nov</i>	5	0,26	10				2	0,23	10
<i>Rhy ard</i>				4	0,24	30	5	0,58	30
<i>Pht lon</i>	1	0,05	10						
<i>Pht nit</i>				1	0,06	10			
<i>Hem pel</i>	1	0,05	10						
<i>Qua qua</i>	95	4,95	100	71	4,27	100	65	7,51	80
<i>Brachy</i>				1	0,06	10	1	0,12	10
<i>Tec sar</i>	4	0,21	30	5	0,30	10	11	1,27	30
<i>Xen teg</i>	1	0,05	10	6	0,36	30	1	0,12	10
<i>Suc bell</i>	93	4,85	90	45	2,71	90	29	3,35	80
<i>Suc belb</i>	88	4,59	100	34	2,05	90	12	1,39	50
<i>Opp sp1</i>	6	0,31	20				3	0,35	10
<i>Mor sp</i>				12	0,72	30			
<b>Összes</b>	<b>1919</b>	<b>100</b>		<b>1662</b>	<b>100</b>		<b>866</b>	<b>100,00</b>	
<b>Fajszám</b>		<b>43</b>			<b>42</b>			<b>38</b>	

8. táblázat folytatása

7 évvel a meszezés után az abundancia értékek mindkét kezelt területen alacsonyabbak voltak, mint a kontroll területen. Különösen nagy az eltérés a nagyobbik dózisu kezelésben (8. táblázat).

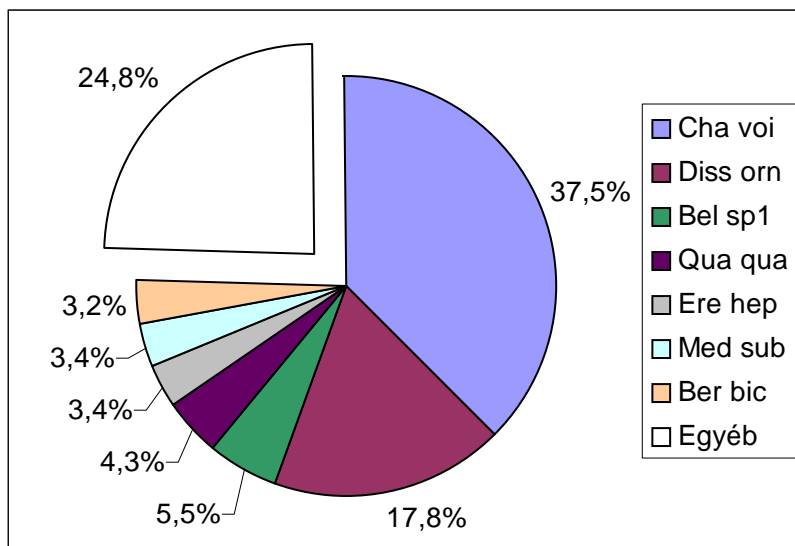
#### 4. Eredmények



#### Kontroll Fajsám

Eudomináns	1
Domináns	1
Subdomináns	6
Rezedens	7
Subrezedens	3
Szórványos	25
Összes	43

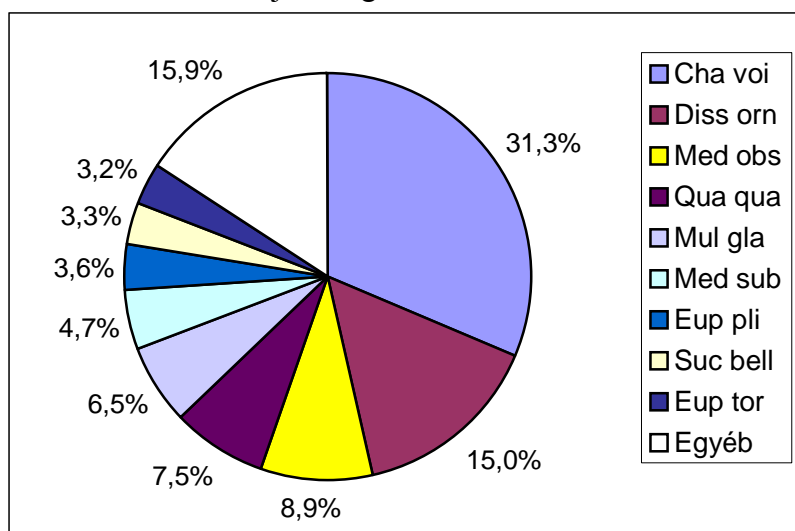
23. ábra Domináns fajok megoszlása a kontroll területen, 1998-ban



#### 10t/ha mész Fajsám

Eudomináns	1
Domináns	1
Subdomináns	5
Rezedens	8
Subrezedens	3
Szórványos	24
Összes	42

24. ábra Domináns fajok megoszlása a 10t/ha mésszel kezelt területen, 1988-ban



#### 20t/ha mész Fajsám

Eudomináns	-
Domináns	2
Subdomináns	7
Rezedens	6
Subrezedens	6
Szórványos	
Összes	38

25. ábra Domináns fajok megoszlása a 20 t/ha mésszel kezelt területen 1988-ban

#### 4. Eredmények

---

A fajspektrum az egész évi mintavételt tekintve kissé bővült az előző évekhez képest és kiegyenlítettebb lett. Ugyanez, egyetlen a nyári adatsor alapján, nem állapítható meg. Annyi bizonyos, hogy ebben a hónapban a nagyobb dózissal meszezett területről kevesebb faj került elő, mint a kontroll területről, vagy az alacsonyabb dózisu kezelésből.

Mindhárom parcellán kevesebb volt a domináns ill. subdomináns faj az előző évekhez képest (23,-24,-25. ábra).

7 évvel a meszezés után *C. voigsti* a kontroll és a kezelt parcellákon egyaránt eudomináns fajjává vált (a nagyobb dózisu kezelésben épp a határán van). Mindenütt 100 %-os a frekvencia értéke, azaz minden mintavételkor megtalálható. Abundancia értékei ugyanakkor 3:2:1 arányban csökkennek a kontroll parcellától a nagyobb kezelés felé.

Mindhárom parcellában domináns faj volt a *D. ornata*, valamivel nagyobb egyedszámmal a 10 t/ha dózisu kezelésben, mint a kontrollban, és fele egyedszámmal a 20t/ha dózisu kezelésben. A teljes páncélosatka populáció közel 50% -a ebben a hónapban mindössze 2 faj, a *C. voigsti* és a *D. ornata*, egyedeiből állt.

Minden mintában gyakoriak voltak a *M. subpectina*, a *Q. quadricarinata*., és a *Suctobelbella* genus egyedei is. Az összes egyed 65-70 %-át ezek a fajok alkotják, ebből arra lehet következtetni, hogy képesek tolerálni a megváltozott talajsavanyúság okozta körülményeket.

Az előző években az *A. onustus* és a *H. vindobonensis* subdomináns fajok voltak, nagy frekvencia értékekkel. Ebben az évben a rezedens ill. subrezedens fajok szintjére kerültek, közepes frekvencia értékkel, úgy a kontroll, mint a meszezett területeken egyformán. Visszaszorulásuknak számos oka lehet, de az nem valószínű, hogy számbeli csökkenésük a meszezés következménye. A *H. vindobonensis* változatlanul a kisebb dózisu meszezett területen volt a leggyakoribb.

A mintából sok, un. szórványos faj került elő mindhárom területen, de olyan, amely rendszeresen csak valamelyik kezelést jellemezte volna, nem akadt.



#### 4. Eredmények

#### 4.3.4. Abundancia- dominancia- frekvencia értékek a meszezés után 12 évvel

9. táblázat: Abundancia-dominancia-frekvencia értékek 2003-ban

Fajok	kontroll			10t/ha mész kezelés			20t/ha mész kezelés		
	Abundancia	Dominancia %	Frekvencia %	Abundancia	Dominancia %	Frekvencia %	Abundancia	Dominancia %	Frekvencia %
	Kezelésenként 10 talajminta alapján								
Ada onu	99	3,36	100	171	6,77	100	98	4,55	100
Ado ova	2	0,07	10						
Ame tro				8	0,32	20	3	0,14	10
Bel sp1	53	1,80	100	115	4,55	100	76	3,53	100
Bel sp2	7	0,24	40	3	0,12	10	10	0,46	40
Bel sp3				2	0,08	10			
Ber bic	54	1,83	80	81	3,21	80	99	4,60	60
Ber sig	28	0,95	20	18	0,71	70	19	0,88	40
Cam sp	2	0,07	10	2	0,08	10			
Car cor	4	0,14	40	2	0,08	10	3	0,14	20
Car fem	1	0,03	10	2	0,08	20	3	0,14	30
Car orn				2	0,08	20	1	0,05	10
Car ret							1	0,05	10
Cep den				1	0,04	10			
Cer med	11	0,37	50	4	0,16	10	3	0,14	30
Cer per	6	0,20	40	3	0,12	30	5	0,23	20
Cha voi	936	31,75	100	318	12,59	100	230	10,68	100
Cul bic	7	0,24	20	10	0,40	50	15	0,70	60
Dam ver				8	0,32	50	1	0,05	10
Diss orn	476	16,15	100	350	13,86	100	280	13,00	100
Ere hep	218	7,39	100	82	3,25	80	134	6,22	100
Eup acr	1	0,03	10	1	0,04	10			
Eup pli	59	2,00	90	118	4,67	100	99	4,60	100
Eup sub	3	0,10	30	8	0,32	70	5	0,23	50
Eup tor	13	0,44	50	17	0,67	80	25	1,16	100
Eup mon							4	0,19	20
Foss qua	8	0,27	20	1	0,04	10	0	0,00	0
Hap vin	141	4,78	100	213	8,43	100	94	4,36	100
Her pic	6	0,20	10						
Lia sub				1	0,04	10	1	0,05	10
Lia xyl	17	0,58	60	15	0,59	30	8	0,37	60
Lia cor	8	0,27	10				1	0,05	10
Mas mam							1	0,05	10
Med sub	90	3,05	100	153	6,06	90	147	6,82	100
Med obs	8	0,27	40	49	1,94	80	49	2,27	70
Mic gra				0	0,00	0	1	0,05	10
Mic min	96	3,26	100	122	4,83	100	103	4,78	70
Mul gla	96	3,26	100	127	5,03	100	124	5,76	100
Nan nan	6	0,20	40	2	0,08	20	9	0,42	30
Not ana	8	0,27	50	2	0,08	20	15	0,70	50
Ori orn				5	0,20	40	5	0,23	40
Oph con				1	0,04	10			
Opp nov	10	0,34	30				3	0,14	10

#### 4. Eredmények

Ori tib							2	0,09	10
Pht lon				5	0,20	30			
Pht nit				4	0,16	20			
Hem pel	4	0,14	20	2	0,08	20	3	0,14	20
Qua qua	83	2,82	100	202	8,00	100	142	6,59	100
Brachy	8	0,27	30	33	1,31	70	14	0,65	50
Ste car	6	0,20	40				2	0,09	20
Atr str				1	0,04	10			
Tec sar				1	0,04	10	5	0,23	40
Tri bis							1	0,05	10
Zyg pro	1	0,03	10						
Xen cly				2	0,08	10			
Xen teg	2	0,07	20	8	0,32	50			
Suc bell	180	6,11	100	129	5,11	100	165	7,66	100
Suc belb	68	2,31	100	62	2,45	90	78	3,62	100
Opp sp1				2	0,08	10	2	0,09	20
Mor sp	121	4,10	80	55	2,18	60	64	2,97	50
Opp sp2	1	0,03	10	3	0,12	30	1	0,05	10
<b>Összes</b>	<b>2948</b>	<b>100</b>		<b>2526</b>	<b>100</b>		<b>2154</b>	<b>100</b>	
<b>Fajsám</b>		<b>50</b>			<b>49</b>			<b>46</b>	

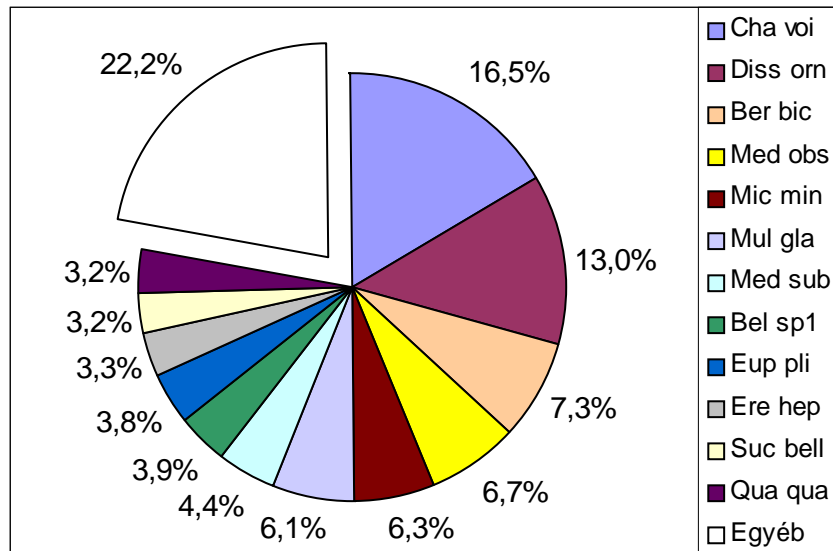
#### 9. táblázat folytatása

2003-ban, a meszezés után 12 évvel, egy FVM által támogatott kutatás keretében lehetőségem nyílt a mintavétel egyszeri megisméltésére. Bár a kapott eredmények sok tekintetben természetesen nem vethetők össze érdemben egy egész évi mintavétel eredményeivel, de a kontroll és a kezelt területek egymással mégis összehasonlíthatók.

Az abundancia értékeket tekintve, megállapítható, hogy a kontroll területen jóval magasabb volt az összegyedszám, viszont a kezelt parcellák alig különböztek egymástól.

Annak ellenére, hogy a júniusi talajmintát egy hosszán tartó, meleg, száraz időszakban vettem, 46-50 faj előkerült, ami jó átlagnak számít. A fajspektrum megváltozott az előző évekhez képest. Több a domináns, subdomináns, kevesebb a szórványos fajok száma (26,-27,-28- ábra).

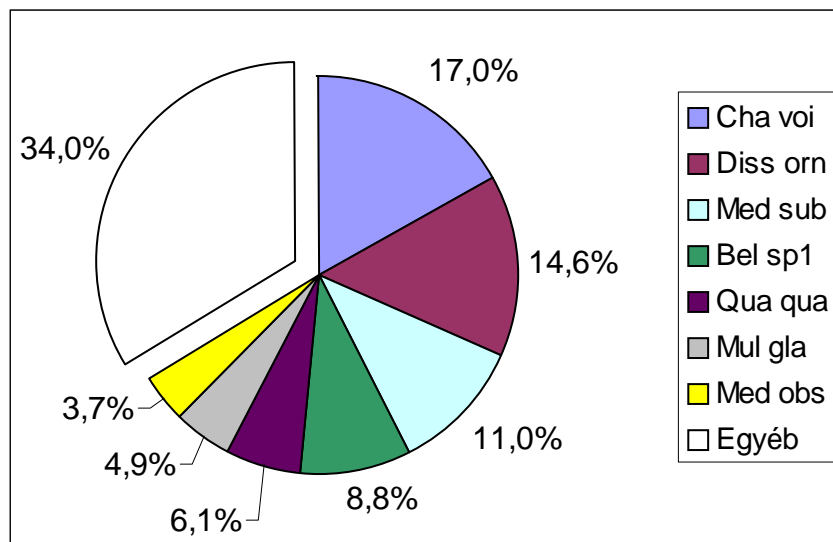
#### 4. Eredmények



#### Kontroll Fajsám

Eudomináns	-
Domináns	2
Subdomináns	10
Rezedens	8
Subrezedens	5
Szórványos	25
Összes	50

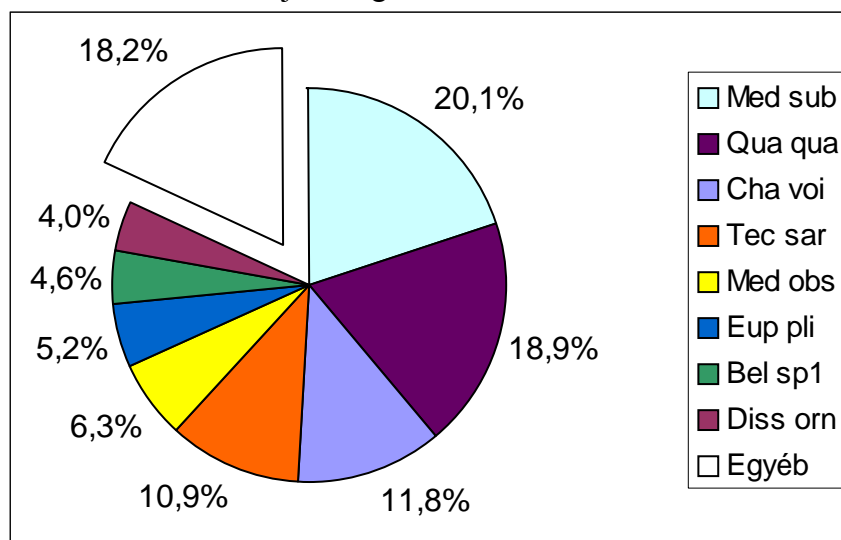
26. ábra Domináns fajok megoszlása a kontroll területen, 2003-ban



#### 10t/ha mész Fajsám

Eudomináns	-
Domináns	3
Subdomináns	5
Rezedens	10
Subrezedens	11
Szórványos	20
Összes	49

27. ábra. Domináns fajok megoszlása a 10 t/ha mésszel kezelt területen 2003-ban



#### 20t/ha mész Fajsám

Eudomináns	-
Domináns	4
Subdomináns	4
Rezedens	9
Subrezedens	4
Szórványos	25
Összes	46

27. ábra. Domináns fajok megoszlása a 20 t/ha mésszel kezelt területen 2003-ban

#### 4. Eredmények

---

A *C. voigsti* részaránya a dominancia szerkezetben csökkent, a korábbi 30%-ról 17-11%-ra. A *D. ornata*. változatlanul subdomináns faj maradt. Az előbbi fajjal együtt, előkerülésükre minden mintavételkor számítani lehet.

A legmarkánsabb változások a nagyobb dózisú mész kezelésnél láthatók. Itt megváltozott a domináns fajok sorrendje, s a *M. subpectinata*, és a *Q. quadricarinata* ebben a kezelésben háromszor, ill. négyszer gyakoribb, mint a kontroll területen. Ugyancsak figyelemre méltó, hogy a *Tectocepheus sarekensis* (Tragardh, 1910) a 20t/ha mész kezelésben domináns faj, míg a másik két parcellán szórványosan fordul elő. A *T sarekensis* a korábbi években is ezen a a nagyobb dózisú kezelésben volt a gyakoribb, de nem volt ilyen nagy a különbség.

A 4 különböző év adatait tekintve összefoglalva megállapíthatom, hogy úgy a kezelt, mint a kontroll területen viszonylag kevés, nagy abundanciájú és nagy frekvenciájú faj és sok alacsony abundanciájú, közepes vagy kis frekvenciájú faj fordult elő. Markáns különbséget a fajok összetételét illetően a kontroll és a kezelt területek között csak néhány esetben találtam.

Az abszolút domináns *C voigsti* Strenzke (1952) vizsgálati szerint közepesen nedves, nyershumusz és tőzegtalajokban elterjedt, acidofil faj, erdőtalajokban, bükk állomány avarjában gyakori. Ugyanitt hivatkozik Franz (1948) kutatásaira, aki szerint a *C. voigsti* Ausztria pannon klímájú száraz, meszes, (pH= 7,6) hordalék talajaiban is gyakori.

A *D. ornata* széles ökológiai valenciájú faj, (Strenzke, 1952) közepesen nedves erdő állományok pH< 6,5 bomló avarjában gyakori, de máshol is előfordul. Mindkét faj jól alkalmazkodik a meszezés által okozott változásokhoz.

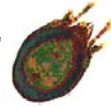
A meszezett parcellákon nagyobb egyedszámmal előforduló *M. subpectinata*, és a *Q. quadricarinata* nedvesség igény és pH szempontjából euryök fajok, valószínű nagy alkalmazkodó képességgel rendelkeznek.

A *T. sarekensis*. a 20 t/ha dózisú meszezett területen általában gyakoribb volt, a meszezés után 12 évvel pedig domináns fajként jelent meg ugyanott. Ez azért érdekes, mert 2003-ban az egy parcellában vett 10 mintából 7, 29, 11, 10, 6, 30, 37, 49, 13 és 14 egyedszámokkal fordult elő, vagyis nem egy esetleges aggregációról van szó, ahonnan véletlenül mintát vettem. Irodalmi adatok szerint (Hagvar, 1981; Maraun, 2003) a *Tectocepheus velatus* (Michael, 1880) érzékenyen reagált a talaj savanyúságának változására, akár csökken a talaj savanyúsága, akár nő. A pH csökkenése minden esetben a *T. velatus* abundancia

#### 4. Eredmények

---

növekedésével járt, a pH növekedése (meszezés hatása) abundancia csökkenéssel. Az általam végzett vizsgálatokban a *T. sarekensis* pontosan az előbbiekkal ellentétesen reagált, azzal, hogy a meszezett talajban vált gyakoribbá.



### 4. 4. Mennyiségi elemzés

A 4 év alatt begyűjtött 471 db egyenként 500 cm<sup>3</sup>-es talajmintából összesen **83.239** páncélosatka egyedet számoltam és határoztam meg.

A feldolgozásnál készített felvételi adatlapokat az 1. sz. melléklet tartalmazza.

A kontroll területen 500 cm<sup>3</sup> talajban átlagosan 208-281 Oribatida egyedet találtam a 4 év átlagait tekintve. Az irodalmi adatok általában m<sup>2</sup>-re vonatkoztatva adják meg az egyedszámokat, melyek eléggé eltérőek, mert a termőhely abiotikus és biotikus jellemzőitől függően (pl. talaj típus, a fafaj, a humusz formája, nedvességtartalom, stb) más és más egyedszámokat kapunk. Például Wallwork (1983) közlése szerint lombos állományban átlagosan 56±20 ezer páncélosatka egyed található 1 négyzetméteren, míg lucfenyő alatt szintén 1 négyzetméteren átlagosan 212±100 ezer. Dudich és társai (1952) az ócsai éger erdőben 200 ezer /m<sup>2</sup>-re becsülték az atkák (nem csak Oribatidák) egyedszámát. Az általam vizsgált kontroll terület egyedszáma 32500-43750 egyed/m<sup>2</sup>-nek felel meg. Ez talán kevésnek tűnhet, de vizsgálati területet tekintve jó összehasonlítási alap Szemerey (1975) munkája. A szerző a Bükk-fennsíkon, bazofil, barna rendzina talajon álló, erdészeti gazdálkodás alá vont bükkösben 500 cm<sup>3</sup> talajmintában átlagosan 220 egyedet ír le, míg a műveletlen, un. „ösbükkösben” is csak 290 egyedet talált. A „futtatás” technikáját figyelembe véve a természetes környezetben ezek a számok bizonyára magasabbak.

A begyűjtött páncélosatkák abundancia jellemzőit évenként és kezelésként a 10.-13. sz. táblázatokban foglaltam össze.

Az adatokat elemezve általánosan megállapítható, hogy a páncélosatkák egységnyi talajmintára vonatkoztatott abundancia értékei jelentősen különböznek egymástól, sok esetben nagy a szórás.. E tekintetben nem csak a kontroll és a kezelések között van különbség, hanem az egy időben egy parcellán vett, 10 kis talajmintából futtatott páncélosatkák abundanciája sem egyenletes. Ugyanakkor az év folyamán, az egyes hónapok között tapasztalható egyedszám változás a populáció dinamikának felel meg.

Az abundancia értékek ábrázolásakor a standard hibát tüntettem fel.

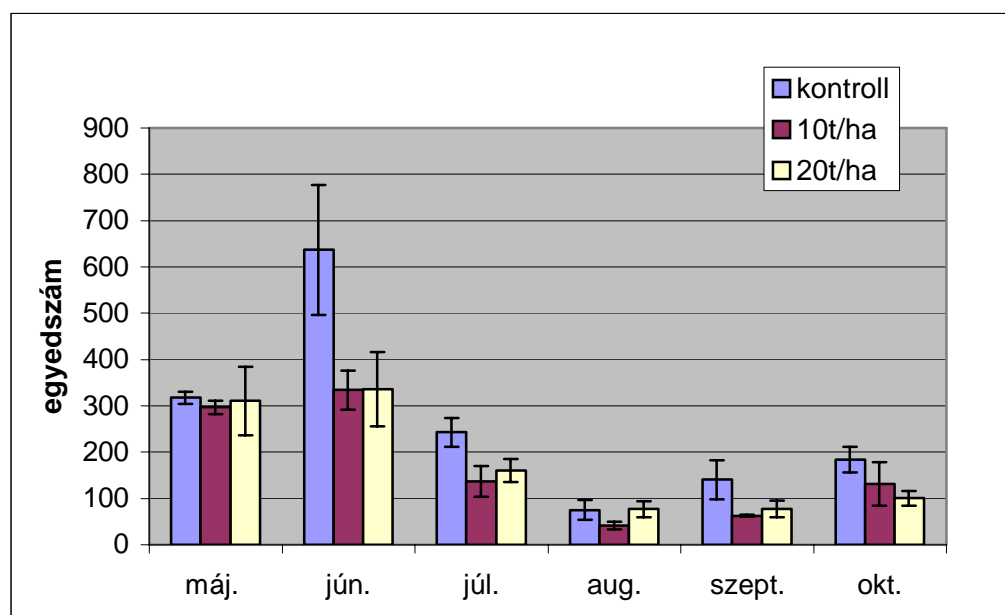


#### 4. Eredmények

##### 4. 4.1. Mennyiségi változások 1992-ben

10. táblázat: Abundancia értékek kezelésenként, 1992-ben

Kezelés	Mintavétel	A minták átlaga	Minimum	Maximum	Szórás	Az alapsokaság átlagának 95%-os megbízhatósági tart.
1992						
<b>Kontroll</b>	máj	317,3	286	333	27,14	$286,6 \leq \mu \leq 348$
	jún.	636,7	358	949	296,93	$300,7 \leq \mu \leq 972,7$
	júl.	242,7	173	304	65,90	$168,1 \leq \mu \leq 317,2$
	aug.	75,3	42	125	43,84	$25,7 \leq \mu \leq 124,9$
	szept.	140,3	47	227	90,18	$38,3 \leq \mu \leq 242,4$
	okt.	183,7	126	251	63,06	$112,3 \leq \mu \leq 255$
<b>10t/ha mész</b>	máj.	296,7	271	331	30,92	$261,7 \leq \mu \leq 331,7$
	jún.	334	235	411	90,04	$232,1 \leq \mu \leq 435,9$
	júl.	137	95	218	70,16	$57,6 \leq \mu \leq 216,4$
	aug.	41,3	30	60	16,29	$22,9 \leq \mu \leq 59,8$
	szept.	62,3	58	65	3,79	$58,0 \leq \mu \leq 66,6$
	okt.	131	52	244	100,41	$17,4 \leq \mu \leq 244,6$
<b>20t/ha mész</b>	máj.	311	173	483	157,77	$132,5 \leq \mu \leq 489,5$
	jún.	336	174	515	171,13	$142,3 \leq \mu \leq 529,7$
	júl.	160	115	219	53,39	$99,6 \leq \mu \leq 220,4$
	aug.	77	44	115	35,76	$36,5 \leq \mu \leq 117,5$
	szept.	78	41	119	39,15	$33,7 \leq \mu \leq 122,3$
	okt.	100,3	69	136	33,71	$62,2 \leq \mu \leq 138,5$



29. ábra Páncélosatkák átlagos egyedszáma 500 cm<sup>3</sup> talajban 1992-ben

#### 4. Eredmények

1991-ben a meszezés után meglehetősen száraz, meleg ősz volt (2.-4.-5. sz. mell.). Tekintettel arra, hogy a meszezett területeket nem öntöztük, a mész csak természetes úton, a csapadék és a talajnedvesség hatására lassan oldódhatott be a talajba. A következő év (1992) tavaszán vett talajminták még ezt az állapotot tükrözik (10. sz. tábl., 29. ábra), a talajban mért pH értékek erre az időre csak kismértékben emelkedtek (3. sz. mell.).

Májusban még szinte alig volt különbség a kontroll és a kezelt területek páncélosatka faunájának átlagos egyedszáma között. Majd júniustól kezdődően a meszezett területeken lassan csökkenni kezdett az egyedszám. Nem találtam kielégítő magyarázatot arra, hogy ebben az időszakban a nagyobb dózissal meszezett parcellán miért volt magasabb az egyedszám, mint a kisebb dózisu meszezésben.

Szignifikáns különbség a kezelések között egyik hónapban sem volt. A kontroll területen a kiugró júniusi értéknél nagyon nagy a szórás. A 3 minta elem abundancia értékei a következők voltak: 358, 603 és 949 egyed. A 949 egyedből 401 az eudomináns *C. voigsti* volt.

#### 4.4.2. Mennyiségi változások 1993-ban

11. táblázat: Abundancia értékek kezelésenként, 1993-ban

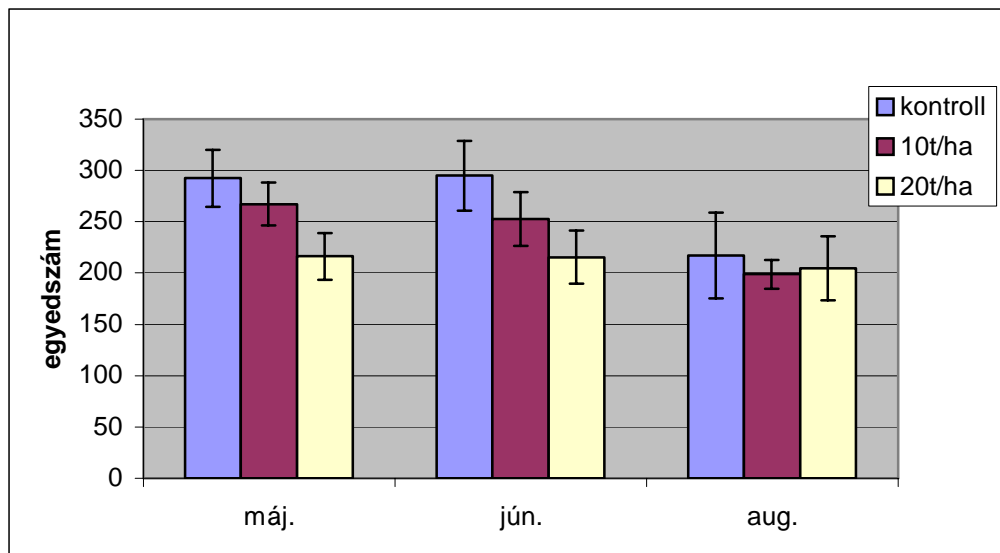
Kezelés	Mintavétel	A minták átlaga	Minimum	Maximum	Szórás	Az alapsokaság átlagának 95%-os megbízhatósági tart.	
1993							
<b>Kontroll</b>	máj.	292,3	194	474	94,86	$233,5 \leq \mu \leq 351,1$	
	jún.	294,8	185	556	113,61	$224,4 \leq \mu \leq 365,2$	
	aug.	217,2	75	589	138,74	$131,2 \leq \mu \leq 303,2$	
<b>10t/ha</b>	máj.	267,3	172	400	71,32	$223,1 \leq \mu \leq 311,5$	
<b>mész</b>	jún.	252,6	137	424	85,44	$199,6 \leq \mu \leq 305,6$	
	aug.	198,9	121	276	45,13	$170,9 \leq \mu \leq 226,9$	
<b>20t/ha</b>	máj.	216,2	126	348	75,91	$169,2 \leq \mu \leq 263,2$	
	<b>mész</b>	jún.	215,4	101	408	86,77	$161,6 \leq \mu \leq 269,2$
		aug.	204,6	3	361	104,82	$139,6 \leq \mu \leq 269,6$

1993-ban a talaj pH-ja már jelentősen megemelkedett a meszezett parcellákban. Az átlagos talajnedvesség értékek mindhárom parcellán hasonlóak voltak.

## 4. Eredmények

A kezelt területeken az átlagos egyedszámok végig alacsonyabbak voltak a kontrollhoz képest, de szignifikáns különbség nem adódott a kontroll és a kezelt parcellák egyedszáma között egyetlen mintavételkor sem.

A kisebb dózisú mész kezelés nyár végéig kedvezőbb volt, mint a nagyobb dózisú, majd akkorra kiegyenlítődött a két különböző dózis hatása (11. tábl., 30. ábra).



30. ábra Páncélosatkák átlagos egyedszáma 500 cm<sup>3</sup> talajban 1993-ban

### 4.4.3. Mennyiségi változások 1998-ban

1998-ban sikerült az év legnagyobb részében talajmintákat begyűjteni. (A novemberi és márciusi mintavétel idején a talajt egyenletes, vastag hótakaró fedte. Amikor a talaj felső rétege fagyott volt, (január, február) nem lehetett megmintázni). 7 évvel a meszezés után a kiszórt mész a talaj felső 10 cm- n a pH-t tartósan megemelte, mindkét dózis esetében. (3. sz. mell.)

A kontroll és a kezelt parcellák páncélosatka egyedszáma között az egész év során végig jelentős különbség mutatkozott. A meszezett területeken az abundancia értékek jelentősen csökkentek (12. sz. tábl., 31. ábra). A nagyobb dózisú mész hatása minden esetben kedvezőtlenebb volt. A legnagyobb különbség ősszel adódott, szeptembertől kezdődően a kontroll területről háromszor annyi páncélosatkát gyűjtöttem, mint a 20 t/ha mész kezelésű parcelláról. A kisebb dózisú mész hatása valamivel enyhébb volt.

Az őszi hónapokban és télen (szept., okt., dec.) szignifikáns ( $p < 0,05$ ) különbség volt a kontroll és a kisebb dózissal meszezett területen.

#### 4. Eredmények

Az év nagyobb részében (márc., máj., jún., szept., okt., dec.) szignifikánsan különbözött a kontroll és a nagyobb mérsz dózissal kezelt területen a páncélosatkák egyedszáma.

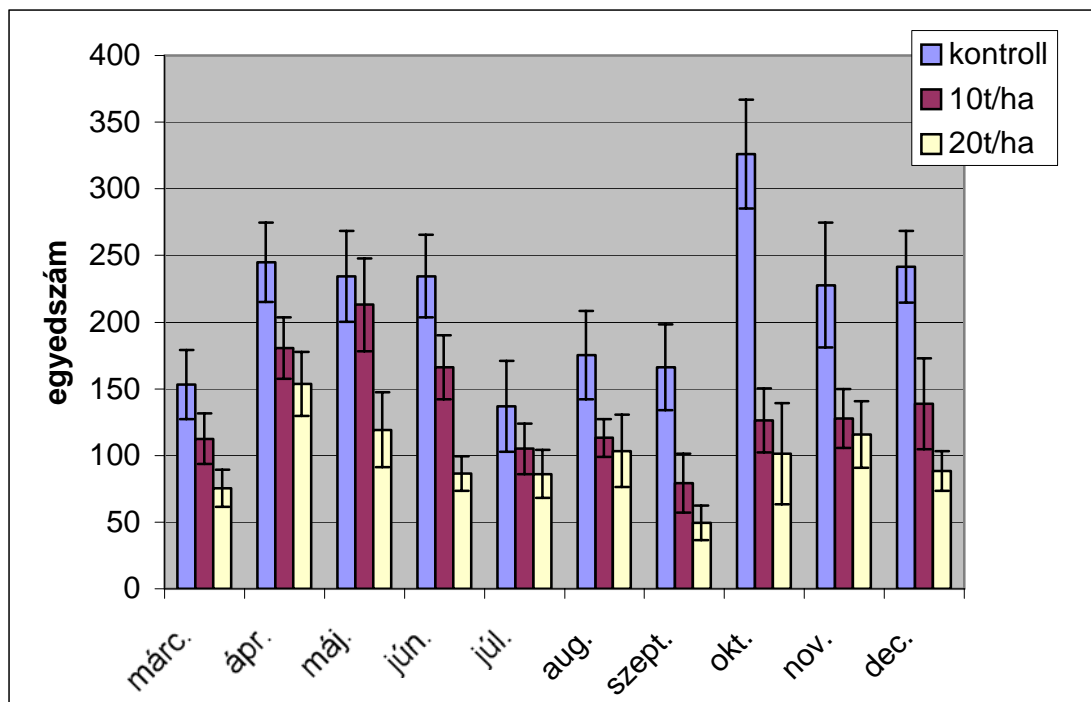
A két kezelt terület egymástól szignifikánsan csak a viszonylag száraz júniusban különbözött.

A júliustól októberig tartó időszak kellően csapadékos volt (5. sz. mell.).

12. táblázat: Abundancia értékek kezelésenként, 1998-ban

Kezelés	Mintavétel	A minták átlaga	Minimum	Maximum	Szórás	Az alapsokaság átlagának 95%-os megbízhatósági tart.
1998						
<b>Kontroll</b>	márc.	153,1	43	338	88,63	$98,25 \leq \mu \leq 208$
	ápr.	244,9	91	415	99,83	$183 \leq \mu \leq 306,8$
	máj.	234,4	68	396	112,14	$164,9 \leq \mu \leq 303,9$
	jún.	234,6	78	353	103,36	$170,5 \leq \mu \leq 298,7$
	júl.	137	49	353	108,03	$66,4 \leq \mu \leq 207,6$
	aug.	175,3	38	409	109,12	$107,7 \leq \mu \leq 242,9$
	szept.	166,1	25	389	108,04	$99,1 \leq \mu \leq 233,1$
	okt.	326,1	144	531	135,99	$241,8 \leq \mu \leq 410,4$
	nov.	227,8	86	607	155,37	$131,5 \leq \mu \leq 324,1$
	dec.	241,5	132	381	91,89	$184,5 \leq \mu \leq 298,5$
<b>10t/ha mérsz</b>	márc.	112,5	22	229	63,10	$73,4 \leq \mu \leq 151,6$
	ápr.	180,6	78	297	76,12	$133,4 \leq \mu \leq 227,8$
	máj.	213	81	481	118,08	$139,8 \leq \mu \leq 286,2$
	jún.	166,2	66	345	80,80	$116,1 \leq \mu \leq 216,3$
	júl.	105	32	219	59,77	$65,9 \leq \mu \leq 144,1$
	aug.	113,1	50	206	46,98	$84 \leq \mu \leq 142,2$
	szept.	79,1	10	230	74,18	$33,1 \leq \mu \leq 125,1$
	okt.	126,2	19	263	78,61	$77,5 \leq \mu \leq 174,9$
	nov.	127,6	14	279	72,35	$82,8 \leq \mu \leq 172,4$
	dec.	138,9	19	365	114,37	$68 \leq \mu \leq 209,8$
<b>20t/ha mérsz</b>	márc.	75,3	8	182	47,57	$45,8 \leq \mu \leq 104,8$
	ápr.	153,5	61	284	81,53	$103 \leq \mu \leq 204$
	máj.	119,2	20	325	93,42	$61,3 \leq \mu \leq 177,1$
	jún.	86,6	38	167	42,55	$60,2 \leq \mu \leq 113$
	júl.	86	27	210	57,54	$48,4 \leq \mu \leq 123,6$
	aug.	103,4	10	291	91,33	$46,8 \leq \mu \leq 160$
	szept.	49,6	17	154	43,04	$22,9 \leq \mu \leq 76,3$
	okt.	101,2	21	449	125,63	$23,3 \leq \mu \leq 179,1$
	nov.	115,8	24	255	81,79	$65,1 \leq \mu \leq 166,5$
	dec.	88,3	31	158	50,27	$57,1 \leq \mu \leq 119,5$

#### 4. Eredmények



31. Páncélosatkák átlagos egyedszáma 500 cm<sup>3</sup> talajban 1998-ban

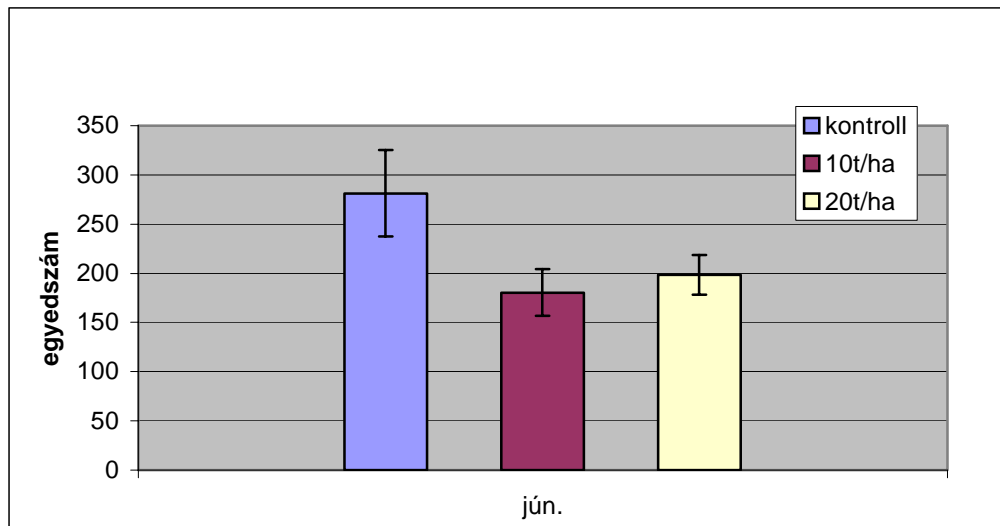
#### 4.4.4. Mennyiségi változások 2003-ban

A mintavétel (kényszerűségből) egy, a talajélet számára kedvezőtlen, hosszú száraz, meleg időszakban történt. Meglepő módon, az átlagosnál nagyobb egyedszámú Oribatida közösséget találtam. Az egyedszámok a kontroll területen voltak a legmagasabbak, a két kezelt terület egymástól kevésbé különbözött, de a nagyobb dózisú meszezés valamivel kedvezőbb volt. Szignifikáns különbség sehol nem adódott.

13. táblázat: Abundancia értékek kezelésként 2003-ban

Kezelés	Mintavétel	A minták átlaga	Minimum	Maximum	Szórás	Az alapsokaság átlagának 95%-os megbízhatósági tartománya
2003						
Kontroll	június	281,2	160	669	147,02	$190,1 \leq \mu \leq 372,3$
10t/ha		180,5	45	302	80,02	$130,9 \leq \mu \leq 230,1$
20t/ha		198,3	129	335	65,07	$157,9 \leq \mu \leq 238,6$

## 4. Eredmények



### 32. Páncélosatkák átlagos egyedszáma 500 cm<sup>3</sup> talajban, 2003-ban

Az egyszeri mintavételből következtetéseket levonni nem tanácsos, de azt mégis megállapíthatom, hogy 12 évvel a meszezés után a páncélosatkák abundanciája alacsonyabb volt a meszezett területen, mint a kontroll területen.

#### 4.4.5. Mennyiségi változások elemzése

A meszezés után 12 év elteltével megállapítható, hogy a mész lassú kioldódásával a talaj felső 5-10 cm-ben (A<sub>0</sub>-A szintje) a pH értékek tartósan megemelkedtek. A meszezett parcellákon ezzel párhuzamosan a páncélosatkák abundanciája csökkent. A nagyobb dózisú kezelés esetében erőteljesebb volt az egyedszám csökkenés.

Számos külföldi meszezési kísérlet hasonló eredményre vezetett (Franz (1959); Baath et al. (1980); Hagvar és Amundsen (1981)).

Az eredmények differenciáltabb értelmezéséhez számos egyéb tényezőt kéne ismerni. A domonancia viszonyok feltárásakor látható volt, hogy a területen a páncélosatka populáció néhány nagy példányszámú domináns és sok kis példányszámú rezedens, subrezedens fajtából áll. Ha a domináns faj érzékeny a talaj savanyúságának megváltozására, akkor ez rövidesen és markánsan jelentkezhet az összegyedszám csökkenésében (elvándorol, vagy esetleg megváltozik a szaporodási rátája). A kísérleti területen eudomináns-domináns *C. voigsti* egyedszáma kezdetben a meszezett területeken erősen visszaesett, helyét a feltehetően széles ökológiai valenciával bíró *D. ornata* töltötte be. A meszezés után 12 évvel a 20 t/hadózisú kezelésben a *M. subpectinata* vált domináns fajjává, miközben az eredetileg domináns *C. voigsti*

#### 4. Eredmények

---

egyedszáma visszaesett (az egyszeri mintavétel miatt csak a tényt rögzítem).

Az eredmények elemzésekor az abundancia csökkenés lehetséges okai között szerepelhet a gomba biomassza esetleges megváltozása, mivel a páncálosatkák közül sok táplálkozik gomba hífával és spórával. Ilyen jellegű vizsgálatokat én nem végeztem, de több szerző utal rá, hogy a meszezés nem volt hatással a teljes mycélium mennyiségére (Baath et al. 1980).

A mintavételek alkalmával tapasztaltam, hogy a meszezett parcellák talajában jelentősen elszaporodtak a Lumbricidae egyedek. A kontroll parcella felső 5 cm-es talajrétegében négyzetméterenként 0 és 20 között volt az egyedek száma. A meszezett parcellákon 33-67 példányt számoltam meg. A fajokat nem határoztam meg.

Számos szerző számol be hasonló eredményről a meszezés után (Franz, 1959; Lamparski, 1988; Makeschin, 1993; Fritsch, 1992; Fritsch, 1994).

A giliszták elszaporodása számos következménnyel járhat. Általában kedvező a talaj szerkezet és a talajélet szempontjából. Járataik révén porózusabbá válik a talaj, javul a csapadék és oxigén ellátottság, a kedvezőbb körülmények között fokozódhat a mikrobiális lebontás.

A kontroll és a meszezett parcellák avarborítottsága a felgyorsult lebontás miatt jelentősen eltért (33.-34.-35. ábra).



33. ábra: Avar a kontroll parcellában



34. ábra: Avar a 20 t/ha mész kezelésben



#### 4. Eredmények

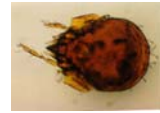
---



A kisebb dózisú mésszel kezelt parcellán az avar nem különbözött markánsan a kontroll parcella avarrétegétől.

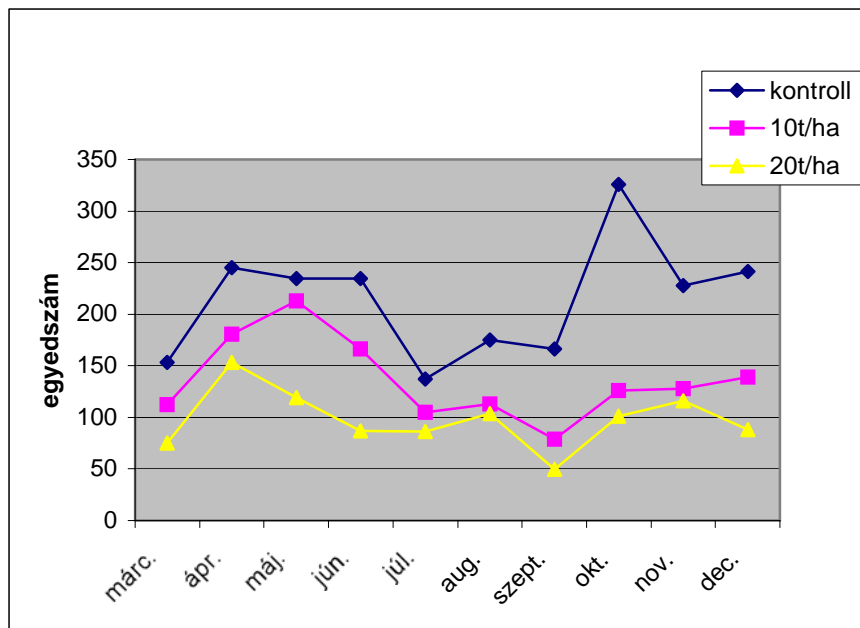
35. ábra: Avar a 10t/ha mész kezelésben

Mivel a kísérleti terület nem volt bekerítve, a meszezett parcellákon folyamatosan, erős vadjárást tapasztaltam, főként a nagyobb dózissal kezelt parcellán.



#### 4.5. A páncélosatka közösség populáció dinamikai jellemzői

1998-ban 10 hónapban hoztam be talajmintákat. Januárban és februárban a talaj felső rétege fagyott volt, ezért azokból a hónapokból nincs adatom. A kapott adatokból következtetni lehet arra, hogy milyen a populáció szezonális dinamikája az év folyamán (36. ábra).



36. ábra Páncélosatka közösség populáció dinamikája

Az abundancia az év folyamán változó, amint az a kontroll terület adataiból jól látható. Egy tavasz végéig tartó emelkedést nyári minimum követ, majd egy késő őszi maximum következik. A meszezett területeken a tendenciahasonló, azzal a különbséggel, hogy a maximum és minimum értékek nem ugyanarra az időszakra esnek, mint a kontroll területen, de egymáshoz jól igazodnak.

A talajlakó páncélosatkák életfolyamatát és elterjedését a hőmérséklet és csapadék viszonyok erősen befolyásolják. A tapasztalatok szerint, szárazabb, melegebb időszakban alacsonyabb az egyedszámuk. Ebben az évben, júliusban (minimum érték) esett a legtöbb csapadék (2. sz.-, 4. sz.- 5. sz. mell.), ennek ellenére talajnak csak a legfelső 1-2 cm-es rétege volt a nedves mintavétel idején.

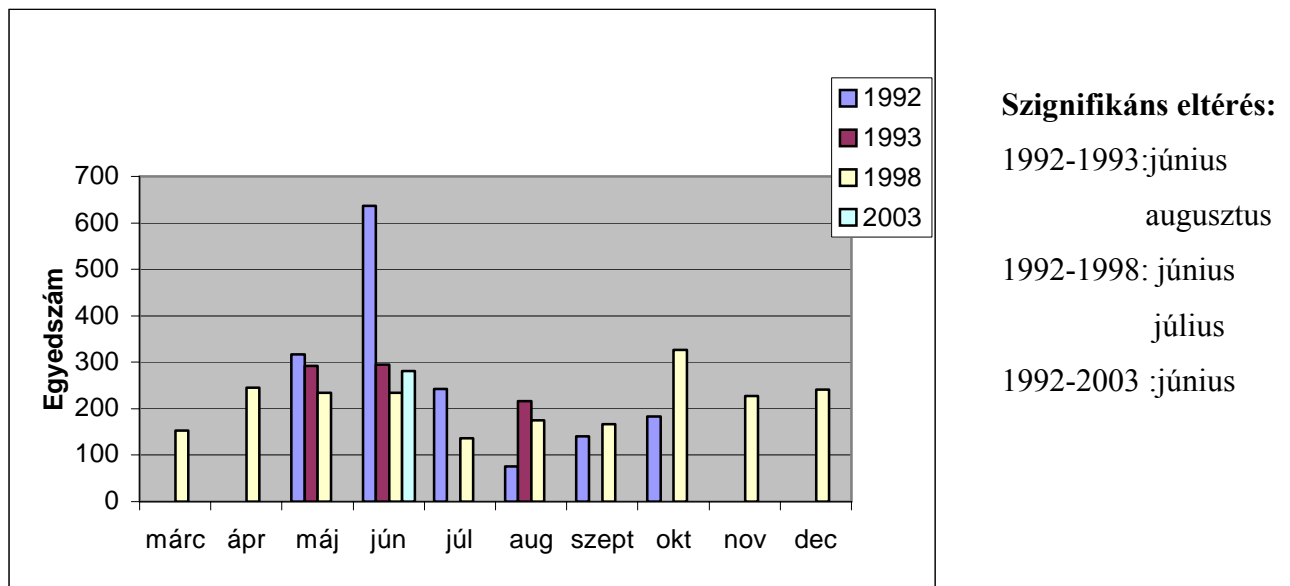
A minták feldolgozásakor azt tapasztaltam, hogy egy mintavételi időszakon belül, azonos kezelésben is jelentős különbség lehet az egyedszámokban. Kezelésenként a 10 ismétlés között, mindig volt olyan, amely jelentősen eltért a többitől. Az év során megfigyelhető

## 4. Eredmények

egyedszám ingadozás nem mindig jelent valóságos változásokat (születés, pusztulás), lehet pusztán a vertikális vagy horizontális migráció következménye. A feldolgozás során csak az adult egyedeket vettem figyelembe, noha lehet, hogy egy-egy fajnál egyszerre több fejlődési alak is megtalálható, ami szintén befolyásolhatja az egyedszámot.

### 4. 6. Azonos kezelések összehasonlítása

A kísérlet kiértékelése során felvetődött az a kérdés, hogy azonos kezelésekben az idő szerinti összehasonlítás milyen eredménnyel járhat. A 37-39. ábrán a 4 év során az azonos kezelésekből vett minták átlagos egyedszámait ábrázoltam.



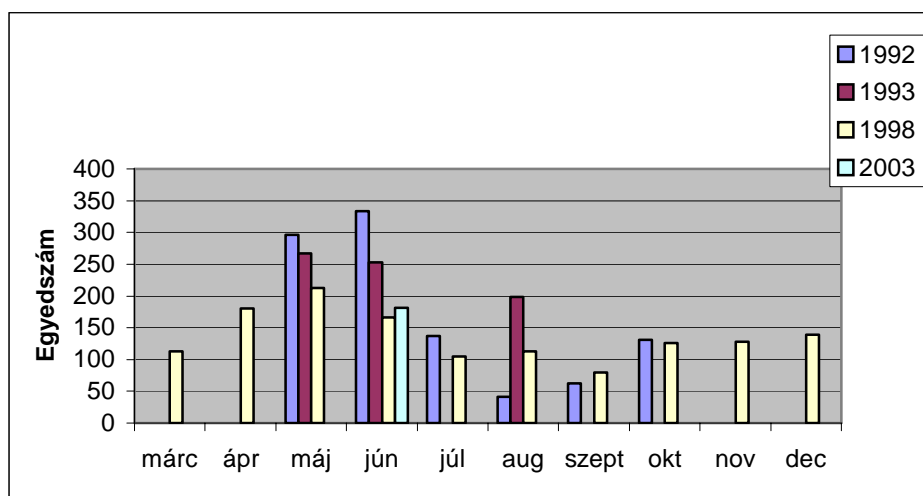
37. ábra Időbeli változások –Kontroll terület

A kontroll területen nem történt semmilyen beavatkozás. Jól látható, hogy ennek ellenére milyen különbségek voltak az egyedszámokban az egyes években, ugyanazon hónapban vett minták esetében (37. ábra).

Az 1992. júniusi kiugró érték szignifikánsan különbözik ( $P < 0,05$ ) a következő évek ugyanazon hónapban vett mintáitól. Szignifikáns különbség volt még 1992 – 1993 augusztus, 1992-1998 július hónapokban. A különböző évek eltérő csapadék és hőmérséklet viszonyai, a mikroklíma változása, az avar állapota, bomlottsági foka, a talaj mikroflórája és számos egyéb

#### 4. Eredmények

tényező bonyolult összhatása okozhatja a változásokat évről-évre ugyanazon termőhelyi viszonyok között is.



#### Szignifikáns eltérés:

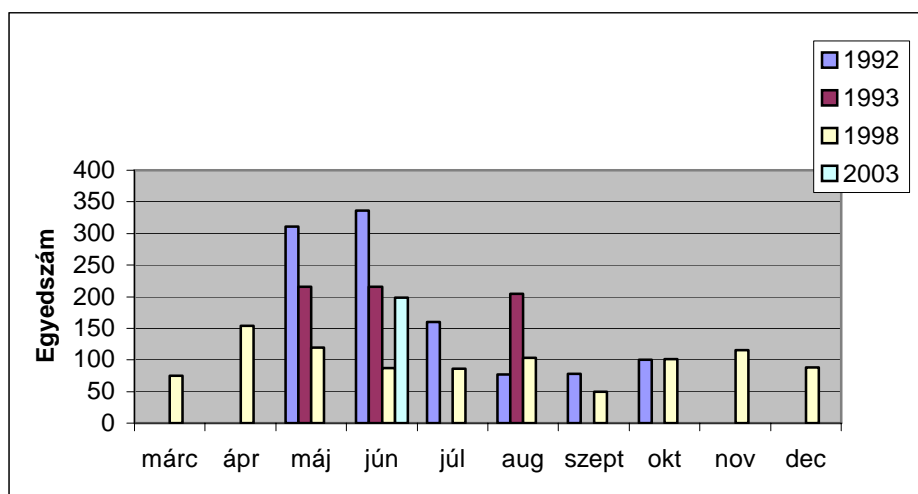
1992-1993: augusztus

1992-1998: augusztus

1993-1998 :június

augusztus

38. ábra Időbeli változások – meszezett terület –10 t/ha



#### Szignifikáns eltérés:

1992-1993: augusztus

1992-1998: május

június

július

1993-1998 :május

június

augusztus

1998-2003: június

39. ábra Időbeli változások – meszezett terület –20 t/ha

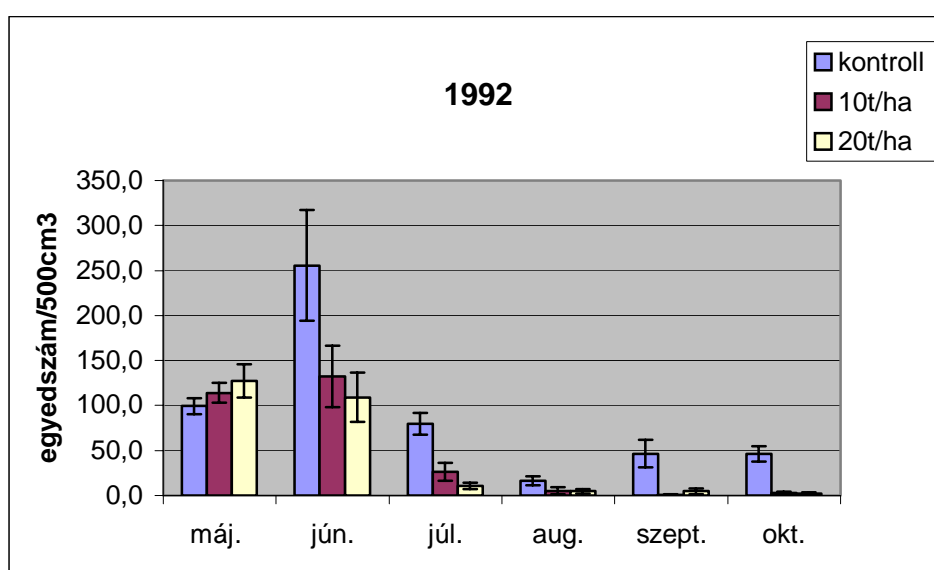
1992. augusztus egy rendkívül száraz, meleg hónap volt. (7mm csapadék, 24,9 °C hőmérséklet, 11 % átlagos talajnedvesség, 16,4 °C talaj hőmérséklet). Ezek a paraméterek még a kontroll területen is éreztették a hatásukat. A kisebb dózisú meszezés kiegyenlítettebbnek tűnik (a kontrollhoz viszonyítva), mint a nagyobb dózisú meszezés. A 20t/ha meszezésben a környezeti tényezők hatása és a mész hatása feltehetően erősebben jelentkezett, mint a kisebb dózisú meszezésben.



#### 4.7. Domináns fajok átlagos egyedszám változása

##### 4.7.1. *Chamobates voigsti* (Oudemans, 1902)

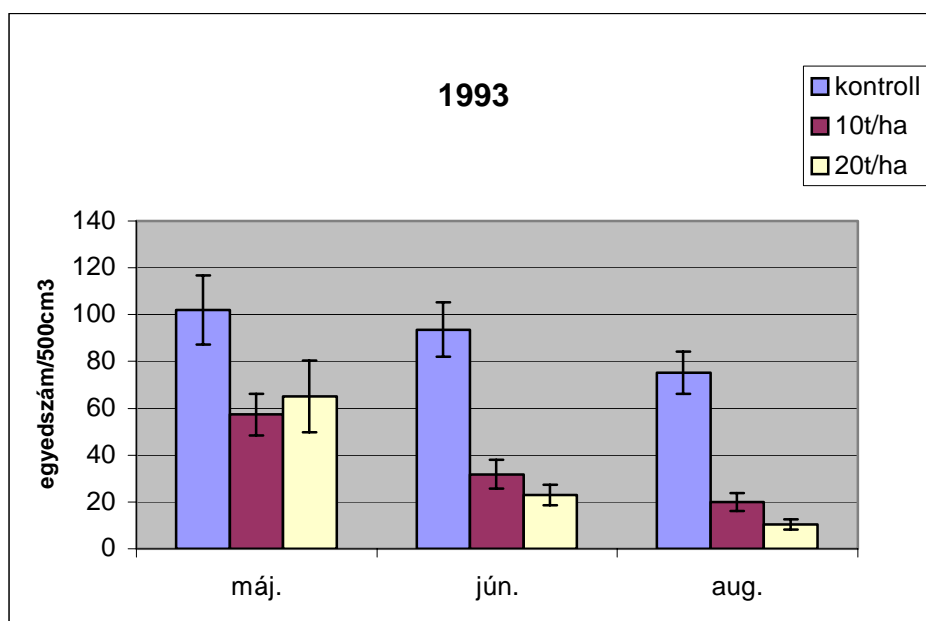
A *Chamobates voigsti* (Chamobatidae) a kísérleti terület abszolút domináns faja, gyakran eudomináns, azaz a populáció >32%-t teszi ki. Strenzke (1952) ökológiai igényét tekintve közepes nedvesség-igényű, oligo acidofil fajként írja le, azaz erősen érzékeny környezetének 6,5-nél magasabb pH értékére. A meszezési kísérlet 12 éve alatt megmaradt domináns, vagy subdomináns faunaelemnek a kontroll, és gyakran a meszezett területeken is. (6.- 7.- 8.- 9. sz. tábl.) Egyedszáma a meszezés óta eltelt évek alatt a meszezett területeken csökkent.



**Szignifikáns eltérés:**

k-10t/ha július  
szeptember  
október

k-20t/ha június  
július  
október



**Szignifikáns eltérés:**

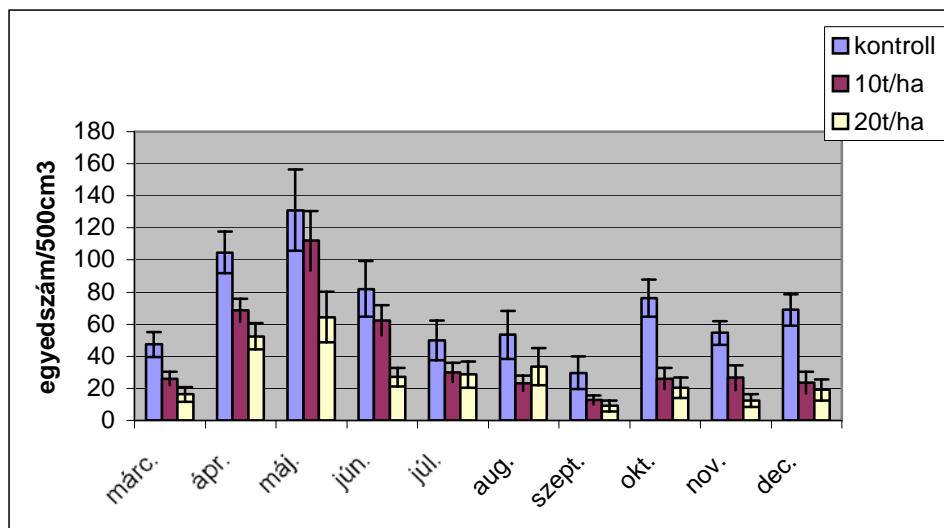
k-10t/ha május  
június  
augusztus

k-20t/ha június  
augusztus

10-20t/ha: augusztus

40.-41. ábra *Chamobates voigsti* átlagos egyedszáma -1992-1993

#### 4. Eredmények

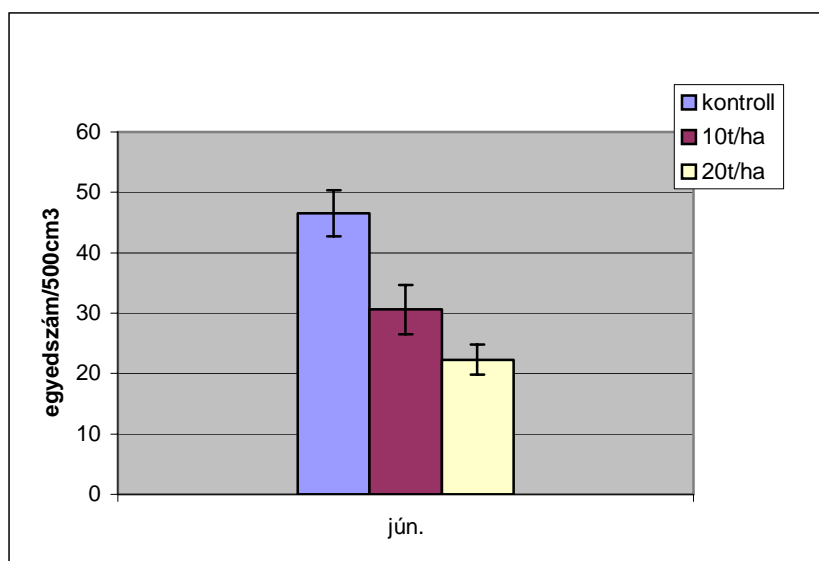


43. ábra *Chamobates voigsti* átlagos egyedszáma- 1998

**Szignifikáns eltérés:** k-10t/ha : márc., ápr., aug., okt., nov., dec.

k-20t/ha: márc., ápr., máj., jún., okt., nov.

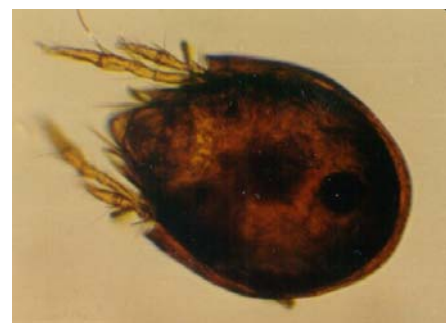
10-20t/ha : jún



44. ábra *Chamobates voigsti* átlagos egyedszáma - 2003

**Szignifikáns eltérés:** k-10t/ha ; k-20t/ha

1992-ben, májusban még nagyobb volt az egyedszáma a meszezett területeken, mint kontroll területen. A mész kioldódásával drasztikusan csökkent az egyedszáma, főként az őszi hónapokban, szinte eltűnt. 1993 tavasz végére némiképp gyarapodott, de mindkét meszezett parcellán szignifikánsan különbözött a kontrolltól. A mész hatásának erősödésével, egyedszáma csökkent az év folyamán. 1998-ban, 7 évvel a meszezés után, amikor a mész nagy része már kioldódott és tartósan emelkedett a talajszint pH-ja, szinte minden



45. ábra. *Chamobates voigsti*

Testhossz: 0,31 - 0,37 mm

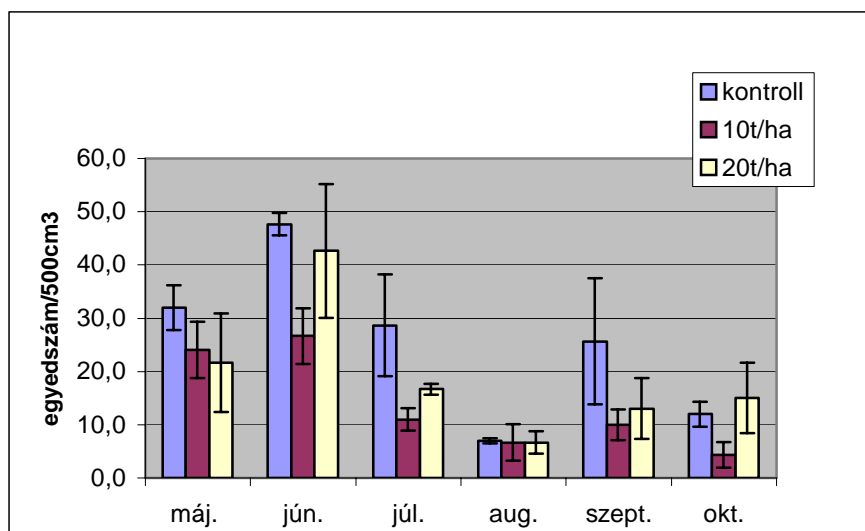
#### 4. Eredmények

mintavételkor szignifikáns különbséget találtam mindkét kezelésnél. 12 évvel a meszezés után a 20 t/ha mésszel kezelt parcellákon találtam a legkevesebb egyedet (40.-45. ábra).

Franz (1959) már idézett meszezési kísérletében a *C. voigsti* egyedszáma éppen a nagyobb dózisú mészkészítésben volt a legnagyobb (k.= 72, 10; 10t/ha mészkészítés= 36, 11; 20t/ha mészkészítés=142, 116).

##### 4.7.2. *Dissorhina ornata* (Oudemans, 1900)

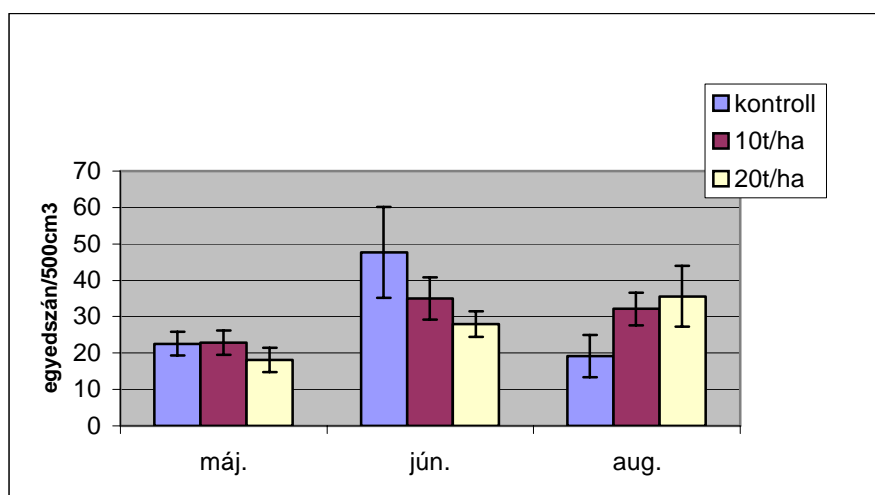
A *Dissorhina ornata* (Oppiidae) a területen állandó subdomináns, domináns faj volt. Ökológiai igényét tekintve, a közepesen nedves, közepesen bomlott savanyú avar az optimális számára (Strenzke, 1952), de erdőtalajokban más körülmények között is gyakori.



**Szignifikáns eltérés.**

k-10t/ha jún.

46. ábra *Dissorhina ornata* átlagos egyedszáma -1992



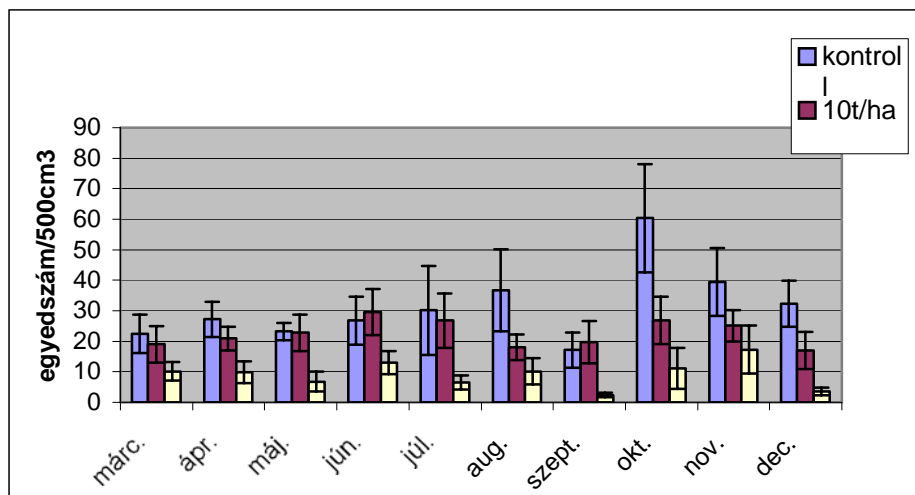
**Szignifikáns eltérés**

k-10t/ha aug.

47. ábra *Dissorhina ornata* átlagos egyedszáma -1993



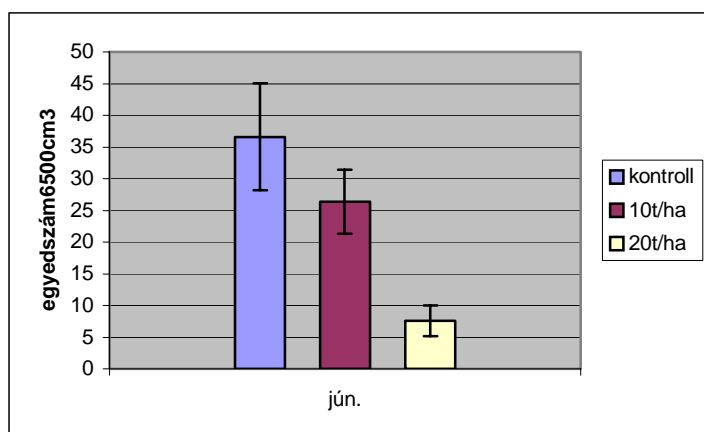
#### 4. Eredmények



#### Szignifikáns eltérés

k-20t/ha ápr  
máj  
szept.  
okt  
dec  
10-20t/ha ápr  
máj  
jún  
júl  
okt

48. ábra *Dissorhina ornata* átlagos egyedszáma -1998

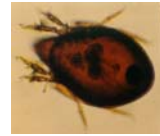


49. ábra *Dissorhina ornata* átlagos egyedszáma -2003



50. ábra. *Dissorhina ornata*  
Testhossz: 0,27 mm

A *D. ornata* közvetlenül a meszezés után a kontroll és a 20t/ha mész kezelésű területen fordult elő nagyobb abundanciával, amire talán magyarázat lehet, hogy a *D. ornata* kisebb testmérete miatt, a talaj azon rétegében él, ahol a mész hatása ekkor még nem érvényesülhetett vagy az eloszlására más tényezők lehettek hatással. Ezt a feltételezést támasztja alá az 1993-as év adatsora is, mivel láthatóan az év során mért egyedszámait nem függenek a mész növekvő hatásától (47. ábra). 1998-ban a kontroll és kisebb dózisú kezelés talajában közel azonos arányban fordult elő, szignifikánsan különbözött ugyanakkor a kontroll és a 20t/ha mész kezelés, valamint a két különböző dózisú kezelés is. Ugyanezt az állapotot találtam 5 évvel későbbi mintavétel alkalmával is. Mindez arra enged következtetni, hogy a *D. ornata* számára optimális a savanyú közeg, jól elviseli a 6.4 -6.5 körüli pH savanyúságot, de a magasabb, semlegeshez közeli pH érték kedvezőtlenebb számára (46.-50 ábra).



### 4. 8. Abundancia-pH összefüggés vizsgálat

A meszezés után 7 évvel, 1998-ban minden futtatott talajminta pH értékét is megmértem. A korábbi mintavételek során, a parcellákon a talaj különböző rétegeiből vett átlagmintákból határoztam meg a talaj pH értékét, ami a talajtani vizsgálatok szokásos módja

A kezelt területeken a talaj pH változása viszonylag rövid idő elteltével mérhető volt. A meszezés után 1 évvel a talajfelszínen a kiszórt mész szemcsék még mindenütt láthatóak voltak. Ugyanakkor a mész bemosódása már megkezdődött, amit a talaj felső 5 cm-ben mért pH értékek enyhe növekedése jelzett. A kontroll területen a pH=4,6 ; a 10t /ha kezelésben a pH= 4,9; a 20 t/ha kezelésben a pH= 5,6 volt.

2 évvel a meszezés után a kiszórt mész alsóbb rétegekbe történő szivárgása-oldódása érezhetővé vált. Hatására a pH értékek már nem csak a talaj felső 5 cm-ében emelkedtek meg, hanem a talaj felső 10 cm-ében is: kontroll terület pH=4,6 és 4,5 ; a 10 t/ha kezelés pH= 6,4 és 5,9 ; 20 t/ha kezelés pH= 6,8 és 6,3.

7 évvel a meszezés után a parcellákon a kiszórt mész maradványa szabad szemmel már csak itt-ott volt látható, a feldolgozás során mikroszkóp alatt még elkülöníthető volt a két különböző kezelés is a mész szemcsék gyakorisága alapján.

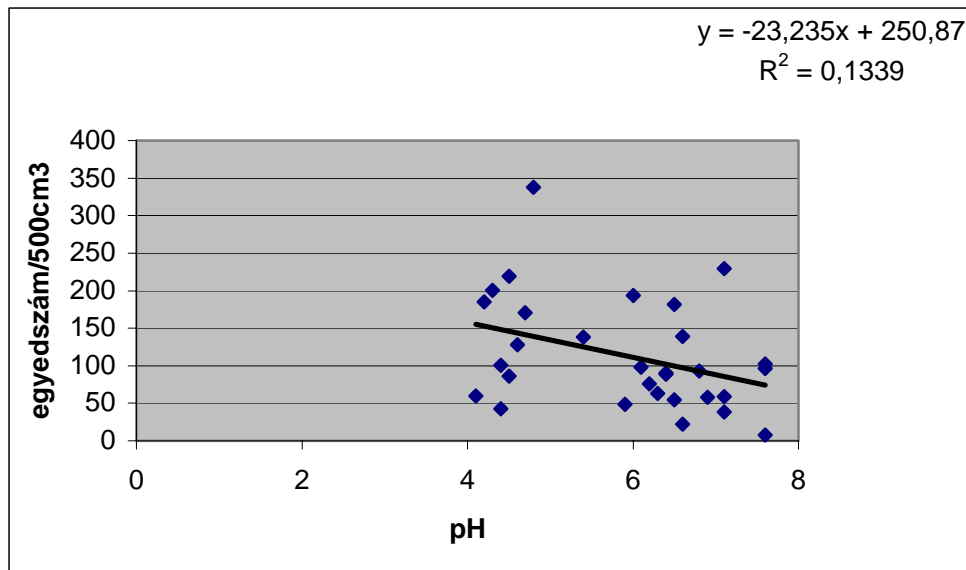
A talaj pH értékeiből, —kontroll terület pH =4,8, és 4,6 ; 10 t/ha kezelés pH= 6,7; és 5,4; 20 t/ha kezelés pH= 7,1 és 6,8— arra lehet következtetni, hogy a mész hatása 7 év alatt stabilizálódott, a meszezett területek pH-ja tartósan megnőtt a talaj felső 10 cm-ben.

12 évvel a meszezés után a kiszórt mész maradványait a talaj felső rétegében mikroszkóp alatt sem lehetett látni. A talaj felső 5-10 cm-ben mért pH értékek: kontroll terület pH =4,9,és 4,8 ; 10 t/ha kezelés pH = 6,7 és 5,7 ; 20 t/ha kezelés pH = 7,2 és 5,3 (3. sz. mell. ; 4.1.3 fejezet).

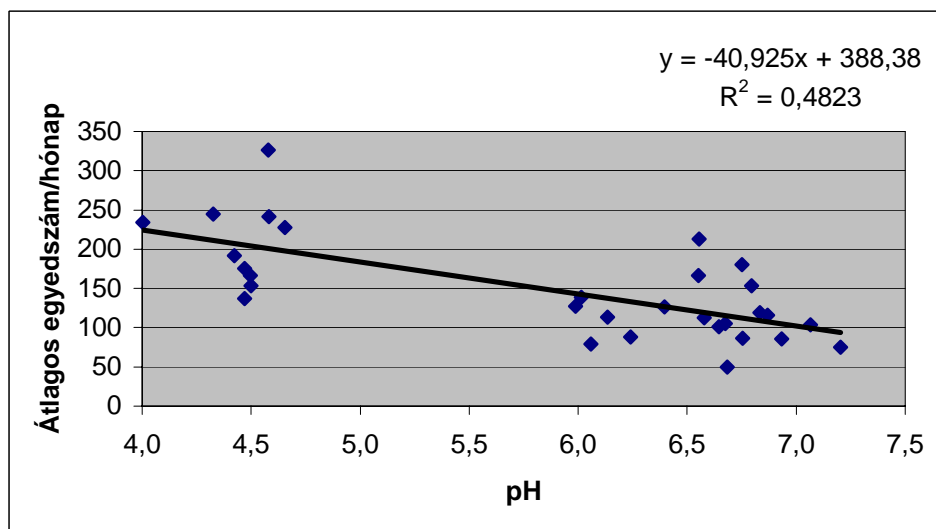
Az 1998-ban elvégzett részletes pH mérési sorozattal (6. sz. melléklet) összefüggést kerestem a talajlakó pácélosatkák egyedszáma és a közvetlen környezetük savanyúsága között.

Minden hónapra elvégeztem a regresszió analízist, de szoros összefüggést a pácélosaták egyedszáma és a talaj pH értékei között egyik esetben sem találtam. A dolgozatban a március hónapra vonatkozó adatok kiértékelését közlöm (51. és 52. ábra). Az. 51. ábrán az adott hónapban gyűjtött 10-10 talajminta adatait értékeltem, míg az 52. ábrán az egész éves mintavételi ciklus átlag egyedszámait. Mindkét esetben csak bizonyos tendencia mutatható ki, nevezetesen, hogy az atkák egyedszáma magasabb pH esetén csökken.

#### 4. Eredmények



51. ábra Páncélosatkák egyedszáma—talaj pH kapcsolat, 1998, március



52. ábra Páncélosatkák egyedszáma –talaj pH kapcsolat, 1998

Az eredmény valójában nem meglepő, ha figyelembe vesszük, hogy a talaj pH értékei időben és térben is viszonylag nagy szórást mutatnak. Ugyanazon a kontroll területen is, eltérő mintavételi időpontban gyakran eltérő pH értékeket mértem. A kezelt parcellák talajának pH értékei sem voltak egységesek.

A meszezési kísérlet hatásának csak egyik számszerűen mérhető paramétere a talaj pH. Az páncélosatkák egyedszám alakulása más talaj jellemzők hatásával is összefügg, mint például a hőmérséklet, nedvességtartalom, és hatásuk kombinálódik (Butcher et al., (1971).

#### 4. Eredmények

---

Vizsgálataim eredménye nem igazolta Ducarme et al. (2004) megállapítását, aki a különböző talajrétegekben szoros ( $r^2 = 0,89$ ) negatív logaritmikus korrelációt állapított meg között a pH és az atkák egyedsűrűsége között.



#### 4.9. Fauna hasonlóság, diverzitási értékek elemzése

Mivel az egyes években a mintaelemek száma különböző volt, a páncélosatka fauna diverzitását évek szerint és azon belül kontroll-kezelések szerint hasonlítottam össze.

##### 4.9.1. A meszezés után 1 évvel (1992)

###### 4.9.1.1. Relatív fajgazdagság

14. táblázat Relatív fajgazdagság 1992

1992		Fajszám	Egyedszám	Relatív fajgazdagság (%)	Relatív egyedszám gazdagság (%)
kontroll	máj.	29	952	41	9
	jún.	41	1910	59	17
	júl.	36	728	51	7
	aug.	26	226	37	2
	szept.	28	421	40	4
	okt.	36	551	51	5
10t/ha mész	máj.	39	890	56	8
	jún.	36	1002	51	9
	júl.	37	411	53	4
	aug.	25	124	36	1
	szept.	24	187	34	2
	okt.	30	393	43	4
20t/ha mész	máj.	38	933	54	8
	jún.	43	1008	61	9
	júl.	36	480	51	4
	aug.	27	231	39	2
	szept.	26	234	37	2
	okt.	29	301	41	3
<b>Σ</b>		<b>70</b>	<b>10982</b>		

Az egész kísérleti területről összesen 70 faj került elő a 6 havi mintavétel során, ami nem mondható alacsonynak, ha figyelembe vesszük, hogy ebben az évben minden mintavételkor parcellánként csak 3 talajminta volt. Az egyes hónapok fajszámát tekintve viszont a legkevesebb faj ebben az évben adódott, feltehetően a talajminták kis száma miatt.

A relatív fajgazdagság sok esetben nagyobb volt a kezelt területeken, mint a kontroll területen, még akkor is, ha a hozzájuk tartozó abundancia értékek alacsonyabbak. A relatív egyedszám gazdagság értékei a kontroll területen voltak a legnagyobbak (14. tábl.).

#### 4. Eredmények

##### 4.9.1.2. Shannon diverzitás (H), Simpson diverzitás(DQ), Egyenletesség(E)

15. táblázat Diverzitási indexek , 1992.

1992		H diverzitás	H <sub>max</sub>	E	DQ diverzitás	S	S <sub>effective</sub>
kontroll	máj	2,4263	3,3673	0,7206	0,8542	29	11
	jún	2,3549	3,7136	0,6341	0,8081	41	11
	júl	2,4847	3,5835	0,6934	0,8509	36	12
	aug	2,6268	3,2581	0,8062	0,8988	26	14
	szept	2,3356	3,3322	0,7009	0,8372	28	10
	okt	2,6586	3,5835	0,7419	0,8897	36	14
10t/ha m.	máj	2,5056	3,6636	0,6839	0,8263	39	12
	jún	2,3779	3,5835	0,6636	0,8142	36	11
	júl	2,7769	3,6109	0,769	0,9094	37	16
	aug	2,8229	3,2189	0,877	0,9272	25	17
	szept	2,4049	3,1781	0,7567	0,8691	24	11
	okt	2,7699	3,4012	0,8144	0,9021	30	16
20t/ha m.	máj	2,3303	3,6376	0,6406	0,8055	38	10
	jún	2,6165	3,7612	0,6957	0,8598	43	14
	júl	2,8507	3,5835	0,7955	0,9172	36	17
	aug	2,7031	3,2958	0,8202	0,9081	27	15
	szept	2,8136	3,2581	0,8636	0,9240	26	17
	okt	2,7988	3,3673	0,8312	0,9215	29	16

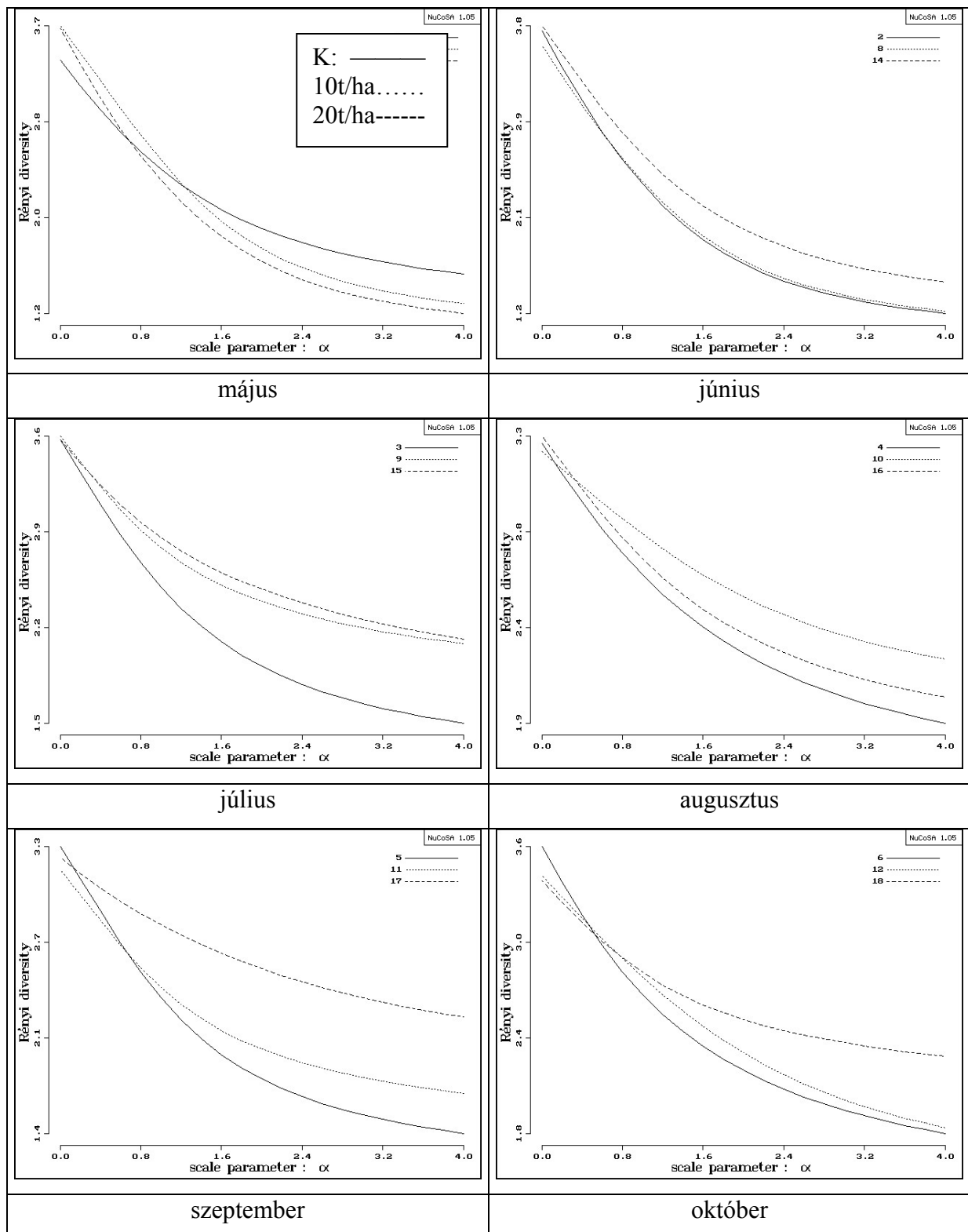
kezelés	A *-al jelzett helyen szignifikáns különbség volt (0,95 % szinten)											
	máj		jún		júl		aug		szept		okt	
	H	DQ	H	DQ	H	DQ	H	DQ	H	DQ	H	DQ
k-10	*	*			*	*	*					
k-20		*		*	*	*			*	*		*
10-20	*		*	*					*	*		

Látszólag nem különböznek túlzottan a diverzitási indexek értékei egymástól a különböző kezelésekből, éppen ezért meglepő, hogy hány helyen adódott mégis szignifikáns különbség az összehasonlítások során. A DQ index magas értéke jelzi, hogy a domináns fajok nagy egyedszámmal voltak jelen a közösségben. Az egyenletesség az év folyamán változó volt, a nyári hónapokban alacsonyabb minden területen, őszi kissé emelkedett mindenütt.

Az effektív fajszámok a valóságoshoz képest alacsonyak, ami szintén a domináns fajok hangsúlyosságát jelzi (15. tábl.).

## 4. Eredmények

### 4.9.1.3. Rényi-féle diverzitási görbék



53. ábra Rényi-féle diverzitási görbék 1992

A májusi görbéknél lévő jelmagyarázat (K:——; 10 t/ha:.....; 20t/ha:-----) érvényes minden hónap esetében.



#### 4. Eredmények

(Sajnos a görbék nem szerkeszthető formában készülnek a NuCoSa programmal, és nagy méretben láthatók jól igazán.)

A Rényi –féle diverzitási görbék nagyon szemléletesen követik az egyes hónapokban a H és DQ értékeket (53. ábra, 15. tábl.).

Májusban a görbék metszik egymást, de a gyakoribb fajokat illetően a kontroll terület volt a legdiverzebb. A két meszezett terület görbéje párhuzamosan fut egymás fölött, és a kisebb dózisú mész kezelés volt a diverzebb. Júniusban élesen elkülönül a kontroll –10t/meszezés a 20t/ha mész kezeléstől, (amit a DQ szign. vizsgálat pontosan jelzett). A következő hónapban mindkét meszezett terület faunája jóval diverzebb volt, mint a kontroll területé, és mind a ritka, mind a gyakori fajok tekintetében szignifikánsan különböztek attól. A kontroll terület mindvégig, egészen októberig a legkisebb diverzitású maradt, feltehetően a kevesebb, nagyobb egyedszámú domináns fajoknak köszönhetően. Az őszi hónapokban a nagyobb dózisú mésszel kezelt parcella volt a legdiverzebb.

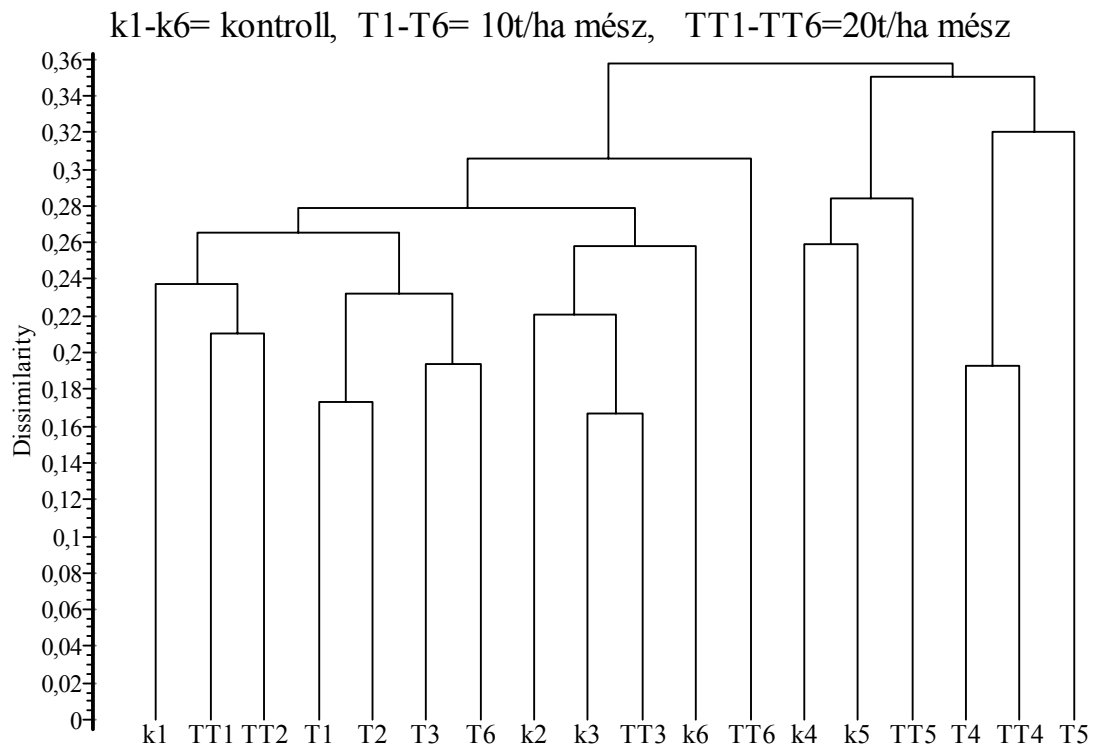
##### 4.9.1.4. Sørensen-féle hasonlósági értékek

16. táblázat Sørensen értékek 1992.

1992			
<b>május</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		74	78
10t/ha mész kezelés	25/18		81
20t/ha mész kezelés	26/15	31/15	
<b>június</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		65	76
10t/ha mész kezelés	25/27		71
20t/ha mész kezelés	32/20	28/23	
<b>július</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		88	92
10t/ha mész kezelés	29/15		74
20t/ha mész kezelés	30/12	27/19	
<b>augusztus</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		67	64
10t/ha mész kezelés	17/17		64
20t/ha mész kezelés	17/19	21/10	
<b>szeptember</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		65	74
10t/ha mész kezelés	17/18		56
20t/ha mész kezelés	20/14	14/22	
<b>október</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		70	65
10t/ha mész kezelés	23/20		68
20t/ha mész kezelés	21/23	20/19	

## 4. Eredmények

A közös fajok alapján meghatározott hasonlósági értékek tavasz végén, nyár elején nagyobbak voltak, mint az ősszel. Júliusban volt a 3 három terület a leghasonlóbb egész évben. (annak ellenére, hogy az eltérő fajok száma is magas volt). Az összefüggések mélyebben értelmezhetők a Sørensen index értékek alapján készített dendrogramon (16. tábl., 34. ábra).



54. ábra Cluster analízis a Sørensen index alapján, 1992

Az ábrán a jelölések a következők: K: kontroll parcella

T: 10 t/ha dózisú kezelés

TT: 20 t/ha dózisú kezelés

A számok a mintavétel idejét jelölik az adott éven belül, jelen esetben a 6 mintavételi hónap egyikét.

A fa nem a hasonlósági értékek, hanem a különbözőségi értékek (1-SOR) alapján készült. A legkisebb érték jelenti értelemszerűen a legnagyobb hasonlóságot.

Az 54. ábrán az 1992-ben vett 6 havi mintavétel fauna hasonlósága van ábrázolva, a két kezelésben és a kontroll parcellán. Míg a 16.sz. táblázatban a kezelések a különböző hónapokban (mintavételekben) vannak összehasonlítva egymással, addig a "fa" az összes mintavétel összehasonlítása alapján képzett csoportokból rajzolódik ki.

A cluster analízis a Sørensen index értékei alapján az összehasonlítandó elemekből csoportokat képez, s a köztük lévő különbséget, mint távolságot ábrázolja. A fa közepén az

#### 4. Eredmények

első csoport a K3-TT3, vagyis a júliusi kontroll és a júliusi 20t/ha kezelés, amelyek hasonlósági értéke a legnagyobb volt. A számszerű értékek az y tengelyről leolvashatók.

Úgy tűnik, az év során a mintavétel ideje szerint különülnek el csoportokra a hasonló területek, és a kontroll terület fajösszetétele gyakran jobban hasonlít a nagyobb dózissal meszezett parcelláéhoz. A kontroll – 20t/ha kezelés hasonlóságát (a meszezés korai szakaszában) számos tényező együtt okozhatja, melyek között szerepelhet a terület lejtfoka is, amely 5%. A kontroll és a 20 t/ha kezelés egy szintben fekszik a, a 10 t/ha kezelésű parcella a kontroll alatt található, kissé lejtősebb részen.

#### 4. 9. 2. A meszezés után 2 évvel. (1993)

##### 4. 9.2.1. Relatív fajgazdagság

17. táblázat Relatív fajgazdagság 1993

1993		Fajszám	Egyedszám	Relatív fajgazdagság (%)	Relatív egyedszám gazdagság (%)
kontroll	máj.	50	2923	67	14
	jún.	41	2948	55	14
	aug.	51	2172	68	10
10t/ha mész	máj.	48	2673	64	12
	jún.	49	2526	65	12
	aug.	51	1989	68	9
20t/ha mész	máj.	46	2162	61	10
	jún.	47	2154	63	10
	aug.	55	2046	73	9
<b>Σ</b>		<b>79</b>	<b>21593</b>		

A területről 3 alkalommal vett mintákból összesen 79 faj került elő. Az egyes mintavételek során valószínűleg a minta számok növekedése következtében jelentősen emelkedtek a fajszámok az előző évihez képest.

A meszezés után 2 évvel a relatív fajgazdagság változó volt, időben és kezelésként is, és nem a legnagyobb egyedszámokhoz (kontroll terület) tartozott a legnagyobb fajgazdagság. Az egyedszámok kezelése szerinti egyenletes csökkenése mellett, a legtöbb faj összességében, a 20 t/ha kezelésben adódott, összességében a legkevesebb egyeddel megjelenve (17. tábl.).

#### 4. Eredmények

##### 4.9.2.2. Shannon diverzitás (H), Simpson diverzitás(DQ), Egyenletesség(E)

18. táblázat Diverzitási indexek, 1993

1993		H diverzitás	H <sub>max</sub>	E	DQ diverzitás	S	S <sub>effective</sub>
kontroll	máj	2,5126	3,912	0,6423	0,8457	50	12
	jún	2,5012	3,7136	0,6735	0,8534	41	13
	aug	2,6022	3,9318	0,6618	0,8501	51	14
10t/ha m.	máj	2,8511	3,8712	0,7365	0,9124	48	17
	jún	2,9003	3,8918	0,7452	0,9279	49	18
	aug	2,8677	3,9318	0,7294	0,9182	51	18
20t/ha m.	máj	2,6679	3,8286	0,6968	0,8767	46	14
	jún	2,9734	3,8501	0,7723	0,9352	47	20
	aug	2,945	4,0073	0,7349	0,9229	55	19

kezelés A \*-al jelzett helyen szignifikáns

különbség volt (0,95 % szinten)

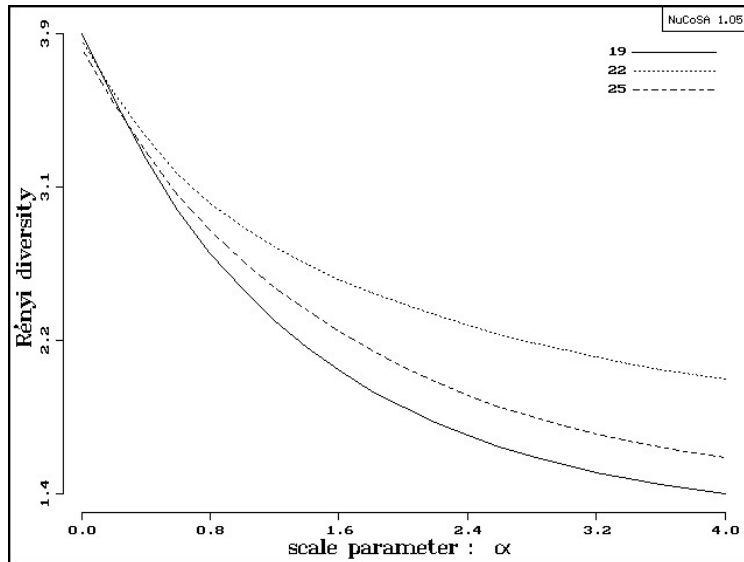
	máj		jún		aug	
	H	DQ	H	DQ	H	DQ
k-10	*	*	*	*	*	*
k-20	*	*	*	*	*	*
10-20	*	*	*	*	*	*

A kontroll és a kezelt parcellák fauna diverzitása egy kivétellel, minden mintavételkor mindkét diverzitási index szerint szignifikánsan különbözött. Az egyenletességi értékek a kontroll területen a voltak legkisebbek, azaz itt volt a legkevésbé egyenletes az egyedek eloszlása a fajok között (18. tábl.).

##### 4.9.2.3. Rényi-féle diverzitási görbék

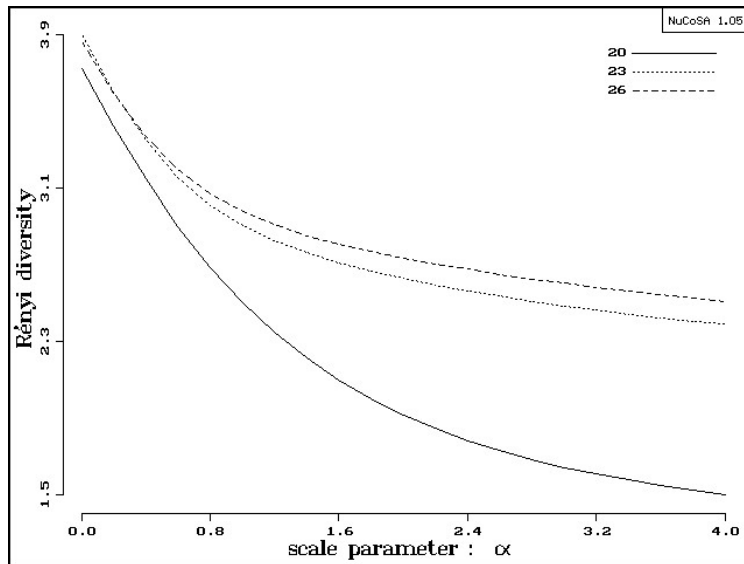
A Rényi diverzitási görbék futása is megerősíti, hogy kontroll terület volt a legkevésbé diverz ebben az időszakban, minden hónapban a kontroll volt a legalsó görbe. A két meszezett terület faunája kezdetben, nyár elején jobban különbözött egymástól, majd augusztusra a két görbe csaknem együtt futott (55. ábra). A H diverzitás szerint még ekkor is szignifikánsan különböztek egymástól.

#### 4. Eredmények



**K:** \_\_\_\_\_  
**10 t/ha :**.....  
**20 t/ha** - - - - -

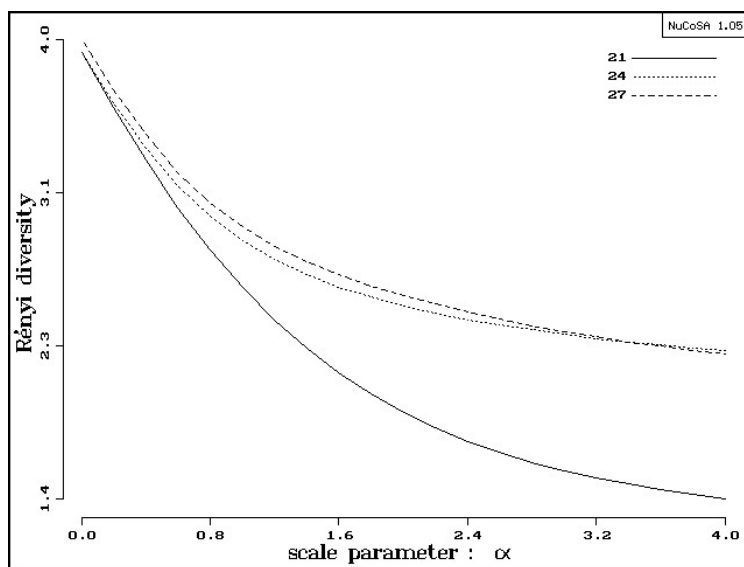
május



**K:** \_\_\_\_\_  
**10 t/ha :**.....  
**20 t/ha** - - - - -

június

augusztus



**K:** \_\_\_\_\_  
**10 t/ha :**.....  
**20 t/ha** - - - - -

augusztus

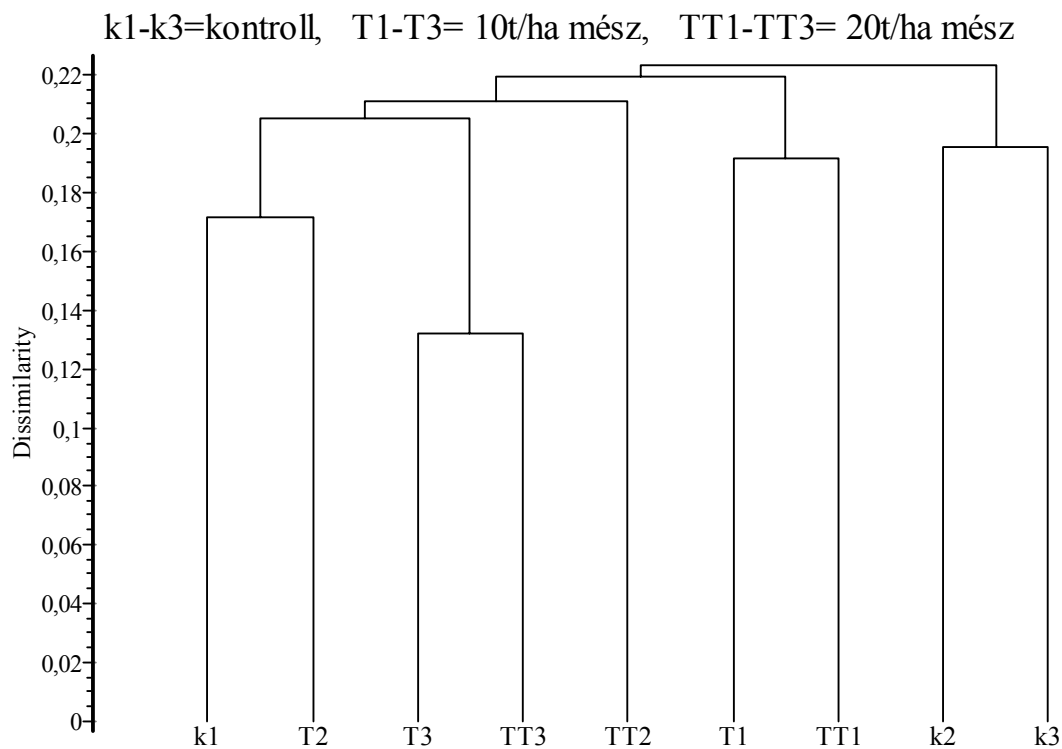
55. ábra Rényi-féle diverzitási görbék 1993

#### 4. Eredmények

##### 4.9.2.4. Sørensen-féle hasonlósági értékek

19. táblázat. Sørensen értékek 1993

1993			
május	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		78	79
10t/ha mész kezelés	38/22		81
20t/ha mész kezelés	38/20	38/18	
június	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		78	77
10t/ha mész kezelés	35/20		79
20t/ha mész kezelés	34/20	38/20	
augusztus	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		76	77
10t/ha mész kezelés	39/24		87
20t/ha mész kezelés	41/24	46/14	



56. ábra Cluster analízis Sørensen index alapján 1993

Az egyes hónapokat tekintve, megállapíthatom, hogy a kontroll és kezelések a közös fajok tekintetében eléggé hasonlóak voltak minden alkalommal. Augusztusban, fajösszetételben a két kezelt terület jobban hasonlított egymásra, a kontroll területre kevésbé (19. tábl.).

#### 4. Eredmények

A teljes mintavételt összehasonlítva látható, hogy fajösszetételben nem nagyon különböztek egymástól a parcellák az év során. Az eltérések, a diverzitási indexek alapján, inkább a fajeloszlásban jelentkeztek ( 56.ábra).

#### 4.9.3. A meszezés után 7 évvel (1998)

##### 4.9.3.1. Relatív fajgazdagság

20. táblázat Relatív fajgazdagság 1998.

1998		fajszám	egyedszám	Relatív fajgazdagság (%)	Relatív egyedszám gazdagság (%)	
kontroll	márc.	42	1531	53	3	
	ápr.	48	2449	61	6	
	máj.	43	2344	54	5	
	jún.	43	1919	54	4	
	júl.	34	1233	43	3	
	aug.	35	1753	44	4	
	szept.	39	1661	49	4	
	okt.	42	3261	53	7	
	nov.	43	2278	54	5	
	dec.	40	2415	51	5	
	10t/ha mész	márc.	42	1125	53	3
		ápr.	44	1806	56	4
máj.		43	2130	54	5	
jún.		42	1662	53	4	
júl.		35	945	44	2	
aug.		42	1131	53	3	
szept.		38	791	48	2	
okt.		41	1262	52	3	
nov.		41	1276	52	3	
dec.		43	1389	54	3	
20t/ha mész		márc.	42	753	53	2
		ápr.	45	1535	57	3
	máj.	36	1192	46	3	
	jún.	38	866	48	2	
	júl.	37	774	47	2	
	aug.	36	1034	46	2	
	szept.	32	496	41	1	
	okt.	42	1012	53	2	
	nov.	38	1158	48	3	
	dec.	41	883	52	2	
	<b>Σ</b>		<b>79</b>	<b>44064</b>		



#### 4. Eredmények

Ebben az évben gyűjtöttem a legtöbb talajmintát, 10 hónapon keresztül, kora tavasztól tél közepéig. A diverzitásban tapasztalható változások és különbségek a meszezés hatásán túl az év során bekövetkező természetes változásokat is folyamatában tükrözik.

A relatív fajgazdagság kiegyenlített a kontroll és a kezelések között. Egy-egy kiugró érték, mint például az áprilisi 61 % a kontroll mintában előfordul, de feltételezhető, ez az érték hogy a véletlenszerűen megjelenő ritka fajoknak köszönhető. Mindhárom parcellán viszonylag kevés, 7-8 domináns faj egyedeiből áll a fauna 80%-a (23-25. ábra.). A relatív egyedszám gazdagság az összes egyed nagy száma miatt mindenütt alacsony, de a különbség a kontroll terület javára még így is látszik (20. tábl.).

#### 4.9.3.2. Shannon diverzitás (H), Simpson diverzitás(DQ), Egyenletesség(E)

21. táblázat Diverzitási indexek 1998

1998		H diverzitás	H <sub>max</sub>	E	DQ diverzitás	S	S <sub>effective</sub>	
kontroll	márc	2,5263	3,7377	0,6759	0,8551	42	13	
	ápr	2,2927	3,8712	0,5922	0,7874	48	10	
	máj	1,868	3,7612	0,4967	0,6665	43	7	
	jún	2,2962	3,7612	0,6105	0,7860	43	10	
	júl	2,2272	3,5264	0,6316	0,8051	34	9	
	aug	2,4166	3,5553	0,6797	0,8434	35	11	
	szept	2,7103	3,6636	0,7398	0,9072	39	15	
	okt	2,5465	3,7377	0,6813	0,8782	42	13	
	nov	2,6489	3,7612	0,7043	0,8799	43	14	
	dec	2,5511	3,6889	0,6916	0,8715	40	13	
	10t/ha m.	márc	2,6201	3,7377	0,701	0,8842	42	14
		ápr	2,4425	3,7842	0,6454	0,8223	44	12
máj		2,0084	3,7612	0,534	0,7017	43	7	
jún		2,3544	3,7377	0,6299	0,8147	42	11	
júl		2,3606	3,5553	0,664	0,8351	25	11	
aug		2,7758	3,7377	0,7427	0,9044	42	16	
szept		2,6687	3,6376	0,7337	0,8858	38	14	
okt		2,7881	3,7136	0,7508	0,8946	41	16	
nov		2,6528	3,7136	0,7143	0,8882	41	15	
dec		2,7566	3,7612	0,7329	0,9105	43	16	
20t/ha m		márc	2,6474	3,7377	0,7083	0,8920	42	14
		ápr	2,4224	3,8067	0,6364	0,8367	45	11
	máj	1,8982	3,5835	0,5297	0,6860	36	7	
	jún	2,4715	3,6376	0,6794	0,8551	38	12	
	júl	2,5193	3,6109	0,6977	0,8540	37	12	
	aug	2,4365	3,5835	0,6799	0,8539	36	11	
	szept	2,5808	3,4657	0,7446	0,8881	32	13	
	okt	2,7298	3,7377	0,7304	0,9064	42	15	
	nov	2,6283	3,6376	0,7226	0,8909	38	14	
	dec	2,652	3,7136	0,7141	0,8839	41	15	

#### 4. Eredmények

A H diverzitás értékek az év folyamán viszonylag alacsonyok voltak (21. tábl.). Kiugróan alacsony volt a május hónap, a kontroll területen és a meszezett parcellák esetében is. Az alacsony egyenletességértékek és a kis effektív fajszám arra utal, hogy néhány faj nagy gyakorisággal és sok faj kis gyakorisággal található a területen. A májusi kontroll minta dominancia értékei a következők voltak: 55,9% *C. voigsti* ; 9,9% *D. ornata* ; 6,2% *M. subpectinata* ; 6,7% *Suctobelbella*; 2,9% *Q. quadricarinata* . Az oribatida fauna 81,6% -t ez az 4 faj és 1 nem alkotta, és a maradék 18,4%-ra 38 faj jutott. A 20t/ha mész kezelésben: 54% *C. voigsti*; 5,7% *D. ornata*; 9%: *M. subpectinata* ; 7,6% *M. glabra*; 3,7% *E. plicatus*; 4,7% *Suctobelbella*. Összesen 84,7%. Ez a magyarázata a fenti diverzitás index értékeknek. Elég nagy a különbség a H és  $H_{max}$  értékek között is.

22. táblázat H-DQ szignifikancia 1998

kezelés	A *-al jelzett helyen szignifikáns különbség volt (0,95 % szinten)											
	márc		ápr		máj		jún		júl		aug	
	H	DQ	H	DQ	H	DQ	H	DQ	H	DQ	H	DQ
k-10		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
k-20	*	*	*	*				*	*	*		
10-20							*	*	*		*	*

kezelés	A *-al jelzett helyen szignifikáns különbség volt							
	szept		okt		nov		dec	
	H	DQ	H	DQ	H	DQ	H	DQ
k-10		*	*	*			*	*
k-20			*	*			*	
10-20		*						*

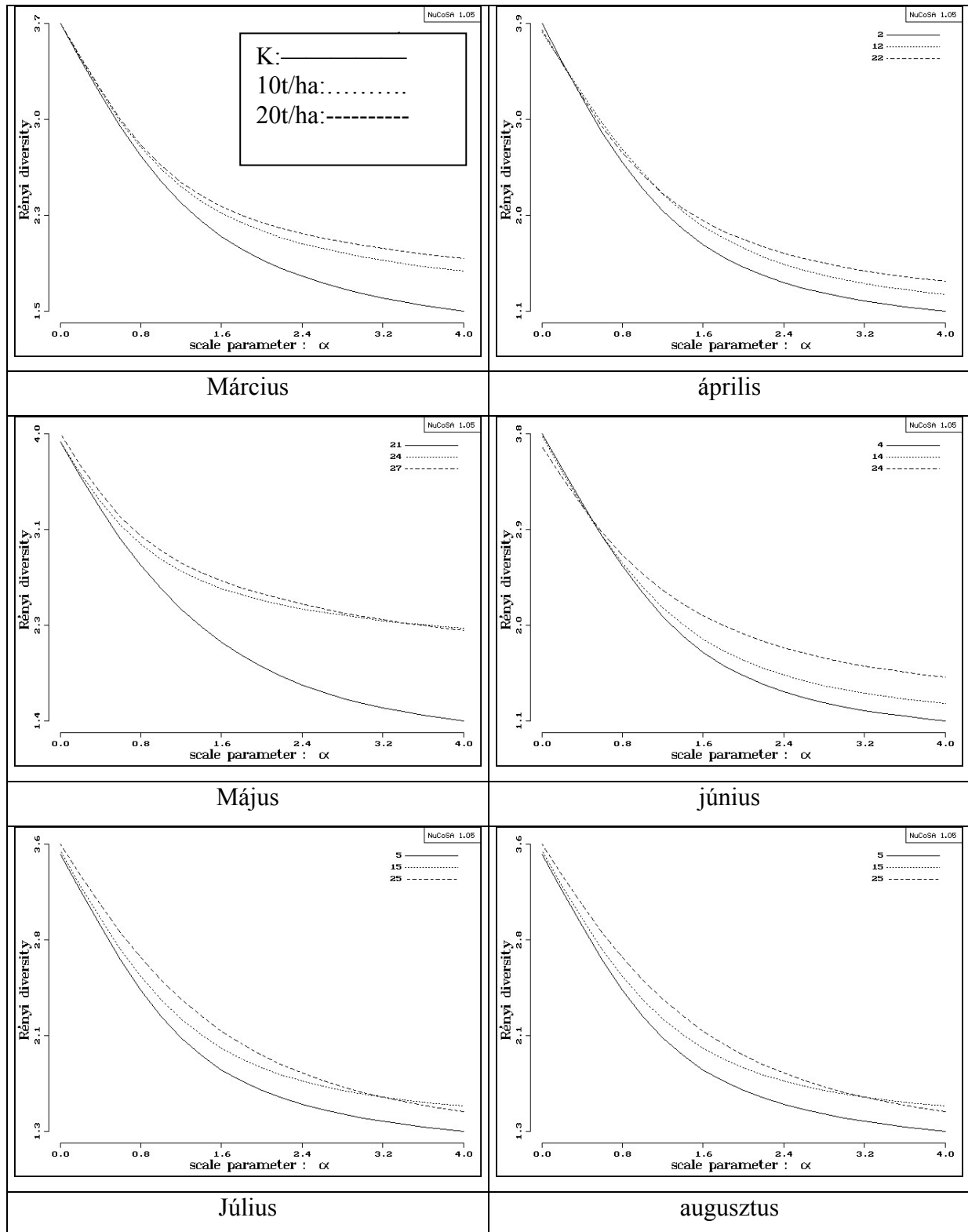
A kontroll parcellák diverzitása és a 10t/ha meszezés diverzitása majdnem minden hónapban szignifikánsan az eltért mindkét diverzitás indexszel. A k-20t/ha mész kevesebb helyen volt eltérő (22. táblázat). A két meszezés diverzitása a tavaszi hónapokban hasonló volt, ősszel adódott különbség.

## 4. Eredmények

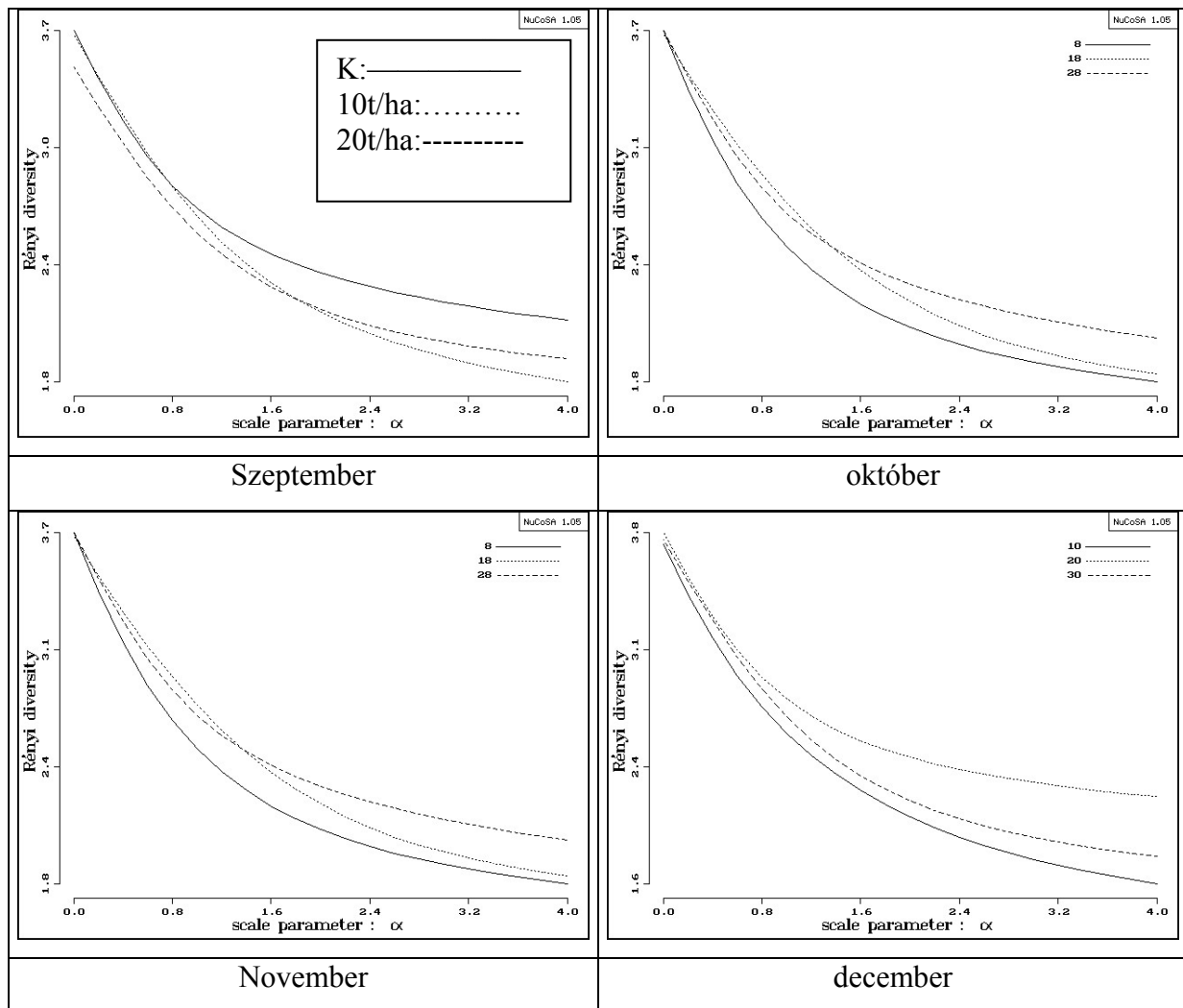
### 4.9.3.3. Rényi-féle diverzitási görbék

A Rényi görbék szerint az év folyamán legkevésbé a kontroll parcella volt diverz (57. ábra).

57. ábra Rényi-féle diverzitási görbék 1998



## 4. Eredmények



57. ábra folytatása: Rényi-féle diverzitási görbék 1998 szept.-dec.

Az első két tavaszi mintavétel idején a kontroll terület volt a legkevésbé diverz, a meszezett területeken a görbék futása hasonló, a legnagyobb diverzitása a 20t/ha kezelésnek volt. A ritka fajok szempontjából a diverzitás hasonló volt. Májusban, amikor a H értékek a legkisebbek voltak, mindhárom terület görbéje együtt futott, legalul a kontroll, legfölül a 10t/ha kezelésé, és ebben a hónapban ez a két diverzitás érték tért el szignifikánsan.

Az átlagos csapadék, az átlag hőmérséklet, a talaj hőmérséklet, a talajnedvesség, valamint a pH aktuális értékei nem adnak magyarázatot erre a nagy változásra.

Júniusban a diverzitás a korábbi, áprilisi állapotnak felelt meg, azzal a különbséggel, hogy a két meszezett terület is szignifikánsan eltért egymástól.

A nyári hónapoktól kezdődően a görbék metszik egymást, így a diverzitás szempontjából nem mindenütt hasonlíthatók össze. Az augusztusi görbék szerint nagy  $\alpha$  értéknél metszi egymást a két meszezett terület görbéje. A gyakoribb fajokra nézve onnantól a kisebb kezelés vált diverzebbé. A kontroll terület diverzitási profilja legalul futott. Az őszi hónapokban a

#### 4. Eredmények

meszezett területek diverzitási profilja erősen változó volt. A görbék mindig metszettek egymást, és változó tendencia szerint voltak érzékenyek a gyakori és ritka fajokra.

Decemberben, a diverzitási profilok ismét szétváltak, erőteljesen különböztek, a legdiverzebb közösség a kisebb meszezésben volt. A kontroll terület diverzitási profil jellege nagyjából állandó volt végig az év során, a májusi hónapot kivéve.

#### 4.9.3.4. Sørensen -féle hasonlósági értékek

A kontroll és a kezelt területek Sørensen értékei magasak voltak, 74-86 között ingadoztak. A fauna hasonlóság mértéke az év során, csak kissé változott. Említésre méltó ugyanakkor, hogy nem egy esetben nagy hasonlóság mellett, nagy volt a különböző fajok száma is. (23.tábl.) 23. táblázat Sørensen értékek 1998

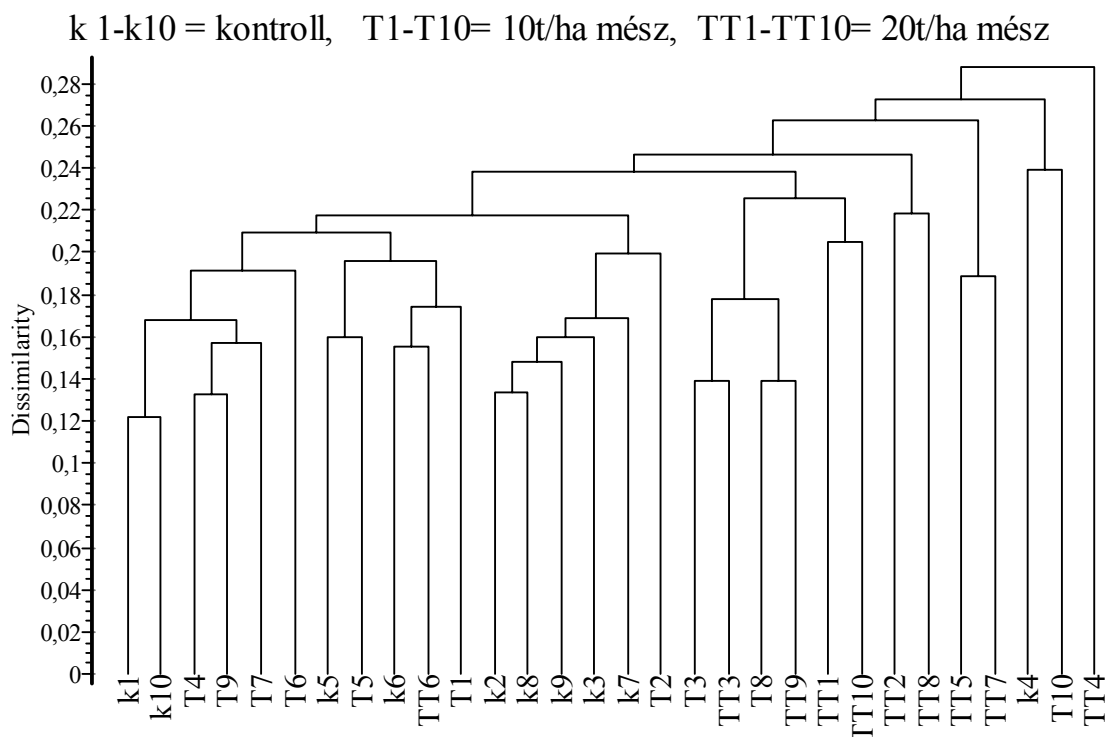
1998			
<b>március</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		86	76
10t/ha mész kezelés	36/10		74
20t/ha mész kezelés	32/20	31/20	
<b>április</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		80	77
10t/ha mész kezelés	37/18		74
20t/ha mész kezelés	36/21	33/23	
<b>május</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		81	78
10t/ha mész kezelés	35/16		86
20t/ha mész kezelés	31/17	34/11	
<b>június</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		75	74
10t/ha mész kezelés	32/21		78
20t/ha mész kezelés	30/21	31/18	
<b>július</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		84	82
10t/ha mész kezelés	29/11		78
20t/ha mész kezelés	29/13	28/16	
<b>augusztus</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		78	85
10t/ha mész kezelés	30/17		72
20t/ha mész kezelés	30/11	28/22	
<b>szeptember</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		83	73
10t/ha mész kezelés	32/13		77
20t/ha mész kezelés	26/19	27/16	
<b>október</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés

#### 4. Eredmények

kontroll		72	79
10t/ha mész kezelés	30/23		70
20t/ha mész kezelés	33/18	29/25	
<b>november</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		81	81
10t/ha mész kezelés	34/16		84
20t/ha mész kezelés	33/15	33/13	
<b>december</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		80	81
10t/ha mész kezelés	33/17		79
20t/ha mész kezelés	33/15	33/18	
<b>1998</b>	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		91	92
10t/ha mész kezelés	64/12		88
20t/ha mész kezelés	63/11	61/17	

23. táblázat folytatása

A táblázat alsó 3 sorában az egész évre összesített adatokra vonatkozó Sørensen értékek találhatóak. Ennek alapján a nagyobb mész dózissal kezelt parcella és a kontroll terület jobban hasonlítanak egymáshoz. A hasonlóság minden esetben nagy.



58. ábra Cluster analízis Sørensen index alapján 1998.

## 4. Eredmények

A teljes 30 mintavételre vonatkozó „fa” meglehetősen bonyolult ábrájából látható, hogy a fauna hasonlóságok nagyjából a kezelések szerint csoportosulnak (58. ábra). Leginkább a kontroll terület maradt változatlan az év során, a fa közepén a tavaszi-kora nyári és az őszi talajminták csoportja van. Ezek hasonlítanak legjobban egymásra. A nyár végi (augusztus) minta kivételével a nagyobb dózisú kezelés hasonlósága is egyenletes. A kisebb dózisú kezelésben nyáron és ősszel maradt leginkább állandó a faj spektrum(58. ábra).

### 4.9.4. A meszezés után 12 évvel. 2003

#### 4.9.4.1. Relatív fajgazdagság

24.táblázat Relatív fajgazdagság 2003

2003		fajszám	egyedszám	Relatív fajgazdagság (%)	Relatív egyedszám gazdagság (%)
kontroll	jún..	50	2812	79	43
10t/ha mész		49	1805	78	27
20t/ha mész		46	1983	73	30
<b>Σ</b>		<b>63</b>	<b>6600</b>		

2003-ban egyetlen alkalommal hoztam be talajmintákat ismétlő vizsgálat céljára. 12 év alatt a mész nagy része kioldódott, a fauna összetétele ennyi idő alatt változhatott. Ezért volt különösen érdekes megismételni a vizsgálatot, és mintegy állapotfelmérést végezni. Egyetlen időpontban vett mintákból természetesen a fajoknak csak egy része kerül elő, ráadásul hosszan tartó, száraz, meleg nyár volt a mintavételkor.

A relatív fajgazdagság értéke a kontroll területen volt a legnagyobb, és ehhez tartozott a legnagyobb relatív egyedszám is. A legkisebb relatív fajgazdagság a nagyobbik kezelésben adódott, de nem párosult vele a legkisebb relatív egyedszám. A nagyobb dózisú kezelésből most először több egyed került elő, mint a kisebb dózisúból (24. tábl.).

## 4. Eredmények

### 4.9.4.2. Shannon diverzitás (H), Simpson diverzitás(DQ), Egyenletesség(E)

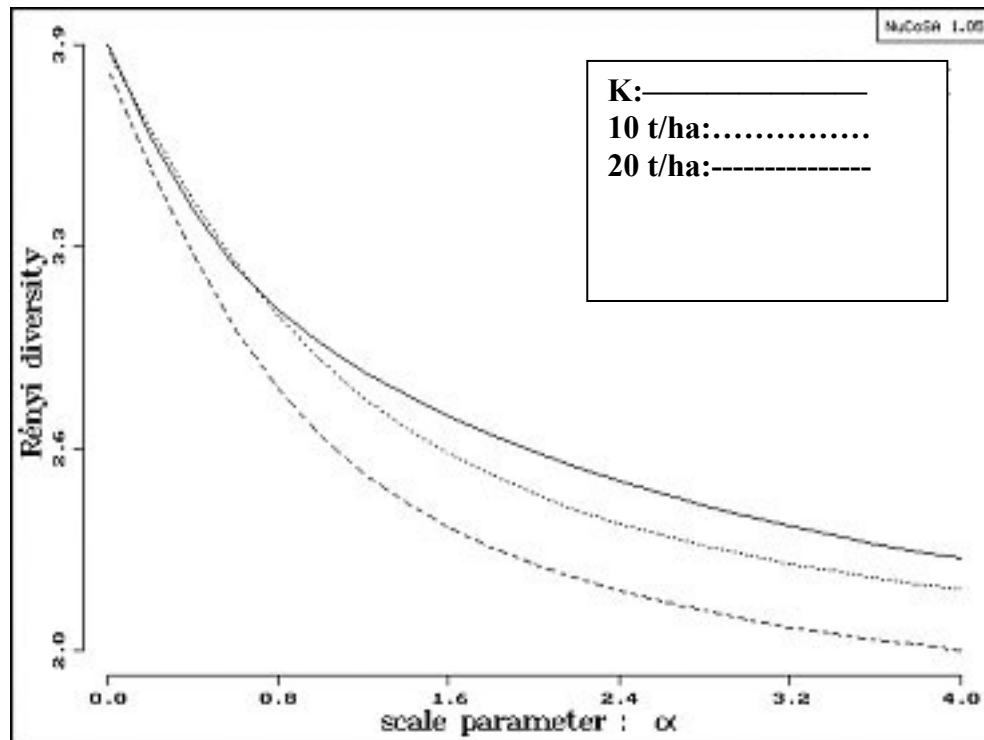
25. táblázat Diverzitási indexek -2003

2003		H diverzitás	H <sub>max</sub>	E	DQ diverzitás	S	S <sub>effective</sub>
kontroll		2,9517	3,912	0,7545	0,9264	50	19
10t/ha m.	jún	2,8978	3,8918	0,7446	0,9159	49	18
20t/ha m.		2,6558	3,8286	0,6937	0,8945	46	14

A H értékek elég nagyok voltak. A legnagyobbak a kontroll területen, azaz a kontroll terület diverzebb volt a meszezett területeknél a páncélosatka faunára nézve. A DQ értékek is magasak. A kontroll terület volt leginkább diverz, mind a ritka fajok, mind a gyakori fajok tekintetében. Az egyenletesség a kontroll területen és a kisebb dózissal kezelt területen nagyobb volt, mint a nagyobb mérsz dózissal kezelt területen. A korábbi évekhez képest az effektív fajszám is nagyobb volt.

A Shannon értékek szerint a diverzitás szignifikánsan eltért a k-20t/ha mérsz, és a 10-20t/ha kezelésben. A Simpson diverzitás minden összehasonlításban szignifikánsan eltért (25. tábl.).

### 4.9.4.3. Rényi-féle diverzitási görbék



59. ábra Rényi-féle diverzitási görbék 2003



#### 4. Eredmények

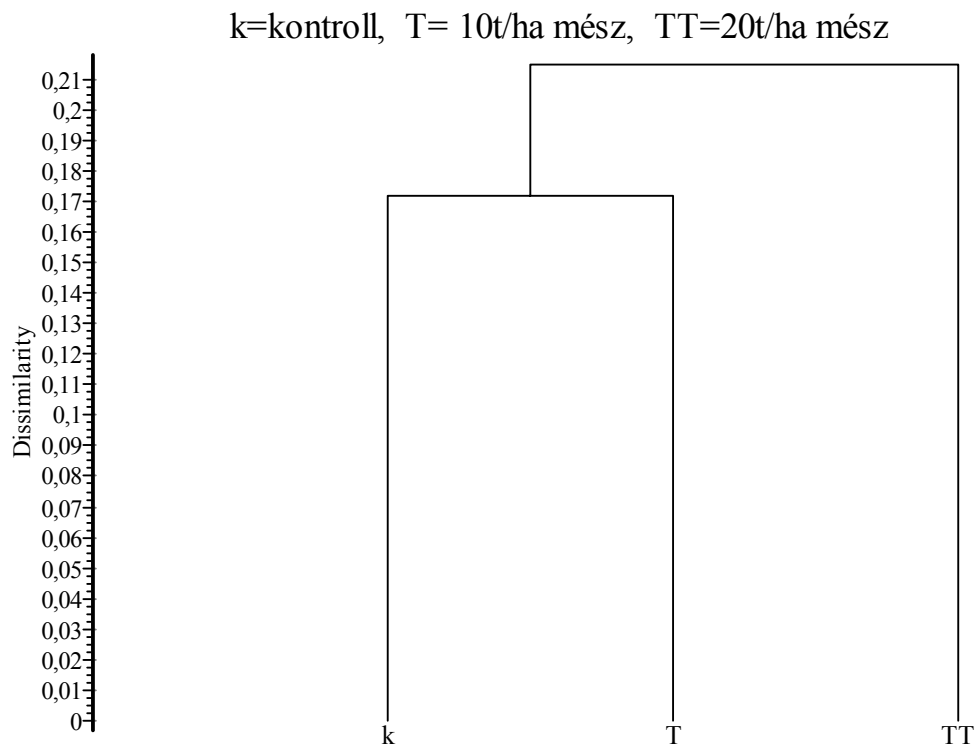
A görbék közül a kontroll a másik kettő fölött fut, s bár  $\alpha$  kis értékénél még együtt vannak a görbék, tehát a ritka fajok tekintetében hasonlóan diverz mindhárom terület,  $\alpha$  növekvő értékeinél a diverzitás profilok határozottan elkülönülnek. Legkevésbé a legnagyobb dózisu meszesítés faunája diverz (59. ábra).

##### 4.9.4.4. Sørensen-féle hasonlósági értékek

26. táblázat Sørensen értékek 2003

2003	Kontroll	10t/ha mész kezelés	20t/ha mész kezelés
kontroll		83	79
10t/ha mész kezelés	41/17		78
20t/ha mész kezelés	38/20	37/21	

A kontroll, és a kezelt területek között is nagy volt a hasonlóság ebben az időszakban. A kontroll területen és a 10t/ha mész kezelésben több volt a hasonló faj, mint a kontroll és a 20t/ha mész kezelésben (26. tábl., 60. ábra).



60. ábra Cluster analízis Sørensen index alapján 2003



## 5. AZ EREDMÉNYEK ÖSSZEFOGLALÁSA

A Termőhelyismerettani Intézeti Tanszék egyik kutatási programja keretében 1991. októberében egy Sopron környéki (Hegyvidéki Erdészet 171 G) savanyú nem podzolos barna erdőtalajon álló, 31 éves bükk állományban, meszezési kísérletet végeztünk meliorációs céllal. 25\*25 m-es kísérleti parcellákat 10 t/ha és 20 t/ha dózisban fertőrákosi mészkőporral kezeltünk. A kísérleti területen kezeletlen kontroll parcellát is kialakítottunk. A kísérletet 10 éves időtartamra terveztük. 2003-ban FVM kutatási támogatás segítségével a vizsgálatokat megismételtük.

A kísérlet részeként a meszezett területen talajzoológiai vizsgálatok végeztem. Tesztállatnak a talajlakó páncélosatkákat (Acari:Oribatida) választottam.

A meszezés utáni első, második, hetedik és tizenkettedik évben 500cm<sup>3</sup>-es talajmintákat gyűjtöttem a páncélosatkák vizsgálatához. A kapott eredményeket közlöm ebben a dolgozatban.

### 5. 1 Talajvizsgálati eredmények

A meszezés következményeként a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai megváltoztak. Általánosan megállapítható, hogy a meszezés talajtani szempontból kedvező eredményeket hozott. A 20 t/ha-os kezelés jobb talajkémiai eredményeket adott, mint a 10t/ha-os kezelés.

A talaj pH értékei 12 évvel a meszezés után a kezelt parcellákban tartósan megemelkedtek.

A kontroll területen a pH<sub>H2O</sub> : 4,7-4,8 közötti volt, a 10 t/ha meszezett területen 6,9-re, míg a 20 t/ha meszezett területen 7,5 –re nőtt.

A hidrolitos aciditás értéke a meszezés után a kezelt területek feltalajában és szerves szintjében nem volt mérhető. A kontroll területen ugyanitt 30-40 körüli volt az értéke.

A nagyobb mész dózis hatása 30 cm talajmélységig, a kisebb dózisé 17,5 cm talajmélységig volt érezhető 1998-ban, és 15-cm-ig 2003-ban.

A bázistelítettség mértéke A<sub>00</sub>- 10 cm-ig jelentősen nőtt a meszezett területeken kontrollhoz képest.

A szerves szén és a C/N arány alakulásában nem volt jelentős különbség a kontroll és kezelt területeken, az organikus szintben 40-50, az ásványi talajban 20 körüli, ami erőtalajokban optimális.

## 5. 2. Faunisztikai eredmények összefoglalása

A 471 db egyenként 500 cm<sup>3</sup>-es talajmintából (a rajta lévő avarral együtt) **90 páncélosatka faj** került elő, **36 családot** és **64 nemet** képviselve. A feldolgozás alatt összesen **83.239** páncélosatka egyeddet számoltam és határoztam meg.

A 90 fajból 2 faunára új: a *Masthermannia mamilláris* (Berlese, 1904) és az *Eupelops subuliger* (Berlese, 1916). Néhány hazai vonatkozásban ritka faj is előkerült, mint például a *Cultroribula juncta*, (Michael, 1885), *Berniniella sigma*, (Strenzke, 1951), *Carabodes reticulatus* Berlese, 1913, vagy az *Eporibatula rauschenensis* (Sellnick, 1908).

A hazai szakirodalom meliorációs célú meszezt követően, a talajfaunát érintő hatásokról még nem számolt be. A jelentős változásokkal járó beavatkozás várható következményei a talajmezofauna egyik fontos csoportjára, a talajlakó páncélosatkákra vonatkozóan, a kutatási eredményeim alapján becsülhetők. A kutatás jelentőségét növeli, hogy Schmidt (1988) talajsavanyodási felmérése szerint a 0,9 millió ha savanyú talajú erdő egy részén, meliorációs célú meszezt a jövőben elképzelhető.

A meszezt követően a legmarkánsabb változás a páncélosatkák egyedszámának csökkenése volt. A meszezt területeken a vizsgálat első évében csak kissé, később jelentősen nőtt a talaj pH-ja. Ezzel egyidőben a meszezt parcellák talajának felső 8 cm-ben már csökkent az atkák egyedszám. A meszezt után 7 évvel, tavasszal és késő ősszel, a kontroll és a meszezt parcellák egyedszáma szignifikánsan különbözött. A nagyobb dózisú meszezt az első évet kivéve kedvezőtlenebb volt. A kisebb dózisú mész általában enyhébb hatásúnak bizonyult. A két meszezt parcella egyedszáma között csak egy alkalommal volt (1998. június) szignifikáns különbség.

A talaj pH értéke és a páncélosatkák egyedszáma között szoros korrelációt nem találtam, de az a tendencia kimutatható volt, hogy a pH növekedésével csökkennek az egyedszámok

A vizsgálatok alapján az is bizonyossá vált, hogy a meszezés hatása időben elhúzódó, mert még 12 évvel a mész kiszórása után is különbséget találtam a kontroll és kezelt parcellák egyedszáma között.

A meszezést követő 7. évben a 10 alkalommal hoztam be talajmintát. Adataim kiértékelése nyomán, a területen élő páncélosatka közösség populáció dinamikája kirajzolódott. Az egyedszámok egy tavaszi, kora nyári kisebb maximum után a száraz, meleg nyáron voltak a legalacsonyabbak, majd a hűvösebb, nedvesebb őszi hónapokban érték el a legnagyobb értéküket.

A páncélosatkák dominancia szerkezete a meszezés következtében nem, vagy csak kissé változott meg. A fajok száma nem változott következetesen. A meszezést követő első és második év nyaráig gyakran a nagyobb dóziszú kezelésben volt a legnagyobb a fajok száma, majd ősztől a kontroll területen. Bár a 7. évben többször volt fajgazdagabb a kontroll terület, mint a meszezettek, mégsem állíthatom biztonsággal, hogy a fajok száma csökkent a meszezés miatt. A legtöbb fajt a meszezést követő 2. évben (41-55) (90 mintából), legkevesebbet az első évben találtam (24-43) (36 mintából). A fajgazdagság változása az év folyamán nem követte a populációdinamikai változásokat. A meszezés mértéke és a fajszám között nem találtam egyértelmű összefüggést

A páncélosatkák közösségét általában 7-12 domináns-subdomináns faj jellemezte, amelyek a teljes minta 75-85%-t alkották. Ugyanakkor rendszeresen magas volt az un. szórványos fajok száma, amelyek előkerülése bizonytalan.

Minden mintában a teljes egyedszám 55-30%-át a *Chamobates voigsti* ((Oudemans, 1902) és lényegesen kisebb egyedszámmal mintegy 10%-t a *Dissorhina ornata* Oudemans, 1900) alkotta. A *C. voigsti* szinte azonnal csökkenő egyedszámmal reagált a meszezésre. A meszezés után 7 évvel a kisebb dóziszú kezelés csak ősszel, a nagyobb dóziszú kezelés szinte egész évben szignifikánsan különbözött a kontroll területtől, júniusban egymástól is

A subdomináns fajok a kontroll és meszezett területeken többnyire ugyanazok voltak (*Medioppia subpectinata* (Oudemans, 1900), *Quadroppia quadricarinata* (Michael, 1885), *Eupelops plicatus* (C .L. Koch, 1835), *Belba sp1.*), csak más arányban. Többnyire nagy egyedszámmal fordultak elő a *Suctobelba*, és *Suctobelbella* genus egyedei.

A meszezés után 12 évvel a 20t/hadózisú mész kezelésben a *C. voigsti*. visszaszorult és helyét az *M. subpectinata* és a *Q. quadricarinata* vette át. A kontroll területen új elem volt a domináns fajok között az obligát acidofil fajként leírt *Microppia minus* (Paoli, 1908). Ebben az évben csak egy alkalommal hoztunk be talajmintát, így ez az előző évekhez képest következtetések levonására nem elég.

2 olyan fajt találtam, amelyik pH preferenciája következetes volt a mintavételek során.

A *Haplozetes vindobonensis* (Willmann, 1935) általában legnagyobb egyedszámmal a 10t/ha dózisú mésszel kezelt parcellán fordult elő. A meszezés utáni első és második évben nagy egyedszámmal került elő. A meszezés után 7 évvel feltűnően kisebb egyedszámmal volt jelen a területen, de minden alkalommal a kisebb mész dózissal kezelt területen volt a legtöbb. Feltehetően számára az optimális pH a semleges és enyhén savas.

A *Tectocephus sarekensis* Trägårdh, 1910, szignifikánsan nagyobb egyedszámban fordult elő a nagyobb dózissal meszezett parcellán, mint a kontrollon vagy a kisebb meszezésben.

Nem találtam olyan fajt, amelyik a kontroll területen rendszeresen előfordult és a meszezés után a kezelt parcellákról eltűnt. A kis egyedszámban alacsony frekvencia értékkel jelentkező fajok előkerülése véletlenszerű (pl. *Licneremaeus lincophorus* (Michael, 1882), *Trichoribates trimaculatus* (C. I. Koch, 1835) stb.).

Néhány faj, mint pl. az *Adamaeus onustus* (C. L. Koch) a meszezés kezdetén 1992-93-ban subdomináns elem volt úgy a kontroll, mind a meszezett parcellákon. 1998-ra egyedszáma mindenütt lecsökkent.

A fajspektrumot tekintve eltérés a kontroll és a kezelt parcellák között a kis példányszámmal előforduló fajok tekintetében volt. Ezen fajok felbukkanása vagy eltűnése (esetlegességük miatt) minden bizonnyal független a meszezés hatásától.

A diverzitás vizsgálatok eredménye szerint sok esetben a kontroll parcella bizonyult a legkevésbé diverznek. A kontroll és nagyobb dózisú kezelés fajösszetétele jobban hasonlított egymásra, mint két meszezés egymásra. A Sørensen hasonlósági értékek többnyire magasak voltak, ami azt jelenti, hogy nem különbözött lényegesen a kontroll és meszezett terület.

A kutatás kezdetekor elhatározott célkitűzésekre igyekeztem választ adni. Mivel a meszezés hatása 2003-ban még mindig mérhető volt, ajánlatos lenne bizonyos időközönként

## Eredmények összefoglalása

---

megismételni a mintavételt. Hasonló vizsgálatok esetén célszerű lenne differenciáltabb eredmény elérése érdekében az egyes avar-talaj rétegeket külön vizsgálni.

Mérlegelve a meszezés következtében előállt kedvező és kedvezőtlen hatásokat, — jobb tápanyag feltáródást elősegítő talajfizikai és talajkémiai állapotok, ugyanakkor a páncélosatkáknak, mint fontos szerves anyag lebontó talajlakó szervezetek egyedszámának tartós csökkenése — az erdőtalaj meszezéssel történő meliorációját csak nagyon savanyú, leromlott talajok esetében tartom indokoltnak.



## 6. TÉZISEK

1991. októberében egy Sopron környéki (Hegyvidéki Erdészet 171 G) savanyú nem podzolos barna erdőtalajon álló, 31 éves bükk állományban, meszezési kísérletet végeztünk meliorációs céllal. 1 kontroll és 2 kezelt — 10t/ha mész; 20t/ha mész — 25\*25 m-es parcellát alakítottunk ki.

A meszezés után 4 különböző évben talajmintákat gyűjtöttem a kísérleti területen, és azt vizsgáltam, hogy a meszezés milyen hatással van a talajban élő páncélosatkákra (Acari:Oribatida).

Elért eredmények:

1. Az 500 cm<sup>3</sup>-es talajmintákból gyűjtött fajokat meghatároztam és elkészítettem a fajlistát. A területről a vizsgálat során 90 páncélosatka fajt határoztam meg, összesen mintegy 83000 példányból.
2. Kutatásaim eredményeképpen a magyar fauna leírása 2 faunára új fajjal: *Masthermannia mamilláris* (Berlese, 1904) és az *Eupelops subuliger* (Berlese, 1916) gazdagodott.
3. Hasonló hatásvizsgálat Magyarországon még nem készült. Az eredmények alapján meg lehet becsülni, hogy egy meliorációs meszezés a talajmezofauna egyik fontos csoportjára milyen hatással lehet.
4. Megállapítottam, hogy a meszezett parcellák talajában csökkent a páncélosatkák egyedszáma. A nagyobb dózisú kezelés hatása kedvezőtlenebb volt, az egyedszámok gyakran szignifikánsan csökkentek.
5. A páncélosatkák egyedszáma és a megváltozott pH értékek a talajban nem mutattak szoros korrelációt, de a tendenciát kimutattam, hogy a pH növekedésével csökken az egyedszám.
6. Megállapítottam, hogy a meszezés hatása elhúzódó, mert 12 év múlva is kimérhető.

7. Leírtam a területen élő páncélosatka közösség populáció dinamikáját, amely egy kora nyári és egy őszi maximummal jellemezhető a kontroll és a kezelt parcellákon is.

8. Megállapítottam, hogy a dominancia viszonyok hasonlóak voltak a kezelt és kontroll parcellákon. 7-12 faj alkotta a populáció 75-80%-át. A meszezés után az arányok kissé megváltoztak.

9. A fajok száma nem változott a kezelések hatására. A kontroll és kezelt parcellák a kis példányszámmal, esetlegesen előkerülő fajok tekintetében különböztek, ami feltehetően független a kezeléstől.

10. Megállapítottam, hogy a páncélosatka közösség diverzitását nem csökkentette a meszezés. A magas hasonlósági értékek azt mutatták, hogy sok volt a közös faj.

11. Megállapítottam, hogy a *Haplozetes vindobonensis* (Willmann, 1935) legnagyobb egyedszámmal a kisebb dózissal kezelt, míg a *Tectocepheus sarekensis* Trägårdh, 1910, pedig a nagyobb dózissal kezelt parcellákon fordult elő. Ezen a területen, a páncélosatkák többsége elviseli, vagy kedveli a savanyú körülményeket.

12. Megállapítottuk, hogy a meszezett parcellákon nőtt a talajban a pH érték, nem volt mérhető a hidrolitos aciditás és jelentősen nőtt a bázistelítettség mértéke. A mész hatása 15 cm mélységben még 12 évvel a meszezés után mérhető volt.

A C/N arány nem különbözött jelentősen a kezelt és a kontroll parcellákon.

Megállapítottuk, hogy az állomány fatérfogát növekedése a meszezett területen jelentősen nagyobb volt, mint a kontroll területen.

13. A meszezés jelentős és tartós beavatkozást jelent a természetes erdei talajéletbe. A kapott eredmények tükrében csak nagyon leromlott, extrém savanyú talajon tartom elképzelhetőnek az alkalmazását.





---

## 7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Munkám elvégzésében nyújtott segítségükért köszönettel tartozom jelenlegi és volt kollegáimnak, valamint:

- dr. Bellér Péter adjunktus úrnak, aki elindította azt a meszezési kísérletet, amelynek az én kutatásom is része volt, s aki sajnos már nem érte meg az eredményeim összegzését;
- dr. hc.Dr. Szodfridt István úr professzor emeritus, volt tanszékvezetőmnek és témavezetőmnek, aki erre a kutatásra mindig biztatott, s a kutatás részleteit szakértő szeretettel várta;
- dr. Mahunka Sándor akadémikus úrnak, — Magyar Természettudományi Múzeum Állattár — akitől a páncélosatkák meghatározását tanultam, és akihez mindig fordulhattam szakmai tanácsért;
- a NyME Erdőmérnöki Kar Termőhelyismerettani Intézeti Tanszék munkatársainak, köztük kiemelve Varga Zsófia laboráns segítségét;
- Prof. Dr. Izsák János úrnak, — Berzseny Dániel Főiskola, Állattan Tanszék — aki rendelkezésemre bocsátotta a kiértékeléshez szükséges statisztikai programot és tanácsaival segített;
- dr. Kalmár János úrnak, akitől a kísérleti adatok statisztikai feldolgozásához kaptam tanácsokat;
- dr. László Richárd úrnak folyamatosan nyújtott önzetlen segítségéért és szaktanácsaiért.
- A családomnak, akik sohasem berzenkedtek, ha süti sütés helyett, a mikroszkópnál ültem.

Sopron, 2004. 09. 28.

Szemerey Tamásné  
Okl. erdőmérnök  
Növényvédelmi szakmérnök



## 8. IRODALOMJEGYZÉK

- AMMER, S., U. MAKESCHIN, F., (1994): Auswirkungen experimenteller saurer Beregnung und Kalkung auf die Regenwurmfauna (Lumbricidae, Oligochaeta) und die Humusform in einem Fichtenaltbestand (Höglwaldexperiment). Forstw. Cbl. 112, 235-243
- BAATH, E., BERG, B., LOHM, U., LUNDGREN, B., LUNDKVIST, H., ROSSWALL, T., SÖDERSTRÖM, B., WIREN, A. (1980): Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. Pedobiologia. 20, 85-100.
- BALOGH, J. (1943): Magyarország páncélosatkái (Conspectus Oribateorum Hungariae).- Matematikai és Természettudományi Közlemények **39**, 5: 202.
- BALOGH, J. (1958): Lebensgemeinschaften der Landtiere. Akadémia Kiadó, Budapest 560 pp.
- BALOGH, J. (1959): On the preparation and observation of Oribatids.- Acta Zoologica Hungarica **V**. 3-4: 241-253.
- BALOGH, J. (1963): Identification Keys of Holarctic Oribatid Mites (Acari) Families and Genera.- Acta Zoologica Hungarica **IX**/1-2 : 1-60.
- BALOGH, J.(1972): The Oribatid Genera of the World. Akadémia Kiadó, Budapest, 189 pp.
- BALOGH, J., BALOGH, P. (1992): The Oribatid Mites Genera of the World I-II. Hungarian Natural History Museum, Budapest, 263+375 pp.
- BALOGH, J., MAHUNKA, S.(1980): Atkák XV-Acari XV.-In: Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae ), **18**,19. Akadémiai Kiadó, Budapest, 177 pp.
- BARÁTH, CS., ITTÉS, A., UGRÓSDY, GY. (1996): Biometria. Mezőgazda Kiadó, Budapest 288 pp.
- BEGON, M, HARPER, J., TOWNSEND, C. R.(1986): Ecology. Sinauer Associates, Inc. Publishers, 876 pp.
- BEHAN-PELLETIER, V. M. (1999): Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindikation. Agriculture, Ecosystems & Environment, **74**. 1-3: 411-423.
- BELLÉR, P.(szerk.). (1993): A savanyú erdőtalajok fizikai és kémiai meliorációjának lehetősége és szükségessége (1990-1993). Kutatási jelentés
- BELLÉR, P.(szerk.). (2000): A savanyú erdőtalajok fizikai és kémiai meliorációjának lehetősége és szükségessége (1990-2000). Kutatási jelentés
- BHATTACHARYYA, S. K. (1962). Laboratory studies on the feeding habits and life cycles of soil inhabiting mites. Pedobiologia, **1**: 291-298.

- BIDLÓ, A., HEIL, B., KOVÁCS, G., KOVÁCS, R., SZEMEREYNÉ, R., (2003): Erősen savanyú erdészeti termőhelyek kémiai meliorációja, erdészeti hasznosításának komplex vizsgálata. FVM kutatási jelentés
- BRAUNS, A. (1986): *Practische Bodenbiologie*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 470 pp.
- BREINER, A. (1990): Das Verhalten von Nitrat und Ammonium nach Kompensationsmaßnahmen mit verschiedenen Puffersubstanzen in einem Kiefern-Buchen-Wald auf Buntsandstein. Dipl.-Arb. an der Fachhochschule des Landes Rheinland-Pfalz, Abt. Bingen, Fachber. Umweltschutz, 123 S.
- BUTCHER, J. W. & SNIDER, R. & SNIDER, R. J. (1971): Bioecology of edaphic Collembola and Acarina. *Ann. Rev. Entomol.* **16**, 249-287.
- CHAGNON, M., PARE, D., HEBERT, C., CAMIRA, C. (2001): Effects of experimental liming on collembolan communities and soil microbial biomass in a southern Quebec sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.) stand. *Applied Soil Ecology*: 17 (1): 81-90.
- DEGOEDE, RGM., DEKKER, HH. (1993): Effects of liming and fertilization on Nematode communities in coniferous forest soils. *Pedobiologia*. **37** (4): 193-209
- DEROME, J. (1990): Effects of forest liming on nutrient status of podzolic soils in Finland. *Water Air and Soil pollution*. **54**: 337-350.
- DEROME, J., KUKKOLA, M., MALKÖNEN, E. (1986): Forest Liming on Mieral Soils. National Swedish Enviroment Protection Board Report. 7-107.
- DOGAN, H. (1994): Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf die Biologische Aktivität des Bodens eines Kiefern-Buchen-Standortes im Pfälzer Wald. Untersuchungen mit Hilfe des Minicontainer-Tests und des Bait-Lamina-Tests. Dipl.-Arb. an der Univ. Mainz, Fachber. Biologie, 134 S.
- DUCARME, X., ANDRÉ, H. M., WAUTHY, G., LEBRUN, P. (2004): Are there real endogeic species in temperate forest mites? *Pedobiologia*, **48**: 139-147.
- DUDICH, E. & BALOGH, J. & LOKSA, I. (1952): Erdőtalajok ízeltlábúinak produkciós-biológiai vizsgálata. MTA Biol. és Agrártud. Oszt. Közl. III. kötet. 3-4.szám
- DUNGER, W. (1983): *Tiere im Boden*. A. Ziemsen Verlag- Wittwnberg Lutherstadt, 279 pp.
- EDWARDS, C. A. & REICHLE, D. E. & CROSSLEY, D. A. JR. (1970): The Role of Soil Invertebrates in Turnover Of Organic Matter and Nutrients. In: Reichle, D. E. (ed.) (1970): *Analysis of Temperate Forest Ecosystems*. Springer- Verlag, Berlin, 147-172.

- EISENBEIS, G., R. LENZ, H. DOGAN UND G. SCHÜLER (1996): Zur biologischen Aktivität von Nadelwaldböden: Messung der tierischen Fraßaktivität mit dem Köderstreifen-Test sowie Bestimmung von Streuabbauraten mit dem Minicontainer-Test. *Verh. Ges. Ökol.*, 26, 305-311
- ENGELMANN, H.-D.(1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. *Pedobiologia* **18**:378-381.
- EVANS, G. O.(1992): Principles of acarology. C. A. B. International USA, 1-563.
- FEGER, K.H. (1993): Bedeutung von ökosystemären Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldökosystemen. *Freiburger Bodenkund. Abh.* **31**. 237.
- FEGER, K.H. (1996): Schutz von Sauren (7.6.2). In: Blume, H.P., Felix-Henningsen, Pl, FISCHER, W.R., FREDE, H.G., HORN, R. ÉS STAHR, K.: *Handbuch der Bodenkunde*. 1. Erg. Lfg. **12.96**, Ecomed-Verlag Landsberg, 24.
- FEGER, K.H., LORENZ, K., RASPE, S., ARMBRUSTEN M., (2000): Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphaere, Forschungsbericht FZKA-BWPLUS, 1-135.
- FEHÉR, D. (1954): *Talajbiológia*. Akadémia Kiadó, Budapest, 1263 pp.
- FRANZ, H. (1959): Das biologische Geschehen im Waldboden und seine Beeinflussung durch die Kalkdüngung. *Allgemeine Forstzeitung*, **70**, 15-16: 178-181.
- FRITSCH, N. (1994). Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmesofauna Diss. an der Univ. Mainz., Fachber. Biologie, 206.
- FRITSCH, N. UND EISENBEIS, G. (1992): Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmesofauna - Ergebnisse aus dem Fichtenstandort Hunsrück. *Mitt. a.d. Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz.*, **21**, 123-146
- GHILYAROV, M. S. (1965): Some Practical Problems of Soil Zoology. *Pedobiologia* **5**: 189-204.
- GHILYAROV, M. S. (ed.) (1975): *Opredelitel obytayuschich v pochve kleschej. (Sarcoptiformes)-*. Nauka, Moszkva, 491 pp.
- HAGVAR, S. (1998): Mites (Acari) developing inside decomposing spruce needles: Biology and effects on decomposition rate. *Pedobiologia*. 42 (4): 358-337.
- HAGVAR. S. , AMUNDSEN, T. (1981):Effects of liming and artificial acid rain on the mite (Acari) fauna in coniferous forest. *Oikos*. **37**: 7-20.
- HEUGENS, A. , VAN DAELE, E. (1981): The influence of salt concentration on the mite population in pine litter. *Pedobiologia*. 22: 39-51.

- HILDEBRAND E.E. (1996): Warum müssen wir Waldböden kalken ? Agrarforschung in Baden-Württemberg **26**, 53-65.
- HUHTA, V. ,KARPPINEN, E. , NURMINEN, M. ,VALPAS, A. (1967): Effect of silvicultural practices upon arthropod, annelid and nematode population in coniferous forest soil. Ann. Zool. Fenn. **4**.: 87-136.
- HUTTLE, R.F. , SCHNEIDER BU. (1998): Forest ecosystem degradation and rehabilitation. Ecological Engineering. **10** (1):19-31
- IZSÁK, J. (1994): Applying the jackknife method to significance test of diagnostic diversity. Methods of Information. In Medicine. **33**.: 214-219.
- IZSÁK, J. (1998): Diversi 1.1: a program for diversity calculations. Abstracta Botanica, **22**: 157-160.
- IZSÁK, J. (2001): Bevezetés a biológiai diverzitás mérésének módszertanába. Scientia Kiadó, Budapest, 101 pp.
- JANDL, R., KOPESZKI, H., BRUCKNER, A., HAGER, H. (2003): Forest Soil Chemistry and Mesofauna 20 Years After an Amelioration Fertilization. Restoration Ecology **11** (2.) 239-246
- KEVAN, D. K. McE. (ed.) (1955): Soil Zoology. London, Butterworths Scientific Publications, 511 pp.
- Kolk, A., Kubiak, R. und Eichhorn, K.W. (1992): Beeinflussung von Mikroorganismengesellschaften und ihre Aktivitäten in Waldböden durch Kalkungsmaßnahmen. Mitt. a.d. Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 21, 113-122 .
- KREUTZER, K. (1995): Effects of forest liming on soil processes. Plant and Soil. **169**: 447-470
- KÜHNELT, W. (1955): An introduction to the study of soil animals. In: Kevan, D. K. McE. (ed.) (1955): Soil Zoology. London, Butterworths Scientific Publications 3-22
- LAMPARSKI, F. (1988): Bodenfauna und Synökologische Parameter als Indikatoren für Standortseigenschaften. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, Heft **22**: 227 pp.
- LORENZ, K. , PRESTON, CM. , FEGER, KH. (2001): Long-term effects of liming on microbial biomass and activity and soil organic matter quality (C-13 CPMAS NMR) in organic horizons of Norway spruce forests in Southern Germany . Journal of Plant Nutrition and Soil Science. **164** (5): 555-560.
- LUXTON, M. (1972): Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil. I. Nutritional biology .Pedobiologia **12**: 434-463.

- LUXTON, M. (1981.a): Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil. III. Introduction to the field population. *Pedobiologia* **21**:301-311.
- LUXTON, M. (1981.b): Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil. IV. Developmental biology. *Pedobiologia* **21**:312-340.
- LUXTON, M. (1981.c): Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil. V. Vertical distribution. *Pedobiologia* **21**:365-386.
- LUXTON, M. (1981.d): Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil. VI. Seasonal population changes. *Pedobiologia* **21**:387-409.
- LUXTON, M. (1982): The biology of mites from beech woodland soil. *Pedobiologia* **23**:1-8.
- MAHUNKA, S., MAHUNKA-PAPP, L. (1999): Oribatids from the Szarvas Arboretum (SE Hungary) (Acari:Oribatida).- *Folia Entomologica Hungarica* **60**: 83-107.
- MAHUNKA, S., MAHUNKA-PAPP, L. (2000): Checklist of oribatid mites of Hungary (Acari: Oribatida).- *Folia Entomologica Hungarica* **61**: 27-53.
- MAKESCHIN, F., 1993: Bodenchemismus und Regenwurmfauna saurer Waldböden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **69**, 123-126
- MARAUN, M., SALAMON, J-A., SCHNEIDER, K., SCHAEFER, M., SCHEU, S. (2003): Oribatid mite and collembolan diversity, density and community structures in a moder beech forest (*Fagus sylvatica*): effect of mechanical perturbations. *Soil Biology and Biochemistry*. **35**(10): 1387-1394.
- MARAUN, M., SCHEU, S. (2000): The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implications for future research. *Ecography* **23**, 374-383.
- MORITZ, M (1963): Über Oribatidengemeinschaften (Acari:Oribatei) norddeutscher Laubwaldböden, unter besonderer Berücksichtigung der die Verteilung regelnden Milieubedingungen. *Pedobiologia*. **3**.142-243.
- NEBE, W.; WEISS, M. (1991): Genetische Differenzierung der Immissions-Widerstandsfähigkeit. *Der Wald (Berlin)* **41**, S. 208-210.
- PAPP, L. (szerk.) (1996). *Zootaxonómia. Egységes jegyzet*. Budapest, 382 pp.
- PERSSON, H., AHLSTROM, K. (1990): The Effects of Forest Liming on Fertilization on Fine-root Growth. *Water Air and Soil Pollution*. **54**: 365-375.
- PETERSON, H.& LUXTON, M. (1982): A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. *Oikos* **39**: 287-388.
- PODANI, J., (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe*. Scientia Kiadó, Budapest, 412 pp.

- PODANI, J., (2001):SYN-TAX 2000 computer program for data analysis in ecology and systematic.
- SACHS, L. (1968): Statistische Auswertungsmethoden. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
- SCHAUERMANN, J.(1985): Zur reaction von Bodentieren nach Düngung von Hainsimsen-Buchenwäldern und Siebenstern- Fichtenforsten im Solling. Allgemeine Forst Zeitschrift, **43**: 1159-1161.
- SCHENKER, R. (1986): population dynamics of oribatid mites (Acari:Oribatei) in a forest ecosystem. Pedobiologia **29**.:239-246.
- SCHMIDT, R., SZAKÁL, P. (szerk.) (1998): Talajsavanyodási helyzetkép és megoldások. Pannon Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar, Mosonmagyaróvár, 125 pp.
- SCHÜLER, G., (1995): Waldkalkung als Bodenschutz. Allgemeine Forstzeitschr. 50, H. 8, 430-433.
- SEASTEDT, T. R. (1984):The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. Ann. Rev. Entomol. **29**: 25-46.
- SOUTHWOOD, T. R. E.(1984): Ökológiai módszerek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 315 pp.
- STRENZKE, K. (1952): Untersuchungen über die Tiergemeinschaften des Bodens: Die Oribatiden und ihre Synusien in den Böden Norddeutschlands.- Zoologica **37**, Heft 104: 1-173.
- SZABÓ, I. (1986): Az általános talajtan biológiai alapjai. Mezőgazdasági Kiadó Budapest, 372 pp.
- SZEMEREY, T.NÉ (1975): A Bükk-fennsík erdei almának faunisztikai vizsgálata. Diplomatervezés
- SZMORAD, F., TIMÁR, G. (szerk.) (1995): Növénytársulástani és ökológiai tanulmányok. Tilia Vol. 1. Erdészeti és Faipari Egyetem, Sopron
- TISCHLER, W. (1965): Agrarökologie.VEB. G. Fischer Verl. Jena.
- TÓTHMÉRÉSZ, B. (1996): NuCoSa: programcsomag botanikai, zoológiai és ökológiai vizsgálatokhoz. Scientia Kiadó, Budapest, 83 pp.
- TÓTHMÉRÉSZ, B. (1997): Diverzitási rendezések. Scientia Kiadó 98 pp.
- ULRICH B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. Mitt. Dtsch. Modenkundl. Gesellsch. **43**/I. 159-187.
- ULRICH B. (1986): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. Forstw. Cbl. **105**, 421-435.
- VAN STRAALLEN, N. M., KRAAK, M. H. S., DENNEMAN C. A. J. (1998): Soil microarthropods

as indicators of soil acidification and forest decline in the Veluwe area, the Netherlands. *Pedobiologia*, **32**.1-2.,47-55.

VAN STRAALLEN, N. M., VERHOEF, H. A. (1997): The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences. *Journal of Applied Ecology*. **34**, 1: 217-232.

WALLWORK, J.A. (1983): Oribatids in Forest Ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.* **28**: 109-130.

WOOLLEY, T. A. (1988): *Acarology*. John Wiley & Sons Inc., 1-483.

ZIMMER, M. & TOPP, W. (1999): Relationships between woodlice (Isopoda: Oniscidea) and microbial density and activity in the field. *Biol Fertil Soils* **30**: 117-