



DEBRECENI EGYETEM
AGRÁR- ÉS GAZDÁLKODÁSTUDOMÁNYOK CENTRUMA
MEZŐGAZDASÁG-, ÉLELMISZERTUDOMÁNYI ÉS
KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI KAR
AGROKÉMIAI ÉS TALAJTANI TANSZÉK

HANKÓCZY JENŐ
NÖVÉNYTERMESZTÉSI-, KERTÉSZETI- ÉS
ÉLELMISZERTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA

Doktori iskola vezető:

Dr. Győri Zoltán

MTA doktora

Témavezető:

Dr. habil. Kátai János

mezőgazdaság tudományok kandidátusa

KUKORICA KULTÚRÁBAN ALKALMAZOTT HERBICIDEK HATÁSA A
TALAJ MIKROBIOLÓGIAI AKTIVITÁSÁRA

Készítette:

Sándor Zsolt

DEBRECEN

2010

**KUKORICA KULTÚRÁBAN ALKALMAZOTT HERBICIDEK HATÁSA A TALAJ
MIKROBIOLÓGIAI AKTIVITÁSÁRA**

*Értekezés a doktori (Ph.D) fokozat megszerzése érdekében
a növénytermesztési és kertészeti tudományágban*

Írta: Sándor Zsolt okleveles agrármérnök

Készült a Debreceni Egyetem Hankózy Jenő Növénytermesztési-, Kertészeti- és
Élelmiszertudományi doktori iskolája
(Fenntartható növénytermesztés programja) keretében

Témavezető: Dr. Kátai János

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Pepó Péter
tagok: Dr. Füleky György
Zsuposné dr. Oláh Ágnes

A doktori szigorlat időpontja: 2008. július 08.

Az értekezés bírálói:

Dr. Lehoczky Éva MTA doktora
Dr. Biró Borbála MTA doktora

A bírálóbizottság:	Név	Tud. fokozat	Aláírás
elnök:	Dr.
titkár	Dr.
tagok	Dr.
	Dr.
	Dr.
	Dr.
	Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2010... ..

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és célkitűzés	5
2. Irodalmi áttekintés	7
2.1 Kukorica eredete, termesztése	7
2.2. Kukorica termesztésének jelentősége hazánkban	9
2.3. A kukorica gyomszabályozása	11
2.4 Peszticidek hatása a talajra	16
2.4.1 Vizsgálataink során felhasznált herbicidek hatóanyagainak hatása a talaj mikrobiális aktivitására	26
3. Anyag és módszer	41
3.1 Mikroorganizmusok herbicid érzékenységének in vitro vizsgálata	41
3.2 Mikroorganizmusok herbicid érzékenységének szabadföldi vizsgálata	43
3.3 Mikroorganizmusok herbicid érzékenységének tenyészedényes in vivo, mikrokozmosz vizsgálata	44
3. 4. A vizsgálatban használt növényvédő szerek bemutatása	46
3.5 A kísérleti talaj fontosabb paraméterei	47
3. 6. Talajmikrobiológiai paraméterek	49
3. 7. Alkalmazott statisztikai módszerek	53
4. A kísérleti eredmények értékelése.....	55
4.1 Herbicid érzékenység vizsgálat in vitro körülmények között	55
4.2 Herbicidek hatása a talaj mikroorganizmusok mennyiségi előfordulására és aktivitására kisparcellás kísérletekben	60
4.2.1 Herbicidek „tartam” hatásainak értékelése kisparcellás kísérletekben	104
4.2.2. Statisztikai összefüggések értékelése.....	106
4.2.3. Herbicid maradványok a talajban	108
4.3. Herbicidek hatása a talajmikrobiológiai paramétereire tenyészedényes kísérletben	109
4.3.1. Herbicidek hatásainak összegzése tenyészedényes kísérletben	115
5. Új és újszerű tudományos eredmények	116

6. Gyakorlatban hasznosítható eredmények.....	117
7. Összefoglalás.....	118
8. Summary	123
9. Publikációk az értekezés témakörében.....	129
9.1. Tudományos folyóiratcikkek.....	129
9.2. Tudományos konferencia kiadványban megjelent cikkek	129
9.3. Konferencia kiadványban megjelent absztrakt.....	130
9.4. Könyvrészlet.....	130
9.5. Nem a doktori értekezés témakörében megjelent publikációk.....	130
10. Irodalomjegyzék.....	132
10.1. Internetes hivatkozások:.....	148
Ábra és táblázat jegyzék.....	149
Köszönetnyilvánítás	151
MELLÉKLET	152

1. Bevezetés és célkitűzés

A kukorica ma a világ egyik legnagyobb területen termesztett gabonaféléje, az elmúlt tizenöt évben közel 70%-kal nőtt a világ kukoricatermelése. Vetésterülete meghaladja a 157 millió hektárt és több mint 823 millió tonna szemes kukoricát termelnek világszerte élelmiszer, takarmány és ipari célú felhasználásra (BOROS et al., 2008).

Hazánk az egyik legnagyobb kukorica vetésterülettel rendelkezik Európában, így az egy lakosra jutó kukoricatermelésben a világranglistán is előkelő helyet foglalunk el. Szántóföldi növények közül a kukorica a legnagyobb területet foglalja el hazánkban, több mint 1,2 millió hektáron termelték 2008-ban.

A kukorica növényvédelmében a kórokozók és a kártevők elleni védekezés mellett a gyomszabályozás a sikeres növényvédelem meghatározója. A vegyszeres gyomszabályozást leggyakrabban április-június hónapokban végzik, és a készítményeket úgy választják meg, hogy azok az adott talajon és az ott előforduló gyomok ellen a leghatékonyabbak legyenek (KÁDÁR et al., 1997; KÁDÁR, 2001).

Magyarország területének több mint 66 %-án mezőgazdasági, és mintegy 19 %-án erdészeti tevékenységet folytatnak. A kémiai növényvédő szerekre alapozott növényvédelem a mezőgazdaságban széleskörű. Hazánkban 292 különböző peszticid közül választhattak a felhasználók 1976-ban. Az 1990-es években az engedélyezett szerek száma megközelítette a 900-at, ebből 45% volt herbicid. Az engedélyezett növényvédőszer szerek száma 2008-ban 765-re csökkent, ebből gyomirtószer 41%, rovarirtószer 21%, gombaölőszer 37% (Internet 1, Internet 2.).

Az ENSZ Környezetvédelmi Világkonferenciáján a világ tíz szennyező ágense között szerepeltek a peszticidek, melyek intenzíven szennyezik a légkört, a felszíni és talajvizet, valamint a termőtalajokat (STEFANOVITS, 1977). A peszticidekre vonatkozó fontos előírás, – a hatékonyság és ökonómiai sajátosságok mellett – hogy alkalmazásuk folyamán minél kisebb mértékben veszélyeztessék a környezetet.

Ahhoz, hogy a növénytermesztésben megfelelő színvonalú terméseredményeket érjünk el, a herbicidek használata elengedhetetlen, ezért olyan gyomirtó szereket kellene felhasználni, amelyeknek ismerjük a gyomnövényekre és a talajban élő mikroszervezetekre kifejtett hatását is (GYŐRI, 1984). A talajban élő mikroorganizmusok nélkülözhetetlenek az élet

fennmaradása szempontjából, hiszen a talaj fontos „gén-megőrző” funkciót is ellát (VÁRALLYAY, 2002a). Ha a növényvédő szerek tartósan gátolnák, esetleg megszüntetnék ezen mikroorganizmusok élettevékenységét, akkor annak beláthatatlan következményei lennének. 2006 szeptemberében az Európai Bizottság javaslatot tett közzé a Talajvédelmi Direktívára, valamint közleményt jelentetett meg a Tematikus Talajvédelmi Stratégiáról, melyben hangsúlyozta a talaj biodiverzitás fenntartásának fontosságát (Internet 3).

A dolgozatunkban arra kerestük a választ, hogy a talajra kijuttatott gyomirtó szerek milyen hatással vannak a talajban élő, mikroorganizmusokra és a talajmikrobiológiai folyamatokra. Kukorica kultúrában vizsgáltuk az Acenit A 880 EC (hatóanyag: acetoklór), a Frontier 900 EC (ha.: dimetenamid), a Merlin 480 SC (ha.: izoxaflutol) és a Wing EC (ha.: dimetenamid + pendimetalin) szerek hatását a talaj mikrobiális aktivitására. Ezek a szerek szolgálnak az atrazin kiváltására, amelyek a fenntartható kukoricatermesztés elengedhetetlen feltételei.

Célkitűzéseimet az alábbiakban összegzem:

Tanulmányoztam, hogy hogyan hatnak *in vitro* kísérletek során a mikroszkopikus gombák növekedésére, valamint mészlepedékes csernozjom talajból kitenyészthető baktériumok mennyiségére az általunk kiválasztott és széleskörűen használt herbicidek és azok különböző dózisa.

Kisparcellás körülmények között (*in situ*) vizsgáltuk, hogyan hatnak az általunk vizsgált herbicidek a talajból kitenyészthető baktériumok és mikroszkopikus gombák számára, valamint a cellulóz és nitrifikáló baktériumok mennyiségére. Meghatároztuk továbbá, hogy gyomirtó szerek és dózisa miként befolyásolják a talaj légzését, mikrobiális biomassza szén és nitrogén tartalmát, valamint a nitrátfeltáródás mértékét.

In vivo – tenyészedényes kísérletben, - amely során optimális körülményeket (víz és tápanyagtartalom) biztosítottunk mind a teszt növénynek, mind a talaj mikroorganizmusainak-vizsgáltuk kisparcellás körülmények között néhány herbicid talaj mikrobiológiai hatását.

Az eredményeink alapján javaslatot teszünk olyan herbicidek alkalmazására, melyek kisebb mértékű hatást fejtenek ki a talaj mikrobiológiai folyamataira.

2. Irodalmi áttekintés

A kukorica a világ lakosságának élelmezésében betöltött alapvető szerepe és a termelésének gyors ütemű növekedése miatt a világ egyik legfontosabb kultúrnövénye lett. A világ kukoricatermelése 1990-ben 483 millió tonna volt, ami 2007-re 784,7 millió tonnára emelkedett. A termelés ma is öt kukorica „nagyhatalom” kezében van, az USA 40%-át, Kína 19%-át, Brazília 5%-át, Mexikó és Argentína a világtermelés 3-3%-át adja. Magyarország a világ termelés rangsorában a 13. az évenkénti termésátlag-növekedésében a 8. helyet foglalja el. Hazánk növénytermesztésére a gabonák termesztésének nagyobb aránya jellemző (50-70%), amelyen belül a kukorica 25-30%-ot foglal el. Magyarországon a kukorica a szántóföldi növények közül a legnagyobb területen termesztett növény. A kukorica termőterület nagyságával párhuzamosan nőtt a termésátlag, ami 2005-ben meghaladta a 7,5 tonnát (NAGY, 2007, 2009). A kukorica termőterülete 2007-ben lecsökkent 1,07 millió hektárra, termése pedig a 4,02 millió tonnát ért el az országban (MAJOR, 2008).

2.1 Kukorica eredete, termesztése

A kukorica Amerikából származó növény, de a származás pontos helye még vitatott. Valószínű Közép- és Dél-Amerika (Mexikó, Guatemala, Columbia és Peru hegyes vidékei) volt a kukorica géncentruma (GALINAT, 1979, GEISLER, 1980). A származási helyén kívül ismeretlen még a kukorica ősi alakja is, mivel vad alakját nem találták meg. A mai kukorica pedig vadon - emberi beavatkozás nélkül - nem képes fennmaradni.

A kukorica Amerika felfedezését követően került Európába, majd az egész Földön elterjedt. Portugál hajósok 1494-ben vitték be Olaszországba, ahonnan 1517-ben Egyiptomba, majd Törökországba került (GALINAT, 1979). Ma már az Antarktisz kivételével minden földrészen termesztik. A Kárpát-medencében először a XVI. században jelent meg. Az első hazai írásos emlék BEYTHE (1584) Istvántól származik, aki az etnobotanikai könyvében említi a kukoricát. Magyarországra Olaszországból vagy Dalmáciából hozták be, de megjelenhetett a törökök közvetítésével is. A kukorica hazai megjelenésekor alapvető emberi táplálékául szolgált. A kedvező éghajlati adottságok mellett elsősorban azon a területeken terjedt gyorsan, ahol a lakosság „kásafogyasztása” nagyarányú volt (MARTON, 2008.).

A kukorica *Zea mays* L./ a pázsitfűfélék *Poaceae*/ családjába, a kukorica *Zea*/ nemzetségbe tartozik. A nemzetségnek csak egyetlen faja van, a kukorica.

A kukoricának a szemtermés és egyéb jellegzetességek alapján több változata van. A termesztésben a változatok közül csak néhánynak van nagyobb jelentősége (lófogú kukorica, simaszemű kukorica, csemegekukorica, pattogatni való kukorica).

A kukorica egynyári, lágyszárú, melegigényes növény, amelynek csírázásához minimum 8-12°C-ra, de a gyors, egyenletes keléshez nagyobb melegre /12-14 °C/ van szüksége.

Hazánk éghajlata az egész ország területén - az Északi-középhegység és a Bakony kivételével - alkalmas a kukorica termesztésére. Biztonságosan nagy terméseket csak az ország déli részén érnek el, ahol a nyári átlaghőmérséklet 21-26 °C között van. Ezért a fő kukoricatermő terület az ország termőterületének csak 60%-át teszi ki.

A kukorica a talajjal szemben igényes, ezért a két legnagyobb területen termesztett növény közül (őszi búza, kukorica) általában a kukoricát termesztik a kedvezőbb adottságú talajokon. Jó terméseredményeket lehet elérni csernozjom talajokon, csernozjom réti, illetve barna erdőtalajokon. Az elmúlt néhány évben a jobb talajadottságokkal rendelkező megyékben, mint pl. Fejér, Tolna, Baranya valamint Hajdú-Bihar megyék, az országos átlagnál magasabb termést értek el mind aszályos, mind jó csapadék-ellátottságú évben (EL-HALLOF 2006). A kukorica nem igényes az előveteményekre. Ezért a növényi sorrendbe jól beilleszthető; még önmaga után - monokultúrában - is termeszthető. A kukorica jól terem a termékenységet növelő pillangós takarmánynövények után, de más növények után is vethető. Ha monokultúrában termesztjük a kukoricát, biztosítani kell a következő feltételeket: évenkénti tápanyag visszapótlás, betegségekkel és kártevőkkel szemben rezisztens fajták termesztése, - eltérő tenyésztési hibridek rotációja - és a gyommentesség érdekében gyomirtószer rotáció. A monokultúrán lényegében részleges monokultúrát kell értenünk, ahol néhány éves /3-4 év/ kukoricatermesztés után más növény következik a kukorica után. A kukorica monokultúrából való kiváltására a silókukorica alkalmasabb, mint a szemes kukorica, mert jobb az elővetemény értéke (NAGY – SÁRVÁRI, 2005).

A termesztett fajta értékét az határozza meg, hogy milyen az agroökológiai és termesztéstechnológiai alkalmazkodóképessége, a termésbiztonsága, és más gazdasági tulajdonsága (JOLÁNKAI et al., 1999). A rendelkezésre álló biológiai alapok rendkívül kedvezőek, korszerű genetikai háttérrel rendelkeznek, és a céltudatos nemesítő munka eredményeként folyamatosan javul a termőképességük, a vízleadó képességük, a víz- és tápanyag-hasznosító képességük (SÁRVÁRI-EL HALLOF, 2005).

A kukorica tápanyagigényes növény; nagy és biztos termések elérésére csak tápanyagokkal harmonikusan ellátott talajokon képes. Ezért a szemes kukorica és a silókukorica tápanyagszükségletének kielégítése csak trágyázással valósítható meg. Természetesen az

optimális műtrágyaadag nagyon sok tényezőtől függ, többek között a klimatikus, edafikus adottságoktól, a kukorica hibridek intenzitásától, az agrotechnika színvonalától, a víz- és a tápanyagellátás mértéke mellett a növényvédelem hatékonyságától (GYŐRI et al., 1990). KOVACEVIC (2004) szerint a kukorica tenyészideje alatt a talaj tápanyag-ellátottsága, a csapadék mennyisége és eloszlása szignifikánsan befolyásolja a kukorica termését. Optimális mennyiségű tápanyag jelenléte a talajban viszont nem biztosítja a nagy termés elérésének, mivel erős vízhiány esetén a növény a tápanyagokat nem képes hasznosítani (DEBRECZENI-DEBRECZENINÉ, 1983), és a műtrágyák érvényesülése is elmarad (HUZSVAI, 2005). NAGY (1996) mészlepedékes csernozjom talajon vizsgálta a műtrágyázás hatását a kukorica terméseredményeire 1989-94 között. A kontroll parcellák mellett N 120, P 90, K 106 kg/ha és ennek kétszeres dózist alkalmazták. Az átlagtermés műtrágyázás nélkül 5,81-6,88 t/ha között alakult, az alacsonyabb műtrágyaadagnál 9,15-10,27 t/ha volt, a nagyobb adagnál, pedig 9,22-10,01 t/ha.

A magyarországi kukoricatermesztés termésbiztonságának megteremtéséhez SÁRVÁRI (2005) feltétlen szükségesnek tartja az ökológiai viszonyoknak megfelelő hibridválasztást, a hibridspecifikus technológiához igazítva megfelelő vetésváltás biztosítását, harmonikus tápanyag visszapótlást, a vetésidő racionalizálását és az ökológiai, biológiai és agrotechnikai tényezőkkel összhangban az optimális tőszám megválasztását. BOCZ (1976) is a növényi, az éghajlati és a talajtani tényezők közötti szoros kapcsolat fontosságát hangsúlyozta.

2.2. Kukorica termesztésének jelentősége hazánkban

BALÁS (1876) szerint „a tengeri, kukoricza, málé vagy törökbúza” hazánk egyik legnagyobb fontosságú növényének mondható és kitűnő tulajdonságait alig lehet eléggé dicsérni. E növény országunk, igazi kincsét képezi, melynek az emberek és állatok egyaránt jó fenntartásukat köszönik. BALÁS adatai szerint 1870-ben Magyarországon a bevetett terület 17,65 %-a (2,067.726 kat.hold), Erdélyben pedig 33,64 %-a (515.369 kat.hold) tengeri volt. A XX. század elején WESTSIK (1928) a tengeri szemtermését lemorzsoltnan közepes eredmény esetén 12-15 „métermázsában” határozta meg holdanként. Ezen aluli terméseket gyengének, a jelzett értéken felüli hozamokat jónak tartja.

BITTERA (1930) ismerteti a különböző termesztési módszereket (Hermann-féle művelési mód, Baross kukoricatermesztési módszere, az amerikai kukoricatermesztő mód). A kukorica 1939-ben a búza után a legnagyobb területet foglalja el (2,338.262 kat.hold), ami az ország vetésterületének 20 %-a (GRÁBNER, 1956).

Az 1960-as évek elején, a hibridkukorica termesztés bevezetése és az agrotechnika javulása következtében nőtt a termésátlag, nem ritkaság a 30 q/kh szemes kukorica betakarítása (LÁNG, 1965). Magyarországon a kukorica termesztésének jelentősége az állatállomány létszámának csökkenésével sem csökkent. Az emberi táplálkozásban és az állatok takarmányozásában energiaforrásként van szerepe. (BOCZ, 1992).

A gabonafélék közül a búza és a kukorica termése a korábbi periódushoz viszonyítva több mint két és félszeresére emelkedett. Sikerült ezáltal egy olyan fejlődési ütemet elérni, amely világviszonylatban is az elsők közé tartozott (BOCZ – NAGY, 2003). Az utóbbi két évtized termésátlagának és vetésterület nagyságának alakulását az 1. táblázatban mutatjuk be a KSH. adatai alapján.

1. táblázat: A kukorica vetésterülete és termésátlagának alakulása 1990-2008. között (KSH adatok)

év	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
vetésterület ezer ha	1082	1106	1159	1121	1204	1033	1053	1059	1023	1115
termésátlag t/ha	3,99	6,70	3,65	3,50	3,85	4,43	5,61	6,40	5,95	6,38
év	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	
vetésterület ezer ha	1193	1258	1206	1145	1190	1198	1215	1079	1192	
termésátlag t/ha	4,15	6,22	5,05	3,95	7,00	7,56	6,82	3,73	7,47	

Napjainkban a hazai termésátlag 4-6 t/ha között változik és kb. 3-4 tonnával marad el az EU országainak kukorica termésátlagától (SÁRVÁRI, 2003).

A kukorica integrált gyomszabályozási rendszerében olyan vetésváltási rendszert kell alkalmazni, mely megakadályozza a nehezen és költségesen írtható gyomfajok elszaporodását, valamint a talajok herbicid terhelését minimalizálja (NAGY, 2007).

A hazai kukoricatermesztésben az utóbbi években jelentős mértékben megnövekedett a korai és normál posztkezelések jelentősége, amelyek esetében ismert a gyomosodás mértéke és a gyomösszetétel (PEPÓ, 2003).

2.3. A kukorica gyomszabályozása

HUNYADI (1974) szerint gyomnövénynek nevezünk minden olyan növényt, vagy növényi részt, amely ott fordul elő ahol nem kívánatos.

A Földön megközelítőleg 200.000 növényfaj él, és mintegy 6.700 gyomnövény gyakorol hatást a mezőgazdasági termelésre. Ebből 200 azon fajok száma, amelyek világviszonylatban gondot okoznak, és fontos gyomnövénynek tekinthetők (HOLM et al., 1977).

A kukorica termés kiesését jelentős mértékben a kórokozók, kártevők és a gyomnövények okozzák. A kukorica termesztéstechnológiájának egyik igen fontos eleme a gyomirtás. Vizsgálatok szerint a gyomirtás nélkül termesztett kukorica termésátlaga a kontrollhoz viszonyítva, csupán 23,5 %-ot ért el (REISINGER, 1995).

A gyomnövények kártételének közvetlen és közvetett hatását különböztetjük meg. Közvetlen hatás a termőhely elfoglalása, a talaj víz-és tápanyagkészletének felhasználása, a talajhőmérséklet csökkentése, a haszonnövények elnyomása, a kártevők és a kórokozók köztesgazdái a gyomnövények (UJVÁROSI, 1973). Közvetett hatásként a gyomnövények mérgezőek lehetnek, a termés mennyiségét és minőségét csökkentik, betakarítási nehézséget okozhatnak.

HORNYÁK (2009) véleménye szerint „a kukoricatermesztésben a legfontosabb szabály a korai gyomosodás kikapcsolása, mivel a fiatal gyomnövények tavasszal nagyobb termés kiesést okoznak, mint a nyárutói erősebb és látványosabb gyomosodás”. A hazai kukoricatermesztésben komoly kihívást jelentő gyomnövények:

- **Évelő egyszikűek:**
 - fenyércirok (*Sorghum halepense*),
 - tarackbúza (*Agropyron repens*),
 - csillagpázsit (*Cynodon dactylon*),
 - nád (*Phragmites communis*).
- **Magról kelő egyszikűek:**
 - közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli*),
 - muhar fajok (*Setaria* spp.),
 - köles fajok (*Panicum* spp.),
 - pirók ujjasmuhar (*Digitaria sanguinalis*).

- **Évelő kétszikű gyomnövények:**
 - mezei acat (*Cirsium arvense*),
 - apró szulák (*Convolvulus arvensis*),
 - hamvas szeder (*Rubus caesius*),
 - vidrakeserűfű (*Persicaria amphibia*),
 - sövényszulák (*Calystegia sepium*).
- **Magról kelő kétszikűek:**
 - parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*),
 - disznóparéj fajok (*Amaranthus spp.*),
 - libatop fajok (*Chenopodium spp.*),
 - varjúmák (*Hibiscus trionum*),
 - csattanó maszlag (*Datura stramonium*),
 - olasz szerbtövis (*Xanthium italicum*),
 - bojtorján szerbtövis (*Xanthium strumarium*),
 - selyemmályva (*Abutilon theophrasti*),
 - árva kelésű napraforgó (*Helianthus annuus*).

A legfontosabb kapcsolat a gyomnövény és a kukorica között a kompetíció (HUNYADI – ALMÁDI, 1981). A növények közötti versengést (kompetíció) legelőször CLEMENTS (1907) írta le. „A kompetíció tisztán fizikai folyamat. Két növény, bármilyen közel is legyen egymáshoz, mindaddig nem verseng egymással, amíg vízkészlet, a tápanyag, a fény és a hő mindkettő szükségletét meghaladja. Amikor a közvetlen ellátás egyetlen szükséges tényezőtől a növények együttes szükséglete alá csökken, megkezdődik a versengés”.

Hazánk biztonságos kukorica termését befolyásoló gyomosodás mértékének megállapítására számos vizsgálatot végeztek (UJVÁROSI, 1965; GYÖRFFY, 1976; AKÓCSI, 1976; CZIMBER et al., 1977). UBRIZSY (1953) szerint a szántóföldeken erős gyomosodás mellett több mint 270 millió gyomnövény fejlődhet ki, a gyommagvak magas csírázási erélye miatt 15-szöri megművelés után is 25000 gyomnövény kelhet ki négyzetméterenként. A kísérleti eredmények igazolják, hogy a kukorica kelése idején tapasztalt gyomosodás termés-csökkenést okoz. A fiatal 1-5 leveles növények kevésbé tudnak versenyezni a tápanyagért és vízért, mint az idősebb zárt állományban lévő kukorica (SZÉLL – MAJOR 1993; MAKHAJDA – SZÉLL 1998).

A kukoricában okozott gyomkártétel nagyságának meghatározása rendkívül bonyolult feladat, mivel a termőterületek változékonyak és a gyomflóra összetétele is. A gyomok táplálék konkurenciái a kukoricának. Vizsgálatok szerint a gyomirtás nélkül termesztett kukorica termésátlaga a kontrolléhoz képest a negyedét sem érte el, (REISINGER, 1995; LŐRINCZ et al., 1982) megállapították, hogy 1% gyomborítottság növekedés 73 kg-mal csökkenti a termésátlagot. BERZSENYI (1979) vizsgálatai szerint a kukorica herbicidek alkalmazása több évtized átlagában 18%-kal járult hozzá a termésnövekedéshez. GYÖRFFY (1976) szerint négyzetméterenként 1 dkg száraz gyom kb. 150 kg-mal csökkenti hektáronként a kukorica szemtermését.

Az erősen gyomosodásra hajlamos területeken a gyomnövények kompetíciója a kukorica tenyészidejének korábbi szakaszában jelentkezik, mint a mérsékelt gyomos táblákon. A gyomok által felhasznált tápanyagok mennyisége jelentős, egységnyi területre vetítve a kukorica által felvett mennyiség többszöröse is lehet (LEHOCZKY – REISINGER, 2002).

Magyarországon a négy Országos Gyomfelvételezés (I.: 1947-53., II.: 1969-71., III.: 1987-88., IV.: 1997.) adatai alapján elmondhatjuk, hogy növénytermesztésünk elsősorban problémájává vált a nagyfokú elgyomosodás. (TÓTH, 1999). A kukorica, mint legfontosabb kapás kultúránk gyomfaj-összetétele, és a gyomok egyed sűrűsége erőteljesen kihat az ország egész szántóterületének gyom-higiéniai viszonyaira (SZENTEY, 2001). A IV. Országos Gyomfelvételezés eredménye is tükrözi, hogy kukorica vetésterületeinken elsősorban egyszikű gyomfajok, valamint a herbicid rezisztenssé vált gyomfajok a dominánsak (REISINGER, 2000). Az V. Országos Gyomfelvételezés előzetes eredményei is bizonyítják, hogy számos faj egyre előkelőbb helyet foglal el a kukorica gyomnövényeinek fontossági sorrendjében (SZABÓ 2009). Az 2. táblázatból kitűnik, hogy utóbbi években látványosan terjed a fakó-, zöld-, piros ujjas-muhar és a varjúmák.

A gyomflóra változása szorosan összefügg az egyes időszakokban alkalmazott herbicidek hatóanyag típusával. Előtörnek az egyéves egyszikű gyomnövények a kakaslábfű és a fakómuhar (PRÁGAY – BALOGH; 1978, BERZSENYI 1979).

**2. táblázat: A kukorica gyomnövényei fontossági sorrendben
(Szabó 2009) nyomán**

Gyomfaj	Életforma	I. Országos Gyomfélételezés	II. Országos Gyomfélételezés	III. Országos Gyomfélételezés	IV. Országos Gyomfélételezés	* V. Országos Gyomfélételezés
Kakaslábfű (<i>Echinochloa crus-galli</i>)	T ₄	2	1	1	1	1
Parlagfű (<i>Ambrosia artemisiifolia</i>)	T ₄	15	10	4	3	2
Fehér libatop (<i>Chenopodium album</i>)	T ₄	4	2	3	4	3
Szőrös disznóparéj (<i>Amaranthus retroflexus</i>)	T ₄	11	3	2	2	4
Fakó muhar (<i>Setaria glauca</i>)	T ₄	7	6	7	16	5
Mezei aszat (<i>Cirsium arvense</i>)	G ₃	5	7	9	5	6
Apró szulák (<i>Convolvulus arvensis</i>)	G ₃	1	4	5	6	7
Varjúmák (<i>Hibiscus trionum</i>)	T ₄	10	11	11	15	8
Karcsú disznóparéj (<i>Amaranthus chlorostachys</i>)	T ₄	117	24	10	8	9
Csattanó maszslag (<i>Datura stramonium</i>)	T ₄	76	27	13	7	10
Fenyércirok (<i>Sorghum halepense</i>)	G ₁	X	80	19	10	11
Bojtorján szerbtövis (<i>Xanthium strumarium</i>)	T ₄	49	69	20	14	12
Közönséges tarackbúza (<i>Agropyron repens</i>)	G ₁	12	9	12	9	13
Pirók ujjasmuhar (<i>Digitaria sanguinalis</i>)	T ₄	14	19	13	X	14
Selyemmályva (<i>Abutilon theophrasti</i>)	T ₄	220	X	43	18	15
Zöld muhar (<i>Setaria viridis</i>)	T ₄	5	10	X	X	16
Olasz szerbtövis (<i>Xanthium italicum</i>)	T ₄	X	131	34	20	17
Napraforgó árvakelés (<i>Helianthus annuus</i>)	T ₄	X	93	21	17	18
Termesztett köles (<i>Panicum miliaceum</i>)	T ₄	23	230	17	12	19
Csillagpázsit (<i>Cynodon dactylon</i>)	G ₁	9	X	X	X	20

Megjegyzés: X: az első 20 gyomnövény között nem szerepel

* 2007 évi előzetes adatok alapján

VARGA et al. (2008a) véleménye szerint a kukorica gyomszabályozását fokozottan hangsúlyozni kell a jelentős vetésterülete által képviselt hatalmas gazdasági értéke miatt. A kukorica gyomirtása stratégiai fontosságú, mert más kultúrában jelentősebb gondot okozó, nehezebben, kevésbé szelektíven vagy drágábban írtható toleráns és rezisztens gyomfajok elleni általános védekezésre is lehetőséget nyújt.

Hazánkban a nagyüzemi gyomirtás 1956-ban kezdődött meg a 2,4D kukorica kultúrában történő alkalmazásával (UJVÁROSI, 1973). A kukorica szempontjából mérföldkőnek számít a klóraminotriazin hatóanyagcsoport felfedezése 1955-ben (UBRIZSI – GIMESI, 1969), amit a karbamid hatóanyagcsoport felfedezése követett (HANCE – HOLLY, 1990). A következő nagy korszak az 1980-as évekre tehető, amikor felfedezték a szulfonilkarbamid hatóanyagcsoportot. E csoport képviselőit „grammos” szereknek is nevezik.

A felhasznált herbicidek mennyisége jelentősen csökkent az 1990-es évek elejétől kezdődően, de az integrált növénytermesztés elengedhetetlen kelleke ma is a herbicid (LEHOCZKY, 1999; NAGY – LEHOCZKY, 2002).

A kukorica növényvédelmében a peszticidek használatának jelentős korlátozását ma mindenütt a legfontosabb kérdésnek tekintik (KIRÁLY, 2005). A kukorica gyomirtását komplex módon – integráltan – kell elvégezni az eredményes védekezés érdekében. A rendelkezésre álló vegyszeres gyomirtási technológiák a nehezen írtható gyomfajok ellen is védekezési lehetőséget nyújtanak (VARGA et al., 2008b).

A kukorica gyommentesen tartásának szükséges időpontjáról megoszlanak a vélemények. BENÉCSNÉ et al., (2004) szerint „biológiai okok is indokolják, hogy a kukoricát minél hamarabb, lehetőleg már a kelést követően azonnal mentesítsük a gyomnövények okozta negatív hatásoktól”.

A kukorica gyomirtásában engedélyezett herbicideket az 1. mellékletben soroljuk fel SZABÓ (2009) és VARGA et al., (2008a) nyomán, valamint a 2. mellékletben bemutatjuk a kiemelt fontosságú gyomok elleni eredményes védekezésre szolgáló készítményeket és hatóanyagokat.

A kukorica vegyszeres gyomirtásának lehetőségei (VARGA, 2002):

- PP (preplanting) vetés előtti permetezés, bedolgozás nélkül,
- Pre (preemergens) vetés után – kelés előtti permetezés,
- Poszt (posztemergens) a kukorica állománykezelése permetezéssel:
 - korai posztemergens – a kukorica szögcsíra-2 leveles; a gyomnövények szik-2-3- leveles fenológiai állapotában,

- posztemergens – a kukorica 3-5 leveles, a magról kelő egyszikűek 3-5 leveles, a magról kelő kétszikű gyomnövények 2-4 leveles fenológiai állapotában,
- késői posztemergens – a kukorica 5-7 leveles, a magról kelő egyszikűek gyökérváltásakor; a magról kelő kétszikűek 4-6 leveles, illetve az évelő gyomnövények 10-20 cm-es fenológiai állapotában,
- Pre/poszt – vetés utáni permetezés ülepedett magágyba vetett kukoricában,
- Levél alá permetezés – irányított permetezés a késői gyomosodás megakadályozása érdekében.

Az integrált gyomszabályozás magában foglal többféle módszer (mechanikai, biológiai, kémiai) kombinációját, ökológiai, ökonómiai és technikai követelmények figyelembevételével. Optimalizálja a termesztést, minimalizálja a gyomnövények káros hatását és figyelembe veszi a környezet megóvását (BERZSENYI, 2000).

2.4 Peszticidek hatása a talajra

A 70-es és 80-as években Magyarország élenjárt a fejlett világban használt, korszerűnek számító mezőgazdasági módszerek átvételében. Ennek része volt, hogy fokozatosan növelve, 1989-re elérte hatóanyagban számolva a hektáronkénti 7 kg peszticid felhasználást. A rendszerváltozást követően, 1995-re ez 1,4 kg/ha-ra csökkent. Ezt követően évekig a peszticid használat ezen a szinten stagnált, majd lassan újra emelkedni kezdett, de 2002-re sem érte még el az 1,6 kg/ha felhasználást. Ez a csökkenés nyilvánvalóan részben a gazdaságok pénzügyi nehézségének köszönhető, s nem a környezettudatos szemlélet fokozódásának. A csökkenés ráadásul nem arányosan ment végbe. A növényvédő szerekkel kezelt terület nagysága drasztikusan csökkent. Ez azt jelenti, hogy azok a főleg nagygazdaságok, amelyek gazdaságilag megengedhették, továbbra is sok peszticidet használtak, megközelítőleg annyit, mint a 80-as években. Ha a felhasznált nagyobb mennyiségű és sokféle peszticidet a ténylegesen kezelt mezőgazdasági területre vetítjük, akkor 5 kilogrammnál nagyobb értéket kapunk. A többi gazdaság viszont gyakorlatilag egyáltalán nem használt növényvédő szert. A fogyasztók szempontjából ez egyáltalán nem megnyugtató, hiszen egyrészt a sok peszticidet használó gazdaságok elsősorban eladásra termelnek, másrészt a fogyasztók nem tudhatják, hogy az általuk vásárolt terméket sok peszticid felhasználásával termelték-e, vagy nem (LÁSZLÓ, 2004).

A herbicidek napjainkban vezető helyet foglalnak el a gyomszabályozás rendszerében. 2002-ben a világon 26,5 milliárd US \$ értékű növényvédőszerrel használtak fel, amelynek 47 %-a gyomirtószer volt (HALL, 2004).

Az Európai Unió növényvédőszer-felhasználásának statisztikai adatai szerint 1997 és 2004 között folyamatosan emelkedett a növényvédő szerekkel többszörösen, illetve határérték felett szennyezett élelmiszerek aránya. Az EU15 országokban felhasznált növényvédő szerek mennyisége 1992 és 2003 között annak ellenére sem csökkent, hogy jellemzően az újabb hatóanyagok egyre kisebb mennyiségének alkalmazásával is el lehet érni a kívánt hatást (PÁL 2008).

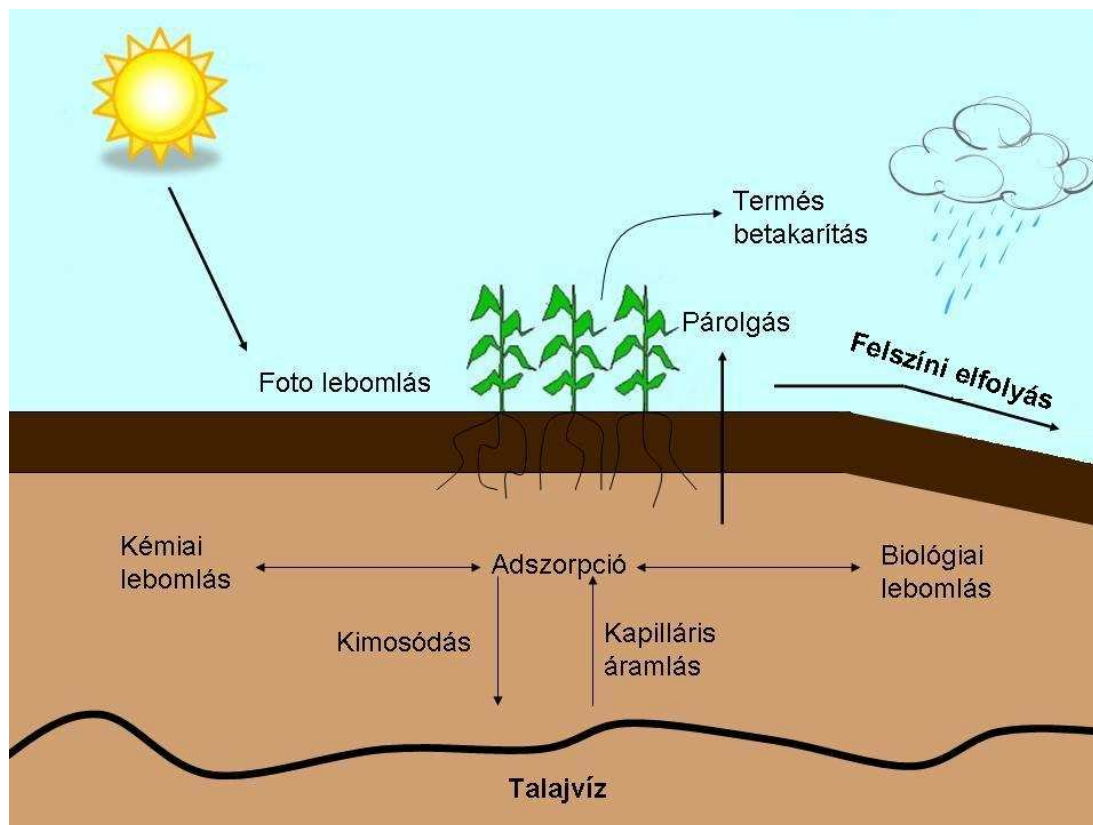
Az EU-csatlakozásunk azt eredményezte, hogy több olyan gyomirtó szer kivonásra került, amelyet a kukorica kultúrában hosszú éveken át sikerrel használtak! Ezen készítmények nagy hatékonysággal rendelkeztek, a kijuttatási időre nem voltak érzékenyek, így nagyobb odafigyelés nélkül, könnyen és eredményesen használták azokat. 2009-ben a kukoricában közel százhusz készítmény van engedélyezve. Ezen gyomirtó szerek azonban már megkövetelik, hogy a termelő a választásnál tisztában legyen azzal, hogy mely gyomnövények ellen kell majd védekezni. Továbbá a technológiai fegyelmet, a precíz kijuttatás-technológiát minden esetben be kell tartani a tökéletes gyomirtó hatás érdekében (HORNYÁK, 2009).

HARTMANN (2008) véleménye szerint a gyomirtó szerekkel szemben a következő követelményeket kell támasztanunk: egy tenyészidőre kiterjedő hatás, jó szelektivitás, jó fotostabilitás, hosszú aktivitás, széles hatásspektrum. A posztemergens készítményekre vonatkozóan az előzőeken kívül a nehezen írható gyomfajok elleni hatékonyság, jó esőállóság, talajhatás és a kedvező környezetvédelmi paraméterek.

A peszticid felhasználás csökkenéséhez az is hozzájárult, hogy kisebb mennyiségű, de nagyobb hatékonyságú szereket alkalmaznak.

A peszticidek és az egyéb szerves mikroszennyezők a talajoldatban kationok, anionok vagy poláris és nem poláris molekulák formájában lehetnek jelen. A talajra kerülő herbicid átalakulását, mozgását, inaktiválódását számos tényező befolyásolja. A talajba jutott szer további sorsát döntően két egymással ellentétes folyamat határozza meg: az adszorpció és a deszorpció. Ez még kiegészül további lehetőségekkel, ezek a biológiai és kémiai úton lejátszódó átalakulás, illetve lebomlás (ARNOLD – BRIGGS, 1990).

A peszticidek alkalmazásuk során kapcsolatba kerülnek a talajjal. A talajra kiszórt növényvédőszer azonnal míg a növényekre permetezettek csak az időjárástól függően rövidebb vagy hosszabb idő elteltével kerülnek a talajra. A talajban a növényvédőszer különböző folyamatok részesei lehetnek (1. ábra), amelyek sem helyileg, sem időben nem különíthetők el egymástól, ezért egymásra is kölcsönhatást gyakorolnak (LENGYEL, 2002).



1. ábra: Peszticidek sorsa a talajban WEBER (1972) nyomán

A növényvédőszer talajrészecskékhez történő kötődése az egyik legfontosabb folyamat az ökotoxikológiai értékelésük során. A megkötődést a peszticid mozgékonyságának, kimoshatóságának, biológiai hozzáférhetőségének drasztikus megváltozása kíséri. A biológiai hozzáférhetőségbe tartoznak a biodegradációs folyamatok és a növények, illetve a talajfauna általi felvehetőség megváltozása is (HARVEY, 1978).

A talajba került szennyező vegyi anyagok egy része fizikai, kémiai vagy biológiai hatásra elbomlik, ártalmatlan végtermékek pl. széndioxid és víz keletkezése közben. Egyensúly alakulhat ki, ha a talajba került és talajban elbomlott kemikáliák mennyisége azonos egy adott időegység során. Ha a szennyezőanyag perzisztens, vagyis ellenáll a bomlásnak, vagy a talaj

saját bontó aktivitása kisebb, mint a talajba került szennyező mennyisége, akkor a szennyezők felhalmozódnak, a talaj szennyezett lesz, melynek ártalmatlanításáról gondoskodnunk kell. A talaj állapota, aktivitása úgy jellemezhető talajlégzési teszttel a legegyszerűbben, hogy a talaj széndioxid termelését folyamatosan mérjük. A termelt széndioxid abszolút mennyisége is alkalmas a folyamatjellemzésre, de annak dinamikáját hatékonyabban követhetjük TORSTENSSON (1994) módszerével, melynek alapja a talajlégzés folyamatos mérésére. A széndioxid termelés alapján mért talajlégzés mind tiszta, mind szennyezett talajok esetében jellemzi a talaj állapotát.

A nedves talajban a növényvédőszeres különböző abiotikus és biotikus átalakulásokon mehetnek keresztül. Az abiotikus reakciók azon folyamatokat ölelik fel, amelyek nem enzimikusak, hanem reaktív kémiai ágensek mellett a talaj funkciós csoportjai váltják ki, vagy a talaj olyan élettelen alkotóelemei katalizálják, mint a fém-oxidok vagy a szerves és ásványi felületek. Ezzel ellentétben a biotikus reakciókat enzimek katalizálják. Mind a mai napig igen nehéz különbséget tenni abban, hogy a talajban lejátszódó kémiai reakciók biotikus vagy abiotikus folyamatok-e? Számos esetben előfordul, hogy egy reakciótermék részben enzimikus, részben abiotikus folyamatból származik. Az egyik mechanizmusból a másikba való átmenet nem éles és nem is jól definiált. Több próbálkozás történt már annak érdekében, hogy különbséget tegyenek a talaj kémiai és mikrobiológiai folyamatok között (ugyanazon folyamat tanulmányozása sterilizált és nem sterilizált talajon, vagy a kétféle folyamat eltérő aktiválási energiája alapján), de egyik kísérlet sem vezetett egyértelmű eredményre. A talajban lejátszódó biotikus reakciók közé tartoznak a talajban élő szervezetekben lejátszódó folyamatok, vagy az enzimek által katalizált reakciók, akár a sejtben, akár azon kívül játszódnak le. Amikor egy növényvédőszer-molekulát mikrobiális támadás éri, két lehetőséget kell figyelembe venni. Egyrészt a peszticidek olyan alacsony molekulatömegű szerves termékekké bomlanak, mint CO_2 , víz, klorid-ion, stb. (azaz mineralizálódnak), vagy alacsony molekulatömegű szerves fragmensekké, amelyek bekapcsolódnak a természetes szén körforgásába. Ez a bomlás a megfelelő mikroorganizmusok biomasszájának növekedésével jár, ami azt jelzi, hogy ezek a szervezetek mind energiát, mind szén nyernek a bioszintézisükhöz ezekből a reakciókból. A biotikus átalakulásnak egy másik típusa, amely a növényvédőszeres egy szűk csoportjára korlátozódik csupán, és a mikroorganizmusok kisebb csoportját érinti, amelyek képesek ezeken a növényvédőszereseken, mint egyetlen szénforráson élni. Ez a mechanizmus a kometabolizmus. Ezen folyamat során a mikroorganizmusok elvégzik ugyan a növényvédőszer kémiai átalakítását, de abból nem képesek energiát nyerni,

az energiát egy másik szubsztrátból nyerik, amelyet a xenobiotikumokkal lebontanak. A peszticidek biotikus átalakulásainak talajban előforduló termékei (metabolitjai) elsősorban a ko-metabolitikus folyamatokból származnak; lehetnek azonban egy mineralizációs folyamat intermedierei is (MANSOUR, 1993).

A talajok herbicid adszorpciójának mértékét a talajösszetétel (szervesanyag-és agyagásvány-tartalma és minőség), a talajtulajdonságok (pH, sótartalom, hőmérséklet) és a herbicidek kémiai szerkezete (vegyülettípus, funkciós csoport milyensége) együttesen határozzák meg (STEFANOVITS, 1977).

A napjainkban használt növényvédőszer általában szerves vegyületek, melyek vízzoldhatósága korlátozott, a talaj agyagásványain történő megkötődésüket „híg oldatból való adszorpció alapján” kell vizsgálni GREEN (1975) megállapítása alapján.

A növényvédőszer talaj – víz transzportját és a biológiai hozzáférhetőségét a talaj agyagásványainak adszorpciós tulajdonságai határozzák meg. Adszorpció nagyságával jellemezhető a talaj szennyezőanyagainak hidrogeokémiai transzport modellje (KLEIN et al., 1997).

A herbicidek transzformációja részben tisztán fiziko-kémiai tényezők hatására, de legtöbbször a biológiai aktivitásra vezethető vissza. Ez az átalakulás főleg a talajban megy végbe, ahová vagy közvetlenül, vagy a bomló növényi maradványokkal, azokba beépülve, közvetve kerülnek. Itt a peszticid molekulák a talaj kolloidális komplexumában adszorbeálódhatnak, vagy kimosódhatnak (SZABÓ, 1989).

Számos olyan mikroorganizmust ismerünk, amely aerob vagy anaerob úton képes a talajba juttatott herbicid-molekulák teljes vagy részleges lebontására, s ezzel inaktiválására. A folyamatban résztvevő élő szervezetek lehetnek az algák, a baktériumok és sugárgombák, gombák egyaránt (RACSKÓ – BUDAI, 2004).

A növényvédőszer-hatóanyagok mikrobiológiai degradációja a legtöbb esetben nem vezet egy-egy hatóanyag-molekula teljes lebomlásához, hanem annak csak bizonyos mértékű átalakítását jelenti, a biológiai hatás egyidejű megszűnésével, vagy egy új, az előbbtől eltérő biológiai hatással (VIRÁG, 1981). A herbicidhasználat a növénytermesztés elválaszthatatlan

részét képezi, ezért e szerek alkalmazásakor a gyommentesítés mellett számolni kell a talajéletre, az ún. „nem célzott” szervezetekre kifejtett hatásokkal is (KECSKÉS, 1976).

A herbicideket a talajéletre gyakorolt hatása alapján négy csoportba soroljuk (MÜLLER, 1991):

- serkentő hatásúak
- semleges hatásúak (nem, vagy alig gyakorol észrevehető hatást)
- gátló hatásúak
- a hatás nem egyértelmű.

Talajbiológiai szempontból nem kívánatosak sem a tartósan serkentő, sem pedig a gátló hatást kiváltó növényvédő szerek, ugyanis mindkét csoport befolyást gyakorol a mikrobiális életközösségek mennyiségi és minőségi összetételére, megváltoztatja a fennálló biológiai egyensúlyt a talajmikrobák és a magasabb rendű növények között. Olyan növényvédő szereket célszerű használni, amelyeknek minimális a másodlagos hatása.

A herbicidek másodlagos hatását több tényező befolyásolja:

- a herbicid fajtája és dózisa,
- a kísérleti körülmény (laboratóriumi, szántóföldi)
- az ökológiai tényezők (STERZELEC et al., 1985).

Különböző környezeti körülmények között ugyanazon szerrel nem mindig azonos tendenciát határoztak meg (KECSKÉS, 1985).

A talaj-környezet kölcsönhatás ténylegesen kétoldalú, a talaj egyrészt „elszenved” a környezet gyakran káros, stressz hatásait, másrészt, elsősorban ésszerűtlen használata esetén okoz(hat) is ilyeneket, fenyegetést jelentve környezetünk többi elemeire, azaz a felszíni és felszín alatti vízkészletekre, a felszín közeli légkörre, az élővilágra, a tájra is. Mindez egy sok szempontú, az eddiginél sokkal differenciáltabb, sokszínűbb és árnyaltabb – a környezetvédelmi szempontokat is maximálisan érvényesítő, figyelembe vevő – EU-konform talajértékelést és talajhasználati szemléletet tesz szükségessé (VÁRALLYAY-LÁNG, 2000; VÁRALLYAY-NÉMETH, 1996). Jelenleg a mezőgazdasági kemikáliák közül újabb gyomirtó szerek kerülnek forgalomba, amelyek szelektivitása kifejezettebb és alkalmazási koncentrációjuk kisebb lehet a korábbiakhoz viszonyítva (INUI et al., 2001).

SZILI-KOVÁCS - TAKÁCS (2008) javasolta, hogy a talaj élővilágát ért károsodások monitorozására a biológiai indikáció lehet a megfelelő módszer. A talajökológiai indikációs eljárások az élőhelyeken fellépő, degradációs folyamatok hatásait teszik mérhetővé. Azt jelzik, hogy az adott élőhely talajaiban az életközösségek ökológiai állapotjelzői, adott környezeti terhelés mellett (peszticid szennyezés) mennyire különböznek a kevésbé terhelte területek életközösségétől (DOBOS-SZALKAI, 2004).

A talajmikroba populációk mennyiségében és arányaiban bekövetkező változások mögött leginkább a faji összetétel átalakulása húzódik meg. Így az alkalmazott szerrel szemben érzékenyebb fajok egyedszáma minimálisra csökkenhet, esetleg el is tűnhet, míg az adott peszticiddel szemben rezisztens fajok felszaporodnak (KAPUR et al., 1981).

A herbicidek talajba kerülése után az arra érzékeny szervezetek elpusztulnak és könnyen bontható maradványaikat a túlélők hasznosítják (CERVELLI et al., 1978). Egyes mikroorganizmusok képesek közvetlenül hasznosítani a peszticideket növekedésükhöz. Ezen kívül azon szervezetek is mennyiségi növekedést mutatnak, amelyek a peszticid-degradálók anyagcseretermékeit és a már lebontott szermaradványokat is fogyasztják.

Mivel a talaj termékenységéért nagyrészt a talajban élő mikroorganizmusok felelősek, a herbicidek hatására a populációk egyensúlyában bekövetkezett változások fontos ökológiai következménnyel járhatnak. A herbicidek általában a talaj funkcionalitása szempontjából fontos *Rhizobium* fajokat, a nitrifikáló baktériumokat, az *Actinomycetes* fajokat, illetve a szerves anyagok degradációjában résztvevő szervezeteket érintik a legjobban. A herbicidek ismételt kijuttatása a talajmikrofauna megváltozását is okozhatja, mivel megnő a mikroorganizmusok lebontó képessége. Ez az adaptáció a mikroorganizmusok nagyobb számával, illetve az enzim indukciójával lehet összefüggésben (HUNYADI et al., 2000).

Környezetvédelmi szempontból a peszticidek lehetnek perzisztensek vagy nem perzisztensek. Azok a növényvédőszer nem tekinthetők perzisztensnek, amelyek a kívánt hatás kifejtésével egy időben vagy azt követően rövid idő alatt lebomlanak. A gyakorlatban és a növényvédelmi szakirodalomban általában azokat a növényvédőszer hatóanyagokat tekintik perzisztensnek, amelyek egy vegetációs időszak alatt nem bomlanak le teljesen, illetve ez idő alatt bioaktivitásuk nem csökken szubletáns szint alá (VIRÁG, 1981).

A herbicidek kémiai összetételének és hatásmechanizmusának különbözőségéből adódóan az összes herbicidre nézve érvényes talajbiológiai megállapításokat nem vonhatunk le (STEFANOVITS, 1977), ezért vizsgáltunk, több a kukoricában felhasznált herbicidet.

Egy felmérés során országszerte 90 mintavételi helyről hároméves futamidő alatt éves rendszerességgel, a mezőgazdasági növényvédő szerek kezeléseket megelőzően és azokat követően vettek mintákat. A felmérés eredménye azt mutatta, hogy a vízminták több mint fele (53%) egy vagy több növényvédőszer hatóanyagot tartalmazott. Előfordult olyan év is, amikor a vízminták túlnyomó részében, (90,7%-nan) találtak szermaradványt (LENGYEL, 2002).

A herbicid talajmikrobiológiai mellékhatásainak vizsgálata szükségszerű, mivel a talaj biocönózisa befolyásolja a talaj termékenységét. A herbicidek alkalmazása ökotoxikológiai kockázattal is járhat. Elméletileg a herbicidek másodlagos hatásai csaknem valamennyi talajmikroorganizmus mennyiségi előfordulására és faji összetételére, valamint az általuk kiváltott talajbiológiai folyamatok intenzitására is kihatnak.

Az irodalomból ismeretes, hogy a herbicidek egyrészt gátolhatnak bizonyos mikrobiális tevékenységeket a talajban, ugyanakkor másokat stimulálhatnak (MALKOMES, 1991).

A szerves eredetű növényvédőszer mikrobiális úton nem bonthatók le. Ezzel ellentétben gyakorlatilag minden szerves növényvédőszer a talajban teljes mértékben lebomlik vagy akkumulálódik, még ha eltérő gyorsasággal is. A lebontás mindenekelőtt mikrobiális és csak kis mértékben megy végbe tisztán kémiai úton. A lebontás mértéke és gyorsasága, valamint a lebontás köztes és végtermékeinek minősége és mennyisége leginkább a hatóanyag kémiai szerkezetétől, de a hőmérséklettől, a talajnedvességtől, a pH-tól, az adszorpciótól és a talaj mikrobiális aktivitásától is függ (GISI, 1997).

A talaj biológiai aktivitásának számos megközelítése ismeretes. KISS (1958) közvetlen és közvetett módszereket különített el. A közvetlen módszerek lényege a talaj összcsiraszámának, valamint a különböző fiziológiai csoportba tartozó mikroszervezetek mennyiségének meghatározása. A közvetett módszerek lényege, mikrobák tenyésztése

táptalajon és az általuk átalakított anyagok meghatározása, a talaj által termelt CO₂ mennyiségének meghatározása, egyes talaj enzimek aktivitásának vizsgálata.

A biológiai indikátorok mérésének egyik formája a C és N biológiai körforgalmában bekövetkezett változások mérése. A földi élet egyik alapvető folyamata a szén körforgalma, amelyben a szerves kötésben lévő szén szerveslenné és a szerveslenség forma szervesé történő átalakulása zajlik. A Földön évente $3 \cdot 10^{10}$ tonna szén kerül a szerveslenség CO₂-ból a szerves anyagba, amelynek megközelítően 30 %-a cellulóz. E szervesanyag-tömeg szén készletét a körforgalomba a cellulózbontó szervezetek vezetik vissza (NORKRANS, 1987 cit. HELMECZI, 2005).

Az aerob és anaerob szervezetek CO₂-ot termelnek a talajban zajló lebontó folyamatok során, melynek mennyisége a talaj pórussterében elérheti a 6%-ot. A XX. század elején, évente a Földön képződött szén-dioxid mennyiségének 90%-a a talajból származott. Ennek a 2/3-ad része mikrobiális eredetű volt (LUNDEGARDTH, 1927).

A szénkörforgalom két fontos vegyülete: a széndioxid és cellulóz, a közöttük lévő kapcsolat az, hogy a cellulózbontás során szén-dioxid képződik. Valószínűleg ennek köszönhető, hogy a talaj biológiai aktivitásának mérésére több kutató alkalmazta a talajban termelődött CO₂ mennyiségének (GAWRONSKA et. al., 1990), vagy éppen a cellulózbontó aktivitásnak a mérését (JAKAB, 1990). Mindkét folyamat intenzitása nagymértékben függ a mikroorganizmusok mennyiségétől és összetételétől (PÁNTOS-DERIMOVA, 1983).

A talajban végbemenő intenzív lebontó folyamatoknak köszönhetően, valamint a talaj és a légkör közötti viszonylag kis légszere miatt a talaj pórusaiban akár 300-szor nagyobb lehet a szén-dioxid koncentráció, mint a légkörben (GLINSKI – STEPNIIEWSKI, 1985; NOBEL – PALTA, 1989).

HELMECZI et al., (1988) 14 herbicid, illetve két szerkombináció hatását vizsgálták három mikroszkopikus talajgomba faj növekedésére. Azt tapasztalták, hogy a nagyobb dózisok gátlón hatottak a teszt-organizmusok növekedésére.

KALE – RAGHU (1989) kutatásai során szoros korrelációt tapasztaltak peszticiddel kezelt talajok esetében, annak respirációjának megváltozása és az összcsiraszám változás között, ezért a talaj légzést a mikrobiális aktivitást jellemző paraméternek tekintették. A fokozott mikrobiológiai aktivitás intenzív szerves anyag fogyasztással járt, a talaj levegőzöttsége, a

szén-dioxid emisszió és a humusztartalom között közvetlen kapcsolatot figyeltek meg (GYURICZA et al., 2002).

ANGERER et al., (2004) modellkísérletekben vizsgálták az új generációs herbicid készítmények mezőgazdaságban alkalmazott és annál nagyobb dózisok hatását a talajban élő néhány fontos, szelektív táplemezeken kitenyészthető mikrobacsoport mennyiségi változás alakulására. Az inkubáció során bizonyítást nyert, hogy a kitenyészthető mikrobacsoportok érzékenysége különböző az adott herbicid adagokkal szemben. BIRÓ et al., (2002) vizsgálataik alapján, a szabadon élő nitrogénkötő baktériumok képviselték a leginkább érzékeny mikrobacsoportot.

A *Cupriavidus necator* JMP134 törzsek rendelkeznek a pJP4 plazmival, ami lehetővé teszi a 2,4D herbicidek bontását (MANZANO et al., 2007).

A talaj mikrobiális vizsgálati módszereit BECK (1986) 3 csoportra osztotta:

- populációs vizsgálatok,
- aktivitásmérések, valamint
- biotermelés vizsgálatok.

A talajban lévő szerves anyagok meghatározó része a talajok mikrobiális biotermelése, mely a talaj fizikai és kémiai tulajdonságainak változására rövid idő alatt reagál (JENKINSON 1977). A talajban élő mikrobiális életközösség szabályzó szerepet tölt be a talaj szén- és a foszfor-körforgalmában is (SZILI-KOVÁCS et al., 1992).

A tápanyag utánpótlás raktárának, a talajszerkezet képzésének- és stabilizálásának faktoraként kiemelkedő szerepe van a talaj mikrobiális biotermelésének (ALEF, 1992).

A mikrobiális szén $0,1-1,0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ a mezőgazdasági talajokban és általában az összes szerves-szén 1-3%-át teszi ki. Ez a sejttömeg egy hektár talajban, annak felső 30 cm-es rétegben 100-600 kg nitrogént és 50-300 kg foszfort tartalmazhat. A mikroorganizmusok szaporodás-dinamikájától függ a tápanyagok mobilizációja és immobilizációja. A biotermelés növekedését és a tápanyagok megkötését a talajba bekerülő növényi maradványok és a gyökerek által kiválasztott anyagok segítik elő, a mikroorganizmusok pusztulását viszont ezen anyagok felszabadulása követi. Azzal magyarázható a mikrobiális biotermelés tápanyag-

szolgáltató képességében betöltött szerepe, hogy a mikroorganizmusokban a C:N arány jóval kisebb, mint a növényekben (MARTENS, 1995). Így az elpusztult mikroorganizmusok szerves anyagai viszonylag rövid idő alatt mobilizálódhatnak.

A talaj szervesanyag-tartalmának azon része a mikrobiális biomassza, amelyet az élő mikroorganizmusok (baktérium,- gomba,- élesztőgomba,- alga és protozoa fajokból) alkotják. Szerepe elsődleges fontosságú a növények tápanyagellátásában, emellett a talajban folyó változások indikátora is (BROOKES et al., 1985).

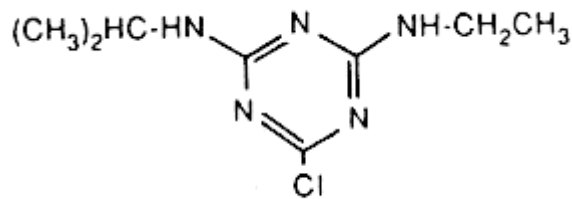
Két talajból izolált N-kötő baktérium a *Rhizobium japonicum* és az *Azotobacter vinelandii* herbicid érzékenységet vizsgáltak vékonyréteg kromatográfiás eljárással és élősejt számlálással, olyan körülmények között mikor az egyedüli C forrás a herbicid volt. 1000 ppm herbicid 4 napig stimulálta az *Azotobacter vinelandii* növekedését, majd toxikus tünetek jelentkeztek. A *Rhizobium japonicum* képes volt felhasználni a herbicidet, mert 10 nap alatt csökkent a szer koncentrációja (NELSON – HADRICK, 1976).

A biodiverzitás csökkenésének monitorozásához három fő indikátor használatát javasolja az ENVASSO (ENVironmental ASessment of Soil for mOnitoring). A földigilisza és a collembola (ugróvillások) egyedszámának a vizsgálatát, valamint a talaj-respirációs méréseket (MICHÉLI et al., 2008).

2.4.1 Vizsgálataink során felhasznált herbicidek hatóanyagainak hatása a talaj mikrobiális aktivitására

Az atrazin kémiai elnevezése: 2-klór-4-etil-amino-6-izopropil-amino-sz-triazin, melynek szerkezeti képletét a 2. ábrán mutatjuk be. Szobahőmérsékleten szilárd, fehér, kristályos anyag, olvadáspontja 176 °C. Vízen mérsékelt (25 °C-n 33 mg l⁻¹), szerves oldószerekben, pl. kloroformban, dietil-éterben, dimetil-szulfidban egyaránt jól oldódik.

A növények az atrazint mind levélzeten, mind gyökérezeten keresztül felveszik. A célnövényekben a víz fotolízisét, és ezen keresztül a fotoszintézist gátolja. A 70-es, 80-as évek óta egyre nagyobb számban jelennek meg az atrazinra rezisztens gyomnövények, hazánkban elsősorban a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus*) és a fehér libatop (*Chenopodium album*) ellenálló változata terjedt el. A rezisztencia kialakulásáért a receptor módosulása felelős.



2. ábra: Az atrazin szerkezeti képlete

Az atrazin emberre és emlősökre közvetlenül gyengén, ill. mérsékelten mérgező. Az atrazin szájon és bőrön át, ill. belélegzéssel kerülhet a szervezetbe. Az akut toxicitás tünetei gyomor-bél panaszok, szem, bőr és nyálkahártya irritáció. Állatkísérletben patkányoknál nagy dózisban izomgyengeséget, nehézlégzést, kihűlést, görcsös hányást, majd halált okozott. Az orális LD_{50%} érték patkánynál 3090, egérnél 1750, nyúlnál 750 mg kg⁻¹.

Az atrazin hatóanyagot évtizedek óta használják a kukorica gyomirtásában. A gyomirtás szempontjából számos kedvező tulajdonsággal rendelkezik pl. széles hatásspektrum, hosszú hatástartam, kitűnő szelektivitás a kukoricára és kis hatóanyagköltség. Az Egyesült Államokban 1987 és 89 között az atrazin volt a legnagyobb mennyiségben – évi 29 millió kg hatóanyag – felhasznált herbicid, az USA kukorica termésterületének 84 %-án alkalmazták (GIANESSI-PUFFER, 1991). Széleskörű és nagy dózisban való felhasználása következtében az atrazin hatóanyag Nyugat-Európában már elérte és szennyezi a talajvizet ezért használatát több országban betiltották.

Hazánkban 1972-ben szabályozták a kijuttatható mennyiséget kétévente 3 kg/ha-ban, ezt 1995-ben 1,4 kg/ha-ra csökkentették. Az Európai uniós szabályozás következtében 2007. június. 30. után az atrazint tartalmazó készítmények nem használhatók (NAGY, 2007).

1993-ban végzett felmérés szerint a felső talajrétegben a herbicidek közül az atrazin fordult elő a legtöbb esetben (KÁROLY et al., 1999). A csökkenő felhasználás miatt 1998-as adatok szerint felszín alatti vizeink 68%-ában nem detektálható atrazin, és csupán 1%-ában mutattak ki 2 µg * l⁻¹-nél nagyobb mennyiséget, ami a WHO által megadott maximális érték (RAKICS, 2000, KÁRPÁTI et al., 1998). Az EU ajánlása alapján az atrazin megengedhető mennyisége a többi peszticidhez hasonlóan maximum 0,1 µg * l⁻¹ talajvizekben.

WOLF et al., (1975) szerint az atrazin a talajban főleg biológiai úton degradálódik, miközben sokféle bomlástermék keletkezik. Az atrazin mikrobák segítségével történő N-dezalkilezése során DEA, DIA, DEDIA, vagy ezek keveréke keletkezhet (MOUGIN et al., 1994). A dezalkilezésben részt vesznek a *Pseudomonas*, *Nocardia* és *Rhodococcus* baktérium fajok valamint a mikroszkopikus gombák közül *Phanerochaete chrysosporium* és *Pleurotus pulmonarius* fajok (NAGY et al., 1995). Bár számos mikroorganizmus nem metabolizálja tovább a dezalkilezett bomlástermékeket, mégis előfordulhat további degradáció (MOUGIN et al., 1994). NAGY et al., (1995) szerint pl. *Nocardia* fajok képesek további dezaminálásra. COOK et al., (1981) beszámol olyan *Pseudomonas* fajokról, amelyek klórvesztés és részleges dezaminálás után képesek nitrogén forrásként használni az atrazin gyűrű nitrogénjét.

A növények hatására végbemenő biokémiai átalakítás és a konjugációs reakciók is fontos mechanizmust jelentenek az atrazin átalakulásában (LAMOUREUX et al., 1972).

Az atrazin talajban történő biológiai lebomlását számos tényező befolyásolja, legfontosabb ezek közül az atrazin lebontására képes mikroorganizmusok jelenléte és aktivitása (VIRÁG, 1981).

Az atrazin talaj mikrobiális életközösségére gyakorolt közvetlen toxikus hatása 70-75 mg * kg⁻¹ felett jelentkezett (ALEXANDER, 1977, KECSKÉS, 1977). Emellett azonban befolyásolja a rizoszféra mikrobiális közösségének összetételét, valamint a nitrogénfixáció folyamatát (KECSKÉS, 1973). Ez utóbbira több ponton fejt ki hatását, egyrészt megváltoztathatja a nitrogénkötő szervezetek növekedését és aktivitását, valamint a szimbionta kapcsolat létrejöttét (KECSKÉS, 1976; BAYOUMI, 1988, 1991)

VILAIN (1997) kísérleteiben bebizonyította, hogy az atrazin toxikusabb a nitrifikáló baktériumokkal szemben, mint a hasonló molekulaszervezetű simazin. Ez a két szer azonban egyes esetekben kifejezetten serkentőleg hatott a nitrifikációra.

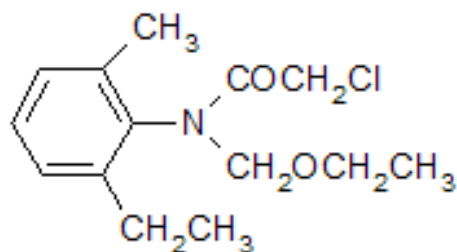
GRIMALOVSKIJ (1998) kutatási eredménye alapján megállapította, hogy az atrazin több éves monokultúras termesztés során nem befolyásolta a különböző fiziológiai csoportba tartozó mikroorganizmusokat, így a nitrifikációt sem.

TALEVA - SZTOIMENOVA (1980, 1984) napraforgó alatt vizsgálta az Afalonnak Alaklórral, Sonalennel és Duallal kijuttatott herbicid kombinációi hatását. Az ureáz és szacharáz enzimre hatástalannak bizonyultak. Viszont a nitrifikációt hatvan napig

csökkentették. Két éves szántóföldi kísérletben napraforgó alatt tanulmányozták a Dual és Afalon kombináció hatását – többek között – az ammonifikáló szervezetekre, az ammonifikáló és nitrifikáló aktivitásra. A kezdeti csökkenés után növekedett a mikrobák száma.

Az irodalmi adatok alapján megállapíthatjuk, hogy az atrazin a több évtizedes használata után kimutatható a talaj mélyebb rétegeiben és a talajvízben is, ez hozzájárult ahhoz, hogy az EU szabályozása révén 2007. június. 30. után már nem lehet használni. Az atrazin degradációjában részt vesznek baktériumok és mikroszkopikus gombák, de a rizoszféra mikrobiális biodiverzitását nagymértékben befolyásolja.

Az acetoklórt (3. ábra) kémiai elnevezése [2-klór-N-(etoximetil)-N-(2-etil-6-metilfenil)acetamid] molekulatömege $270 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$, szobahőmérsékleten bíbor színű olajos folyadék. Vízen ($223 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) és szerves oldószerekben egyaránt jól oldódik. Az ökotoxikológiai adatok alapján nagyon mérgező a vízi szervezetekre. Az acetoklór a talajban mikroorganizmusok segítségével bomlik: $\text{DT}_{50}=8-18$ nap.



3. ábra: Acetoklór szerkezeti képlete

A klór-acetanilid származékú herbicidek a fehérjeszintézishez szükséges transzkripcióval képződött három RNS működését gátolják. Az acetoklórt a csírázó növény hajtása abszorbeálja, de proteinszintézis gátlásával leáll a gyökernövekedés is (LOCH – NOSTICZIUS 1983, 2004).

Az acetoklór a világ sok helyén alkalmazott herbicid, melyet legnagyobb mennyiségben a kukorica kultúrában használnak fel. Az Egyesült Államok környezetvédelmi ügynöksége olyan herbicidnek nyilvánította, mely részben alkalmas más kukorica herbicidek helyettesítésére (US EPA, 1994). Az USA-ban 1994-ben vezetik be az acetoklór tartalmú herbicideket és még abban az évben elkezdték vizsgálni, hogy az acetoklór maradványok

milyen eséllyel kerülnek a felszíni és talajvizekbe. CAPEL et al., (1995) méréseinek alapján már év végén 10-250 µg/l koncentrációjú acetoklórt mértek a folyó- és esővízmintában.

Az Egyesült Államok középanyugati részén végzett vizsgálatok arra az eredményre vezettek, hogy a felszíni és esővizekben kimutatható az acetoklór, de a talajvízben nem. Ennek oka lehet, hogy a talajban gyorsan lebomlik és nem olyan mozgékony (KOPLIN et al., 1996).

Az acetoklórt 2000-óta alkalmazzák Európában. Az elmúlt néhány évben az acetoklór és metabolitjai megjelentek a felszíni és talaj vizekben egyaránt, valamint a talajban is. Az acetoklór és metabolitjai jelentős környezetszennyezők. Feltétlenül szükségessé vált olyan hatékony módszerek kidolgozása, amelyek alkalmazása során a szennyező anyagok kezelhetők és eltávolíthatók a talajból (SHA-YANG et al., 2004).

Az acetoklór méréseknél nem csak az alapvegyületeket mutatták ki a mintákból, hanem a bomlástermékeit is. Egyes kutatások bebizonyították, hogy az eredeti hatóanyagnál a bomlástermékek nagyobb mennyiségben mutathatók ki az álló vizekben (KALKHOFF et al., 1998).

1999-2001. közötti mérések alapján a Mississippi vízgyűjtő területén a minták 31%-ban tudták az acetoklórt kimutatni (REBICH et al., 2004).

Az acetoklór a kukorica termesztésében egyszikű gyomok szabályozására használt herbicid. A kukoricánövényt esetlegesen károsító hatása miatt igazán kockázatmentes használata csak antidotummal való együttes alkalmazása során lehetséges. A kémiai antidotumok olyan vegyületek, amelyek a nem kellően szelektív herbicid haszonnövényt károsító hatását a gyomirtó potenciál csökkentése nélkül csökkentik azáltal, hogy a kultúrnövényben, a herbicid metabolizmusában résztvevő enzimeket (glutation S-transzferáz (GST), citokróm P-450 monooxygenáz, stb.) indukálják (MATOLA, 2001).

Nagy agyagtartalmú talajból, három mélységből (0-30 cm, 100-130 cm, 270-300 cm) vett talajmintán vizsgálták az acetoklór lebomlását és megkötődését (TAYLOR et al., 2005). Sterilizált és nem sterilizált talajban is a felső és a középső szintekben gyorsabban csökkent a vízzeloldható acetoklór tartalom, mint az alsó szintekben. Ez elsősorban a talajrészecskék felületi megkötődése miatt következett be, de a biodegradáció és biotranszformáció is szerepet kapott.

A mintákból számos bomlási terméket mutattak ki, melyet mikrobiális tevékenység eredményezett, ami a sterilizált – nem sterilizált talajok összevetéséből derült ki. A lebomlás felezési ideje a következőképpen alakult: a nem sterilizált talajok esetében a felszíni 9,3-, középső 12,3-, alsó minták esetén 12,6 nap, míg a sterilizált talajoknál 20 és 24 nap között bomlott el az acetoklór 50 %-a.

DICTOR et al., (2008) vizsgálatai is azt bizonyították, hogy az acetoklór bomlásában a talajbiológiai folyamatok dominálnak.

A nagy mennyiségű acetoklór a talajban lecsökkentette a dehidrogenáz aktivitást. Ha a talajhoz szerves trágyát kevertek, akkor nőtt a dehidrogenáz aktivitása és ennek következtében nőtt az acetoklór lebomlása is. Viszont ha nátrium-tioszulfátot kevertek a szennyezett talajhoz, nem nőtt a dehidrogenáz aktivitás, de gyorsabb volt az acetoklór lebomlása. Szerves trágya hatására az acetoklór normál bomlásterméke az etanolszulfon sav keletkezett, míg a nátrium-tioszulfáttal kezelt talajokon klórmentes tioszulfonsav szabadult fel. Mindkét bomlástermék kevésbé mérgezőnek bizonyult, mint az acetoklór (CAI et al., 2007).

Az acetoklór, atrazin, carbendazin, diazinon, imidacloprid és isoprutoron megkötődését vizsgálták magyarországi barna erdőtalajon (Luvisol). A megkötődési izotermákat - mind a hat szer esetén - a Freundlich egyenlet nem lineáris változatával lehetett jellemezni. A talaj szerves szén koncentrációjával arányos az adszorpciós konstans, mely értéke a Freundlich egyenlet szerint az acetoklórnál 314 volt (NÉMTH-KONDA et al., 2002).

YE (2002) és munkatársai az acetoklór és a butaklór lebomlását vizsgálták a talajban 35 napos inkubáció során szerves anyag hozzáadása mellett. Az acetoklór 50%-a 4,6 nap alatt bomlott le, ha a herbicid mellé humuszsavat is kevertek a talajba, akkor a felezési idő 5,3 nap volt.

A szerves anyagok talajba juttatása stimulálja a mikroorganizmusokat és ezáltal felerősíti a kometabolizmuson keresztül a herbicidek (alaklór) bomlását (FELSOT – DZANTOR, 1992).

Az acetoklórnak kicsi az adszorpciós koefficiense ezért nagyon mobilis és veszélyes a vízi környezetre. Az acetoklór megkötődése két lépésből álló folyamat, amelyben a talaj szervesanyag tartalmának, különösen a humusz mennyiségének van nagy jelentősége. A

megkötődés első fázisában az agyag-szervesanyag frakció közötti kölcsönhatás játszik nagy szerepet, a második lépésnél az oldott anyag (acetoklór) és a már megkötött anyag közötti kölcsönhatás szabályozza az adszorpciót (LENGYEL – FÖLDÁNYI, 2003).

Az acetoklór jól kötődik a montmorillonit típusú agyagásványon és onnan csak kis mértékben mosódik ki (POLLUBESOVA et al., 2001).

JUN et. al., (2006) szennyezett talajból izolált egy speciálisan acetoklór bontó baktériumtörzset. Ez a *Pseudomonas olovorans* LCa-törzse, 7 nap alatt 7,6 mg/l acetoklór 98%-át elbontotta és 200 mg/l-es koncentrációt is elviselt.

Kínában sikerült izolálni négy mikrobaközösséget (A, D, E, és a J) amelyek képesek voltak az acetoklór bontására. $55 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{3 \cdot -1}$ acetoklór mennyiséget 4 nap alatt bontotta el a mikrobaközösség. A $80 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{3 \cdot -1}$ mennyiséget a D közösség 99%-ban elbontotta az A és E 84%-ban míg a J baktérium közösség pedig 88%-ban bontotta el 9 nap alatt. Csak a mikrobaközösségek voltak hatékonyak, ha bármely közösségből izoláltak egy-egy fajt, azok egyedül nem tudták hatékonyan bontani az acetoklórt (JUN et al., 2008).

Acenit és Dual gyomirtó szerek a tenyésztés alatt jelentős változást okoztak a talajban élő mikroorganizmusok mennyiségében és enzimaktivitásában mérszlepedékes csernozjom talajon végzett vizsgálatok alapján. Mindkét herbicid az alap és többszörös dózisban növelte a szacharáz enzim aktivitását (KÁTAI, 1998).

OLDAL et al., (2006) különböző herbicid maradványokat vizsgáltak téli időszakban, Magyarország speciális referencia pontjainak talaj és talajvíz mintáiban. A 24 talajminta közül kettőben találtak atrazint. Ugyanakkor a talajvíz mintában az atrazinon kívül – többek között – előfordult az acetoklór is, mivel az atrazint az acetoklór váltotta fel.

BOHUSS et al., (2005) vizsgálták az acetoklór és atrazin hatásait a Velencei tóban található biológiai hártya növekedésére. Azt tapasztalták, hogy mind a két szer hatására számottevően csökkent a biológiai hártya.

FERRI et al., (2006) vizsgálták az acetoklór adszorpcióját és kimosódását egy nem művelt és egy hagyományosan művelt területen. Kimutatták, hogy 15-20 cm mélyen volt a felhalmozódási maximum.

Természetes körülmények között vizsgálták LIPHADZI et al., (2005) a talaj mikrobiális közösségét és fonálféreg állományának változásait glifozát hatására hagyományos művelési területeken. A hagyományos kukorica kultúrában acetoklór és atrazin keverékét használták fel. Vizsgálták a talaj mikrobiális biomasza (SMB) tartalmát és a talaj szubsztrát indukált respirációját (SIR). Arra az eredményre jutottak, hogy a glifozátnak nem volt hatása az SMB és a SIR értékekre és a *nemathoda*-k populációjára a kontrollhoz képest.

Az *Eisenia fetida* szaporodását és növekedését a 20 mg * kg⁻¹ feletti dózisú acetoklór gátolta, az alap dózisban kijuttatott mennyiség 5-10 mg * kg⁻¹ nem okozott változást a gyűrűsférgek növekedésében és szaporodásában (XIAO et al., 2006).

KÁTAI et al., (2003) vizsgálatai szerint az acetoklór-atrazin tartalmú herbicid kombináció (Erunit A 530 FW) általában növelte a baktérium és a mikroszkopikus gombák számát, az enzimek aktivitását és a CO₂ produkciót. További vizsgálatok során azt tapasztalták (KÁTAI – SÁNDOR, 2006), hogy az Acetoklór tartalmú Acenit A 880 EC herbicid önmagában mind az összes csíraszámot, mind a mikroszkopikus gombák mennyiségét csökkentették.

DONKOVA – PETKOVA (2003) acetoklór hatóanyag tartalmú herbicidek viselkedését vizsgálták csernozjom, réti és erdőtalajban. A herbicideket 2 és 4 ppm-es dózisokban használták a kísérlet során. A talajból rendszeresen vett mintákat mikrobiológiai és kémiai vizsgálatoknak vetették alá. Az acetoklór negatív hatása a mikrobákra már egy alacsony koncentrációnál is érzékelhető volt. Az ammonifikáló baktériumok tűntek a legérzékenyebb szervezeteknek, míg az *Actinomycetes*ek legkevésbé reagáltak a változásokra.

NIKOLOVA – BAEVA (2004) kukorica kultúrában, acetoklór hatását vizsgálták a talaj biológiai aktivitására. Az alkalmazott dózisok: 0,56; 0,68 és 1,13 kg * ha⁻¹ voltak, melyek a javasolt kijuttatott mennyiségnek 20-50%-a. Az acetoklór kezelések már ezekben a koncentrációkban is csökkentették a talajban élő mikroorganizmusok számát.

ZHANG et al., (2004) kimutatták, hogy az acetoklór és metamidofosz kombinációja toxikus hatást fejtett ki a talaj baktérium populációjára, annak diverzitását jelentősen csökkentette, struktúráját megváltoztatta, egyes baktérium fajok teljes eltűnését eredményezte.

Az ökotoxikológiai vizsgálatok eredményei arra a megállapításra vezettek, hogy az acetoklór erős gátló hatást gyakorolt a talaj eredeti mikrobiális közösségére 41,1-125 mg * l⁻¹ dózisok között. A gátló hatás erősen növekedett 0-78,7 mg * l⁻¹ között majd folyamatosan, de lassan növekedett 125-500 mg * l⁻¹ koncentráció tartományban. Az IC₅₀ (az a hatóanyag mennyiség, ami 50%-ban gátolta a mikroorganizmusokat) értéke az acetoklórnak 58,3 mg * l⁻¹ volt. Viszont, ha az acetoklór 41,1 mg*l⁻¹-nél kisebb koncentrációban volt jelen akkor nőtt a mikrobák mennyisége. A legmagasabb sejtszámot 31,3 mg * l⁻¹ koncentrációnál mérték. ZHANG et al., (2003) szerint, ez azért lehetséges, mert bizonyos mikroorganizmusok nem csak elviselik, hanem fel is használják az alacsony koncentrációjú acetoklórt.

LI et al., (2005) acetoklór és metamidofosz hatását vizsgálták a talajgomba populáció dinamikájára és annak teljes biomassza alakulására csernozjom talajon. A talajmintákat a talaj felső 0-20 cm-es rétegéből gyűjtötték össze. Az eredmények azt mutatták, hogy az acetoklór nagy koncentrációban (150 és 250 mg * kg⁻¹) alkalmazva heves, krónikus toxicitást váltott ki mind a gombapopuláció mind a mennyiségi vizsgálat során. Kisebb koncentrációnál (50 mg * kg⁻¹), az alkalmazott növényvédő szerek serkentő hatását regisztrálták, ami leginkább a mennyiségi vizsgálatoknál dominált. Metamidofoszt nagy koncentrációban (250 mg * kg⁻¹) önmagában használva és acetoklórral különböző dózisokban kombinálva növelték a talaj gombaszámát, biomassza esetében az inkubáció kezdeti szakaszában csökkenést, majd az inkubáció után 28 nappal növekedést tapasztaltak. LI et al., (2008) újabb vizsgálataik szerint 50, 150, 250 mg * kg⁻¹ acetoklór kezelés hatására 60 nap elteltével csökkent az ammónia-oxidáló baktérium (AOB) diverzitása, és a mikrobiális közösség szerkezete is megváltozott. A vizsgálat kezdetén a *Nitrospira*-k négy különböző vonalat alkottak a DNS különbségek alapján. A kísérlet végére főleg az első vonalhoz tartozó *Nitrospira*-k váltak dominánssá.

KÁTAI (1998) vizsgálatai szerint a pendimetalin és az acetoklór gátló hatást gyakorolt a nitrifikáló baktériumok mennyiségi előfordulására és az ureáz enzim működésére.

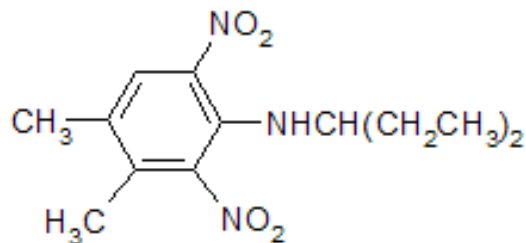
POZO et al., (1994) vizsgálták a klór-acetanilid-származék herbicidek, az alaklór (ide tartozik az acetoklór is) hatását 2,0-10,0 kg * ha⁻¹ dózisban a baktériumpopulációkra, gombákra, nitrifikáló baktériumokra, nitrogénáz aktivitásra és a denitrifikáló baktériumokra. Az alaklór 2,0-10,0 kg * ha⁻¹ dózisban növelte a baktériumok és a gombák számát, a denitrifikáló baktériumok esetében a növekedés szignifikánsnak bizonyult. A nitrogénáz aktivitást viszont

csökkentette 3,5-10 kg * ha⁻¹ dózisban. A nitrifikáló baktériumok mennyiségét nem befolyásolta az alaklór a mezőgazdasági művelés alatt álló talajon.

DEREVYASKII (1992) szója alatt vizsgálta az acetoklór és a metolaklór talaj mikrobiális aktivitásra kifejtett hatását. A metolaklór 2,5- 5,3 kg * ha⁻¹ dózisban kijuttatva csökkentette az ammonifikációt és a nitrifikáló baktériumok számát. Ezzel ellentétben az acetoklór számos mikroorganizmus mennyiségét növelte.

A szakirodalmi adatok alapján elmondhatjuk, hogy az acetoklór megkötődése főleg a nagy szervesanyag tartalmú talajokban fordulhat elő, ennek ellenére kimutatható a folyóvizekben is. A szer biológiai degradációját főleg speciális (*Pseudomonas*) baktériumok végzik, a talaj fauna többi élőlényeire (baktériumokra, mikroszkopikus gombákra és a gyűrűs férgek) gátlón hat. Egyes kutatások viszont az acetoklór jelenlétében fokozott mikrobiális aktivitásról számolnak be.

A dimetenamid kémiai elnevezése (2-kloro-*N*-(2,4-dimetil-3-trifenil)-*N*-(2-metoxi-1-metiletil)acetamid) a szerkezeti képletét a 4. ábrán tekinthetjük meg. Ökotoxicitása szerint a halakkal szemben nem toxikus, de nagyon mérgező az egyéb vízi szervezetekre, a vízi környezetben hosszantartó károsodást okozhat, biológiailag nem könnyen bontható.



4. ábra: Dimetenamid szerkezeti képlete

A gyomnövények csírázását gátolja, az 1-2 leveles gyomokat is elpusztítja. A dózis helyes megválasztásához figyelniük kell a talaj kötöttségét és szervesanyag tartalmát.

A dimetenamid hasonló a klóracetanilidekhez, mert megtalálható a gyűrűhöz kapcsolódó szubsztituált aminocsoport, de a gyűrű nem benzolgyűrű. Hatását tekintve jól beilleszkedik a klóracetanilidek csoportjába. Ez a szer a magról kelő egyszikű és néhány kétszikű gyomnövényt pusztítja el kukorica kultúrában. Meghatározott enzimek szulfhidrilcsoportjának alkilálását bizonyították alkalmazásukkor. A koleoptil abszorbeálja,

teljesen hatástalan, ha a gyökeret vagy a kifejlett levelet kezelik vele (LOCH – NOSTICZIUS 2004).

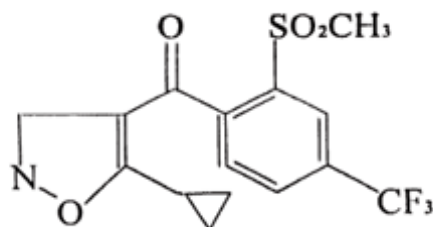
A dimetenamid hatóanyagot tartalmazó Frontier 900 EC és Wing EC gyomirtó szerek 2008. április 30-ig voltak forgalmazhatók és felhasználni csak 2008. június 22-ig lehet a szereket (HOFFMANNÉ, 2008).

QUAGHEBEUR (1993) szerint a dimetenamid kis dózisa mellett a talaj állandó biológiai aktivitással rendelkezik.

SEGHERS et al., (2005) vizsgálták egy dimetenamid tartalmú herbicid valamint műtrágyázás és szerves trágyázás hatását a talaj metanotróf baktériumközösségének mennyiségére és hatékonyságára. A szerves trágyázású talajok metán oxidálóképessége háromszorosa volt a műtrágyával kezelt talajokéhoz képest. A herbicid nem hatott a metán-oxidáló baktériumokra, sem az oxidáció hatásfokára sem a baktériumok mennyiségére. Az eredmények értékeléséből kitűnik, hogy a talajtípusnak volt a legnagyobb szerepe a mikrobiális közösség kialakulásában.

Összességében megállapíthatjuk, hogy a dimetenamid tartalmú herbicidek környezetben való viselkedése, talajleromláshoz vezető komponensek képződése miatt szennyezi a talajt és a talajvizet, ezáltal károsíthatja a talaj életközösségét is.

Az izoxaflutol kémiai elnevezése {(5-ciclopropyl-4-isoxazolil)[2-(metilszulfonil)-4-(trifluorometil)fenil]metanol}, 5. ábrán a szerkezeti képletét ismertetjük. Az izoxaflutol nagyon mérgező a vízi szervezetekre, a vízi környezetben hosszan tartó károsodást okoz, ezen kívül teratogén hatású, vagyis a születendő gyermeket károsítja.



5. ábra: Az izoxaflutol szerkezeti képlete

Az izoxaflutol egy újszerű herbicid, ami szelektíven képes hatni a fűfélékre és a kétszikű gyomokra, kukoricában preemergens szerként használható kis dózisban $75-125\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$ (LUSCOMBE et al., 1995).

Az izoxaflutol az atrazin korszakban került bevezetésre, hamar piacvezetővé vált és az atrazin kivonása után várhatóan a kukorica alapgyomirtásának a legszilárdabb bástyája lesz. Fotostabilitásának köszönhetően a kipermetezett Merlin nem veszíti el a hatékonyságát a talaj felszínén még száraz időben sem, és az első érkező csapadékkal aktiválódik, elpusztítja a területen az érzékeny fenológiai fázisban talált gyomnövényeket. Minden más terméktől megkülönbözteti megújuló aktivitása, amely a csapadékperiódusokkal szinkronban aktiválódik, elpusztítva a kelő gyomok újabb hullámain. Hatóanyaga az izoxaflutol jó zsírolékonyságának köszönhetően gyorsan felszívódik a növényi részekbe, akár a maghéjon keresztül is. Csapadék hatására nem bomlik le, hanem aktív metabolittá, diketonitrillé alakul, amely a mélyebben kelő- gyökerező gyomok ellen biztosít egyedülálló hatékonyságot. A Merlin gyakori kombinációs partnerével, az acetoklórral a magról kelő gyomnövények széles köre ellen nyújt megbízhatóan kiváló hatást (SZABÓ, 2008).

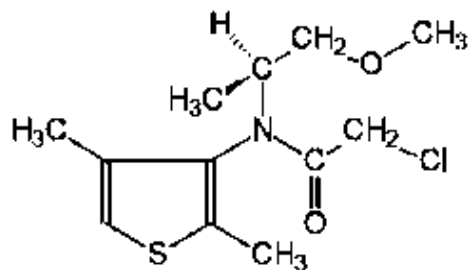
A Merlin (izoxaflutol) alkalmazható vetés előtt, nem bedolgozva (Erlly Pre Planting), preemergensen és korai posztemergensen is (NAGY, 1999).

Az első benzol-izoxazol származékokat 1989-ben szintetizálták és ebből az izoxaflutolt 1990-ben, herbicid hatását pedig 1991-ben fedezték fel. Az izoxaflutol (IFT) a növények 4-hidroxifenipiruát–dioxigenáz (HPPD) enzimjét gátolja, aminek hatására jellegzetesen kifehérednek az arra érzékeny növények. Az enzim (HPPD) tényleges gátlását az IFT-ből a növényben kialakuló származéka a diketonitril végzi, ami az izoxol gyűrű felnyitásával jön létre a gyökérben vagy a szárban a felvétel után. A diketonitril DKW a fa és hancs szövetekben is transzformálódik, ezért hamar gátló hatást fejt ki. Az IFT-ből a talajban is kialakul a DKW. Az izoxaflutol talajbeli felezési ideje laboratóriumi körülmények között 12 órától 3 napig terjedt, de ezt számos talajtulajdonság módosította (talajtípus, pH, nedvességtartalom). A DKW-ből a növényekben és a talajban nem herbicid hatású benzoosav alakul ki. Ez a lebomlás kukoricában gyorsabban megy végbe, mint a gyomnövényekben, és ez teszi lehetővé a szelektív gyomirtó hatást (PALLETT et al., 2001).

Az izoxaflutol bomlásterméke a diketonitril (DKN), annak kimosódását a talaj agyagtartalma szignifikánsan nem befolyásolta. A DKN erősen kötődik a nagy szervesanyag-tartalmú talajokban (MITRA et al., 1999).

A DKN felezési idejét vályog talajon hagyományos és talajmegőrző talajművelés mellett a hőmérséklet határozta meg. A legrövidebb felezési idő 25 °C-on -33 cm-es egyensúlyi víznyomás mellett (ALLETTO et al., 2008) volt.

Az irodalmi adatok arra engednek, következtetni, hogy az izoxaflutol gyors lebomlása miatt a talajban nem okozhat olyan tartós hatást, amely a mikrobiális életközösséget nagymértékben befolyásolná, vagy károsítaná.



6. ábra: Pendimetalin szerkezeti képlete

A pendimetalin kémiai elnevezése (*N*-(1-etilpropil)-3,4-dimetil-2,6-dinitrobenzenamin) (6. ábra). Ökotoxicitása szerint a halakra nem toxikus, de nagyon mérgező egyéb vízi szervezetekre, a vízi környezetben hosszantartó károsodást okozhat és biológiailag nehezen bontható.

A pendimetalin dinitro-anilin származék, alkalmazható egy- és kétszikű gyomok ellen; csírázó magvak ellen hatásosak; illékonyak és csak kissé vízdékonyak, ezért be kell dolgozni őket a talajba. Hatástartalma 2-6 hónap, a humuszhoz kötődnek (LOCH – NOSTICZIUS, 2004). A csírázó magvakra hatnak, a magon vagy a gyökéren keresztül penetrálódnak. A csíranövénybe gáz alakban is képesek bejutni, így a hatás kifejtése csapadéktól gyakorlatilag független. Sejtosztódás-gátló hatásúak, a sejtosztódás során a kromoszómák elrendezése és elkülönülése zavart szenved, a mikrotubulusok szintézisének gátlása miatt. Hatására a gyökérnövekedés leáll és több magvú sejtek jönnek létre. Degradációjuk aerob körülmények között gyorsan, anaerob körülmények között lassan megy

végbe. A szelektivitás összefüggésben van a csírázó mag lipid koncentrációjával, a lipidekben gazdag magvak toleránsabbak.

A pendimetalint nagy területeken használták a dinitro-anilin herbicidek közül az Egyesült Államokban. 1997-ben megközelítőleg a 15 millió tonnát használták fel a mezőgazdasági és a nem mezőgazdasági területeken (US EPA, 1997).

A lebomlási ideje a talajban nagyon hosszú, 10 °C-on a felezési ideje több mint 400 nap (WALKER – BOND, 1977).

ROCCA et al., (2008) azt vizsgálták, hogy a *Basidiomycetes*-hez tartozó (9 fa bontó és 1 avarbontó gomba) talajgombák mennyire érzékenyek a pendimetalinra. Két különböző agaron mérték (1. agar: kevés dextróz + NH₄NO₃ 2. agar sok dextróz + NH₄NO₃), a micélium hosszúságát a kontrolléhoz képest. Minden gomba mutatott toleranciát a herbiciddel szemben, de a növekvő dózis csökkentette a gombafonalak növekedését. A tápanyag dús agaron a pendimetalin növekvő koncentrációjával csökkent a gombanövekedés, viszont a tápanyagszegény agaron fordított tendenciát tapasztaltak. A gombák közül *Agrocybe aegenita* bizonyult a legellenállóbbnak a herbiciddel szemben, növekedése 500 ppm mellett is elérte a kontroll 70%-át.

BELDEN et al., (2005) meghatározták a pendimetalin legnagyobb koncentrációját, amelynek még nincs megfigyelhető hatása (NOEC) a talaj élőlényekre és azt a legkisebb koncentrációt, amely már hatást mutatott (LOEC), ezen kívül meghatározták a LC₅₀ (adott növényvédő szer hatóanyagának azon mennyiségét jelenti, amelytől a kísérleti állatok 50%-a elpusztul) értéket, eredményeiket az 3. táblázatban mutatjuk be.

3. táblázat: Pendimetalin toxicitása a talaj mezofaunájára

Species	Vizsgálat ideje	NOEC mg * kg ⁻¹	LOEC mg * kg ⁻¹	LC 50 mg * kg ⁻¹
Folsomia candida (Collembola-Ugróvillások)	28 nap	30	90	47

Eisenia fetida (Lumbricidae-Földigiliszták)	21 nap	Ø	10	113
Armadillidium (Oniscidea-Ászkarákok)	14 nap	200	Ø	>200

Számos mikroszkopikus talajlakó gomba (*Aspergillus flavus*, *Aspergillus terreus*, *Fusarium solani*, *Fusarium oxysporum*, *Penicillium citrinum* és *Penicillium simplicissimum*) bontja a pendimetalint, ha a herbicid az egyedüli szénforrásuk (BARUA et al., 1990).

Amikor a pendimetalinnal szennyezett talajokat „Fenton”-nal katalizálták, a pendimetalin átalakulása 25-90% között változott. A „Fenton” egy olyan ciklusreakció, ahol az oxidált ionok redukáló formájukat szuperoxiddal (O_2^-) való reakció útján visszanyerik. Ott volt a legnagyobb a pendimetalin bomlása ahol a talajoknak alacsony volt a szervesanyag tartalma és gyenge sav-bázis pufferoló képessége. A heterotróf baktériumok aktivitását csökkentette a pendimetalin, de a „Fenton” kezelés hatására ismét nőtt. A kezelés hatására nőtt a talajoldat biológiai oxigénigénye (BOI), kémiai oxigénigénye (KOI) és a szerves szén koncentrációja, ami kedvező szubsztrát jelenlétét jelenti a mikroorganizmusoknak. A kezelésekre csökkent a mikrobiális biodiverzitás, ezzel együtt nőtt a *Pseudomonas*-ok mennyisége. A „Fenton” kezelés hasznos a pendimetalinnal szennyezett talajok bioremediációjában, mert kedvező környezetet teremt a mikroorganizmusoknak (MILLER, 1996).

PIUTTI et al., (2002) vizsgálták üvegházi körülmények között a búza, kukorica, olajretek és a szója növények hatását különböző herbicidek, köztük a pendimetalin talajbeli lebomlására. A mikrobiális biomassza szén mennyisége szignifikánsan több a növényekkel beültetett talajok esetében, mint a növénymentes talajban. Az első vetési ciklus hatására még nem bomlott gyorsabban a pendimetalin, de az ötödik ciklus után már szignifikánsan nőtt a lebomlása. Az eredmények szerint a növények serkentették a növényvédőszer lebomlását, a biodegradációs folyamatokat stimulálása révén.

Összegzésképpen megállapíthatjuk, hogy a pendimetalin bontását a talajban elsősorban az ott élő mikroszkopikus gombák egyes csoportja végzik. A hatóanyag a biodiverzitás csökkenését okozza, mivel a szerre érzékeny mikroorganizmusok elpusztulnak, a szerrel szemben rezisztensek fajok felszaporodhatnak.

3. Anyag és módszer

3.1 Mikroorganizmusok herbicid érzékenységének in vitro vizsgálata

A laboratóriumi vizsgálatokat az Agrokémiai és Talajtani Tanszék talajmikrobiológiai laboratóriumában végeztük el. A vizsgálataink első ütemében kiválasztottunk 7 (Acenit A 880 EC, Frontier 900 EC, Gartoxin FW, Guardian Max, Merlin 480 SC, Trophy, Wing EC) a kukorica gyomirtásában jellemző herbicidet (OCSKÓ – ERDŐS, 2008). A herbicidek különböző hatóanyagokat tartalmaztak melyet a 4. táblázatban mutatunk be.

4. táblázat: Az alkalmazott herbicidek hatóanyagtartalma és javasolt dózisa

Herbicid neve	Hatóanyagtartalma	dm ³ *ha ⁻¹	átlagérték dm ³ *ha ⁻¹
Acenit A 880 EC	800 g* dm ³ ⁻¹ acetoklór + 80 g* dm ³ ⁻¹ AD-67 antidótum	2,0 – 2,6	2,3
Frontier 900 EC	900 g* dm ³ ⁻¹ dimetenamid	1,2 – 1,6	1,4
Gartoxin FW	100 g* dm ³ ⁻¹ dikamba + 380 g* dm ³ ⁻¹ atrazin	2,0 – 2,5	2,25
Guardian Max	840 g* dm ³ ⁻¹ acetoklór + 28 g* dm ³ ⁻¹ flurilazol	2,0 – 2,5	2,25
Merlin SC	480 g* dm ³ ⁻¹ izoxaflutol	0,16 – 0,2	0,18
Trophy	768 g* dm ³ ⁻¹ acetoklór + 128 g* dm ³ ⁻¹ diklóramid	2,0 – 3,3	2,65
Wing EC	250 g* dm ³ ⁻¹ dimetenamid + 250 g* dm ³ ⁻¹ pendimetalin	3,5 – 4,5	4

Első lépésben azt vizsgáltuk, hogy herbicidet tartalmazó „mérgezett agarlemezen” hogyan növekednek az általunk választott tesztorganizmusok (MILLER, 1972). A vizsgálatok eredményei alapján választottuk ki a szántóföldi kísérlethez a négy herbicidet. A vizsgálat beállítása előtt meghatároztuk, hogy a petricsészékben 20 ml táptalaj mennyisége az ideális. A szántóföldi alkalmazáshoz javasolt hektáronkénti dózist alapul véve négy (hektáronkénti dózis középértékét, kétszeresét, ötszörösét és a tízszeresét) különböző dózist állítottunk be. Az alkalmazott herbicidek mennyiségét 1ha talaj felső 20 cm rétegének térfogata (2000 m³) valamint a petricsészébe kerülő 20 cm³ táptalaj arányaiból számoltuk ki:

$$\begin{array}{ccc}
1 \text{ ha} \rightarrow 10000 \text{ m}^2 & 20 \text{ cm (0,2 m) talajréteggel számítva} \rightarrow 2000 \text{ m}^3 & \\
\downarrow & \downarrow & \\
2000 \text{ m}^3 \text{ talajhoz kell} & \rightarrow & x \text{ dm}^3 \text{ herbicid} \\
\downarrow & & \downarrow \\
2 * 10^6 \text{ dm}^3 & \rightarrow & x * 10^6 \text{ mm}^3 \\
\downarrow & & \downarrow \\
1 \text{ dm}^3 \text{ táptalajhoz} & \rightarrow & y \\
\downarrow & & \downarrow \\
y = \frac{x * 10^6}{2 * 10^6} & & \\
\downarrow & & \\
20 \text{ cm}^3 \text{ táptalajhoz} & \rightarrow & \frac{y}{1000} * 20
\end{array}$$

Az általam használt herbicid koncentrációkat az 5. táblázatban mutatom be.

5. táblázat: In vitro vizsgálatban használt herbicid mennyiségek (mm³) petricsészénként (Debrecen, 2004)

Herbicide	Acenit A 880 EC	Frontier 900 EC	Gartoxin FW	Guardian Max	Merlin 480 EC	Trophy	Wing EC
alapidózis	0,023	0,014	0,0225	0,0225	0,0018	0,0265	0,04
2*	0,046	0,028	0,045	0,045	0,0036	0,053	0,08
5*	0,115	0,07	0,1125	0,1125	0,009	0,1325	0,2
10*	0,23	0,14	0,225	0,225	0,018	0,265	0,4

A 20 ml táptalajt steril fülkében 10 ml kétszeres koncentrációjú, sterilizált, kb. 40-50 °C hőmérsékletű Pepton-glükóz agar táptalaj és 10 ml kétszeres koncentrációjú vizsgált herbicid steril vizes szuszpenziójának összeöntéséből kaptuk. Komponenseket steril üvegbottal összekevertük majd hagytuk a táptalajt steril fülke alatt megszilárdulni. A herbicidet tartalmazó agar lemezre a kihülés után 3 gombafaj (*Aspergillus niger*, *Fusarium oxysporum*, *Trichoderma sp.*) törzstenyészetéből származó 5 mm átmérőjű micélium korongot helyeztünk. Minden petricsészébe négy telep micélium korongot került, majd 28 °C-on termosztátban inkubáltuk. A gombatelepek átmérőjét – a beállítást követően – 5 nap elteltével lemértük, majd az eredményeket értékeltük.

A fent leírtakhoz hasonlóan elkészítettük a herbicidet tartalmazó táptalajt – talajbaktériumok hatásvizsgálatára –, amely a pepton-glükóz táptalaj helyett húsleveset tartalmazott. Az

elkészített táptalajokra mészlepedékes csernozjom talaj szuszpenziót (5-ös hígításból) pipettáztunk és két napig inkubáltuk termosztátban, majd következett az értékelés.

3.2 Mikroorganizmusok herbicid érzékenységének szabadföldi vizsgálata

A kispercellás kísérletet a Debreceni Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar Növényvédelmi Tanszékéhez tartozó bemutató kertben, mészlepedékes csernozjom talajon állítottuk be. A gyomirtó szerek talajmikrobiológiai hatását kukorica növény alatt vizsgáltuk. A laboratóriumi vizsgálatokat a Debreceni Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar Agrokémiai és Talajtani Tanszékének talajmikrobiológiai laboratóriumában végeztük el.

A vizsgálatokra 2005-2008 között került sor 15 m²-es parcellákon. A kísérleti parcellákat véletlen blokk elrendezéssel három ismétlésben állítottuk be. Az in vitro vizsgálatok eredményei alapján szabadföldi vizsgálatokra már csak négy herbicidet (Acenit A 880 EC, Frontier 900 EC, Merlin 480 SC, Wing EC) választottunk ki. A kijuttatott herbicideket a parcella nagysággal arányosan állapítottuk meg az alábbiak szerint 6. táblázat:

$$\begin{array}{ccc} 1 \text{ ha} \rightarrow 10000 \text{ m}^2 & & \text{parcella } 15 \text{ m}^2 \\ & \downarrow & \\ x \text{ cm}^3 \text{ herbicid} & & y \text{ cm}^3 \text{ herbicid} \\ \text{(hektáronkénti dózis középértéke)} & & \\ & \downarrow & \\ & & y \text{ cm}^3 * \text{parcella}^{-1} = \frac{x \text{ cm}^3}{10000} * 15 \end{array}$$

6. táblázat: Kisparcellás vizsgálatokban használt herbicidek mennyisége (cm³) parcellánként (Debrecen, 2005-2008)

Herbicidek	Acenit A 880 EC	Frontier 900 EC	Merlin 480 EC	Wing EC
alap dózis 1*	3,45	2,1	0,27	6
2*	6,9	4,2	0,54	12
5*	17,25	10,5	1,35	30

A dolgozatban négy herbicidek, különböző dózisaival kezelt parcellák átlagmintáinak eredményeit mutatja be. A mintavétel során a talaj felső 2 cm-es rétegét elhagytuk, mert ez a réteg van legjobban kitéve a külső környezeti hatásoknak, így a 2-20 cm rétegből vettünk parcellánként több részmintát és ezekből készítettük az átlagmintát.

A kukorica vetése évjáratoktól függően május első napjaiban (május 2-5 között) történt. Az első mintavétel a vetést követő negyedik héten történt (június 3-7 között), majd ezt követő negyedik héten volt a második mintavétel (július 1-5 között).

3.3 Mikroorganizmusok herbicidek érzékenységének tenyészedényes in vivo, mikrokozmosz vizsgálata

További hatásvizsgálatok érdekében 2008 nyarán tenyészedény kísérletet állítottunk be a tanszék „tenyészházában”. A tenyészedényes vizsgálatoknál már csak a kisparcellás kísérletek eredményei alapján kiválasztott két (Acenit A 880 EC és Merlin480 SC) herbicidek hatásait vizsgáltuk.

A kísérlet beállítása előtt a talajmintákat behoztuk, kiszárítottuk és homogenizálás céljából egy nagy lyukú szitán átszitáltuk. Minden tenyészedénybe 1 kg talajt tettünk és alapkezelésként minden edény 100 mg * kg⁻¹ P₂O₅, 100 mg * kg⁻¹ K₂O és 100 mg * kg⁻¹ N műtrágyát kapott, valamint a szabadföldi vízkapacitás 60 %-ra állítottuk be a talajok nedvességtartalmát. A szántóföldi kísérletekhez hasonlóan különböző dózisokban a talajhoz hozzákevertük a herbicideket a tenyészedények felületének nagysága alapján az alábbiak szerint (7. táblázat):

$$\begin{array}{ccc}
 1 \text{ ha} \rightarrow 10000 \text{ m}^2 & & \text{tenyészedény } 0,015386 \text{ m}^2 \\
 & \downarrow & \\
 x \text{ cm}^3 \text{ herbicid} & & y \text{ cm}^3 \text{ herbicid} \\
 \text{(hektáronkénti dózis középértéke)} & &
 \end{array}$$

$$y \text{ cm}^3 * \text{tenyészedény}^{-1} = \frac{x \text{ cm}^3}{10000} * 0,015386$$

7. táblázat: Tenyészedényes vizsgálatokban használt herbicidek mennyisége (cm³) tenyészedényenként (Debrecen, 2008)

Herbicid	Acenit A 880 EC	Merlin 480 EC
alapdózis 1*	0,00353	0,00027
2*	0,00706	0,00054
5*	0,01765	0,00135

Vizsgálatainkat három ismétlésben állítottuk be. A bekeverést követő napon mindegyik tenyészedénybe elvetettünk öt szem kukoricát.

A tenyészedényes kísérletben az edényeket minden nap állandó tömegre öntöttük (VK_{sza}b=60%) és ha nem esett az eső, akkor a fedetlen területen tartottuk. Ha esett az eső, akkor a tenyészedényeket zárt térbe helyeztük el. A kelést követő negyedik héten vettünk először talajmintát a tenyészedény négy különböző pontjáról és abból átlagmintát készítettünk. A kis méretekre való tekintettel csak 100 g talajmintát vettünk tenyészedényenként és a mintákból csak az összes csíraszámot, mikroszkopikus gombák mennyiségét és a nitrát feltáródás mennyiségi meghatározását végeztük el. A talajmintavétellel egy időpontban a kukoricákat megritkítottuk, hogy jobban tudjanak fejlődni. Újabb négy hét elteltével felszámoltuk a kísérletet és az előző vizsgálatokon kívül elvégeztük a mikrobiális biomassza szén és nitrogén mennyiségi meghatározását, a cellulózzontó és nitrifikáló baktériumszámot, valamint meghatároztuk a talaj légzését.

3. 4. A vizsgálatban használt növényvédő szerek bemutatása

Acenit A 880 EC : AGAN (IL) gyártja. Egyszikű, preemergens gyomirtó kukoricában. Korai posztemergensen, a kukorica 2-3 leveles állapotáig, használható.

Az egybefüggő, nagy termőterületek talajának összetétele nem minden esetben homogén. Különbség lehet a talaj szervesanyag tartalmában és kötöttségében, ez vegyszeres túladagolást eredményezhet, melynek káros hatását az AD-67 antidótum a minimumra csökkenti. Ezért az Acenit A 880 EC készítmény felhasználható a laza szerkezetű, szerves anyagokban szegény gyengébb minőségű talajokon is annak ellenére, hogy ezeken a talajokon a növény vegyszertoleráló képessége alacsonyabb. Kísérleti eredmények igazolták, hogy az antidótum növeli a kukorica csírázási erejét, ami gyors kelést és a fiatal növény megerősödését eredményezi. Árukukoricánál a gyomirtó szer kombinálható az összes engedélyezett egyéb készítménnyel (Internet 3).

Frontier 900 EC: BASF (DE). Kiváló hatékonyságú a magról kelő egyszikű gyomok (kakaslábfü, muharfajok) ellen. Szelektív, pre- és korai posztemergens felhasználás egyaránt lehetséges. A gyomnövények csírázását gátolja, de az 1-2 leveles gyomokat is elpusztítja. Kukoricánál akár hatleveles állapotig használható és a nehezen irtható kétszikű gyomok ellen más hatóanyagú készítménnyel kombinálható. Kukoricánál évelő gyomnövények ellen Cambióval kiegészítve alkalmazták. A dózis helyes megválasztásánál a talaj kötöttségét és szerves anyag tartalmát vették figyelembe (Internet 4). 2008. 04. 30.-ával kivonták a forgalomból.

Gartoxin BUDAPESTI VEGYIMŰVEK Rt. (HU): Kukorica kultúrában posztemergensen használták. Kifejezetten jó hatása volt az ürömlevelű parlagfü ellen. Atrazin tartalma miatt 2007. június. 30.-ig volt értékesíthető és 2007. december 31.-ig volt felhasználható (Internet 5).

Guardian Max: MONSANTO (USA): A kukorica gyomirtásban az egyik legnagyobb problémát a magról kelő egyszikűek irtása jelenti. A Monsanto acetoklór hatóanyagú gyomirtó szerei gyakorlatilag a vetéstől a betakarításig védelmet nyújtanak a kukoricának az egész országban elterjedt egyéves fűfélék ellen. A Guardian Max nagy előnye, hogy bármely, a kukoricában engedélyezett magról kelő kétszikűek ellen hatékony gyomirtó szerrel

kombinálható, így a helyi gyomviszonyoknak leginkább megfelelő gyomszabályozást tesz lehetővé. Az új generációs antidótumnak, a furilazolnak köszönhetően a Guardian termékek bármely kukoricában (takarmány, vetőmag, csemege) biztonságosan felhasználhatóak (Internet 6).

Merlin 480 SC: BAYER (FR). A gyomirtószer a magról kelő egy- (muhar-félék, kakaslábfű, egynyári perje, fenyércirok) és kétszikű gyomok (parlagfű, disznóparéj-félék, fehér libatop, stb.) ellen, áru- és silókukoricában használható. Folyadék formában korszerű és hatékony megoldást biztosít a kukorica gyomirtására. A hatóanyag a gyom maghéján, gyökerén, szárán és levelén keresztül egyaránt felszívódik és a kelő gyomokat már a csirázás folyamán, vagy a kelést követően elpusztítja. Fotostabilitásának és szárazságtűrésének köszönhetően hatását képes kifejteni későbbi csapadék esetén is, az érzékeny gyomok ellen (Internet 7).

Trophy: DOW AGROSCIENCES (USA). Folyékony gyomirtó permetező szer kukorica (takarmány, áru, vetőmag, csemege) magról kelő egyszikű gyomnövényei ellen, hatáskifejtéséhez egy kevés csapadékra van szükség. Erős *Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Calystegia sepium* fertőzés esetén dikamba, vagy 2,4-D hatóanyagú készítménnyel kell kombinálni. A felhasználás során figyeljünk arra, hogy 1,5% feletti humusztartalmú talajokon használjuk a készítményt (Internet 8).

Wing EC: BASF (DE). Hatásos a magról kelő egy- és kétszikű gyomok ellen. A gyöker- és hajtáscsúcson keresztül jut be a növényekbe és növekedés gátlással pusztítja el a csirázó és fiatal gyomokat. Kukoricában más hatóanyagú készítménnyel vetés után, kelés előtt és korai posztemergensen kombinálható. Kiemelkedő szelektivitást nyújtott kukoricában (Internet 9). 2008.04.30.-ával kivonták a forgalomból.

3.5 A kísérleti talaj fontosabb paraméterei

A talaj fizikai tulajdonságai közül meghatároztuk a leiszapolható rész százalékos mennyiségét ($L_i\%$) (ez a fizikai talajféleség gyors, közelítő meghatározására) és az Arany-féle kötöttségi számot (K_A), valamint a talaj tömegszázalékban kifejezett nedvességtartalmát ($n_t\%$), melyet az 3. mellékletben ismertetünk (VÁRALLYAY, 1993, 2002b). Az első két paraméter ($L_i\%$, K_A) értékeiből következtettünk a talajok fizikai talajféleségére, textúrájára.

A kémiai tulajdonságok közül mérjük a talaj kémhatását. A talaj pH-ját légszáraz talajból készített 1:2,5 talaj : víz (és 1M KCl) arányú szuszpenzióban mértük. (CSUBÁK, 2008).

A talaj CaCO_3 -ra átszámított összes karbonát tartalmát Scheibler-féle kalciméterrel határozzuk meg (BUZÁS et al., 1993).

A vízben oldható összes sótartalmat a képlékenység felső határáig vízzel telített talajpép elektromos vezetőképességéből számítottuk ki (LUKÁCS et al., 1988).

A humusztartalom vizsgálatát kolorimetriás módszerrel végeztük, az így kapott humusz %-ból következtettünk a szerves kötésű C mennyiségére (HARGITAI, 1987).

Az összes nitrogén tartalmat Kjeldahl módszerével határoztuk meg (FILEP, 1995), a nitrát-nitrogén mennyiségét pedig fotometriásan mértük (FELFÖLDY, 1987).

Szintén fotométerrel mértük az ammónium-laktátban (AL) oldható foszfor mennyiségét, míg az ammónium-laktátban oldható káliumtartalom meghatározása lángfotométerrel történt (SARKADI, 1975; GEREI, 1970).

A kísérlet talaja a fizikai talajféleség alapján (leiszapolható %, kötöttség,) a vályogtalajok közé sorolható. A talaj leiszapolható része 40%. Az Arany- féle kötöttség száma: 38. A talaj desztillált vizes közegben meghatározott pH értéke alapján (7,9) gyengén lúgosnak tekinthető. A talaj minimális vízkapacitása nem érte el az irodalmi értéket, amely 27,2 %. A talaj kémiai tulajdonságai között meghatároztuk még a CaCO_3 tartalmat, mely alapján a talaj közepesen meszes. Mértük még a talaj humusz-, valamint a könnyen felvehető foszfor- és káliumtartalmát. A kísérlet talajának humuszos rétege 70-80 cm, melyből 40-50 cm egyenletesen humuszos. Az alsó 30-35 cm fokozatos átmenetet képez a lösz talajképző kőzetbe. Az egyenletesen humuszos rétegben a humusztartalom 2,65 %. A kísérlet talaja nitrogén és foszfor ellátottsága alapján közepes, a káliumtartalom értéke szerint pedig a jó ellátottságú kategóriába tartozik (8. táblázat).

8. Táblázat: A kísérlet talajának néhány fizikai, kémiai tulajdonsága

A talaj vizsgált tulajdonsága	Mért paraméterek
Leiszapolható rész % (Li%)	40
Arany-féle kötöttségi szám (K_A)	38
Textúra	vályog
Porozitás (%)	48
Higroszkóposság (hy)	2,1
Minimális vízkapacitás (VKmin)	26,22
pH _{H2O}	7,9
pH _{KCl}	7,7
CaCO ₃ - tartalom (%)	6,5
Szerves szén (g*kg ⁻¹)	15,23
Humusztartalom (Hu%)	2,65
Szerves nitrogén (g*kg ⁻¹)	1,56
Nitrát nitrogén (mg*kg ⁻¹)	14,4
AL- oldható foszfor (P ₂ O ₅ mg*kg ⁻¹)	133
AL- oldható kálium (K ₂ O mg*kg ⁻¹)	235

A nemzetközi osztályozás szerint (WRB) a vizsgálat talaja: Calcic Endofluvic Chernozem (Endoskeletal).

3. 6. Talajmikrobiológiai paraméterek

A talajok mikrobiológiai jellemzői közül meghatároztuk az összes csiraszámot és a mikroszkopikus gombaszámot.

Az élőcsíraszám meghatározási módszerek lehetővé teszik, hogy a talajban előforduló szaporodni képes mikroorganizmusok számát meghatározzuk. Valamennyi élőcsíraszám meghatározási módszer megegyezik abban, hogy a tulajdonképpeni tenyésztés előtt a

vizsgálandó anyagból szuszpenziót készítünk, amit fokozatosan addig hígítunk, amíg az élő sejtek száma, a tenyésztés után, értékelhetővé válik. A minták mikroorganizmusainak egyenlőtlen eloszlása miatt a talajt először homogenizálni kell. Egy steril edénybe mérjük ki a talajt, amiben már benne van a steril víz a hígításhoz és rázatjuk fél órán keresztül. A homogenizálás után hígítási sort készítünk, melyekből leoltunk a táptalajokra. A hígítási sort és a leoltást is steril fülke alatt végezzük. A táptalajok megszilárdulása után termosztátban inkubáljuk a mintákat. Az inkubáció az összes csiraszám meghatározásánál $28\pm 1^\circ\text{C}$ -on 48 órán keresztül, a mikroszkopikus gombák esetében pedig 3 napig tart. Azokat a táptalajokat értékeljük ahol a telepszám 30 és 300 közé esik. Az alkalmazott táptalajok összetételét a 4. mellékletben részletesen ismertetjük (SZEGI, 1979).

Az aerob cellulózbontó- és nitrifikáló-baktériumok mennyiségi meghatározásánál (POCHON – TARDIEUX, 1962) az MPN (Most Probable Number = legvalószínűbb élő sejszám) módszert használtuk folyékony táptalajokon. A mikrobaszaporodást mutató csövek száma alapján, statisztikai alapon következtettünk a mikroorganizmusok mennyiségére. Az MPN-módszer alkalmazhatóságnak alapfeltétele, hogy a sejtek eloszlása az alapsuszpenzióban véletlenszerű legyen, vagyis a sejtek a szuszpenzió bármely részében azonos valószínűséggel legyenek megtalálhatók, és a folyékony táptalajban mikroorganizmus legyen már egy élő sejtet tartalmazó inokulum beoltása esetén is. A hígításokból steril pipettával $1-1\text{ cm}^3$ -t oltottunk le folyékony táptalajt tartalmazó csövekbe. A leoltást a hígabb szuszpenziótól kezdjük és 5 párhuzamos csövet oltottunk be a legvalószínűbb élőcsíra-szám meghatározásánál.

Az értékelés első lépése az előírt 2 hetes, 28°C -on való inkubálás után a karakterisztikus szám meghatározása. A karakterisztikus szám egy háromjegyű szám, amelyet három egymást követő hígítási szinten a mikroorganizmus szaporodást mutató pozitív csövek számából határozunk meg. Ezt követően az un. Hoskins-féle táblázatból kerestük ki, a kapott karakterisztikus számhoz tartozó alapértéket, majd ezt megszoroztuk a kulcsszám első tagjához tartozó hígítási fokkal. A táptalajok részletes összetételét a 4. mellékletekben ismertetjük.

A talaj légzés (talaj széndioxid termelése) intenzitását a talaj oxigén felvételével és a széndioxid kibocsátásának mérésével lehet meghatározni. A talaj respirációjának vizsgálatakor a talajból felszabaduló CO_2 -ot mértük NaOH-os csapdázással (HU et al., 1997). Kimérünk a

mintákból 100 g nedves talajt és egy 5 l-es üvegbe helyeztük, a talajra két bepárlócsészébe tettünk 10 cm³ 0,1 M NaOH-ot, a keletkezett széndioxidot elnyelésére. Egy hetes inkubációs idő után 0,1 M HCl-val visszatitráljuk fenolftalein, majd metilnarancs indikátor jelenlétében a feleslegben maradt lúgot. A kapott mérési eredményből számoljuk a talajlégzés során képződött CO₂ mennyiséget.

$$\text{mg CO}_2 * 100\text{g}^{-1} * 10\text{nap}^{-1} = (\text{C}-\text{S}) * f * f * 2,2 * \text{dm}$$

ahol: C: a 0,1 M* dm³ HCl fogyás a metilnarancs indikátorra

S: a 0,1 M* dm³ HCl fogyás a fenolftalein indikátorra

f: a 0,1 M* dm³ HCl és a 0,10,1 M* dm³ NaOH faktora

2,2: titer (1 ml 0,1 M* dm³ HCl az 2,2 mg CO₂ mér)

dm: száraz talajra vonatkoztatott szorzófaktor.

A mikrobiális biomassa-C mennyiségének mérésére JENKINSON et al., (1988) által kidolgozott fumigációs – inkubációs eljárást alkalmaztuk. Ugyanazon talaj fumigált és fumigálatlan mintájának CO₂ képződéséből számoltuk a mikrobiális biomassa szénét az alábbi képlet szerint:

$$\text{NF} = (\text{A}-\text{S}) * 0,6 * 1000 * \text{dm}$$

$$\text{F} = (\text{B}-\text{S}) * 0,6 * 1000 * \text{dm}$$

$$\text{BM} = (\text{F}-\text{NF})/\text{kC}$$

ahol: A: a 0,1 M* dm³ HCl fogyás a metilnarancs indikátorra nem fumigált minta esetében

S: a 0,1 M* dm³ HCl fogyás a fenolftalein indikátor jelenlétében

B: a 0,1 M* dm³ HCl fogyás a metilnarancs indikátor jelenlétében fumigált minta esetében

dm: száraz talajra vonatkoztatott szorzófaktor.

F: a fumigációt követően termelődött CO₂-C mennyisége

NF: A fumigálatlan talajban termelődött CO₂-C mennyisége

kC: a biomasszának az a frakciója, amely a fumigálást követően hirtelen dekompozíciós felgyorsulás során mineralizálódik: 0,41

BM: biomassa C mg * 1000g⁻¹

JENKINSON és POWLSON (1976) több mikrobafaj vizsgálatával a „kC” faktor értékét 0,5-nek állapította meg. ANDERSON és DOMSCH (1978) vizsgálataik szerint a „k” érték 0,411. VORONEY és PAUL (1984), SPARLING, (1990) a biomassza C becsléséhez ¹⁴C jelzéses vizsgálataik alapján „kC” 0,41 érték figyelembevételét javasolták. Hazai vizsgálatok alapján SZILI-KOVÁCS és TÓTH (2006), a hagyományos fumigációs – inkubációs biomassza szén meghatározás esetén 0,41-et javasolja a kC-értéknek, ezt az értéket használjuk mi is az értékelés során.

A biomassza- N meghatározását fumigációs- extrakciós módszerrel végeztük (BROOKES et al., 1985, SHEN et al., 1984). A talajmintákat kloroformmal fumigáltuk, majd K₂SO₄ oldattal extraháltuk. A szűrlet összes N- tartalmát határoztuk meg először és ezt számítottuk át biomassza- nitrogénre.

15- 30 g természetes nedvességi állapotú talajt kloroformmal fumigáltuk 24 órán keresztül. Ezt követően a fumigált talajhoz hozzáadtunk 0,5M K₂SO₄ oldatot (1: 4 arányban), majd 30 percig ráztuk és leszűrtük. Ugyanezt az eljárást alkalmazzuk a fumigálatlan minták esetében is, amelyek a kontroll minták voltak. A szűrlet összes nitrogén tartalmát Kjeldahl módszerével határoztuk meg (SCHINNER, 1996).

Kjeldahl módszer során kimértünk 25 ml szűrletet és 2 ml cc. kénsavat. A mintákat 400°C- on roncsoltuk, addig forraltuk, amíg az oldat letisztult. Ezután szobahőmérsékleten hagytuk lehűlni. A mintákat desztillált vízzel átmostuk egy 25 ml- es lombikba, és jelig feltöltöttük. A mintákból 25 ml-t bemértünk a Parnas-Wagner készülékbe. A desztilláló készülék alá 100 ml- es Erlenmeyer lombikot helyeztünk, amely 5 ml 2 %-os bórsavat és néhány csepp Groak indikátort tartalmazott. A mintákhoz 20 cm³ 50%-os NaOH oldatot adtunk és gőzzel melegítettük és a felszabaduló ammóniát fogtuk fel a bórsavban. A desztillációt 5 percig végeztük. Az ammónium-nitrogén mennyiségi meghatározása a titrálás során fogyott kénsav mennyisége alapján történt. A titrálást addig végezzük, amíg a zöld szín rózsaszínűvé változott. A kapott eredményből kiszámoltuk a biomassza- N tartalmat az alábbi képlet alapján:

$$N \text{ g} / 100 \text{ g} = \frac{(S - C) * 1,4 * 25 * 100}{A * SW * 1000}$$

S: a 0,05 M kénsav fogyása a minták esetében

C: a 0,05 M kénsav fogyása a vakminta esetében

1,4: titer → 1 ml 0,05 M kénsav 1,4 mg N-t mér

25: roncsolás utáni minta térfogata

A: desztillálásra kivett minta térfogata

SW: a bemért talaj tömege

$100/1000^{-1}$: átváltási faktor (% , w/w)

$$Biomassza \text{ N } \mu\text{g} / \text{g} = \frac{(S - C)}{k_{EN}}$$

S: fumigált minták $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalma $\mu\text{g/g}$ száraz talaj

C: kontroll minták $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalma $\mu\text{g/g}$ száraz talaj

k_{EN} : a biomasszának az a frakciója, amely a fumigálást követően hirtelen dekompozíciós felgyorsulás során mineralizálódik: 0,54

A nitrát feltáródásnál a behozott talajmintákból frissen, majd két hetes 28 C° -on való inkubálás után határoztuk meg a nitrát nitrogén mennyiségét FELFÖLDY (1987) módszerével.

Értékeléskor: két hetes inkubálás során feltárt nitrát-nitrogénből kivonjuk a kiindulási talaj nitrát nitrogén tartalmát, a különbség a nitrátfeltáródás mérőszáma.

3. 7. Alkalmazott statisztikai módszerek

A statisztikai értékeléseket az MS Excel programcsomaggal végeztük el.

Az élő csírák számának szilárd táptalaj felületén történő meghatározásakor a talaj szuszpenzió különböző hígításaiból (z_1, z_2, \dots, z_i) meghatározott mennyiséget mérünk a táptalajok felületére több ismétlésbe (n_1, n_2, \dots, n_i). A megfelelő inkubálás után a táptalajok felületén kinőtt mikroorganizmusok telepeit összeszámoltuk (C_1, C_2, \dots, C_i) és az összes telep

mennyiségéből következtettünk (HORVÁTH, 1974) a 95% megbízhatósági intervallumba eső sejtszámokra.

$$\mathbf{x} = \frac{\sum \mathbf{C}_i}{\sum \mathbf{n}_i * \mathbf{z}_i}$$

$$s_x = \sqrt{\frac{x}{\sum n_i * z_i}}$$

$$\mathbf{A} = \mathbf{x} \pm 1,96 * \mathbf{s}_x$$

x: a talajszuszpenzió csíraszám

s_x: átlag szórása

A: a 95%-os megbízhatósági intervallum

A többi eredményt kezelésként a több mintavétel összegére nézve értékeltük SVÁB (1981) leírása alapján és meghatároztuk a szignifikáns differencia nagyságát 5 %-os szinten (SZD_{5%}).

A Statisztikai összefüggések értékelése során elvégeztük a Pearson-féle kétoldalú korreláció analízist (az adatok standardizálása után), ahol a herbicidek és azok dózisa valamint a vizsgált paraméterek közötti összefüggéseket kerestük.

4. A kísérleti eredmények értékelése

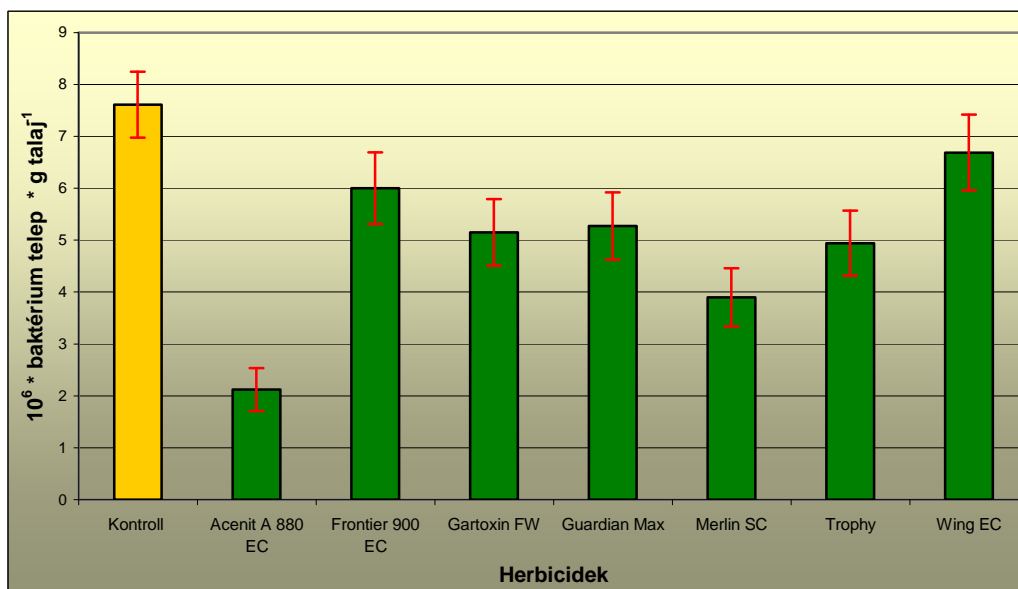
4.1 Herbicid érzékenység vizsgálat in vitro körülmények között

Tanulmányoztuk 2004-ben a „herbicid – húsleves” táptalajon az összes csíraszám változását különböző herbicidek, eltérő koncentrációja mellett. Ugyanebben a kísérleti évben három talajgomba (*Trichoderma sp.*, *Aspergillus niger*, *Fusarium oxysporum*) növekedését vizsgáltuk „herbicid – pepton-glükóz” táptalajon.

Ebben a fejezetben összefoglaljuk a fontosabb eredményeinket.

A talajban élő élőlények szoros kapcsolatban élnek környezetükkel. Rendszeres környezeti hatás éri őket, amelyre reagálnak, környezetükből anyagokat vesznek fel és adnak le (KÁTAI, 2008.), ezért fontos ismernünk a talajra kijuttatott kemikáliák hatását a talaj biodiverzitására.

A szabadföldi kísérletet megelőző laboratóriumi vizsgálatoknál a lemezöntéssel kitenyészhető összes baktériumszám alakulását a kontroll és a gyomirtó szeres kezeléseknél, oszlopdiagramban a 7. ábrán mutatjuk be.



7. ábra: Herbicidek hatása a mészlepedékes csernozjom talajból kitenyészhető baktériumok mennyiségére (Debrecen, 2004.)

A herbiciddel kezelt húsleves agaron meghatározott baktériumszám alapján az adatokból nem tudunk koncentráció hatást elkülöníteni így az eredményeket egységesen értékeltük a 95% legvalószínűbb sejtszám értékek alapján. A herbicidek növekvő koncentrációja szignifikánsan

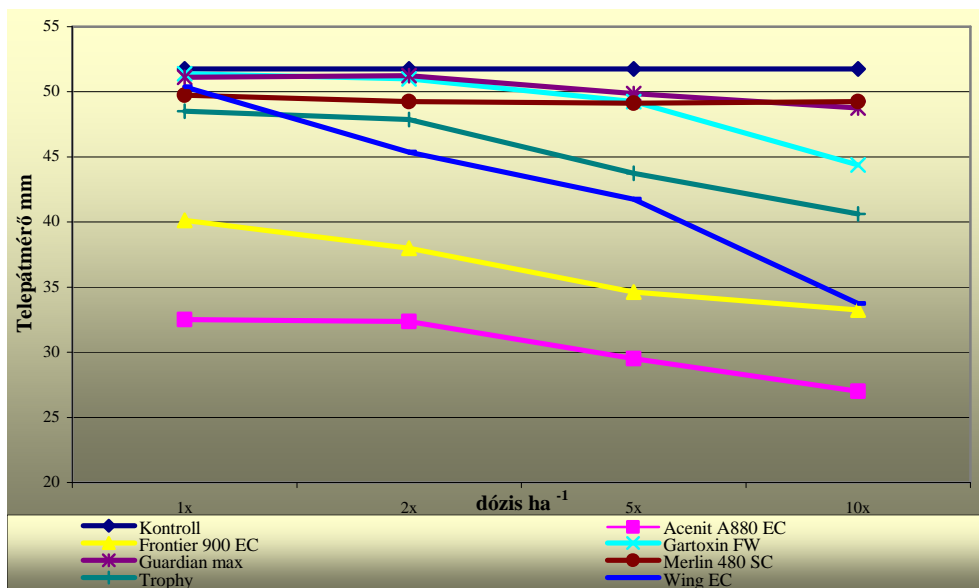
nem változtatta meg a sejtszámokat, de a kontrollhoz képest csökkenést figyelhettünk meg. Ez azzal magyarázható, hogy már kis koncentrációban is elpusztította a herbicid a szerre érzékeny mikroorganizmusokat és a nagyobb koncentráció sem pusztította el a szerrel szemben rezisztens fajokat. A kontroll sejtszáma 95 %-os megbízhatósági intervalluma $[6,97 - 8,25] \cdot 10^6$ telep $\cdot g^{-1}$ között változott. A Wing EC herbiciddel kezelt táptalajon a baktériumok mennyisége megközelítette a kontroll értékét, így a herbicid baktériumok mennyiségére gyakorolt hatása szignifikánsan nem tért el a kontrollhoz képest. Legjobban az Acenit A 880 EC hatására csökkent a sejtszám ($[1,71 - 2,54] \cdot 10^6$ telep $\cdot g^{-1}$) a kontroll egyharmadára, míg a Merlin SC-nél ez 50%-os csökkenést eredményezett.

A mészlepedékes csernozjom talajból kitenyészhető baktérium telepek számának alakulása mellett meghatároztuk három mikroszkopikus gomba (*Trichoderma sp.*, *Aspergillus niger*, *Fusarium oxysporum*) a kontrollhoz viszonyított növekedését növekvő dózisú herbicid kezelésekk mellett. Az általunk kiválasztott gombafajok széleskörűen előfordulnak a különböző talajtípusokban, nagy szerepet játszanak a talaj szerves anyagainak átalakításában, az anyagkörforgalomban.

Megállapítottuk, hogy a különböző szerek a koncentrációtól függően eltérő mértékben gátolták a tesztgombák növekedését. A statisztikai értékelés során a gombatelepek átmérői szignifikánsan csökkentek a kontrollhoz képest. Azt is megfigyelhettük, hogy az ötszörös és tízszeres hektáronkénti dózis között csak a kezelések 40%-ában mutatható ki szignifikáns különbség.

A 8. ábrán látható a *Trichoderma sp.* növekedésében bekövetkezett változás a kontrollhoz képest. Az eredmények azt bizonyították, hogy a Frontier 900 EC és Acenit A 880 EC nagymértékben gátolta a telepek növekedését és jelentősen csökkent a telepek átmérője a dózisok emelkedésével.

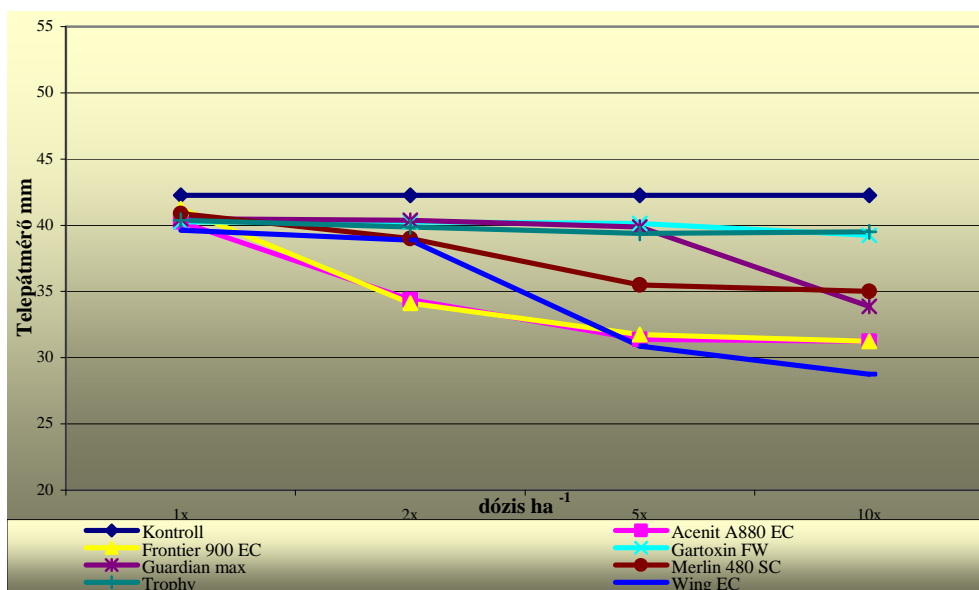
Összességében megállapítható, hogy a Gartoxin FW, Guardian Max és a Merlin SC –vel kezelt táptalajon a telepek növekedésében nem tapasztaltunk nagy csökkenést a kontrollhoz viszonyítva, míg a Trophy és a Wing EC kezelésekkben a 2x-nél nagyobb dózisok esetén nagymértékű volt a telepek átmérőjének csökkenése. A Frontier 900 EC és az Acenit A 880 EC kivételével a szerek az alapkezelés esetében nagymértékben nem gátolták a telepek növekedését.



SzD_{5%}=1,89

8. ábra. Herbicidek hatása a *Trichoderma sp.* növekedésére

(Debrecen, 2004.)



SzD_{5%}=1,38

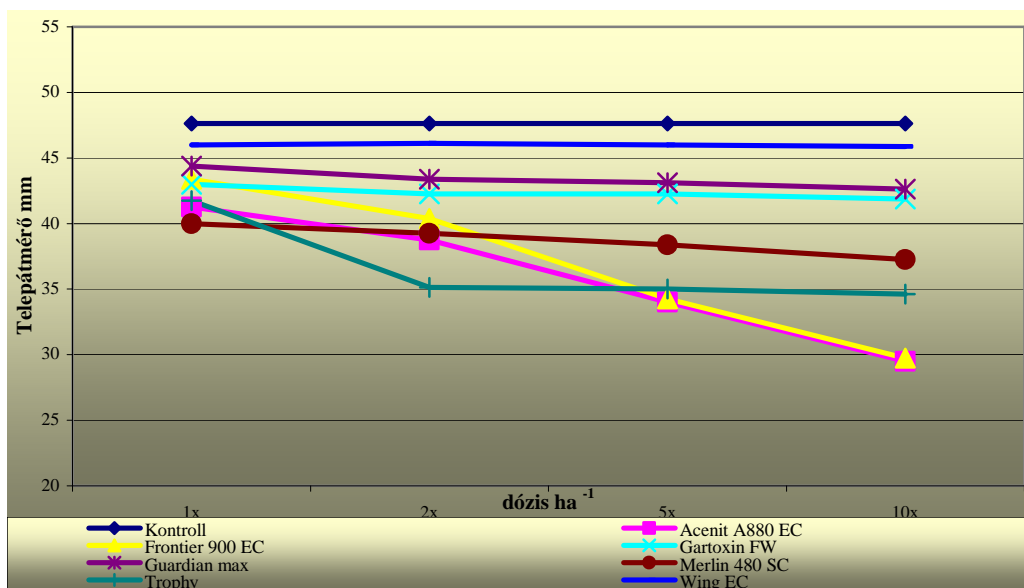
9. ábra. Herbicidek hatása az *Aspergillus niger* növekedésére

(Debrecen, 2004.)

Az *Aspergillus niger* növekedését az Acenit A 880 EC, a Frontier 900 EC herbicidek a dózisok növekedésével együtt jelentősen gátolták. A Gartoxin FW és a Trophy gyomirtó szerek kismértékben gátolták a telepek növekedését, és a koncentráció növekedésével sem csökkent a telepek átmérője. A Merlin 480 SC, Guardian Max és a Wing EC herbicidek csak a nagyobb koncentráció esetében gátolták jelentősen a telepek növekedését (9. ábra). Az alap

szántóföldi kezelésnek megfelelő dózis egyik gyomirtószer esetében sem gátolta jelentősen az *Aspergillus niger* növekedését.

A *Fusarium oxysporum* növekedését szintén az Acenit A 880 EC, a Frontier 900 EC a dózisok emelésével együtt csökkentette. A Trophy valamint a Merlin 480 SC, szintén nagy hatással volt a telepek növekedésére. A Wing EC és a Guardian Max lényegesen nem befolyásolta a gombák növekedését, a telepek növekedése kisebbek voltak a kontroll értékénél (10. ábra).



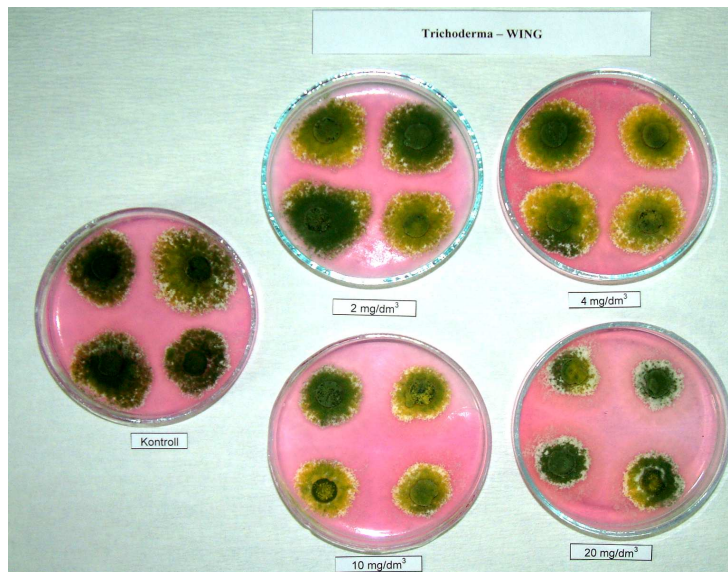
SzD_{5%}=1,74

10. ábra. Herbicidek hatása a *Fusarium oxysporum* növekedésére

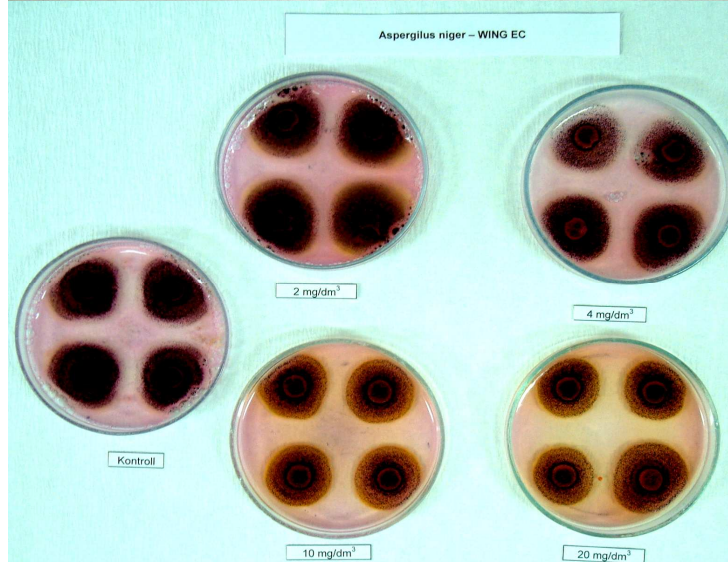
(Debrecen, 2004.)

A vizsgálat eredményeit összefoglalva megállapíthatjuk, hogy in vitro körülmények között a herbicidek kis mértékben már az alap koncentrációban is gátolták a mikroszkopikus gombák növekedését. Mind a három gomba növekedését az Acenit A 880 EC és a Frontier 900 EC gátolta a legjobban és a gátlás a koncentráció növekedésével együtt nőtt. A Guardian max, Gartoxin FW és a Trophy herbicidek hatása befolyásolta legkisebb mértékben a gombák telepátmérőjét. A Merlin 480 SC és a Wing EC egyes gombák növekedését nagymértékben gátolták (11. ábra).

a.,



b.,



c.,



11. ábra. A Wing EC különböző koncentrációjának hatása a tesztgombák (a.: *Trichoderma* sp., b.: *Aspergillus niger*, c.: *Fusarium oxysporum*) növekedésére (Debrecen, 2004.)

A *Trichoderma sp.* esetében megfigyeltük, hogy a növekvő dózisok mellett a gombát tartalmazó korongról lenövő telepek színe egyre világosabb, sárgásabb, a legnagyobb dózis esetében pedig fehér. Ez a herbicidek mérgező hatásának következményei.

A két vizsgálati eredményt összevetve választottuk ki azt a négy herbicidet, melynek hatását a szabadföldi kísérletekben vizsgáltunk. Az eredményekből kitűnik, hogy az Acenit A 880 EC és a Frontier 900 EC-nek volt a legnagyobb gátló hatása a vizsgált mikroorganizmusokra. A Merlin 480 SC egyes esetekben nagymértékű gátló hatást eredményezett, míg más alkalommal közömbösnek bizonyult, a Wing SC általában nem gátolta a mikroorganizmusok növekedését.

4.2 Herbicidek hatása a talaj mikroorganizmusok mennyiségi előfordulására és aktivitására kisparcellás kísérletekben (2005-2008)

A talajok biológiai aktivitásának kimutatására szolgáló módszereket két csoportba soroljuk: egyik részükkel a talaj aktuális biológiai aktivitása, a másikkal a potenciális talajbiológiai aktivitás határozható meg. Az aktuális talajbiológiai aktivitás mérése szabadföldi körülmények között (in situ) történik, míg a potenciális aktivitást rendszerint laboratóriumban mérik, ahol a környezeti feltételek (hőmérséklet, nedvességtartalom, levegőzés stb.) irányítottak. A két csoporthoz tartozó eljárásokkal nyert eredmények nem esnek egybe törvényszerűen, sőt ellentétesek is lehetnek (SZEGI, 1979).

Más irodalmi források (KISS, 1958) aktivitásvizsgálatok közvetlen és közvetett módszerét különbözteti meg. A közvetlen meghatározást célzó módszerek segítségével a talaj összes baktériumszámát, valamint a talajéletében jelentős fiziológiai funkciókra képes (pl. cellulózbontásban és nitrát képzésben résztvevő) baktériumok számát vizsgálják. Nem csak a mikrobák mennyiségi meghatározása a fontos, hanem az is, hogy az agrotechnika hatására hogyan változik a talaj mikrobiális összetétele, a fajok sokfélesége, azaz a biodiverzitás. A talaj biológiai aktivitásának közvetett vizsgálatát szolgáló módszerek esetén nem a mikroorganizmusok számát határozták meg, hanem a mikrobák által előidézett változásokból következtettek azok mennyiségére és aktivitására. Ugyancsak a közvetett vizsgálatokhoz tartozik a talajok CO₂-termelése vagy a mikrobiális biomassza meghatározása.

Ebben a fejezetben a szabadföldi vizsgálataink eredményeit ismertetjük.

Hatásvizsgálatunk során meghatároztuk az összes csíraszámot, a cellulózbontó és nitrifikáló baktériumok, valamint a mikroszkopikus gombák mennyiségét.

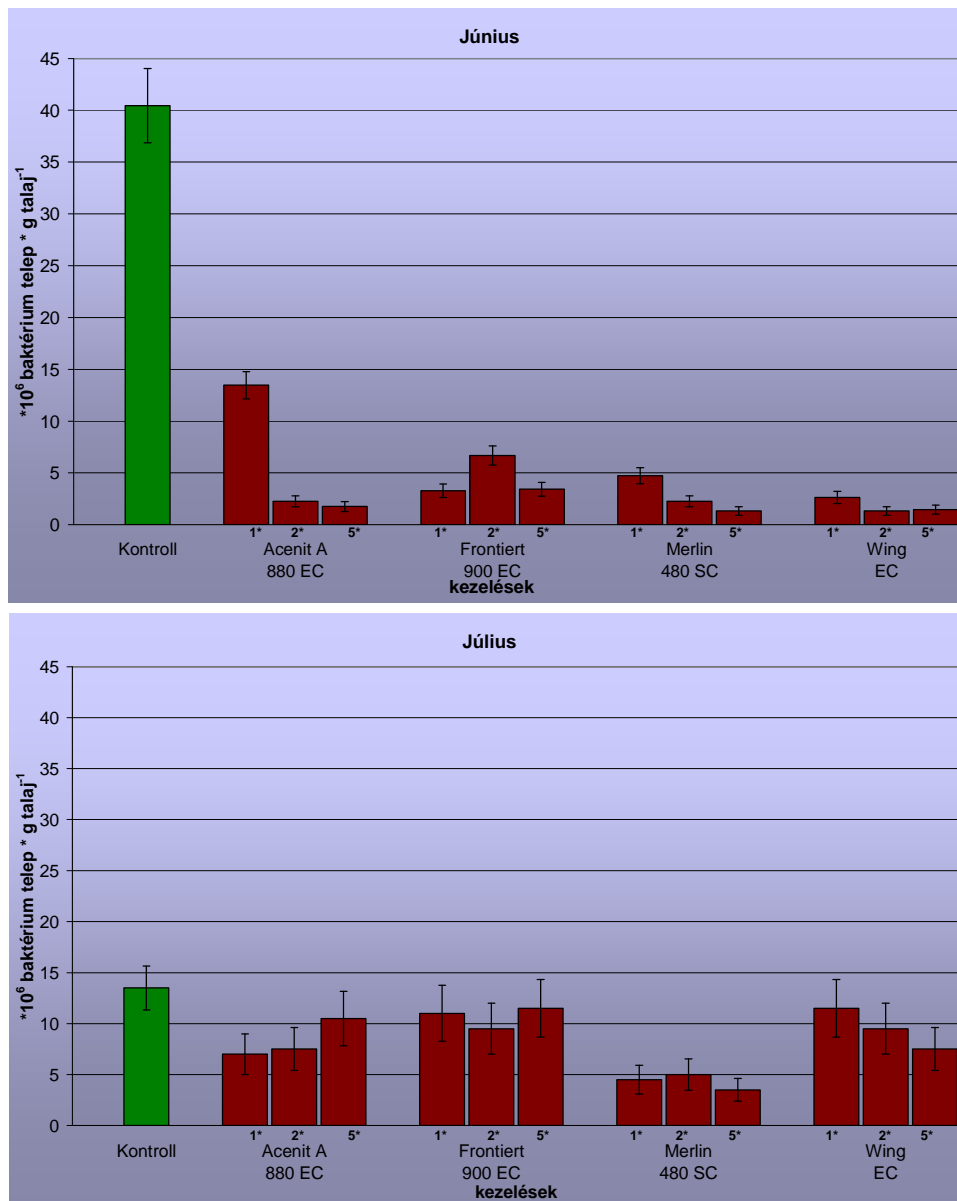
A mikroorganizmusok kvantitatív vizsgálatain kívül mértük a herbicidek hatását a talaj mikrobiológiai aktivitására (széndioxid képződés, mikrobiális biomassza szén és nitrogén mennyisége és a nitrátfeltáródás mértéke).

Végül a vizsgálat végén meghatároztuk a talajban a szermaradványok mennyiségét.

A talajtermékenységben megnyilvánuló talajfunkciók mellett nem elhanyagolható a talaj detoxikáló és pufferoló képessége sem. Ennek mértéke nagymértékben összefügg a talajbaktériumok mennyiségétől és összetételétől. Csak egyes mikrobák képesek arra, hogy a talajba került herbicideket összetételüktől és mennyiségüktől függően C- és N-forrásként hasznosítsák. A talajok biológiai aktivitását számos mikroorganizmus állandó kölcsönhatása eredményezi (BIRÓ, 2005).

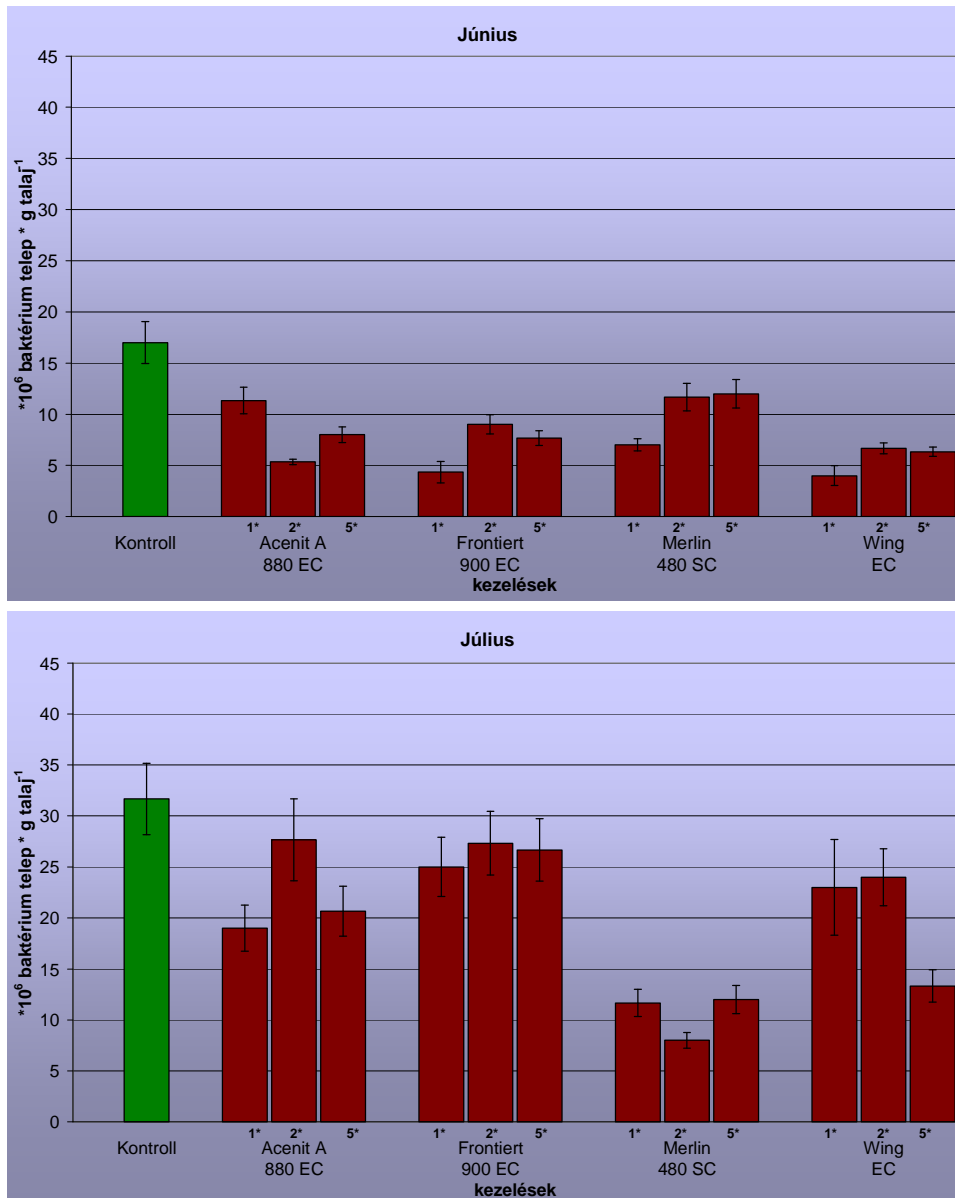
A baktérium a bioszféra legkisebb, önálló anyagcserére képes biológiai rendszere. Apró méretük és relatíve igen nagy testfelület – testtömeg arányuk miatt kiemelkedő az ökológiai jelentőségük. Egy gramm talajban akár $100-1000 \cdot 10^6$ telep is előfordulhat, melynek a tömege 1-5 t is lehet hektáronként. Rendkívül gyorsan reagálnak az ökológia tényezőkben bekövetkezett változásokra, ezért mennyiségi vizsgálatukból következtetni lehet a talaj állapotára (KÁTAI, 2008).

A 2005. évi első vizsgálat azt bizonyította, hogy szinte valamennyi kezelésben szignifikánsan kisebb baktérium mennyiséget határoztunk meg a kontrollhoz viszonyítva. Az Acenit 880 EC (12,15-14,78; 1,73-2,81; $1,29-2,24 \cdot 10^6$ telep), a Merlin 480 SC (3,95-5,51; 1,73-2,81; $0,92-1,75 \cdot 10^6$ telep) és a Wing EC-vel (2,05-3,21; 0,92-1,75; 1,03-1,90) kezelt területeken a dózisok növekedésével csökkent az összes csíraszám, de azok nem minden esetben jelentettek szignifikáns változást (12. ábra).



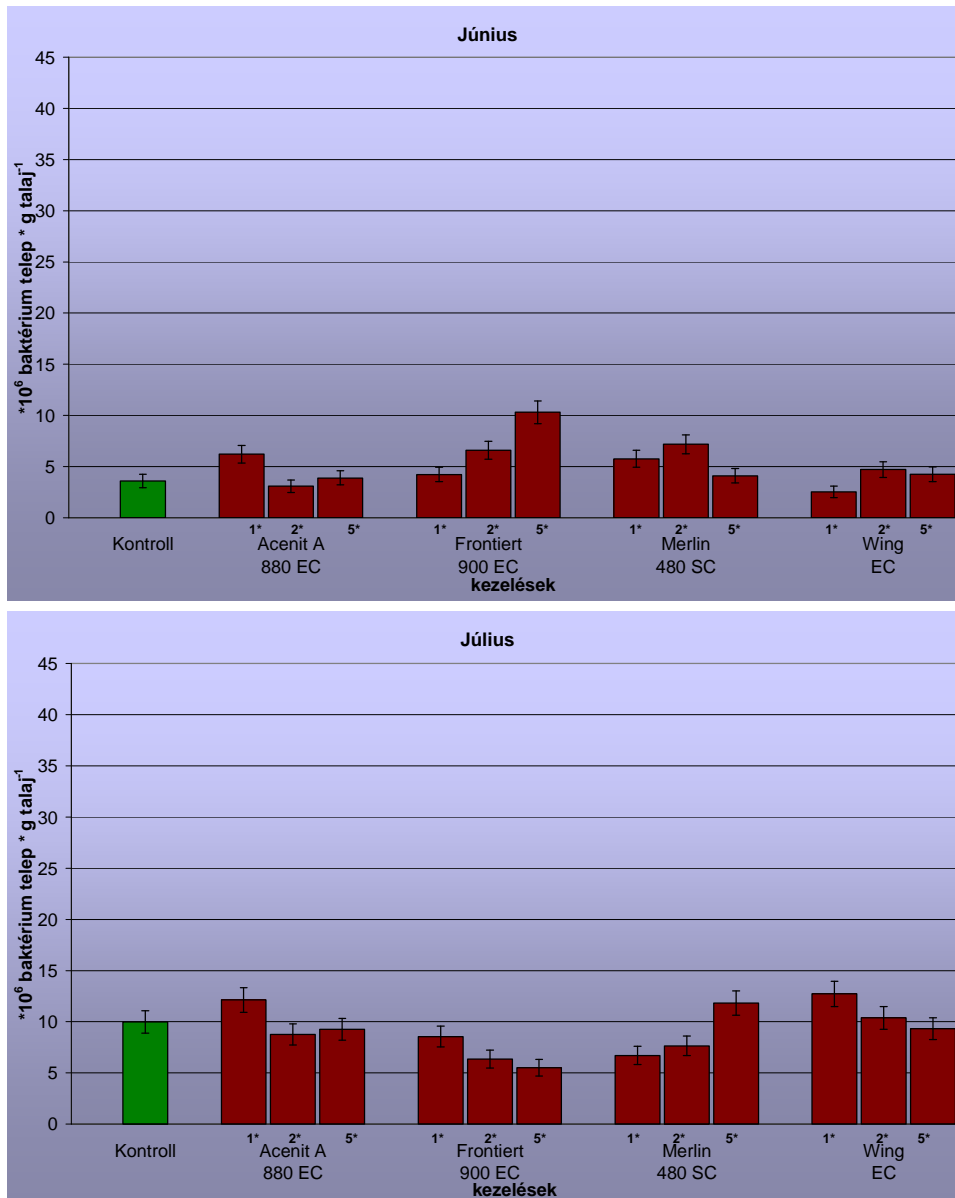
12. ábra. A herbicidek hatása az összes csiraszám alakulására
(Debrecen, 2005. június-július)

A júliusi mintavételnél már sokkal kiegyenlítettebb volt a sejtszám. A szerek közül már csak a Merlin 480 SC-nél (3,10-5,90; 3,47-6,53; 2,38-4,62 *10⁶ telep) tudtuk bebizonyítani a szignifikáns csökkenést a sejtszámban a kontrollhoz (11,34-15,66 *10⁶ telep) képest. A Wing EC-vel (5,40-9,60 *10⁶ telep) kezelt parcellákban a nagy dózis esetén szignifikáns sejtszám csökkenést figyeltünk meg, míg az Acenit 880 EC (5,01-8,99; 5,40-9,60; 7,83-13,17 *10⁶ telep) esetén inkább a kisebb dózisok mellett észleltük a szignifikáns csökkenést.



13. ábra. A herbicidek hatása az összes csíraszám alakulására
(Debrecen, 2006 június, július)

A 2006 –os (95%-os valószínűséggel számolt) összes csíraszám változásában bekövetkezett eredményeket a 13. ábrán mutatjuk be. Hasonlóan az előző évi eredményekhez az első mintavétel időpontjában a baktériumok mennyisége a kezelések hatására lecsökkent a kontrollhoz ($14,96-19,04 \cdot 10^6$ telep) képest. Az Acenit A 880 EC ($10,03-12,63$; $5,07-7,60$; $7,23-8,77 \cdot 10^6$ telep) esetében sejtszám csökkenést tapasztaltunk a koncentráció növekedésével. A többi kezelésnél a növekvő herbicid dózisok mellett nőtt a csíraszám, de a kontroll értékét nem érte el.



14. ábra. A herbicidek hatása az összes csiraszám alakulására
(Debrecen, 2007 június, július)

A júliusi mintavétel értékelésekor azt tapasztaltuk, hogy a baktériumszám sokkal kiegyenlítettebb volt a kontrollhoz ($28,15-35,18 \cdot 10^6$ telep) képest. Szignifikáns baktérium csökkenést csak a Merlin 480 SC-nél ($10,32-13,01$; $7,23-8,77$; $10,61-13,39 \cdot 10^6$ telep) tapasztaltunk, de a dózishatást itt sem sikerült kimutatni. Az Acenit 880 EC-vel ($16,37-21,27$; $23,65-31,68$; $18,21-23,12 \cdot 10^6$ telep) és a Wing EC-vel ($18,30-23,70$; $21,20-26,80$; $11,75-14,91 \cdot 10^6$ telep) kezelt parcellákban is csökkent a sejtszám, de itt nem volt minden kezelés esetében szignifikáns különbség.

A 2006. év második felében és 2007. év első felében nagyon kevés csapadék hullott (5. melléklet).

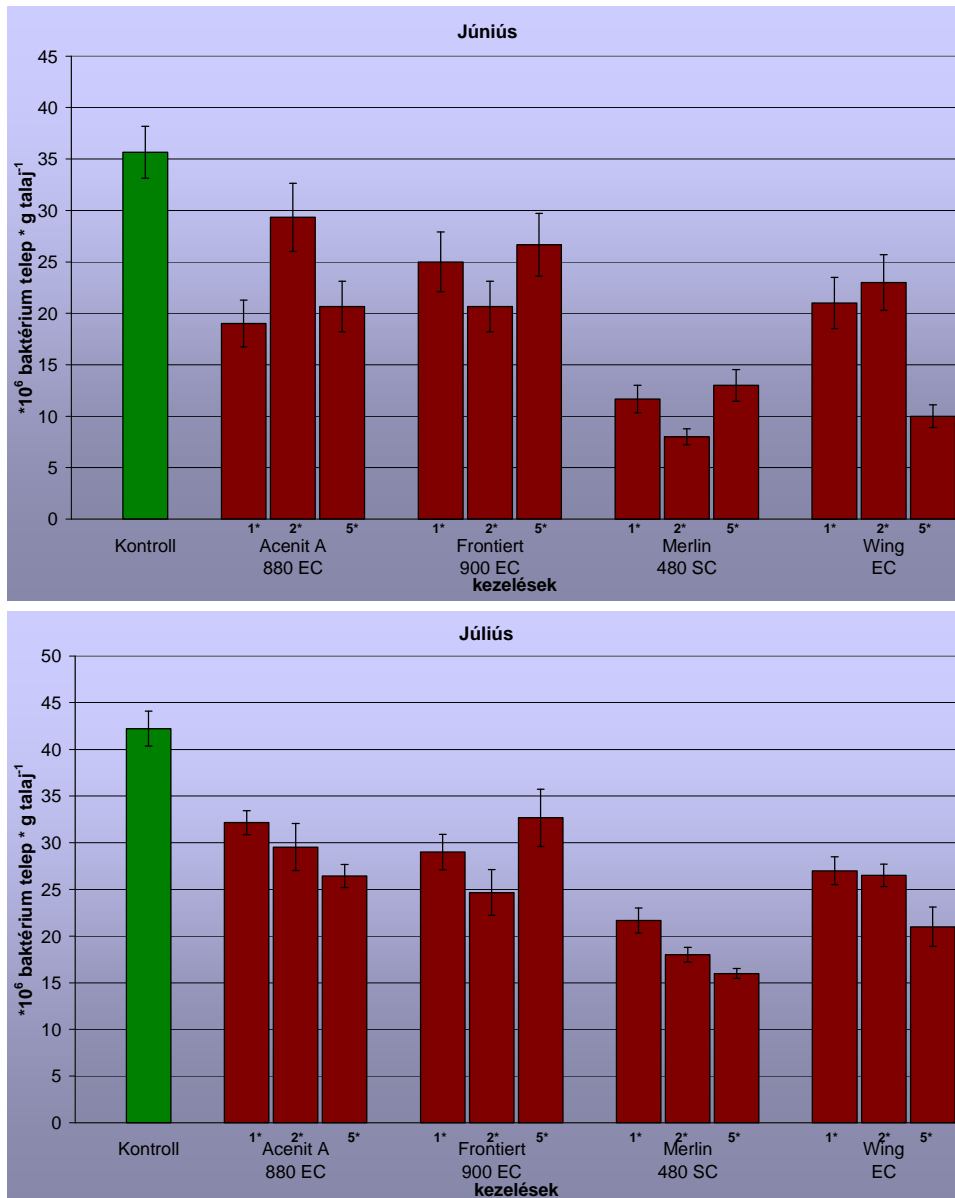
A 2007 évi mintavétel eredményeiből kitűnt, hogy az időjárás hozzájárult ahhoz, hogy a talajban csökkent a baktériumok mennyisége és a mikrobiológiai aktivitás. A 14. ábrán mutatjuk be a 2007. júniusi és júliusi mintavétel eredményeit.

Mind a két mintavétel idején azt tapasztaltuk, hogy a kezelések értékei a kontroll (június $2,92-4,23 \cdot 10^6$ telep és július $8,87-11,06 \cdot 10^6$ telep) értékeitől kis mértékben tértek el pozitív és negatív irányba. A júliusi mintavételnél nagyobb eredményeket mértünk, ez a közben hullott 40 mm esőnek köszönhető. A diagramról leolvasható, hogy a Frontier 900 EC-vel ($7,53-9,56$; $5,47-7,22$; $4,69-6,31 \cdot 10^6$ telep) kezelt területeken csökkent a sejtszám a kontrolléhoz képest és a dózisok emelkedésével tovább csökkent.

A 2008. év csapadék szempontjából a másik végletet jelentette. Májustól július végéig több mint 330 mm csapadék hullott. Ez a talajmikrobiológiai aktivitást nagymértékben serkentette. A 2008-ban mért baktériumszámot a 15. ábrán mutatjuk be.

A júniusi mintavétel során megfigyelhettük, hogy minden kezelés értéke szignifikánsan kisebb volt, mint a kontroll ($33,15-38,18 \cdot 10^6$ telep) értéke. A dózisok hatását egyértelműen nem lehetett kimutatni, de a Merlin 480 SC ($10,32-13,01$; $7,23-8,77$; $11,47-14,53 \cdot 10^6$ telep) hatására mindhárom koncentráció esetén számottevő sejtszám csökkenést tapasztaltuk. A Wing EC-nek csak az 5* dózisa csökkentette nagymértékben az összes csíraszámot ($8,90-11,10 \cdot 10^6$ telep).

A júliusi eredmények hasonló tendenciát mutattak, mint a júniusiak, minden csíraszám érték a kontroll ($40,36-44,08 \cdot 10^6$ telep) értéke alatt maradt. Az eredményekből kitűnik, hogy az Acenit 880 EC-vel ($30,87-33,43$; $27,03-32,04$; $25,21-27,69 \cdot 10^6$ telep), a Merlin 480 SC-vel ($20,32-23,01$, $17,23-18,77$; $15,47-16,53 \cdot 10^6$ telep) és a Wing EC-vel ($25,51-28,49$; $25,30-27,70$; $18,90-23,10 \cdot 10^6$ telep) kezelt parcellákon a dózisok növekedésével lépcsőzetesen csökkent a baktériumok mennyisége.



15. ábra. A herbicidek hatása az összes csiraszám alakulására
(Debrecen, 2008 június, július)

A kísérlet során három évben (2005., 2006., 2007.) az évenkénti első mintavételkor a baktériumok mennyisége mindig kevesebb volt, mint a második mintavételkor. 2008-ban mindkét mintavételi időpontban hasonló nagyságú eredményeket kaptunk.

2006 második fele és 2007 első fele rendkívül száraz időszak volt (a mintavétel idejéig 135,6 mm és 171,5 mm csapadék hullott), a baktériumszám ebben az időszakban kis értékeket mutatott. 2008 júniusában és júliusában rendkívül nagy mennyiségű csapadék esett (285 mm), amely következtében lényegesen nagyobb baktériumszámot kaptunk.

Összességében megállapítható, hogy a talaj összes csíraszámát a kijuttatott herbicidek csökkentették. A legnagyobb mértékű és legtöbb alkalommal előforduló gátlást az Merlin 480 SC herbiciddel kezelt parcellákban tapasztaltuk.

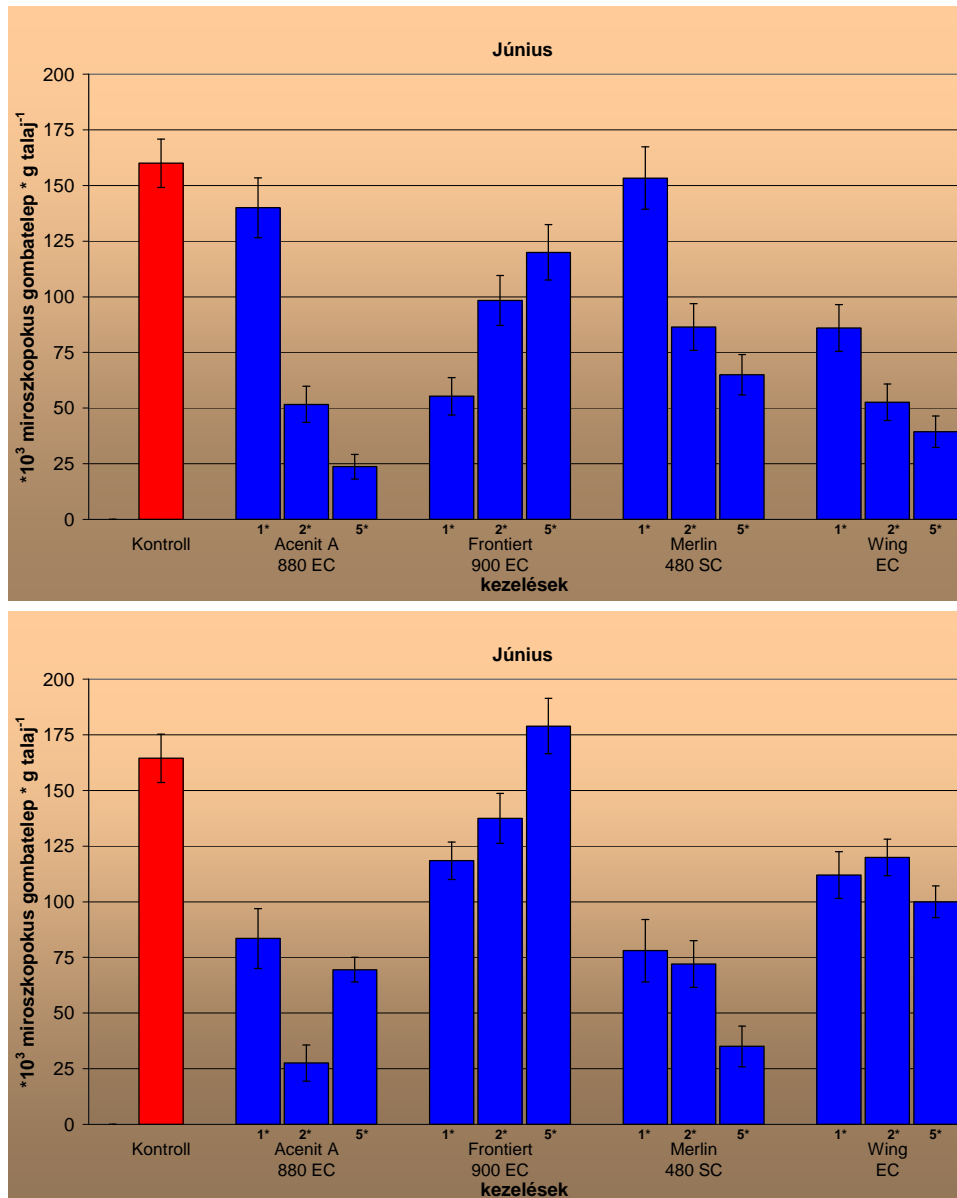
A talajban élő gombák is mikroszkopikus nagyságú sejtekből épülnek fel, amelyek rendszerint hosszú hifákká alakulnak, amelyek körülnövik a talaj részecskéket, a gyökereket. A hifák általában néhány mikrométer átmérőjűek. A talajgombák jelentős talajmikrobiológiai tevékenysége a vízforgalomhoz, a tápanyag körforgalomhoz kötődik, valamint a talaj állapotával kapcsolatos. A gombák többsége, mint szaprofita szervezet a baktériumokkal együtt meghatározó szerepet játszanak az ökoszisztémák táplálékláncában. Átalakítják a nehezen bontható szerves anyagokat olyan formákká, amelyeket más élőlények is képesek hasznosítani, ezért nagyon fontosak lehetnek a környezetbe kerülő szennyezőanyagok lebontásában (KÁTAI, 2008).

A mikorrhiza – a mikroszkopikus gombák és a magasabb rendű növény kapcsolata – nagyon jelentős, mivel a növények számára kedvezőbbé válik mind a tápanyag- mind a vízfelvétel. Az arbuskuláris mikorrhiza gombafajok a leggyakoribb talajgombák közé tartoznak, spóráik elsősorban talajban képződnek. Más mikroorganizmusokhoz hasonlóan érzékenyen reagálnak a talajszennyezésekre (TAKÁCS et al., 2000).

A baktériumokhoz hasonlóan a talajban élő mikroszkopikus gombák esetében is 95% megbízhatósági határok mellett határoztuk meg a sejtszámok intervallumát.

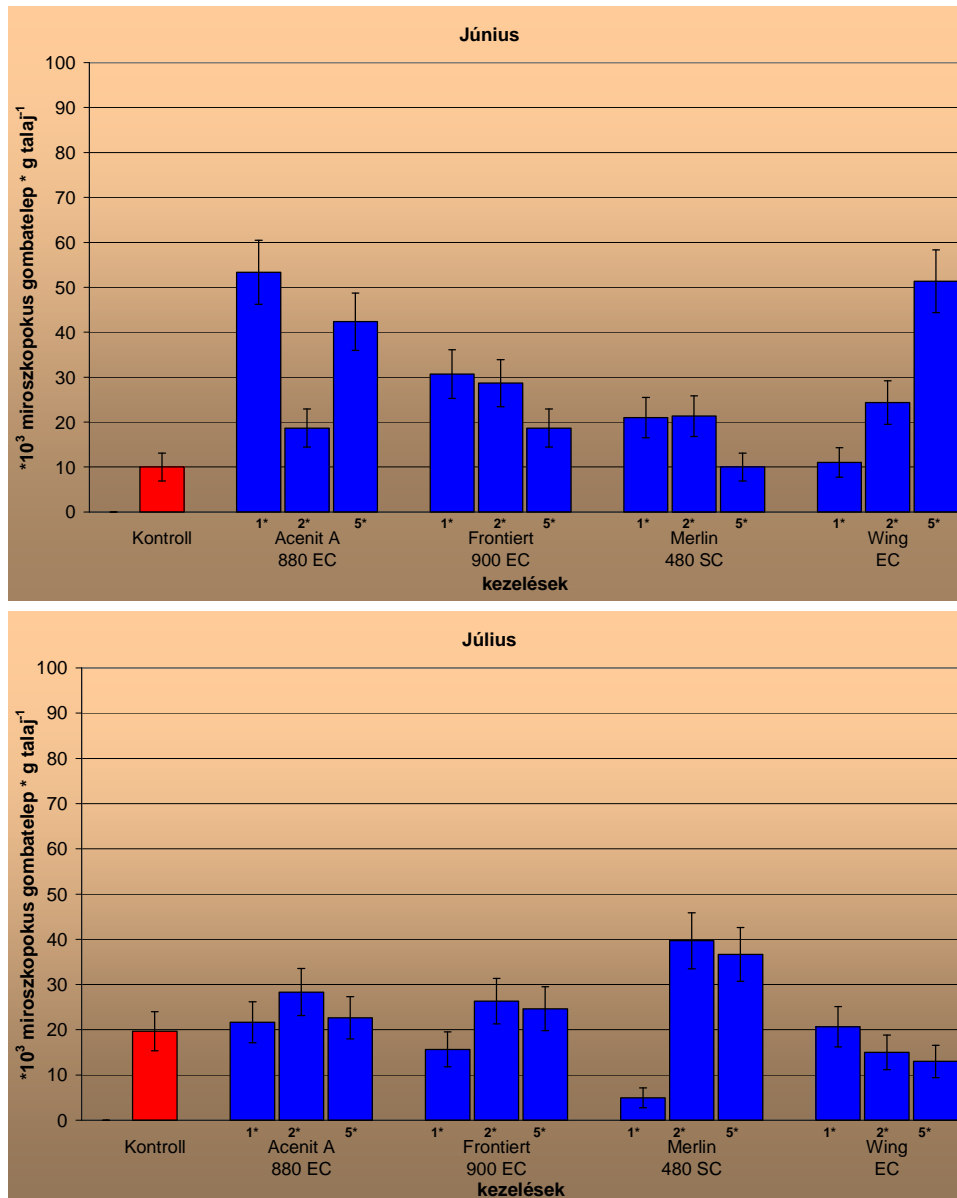
A 2005. évi mintavétel eredményeit a 16. ábrán mutatjuk be. Júniusban a kontroll (149,13-170,87 *10³ telep) értékét csak az Acenit 880 EC-vel (126,61-153,39 *10³telep) és a Merlin 480 SC-vel (139,39-167,35*10³telep) alap kezelésként kijuttatott herbiciddel kezelt parcellák mikroszkopikus gombaszáma közelítette meg. A többi parcellában a gombaszám lényegesen kevesebb a kontroll értékénél.

A júliusi mintavételkor a kontroll (149,99-179,01 *10³ telep) értékét a Frontier 900 EC (124,23-150,77; 163,86-194,14*10³ telep) nagyobb dózisaival kezelt parcellák eredményei közelítették meg, illetve az 5* dózis meg is haladta azt.



16. ábra. A herbicidek hatása a mikroszkopikus gombák mennyiségére
(Debrecen, 2005. június, július)

2006. évi első mintavétel eredményei azt mutatják, hogy a Merlin 480 SC (6,90-13,10 *10³ telep) ötszörös dózissal kezelt terület kivételével nőtt a mikroszkopikus gombák mennyisége a kontrollhoz (6,90-13,10 *10³ telep) képest (17. ábra). A gombaszám növekedés a Wing EC (7,75-14,25 *10³ telep) alapkezelés kivételével szignifikáns volt. A legnagyobb eredményeket az Acenit A 880 EC 1*, 5* és a Wing EC 5* dózisaival mértünk (46,18-40,49; 35,96-48,71 és 44,31-58,35*10³ telep). A Wing EC kezelésekben a növekvő dózisok hatására nőtt a gombaszám.



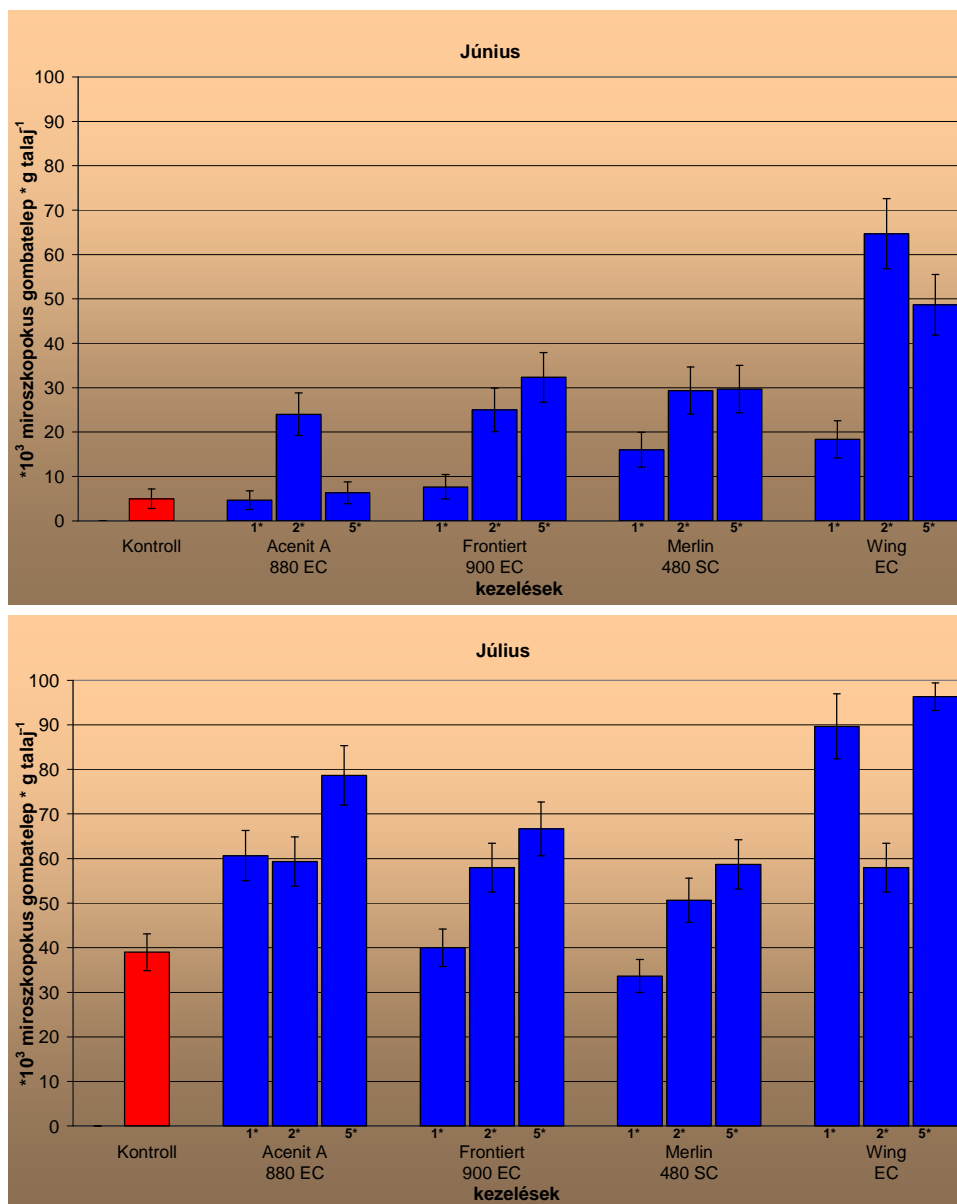
17. ábra A herbicidek hatása a mikroszkopikus gombák mennyiségére
(Debrecen, 2006. június, július)

A júliusi mintavétel esetében is hasonló eredményeket tapasztaltunk, csak a Merlin 480 SC (2,81-7,19 *10³ telep) alapkezelés hatására volt szignifikánsan kisebb a mikroszkopikus gombák mennyisége a kontrollhoz (15,32-24,01 *10³ telep) képest. Kiugróan magas értékeket mértünk a Merlin 48 EC 2* és 5* (33,49-45,84; 30,73-42,60*10³ telep) dózisaiban a kontrollhoz viszonyítva.

A 18. ábrán a 2007. évi eredményeket mutatjuk be. A júniusi mintavétel alkalmával kapott eredményekből kitűnik, hogy nőtt a mikroszkopikus gombák mennyisége a kontrollhoz (2,81-7,19 *10³ telep) viszonyítva. A legnagyobb mikroszkopikus gomba számot a Wing EC –vel

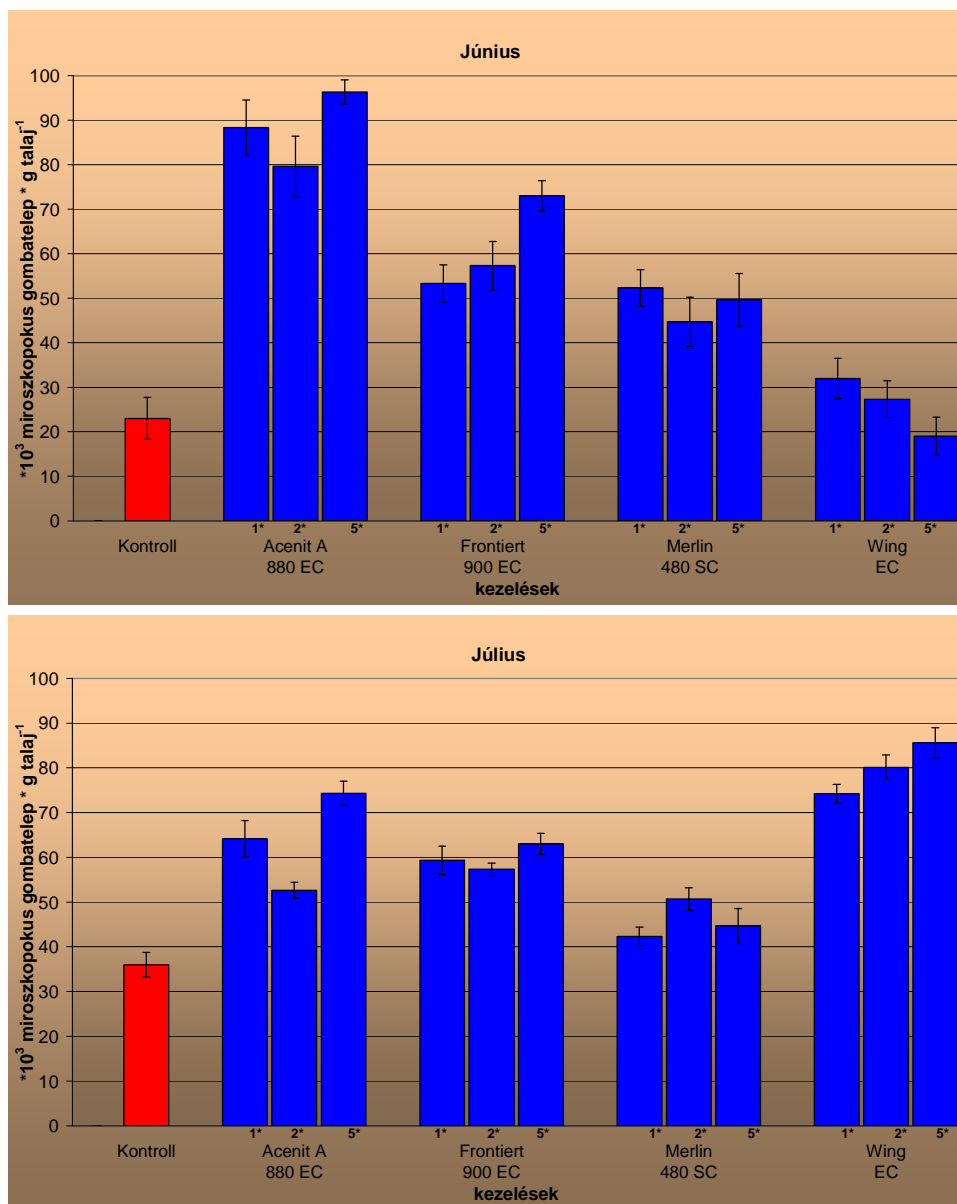
(14,14-22,53; 56,79-72,55; 41,83-55,60 *10³ telep) kezelt parcellákban tapasztaltunk, ahol a dózisok emelkedésével a gombák mennyisége is növekedett.

A júliusi mintavétel idején hasonlóan a júniuséhoz a kontroll (34,88-43,12 *10³ telep) értékénél nagyobb eredményeket kaptunk, kivéve a Merlin 480 EC (29,98-37,35*10³ telep) alapkezelés esetében. Ebben a vizsgálati időpontban is a Wing EC-vel (82,39-96,95; 52,54-63,46; 93,23-99,44 *10³ telep) kezelt területeken mértük a legnagyobb gombaszámot, szintén kiemelkedő értékeket mértünk az Acenit 880 SC-vel (55,03-66,30; 53,78-64,88 és 71,94-85,36 *10³ telep) kezelt területeken.



18. ábra. A herbicidek hatása a mikroszkopikus gombák mennyiségére (Debrecen, 2007. június, július)

A 2008. évi mintavételkor kapott mikroszkopikus gombák számát a 19. ábrán ábrázoltuk. Mindkét mintavételnél a kontroll értékénél nagyobb telepszámot kaptunk kivéve a júniusi mintánál, ahol Wing EC (14,3-23,27*10³ telep) nagy dózissal kezelt parcellában kisebb gombaszámot mértünk, mint a kontrollban (18,30-27,70*10³ telep). Ebben a kezelésben még megfigyelhető volt, hogy a dózisok növekedésével csökkent a mikroszkopikus gombák mennyisége. A Frontier 900 EC (49,18-57,49; 51,91-62,75; 69,63-76,37 *10³ telep) kezeléseknél ennek az ellenkezőjét tapasztaltuk, mivel a dózisok növekedésével nőtt a gombák mennyisége. A legnagyobb értékeket az Acenit A 880 EC-vel (82,12-94,54; 72,92-86,41 és 93,62-99,05 *10³ telep) kezelt területeken mértük.



19. ábra. A herbicidek hatása a mikroszkopikus gombák mennyiségére (Debrecen, 2008. június, július)

A júliusi mintavétel idején szintén magas eredményeket kaptunk az Acenit A 880 EC-vel (60,12-68,18; 50,92-54,41; 71,62-77,05*10³ telep) kezelt területeken. A legnagyobb eredményeket a Wing EC-vel (72,14-76,32; 77,36-82,88; 82,28-88,98*10³ telep) kezelt talajokban kaptuk és ebben a mintákban a mikroszkopikus gombák mennyisége a dózisok növekedésével együtt nőtt.

2005-ben mindkét mintavételkor a kontrollhoz viszonyítva kisebb gombszámot határoztunk meg. A következő három évben (2006, 2007, 2008) – néhány esettől eltekintve – kezelések hatására lényegesen nagyobb volt a mikroszkopikus gombák száma. Esetenként az alkalmazott szerek koncentrációja is (negatív vagy pozitív) hatással volt a gombák mennyiségére.

Összességében megállapíthatjuk, hogy a mikroszkopikus gombák előfordulását elősegítette a vizsgálatban használt négy herbicid, illetve a herbicidek különböző koncentrációi. Lehetséges, hogy a mikroszkopikus gombák tápanyagforrásként használták fel az egyes herbicideket. A legnagyobb mértékben az Acenit A 880 EC herbicid hatására növekedett a mikroszkopikus gombák mennyisége. Hasonló eredményeket ért el LI et al., (2005), amikor 50 mg * kg⁻¹ acetoklór alkalmazott, melynek hatására növekedett a mikroszkopikus gombák mennyisége.

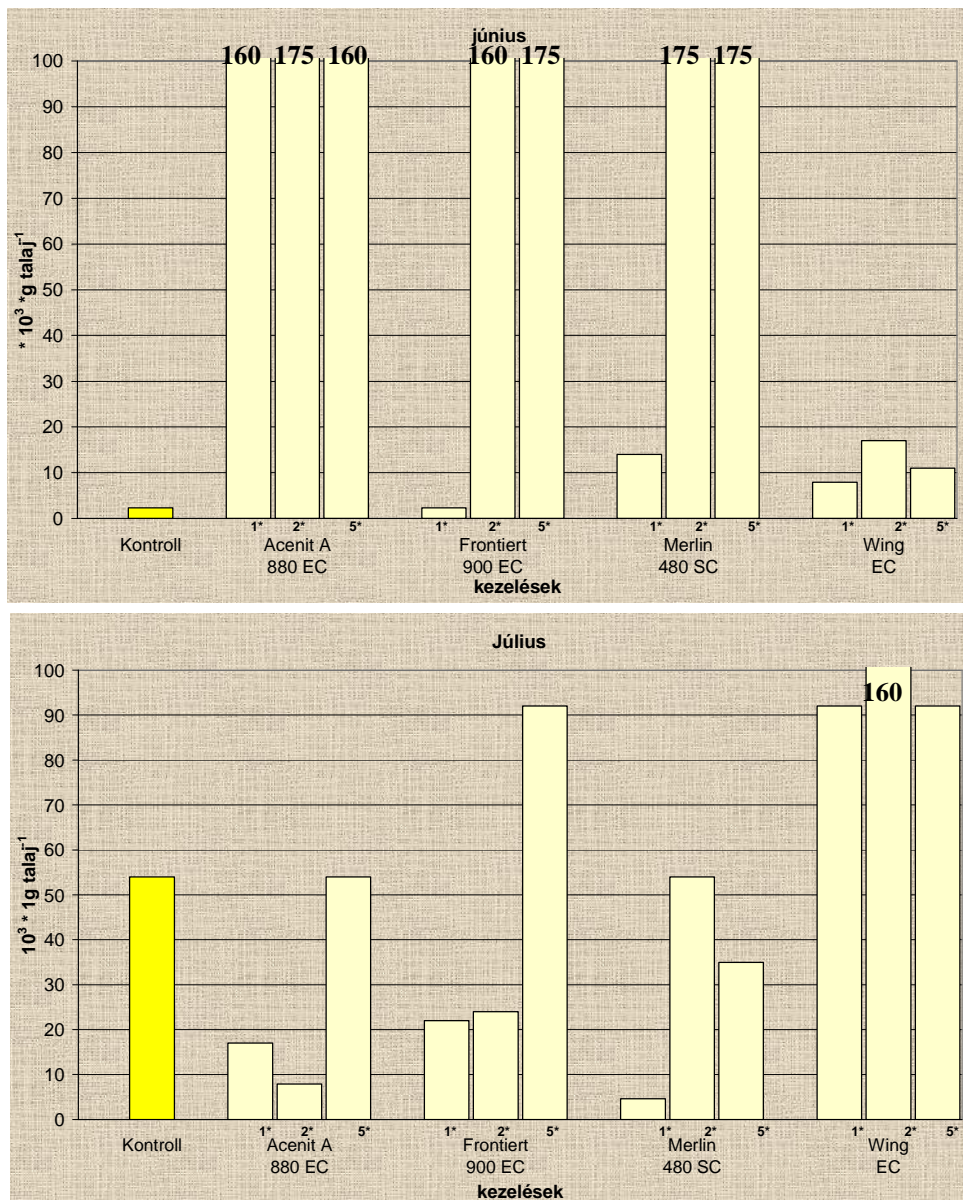
A cellulóz a talajokban a legnagyobb mennyiségben beépülő és ott lebomló kulcsfontosságú szerves anyaga a bioszférának. A talajban a cellulózbontást számtalan ökológiai faktor (többek között a talaj nedvességtartalma, hőmérséklete, levegőzöttsége, kémhatása és a felvehető nitrogén tartalma) befolyásolja (SZEGLI, 1984), fontos ismernünk azt is, hogy a talajba kijuttatott kemikáliák milyen hatással lehetnek a cellulózbontásra.

A Földön évente CO₂ formájában 300 milliárd tonna szén alakul át szerves anyaggá, ennek megközelítőleg egyharmada cellulóz. A cellulózt a gombák gyorsabban a baktériumok lassabban tudják bontani mivel a cellulóz tartalmú szövetek tömörek és megakadályozzák az enzimek diffúzióját (SZABÓ, 2008). Számtalan különböző rendszertani csoportba tartozó baktériumot és gombát ismerünk, mely a cellulóz bontására alkalmas celluláz enzimet termel.

Az első mintavétel idején a kontroll értékét (2,3 * 10³ legvalószínűbb sejtszám) a Frontier 900 EC alapkezelés kivételével minden parcella eredménye meghaladta. A legnagyobb sejtszámot az Acenit 880 EC-vel (160-175 * 10³ legvalószínűbb sejtszám) kezelt parcellákon mértünk, közel azonos eredményeket kaptunk a nagy adagú Frontier 900 EC, illetve Merlin 480 SC-vel

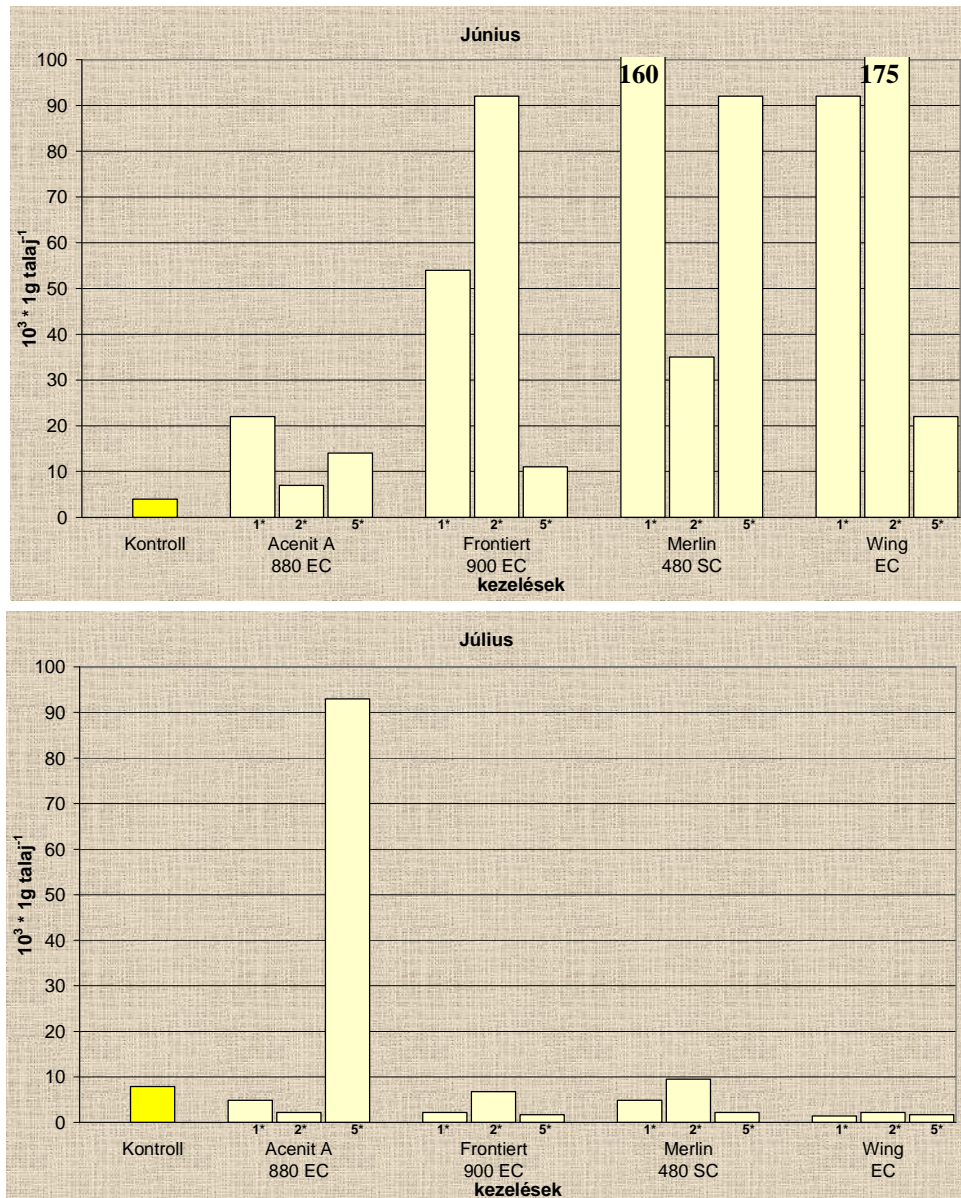
kezelt területeken (20. ábra) is. Kisebb mértékben, de a Wing EC-vel ($7,9, 17, 11 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kezelt parcellákban is nőtt a cellulózbontók aktivitása.

A júliusi mintavételkor már nagyobb értékeket mértünk a kontrollban ($54 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám értéke), a többi sejtszám viszont csökkent. A Wing EC-vel kezelt területeken mértünk egységesen nagyobb eredményeket ($92, 160, 92 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám). A Frontier ($92 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) nagy dóziséval kezelt parcellában is kiemelkedően magas eredményt kaptunk, a többi kezelésben a kontrollhoz hasonló, vagy kevesebb volt az aerob cellulózbontó baktériumok mennyisége.



20. ábra. A herbicidek hatása a cellulózbontó baktériumok legvalószínűbb csiraszámára (Debrecen, 2005. június, július)

A 2006-ban mért cellulózbontó baktériumszám eredményeit mutatjuk be a 21. ábrán. A júniusi mintavételkor – hasonlóan az előző évi eredményhez – minden kezelésben nagyobb cellulózbontó sejtszámot mértünk, mint a kontrollban ($4 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám). Kiugróan nagy értékeket kaptunk a Merlin 480 SC-vel ($160,35, 92 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) és a Wing EC-vel ($92, 175, 22 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kezelt parcellákban.

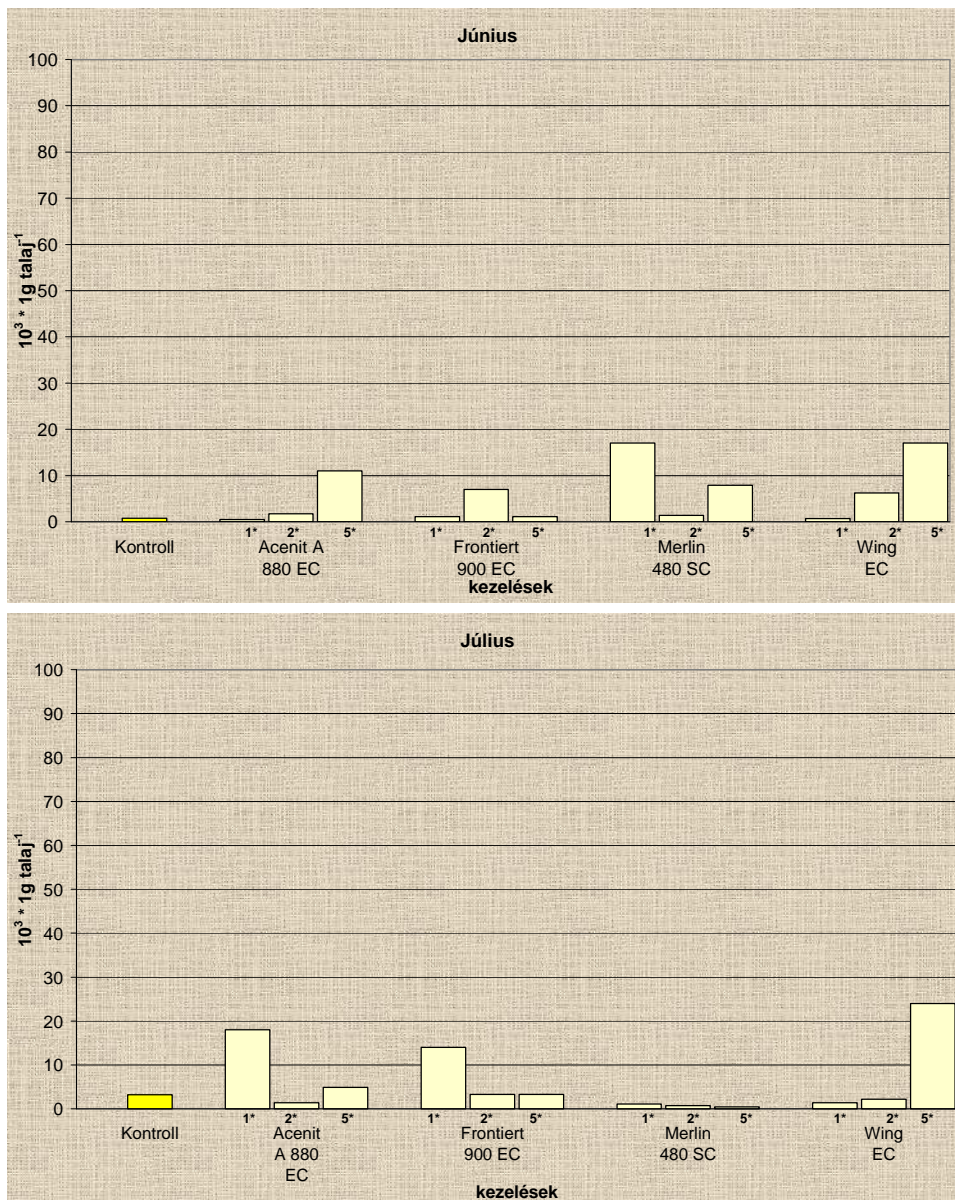


21. ábra. A herbicidek hatása a cellulózbontó baktériumok legvalószínűbb csiraszámára (Debrecen, 2006. június, július)

A második mintavétel során általában nagyon alacsony sejtszámokat mértünk, a kontroll ($7,9 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) értékét csak az Acenit A 880EC ($93 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) nagy dózisu kezelésében mért baktériumszám haladta meg. A legkisebb sejtszám

értékeket a Wing EC-vel ($1,4; 2,2; 1,7 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kezelt területeken tapasztaltuk.

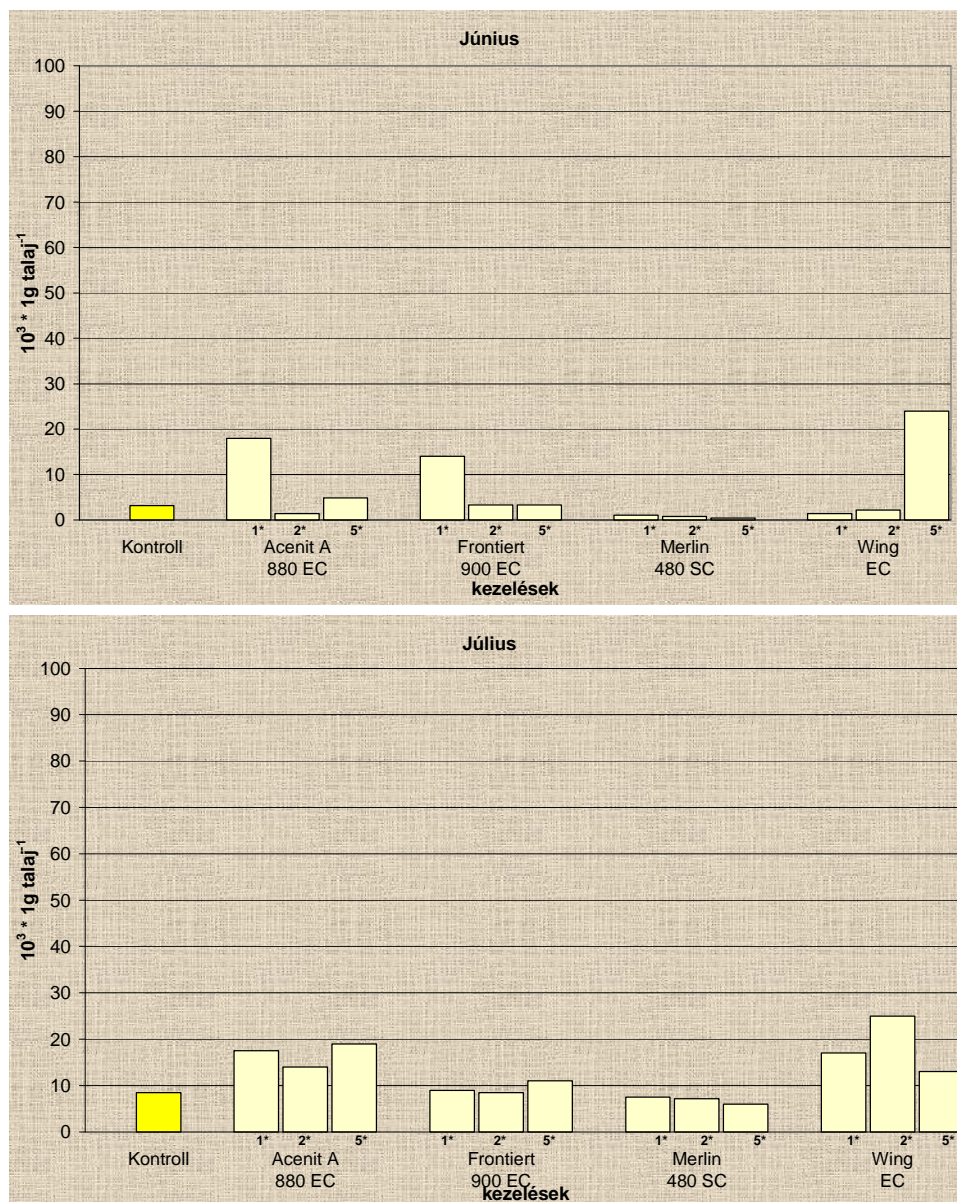
A harmadik év cellulózbontó baktérium értékei jóval az előző évek eredményei alatt maradtak, ez a vízhiányos időjárással magyarázható (22. ábra). A júniusi mintavételkor a kontroll ($0,78 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) értékét csak az Acenit A 880 EC-vel ($0,45 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) alap kezeléséből mért sejtszám nem érte el. A többi kezelésnél – igaz nem érték el az előző évi átlagot – a kontrollhoz képest nagyobb sejtszámot kaptunk.



22. ábra. A herbicidek hatása a cellulózbontó baktériumok legvalószínűbb csiraszámára (Debrecen, 2007. június, július)

A legnagyobb értékeket az Acenit A 880 EC ($11 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) és a Wing EC ($17 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) legnagyobb dózisi esetén kaptuk, hasonlóan a Merlin 480 EC ($17 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) alapkezeléséhez.

A következő időszakban már több kezelés esetében is kisebb sejtszámot kaptunk, mint amennyit a kontroll talajában meghatároztunk ($3,2 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám). A Merlin 480 EC-vel (1,1; 0,75; $0,45 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kezelt parcellákban egyik kezelésben sem mértünk a kontrollénál nagyobb értéket. A legmagasabb cellulózbontó aktivitást a Wing EC ($24 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) legnagyobb dóziséval kezelt területen mértünk.



23. ábra. A herbicidek hatása a cellulózbontó baktériumok legvalószínűbb csiraszámára (Debrecen, 2008. június, július)

Az utolsó évi mintavétel eredményeit a 23. ábrán mutatjuk be. A júniusi mintavételkor a kontroll ($7,9 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) értéke alatt csak a Merlin 480 SC ($1,7; 3,9 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) két kis dóziséval és a Wing EC ($4 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) nagy dóziséval kezelt parcellák cellulózbontó sejtszáma maradt. Kiemelkedően sok cellulózbontó baktériumot az Acenit A 880 EC ($175 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) ötszörös dóziséval kezelt parcellákban határoztunk meg.

A második mintavételkor a kontrollnál ($8,5 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) alacsonyabb eredményeket kaptunk a Merlin 480 EC-vel ($7,5,7,2; 6 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kezelt területeken. A kontroll értékénél egyértelműen nagyobb eredményt kaptunk mind az Acenit A 880 EC-vel ($17,5; 14; 19 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám), mind a Wing EC-vel kezelt parcellákban ($17; 25; 13 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám).

A cellulózbontók száma 2005-ben mindkét alkalommal, 2006-ban az első mintavételi időpontban jelentősebb mennyiségűnek bizonyult. 2005. és 2006. évi első mintavételkor a kontrollhoz képest nagyobb cellulózbontó baktérium értéket mértünk a kezelések többségében.

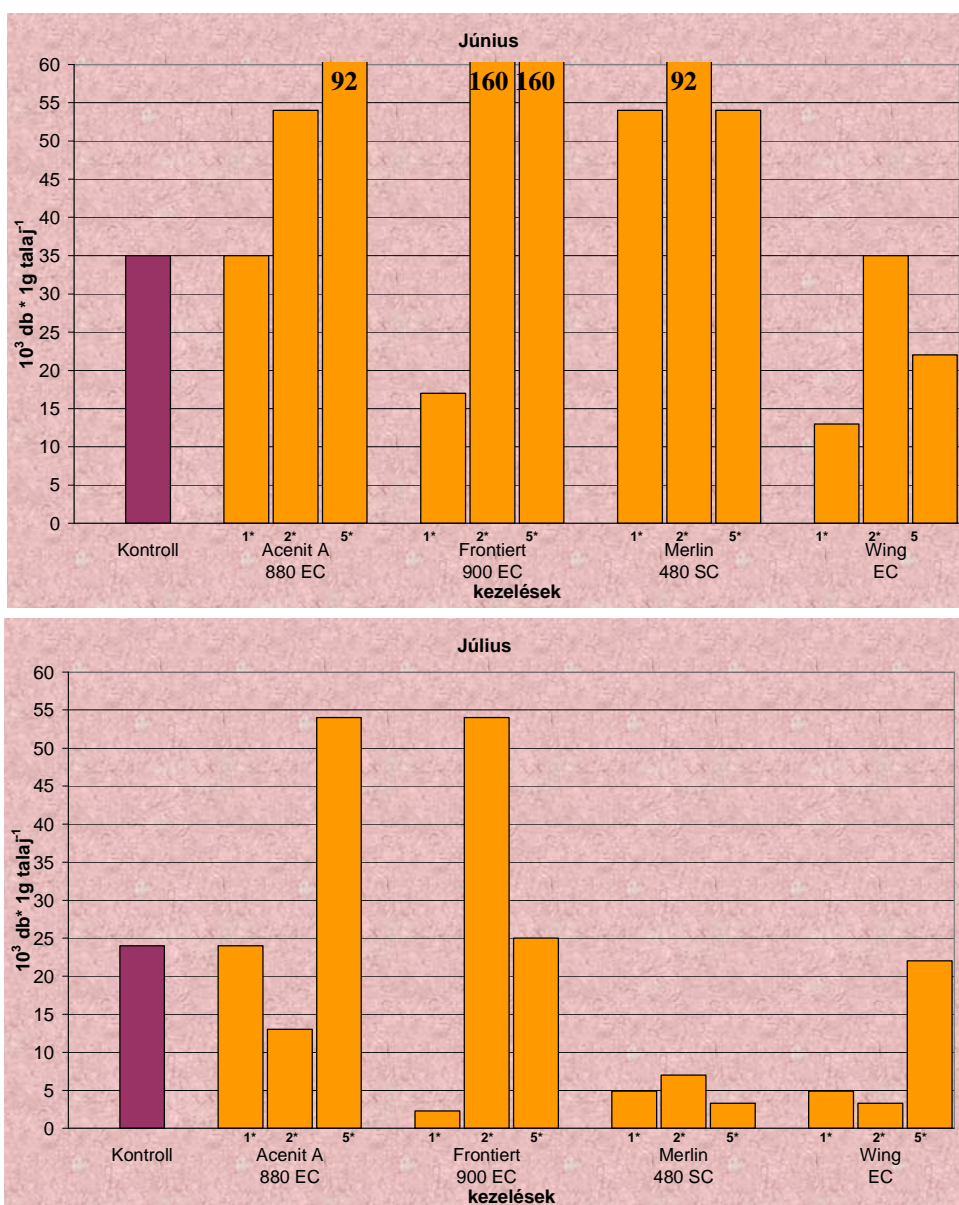
A második mintavételek esetében 2007-ben (a legszárazabb évben) és 2008-ban (a legnedvesebb évben) a kontroll és a kezelések között alig észleltünk különbségeket.

A Wing EC és az Acenit A 880 EC nagyobb dózisa több alkalommal is serkentő hatásúnak bizonyult, amely a cellulózbontók számának emelkedését eredményezte.

Azokat a baktériumokat, melyek a nitrogén körforgalomban az ammóniát oxidálják nitritté majd nitráttá, nitrifikáló baktériumoknak nevezzük. A nitrifikáció során az oxidációval nyert energiát a szervezetek arra használják, hogy szerves vegyületekből szerves vegyületeket hozzanak létre, amelyből felépítik saját szervezetüket (kemoszintézis). A nitrifikáció igen jelentős folyamat, mivel ez által jön létre a növények számára könnyen felvehető nitrogénforma, a nitrát ion.

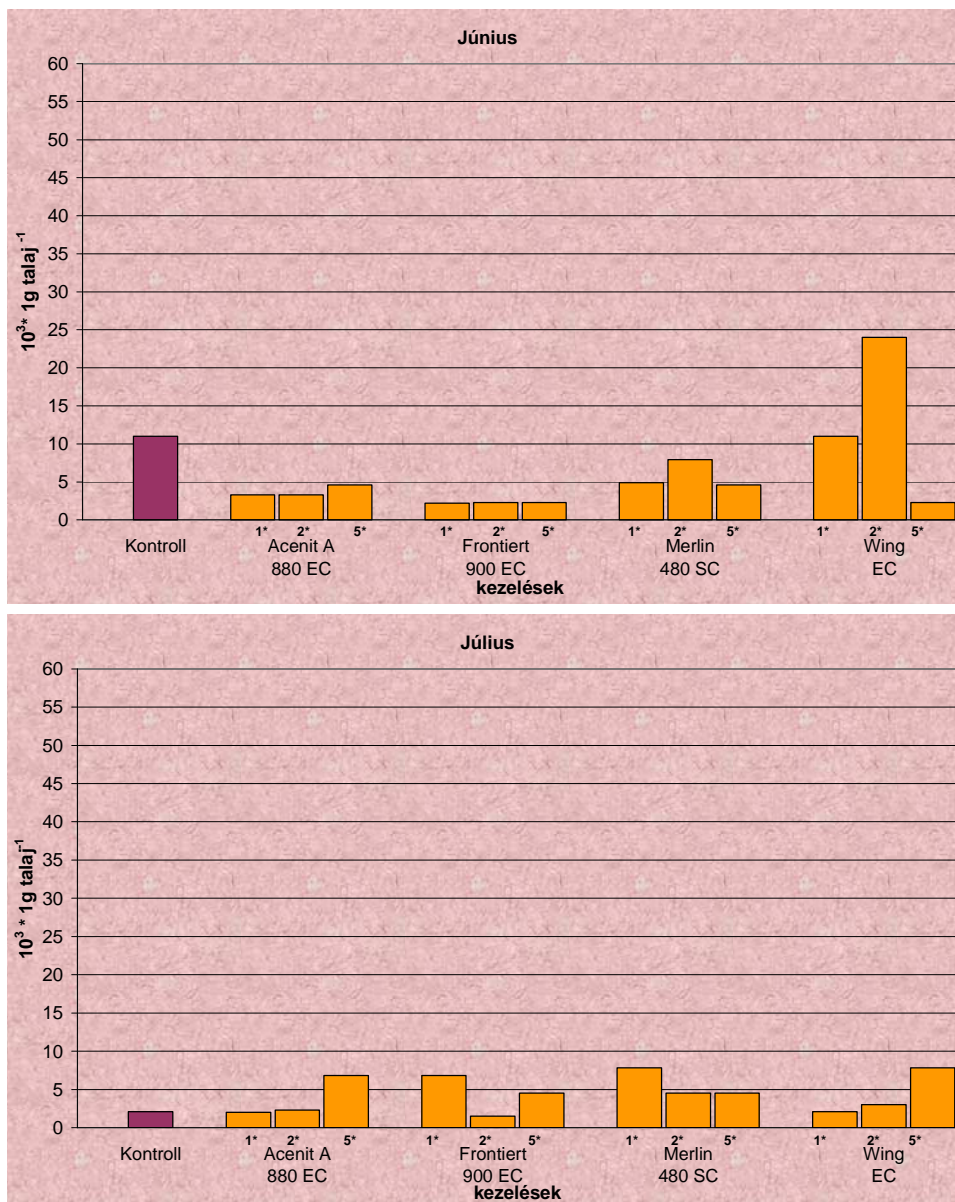
A 2005. évi, első mintavételkor kapott eredményeket a 24. ábrán mutatjuk be. A júniusi eredmények azt mutatják, hogy a Wing EC ($13; 35; 22 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kivételével nőtt a nitrifikáló baktériumok mennyisége a kontrollhoz ($35 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) képest. Legnagyobb volt a nitrifikálók száma a Frontier 900 EC ($160 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) nagyobb dózisaival kezelt parcellákban. Szintén nagy sejtszám értékeket kaptunk a Acenit 880 EC ($92 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) legnagyobb dóziséval és a Merlin 480 SC ($92 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) közepes dóziséval kezelt parcellákon.

A júliusi mintavételkor azt tapasztaltuk, hogy a kontroll ($24 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) értékét csak az Acenit A 880 EC (54;) legnagyobb dóziséval kezelt területen és a Frontier 900 EC (54; 25; $\cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) nagyobb dózissal kezelt parcellákon mért baktériumszám haladta meg. A Merlin 480 SC (4,9; 7; $3,3 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) és a Wing EC-vel (4,9; 3,3; $22 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kezelt parcella nitrifikáló baktériumainak mennyisége a kontroll értéke alatt maradt.



24. ábra. A herbicidek hatása a nitrifikáló baktérium legvalószínűbb csiraszámára (Debrecen, 2005. június, július)

A következő évi mintavétel júniusi mintáiban a kontroll ($11 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) értékét csak a Wing EC ($24 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) közepső dóziséval kezelt parcella sejtszáma haladta meg (25. ábra). Az Acenit A 880 EC-vel ($3,3; 3,3; 4,6 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám), Frontier 900 EC-vel ($2,2; 2,2; 2,3 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám), és a Merlin 480 SC-vel ($4,9; 7,9; 4,6 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kezelt parcellákban mért nitrifikáló baktériumok mennyisége jelentős mértékben a kontroll értéke alatt maradt.

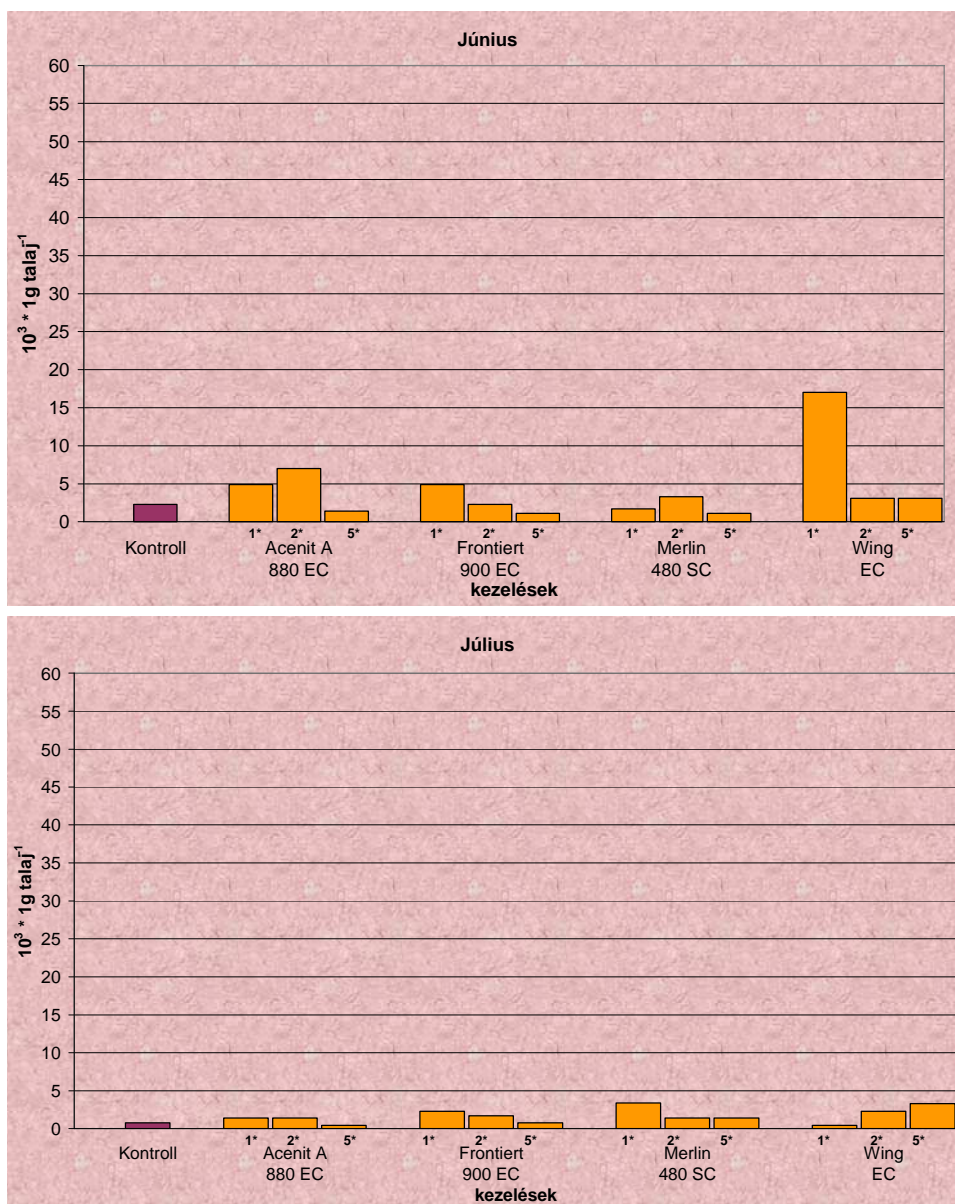


25. ábra. A herbicidek hatása a nitrifikáló baktérium legvalószínűbb csiraszámára (Debrecen, 2006. június, július)

A júliusi minták esetén már nagyobb mértékű szórást tapasztaltunk. A Merlin 480 SC-vel ($7,8; 4,5; 4,5 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kezelt parcellák minden dózisban nagyobb nitrifikáló aktivitást mutattak, mint a kontroll ($2,1 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) értéke. A

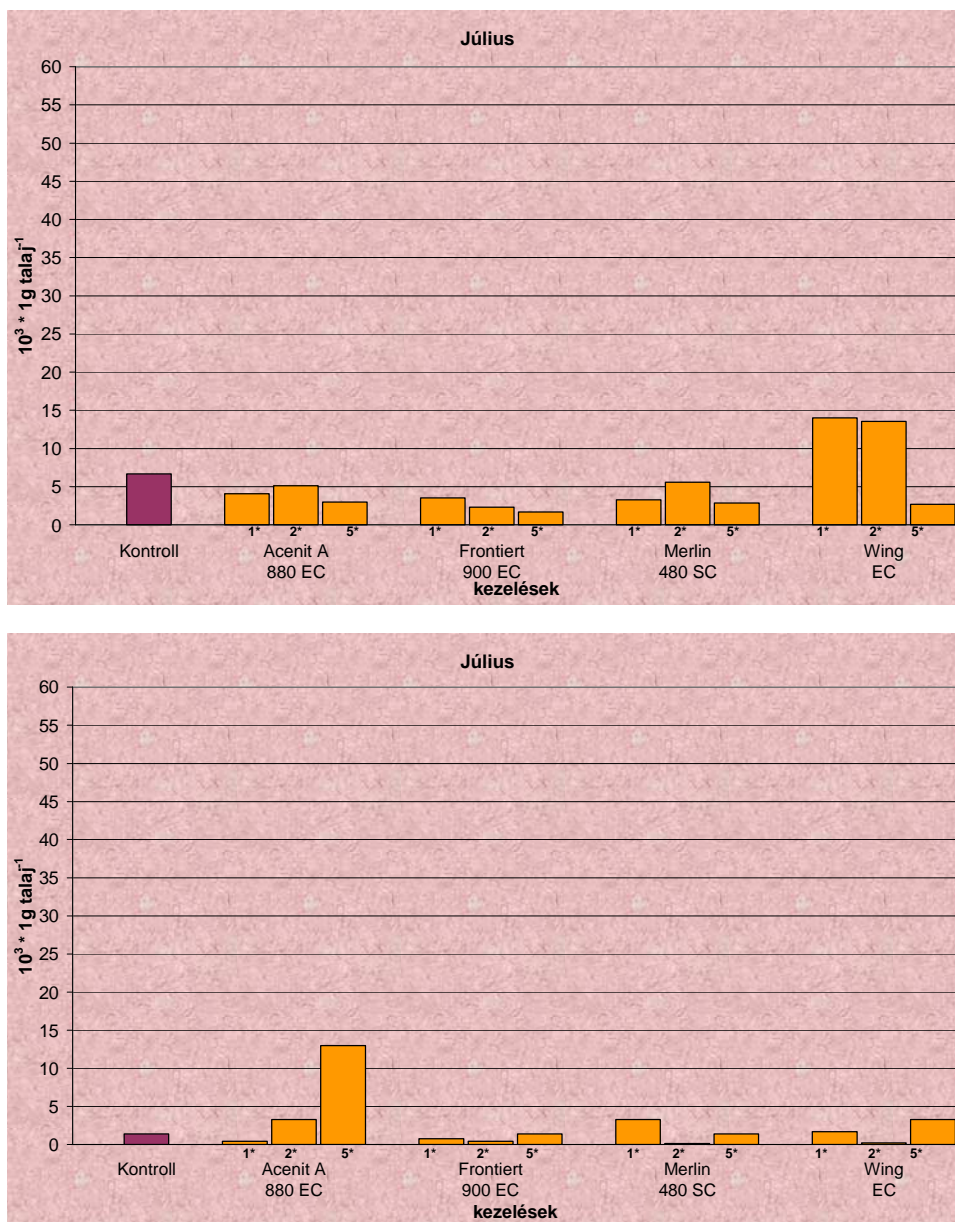
Wing EC-vel (2,1; 3; 7, * 10^3 legvalószínűbb sejtszám) kezelt területeken a dózisok emelkedésével nőtt a nitrifikáló baktériumok mennyisége, csak az alapkezelésben nem haladta meg a kontrollban mért értéket.

A 2007. évi júniusi mintavétel során (26. ábra) a kontroll ($2,3 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) baktériumszámát minden dózisban a Wing EC-vel ($17; 3,1; 3,1 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kezelt területeken a nitrifikáló baktériumok mennyisége meghaladta. A Frontier 900 EC-vel ($4,9; 2,3; 1,1 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kezelt parcellában a kis dózisu kezelés hatására nőtt a sejtszám, a közepes dózisban megegyezett a kontroll értékével, a nagy dózisban pedig csökkent.



26. ábra. A herbicidek hatása a nitrifikáló baktérium legvalószínűbb csiraszámára (Debrecen, 2007. június, július)

A júliusban vett talajmintákból sokkal kisebb nitrifikáló baktériumszámot határoztunk meg az Acenit A 880 EC ($0,45 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) ötszörös dóziséval és a Wing EC ($0,45 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) alap dóziséval kezelt parcellákban, a sejtszám a kontroll értéke alatt maradt ($0,78 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám). E mellett megállapítható, hogy a Wing EC-vel ($0,45$; $2,3$; $3,3 \cdot 10^3$ telep aerob nitrifikáló baktérium) kezelt parcellákban a dózisok növekedésével nőtt a sejtszám. A többi kezelésben ellenkező tendenciát tapasztaltunk, mivel az Acenit A 880 EC-vel ($1,4$, $1,4$, $0,45 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám), Frontier 900 EC-vel ($2,3$, $1,7$; $0,78 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) és a Merlin 480 SC-vel ($3,4$; $1,4$; $1,4 \cdot 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kezelt területeken a dózisok hatására csökkent a baktériumszám.



27. ábra. A herbicidek hatása a nitrifikáló baktérium legvalószínűbb csiraszámára (Debrecen, 2008. június, július)

A 27. ábrán az utolsó mintavételi év eredményeit mutatjuk be. Júniusban a Wing EC (14; $13,5 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) alap illetve közepső dóziséval kezelt parcellákban mértünk nagyobb sejtszámot, mint a kontrollban ($6,5 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám). A többi kezelés esetén kisebb sejtszámokat kaptunk. A Frontier 900 EC-vel (3,5; 2,3; $1,7 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kezelt parcellákban a sejtszám a dózisok növekedésével együtt csökkent.

A második mintavételi időszakban Az Acenit A 880 EC-vel (0,45; 3,3; $13 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám) kezelt területeken a dózisok növekedésével együtt nőtt a baktériumok mennyisége, bár az alap kezelés értéke nem érte el a kontroll értékét ($1,4 * 10^3$ legvalószínűbb sejtszám).

A nitrifikáló baktériumok száma 2005-ben mindkét mintavétel alkalmával több kezelésben elérte a tízezres nagyságot, a többi alkalommal (2006, 2007, 2008.) ezres nagyságrendű volt.

A szárazabb évjáratokban (2006, 2007.) érthetően kisebb mennyiségben fordultak elő a nitrifikálók, de számuk 2008-ban sem bizonyult lényegesen többnek.

A nyolc mintavételi időpont, négy herbicid és annak három dózisa ($8*4*3=96$) összesen 96 hatásvizsgálat eredményének értékelését teszi lehetővé. Ebből 27 esetben gátló és 26 esetben pedig serkentő hatással voltak a herbicidek a nitrifikálók mennyiségére.

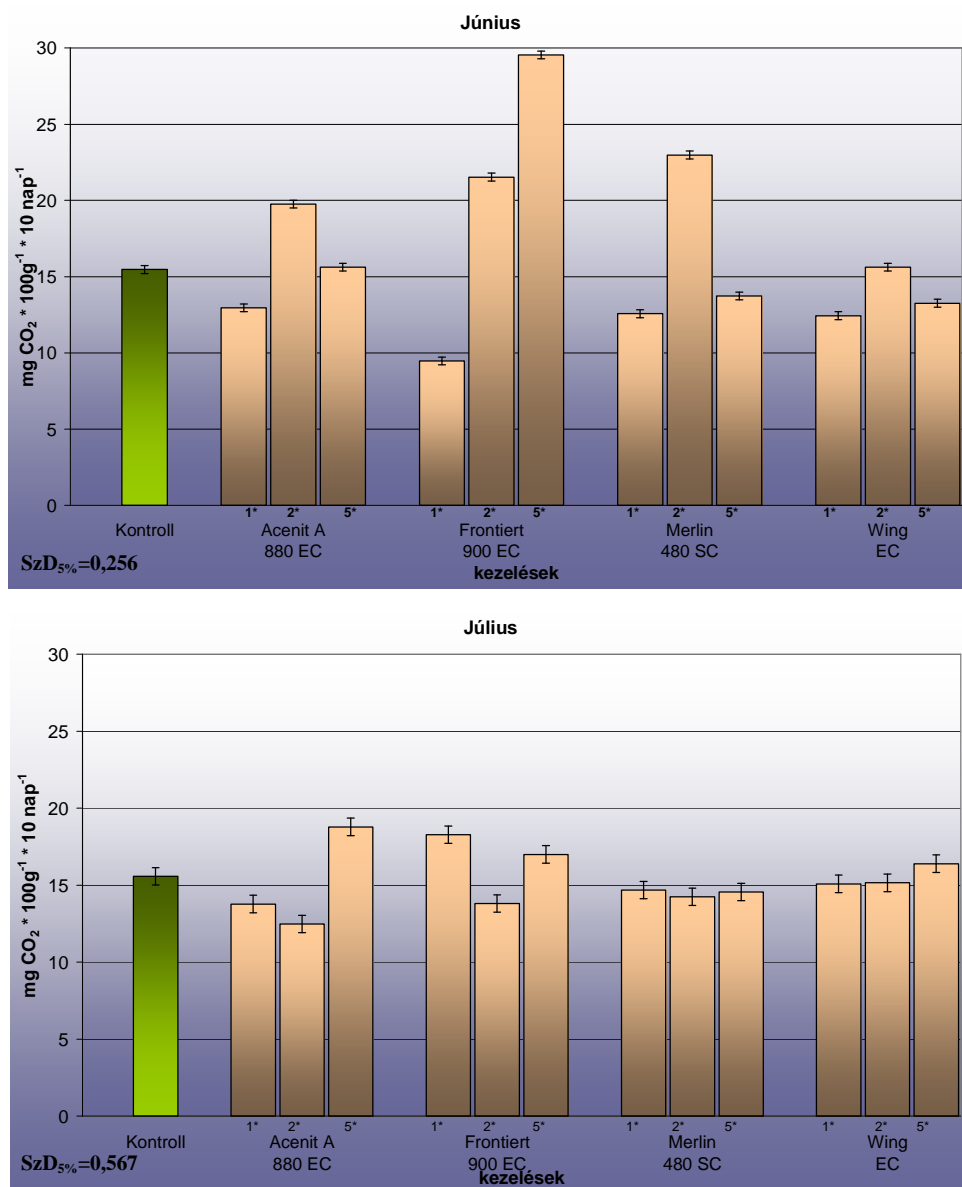
Szembetűnő, hogy 2005. első és 2006. második mintavétele során 4 herbicid, illetve annak különböző dózisa serkentően hatottak, amíg 2005. második, 2006. első és 2008. első mintasorozataiban 7-9 esetben csökkentették a nitrifikáló baktériumok mennyiségét a herbicidek.

Eredményeink alapján úgy tűnik, hogy a Frontier 900 EC többször bizonyult gátló hatásúnak, az Acenit A 880 EC pedig serkentőnek.

A talajlégzés, vagyis a CO_2 talajból légkörbe áramlása a földi anyagforgalom egyik legfontosabb komponense, és elsősorban a talajban zajló mikrobiális lebontó folyamatok, valamint a növényi gyökerek respirációjának a következménye (KUZYAKOV 2006). Ezekhez képest jóval kisebb mértékű, mindössze néhány százaléknnyira tehető a talaj makro- és mezofaunájának CO_2 kibocsátása (KE et al., 2005). A talajlégzés meghatározása több szempontból is fontos. A talajok CO_2 kibocsátási intenzitása alapját képezi (főleg mezőgazdasági) a talajok minősítésének, gyakran a bakteriális biomassza is hozzájárul a talajszennyezések következményeinek becsléséhez (BORKEN et al., 2002, HUND-RINKE et al., 2008). Sok esetben a talajlégzés természetének és ezen keresztül a talajban zajló

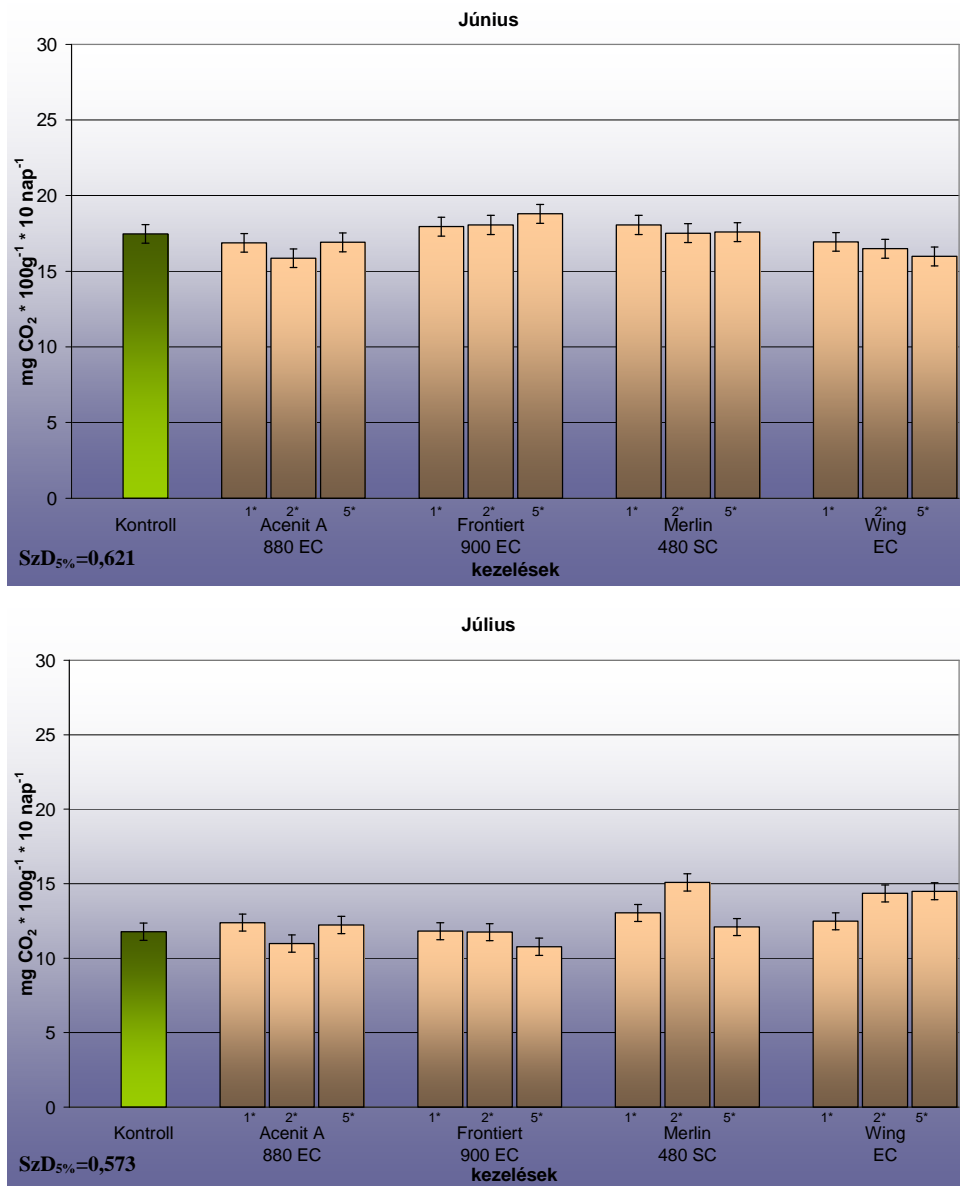
folyamatoknak, valamint az azokat meghatározó tényezőknek a vizsgálata a cél: pl. a talaj CO₂ kibocsátásáért felelős egyes összetevők elkülönítése, arányuk meghatározása (HANSON et al., 2000).

A 28. ábrán a 2005-ben mért respirációs adatokat mutatjuk be. Az első mintavétel időpontjában a kontroll (15,47 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) parcellában mért széndioxid mennyiséget néhány kezelésnél meghaladta, néhánynál pedig alatta maradt, függetlenül a szertől és annak dózisától. A Frontier 900 EC-vel (9,47; 21,53, 29,54 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt parcellákban a dózisok növekedésével nőtt a talaj légzése, bár az alapkezelésnél a kontroll értéke alatt maradt. A többi kezelésnél azt tapasztaltuk, hogy a második dózissal kezelt területeken az Acenit A 880 EC- és a Merlin SC-nél keletkezett a legtöbb széndioxid.



28. ábra. A herbicidek hatása a talaj széndioxid képződésére (Debrecen, 2005. június, július)

A júliusi mintavétel idején sokkal kiegyenlítettebb volt a talajok respirációja. A kontroll (15,58 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) értékétől nem nagyon tértek el a kapott eredmények. A Merlin 480 SC-vel (14,68; 14,25; 14,56 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) és a Wing EC-vel (15,09; 15,16; 16,40 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt parcellákban a respiráció kismértékben, de a kontroll értéke alatt maradt. A Wing EC-vel kezelt parcellákban a dózisok emelkedésével kismértékben nőtt a respiráció.



29. ábra. A herbicidek hatása a talaj széndioxid képződésére
(Debrecen, 2006. június, július)

A 2006-ban vett minták eredményeinek elemzésekor megállapítottuk (29. ábra), hogy – hasonlóan az előző év júniusi mintavételekor – a Frontier 900 EC-vel (17,95; 18,06; 18,79 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt parcellák esetén a dózisok emelkedésével együtt nőtt a respiráció. A Merlin 480 SC-vel (18,06; 17,52; 17,59 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) és Wing

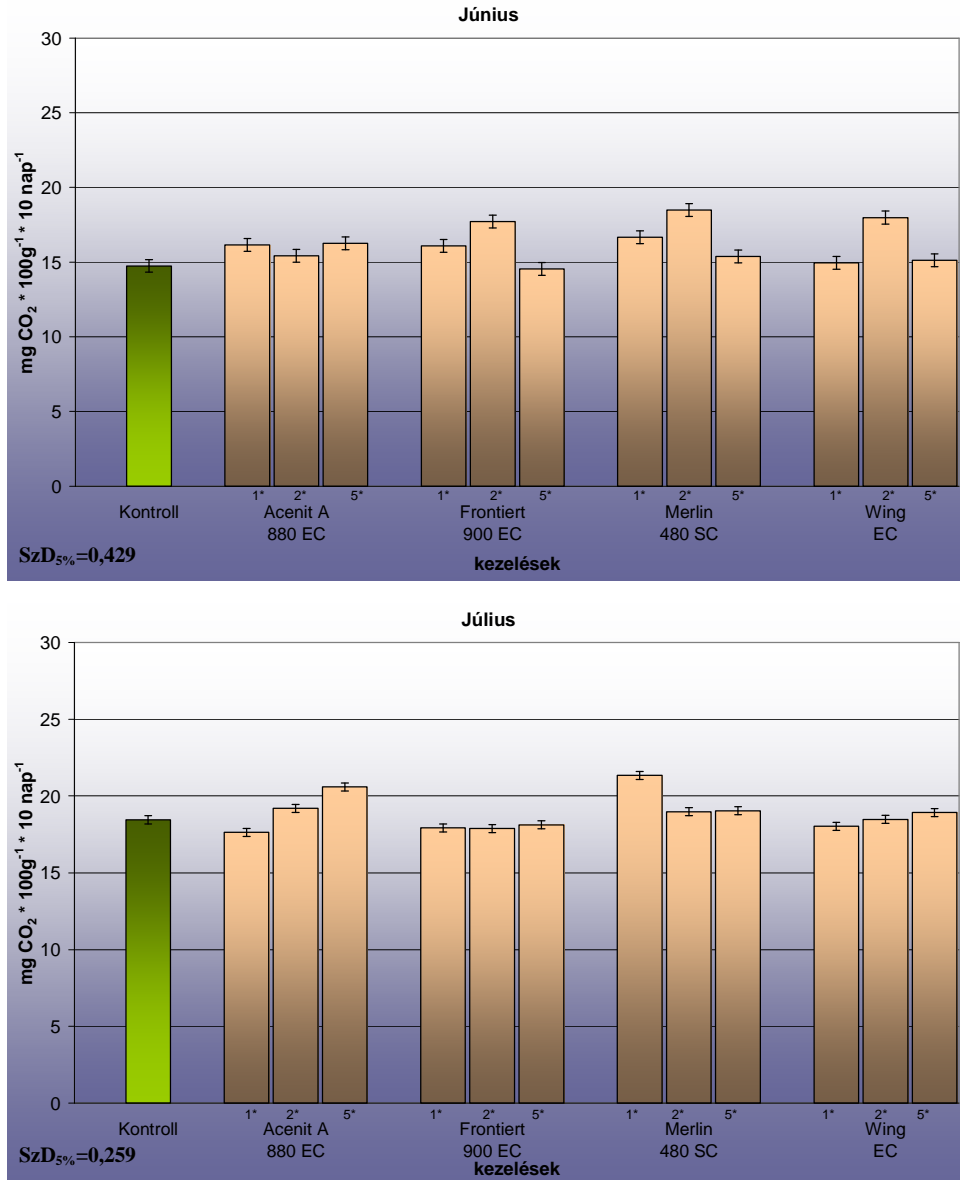
EC-vel (16,94; 16,5; 15,98 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt parcellákban ellentétes folyamatokat tapasztaltunk, vagyis a dózisok emelkedésével együtt csökkent a talaj légzése.

A Wing EC-vel kezelt parcellákban a talajlégzés a kontroll (17,47 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) értéke alatt maradt.

A második mintavételi időszakban (ez már szárazabb idő volt) sokkal kisebb széndioxid koncentrációkat mértünk. Az eredmények azt mutatták, hogy a Wing EC-vel (12,47; 14,37; 14,49 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt parcellák talajlégzése szignifikánsan nagyobb, mint a kontroll parcelláé (11,77 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) és a dózisok emelkedésével szignifikánsan nőtt a széndioxid produkció. A Frontier 900 EC-vel (11,81; 11,74; 10,76 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt területeken csökkent a koncentrációval a talajok légzése egymáshoz és a kontrollhoz képest, bár nem szignifikánsan. Az Acenit A 880 EC-vel kezelt parcellákban mindkét mintavételi időpontban az egyszeres és az ötszörös dózissal kezelt területek eredményei megegyeztek.

A 2007-es eredményeink szerint a júniusi mintavételkor kisebbek voltak a talaj légzés eredményei, mint a júliusé, melyet a 30. ábrán mutatunk be. Ebben az évben a Frontier 900 EC-vel (16,09, 17,71; 14,55 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt parcellák közül csak az első két dózisában emelkedett a széndioxid koncentráció a dózisok növekedésével. Az Acenit A 880 EC-vel (16,16; 15,43; 16,25 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt területen szignifikánsan nőtt a respiráció mértéke a kontrollhoz (14,75 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) viszonyítva, bár a dózisok nagyságának hatása nem érvényesült.

A júliusi mintavétel alkalmával nagyobb respirációs eredményeket kaptunk. Ebben az évben is a Wing EC-vel (18,03; 18,48; 18,91 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt parcellákban nőtt a széndioxid koncentráció a dózisok növekedésével, bár az alapkezelésben nem érte el a kontroll értékét (18,45 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹). Az előzőnél sokkal látványosabb növekedést tapasztaltunk az Acenit A 880 EC-vel (17,63; 19,19; 20,58 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt parcellákban. A Frontier 900 EC-vel kezelt területen kapott eredmények megegyeztek a kontroll értékével.

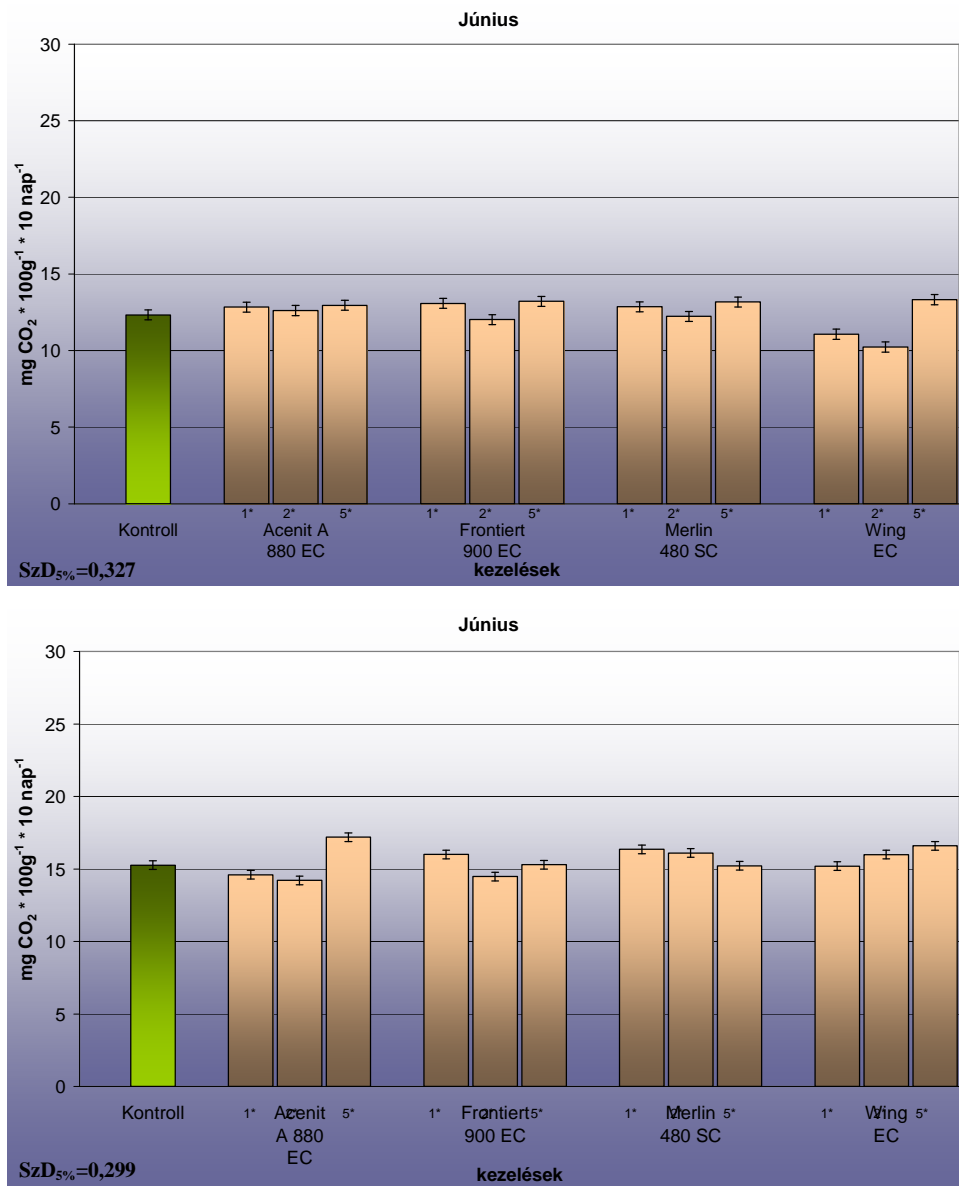


30. ábra. A herbicidek hatása a talaj széndioxid képződésére
(Debrecen, 2007. június, július)

Az utolsó mintavételi évben kapott eredményeket a 31. ábrán mutatjuk be. Ebben az évben is az első mintavételi időpontban volt kiegyensúlyozottabb a talajok légzése. Az Acenit A 880 EC-vel kezelt parcellákon a kontrollal megegyező eredményeket kaptunk. A többi kezelésnél a kétszeres dózisban kapott eredmények voltak a legkisebbek.

Az utolsó mintavételi időpontban a Merlin 480 SC-vel (16,35; 16,10; 15,22 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt területeken a dózisok emelkedésével együtt csökkent a talaj légzése. A Wing EC-vel (15,19; 15,84; 16,49 mg CO₂ * 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt parcellákban ellentétes

eredményeket kaptunk, vagyis a dózisok emelkedésével nőtt a respiráció és az alapkezelés kivételével a kontroll ($15,26 \text{ mg CO}_2 * 100\text{g}^{-1} * 10 \text{ nap}^{-1}$) értékét is meghaladta.



31. ábra. A herbicidek hatása a talaj széndioxid képződésére
(Debrecen, 2008. június, július)

Az eredményekből arra lehet következtetni, hogy a herbicidek hatására számos esetben nőtt a talajok respirációs képessége, azaz a mikroorganizmusok szénforrásnak tekintették a herbicideket vagy azok bomlástermékeit.

Az eredményeink alapján megállapítható, hogy a vizsgált szerek a kísérlet során az esetek ~30%-ban növelték a talajok széndioxid képződését és közel 17 %-ban gátolták azt. 2006. júniusában (szárazabb periódus) és 2008. júniusában (nedvesebb időszak) kaptunk kisebb

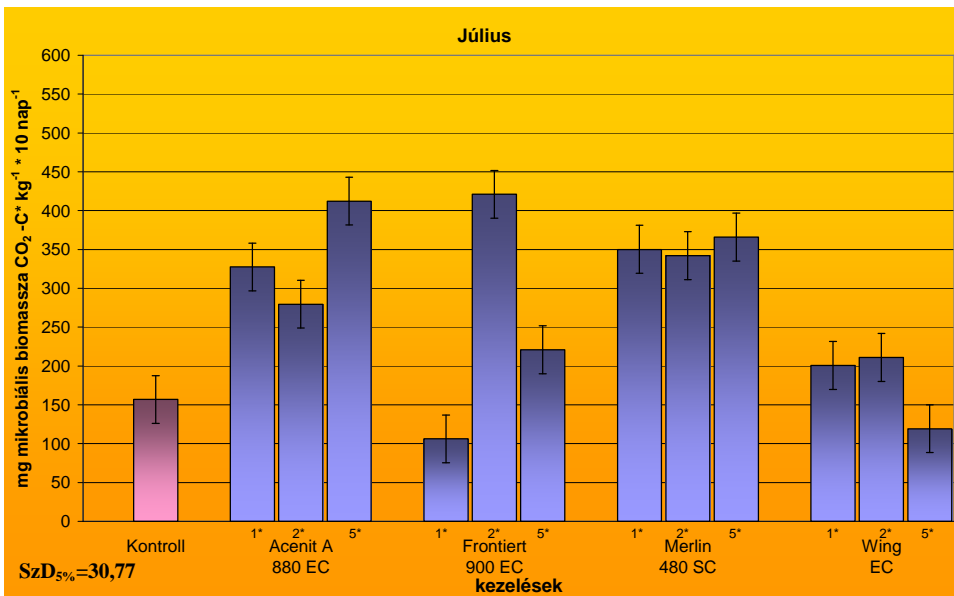
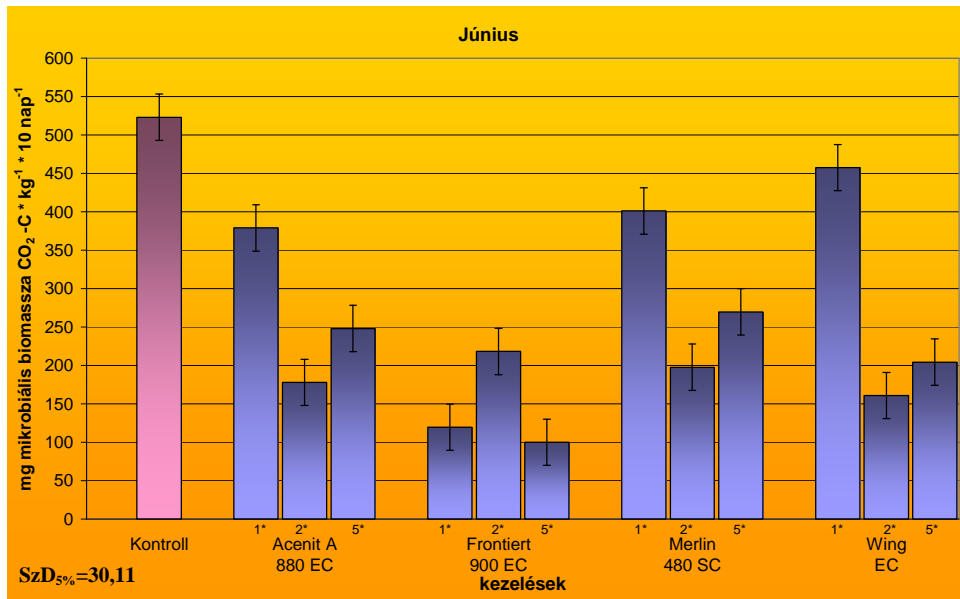
értékeket. Ezekben a sorozatokban a kontrolltól csak néhány kezelés széndioxid tartalma tért el. Legtöbb serkentő hatást a 2007. évi júniusi mintavétel, legtöbb negatív hatást pedig a 2005 évi júniusi mintavétel során tapasztaltunk. Főként az Acenit A 880 EC és a Merlin SC stimulálta a széndioxid termelést, legtöbb alkalommal pedig a Wing EC gátolta.

A talajban élő mikroba csoportok mennyiségi előfordulása jellemző mikrobiológiai paramétere lehet a talajnak, de abból nem tudunk következtetni annak aktivitására és a talaj mikrobiális biomasszájára. A talajok mikrobiális biomasszája viszonylag kis mennyiségű, mégis a talaj szerves anyagának egyik legfontosabb frakciója. Mennyiségi változásaival érzékenyen reagál a talajt ért hatásokra (SZILI-KOVÁCS, 2006).

A mikrobiális biomassza-C értéke utal a talajban a mikroorganizmusok által megkötött szerves-szén mennyiségére, a talaj biológiai aktivitásának intenzitására.

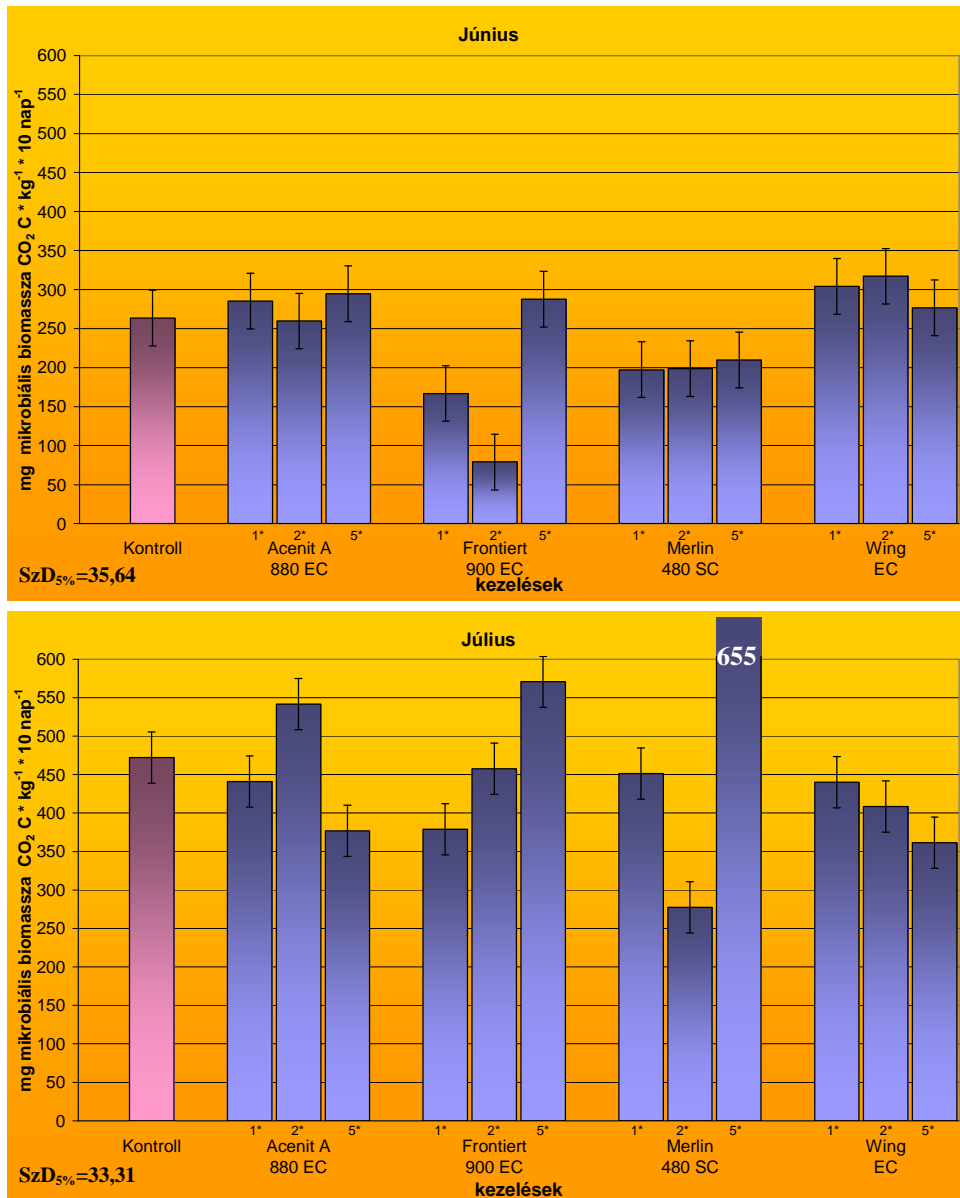
Az első mintavételi év eredményeit a 32. ábrán ismertetjük. Látható, hogy a kontroll (522,94 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) értéke valamennyi kezelés értékéhez viszonyítva nagyobb. Az Acenit A 880 EC (378 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}), Merlin 480 SC (400 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) és a Wing EC (457 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) alapkezelésekben szignifikánsan nagyobb biomassza széntartalmat mértünk, mint a nagyobb dózisú kezelésekben.

A júliusi mintavételkor már a kezelések többségének biomassza szén értéke a kontroll (156,93 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) értéke felett volt. A Merlin 480 EC (350, 341, 365 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) kezelésekben szignifikánsan nagyobb volt a biomassza széntartalom a kontrolltól, de egymástól az értékek nem különböztek. A Wing EC (200, 211, 119 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) herbiciddel kezelt parcellákban az első két dózissal kezelt területen nőtt, bár nem szignifikánsan a biomassza széntartalom, de a legnagyobb dózis mellett csökkent az értéke. Az Acenit A 880 EC-vel (327, 279; 412 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) kezelt talajokon az egyszeres és kétszeres dózis között nem találtunk szignifikáns különbséget, de az ötszörös dózis szignifikánsan nagyobb értéket adott.



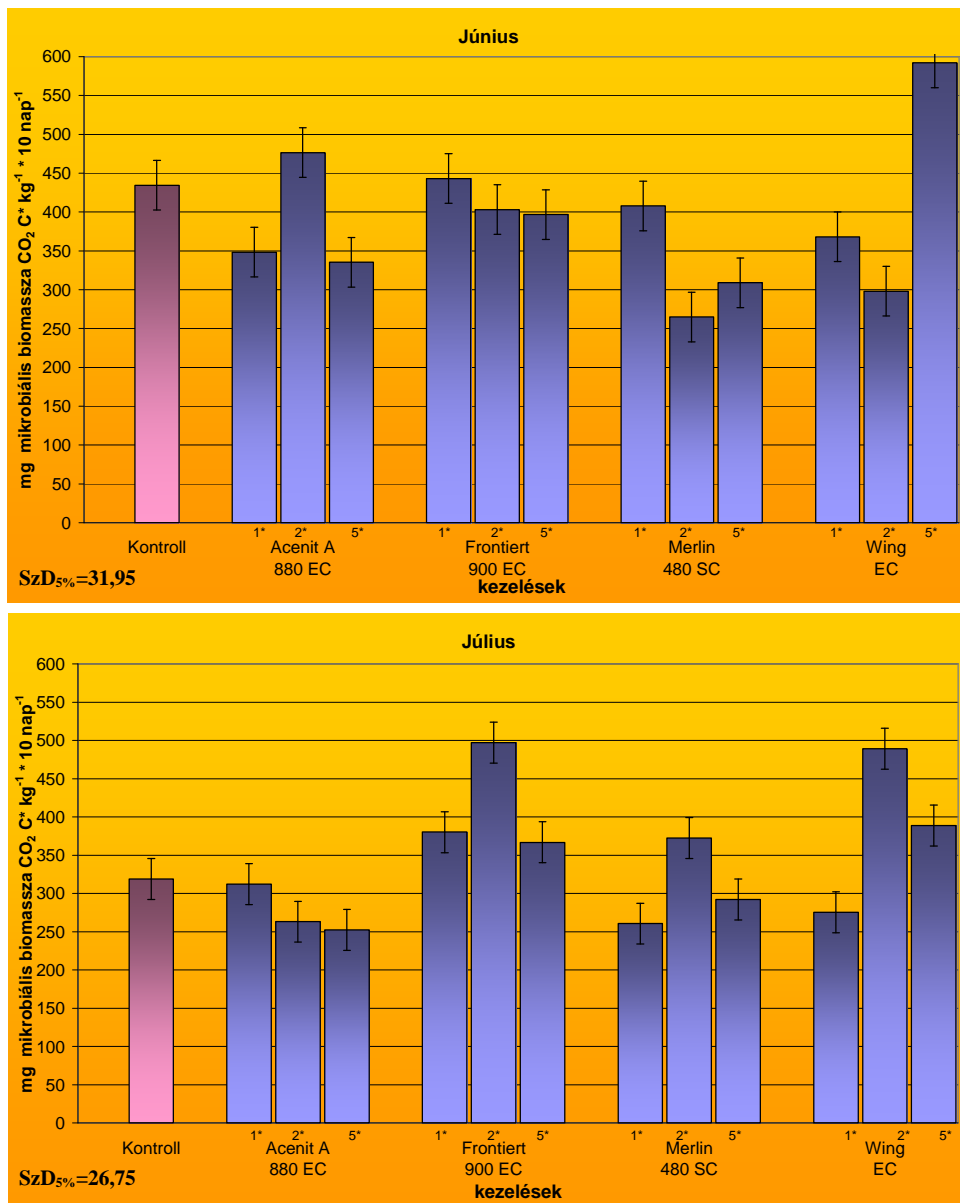
32. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomassza szén tartalmára (Debrecen, 2005. június, július)

2006. júniusi mintavétel eredményei (33 ábra) szerint a kontrolltól (263 mg mikrobiális biomassza $\text{CO}_2\text{-C} * \text{kg}^{-1} * 10 \text{ nap}^{-1}$) szignifikánsan nem különbözik az Acenit A 880 EC-vel (285, 259, 294 mg mikrobiális biomassza $\text{CO}_2\text{-C} * \text{kg}^{-1} * 10 \text{ nap}^{-1}$) és a Wing EC-vel (304, 317, 276 mg mikrobiális biomassza $\text{CO}_2\text{-C} * \text{kg}^{-1} * 10 \text{ nap}^{-1}$) kezelt parcellák mikrobiális biomassza C tartalma. A Merlin 480 EC-vel (197, 198, 209 mg mikrobiális biomassza $\text{CO}_2\text{-C} * \text{kg}^{-1} * 10 \text{ nap}^{-1}$) kezelt talajok mikrobiális biomassza szén tartalma kisebbnek bizonyult a kontroll értékétől.



33. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomassza szén tartalmára (Debrecen, 2006. június, július)

A júliusi mintavételkor a kontroll (472 mg mikrobiális biomassza $\text{CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 10 \text{ nap}^{-1}$) értéke majdnem a duplája lett az előző mintavételhez képest. Megfigyelhetjük, hogy a Frontier 900 EC-vel (378, 457, 570 mg mikrobiális biomassza $\text{CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 10 \text{ nap}^{-1}$) kezelt területeken a dózisok emelkedésével szignifikánsan együtt nőtt a mikrobiális biomassza széntartalom. A dózisok között szignifikáns különbség volt, de a kontroll értékétől csak a legnagyobb dózisú kezelés különbözött. A Wing EC (439, 408, 361 mg mikrobiális biomassza $\text{CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 10 \text{ nap}^{-1}$) herbicid hatására a dózisok emelkedésével együtt csökkent a mikrobiális biomassza széntartalom.



34. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomasza szén tartalmára (Debrecen, 2007. június, július)

A következő mintavételezési évben (34. ábra) a Frontier 900 EC-vel (443, 403, 396 mg mikrobiális biomasza CO₂-C * kg⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt talajokban mért mikrobiális biomasza széntartalom a dózisok emelkedésével együtt csökkent, bár sem egymástól sem a kontrollhoz (434 mg mikrobiális biomasza CO₂-C * kg⁻¹ * 10 nap⁻¹) viszonyítva nem szignifikánsan. A Merlin 480 EC (407, 308 mg mikrobiális biomasza CO₂-C * kg⁻¹ * 10 nap⁻¹) nagy dózisu gyomirtó szerrel kezelt parcellákban a biomasza szén szignifikánsan kevesebb volt, mint a kontroll parcellában, de az alapkezeléstől nem mutatott különbséget.

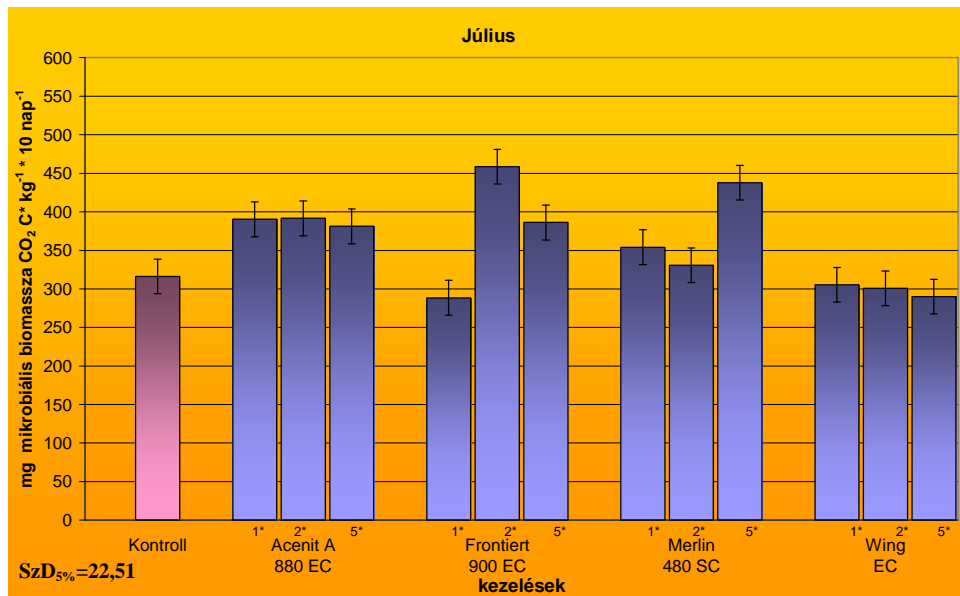
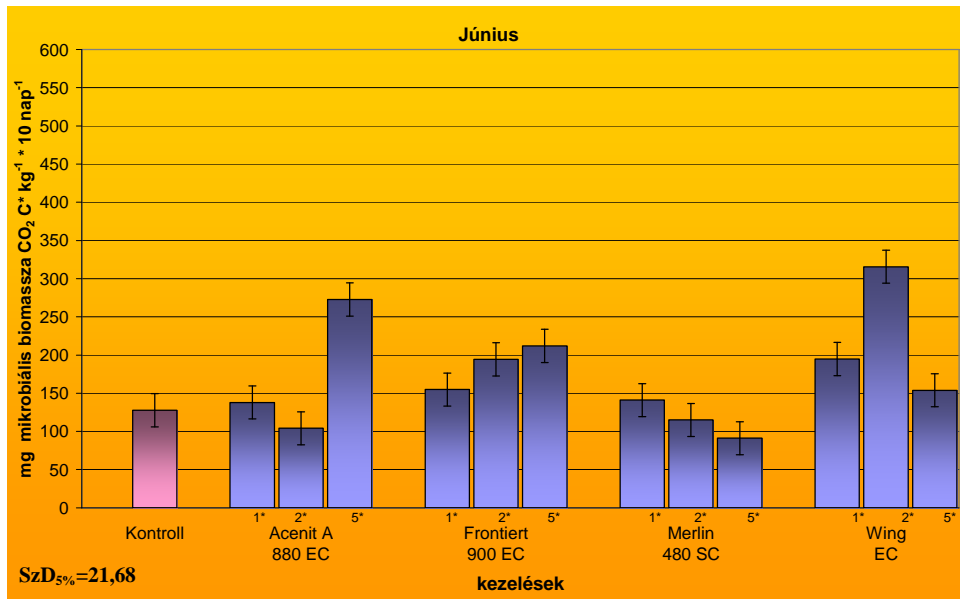
A Wing EC-vel (368, 298, 591 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) kezelt talajon egyszeres és a kétszeres dózis mellett szignifikánsan kevesebb, míg az ötszörös dózis mellett szignifikánsan nagyobb biomassza szénét mértünk, mint a kontroll értéke.

Júliusban a Frontier 900 EC (380, 497, 366 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) kezelések meghaladták a kontroll (319 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) értékét, bár a dózis hatását nem észleltük. Az Acenit A 880 EC (312, 263, 252 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) herbicidekkel kezelt területen a dózisok növekedésével csökkent, és a kontroll értékénél is kisebb mikrobiális biomassza széntartalmat határoztunk meg.

Az utolsó mintavételi évben a júniusi minták esetén a Frontier 900 EC-vel (154, 194, 211 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) kezelt területeken nőtt a dózisok hatására a mikrobiális biomassza széntartalom, bár az alapkezelés nem mutatott szignifikáns különbséget a kontrollhoz (127 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) képest. A Merlin 480 SC (141, 114, 91 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) esetében pont az ellenkezőjét tapasztaltuk, bár az alapidózisban nagyobb volt a biomassza szén, mint a kontroll értéke (35. ábra).

Júliusban a kontroll értékénél (315 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) szignifikánsan nagyobb értéket mértünk az Acenit A 8820 EC-vel (390, 391, 381 mg mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) kezelt területek biomassza szén esetében, de a kezelések között különbséget nem tapasztaltunk. A Wing EC (305, 300, 289 mikrobiális biomassza CO_2 -C * kg^{-1} * 10 nap^{-1}) hatására a dózisok növekedésével együtt csökkent a mikrobiális biomassza széntartalom, de csak a kétszeres és ötszörös dózisban volt a kontrollnál kisebb érték.

A herbicidek különböző dózisainak hatás vizsgálata során megállapítottuk, hogy a herbicidek 70 %-ban (34 pozitív és 36 negatív) befolyásolták a mikrobiális biomassza széntartalmat. 2005-ben és 2007-ben a júniusi minták vizsgálata során (a kezelések többségénél) jelentős gátló hatást tapasztaltunk.

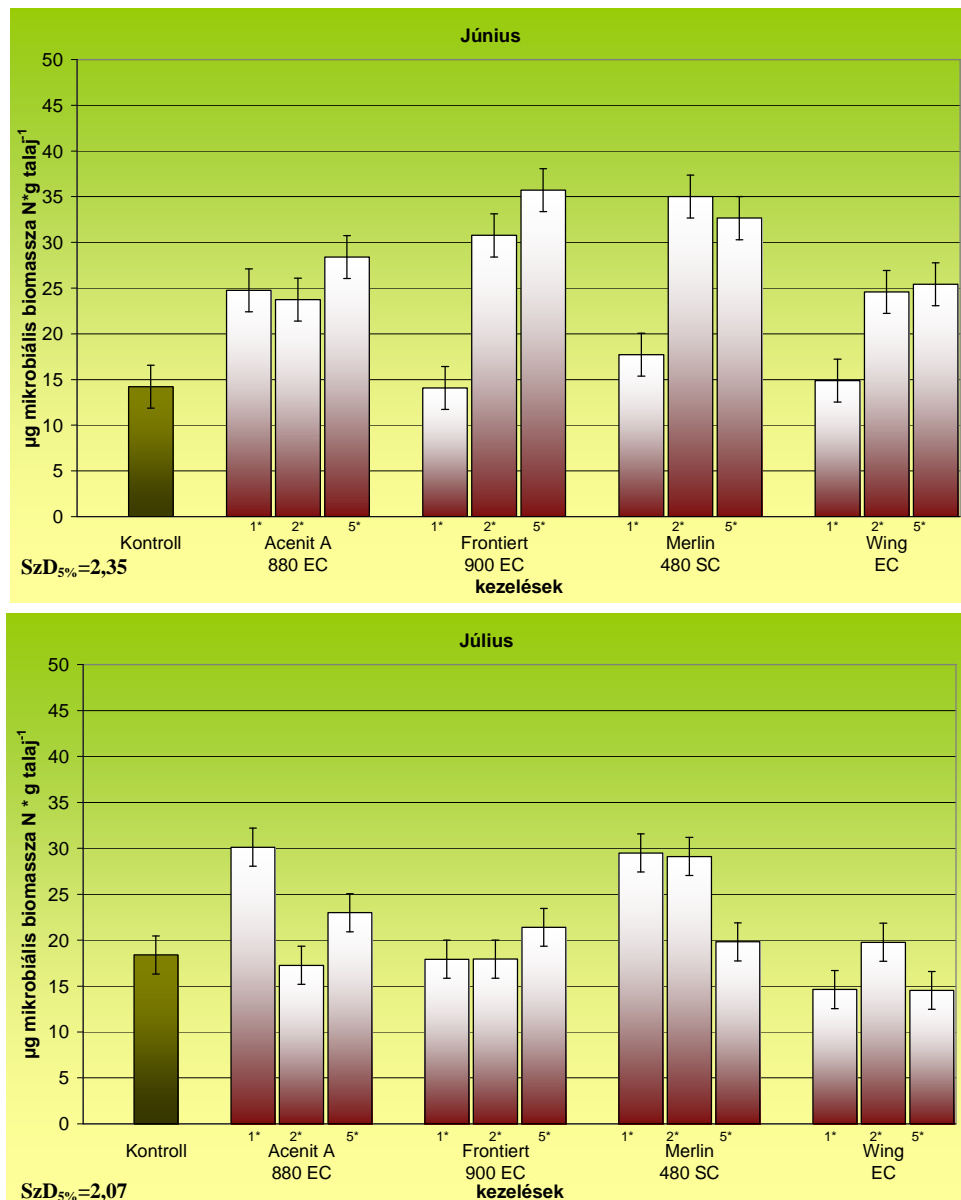


35. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomasza szén tartalmára (Debrecen, 2008. június, július)

Stimuláló, pozitív hatás dominált a 2005 és a 2008 évi júliusi mintákból végzett vizsgálatok során. Konzekvens, egyértelmű hatásról ennél a paraméternél nem lehet számot adni. A pozitív és negatív hatások közel azonosak az egyes szereken belül. Nem tapasztaltunk lényeges különbséget az egyes szerek hatásai között sem.

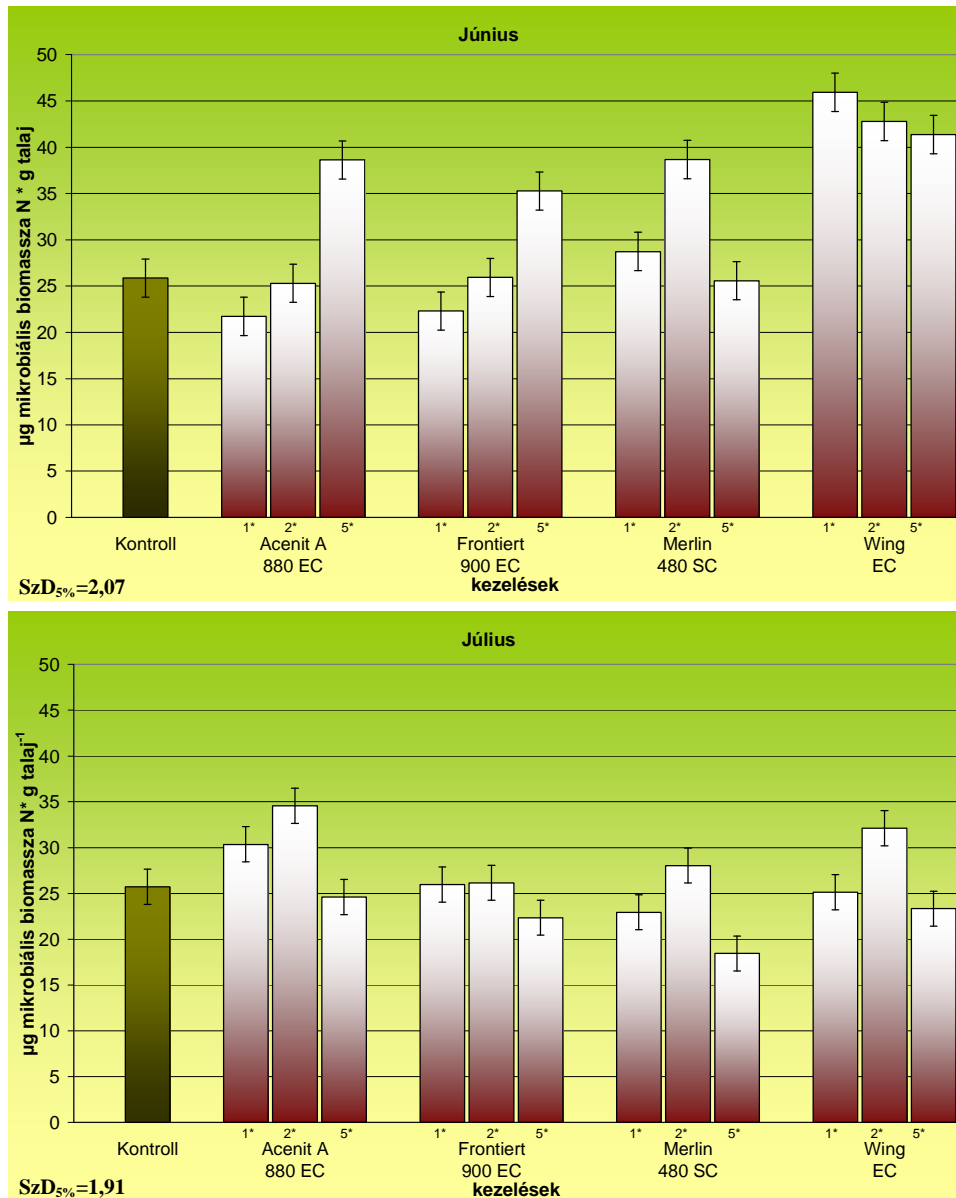
A mikrobiális biomasza nitrogén egy olyan talajmikrobiológiai paraméter, amelynek vizsgálata során meghatározzuk egy adott időszakban a mikrobákban felhalmozódott összes nitrogén mennyiségét. Ezzel a nitrogénformával nagyon jól jellemezhető a talajmikrobiológiai aktivitása (SCHINNER, 1996).

A 2005. évi vizsgálataink eredményeit a 36. ábrán mutatjuk be. A kontrollhoz ($14,21 \mu\text{g}$ mikrobiális biomassza $\text{N} * \text{g talaj}^{-1}$) képest növekedést tapasztaltunk majdnem minden kezelés hatására. Az Acenit A 880 EC ($24,75; 23,73; 28,40 \mu\text{g}$ mikrobiális biomassza $\text{N} * \text{g talaj}^{-1}$) herbiciddel kezelt területeken szignifikánsan nagyobb mikrobiális biomassza N mennyiséget mértünk mint a kontroll parcellában, de a dózis hatást nem tudtunk kimutatni. A Frontier 900 EC-vel ($14,07; 30,77; 35,71 \mu\text{g}$ mikrobiális biomassza $\text{N} * \text{g talaj}^{-1}$) kezelt területen a mikrobiális biomassza N a dózisok növekedésére szignifikánsan nőtt, mind a kontrollhoz, mind egymáshoz viszonyítva.



36. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomassza nitrogén tartalmára (Debrecen, 2005. június, július)

A júliusi mintavételkor a kontroll (18,37 μg mikrobiális biomassza N * g talaj⁻¹) értékével megegyező eredményeket kaptunk, bár kiugró értékeket is mértünk. Az Acenit A 880 EC alapdózisával (30,13 μg mikrobiális biomassza N * g talaj⁻¹) és Merlin 480 SC (29,50; 29,11 μg mikrobiális biomassza N * g talaj⁻¹) egyszeres és kétszeres dózisával kezelt parcellákban szignifikánsan nagyobb nitrogén mennyiséget határoztunk meg.



37. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomassza nitrogén tartalmára
(Debrecen, 2006. június, július)

A 2006. júniusi mintavételkor a biomassza N mennyiségek a kontroll (25,87 μg mikrobiális biomassza N * g talaj⁻¹) értékével megegyeztek vagy annál nagyobbak voltak (37. ábra). Az Acenit A 880 EC (21,72; 25,30; 38,63 μg mikrobiális biomassza N * g talaj⁻¹) és a Frontier 900 EC (22,30; 25,93; 35,27 μg mikrobiális biomassza N * g talaj⁻¹) herbicidekkel kezelt

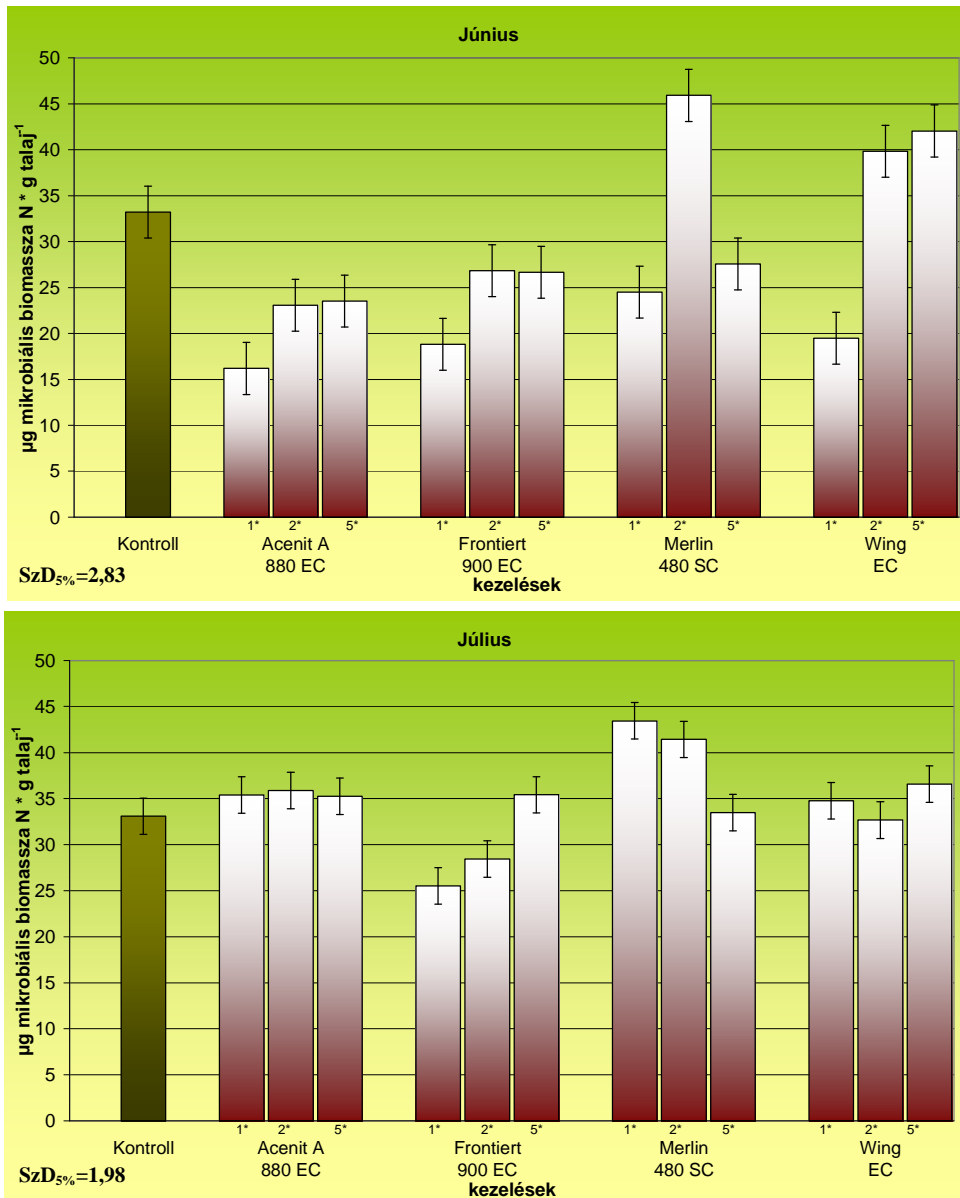
parcellákban a dózisok emelkedésével nőtt a biomasza N mennyisége, bár az első két koncentrációban nem szignifikánsan. A Wing EC-vel (45,92; 42,78; 41,36 μg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) kezelt területen mért biomasza nitrogén mennyisége szignifikánsan nagyobb, mint a kontrollé, de a dózisok növekedésével csökkent, bár egymástól szignifikánsan nem különböztek.

A júliusi mintavétel hasonló eredményt hozott, mint az előző évben, a kontroll (25,72 μg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) értéke körüli maradtak az eredmények. Kiugróan nagy értéket kaptunk az Acenit A 880 EC-vel (34,56 μg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) kezelt parcellák középső dózisában. A Frontier 900 EC (25,97; 26,16; 22,34 μg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) herbiciddel kezelt területeken a kontroll értékével közel azonos eredményeket mértünk.

A 2007. évi eredményekből egyértelműen kitűnik a csapadékszegény időjárás, mivel mind a két mintavételi időpontban a többéves átlag alatt maradt a biomasza nitrogén mennyisége (38. ábra).

Az Acenit A 880 EC (16,19; 23,06; 23,52 μg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) és a Frontier 900 EC (1,87, 2,68; 2,66 μg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) herbiciddel kezelt területeken a nitrogén mennyisége kevesebb volt, mint a kontroll (33,22 μg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) értéke. Az eredményekből az is kitűnik, hogy az előbb említett két szernél az alapkezelésben mért biomasza nitrogén mennyisége kisebb volt, mint a többi kezelésé.

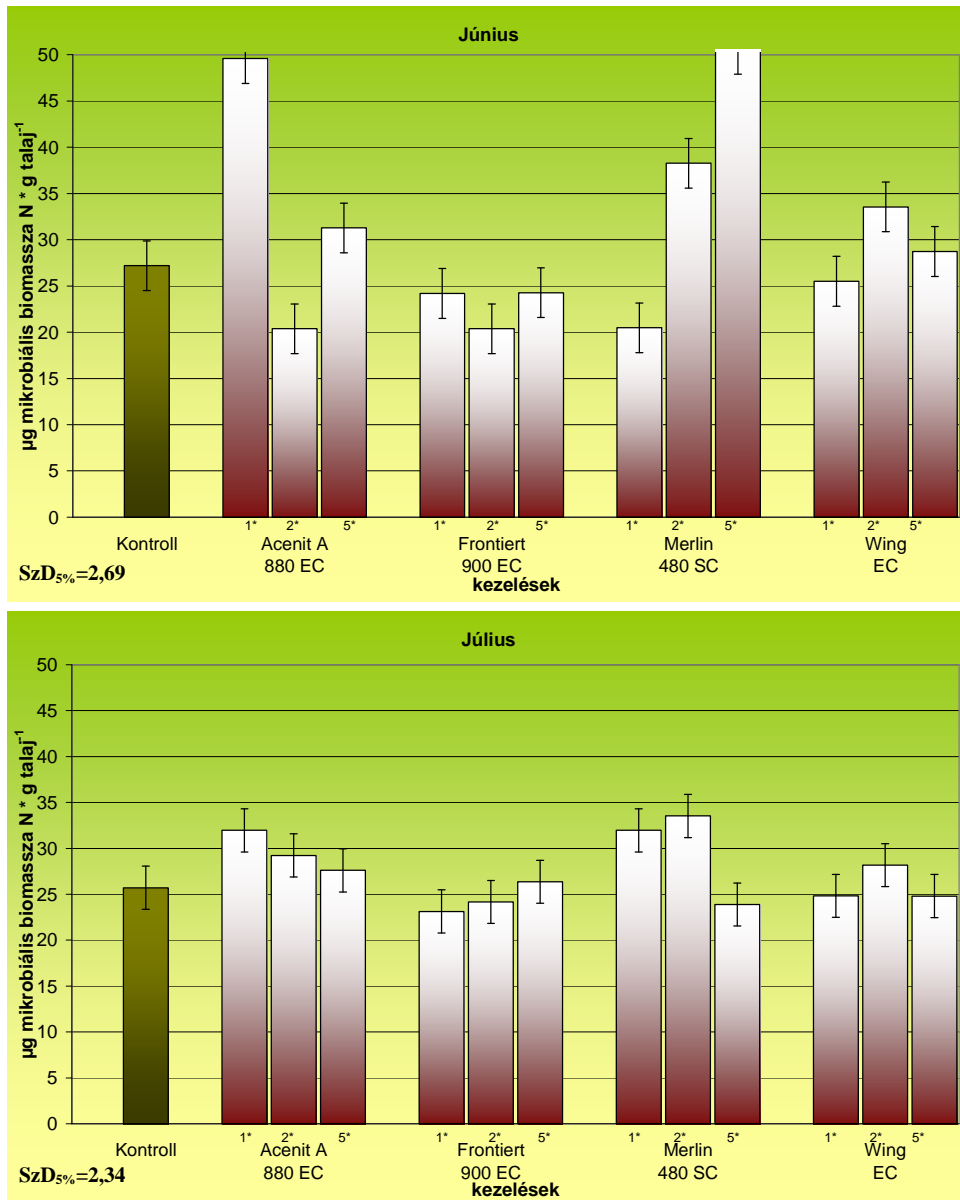
A júliusi mintavétel az Acenit A 880 EC (35,40; 35,87, 35,25 μg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) és Wing EC (34,78; 32,67, 36,57 μg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) herbicid kezelésekre eredményei mind a kontroll (33,08 μg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) mind a különböző dózisok értékével megegyezett. A Frontier 900 EC (25,52; 28,43; 35,41 μg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) kezelés hatása a dózisok emelkedésével nőtt a biomasza N mennyiség, bár nem szignifikánsan. A Merlin 408 EC-vel (43,44; 41,43; 33,46 μg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) kezelt parcellákban pedig az ellenkező tendenciát tapasztaltunk, az eredmények ebben az esetben sem bizonyultak minden esetben szignifikánsnak.



38. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomasza nitrogén tartalmára (Debrecen, 2007. június, július)

Az utolsó mintavételezési év eredményeit a 39. ábrán ismertetjük. A Merlin 480 SC-vel (20,47; 38,27; 50,58 µg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) kezelt területeken a kontrollhoz (27,20 µg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) és egymáshoz viszonyítva is szignifikánsan különböztek az eredmények, a dózissal együtt nőtt a mikrobiális biomasza nitrogén mennyisége, ugyanakkor az alapkezelés esetében nem tapasztaltuk a herbicid hatását. A Frontier 900 EC (24,20; 20,37; 24,28 µg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) és a Wing EC (25,51; 33,54; 28,72 µg mikrobiális biomasza N * g talaj⁻¹) kezelésekben sem egymástól sem a kontrolltól nem különböztek az eredmények.

A júliusi minták eredményei szerint, az Acenit A 880 EC (631,96; 29,23; 27,61 μg mikrobiális biomassza N * g talaj⁻¹) herbiciddel kezelt területeken a mikrobiális nitrogén a dózisok emelkedésével nem szignifikánsan csökkent. A Frontier 900 EC-vel (23,14; 24,17, 26,38 μg mikrobiális biomassza N * g talaj⁻¹) kezelt terület eredményei kismértékben növekednek, de szignifikánsan nem különböznek egymástól. A Merlin 480 SC (31,96; 32,86 μg mikrobiális biomassza N * g talaj⁻¹) alap és kétszeres dóziséval kezelt parcellákban szignifikánsan nagyobb eredményeket kaptunk, mint a kontroll területen.



39. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomassza nitrogén tartalmára (Debrecen, 2008. június, július)

A herbicidek a mikrobiális biomassza nitrogént a vizsgált esetek közel 45 %-ban (33 pozitív és 13 negatív) befolyásolták. A serkentő hatás jelentősnek bizonyult. Különösen szembetűnő a

2005., 2006., 2008. évi júniusi adatsor, ahol többnyire a serkentő hatás dominált. Ebből a szempontból az Acenit A 880 EC és a Wing EC kiemelkedik. A Frontier 900 EC inkább csökkentő hatást fejtett ki a mikrobiális biomassza nitrogénre.

Az eredményekből kitűnik, hogy 2007-ben és 2008 első sorozatában lényegesen alacsonyabb értékeket határoztunk meg, mint a többi alkalommal.

Összehasonlítva a mikrobiális biomassza C és N értékeit megállapíthatjuk, hogy a herbicidek a mikrobiális C mennyiségében több alkalommal idéztek elő változásokat, mint a mikrobiális nitrogén tartalomban.

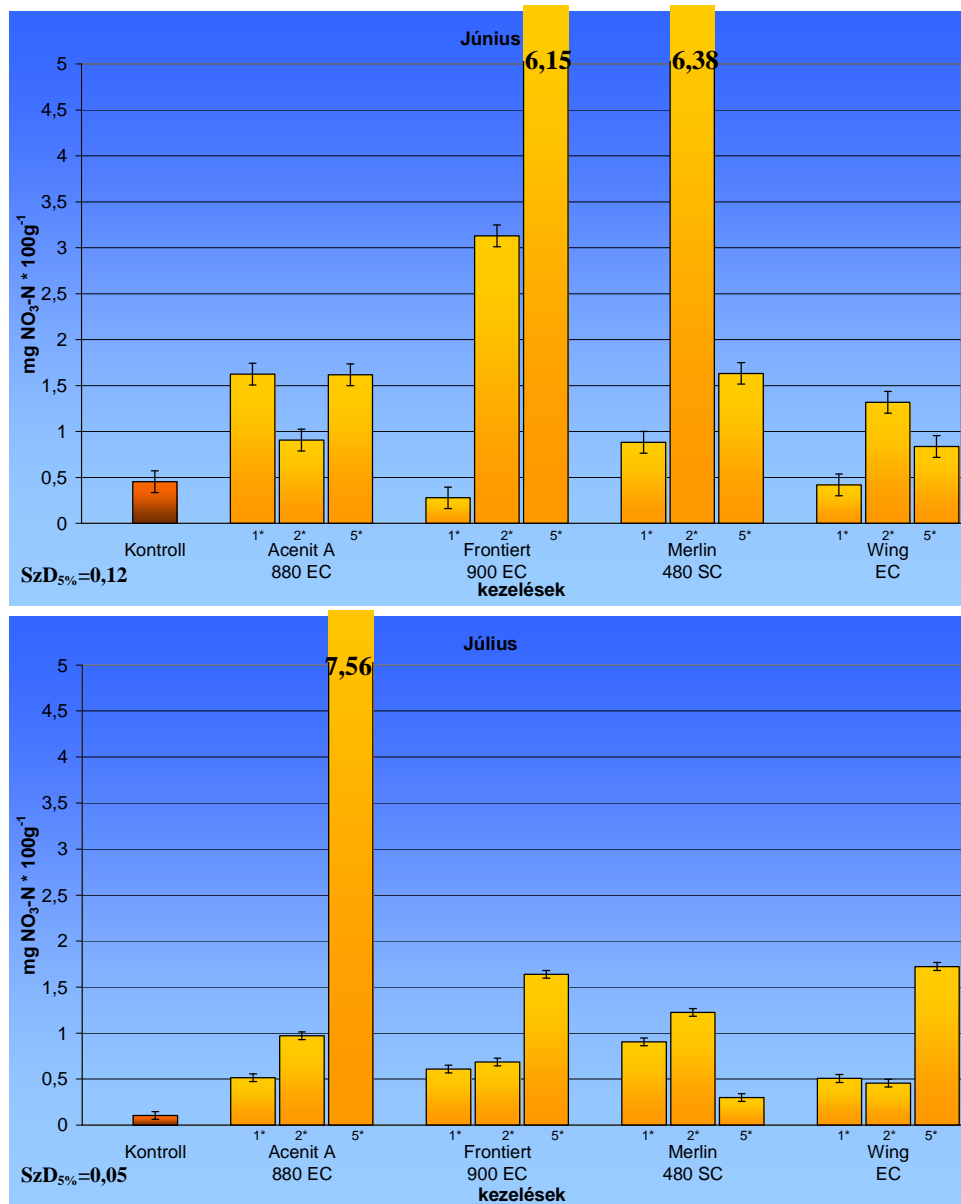
A nitrát feltáródás olyan mikrobiológiai folyamat, amelynek során érleléses kísérletben, meghatározott környezeti feltételek mellett a szerves anyagból ásványi nitrogén keletkezik (NÉMETH, 1996).

A 2005. évi nitrát feltárás eredményeit a 40. ábrán ismertetjük. A diagramból kitűnik, hogy a kontroll (0,452 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) értékénél szignifikánsan kisebb eredményt az Frontier 900 EC herbicid kezelésénél mértünk. A kezelésben a dózisok növekedésével együtt nőtt a nitrát feltáródás a Frontier 900 EC (0,277; 3,128; 6,146 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) herbiciddel kezelt parcellákban. A legnagyobb nitrát feltáródási értéket a Merlin 480 EC (6,38 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) herbicid kétszeres dózisával kezelt parcellában mértünk. A többi kezelésben szignifikánsan nagyobb nitrát feltárást határoztunk meg mint a kontrollé, kivéve a Wing EC (0,418 mg NO₃-N * kg talaj⁻¹) alapkezelésében, ami szinte megegyezett a kontroll értékével.

A júliusi mintavételkor minden kezelés eredménye szignifikánsan nagyobbak bizonyult, mint a kontroll (0,104 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) parcelláé. Az Acenit A 880 EC-vel (0,514, 0,972; 7,56 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) kezelt területeken a dózisok emelkedésével szignifikánsan nőtt a nitrátfeltáródás és ebben a kezelésben mértük a legnagyobb eredményt is. Hasonló tendenciát tapasztaltunk a Frontier 900 EC-vel (0,608; 0,686; 1,64 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) kezelt területeken is.

A 2006. évi eredmények alapján megállapíthatjuk, hogy a nitrát feltáró képesség elmaradt a kontrollhoz (4,196 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) képest a kezelésekből (41. ábra). Az Acenit A 880 EC-vel (2,65; 2,82; 2,91 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) kezelt területeken a dózisok emelkedésével együtt nőtt a nitrát képződés, de a kontroll értékét így sem érte el. A Merlin

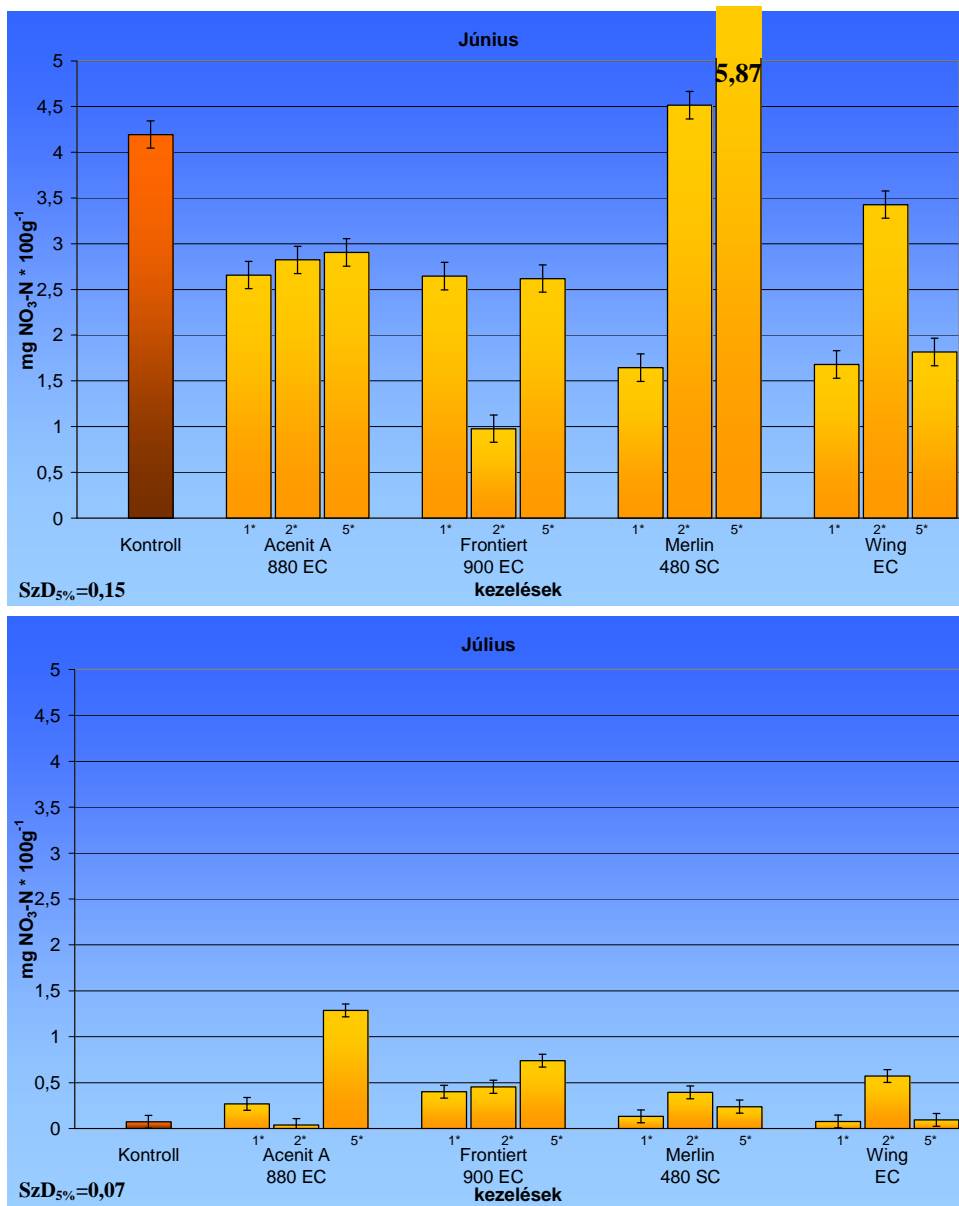
480 SC-vel (1,65; 4,52; 5,87 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) kezelt területeken is hasonló eredményt tapasztaltunk, bár itt az alapkezelés kivételével szignifikánsan nagyobb eredményeket kaptunk. A Frontier 900 EC és Wing herbiciddel kezelt területeken a kétszeres dózisban mértük a legnagyobb feltáródást.



40. ábra. A herbicidek hatása a talaj nitrát feltáró képességére
(Debrecen, 2005. június, július)

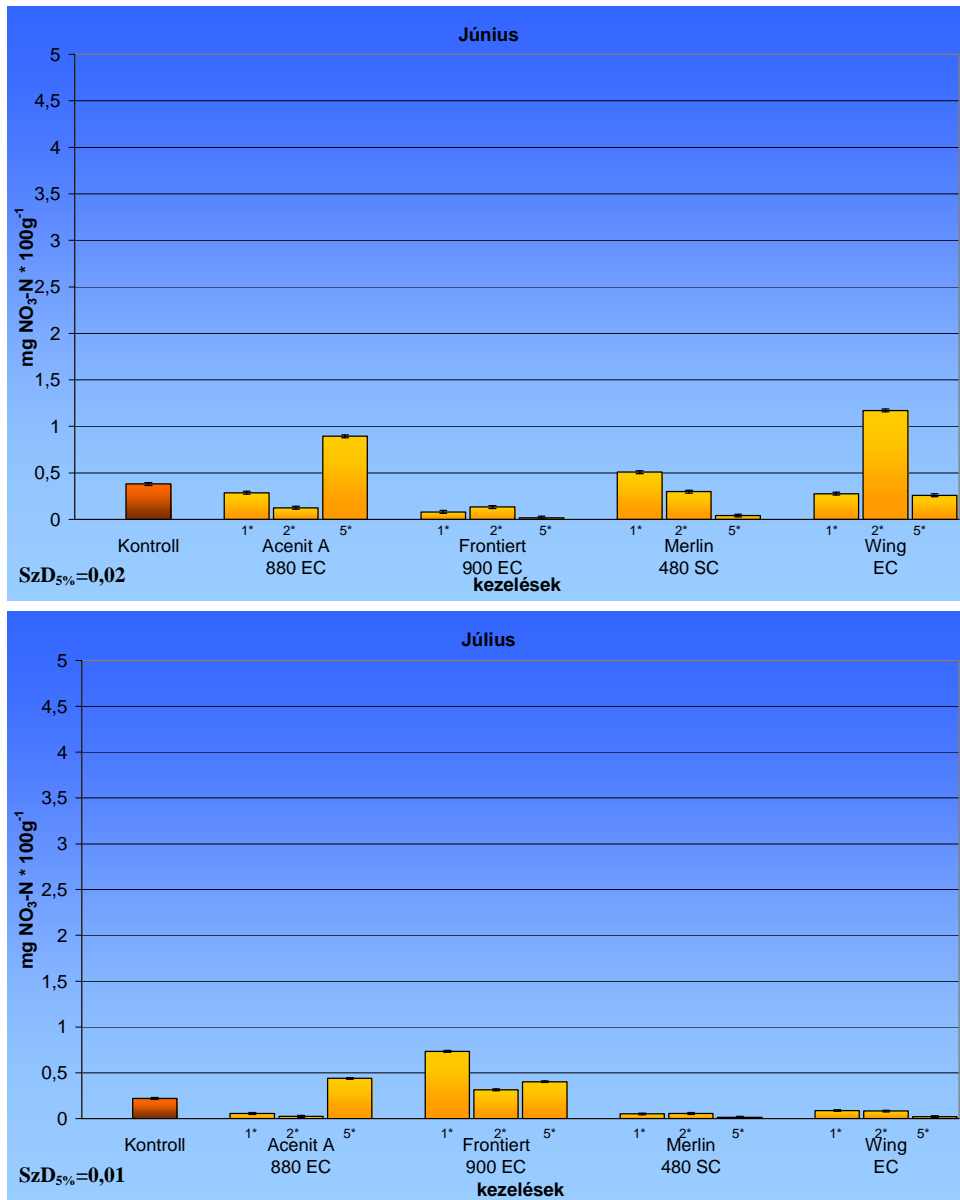
A júliusi mintavételkor sokkal kisebb nitrát feltáródást mértünk, ez a talaj szárazságának köszönhető. Minden kezelésben nagyobb volt a nitrát feltáródás, mint a kontrollé (0,073 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹). A Frontier 900 EC (0,40; 0,45; 0,74 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) herbiciddel kezelt területeken a dózisok emelkedésével nőtt a nitrátfeltárás és mind egymástól

mind a kontrolltól szignifikánsan különböztek. A legnagyobb értéket az Acenit A 880 EC ötszörös dóziséval kezelt parcellában mértük.



41. ábra. A herbicidek hatása a talaj nitrát feltáró képességére
(Debrecen, 2006. június, július)

A 42. ábrán a következő év eredményit mutatjuk be. Látható, hogy a Frontier 900 EC (0,08; 0,32; 0,118 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) herbiciddel kezelt területen szignifikánsan alacsonyabb lett a nitrát feltáródás, mint a kontroll (0,381 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) parcellában. Az Acenit A 880 EC (0,89 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) ötszörös dózisa és a Wing EC (1,17 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) kétszeres dózisa mellett mértünk nagyobb mértékű nitrát feltáródást.

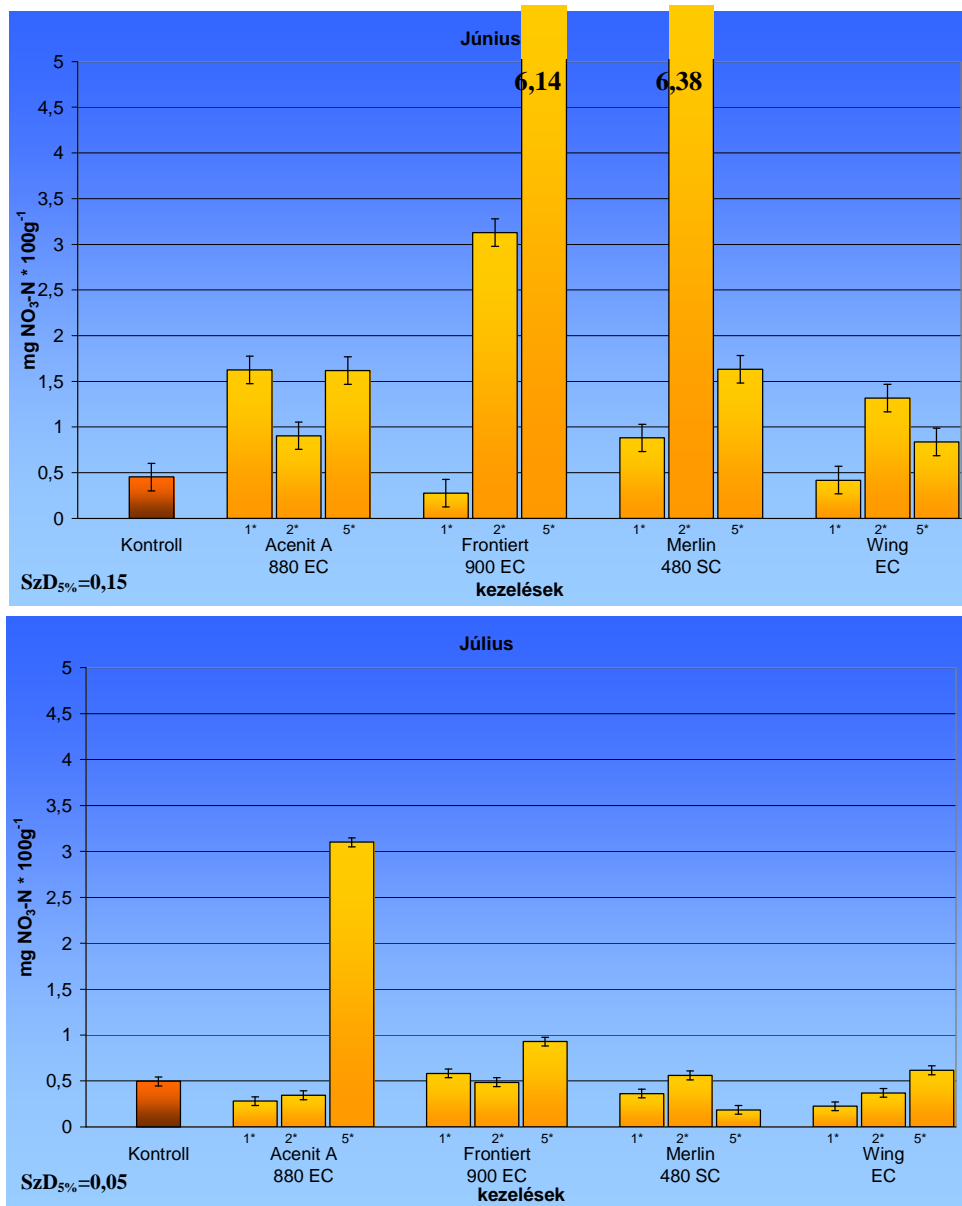


42. ábra. A herbicidek hatása a talaj nitrát feltáró képességére (Debrecen, 2007. június, július)

A júliusi mintavételkor a kontroll (0,22 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) értékénél szignifikánsan nagyobb eredményeket kaptunk a Frontier 900 EC-vel (0,73; 0,32; 0,40 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) kezelt területeken. A Merlin 480 EC és Wing EC herbicidekkel kezelt percellákban szignifikánsan kisebb nitrát feltáródást tapasztaltunk, mint a kontroll percellákban.

A 2008 évi jó csapadék ellátottság a nitrát feltárásban is megmutatkozik, mivel ebben az évben mértük a legnagyobb eredményeket (43. ábra). A Frontier 900 EC (0,27 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) és a Wing EC (0,418 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) alap dózisában mértünk csak a kontroll értékénél kisebb feltáródást. A Frontier 900 EC (3,12; 6,14 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹)

kétszeres és ötszörös dózisa mellett nagymértékben nőtt a nitrát feltáródás a dózisok emelkedésével. A legnagyobb értéket a Merlin 900 EC (6,38 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) kétszeres dózisú herbiciddel kezelt parcellában mértünk.



43. ábra. A herbicidek hatása a talaj nitrát feltáró képességére (Debrecen, 2008. június, július)

Az utolsó mintavételi időpontban a kontroll (0,49 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) értéke körüli eredményeket kaptunk. A Wing EC (0,22; 0,37; 0,61 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) herbiciddel kezelt területen a dózisok emelkedésével együtt nőtt a nitrát feltáródás, de csak az ötszörös dózisban haladta meg a kontroll értékét. Az Acenit A 880 EC (3,10 mg NO₃-N * 100g talaj⁻¹) herbicid ötszörös dózisában mértük a legnagyobb értéket.

A nitrát feltáródás 2005., 2006. és 2008. júniusi vizsgálat alkalmával voltak nagyobbak, a kezelések közötti különbségek is határozottabbak voltak. A többi mintavételkor általában kisebb értékeket kaptunk. A kezelések között esetenként találtunk szignifikáns különbséget is, de az egyes herbicidek különböző dózisa nem eredményeztek nagyobb különbségeket.

A herbicidek többségében – az alkalmazott szerek dózisától szinte függetlenül – a 2005-ben mindkét időpontban és 2008 évi júniusi mintavételkor jelentős serkentő hatást tapasztaltunk 3*12=36 esetből, 31 esetben. 2006. júniusi mintáiban a kezelések többsége gátló hatást gyakorolt a nitrát feltáródásra.

A hatásvizsgálat ~47%-ban serkentő hatást fejtettek ki a vizsgált herbicidek és csak 18%-ba gátló hatást. A Frontier 900 EC herbicid alkalmazott nagyobb dózisa valamint, az Acenit A 880 EC nagy dózisa az esetek többségében növelték a nitrát feltáródást.

4.2.1 Herbicidek „tartam” hatásainak értékelése kisparcellás kísérletekben (2005-2008)

A kisparcellás kísérleteinket véletlen blokk elrendezésben állítottuk be, de mind a négy kísérleti évben ugyanarra a helyre terveztük a vizsgálataink során használt herbicid kezeléseket. A vizsgálati eredményeinket összegezve próbáltunk a herbicidek kumulatív hatását értékelni. Az alábbi 9. táblázatban az összesített eredményeket mutatjuk be, amelyben a kezelések hatására szignifikánsan negatív, illetve pozitív hatásokat emeltük ki.

Az összesített eredményekből is egyértelműen szembetűnik, hogy a kitenyészhető összes csíraszámot nagymértékben csökkentették a kezelések. Mind a négy szer esetében a kezelések több mint 60%-ban csökkent a baktérium telepek mennyisége. Az összesített eredmények szerint a herbicidek 67,7%-ban szignifikánsan csökkentették a összes csíraszámot, 27,1%-ban nem volt szignifikáns változás és csak 5,2%-ban figyelhettünk meg szignifikáns növekedést a baktérium telepek mennyiségében a kontrollhoz képest.

A mikroszkopikus gombák mennyiségi meghatározásának eredményeiből megállapíthatjuk, hogy mind a négy szer esetében a kezelések többsége pozitív hatás eredményezett. A négy év és a kezelések eredményeinek értékelése során azt tapasztaltuk, hogy szignifikánsan

növekedett a mikroszkopikus gomba telepszám az esetek 55%-ban és csak 21,9%-ban csökkent.

9. táblázat: A herbicidek hatásainak összefoglaló értékelése szabadföldi kísérletben (Debrecen, 2004-2008)

	Acenit A 880 EC			Frontier 900 EC			Merlin 480 Sc			Wing EC			Összesen		
	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0	+	-	0
Szignifikáns különbségek	1	16	7	2	15	7	2	18	4	0	16	8	5	65	26
Összes csíraszám	14	5	5	13	4	7	13	6	5	11	6	7	50	21	25
Mikroszkopikus gombaszám	11	3	10	9	4	11	12	3	9	14	3	7	46	13	37
Cellulózbontó baktérium szám	7	4	13	6	9	9	7	8	9	6	6	12	26	27	43
Nitrifikáló baktérium szám	8	5	11	6	3	15	8	3	13	6	6	12	28	17	51
Talaj respiráció	9	7	8	10	10	4	8	12	4	7	7	10	34	36	26
Mikrobiális biomassza C	10	3	11	4	7	13	6	4	14	11	1	12	31	15	50
Mikrobiális biomassza N	12	3	9	14	8	2	12	3	9	9	4	11	47	18	31

A cellulózbontó baktérium mennyisége a kezelések többségében növekedett. Az Acenit A 880 EC, Merlin 480 SC és a Wing EC-vel kezelt parcellákban inkább növekedett a sejtszám, a Frontier 900 EC-vel kezelt parcellákban viszont a szignifikánsan nem különböző hatás volt túlsúlyban. Összességében megállapíthatjuk, hogy az esetek közel 50%-ban szignifikánsan nőtt a cellulózbontó baktériumok mennyisége, 40%-ban nem változott és csak 10%-ban tapasztaltunk csökkenést.

A nitrifikáló baktériumok számának, a talaj légzésének valamint a mikrobiális biomassza szén mennyiségének változásának eredményeit összegezzük, akkor megállapíthatjuk, hogy az első két paraméternél kb. 25-25%-ban volt pozitív, illetve negatív hatás és 50%-ban nem mértünk különbséget. A mikrobiális biomassza szén esetében pedig egyharmad-egyharmad arányú volt a pozitív, negatív és a semleges hatás.

A mikrobiális biomassza nitrogén mennyisége a Frontier 900 EC kezelések kivételénél a több pozitív hatást tapasztaltunk, mint negatívát. Összességében megállapíthatjuk, hogy a kezelések 52%-ban nem volt szignifikáns különbség, de csak a kezelések 15%-ban volt

szignifikánsan kisebb eredmény a kontrollhoz viszonyítva, a kezelések 32%-ban szignifikánsan növekedett a biomassza nitrogén mennyisége.

A nitrát feltáródás mértékénél minden esetben több volt a pozitív hatás, mint a negatív, bár a Wing EC-nél a semleges hatás volt a legtöbb. A négyéves eredmények összegében megállapíthatjuk, hogy a kezelések közel 50%-ban a herbicidek serkentették a nitrát feltáródás mértékét és csak 19%-ban tapasztaltunk csökkenést.

4.2.2. Statisztikai összefüggések értékelése

Az eredményeink statisztikai összefüggéseinek értékelését a Pearson-féle kétoldalú korreláció analízissel (az adatok standardizálása után) végeztük el, ahol vizsgáltuk a herbicidek és azok dózisaival valamint a vizsgált paraméterek közötti összefüggéseket.

A „***” az 1%-os szintű szignifikáns kapcsolat, míg az „**” az 5%-os szintű szignifikáns kapcsolat meglétét jelzi.

Az Acenit A 880 EC herbiciddel kezelt parcellák korrelációs táblázatát a 6. mellékletben mutatjuk be.

- ◇ Erős negatív korrelációs kapcsolatot tapasztaltunk a dózisok és az összes csíraszám között (-0,7500**), viszont pozitív közepes korreláció volt a mikroszkopikus gombaszám és a nitrifikáló baktériumok száma között (0,6628*).
- ◇ A mikrobiális biomassza szén és a cellulózbontó baktériumok (-0,6099*) valamint a talajlégzés között (-0,6989*) negatív közepesen erős korrelációs kapcsolat volt.
- ◇ Pozitív közepes korrelációs kapcsolatot tapasztaltunk a talajlégzés és a nitrát feltáródás (0,6181*) között.

A Frontier 900 EC kezelések számszerű eredményei a 7. mellékletben található.

- ◇ A mikroszkopikus gombaszám és a nitrifikáló baktériumszám között közepesen erős pozitív korrelációt (0,6421**) tapasztaltunk.
- ◇ A cellulózbontó baktériumok pozitív erős korrelációs kapcsolatot mutattak a talaj respirációval (0,7598**), viszont negatív közepesen erős kapcsolatot tapasztaltunk a mikrobiális biomassza széntartalommal (-0,6068*)

- ◇ A talajlégzés és a mikrobiális biomassza nitrogén (0,5074*) valamint a nitrát feltáródás (0,7146**) között pozitív közepes, illetve erős korrelációs kapcsolat volt, ellentétben a mikrobiális biomassza szénnel, mely (-0,5119*) közepes negatív korrelációt mutatott.
- ◇ A mikrobiális biomassza nitrogén mennyisége és a nitrát feltáródás között (0,5338*) pozitív közepesen erős korrelációt tapasztaltunk.

A 8. mellékletben Merlin 480 SC herbicid kezelt parcellák korrelációs táblázatát ismertetjük.

- ◇ Negatív irányú közepes korrelációt tapasztaltunk a dózisok és az összes csíraszám (-0,5675*) értékek között.
- ◇ A mikroszkopikus gombák mennyisége és a nitrifikáló baktériumok száma (0,5754*) között pozitív közepes erősségű korrelációs kapcsolatot tapasztaltunk.
- ◇ A cellulózbontó baktériumok és a talajlégzés (0,6246**) valamint a mikrobiális biomassza nitrogén (0,5136*) között pozitív közepes erősségű korrelációs kapcsolat volt, viszont negatív, erős korrelációs kapcsolatot tapasztaltunk a mikrobiális biomassza szénnel (-0,7445**).
- ◇ A talaj légzés és a mikrobiális biomassza szén (-0,7441**) negatív, viszont a nitrát feltáródással (0,7310**) pozitív erős korrelációs kapcsolatot mutatott.
- ◇ Negatív irányú közepes erősségű korrelációs kapcsolat van a mikrobiális biomassza szén és a biomassza nitrogén (-0,5286*) valamint a nitrát feltáródás (-0,5211*) között.
- ◇ A mikrobiális biomassza nitrogén valamint a nitrát feltáródás (0,5732*) között pozitív közepes korrelációs kapcsolatot igazoltunk.

A Wing EC herbiciddel kezelt parcellák korrelációs táblázatát a 9. mellékletben mutatjuk be.

- ◇ A mikroszkopikus gombaszám és a mikrobiális biomassza nitrogén (-0,7051**) között negatív erős korreláció volt.
- ◇ A cellulózbontó baktériumok mennyisége és a mikrobiális biomassza szén (-0,6274**) között negatív közepesen erős korrelációt tapasztaltunk.
- ◇ Pozitív irányú nagy illetve közepes erősségű korrelációs kapcsolatot tapasztaltunk a talajlégzés és a nitrát feltáródás (0,7171**) valamint a talajnedvesség (0,5088*) között.
- ◇ A mikrobiális biomassza szén mennyisége és a talajnedvesség tartalom (-0,8366**) között a Wing EC-vel kezelt parcellákban negatív erős korreláció volt.

A 10. mellékletben az összesített eredmények korrelációs táblázata látható.

- ◇ A dózisok és az összes csíraszám (-0,5211*) között közepesen erős negatív korrelációs kapcsolat volt.
- ◇ A cellulózbontó baktériumok és a talajlégzés (0,6487**) valamint a nitrát feltáródás (0,5799**) között pozitív, viszont a mikrobiális biomassza szén (-0,5693**) között negatív közepesen erős korrelációs kapcsolat volt
- ◇ A talajlégzés és a mikrobiális biomassza szén (-0,5980**) mennyisége közepes negatív, míg a nitrát feltáródás (0,6785**) pozitív korrelációt mutatott.

4.2.3. Herbicid maradványok a talajban

A kísérleti körülmények teljes körű megismerése érdekében a Borsod-Abaúj-Zemplén Megyei, Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal, Növény- és Talajvédelmi laboratóriumában a szántóföldi kísérletekből származó talajminta növényvédőszer maradványának vizsgálatát végeztettük el (4. táblázat). A jelentős költségek miatt csak az alap és a nagy dózisú kezelések vizsgálatára volt lehetőségünk.

A mintavétel 2008 júliusában a szántóföldi talajminta vételével egy időben történt. Mintákat a parcellák különböző pontjaiból vettünk, átlagmintákat képeztünk és ezek kerültek vizsgálatra.

10. táblázat: Herbicid maradványok a vizsgált talajokban
(Debrecen, 2008)

Felhasznált herbicid és relatív dózisa	Vizsgált hatóanyagok mg*kg ⁻¹			
	acetoklór	dimetenamid	pendimetalin	izoxaflutol
Kontroll	0,0002	0,0008	0,0006	-
Acenit A 880 EC 1*	0,0014	-	-	-
Acenit A 880 EC 5*	0,1244	-	-	-
Frontier 900 EC 1*		0,0202	-	-
Frontier 900 EC 5*		0,2013	-	-
Merlin 480 SC 1*		-	-	-
Merlin 480 SC 5*		-	-	0,0085
Wing EC 1*		0,0059	0,0010	-
Wing EC 5*	-	0,0117	0,1298	-
Mérési módszer	GC-MS			LC-MS

A 10. táblázatból kitűnik, hogy az acetoklórt ha kis mennyiségben is, de a kontroll parcellákban is ki tudtuk mutatni, de az alap kezelés hatására is 7-szer több volt a

szermaradvány. Az ötszörös kezelés mellett pedig már több mint hatszázszor nagyobb koncentrációban tudtuk az acetoklórt kimutatni.

A dimetenamid hatóanyagot kimutattuk mind a kontroll, mind a Frontier 900 EC és Wing EC herbicidekkel kezelt parcellákban. A kontrollhoz viszonyítva az alap dóziséú Frontier 900 EC herbiciddel kezelt parcellában is 25-ször több volt a szermaradvány, míg a nagy dózissal kezelt parcellában a szermaradvány elérte a 250 -szeres értéket. A Wing EC -vel kezelt területeken is több volt a szermaradvány mint a kontroll parcellában. A Wing EC kevesebb, mint egyharmad dimetenamid hatóanyagot tartalmaz, mint a Frontier 900 EC, ezért az alapkezelésnél negyede, míg a nagy dóziséú kezelésnél öt százaléka volt a szermaradvány tartalom a Frontierrel kezelt parcellához viszonyítva.

A pendimetalin hatóanyag bomlása, eltűnése gyorsabbnak tűnik az előzőekhez képest mivel a kontroll és a Wing EC herbicid alap dóziséával kezelt parcellák szermaradványa közel azonos volt. A nagy dózis mellett viszont több mint 200-szor nagyobb mennyiséget mértünk.

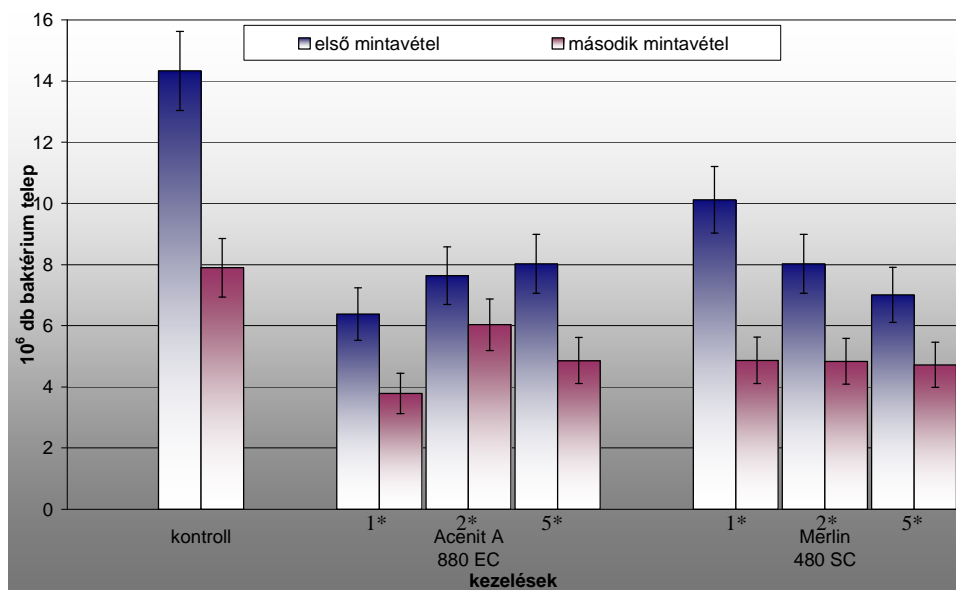
Az izoxaflutol hatóanyagot csak a Merlin 480 SC herbicid ötszörös dózisa mellett tudtuk visszamérni. Arra tudunk ebből következtetni, hogy ennek a hatóanyagnak a bomlása megy végbe a leggyorsabban a talajban.

4.3. Herbicidek hatása a talajmikrobiológiai paramétereire tenyészedényes kísérletben (2008)

A tenyészedény kísérlet beállítást azért tartottuk fontosnak mivel az Acenit A 880 EC és a Merlin 480 SC esetében optimális körülmények között is vizsgálni kívántuk a talaj mikrobiológiai folyamatait.

Az első mintavétel alkalmával meghatároztuk az összes csíraszámot, mikroszkopikus gombák mennyiségét és a nitrát feltárást, a második mintavételkor az előbb felsorolt paraméterek mellett, a széndioxid képződést, biomassza szén és nitrogén mennyiségét is.

Az ábránkon (44., 45. ábra) a két mintavételkor tapasztalt lemezöntéses módszerrel végzett összes csíraszám és mikroszkopikus gomba értékeit mutatjuk be és a 95 % legvalószínűbb sejtszám intervallumot ábrázoljuk. A 44. ábrán látható, hogy a kezelések hatására mind a két időpontban a kontroll értékei alatt maradtak a csíraszám értékek.

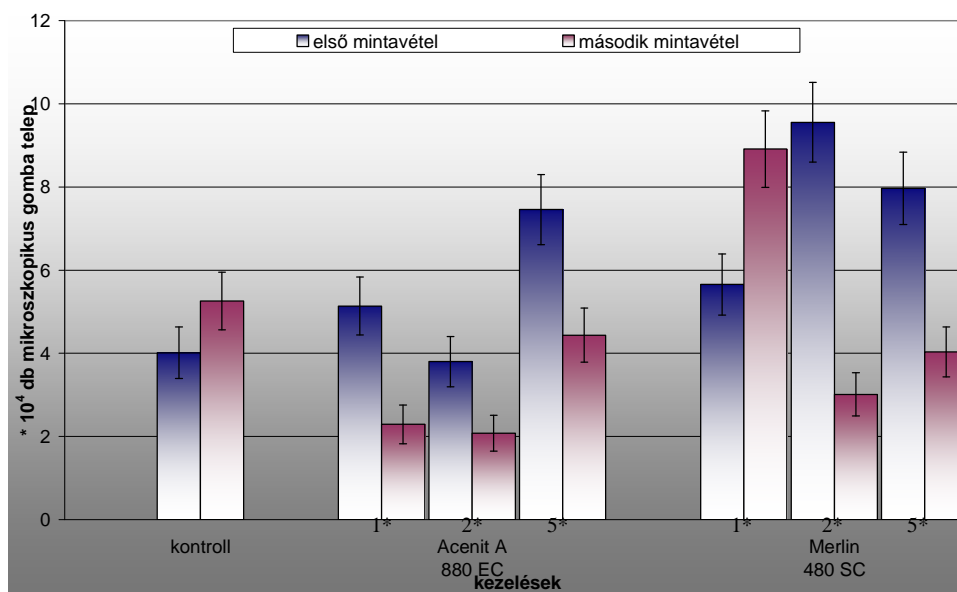


44. ábra. A talaj összes csíraszama kezelések hatására tenyészedényes kísérletben (Debrecen, 2008. június, július)

A júniusi mintavételkor a kontroll értéke $13,04-15,62 \cdot 10^6$ telep baktérium. Az Acenit A 880 EC ($5,52-7,24$; $6,69-8,57$; $7,06-8,99 \cdot 10^6$ telep) herbiciddel kezelt tenyészedényekben a baktériumok mennyisége a kontroll értékének a fele volt és szignifikánsan különböztek a kontroll értékétől. A dózisok növekedésével együtt nőtt ugyan a baktériumszám, de szignifikáns növekedést nem tapasztaltunk. A Merlin 480 SC ($9,03-11,20$; $7,06-8,99$; $6,10-7,91 \cdot 10^6$ telep) herbiciddel kezelt tenyészedényekben – hasonlóan az előzőekhez – a kontroll értékénél szignifikánsan kisebb sejtszámot mértünk. Ebben a kezelésben ellentétes volt a kezelések hatása, mivel itt a dózisok növekedésével együtt csökkent a csíraszám.

A júliusi mintavételkor a kontroll ($6,94-8,86 \cdot 10^6$ telep) értékénél kisebb és az Acenit kétszeres dózis kivételével szignifikánsan is kisebb eredményeket kaptunk. Az Acenit A 880 EC-vel ($3,12-4,45$; $5,19-6,87$; $4,10-5,61 \cdot 10^6$ telep) kezelt edényekben a dózisok hatását nem tudtuk bizonyítani. A Merlin 480 SC ($4,11-5,62$; $3,98-5,45 \cdot 10^6$ telep) gyomírószerrel kezelt tenyészedényekben a kezelések egyforma szignifikánsan gátló hatást fejtettek ki.

Végül is mindkét szer esetében, mind két mintavétel alkalmával szignifikáns gátló hatást állapíthatunk meg.



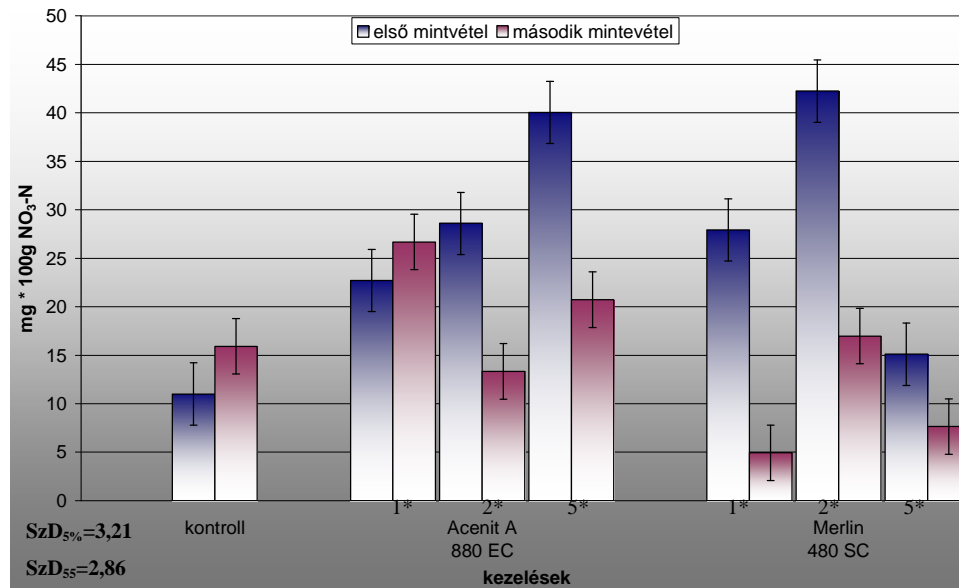
45. ábra. A talajban élő mikroszkopikus gombák mennyisége kezelések hatására a tenyészedényes kísérletben (Debrecen, 2008. június, július)

A 45. ábrán a tenyészedény kísérletben mért mikroszkopikus gombák mennyiségében tapasztalt változásokat mutatjuk be. A júniusi mintavétel alkalmával a kontroll (3,39-4,63 * 10⁴ telep) értékét az Acenit kétszeres dózisa kivételével meghaladta a gombaszám. Az Acenit A 880 EC-vel (4,43-5,83; 3,20-4,40; 6,61-8,30 * 10⁴ telep) kezelt tenyészedényekben szignifikánsan a kontroll értékétől csak a legnagyobb dózisban mértünk különbséget. A Merlin 480 SC (4,92-6,39; 8,60-10,51; 7,10-8,83 * 10⁴ telep) herbiciddel kezelt edényekben a mikroszkopikus gombák mennyisége nagyobb volt, mint a kontroll és a nagyobb dózisok szignifikánsan is különböztek.

A júliusi mintavétel során a kontrolltól (4,56-5,95 * 10⁴ telep) kisebb eredményeket kaptunk, kivéve a Merlin alapkezelésében. Az Acenit A 880 EC-vel (1,82-2,75; 1,64-2,51; 3,78-5,08 * 10⁴ telep) kezelt edényekben az első két dózisban szignifikánsan kisebbek voltak a gombaszámok mint a legnagyobb dózisban. A Merlin 480 SC (7,99-9,83; 2,48-3,53; 3,43-4,63 * 10⁴ telep) herbiciddel kezelt tenyészedényekben az alapkezeléstől és a kontrolltól is szignifikánsan kevesebb mikroszkopikus gombát tudtunk meghatározni.

A nitrát feltáródáskor két hét inkubációt követő nitrát mennyiségében bekövetkezett növekedést mértük (46. ábra). Az első mintavételi időpontban a kontroll (11 mg * 100g talaj⁻¹) értékét meghaladó eredményeket kaptunk minden kezelésben. Az Acenit 880 EC

(22,71; 28,60; mg * 100g talaj⁻¹) herbiciddel kezelt tenyészedényekben a nitrát feltáródás mértéke a dózisok emelkedésével együtt nőtt.



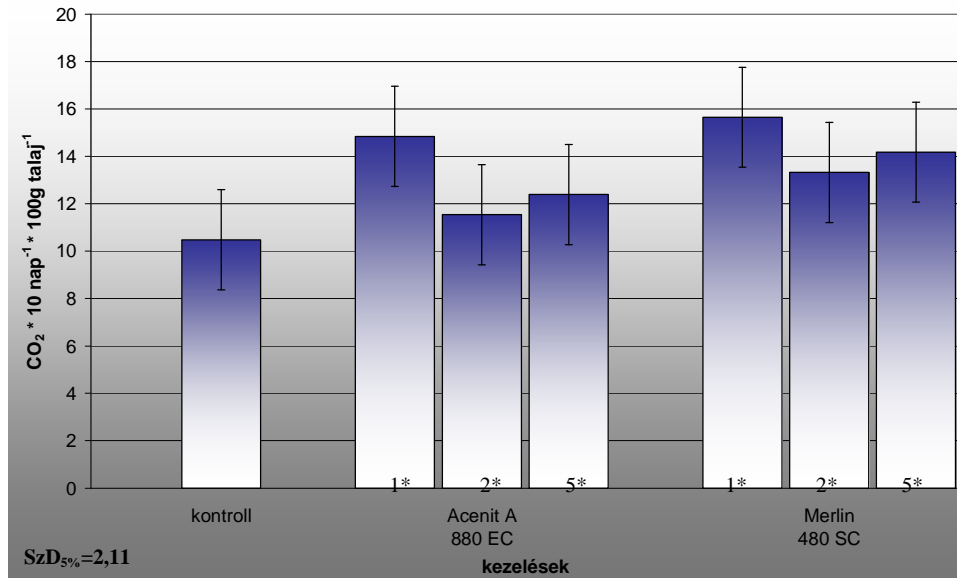
46. ábra. A nitrát feltáródás mértéke a kezelések hatására a tenyészedényes kísérletben (Debrecen, 2008. június, július)

A júliusi mintavételkor a kontroll (15,93 mg * 100g talaj⁻¹) értékénél az Acenit A 880 EC (26,68; 13,34; 20,3 mg * 100g talaj⁻¹) herbiciddel kezelt edények közül csak az alapkezelés haladta meg, a többi kezelésnél nem volt szignifikáns különbség. A Merlin 480 SC (4,93; 16,98; 7,65 mg * 100g talaj⁻¹) kezelések hatására az alap és a legnagyobb dózisban szignifikánsan kevesebb lett a feltáródott nitrát mennyiség.

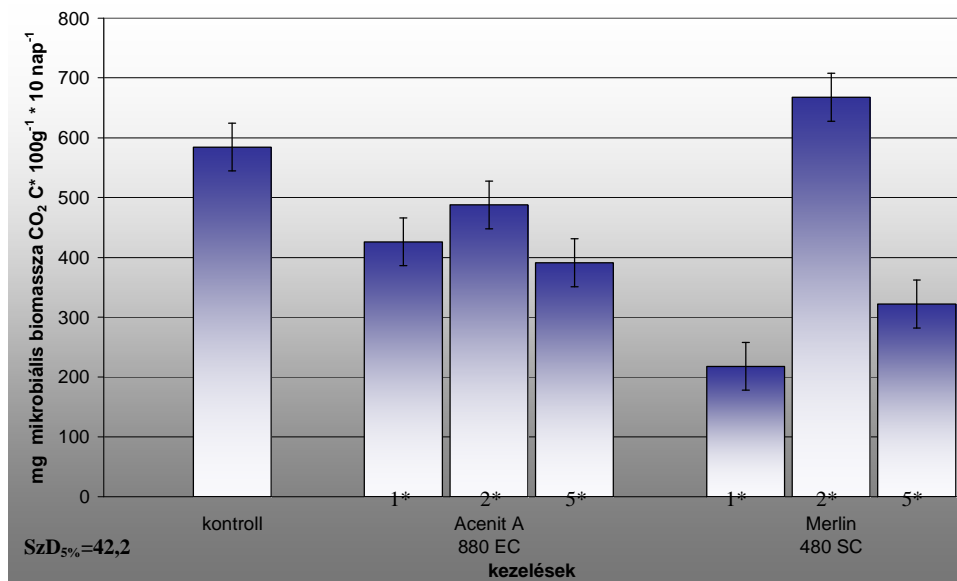
A nitrát feltáródás vizsgálatokor hat esetben serkentő hét esetben gátló hatást tapasztaltunk.

A széndioxid képződést és a mikrobiális biomassza szén és nitrogén mennyiséget csak egy időpontban végeztük el, mert nagy mennyiségű talaj szükséges a végrehajtásához és ezt az első mintavételkor nem tudtuk a tenyészedények felszámolása nélkül megvenni.

A talajlégzésében bekövetkezett változásokat a 47. ábrán mutatjuk be. A diagram értékelésekor látszik, hogy a kontroll (10,48 CO₂ * 10 nap⁻¹ * 100 g talaj⁻¹) értékét minden esetben meghaladta a talajok széndioxid képződése. Az eredményekből kitűnik, hogy mind a két herbicid hatására (Acenit A 880 EC 14,83 CO₂ * 10 nap⁻¹ * 100 g talaj⁻¹ és Merlin 480 SC 15,64 CO₂ * 10 nap⁻¹ * 100 g talaj⁻¹) alapkezelésében szignifikánsan nagyobb volt a talajok légzése, mint a kontrollé, a többi kezelésben szignifikáns különbségeket nem tapasztaltunk.

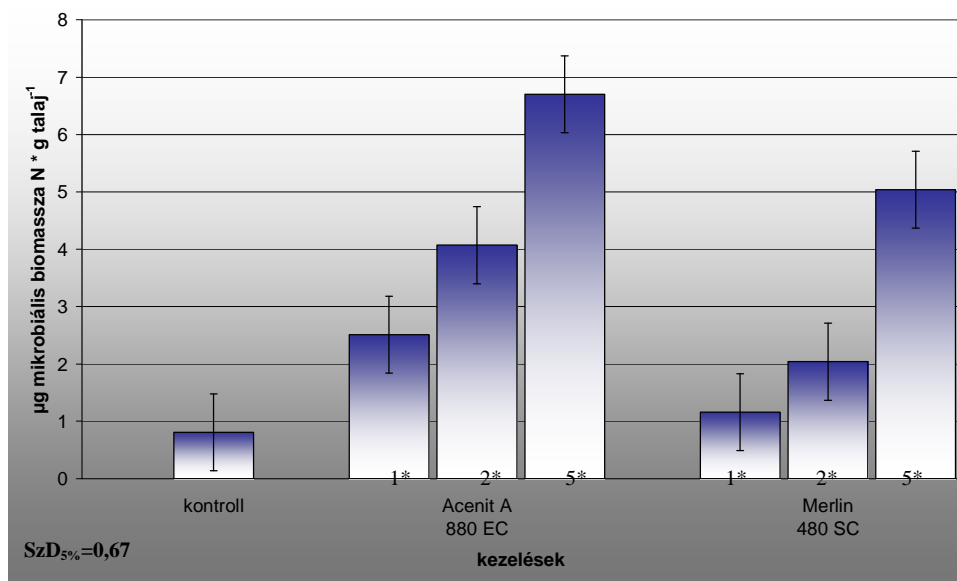


47. ábra. A széndioxid képződés a kezelések hatására a tenyészedényes kísérletben (Debrecen, 2008. június, július)



48. ábra. A mikrobiális biomasza szén mennyisége a kezelések hatására tenyészedényes kísérletben (Debrecen, 2008. június, július)

A mikrobiális biomasza szén mennyisége a kontrollhoz (584 mg mikrobiális biomasza CO₂ C* 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) képest csökkent kivéve a két középső dózissal kezelt edényben ahol szignifikánsan nem különbözött az eredmény (48. ábra). Az Acenit A 880 EC-vel (426; 487; 391 584 mg mikrobiális biomasza CO₂ C* 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) kezelt tenyészedényekben a két szélsőérték a kontrolltól szignifikánsan különbözött, de egymástól már nem tértek el. A Merlin 480 SC (218; 667; 322584 mg mikrobiális biomasza CO₂ C* 100g⁻¹ * 10 nap⁻¹) herbiciddel kezelt tenyészedényekben is hasonló eredményeket értünk el.



49. ábra. A mikrobiális biomassza nitrogén mennyisége a kezelések hatására a tenyészedényes kísérletben (Debrecen, 2008. június, július)

A szántóföldi eredményekhez hasonlóan a mikrobiális biomassza nitrogén mennyisége a kontroll (0,81 µg mikrobiális biomassza N * g talaj⁻¹) edényekben volt a legkisebb (49. ábra). Az Acenit A 880 EC herbicidekkel (2,51; 4,07; 6,70 µg mikrobiális biomassza N * g talaj⁻¹) kezelt tenyészedényekben a dózisok emelkedésével együtt szignifikánsan nőtt a biomassza nitrogén mennyisége a kontrollhoz és egymáshoz viszonyítva is. A Merlin 480 SC (1,16; 2,04; 5,04 µg mikrobiális biomassza N * g talaj⁻¹) gyomírószerrel kezelt tenyészedényekben a mikrobiális biomassza nitrogén mennyisége a dózisok emelkedésével együtt nőtt, de az első két kezelés sem a kontrolltól sem egymástól szignifikánsan nem különbözött.

11. táblázat: A növényi biomassza tömege tenyészedényes kísérletben (Debrecen, 2008. június, július)

Kezelés	Száraz növényi biomassza (g * növény ⁻¹)
Kontroll	1,51
Acenit A 880 EC 1*	0,92
Acenit A 880 EC 2*	0,83
Acenit A 880 EC 5*	1,16
Merlin 480 SC 1*	1,37
Merlin 480 SC 2*	1,26
Merlin 480 SC 5*	0,67

SzD_{5%} = 0,117

A növényi biomassza mennyiségére is hatással voltak a herbicid kezelések (11. táblázat). Látható, hogy az Acenit A 880 EC herbiciddel kezelt tenyészedényekben átlagosan 30-50% kisebb volt a növényi biomassza. A Merlin 480 SC alap dózisa mellett nem volt jelentős a növényi biomassza csökkenés, de a nagy dózis mellett már 60 %-kal kevesebbet mértünk, ennél a herbicidnél a dózisok hatása is megfigyelhető.

4.3.1. Herbicidek hatásainak összegzése tenyészedényes kísérletben (2008)

A tenyészedényes vizsgálataink eredményeit értékeltük éves összesítő táblázat eredményei alapján (12. táblázat).

12. Táblázat: Herbicidek hatásainak összefoglaló értékelése a tenyészedényes vizsgálatokban (Debrecen, 2008)

	Acenit A 880 EC			Merlin 480 SC			Összesen		
	+	-	0	+	-	0	+	-	0
Szignifikáns különbségek	+	-	0	+	-	0	+	-	0
Összes csíraszám	0	6	0	0	6	0	0	12	0
Mikroszkopikus gombaszám	1	2	3	4	0	2	5	2	5
Talaj respiráció	1	0	2	1	0	2	2	0	4
Mikrobiális biomassza C	0	3	0	1	2	0	1	5	0
Mikrobiális biomassza N	3	0	0	1	0	2	4	0	2
Nitrát feltáródás	4	0	2	2	2	2	6	2	4

Az összes csíraszám hasonlóan a szabadföldi vizsgálatok eredményeihez a kezelések hatására szignifikánsan csökkentek minden esetben (100%).

A mikroszkopikus gombák mennyiségi vizsgálatai viszont eltérő eredményeket hozott. Az esetek 42-42%-ban nőtt, illetve nem volt szignifikáns különbség a kezelések hatására.

A talajlégzés vizsgálatunk esetében hasonlóan a szabadföldi kísérletekhez nem tudtunk különbségeket igazolni a kezelések hatására, bár 16%-ban növekedést tapasztaltunk.

A mikrobiális biomassza széntartalmát egyértelműen csökkentette, a mikrobiális biomassza nitrogén tartalmát viszont növelték a kezelések.

A nitrát feltáródás eredményei a kezelések 50%-ban növekedett hasonlóan a szabadföldi kezelésekhez.

Összességében megállapíthatjuk, hogy mind a szántóföldi, mind a tenyészedényes vizsgálatok során a herbicid kezelések csökkentették az összes csíraszámot, valamint a mikroszkopikus gombák kolonizációját a nitrát feltáródást viszont növelték.

5. Új és újszerű tudományos eredmények

A környezeti tényezők befolyásolják a hatásvizsgálatokat, ezért a herbicidek talajtani hatásainak pontosabb megismeréséhez fontos a többoldalú vizsgálati megközelítés. Laboratóriumi körülmények között a befolyásoló tényezők minimálisra csökkenthetők. A tenyészedény kísérletekben ellenőrzött és reprodukálható körülményeket lehet biztosítani a kísérlethez, (rendszeres víz-és tápanyag utánpótlás). Kisparcellás kísérleti körülmények között – a herbicideken kívül – az éghajlati tényezők is közrejátszottak a talajmikrobiológiai folyamatok intenzitásának kialakításában.

A herbicidek általában csökkentették a talaj baktérium populáció mennyiségét, ugyanakkor növelték a mikroszkopikus gombák telepszámát és a cellulózbontó baktériumok mennyiségét.

Az eredményeinkből kitűnik, hogy a herbicidek kismértékben befolyásolták a mikrobiális biomassza nitrogén mennyiségét és a talaj széndioxid-termelő képességét, ugyanakkor a herbicid kezelések többségében növelték a talaj nitrátfeltáró képességét.

A kisparcellás kísérleti eredmények vizsgálata során mind a négy herbicidre – szerektől függően különböző mértékben – statisztikai összefüggéseket mutattunk ki az általunk vizsgált talajmikrobiológiai paraméterek között.

Az eredményekből levonható az a következtetés, hogy az Acenit A 880 EC és a Frontier 900 EC befolyásolta leggyakrabban az általunk vizsgált talajmikrobiológiai értékeket.

6. Gyakorlatban hasznosítható eredmények

- A herbicidek másodlagos hatásának pontosabb megismerésére fontos a szerek talajmikrobiológiai hatásvizsgálatát elvégezni, célszerű meghatározni a talajmikrobák populációjára és az aktivitására gyakorolt hatását.
- A vizsgálatok igazolták, hogy a herbicidek maradványai megtalálhatók a talajban. A szerek halmozódásának további hatása lehet a talajmikrobiológiai folyamatokra, illetve a környezetre.
- A vizsgálataink eredményeképpen megállapíthatjuk, hogy a Merlin 480 SC herbicidnek kevesebb alkalommal volt másodlagos hatása a talaj mikrobiális életközösségére, és a kisebb szermaradvány mennyiséget is mértünk a talajban. Ezért a Merlin 480 SC herbicid gyakorlati alkalmazását ajánljuk.
- A szermaradványok halmozódása miatt felhívjuk a figyelmet a talaj monitoring vizsgálatok fontosságára.

7. Összefoglalás

A fenntartható gazdálkodás nagy figyelmet fordít a környezetkímélő technikai megoldásokra, költségtakarékos, ugyanakkor a jó minőségű termékek előállítására törekszik. Ebbe a gondolat sorba illeszkedik az alkalmazott herbicidek másodlagos hatásának vizsgálata, pontosabban a herbicidek hogyan befolyásolják – serkentik vagy gátolják – a talajmikrobiológiai folyamatokat, a termékenység megőrzését.

Kísérleti munkánk során különböző kukorica (*Zea mays*) kultúrában használt herbicidek talajmikrobiológiai tulajdonságokra gyakorolt hatásait vizsgáltuk. Arra kerestük a választ, hogy a különböző herbicidek mennyire befolyásolják a talajban élő mikroorganizmusok mennyiségi változását, a fiziológiai csoportok életműködését és a mikroorganizmusok aktivitását.

Az első kísérleti évben (2004) laboratóriumi körülmények között teszteltük a herbicidek baktériumok mennyiségi előfordulására és a mikroszkopikus gombák növekedésére gyakorolt hatásait. A vizsgálatok értékelése alapján választottuk ki a szántóföldi vizsgálatokhoz használt herbicideket.

A következő évtől (2005-2008) kisparcellás szántóföldi kísérletet állítottunk be 4 herbicid (Acenit A 880 EC, Frontier 900 EC, Merlin 480 SC és Wing EC) 3 különböző dózisával (szántóföldi dózis és a szántóföldi dózis kettő és ötszörös). A kísérletet a Debreceni Egyetem AMTC MTK Növényvédelmi Tanszék kísérleti telepén állítottuk be mészlepedékes csernozjom talajon. A vizsgálati parcellákból évente kétszer vettünk talajmintát és vizsgáltuk, hogy a különböző dózisok hogyan hatnak néhány fontosabb talajmikrobiológiai paraméterre, illetve hatásuk statisztikailag igazolható-e. A szántóföldi kísérleti parcellákból meghatároztattuk a növényvédőszer maradványok mennyiségét is.

2008-ban tenyészedény kísérletet is beállítottunk két szerrel (Acenit A 880 EC és a Merlin 480 SC), ahol a talajnedvességet és tápanyag tartalmat optimális szinten tudtuk biztosítani.

Az összes csiraszám (húsleves agar) és a mikroszkopikus gombák mennyiségét (pepton glüóz agar) lemezöntéses módszerrel végeztük, a fiziológiás csoportok (cellulóz bontók, nitrifikálók)

mennyiségi meghatározását POCHON-TARDIEUX (1962) alapján a legvalószínűbb élő sejtszám módszerével végeztük el. A talaj respirációját lúgos csapdázással mértük és JENKINSON (1988) alapján meghatároztuk a fumigációs - inkubációs biomassa szén tartalmát. Mértük a fumigációs-extrakciós biomassa N mennyiséget BROOKES (1985) nyomán és meghatároztuk a nitrátfeltáródást (FELFÖLDI, 1987).

I. Mikroorganizmusok herbicid érzékenységének in vitro vizsgálata alapján a következő megállapításokat tehetjük.

1. A talajban élő és az említett táptalajon kitenyészthető baktériumok a „herbicid-táptalajon” érzékenyen reagáltak már a szerek kisebb koncentrációjára is, szaporodásuk kisebb mértékével.
2. A csernozjom talajban található baktériumok mennyiségét – már kisebb koncentrációban is – a Wing EC herbicid kivételével – szignifikánsan csökkentették a gyomirtó szerek.
3. A vizsgált mikroszkopikus gombák növekedését már az alap koncentrációjú herbicidek is gátolták. Az Acenit A 880 EC és a Frontier 900 EC gátolta legjobban a telepek növekedését és a gátlás mértéke a koncentráció növekedésével együtt fokozódott.
4. Megállapítható, hogy a vizsgált mikroszkopikus gombák eltérő érzékenységűek a különböző szerekkel és azok koncentrációjával szemben. Egyes szerek növekvő koncentrációjára is eltérően reagálnak. Vizsgálataink alapján összességében a *Trichoderma* – *Fusarium*- *Aspergillus* „érzékenységi – sorrend” állítható fel a mikroszkopikus gombák növekedésére.

II. Szántóföldi vizsgálataink több éves (2005-2008) eredményeinek értékelése alapján az alábbi megállapításokat tehetjük, az általunk vizsgált kukorica herbicidek talajmikrobiológiai hatására vonatkozóan.

1. A kísérlet során három évben (2005, 2006, 2007) az évenkénti első mintavételkor a baktériumok mennyisége mindig kevesebb volt, mint a második mintavételkor. 2008-ban mindkét mintavételi időpontban hasonló nagyságú eredményeket kaptunk.
2. 2006 és 2007-ben a tenyészidőszak rendkívül száraz volt, (májustól júliusig 166 mm és 116 mm csapadék hullott) a baktériumszámok ebben az időszakban kis értékeket mutattak. 2008 júniusában és júliusában rendkívül nagy mennyiségű csapadék

hullott (332 mm), amely következtében lényegesen nagyobb baktériumszámot mértünk.

3. Megállapítottuk, hogy a talaj összes csíraszámát a kijuttatott herbicidek csökkentették. A legnagyobb mértékű és legtöbb alkalommal előforduló gátlást az Acenit A 880 EC és a Wing EC herbicidekkel kezelt parcellákban tapasztaltunk. A dózisok emelkedésével együtt nőtt a gátló hatás is.
4. A mikroszkopikus gombák mennyisége minden kezelésében nőtt, valószínűsíthető, hogy a szerekkel szemben rezisztens fajok jobban el tudtak szaporodni.
5. Kimutattuk, hogy a mikroszkopikus gombák szaporodását sekentette, pozitívan befolyásolta a használt herbicid, lehetséges, hogy tápanyagforrásként hasznosították azokat. A legnagyobb mértékben az Acenit A 880 EC és a Wing EC herbicidek hatására növekedett a mikroszkopikus gombák mennyisége.
6. A cellulózbontók száma 2005-ben mindkét alkalommal, 2006-ban és 2007-ben az első mintavételi időpontban jelentősebb mennyiségűnek bizonyult. 2005, 2006 és 2008 évi első mintavételkor a kontrollhoz képest nagyobb cellulózbontó baktérium számot mértünk a kezelések többségében. A második mintavételkor, illetve 2007-ben (a legszárazabb évben) a kontroll és a kezelések között alig észleltünk különbséget.
7. A Wing EC és az Acenit A 880 EC nagyobb dózisa több alkalommal is serkentő hatásúnak bizonyult, amely a cellulózbontók számának növelését eredményezte.
8. A nitrifikáló baktériumok száma 2005-ben mindkét mintavétel alkalmával több kezelésben meghaladta a tízezres nagyságot, a többi alkalommal (2006, 2007, 2008) ezres nagyságrendű volt. A szárazabb évjáratokban (2006, 2007) érhetően kisebb mennyiségben fordultak elő a nitrifikáló baktériumok, de számuk 2008-ban (a nagy csapadékú évben) sem bizonyult lényegesen többnek.
9. A hatásvizsgálat során a nitrifikáló baktériumok esetén közel azonos mértékben (28, 26%) gátló és serkentő hatásúnak bizonyultak a különféle herbicidek különböző dózisa. Eredményeink alapján úgy tűnik, hogy a Frontier 900 EC többször bizonyult gátló hatásúnak, az Acenit A 880 EC pedig serkentőnek.
10. A vizsgált szerek a talajok széndioxid képződését a kísérlet során az esetek 30 %-ban növelték és közel 15 %-ban gátolták azt. 2006 júniusában (szárazabb periódus) és 2008 júniusában (nedvesebb időszak) kaptunk kisebb értékeket. Ezekben a sorozatokban a kontrolltól csak néhány kezelés széndioxid kibocsátása tért el.

11. Legtöbb serkentő hatást a 2007 évi júniusi mintavétel, legtöbb negatív hatást pedig a 2005 évi júniusi mintavétel során tapasztaltunk. Főként az Acenit A 880 EC és a Merlin SC stimulálta a széndioxid termelést, legtöbb alkalommal pedig a Wing EC gátolta.
12. A herbicidek különböző dózisainak hatásvizsgálata során megállapítottuk, hogy a herbicidek 70 %-ban (34 pozitív és 36 negatív) befolyásolták a fumigációs inkubációs módszerrel meghatározott mikrobiális biomassza széntartalmát. 2005 és 2007 évi júniusi minták vizsgálata során (a kezelések többségénél) jelentős gátló hatást tapasztaltunk.
13. Stimuláló, pozitív hatás dominált a mikrobiális biomassza szén 2005 és a 2008 évi júliusi mintákból végzett vizsgálataiban során. Konzekvens, egyértelmű hatásról ennél a paraméternél nem lehet számot adni. A pozitív és negatív hatások közel azonosak az egyes szerekben belül. Nem tapasztaltunk lényeges különbséget az egyes szerek hatásai között sem. Legnagyobb gátló hatást a Merlin 480 SC herbiciddel kezelt parcellák nagyobb dózisaiban mértük.
14. A herbicidek a mikrobiális biomassza nitrogént a vizsgált esetek közel 45 %-ban (31 pozitív és 15 negatív) befolyásolták. A serkentő hatás jelentősnek bizonyult. Különösen szembejövő a 2005, 2006, 2008 évi júniusi eredmények, ahol többnyire a serkentő hatás dominált. Ebből a szempontból az Acenit A 880 EC és a Wing EC kiemelkedik. A Frontier 900 EC inkább csökkentő hatást fejtett ki a mikrobiális biomassza nitrogénre.
15. Összehasonlítva a mikrobiális biomassza C és N értékeit megállapíthatjuk, hogy a herbicidek a mikrobiális biomassza N mennyiségében nagyobb mértékű változást idéztek elő, mint a mikrobiális szén tartalomban.
16. A nitrátfeltáródás eredményei 2005, 2006 és 2008 júniusi vizsgálat alkalmával nagyobbak voltak, a kezelések közötti különbség is határozottabb volt. A többi mintavételkor általában kisebb értékeket kaptunk. A kezelések között esetenként találtunk szignifikáns különbséget is de az egyes kezelések között nem tapasztaltunk nagyobb eltérést.
17. A hatásvizsgálat során ~48%-ban serkentő hatást fejtettek ki a vizsgált herbicidek és csak 18%-ban gátló hatást. A Frontier 900 EC herbicid alkalmazott nagyobb dózisaival valamint az Acenit A 880 EC nagy dózisa az esetek többségében növelték a nitrát feltáródást.

18. A szermaradvány-mérés eredményeként az acetoklórt, dimetenamidot és pendimetalint már kis mennyiségben, de a kontroll parcellákban is ki tudtuk mutatni ebből a szerek talajban való mozgására lehet következtetni. Az izoxaflutol kivételével minden hatóanyag már az alap dózisú kezelésben jelen volt, az ötszörös dózis mellett pedig már nagyságrendekkel többet mértünk. Az izoxaflutol hatóanyagot csak a Merlin 480 SC herbicid ötszörös dózisa mellett tudtuk visszamérni. Arra tudunk ebből következtetni, hogy ennek a hatóanyagnak a bomlása megy végbe a leggyorsabban a talajban.

III. Kisparcellás kísérleti eredmények korrelációs vizsgálata során a négy herbicidre érvényes összefüggések közül az alábbiakat emeljük ki.

1. a herbicidek és az összes csíraszám értékei szignifikánsan negatív eredményeket mutattak.
2. a mikrobiális biomassza szén és a cellulózbontó baktériumok, valamint a széndioxid termelés között szintén – szerektől függően különböző erősségű – negatív összefüggést tapasztaltunk.
3. a nitrátfeltáródás és a cellulózbontó baktériumok mennyisége valamint a talaj széndioxid termelése között pozitív korrelációt bizonyítottunk.

IV. A szántóföldi kísérletek alapján kiválasztott Acenit A 882 EC és a Merlin 480 SC herbicidek hatásait vizsgáltuk tenyészedény kísérletben ahol az évjárat hatásokat próbáltuk csökkenteni, mivel optimális nedvesség és tápanyag ellátás mellett történt a kísérlet beállítása. Az eredményeink alapján az alábbi következtetéseket tettük.

1. Mindkét szer, mindkét mintavétel alkalmával szignifikáns gátló hatást gyakorolt az összes csíraszám értékeire. A Merlin 480 SC inkább növelte, az Acenit A 880 EC pedig csökkentette a mikroszkopikus gombák mennyiségét. A nitrátfeltáródást elsősorban az Acenit A 880 EC serkentette. A széndioxid képződését az alap dózisok serkentették, a többi kezelés nem befolyásolta szignifikánsan.
2. A mikrobiális biomassza szén – egy kezelés kivételével – szignifikánsan csökkent. A mikrobiális biomassza nitrogént elsősorban az Acenit A 880 EC hatására növekedett szignifikánsan.
3. A herbicidek hatására a tesztnövény biomasszája a kontrollhoz képest csökkent. A Merlin 480 SC herbiciddel kezelt tenyészedényekben a dózisok növekedésével arányosan csökkent a tesztnövény biomasszája.

8. Summary

The sustainable agricultural production pay attention to environment-friendly cultivation-technologies; but at the same time make an effort to production of good quality and economical costly products. To this chain of ideas fit in the examination of the herbicides' secondly effects, namely, how affect the herbicides – stimulating or inhibiting – on the soil microbiological processes, prevention of soil fertility.

In the course of experimental work the effect of herbicides on soil biological properties were examined in different maize (*Zea mays*) culture. We would have liked to know that how affect the herbicides on the quantity change of soil microorganisms, the life of different physiological groups of bacteria and the activity of microorganisms.

In the first year (2004) in laboratory circumstances the effect of herbicides were tested on the quantity occurrence of soil bacteria and growing of microscopical soil fungi. At the bases of the results of these experiment herbicides were choosen for the plough-land experiment.

From next year (2005-2008) a small plot experiment was set up with three different dosages of four herbicides (Acenit A 880 EC, Frontier 900 EC, Merlin 480 SC és Wing EC) at the experimental site of Debrecen University, Faculty of Agriculture, Department of Plant Protection on calcareous chernozem. Soil samples were taken two times from plots in every year, and effect of herbicides were investigated on some soil microbiological parameters, respectively the effects can be proved stasticcally. At the end of experiment the quantity of herbicide-remains also was measured from the plots.

A small pot experiment was set up in 2008 with the application of two herbicides - Acenit A 880 EC and Merlin 480 SC – in the breeding house of the Department. The moisture content and nutrient supply was in optimal level in the experiment.

The total numbers of bacteria (in meat soup agar), and the number of microscopical fungi (peptone-glucose agar) was determined by plate dilution methods. The physiological groups of bacteria (number of aerobic cellulose decomposing bacteria and nitrifying bacteria) were determined according to POCHON- TARDIEUX et al. (1962) with the MPN (Most Probable Number) method in liquid culture media. The soil respiration (CO₂-production of soil) was measured by absorption of CO₂ by NaOH- (HU et al 1997), the fumigation-incubation

biomass-C content was measured according to JENKINSON (1988). The quantity of fumigation-extraction biomass-N was measured according to BROOKES (1985), AND nitrate-mobilization also was determined (FELFÖLDY 1987).

II. According to the herbicide-sensitivity of microorganisms *in vitro* experiment the following can be stated:

5. The living microorganisms in the soil (cultured in different culture media) were sensitive with the “poisoned culture media”, because the reproduction was smaller values already in the smaller concentration of herbicides.
6. The quantity of bacteria living in chernozem soil was significantly decreased by herbicides –already in smaller concentration – except the Wing EC.
7. The growing of examined microscopical fungi was impeded by the herbicides already in the basic concentration too. The impeding effect was the largest in case of Acentit A 880 EC and the Frontier 900 EC, which effect increased with the concentration.
8. It can be stated that the sensitivity of microscopical fungi was different to the herbicides and their doses. The effect of increasing doses of different herbicides caused dissimilar effects on fungi. Concerning our investigation the *Trichoderma* – *Fusarium*- *Aspergillus* sensitivity order can be set up regarding the increase of fungi.

II. At the bases of four year results (2005-2008) from the small plot experiment the following can be stated regarding the soil microbiological effects of herbicides in maize culture:

1. In the first sampling time (Jun) of the three years of experiment (2005, 2006, 2007) the number of soil bacteria was smaller than in the second sampling. In 2008 the microbiological results were similar in the two sampling time
2. In 2006 and 2007 the growing season was very dry, (from May to July there was only 166 mm and 116 mm rainfall), so in this time interval the number of soil bacteria showed low values. In Jun and July, 2008 there was a large quantity of rainfall (332 mm) which caused favourable circumstances for bacteria, their number increased significantly.
3. It can be stated that the total number of soil bacteria was decreased by the herbicides. The largest degree and the most frequently impeding effect was

experienced in the plots treated by Acentit A 880 EC and Wing EC herbicides. Together the increase in doses, the impeding effect also increased.

4. The number of microscopical fungi increased in all treatments it means that the resistant fungi genus could grow in the soil of experiment. A Regarding to the number of microscopic fungi, there was no negative effect of herbicides on the soil fungi, and what is more, in totally the number of fungi increased in the soil of herbicide treatments. It can be stated that number of microscopical fungi increased by the effect of herbicides, maybe the herbicides play as source of nutrient for fungi.
5. It was proved that the herbicides applied have positive effect on soil microscopical fungi, maybe the fungi could use as nutrient sources the herbicides. The number of microscopical fungi increased in largest scale by the effect of Acentit A 880 EC and Wing EC herbicides.
6. Large quantity of aerobic cellulose decomposing bacteria was found in the treatments in 2005 in the every two sampling time, in 2006 and 2007 only in the first sampling time. In 2005, 2006 and 2008 in the first sampling time (Jun) the number of cellulose decomposing bacteria was higher in almost all treatments, compare to the control. In the second sampling time of these years and in 2007 (the driest year) there were hardly differences in the bacteria number between the control and the treatments.
7. It seems that the larger doses of Wing EC and Acentit A 880 EC had stimulating effect on the number of cellulose decomposing bacteria, because in these treatments the number of bacteria increased.
8. In 2005 in every two sampling time the number of nitrifying bacteria reached the ten thousand orders, in the other years (2006, 2007, 2008) the number of nitrifying bacteria decreased to the thousand orders. In dryer years (2006, 2007) the number nitrifying bacteria smaller than in those years, when there is enough moisture in the soil, but it surprising, that their number was not higher significantly in 2008, when the precipitation was suitable.
9. Along the effect-results in 28 cases there was inhibited effect, in 26 cases there was stimulating effect of herbicides on the quantity of nitrifying bacteria. On the bases of results seems that the Frontier 900 EC rather had inhibiting effect, while the Acentit A 880 EC had stimulating effects on the nitrification processes.
10. Regarding to soil respiration it seems that the herbicides and their different dosages had stimulating effect in 30%, and had inhibiting effect nearly in 15% on the CO₂-

production. In 2006 Jun, (dry period) and 2008 Jun (wetter period) the CO₂-production was relatively small. In these series the results were similar to the control; only in some cases were a little difference in the CO₂-production.

11. The most stimulating effect was measured in 2007, Jun, and the most negative effect was measured in 2005 Jun on the CO₂-production. From the results it seems, that the Acentit A 880 EC and Merlin SC rather had stimulating effect, while in most cases the Wing EC had inhibiting effects on the CO₂-production.
12. In the course of “impact-study” regarding to the herbicides and their dosages it can be stated that the herbicides influenced about 70 % (34% positive effect and in 36% negative) the quantity of microbial biomass carbon determined by fumigation-incubation method. In 2005 and 2007 Jun heavy inhibiting effect was experienced in the majority of treatments.
13. Stimulating positive effect was experienced in Jun, 2005 and 2008 on the quantity of microbial biomass, but we couldn't speak consistent and unambiguous effect of herbicides on the microbial-biomass carbon. The positive and negative effects are nearly the same regarding to the different dosages of herbicides and among the effect of herbicides too. Significant differences weren't experienced among the effect of different herbicides. The biggest inhibiting effect was shown by the effect of larger doses of Merlin 40 SC.
14. Regarding to soil microbial biomass-nitrogen it seems that the herbicides and their different dosages had influence in 45% of treatments, (33 positive and 13 negative effects); the stimulating effect was higher, than the inhibiting effect. It is conspicuous that in Jun, 2005, 2006, and 2008, when the stimulating effect was dominant. The stimulation effect of Ace nit A 880 EC and Wing EC is prominent. The effect of Frontier 900 EC rather was negative on the quantity of biomass-nitrogen.
15. Compare to the content of microbial biomass-carbon and microbial biomass-nitrogen of soils, it may be concluded that the herbicides caused bigger changes in the microbial biomass-nitrogen, than in the microbial biomass-carbon of soil.
16. In Jun, 2005, 2006 and 2008 the results of nitrate mobilization showed high values, the differences among the treatments were clear, but in case of other soil sampling time the results of nitrate mobilization stayed below the control. In some cases there were significant differences among the treatments, but the different doses of a certain herbicide did not caused significant differences regarding to the herbicide.

17. In the course of “effect-results” regarding to the herbicides and their dosages it can be stated that the herbicides had stimulating effect nearly in 48%, and inhibiting effect only in 18% on the nitrate mobilization. The large doses of Frontier 900 EC herbicide and Acenit A 880 EC are pointed out because most of these treatments increased the nitrate mobilization significantly.
18. According to the results, herbicide-remains of acetochlorot, dimethenamid and pendimethalin could be measured in the treatments and what is more from the control too. From this fact come to the conclusion to the downward movement of herbicide in the soil. Except of isoxaflutole, every active ingredient could be measured even in the basic treatments; besides it in the five time doses these herbicide remains were larger by orders. The isoxaflutole ingredient could be shown only in the fifth time dose of Merlin 480 SC herbicide. This suggests that this active ingredient went through most quickly in mineralization processes in the soil.

III. With reference to the results of small plot experiment set up with four herbicides, the following connection can be stated:

1. The number of total soil bacteria decreased significantly by the effect of herbicides.
2. The microbial biomass carbon, the aerobic cellulose decomposing bacteria as well as CO₂-production – with different strength depending on the type of herbicides – negative connection was experienced;
3. Between the nitrate mobilization and aerobic cellulose decomposing bacteria, as well as the CO₂-production, positive correlation was proved.

IV. At the bases of the results of small plot experiment, two herbicides, -the Acenit A 882 EC and the Merlin 480 SC- were chosen for further investigation in small pots in the breeding house of the Department. In this experiment the „year-effects” (environmental factors, etc.) were decreased to minimum because the experiment was set up with optimal moisture content and nutrient supply of soil in exact circumstances. At the bases of results the following can be stated:

1. It can be stated that the two herbicides and their all doses affected negatively to the number of total soil bacteria, the inhibiting effects were significant. The quantity of microscopical fungi increased by the effect of Merlin 480 SC and decreased in the treatments of Acenit A 880 EC.

2. The Acenit A 880 EC had stimulating effect on the nitrate mobilization. The CO₂-production was stimulating by the basic doses of herbicides; the other treatments did not influence the CO₂-production significantly.
3. The quantity of microbial biomass-carbon –except only one treatment- decreased significantly by the effect of herbicides. Besides it, the quantity of microbial biomass-nitrogen increased significantly in the treatments of Acenit A 880 EC.
4. The biomass of test plant decreased in the treatments of herbicides, their quantities were smaller than in the control. In the pots treated by Merlin 480 SC, parallel with the increase of doses decreased the quantity of plant-biomass.

9. Publikációk az értekezés témakörében

9.1. Tudományos folyóiratcikkek

Sándor Zs. (2006): Különböző herbicidek hatása a talajban élő mikrobák mennyiségi előfordulására és aktivitására. Agrártudományi Közlemények 2006/23, 76-82.p.

Sándor Zs. (2006): The effect of some herbicides on microbes and their activity in soil. Cereal Research Communications Vol. 34, 275-278.p.

Sándor Zs. – Kátai J. – Tállai M. – Varga A. – Balogh E. (2007): The effect of herbicides applied in maize on the dynamics of some soil microbial groups and soil enzyme activity. Cereal Research Communications Vol. 35, 1025-1028.p.

Sándor Zs. – Kátai J. – Nagy P. T. (2008): The effect of herbicides on some microbiological parameters of carbon-cycle in maize monoculture. Cereal Research Communications Vol. 36, 1175-1178.p.

Sándor Zs. – Tállai M. (2008): Kukoricához alkalmazott herbicidek hatása a talaj nitrogén-körforgalom néhány mikrobiológiai jellemzőjére. Agrártudományi Közlemények 2008/32, 93-100.p.

Kátai J. – Zsuposné, O. Á. – **Sándor Zs.** – Tállai M. (2009): The effect of soil acidification on some microbiological processes of soil in a long term fertilization experiment. Cereal Research Communications Vol.37, 403-406.p.

9.2. Tudományos konferencia kiadványban megjelent cikkek

Sándor Zs. (2005): Növényvédőszer hatása a talajmikrobák növekedésére. XI. IFT Keszthely CD 5 oldal

Kátai J. – **Sándor Zs.** (2006): Impact of Acenit (A 880 EC) on the growth of microscopic fungi and microbial processes in soil. The 4th international symposium “Natural Resources and Sustainable Development” Oradea, 10-11 October, Ed.: Maghiar T. T., Nagy J. 2006. 261-270.p.

Sándor Zs. – Kátai J. – Nagy P. T. – Tállai M. – Zsuposné Oláh Á. – Varga D. (2007): Különböző herbicidek összehasonlító értékelése a talaj szén-körforgalom mikrobiológiai jellemzői alapján. Erdei Ferenc IV. Tudományos Konferencia Kecskemét, Szerk.: Ferencz Á. 967-970.p.

9.3. Konferencia kiadványban megjelent absztrakt

Sándor Zs. (2005): Kukorica kultúrában alkalmazott herbicidek hatása néhány teszt mikrobára. Tavaszi szél 2005. Konferencia kiadvány. Doktoranduszok szövetsége 459.p. ISBN:96321836.

Kátai J. – **Sándor Zs.** (2005): Herbicidek és a mikrobák kölcsönhatása a talajban. „Termékpálya, élelmiszer- és környezetbiztonság az agráriumban”. Gödöllő 2005. október 07. Összefoglalók, 26.

Sándor Zs. - Kátai J. (2005): The effects of herbicides used in maize cultures on soil microbes and their activity. Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica 2005/52, Budapest 136-137.p.

Sándor Zs. - Kátai J. (2006): The effect of Acenit (A 880 EC) on the growth of some soil microscopic fungi and on the soil microbiological processes. Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica 2006/53, 336-337.p.

Sándor Zs. – Kátai J. – Nagy P. T. – Zsuposné Oláh Á. (2007): The effect of different herbicides on some factors of carbon cycle in a chernozem. Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine 2007/63-64 AcademicPres, Cluj – Napoca, Ed.: Marghitas L. 340.p.

9.4. Könyvrészlet

Sándor Zs. – Zsuposné dr. Oláh Á. (2008): A társulások néhány jellemző folyamata.; Az elemek biogeokémiai körforgalma.; Talaj-növény kapcsolat, a biológiai aktivitás és a talajtermékenység összefüggései. A talajbiológiai aktivitás mérési módszerei. In: Talajtan, Talajökológia Szerk: Kátai J. Debreceni Egyetem 156-157; 158-174; 175-179.p. ISBN 978-963-9874-05-3

9.5. Nem a doktori értekezés témakörében megjelent publikációk

Keresztúri P. – **Sándor Zs.** – Peles F. – Igloi A. – Szabó A. (2006): Influence of soil phosphorus forms on the VAM fungi sporulation in the case of five different soil types. Cereal Research Communications Vol. 34 No. 1 219-222.p.

Kátai J. – Tállai M. – Lazányi J. – Lukácsné Veres E. – **Sándor Zs.** (2007): The effect of bentonite on species soil parameters and microbial characteristics of the carbon cycle. Joint

- International Conference on Long-term Experiments, Agricultural Research and Natural Resources. Debrecen-Nyírlugos 31st may – 1st June, 2007, Ed.: Lazányi J. 247-254.p.
- Kátai J. - Vágó I. - **Sándor Zs.** - Tállai M. - Varga A. (2007): A talaj néhány tulajdonságának változása műtrágya és baktérium készítmény (BACTOFIL[®] A 10) alkalmazásakor. Erdei Ferenc IV. Tudományos Konferencia Kecskemét, Szerk.: Ferencz Á. 947-950. p.
- Nagy P. T. – Turzó S. – **Sándor Zs.** – Nyéki J. – Szabó Z. (2007): Effect of different flower thinning techniques on annual fluctuation of micronutrients in sweet cherries (*Prunus avium* L.). Erdei Ferenc IVth Scientific Conference Kecskemét, Szerk.: Ferencz Á. 1021-1024.p.
- Nagy P.T. – Turzó S. – **Sándor Zs.** – Drén G. – Szabó Z. – Nyéki J. (2007): Study of effects a complex fertilizer and a biostimulator on macronutrient content of leaf and fruit quality on sweet sherry (*Prunus avium* L.). Bulletin of University of agricultural sciences and veterinary medicine 2007/63-64 AcademicPres, Cluj – Napoca, Ed.: Marghitas L. 339.p.
- Kátai J. – Vágó I. – **Sándor Zs.** – Tállai M. – Zsuposné Oláh Á. (2007): The effect of an artificial fertilizer and a bacterium preparation (Bactofil[®] A10) on the properties of soils. Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine 2007/63-64 AcademicPres, Cluj – Napoca, Ed.: Marghitas L. 465.p.
- Kátai J. – Vágó I. – **Sándor Zs.** – Tállai M. (2008): The effect of an artificial and a bacterium fertilizer on some soil characteristics and on the biomass of the ryegrass (*Lolium perenne* L.) Cereal Research Communications Vol.36, 1171-1174.p.
- Nagy P. T. – Nyéki J. – Szabó Z. – **Sándor Zs.** (2008): Floral analysis as an early plant analytical tool to diagnose nutritional status of fruit trees. Cereal Research Communications Vol.36, 1335-1338.p.
- Tállai M. – **Sándor Zs.** – Kátai J. (2008): Bentonit hatása humuszos homok talaj tápanyagtartalmára és néhány mikrobiológiai tulajdonságára. Talajtani Vándorgyűlés Nyíregyháza, 2008 május 28-29 Talajvédelem (különszám) Szerk.: Simon L. 527-534.p.
- Zsuposné, O. Á. – Kátai, J. – **Sándor, Zs.** – Szili-Kovács, T. (2008): Examination of soils originating from different Hungarian regions, EUROSIL 2008. (Vienna-Bécs) Aug. 25-29. Soil-Society-Environment. Book of Abstracts. Winfried E. H. Blum, Martin H. Gerzabek and Manfred Vodrazka (Eds.) University of Natural Resources and Applied Life Sciences (BOKU) ISBN: 978-3-902382-05-4. 203-204.p.
- Tállai M. – **Sándor Zs.** – Vágó I. – Kátai J. (2008): A tápanyag-utánpótlás különböző módjainak hatása a talaj néhány mikrobiológiai tulajdonságára. Agrártudományi Közlemények 2008/32, 119-126.p.

10. Irodalomjegyzék

1. AKÓCSI B. (1976): A kukorica gyomosodásának és az alkalmazott szerkombináció hatékonyságának vizsgálata Szolnok megyében. Tudomány és Mezőgazdaság. **14.** (6) 67-77. p.
2. ALEF K. (1992): Bestimmung mikrobieller Biomasse im Boden: Eine Kritische Betrachtung. Z. Pflanzenernährung Bodenkunde. **156.** 109-114. p.
3. ALLETTO L., BENOIT P., BRGHEAUD V., COQUET Y. (2008): Temperature and water pressure head effects on the degradation of the diketonitrile metabolite of isoxaflutole in a loamy soil under two tillage systems. Environmental Pollution. **156.** 678-688. p.
4. ALEXANDER M. (1977): Introduction to soil microbiology. Jhon Wiley & Sons, New York. 480. p.
5. ANDERSEN J. P. E., DOMSCH K. H. (1978): Mineralisation of bacteria and fungi in chloroform fumigated soils. Soil Biology and Biochemistry. **10.** 207-213. p.
6. ANGERER P. I., KÖDÖBÖCZ L., BÍRÓ B. (2004): Mikrobacsoportok herbicid-szennyvíz kombinációkkal szembeni érzékenységének vizsgálata modellkísérletben. Agrokémia és Talajtan. **53.** (3- 4) 331-343. p.
7. ARNOLD, D. J., BRIGGS, G. G: (1990): Fate of pesticides in soil: predictive and practical aspect. Environmental Fate of Pesticides. **7.** 101-122. p.
8. BALÁS Á. (1876): Általános és különleges mezőgazdasági növénytermelés alapvonalai. Tettey Sándor és társa bizománya, Budapest, 472. pp.
9. BARUA A., SAHA J., CHAUDHURI S., CHOWDHURY A., ADITYACHAUDHURY N. (1990): Degradation of pendimethalin by soil fungi. Pest Management Sciences. **29.** (4) 419-425. p.
10. BAYOUMI, H. E. A. F., TIMÁRI S., KECSKÉS M. (1988): Side effect of differents pesticides on *Rhizobium leguminosarum* bv. *Viciae* strains. Acta Microbiologica Hungarica **34.** 161p.
11. BAYOUMI, H. E. A. F., KECSKÉS M (1991): Growth of on *Rhizobium leguminosarum* bv. *Viciae* and their symbiosis with *Vicia fabia* effected by some pesticides. Acta Microbiologica Hungarica **38.** 235p.

12. BECK, T. (1986): Aussage Kraft und Bedeutung enzymatischer und mikrobiologischer Methoden bei der Charakterisierung des Bodenlebens von land wirtschaftlichen Böden. Veröff. Landwirtsch.-chem. Bund. Linz/Donau **18**. 75-100. p.
13. BELDEN J. B., PHILLIPS T. A., CLARK B. W., COATS J.R. (2005): Toxicity of phendimetalin to nontarget soil organisms. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. **74**. 769-776. p.
14. BENÉCSNÉ B. G., HARTMANN F. (2004): A gyomirtás tervezésének sarokpontjai a kukoricában. Gyakorlati Agrofórum Extra **5**. 49-60. p.
15. BERZSENYI Z. (1979): A kukoricavetések gyomboritottsága és a termésmennyiség közötti összefüggés. Növénytermelés. **28**. 417-426. p.
16. BERZSENYI Z. (2000): Gyomszabályozási stratégiák a fenntartható növénytermelésben. Magyar Gyomkutatás és Technológia **1** (1) 3-21. p.
17. BEYTHE I. (1584): Stirpium nomenclator Pannonicus 16. p.
18. BIRÓ B. (2005) A talaj, mint a mikroszervezetek élettere. In: A talajok jelentősége a 21. században. Szerk.: STEFANOVITS P. & MICHELI E. 141-167.p.
19. BIRÓ B. (2002): Talaj- és rhizobiológiai eszközökkel a fenntartható növénytermesztés és a környezetminőség szolgálatában. Acta Agronomica Hungarica. **50**. 77-85. p.
20. BITTERA M. (1930): Növénytermesztéstan II. kötet, Különleges Növénytermesztéstan. Pátria Irodalmi vállalat és Nyomdai Rt., Budapest. 51-67. p.
21. BOCZ E. (1976): Trágyázási útmutató. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 257. p
22. BOCZ E. (1992): Kukorica. In.: Szántóföldi növénytermesztés Szerk.: BOCZ E., KÉSMÁRKI I. – KOVÁTS A. – RUZSÁNYI L. – SZABÓ, M., Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 362-423.
23. BOCZ E. – NAGY J. (2003): A kukorica nagy termésének feltételei. Gyakorlati Agrofórum Extra **2**: 2-3. p.
24. BOGDANOVIC V. (1991): Uticaj nekih herbicida na ukupnu mikrofloru zemljista i kvrzične bakterije soje (*Rhizobium japonica*). Zastita Bilja. **41**. (3) 305-314. p.
25. BOHUSS I., [REKASI T.](#), [SZIKORA S.](#), [BARKACS K.](#), [ZARAY, G.](#), [ÁCS E.](#) (2005): Interaction of acetochlor and atrazine with natural freshwater biofilms grown on polycarbonate substrate in lake Velence (Hungary). Microchemical Journal. **79**. (1-2) 201-205. p.
26. BORKEN, W., MUHS, A., BEESE, F. (2002): Changes in microbial and soil properties following compost treatment of degraded temperate forest soils. Soil Biology and Biochemistry. **34**: 403-412.p.

27. BROOKES P. C., JENKINSON D. S. (1985): The microbial biomass in soil. Ecological interactions in Soil, Plants, Microbes and Animals, Oxford, Blackwell Sci. Publ. 123-125. p.
28. BROOKES P. C., LANDMAN A., PRUDEN G., JENKINSON D. S. (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. Soil Biology and Biochemistry **17**. 837-842.p.
29. BOROS B., SÁRVÁRI M. (2008): Újdonságok a kukoricatermesztésben. Agrárunió **9**. (2). 32-33.p.
30. BUZÁS I (1993): Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv. I. Ina Kiadó, Budapest. 357. p.
31. CAI X., SHENG G., LIU W. (2007): Degradation and detoxification of acethochlor in soil treated by organic and thiosulfate amendments. Chemosphere **66**. 286-292. p.
32. CAPEL P. D., MA L., SCHROYER B. R. LARSON S. J. GILCHRIST T.A. (1995): Analysis and detection of the new corn herbicide acetochlor in river water and rain. Environmental Science & Technology. **29**. (6) 1702-1705. p.
33. CERVELLI S., MANNIPIERI P., SEQUI P. (1978): Interaction between agrochemicals and soil enzymes. In: Soil Enzymes, szerk. BURNS London, Academy Press. 252-293. p.
34. CLEMENTS, E.F. (1907): Plant Physiology and Ecology. Henry. Holt and Company., New York, 251-269. p.
35. COOK, A. M., HÜTTER, R. (1981): S-Triazines as nitrogen sources for bacteria. Journal of Agricultural and Food Chemistry. **29**. 1135-1143. p.
36. CSUBÁK M. (2008): Talajok kémhatása. In: Talajtan, Talajökológia. Szerk. KÁTAI J. Az Észak – Alföld Régióért Kht., Debrecen, 86-92. p.
37. CZIMBER GY., PRÉCSÉNYI I., CSALA G. (1977): Adatok a kukoricavetésekben gyomosodást okozó köles (*Panicum miliaceum*) kártételéről. Növénytermelés. **26**. 275-284. p.
38. DEREVYANSKII, V. P. (1992): Herbicides and soil microbiological activity. Zashchita-Rasteii-Moskva. **3**, 20. p.
39. DICTOR M. C., BARAN N., GAUTIER A., MOUVET C. (2008): Acetochlor mineralization and fate of its two major metabolites in two soils under laboratory conditions. Chemosphere. **71**. 663-670. p.

40. DOBOS M., SZALKAI T., (2004): Inkubációs modellek és alkalmazásuk a talajökológiában. *Agrokémia és Talajtan*. **53**. 169-174. p.
41. DONKOVA R., PETKOVA D. (2003): Behaviour of herbicide acetochlor in three soils. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*. **9**. (4) 553-555. p.
42. EL HALLOF N., SÁRVÁRI M. (2006): Az évjárat és a műtrágyázás hatása az eltérő genetikai adottságú kukoricahibridek termésére, a fotoszintézis és a levélterület alakulására. *Agrártudományi Közlemények 2006* **23**. 27-34. p.
43. FELFÖLDY, L. (1987): A biológiai vízminősítés. *Vízgazdálkodási Intézet, Budapest*, 172-174. p.
44. FELSOT A. S., DZANTOR K. E., (1992): Effect of alachlor concentration on soil dehydrogenase activity and pesticide degradation rate. *Environmental Toxicology and Chemistry*. **14**. (1) 23-28. p.
45. FERRI M., [ADAMS M.](#), [PERALBA M.](#), [VIDAL R.](#), [PIZZOLATO T.](#) (2006): Activity, adsorption, and lixiviation of acetochlor in soil under no tillage and conventional tillage: Influence of straw coverage. *Communications in soil science and plant analysis*. **37** (5-6) 627-640. p.
46. FILEP GY. (1995): Talajvizsgálat. Egyetemi jegyzet. Debrecen. 3-156. p.
47. GALINAT, W.C. (1979): The origin of corn. *In* Sprague, G.F. (ed.) *Corn and Corn Improvement*. Academic Press, New York. 1-47. p.
48. GEISLER, G. (1980): *Pflanzenbau*. Verlag Paul Parey, Berlin – Hamburg 5-35 .p.
49. GAWRONSKA – KULESZA A., SUWARA I.: (1990): Relationship between the Biological Activity of the Soil, the Increment Dynamics of Crop Biomass and the N Content of the Soil. *Agrokémia és Talajtan*. **40**. (2). 415-421. p.
50. GEREI L. (1970): Talajtani és Agrokémiai vizsgálati módszerek. OMMI kiadvány. Budapest 16-19. p.
51. GIANESSI, L. P., PUFFER, C. (1991): Herbicide use in the United States: national summary report. *Resources for the Future*. Washington, D.C.
52. GISI U., SCHENKER R., SCHULIN R., STADELMANN, F. X., STICKER, H., (1997): *Bodenökologie*, Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York, 277-289. p.
53. GLINSKI J., STEPNIEWSKI W. (1985): Soil aeration and its role for plants. CRC Press, Boca Raton. 265.p.
54. GRÁBNER E. (1956): Szántóföldi növénytermesztés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1013. p.

55. GREEN R. E., (1975): Pesticide – clay – water interactions. In: Pesticides in soil and water. Szerk. GUENZI W. D., American Society of Agronomy. Medison 3-36. p.
56. GYŐRI, D.: 1984. Talajok termékenysége. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 231-238. p.
57. GYŐRI D., NÉMETH J., MATUSNÉ S. K., NHOM P. (1990): Búza és kukorica optimális N-műtrágya igényének megállapítása talajvizsgálattal. Növénytermelés. **39**. 3. 139-146. p.
58. GYŐRFFY B. (1976): A kukorica termésére ható növénytermesztési tényezők értékelése. Agrártudományi Közlemény **35**. 234-266. p.
59. GYURICZA CS., BIRKÁS M., JÓR, J. I. (2002): Művelési rendszerek hatása a talaj CO₂ kibocsátására. Innováció, a tudomány és gyakorlat egysége az ezredforduló agráriumban. Debreceni Egyetem, Debrecen 57-62. p.
60. HALL J. C. (2004): Weed control presence and future- the North American view. Perspectives of a herbicide physiologist and biochemist. Z. PflKrankh. PflSutz. Sonderh. **19** 3-18. p.
61. HANCE, R. J., HOLLY, K. (1990): Weed control handbook: Principles (Eight edition), BCPC, Oxford, 53-64. p.
62. HANSON, P.J., EDWARDS, N., GARTEN, C.T., ANDREWS, J.A. (2000): Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. Biogeochemistry **48**. 115-146.p.
63. HARGITAI L. (1987): Az ekvivalens humuszkészlet agrokémiai és környezetvédelmi jelentősége. Kertészeti Egyetem Közleményei, Budapest. **51**. 260-267. p.
64. HARTMANN F. (2008): Az atrazin korszak és a jövő? Gyakorlati Agrofórum. **19** (3) 78-81. p.
65. HARVEY J., (1978): A rapid analytical method for the detection of hexachlorobenzene contamination in agricultural chemicals. Pest Management Science. **9**. (3) 202-206. p.
66. HELMECZI B. (2005): Mezőgazdasági mikrobiológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 354-359. p.
67. HELMECZI B., KÁTAI J., BESSENYEI M., (1988):. Effect of herbicides on growth of some microscopic soil fungus species. Acta Microbiologica Hungarica. **35**. (4). 429-432. p.
68. HOFMANNÉ P. ZS. (2008): A kukorica vegyszeres gyomirtása az atrazin hatóanyag használatának betiltása után. Gyakorlati Agrofórum Extra **22**. 50-52. p.

69. HOLM, L., PANCHO, I.V., HERBERGER, I.P., PLUCKNETT, D.L. (1977): The World's Worst Weeds. Distributions and Biology. East-West Center, Univ. Hawaii, Honolulu, USA. 609. p.
70. HORNYÁK A. (2009): A kukorica vegyszeres gyomszabályozása. *Agroinform* **4**. 31-35. p.
71. HORVÁTH I. (1974): Kvantitatív mikrobiológiai eljárások. Akadémiai Kiadó, Budapest. 50-91. p.
72. HU S., BRUGGEN van A.H.C. (1997): Microbial dynamics associated with multiphasic decomposition of ¹⁴C-labeled cellulose in soil. *Microbial Ecology*. **33**. (2) 134-143.p.
73. HUND-RINKE, K., SIMON, M. (2008): Bioavailability assessment of contaminants in soils via respiration and nitrification tests. *Environmental Pollution* **153** 468-475.p.
74. HUNYADI K. (1974): Vegyszeres gyomirtás. Keszthelyi Agrártudományi Egyetem, Keszthely, 200. p.
75. HUNYADI K., ALMÁDI L. (1981): Szántóföldi gyomfajok csíranövényei és herbicidérzékenységük. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 251. p.
76. HUNYADI K., BÉRES, I., KAZINCZI, G., (2000): Gyomnövények, gyomirtás, gyombiológia, Mezőgazda Kiadó, Budapest, 370- 372. p.
77. HUZSVAI L. (2005): Az időjárás hatása a kukorica termésére és a műtrágyázás hatékonyságára. In.: Kukorica hibridek adaptációs képessége és termésbiztonsága. Szerk.: NAGY J. 115-126. p.
78. INUI H., SHIOTA N., MOTOI Y., IDO Y., INOUE T., KODAMA T. (2001): Metabolism of herbicides and other chemicals in human cytochrome P450 species and in transgenic potato plants co-expressing human CYP1A1, CYP2B6 and CYP2C19. *Journal Pesticide Sciences* **26**. 28–40.p.
79. JAKAB J. (1990): Biological activity in soil under various forest stands. *Agrokémia és Talajtan*, **40** (3-4)., 517-523. p.
80. JENKINSON, D.S. (1988): Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*. Szerk. J.R. WILSON. CAB International, Wallingford, UK 368–386.p.
81. JENKINSON, D. S. (1977): The soil biomass. *NZ Soil News*. **25**. 213-218. p.
82. JENKINSON, D. S., POWLSON, D. S: (1976): The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. – V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry*. **8**. 209-213 .p.

83. JOLÁNKAI M., MENYHÉRT Z., SZÉLL E. (1999): Fajtaérték a növénytermesztésben. In: Növénytermesztés és környezetvédelem. Szerk. RUZSÁNYI L., PEPÓ P. MTA Agrártudományok Osztálya, Budapest. 30-36. p.
84. JUN X., MIN Y., JIAYIN D., HONG C., CANPING P., XINGHUI Q., MUQU X. (2008): Degradation of acethoclor by four microbial communities. *Bioresource Technology*. **99**. 7797-7802. p.
85. JUN X., XINGHUI Q., JIAYIN D., HONG C., MIN Y., JING Z., MUQU X. (2006): Isolation and characterization of a *Pseudomonas olearans* degrading the chloroacetamide herbicide acetochlor. *Biodegradation*. **17**. 219-225. p.
86. KALE S. P., RAGHU K. (1989): Relationships between microbial numbers and other microbial indicators in soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. **43**. 941-945. p.
87. KAPUR S., BELFIELD W., GIBSON N. H. S. (1981): The effects of fungicides on soil fungi with special reference to nematophages species. *Pedobiológia*. **21**. (3) 172-181. p.
88. KÁDÁR A. (2001): Vegyszeres gyomirtás és gyomszabályozás. Factum Bt. Kiadó, Budapest, 376. p.
89. KÁDÁR A., BIHARI F., GARA S., HARTMANN F., KARAMÁN J., KOROKNAI B., MAGYAR J., NAGY F., SZŐKE L., TÓTH A. (1997): Vegyszeres gyomirtás és termésszabályozás gyakorlata. Factum Bt. Kiadó, Budapest, 406 p.
90. KALKOFF S. J., KOLPIN D. W., THRUMAN E. M. FERRER I., BARCELÓ D., (1998): Degradation of chloracetanilide herbicides: The prevalence of sulfonic and oxalic acid metabolites in Iowa groundwaters and surface waters. *Environmental Sciences & Technology*. **32**. (11) 178-1740. p.
91. KÁROLY G., FERENCZI M., GYÓRFI L., MARTH P., LEHOCZKY É. (1999): A talajvédelmi információs rendszer keretében végzett növényvédőszer-analitikai vizsgálatok eredményei. *Növényvédelem* **35**.5. 189-194. p.
92. KÁRPÁTI, Z., GYÓRFI, L., CSANÁDY, M., KÁROLY, G., KRÓMER I. (1998). Ivóvizek növényvédőszer szennyezettsége. *Egészségtudomány*, **42**. (2) 143-152. p.
93. KÁTAI J., SÁNDOR Zs. (2006): Impact of Acenit (A 880 EC) on the growth of microscopic fungi and microbial processes in soil. The 4th international symposium "Natural Resources and Sustainable Development" Oradea, 10-11 October 2006, 261-270. p.

94. KÁTAI J., VERES E. (2003): The effects of herbicides used in maize culture on the microbial activity in soil. 2nd International Symposium. „Natural Resources and Sustainable Development”. May 22-25, 2003. Nagyvárad, Románia. 114-115 .p.
95. KÁTAI J. (1998): The effect of herbicides on the amount and activity of microbes in the soil In.: Soil Pollution. Szerk.: FILEP Gy., Debrecen, 167-177. p.
96. KÁTAI J. (2008): Az ökológia helye és szerepe. Talajtan, Talajökológia Szerk: KÁTAI J. Debreceni Egyetem, Debrecen, 129-130.p.
97. KE, X., WINTER, K., FILSER, J. (2005): Effects of soil mesofauna and farming management on decomposition of clover litter: a microcosm experiment. *Soil Biology and Biochemistry* **37**. 731-738
98. KECSKÉS, M. (1973): Effects of pesticides on rhizobia. *Rhizobium Newsletter*. **18**. 75-77. p.
99. KECSKÉS, M. (1976): Xenogén anyagok, mikroorganizmusok és magasabb rendű növények közötti kölcsönhatások talajmikrobiológiai értékelése. Akadémiai doktori értekezés. MTA. Budapest. 225.p.
100. KECSKÉS, M. (1977): Interactions of pesticides and microorganisms. *Acta Phytopathologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **12**. 1-2. p.
101. KECSKÉS M. (1985): A peszticidek talajbiológiája. In: A mezőgazdaság kemizálásának talajbiológiai kérdései. MTA Veszprémi Akadémiai Bizottság monográfiája, 205-248.p.
102. KISS I. (1958): Talajenzimek. In: Talajtan Szerk. CSAPÓ M. I. Mezőgazdasági, és Erdészeti Állami Kiadó, Bukarest, 493-623. p.
103. KIRÁLY Z. (2005): A modern kutatás oktatás nemzetközi jellege. In: Személyiségek a magyar agráriumban I. Szerk: NAGY J. – KOVÁCS J. DE-AMTC, Debrecen, 115-128. p.
104. KLEIN M., MÜLLER M., DUST M., GÖRLICZ G., GOTTESBÜREN B., HASSINK J., KLOSKOWSKI R., KUBIAK R., RESSELER H., SCHAFER H., STEIN B., VERECKEN H. (1997): Validation of the pesticide leaching model PELMO using lysimeter studies performed for registration. *Chemosphere*. **35**. (11) 2563-2587. p.
105. KOPLIN D. W., NATIONS B. K., GOOLSBY D. A., THURMAN E. M. (1996): Acetochlor in the hydrologic system in the Midwestern United States. *Environmental Science & Technology*. **30**. (5) 1459-1465. p.
106. KOVACEVIC, V. (2004): Precipitation influences on maize yields in eastern Croatia. In: Proceedings of the III. Alps-Adria scientific workshop. 1-6. March 2004. Dubrivnik. Szerk.: SZ. HIDVÉGI-CS. GYURICZA, 295-299. p.

107. KUZYAKOV, Y. (2006): Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biology and Biochemistry*. **38**. 425-448.
108. LÁNG G. (1965): Növénytermesztés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 105-129. p.
109. LÁSZLÓ F. (2004): Peszticid használati kérdések, és hogyan segítsünk a fenntartható mezőgazdaság elveinek érvényesülését Magyarországon In: Peszticid használat Magyarországon szerk: SOLKA S. Pesticide Action Network Germany (PAN) és a Környezettudományi központ (KTK) kiadványa Hamburg – Budapest, 1-4. p.
110. LAMOUREUX, G. L., STAFFORD, L. E., SHIMABUKURO, R. H. (1972): Conjugation of 2-chloro-4,6-bis(alkylamino)-s-triazines in plants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **20**.1004-1010. p.
111. LEHOCZKY É. (1999): A növényvédelem szerepe a fenntartható mezőgazdaságban. In.: Talajhasználat, környezetkímélő tápanyag-gazdálkodás és növényvédelem a fenntartható mezőgazdasági fejlődés tükrében. Szerk.: NÉMETH T. Tempus JEP GATE, Gödöllő, 167-207. p.
112. LEHOCZKY É., REISINGER P. (2002): Precíziós eljárások alkalmazása kompetíciós vizsgálatoknál. *Magyar Gyomkutatás és Technológia*, **3**. (2) 49-59. p.
113. LENGYEL ZS., FÖLDÉNYI R. (2003): Acetochlor as a soil pollutant. *Environmental Sciences & Pollution Research*. **18**. 299-307. p.
114. LENGYEL ZS. (2002): Klór-acetanilid típusú herbicidek adszorpciójának vizsgálata talajokon. Doktori (PhD) értekezés Veszprém, 14-15. p.
115. LI X., ZHANG H., WU M., SU Z., ZHANG C. (2008): Impact of acetochlor on ammonia-oxidizing bacteria in microcosm soils. *Journal of Environmental Sciences*. **20**. 1126-1131. p.
116. [LI X. Y., ZHANG H. W., ZHANG J., SU Z., ZHANG C.](#) (2005): Effects of acetochlor and methamidophos on fungal communities in black soils. *Pedosphere*, **15** (5) 646-652. p.
117. LIPHADZI KB., AL-KHATIB K., BENSCH CN., STHLMAN PW., DILLE JA., TODD T., RICE CW., HORAK MJ., HEAD (2005): Soil microbial and nematode communities as affected by glyphosate and tillage practices in a glyphosate-resistant cropping system. *Weed Science*. **53**. (4) 536-545. p.
118. LOCH J., NOSTICZIUS Á. (2004): Agrokémia és növényvédelmi kémia. Mezőgazda Kiadó Budapest, 299-377. p.
119. LOCH J., NOSTICZIUS Á. (1983) Alkalmazott kémia. Mezőgazda Kiadó Budapest, 232-235. p.

120. LŐRINCZ J., SIPOS S., MENYHÉRT Z., RADICS L., ÁNGYÁN J. (1982): Elővetemény hatása a kukoricatermesztésben. *Növénytermelés*. **31**. (1-2) 85-94. p.
121. LUKÁCS A., RÉDLY L-NÉ. (1988): A talajok sótartalmának és sóösszetételének vizsgálata. In: *Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2*. Szerk. BUZÁS, I. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 174-210. p.
122. LUNDEGARDTH H. (1927): Carbon dioxide evolution of soil and crop growth. *Soil Science* **23**. 417-453. p.
123. LUSCOMBE B. M., PALLETT K. E., LUUBIERE P., MILLET J., C., MELGAREJO J., VRABEL T., E. (1995): A novel herbicide for broad leaf and grass weed control in maize and sugar cane. *Brighton Corp Prot Conf – Weeds 1* 35-42. p.
124. MAJOR T (2008): A fontosabb gabonafélék termesztése és felhasználása. http://portal.ksh.hu/pls/ksh/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/tabl4_0108ib.html 2008-11-22
125. MAKHAJDA J., SZÉLL E. (1998): Gyomirtási kísérletek kukoricában. 44. *Növényvédelmi Tudományos Napok*, Budapest, 158. p.
126. MALKOMES H. P. (1991): A peszticidek mellékhatásainak vizsgálata a talajmikroorganizmusokra a német engedélyezési előírások szempontjából. *Agrokémia és Talajtan*. **40**. (3-4) 523- 524. p.
127. MANSOUR M. (1993): Fate and prediction of environmental chemicals in soils, plants and aquatic systems. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida. USA 1-22 p.
128. MANZANO .M., MORÁN A. C., TESSER B., GONZÁLEZ B. (2007): Role of eukaryotic microbiota in soil survival and catabolic performance of the 2,4-D herbicide degradation bacteria *Cupriavidus necator* JMP134. *Antonie van Leewenhoek*. **91**. 115-126. p.
129. MARTENS R. (1995): Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations. *Biology and Fertility of soil*. **19**. 87-99. p.
130. MÁRTON L. CS. (2008): Kukorica termesztésünk a törökdúlástól az EU-csatlakozásig. *Gyakorlati Agrofórum Extra*. **22**. 5-7. p.
131. MATOLA T., JABLONKAI I. (2001): Kvaron sztereoizomerek hatása az acetoklór herbicid fitotoxicitására. 6. Tiszántúli növényvédelmi fórum, DE ATC Debrecen, 187-193. p.
132. MICHÉLI E., GÁL A., SIMON B., KELE G., ÁRVAY Gy.(2008): Harmonized european and national level monitoring of soil organic matter and microbial respiration. *Cereal Research Communications*. **36**. 347-350. p.

133. MILLER, C.; VALENTINE, R. L.; ROEHL, M. E.; ALVAREZ, P. J. J., (1996): Chemical and microbiological assessment of pendimethalin – contaminated soil after treatment with Fenton’s reagent. *Water Research* **30** (11) 2579-2586. p.
134. MILLER P. M. (1972): Fungicid control of *Helminthosporium maydis* and three other species of *Helminthosporium*. *Plant Disease Reporter* **65** (7) 612-614.p.
135. MITRA S., BHOWMIK P. C., XING B. (1999): Sorption and desorption of the diketonitrile metabolite of isoxaflutole in soil. *Environmental Pollution* **108**. 183-190. p.
136. MOUGIN, C.; LAUGERO, C.; ASTHER, M.; DUBOCA, J.; FRASSE, P. (1994) Biotransformation of the herbicide atrazine by the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium*. *Applied and Environmental Microbiology*. **60**. 705-708. p.
137. MÜLLER G. (1991): Az agroökológia talajmikrobiológiai kérdései és az intenzív mezőgazdasági termelés. *Agrokémia és Talajtan*. **40**. (1-2) 263-272. p.
138. NAGY, I., COMPERNOLLE, F., GHYS, K., VANDERLEYDEN, J., De MOT, R. (1995): A single cytochrome P-450 system is involved in degradation of herbicides EPTC(S-ethylidipropylthiocarbamate) and atrazine by *Rhodococcus* sp. *Applied and Environmental Microbiology*. **61** 2056-2060. p.
139. NAGY I., LEHOCZKY, É. (2002): Herbicid választék Magyarországon napjainkban. *Magyar Gyomkutatás és Technológia*, **3**. (2): 59 – 69. p.
140. NAGY J. (1996): A talajművelés és a műtrágyázás hatásának értékelése a kukorica (*Zea mays* L.) termésére. *Agrokémia és Talajtan*. 1996. **45**. (1/2). 113-124. p.
141. NAGY J., SÁRVÁRI M. (2005): Kukorica. In: *Növénytermesztés tan 1*. Szerk: ANTAL J. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 301-327. p.
142. NAGY J. (2007): A kukorica termesztése. Akadémiai Kiadó, Budapest 393. p.
143. NAGY J. (2009): A kukorica ágazat esélyei és lehetőségei. Debreceni álláspontra az agrárium jelenéről, jövőjéről. Szerk.: NAGY J., JÁVOR A. Magyar Mezőgazdaság Kft, Budapest, 127-146. p.
144. NAGY L. (1999): Fejlesztési vizsgálatok a kukorica gyomirtásában. *Agrofórum* **10** (4): 55-56. p.
145. NÉMETH T. (1996): Talajaink szervesanyag-tartalma és nitrogénforgalma. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest, 1996, 7- 16. p., 109- 118. p.
146. NELSON L. M., HEDRICK H. G. (1976): Influence of an experimental herbicide on soil nitrogen-fixing bacteria and other microorganisms. *Soil Science* **122**. (4) 206-216. p.

147. NÉMETH-KONDA L., FÜLEKY GY., MOROVJAN GY., CSOKAN P. (2002): Sorption behaviour of acethochlor, atrazine, carbendazin, diazinon, imidacloprid, and isoproturon on Hungarian agricultural soil. *Chemosphere*. **48**. (5) 545-552. p.
148. NIKOLOVA V., BAEVA G. (2004): Effect of acetochlor on the weeds of maize plantation and soil biological activity. *Herbologia*. **5**. (1) 23-29. p.
149. NOBEL P. S., PALTA J. A. (1989): Soil O₂ and CO₂ effects on root respiration of cacti. *Plant and Soil* **120**. 236-271.p.
150. OCSKÓ Z., ERDŐS GY. (2008): Növényvédőszer, Termésművelő anyagok 2008 I.-II. Földművelésügyi Minisztérium Budapest 664.p.
151. OLDAL B., MALOSCHIK E., UZINGER N., ANTON A., SZEKACS A., (2006): Pesticide residues in Hungarian soils. *Geoderma*. **135**. 163-178. p.
152. PALLETT K. E., CRAMP S. M., LITTLE J. P., VEERASEKARAN P., CRUDACE A. J., SLATER A. E. (2001): Isoxaflutole: the background to its discovery and the basis of its herbicidal properties. *Pest Management Sciences*. **57**. (2) 133-142. p.
153. PÁL J. 2008: Új növényvédőszer-szabályozás az Európai Unióban. Beszámoló a környezetvédelmi civil szervezetek munkaértekezletéről http://www.levego.hu/letoltes/kapcsolodo_anyagok/PAN-beszamolo0807.pdf
154. PÁNTOS-DERIMOVA T. (1983): A talaj enzimaktivitása néhány erdei ökoszisztémában. *Agrokémia és Talajtan*. **32**. (1-2) 206-224. p.
155. PEPÓ P. (2003): Újabb adatok a kukorica hibridspecifikus gyomirtásának fejlesztéséhez. *Gyakorlati Agrofórum Extra*. **2** 53-54. p.
156. PIUTTI S., MARCHAND A. L., LAGACHERIE B., MARTIN-LAURENT F., SOUSLAS G. (2002): Effects of cropping cycles and repeated herbicide applications on the degradation of diclofop-methyl, bentazone, diuron, isoproturon and pendimethalin soil. *Pest Management Science*. **58**. (3) 303-312. p.
157. POCHON J., TARDIEUX P. (1962): Techniques D' Analyse en Micobiologie du Sol. Collection „Techniques de Base”, 102.p.
158. POLLUBESOVA T., NIR S., RABINOVITZ O., RUBIN B. (2001): Mepiquat-acetochlor formulations: sorption and leaching. *Applied Clay Sciences*. **18**. 299-307. p.
159. POZO C., SALMERON V., RODELAS B., MARTINEZ-TOLEDO M.V., GONZALEZ-LOPEZ J. (1994): Effects of the herbicide alachlor on soil microbial activities. *Biomedical and Life Sciences and Earth and Environmental Science*. **3**. (1) 4-10. p.

160. PRÁGAY I. – BALOGH M. (1978): A kukorica, a cukorrépa és a burgonya gyomnövényei a NEVIKI veszprémi kísérleti telepén. NEVIKI Közlemények, **7.** 93-100. p.
161. PROKOPENKO O. I. (1986): Effect of herbicides on the microorganisms in the root zone of soya beans. *Sibirskii- Vestnik Sel'skokhozaistvennoi Nauki.* **5.** (8) 40-43. p.
162. QUAGHEBEUR, T. (1993): Dimetenamid, a new selective herbicide for the pre-emergence control of weeds in maize crops. *Mededelingen van de Fakulteit Landbouwwetenschappen Universiteit Gent* 58 887-891. p.
163. RACSKÓ J., BUDAI L. (2004): Az ökológiai tényezők hatása a gyomirtó szerek (herbicidek) hatékonyságára és hatástartósságára. *MezőHír*, 5. p.
164. RAKICS, R. (2000): Adatok hazánk környezeti állapotáról. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest,
165. REBICH R. A., COUPE R. H., THURMAN E. M., (2004): Herbicide concentration in the Mississippi river basin the importance of chloroacetanilide herbicide degradates. *Science of the Total Environment.* **321.** 189-199. p.
166. REISINGER P. (1995): A kukorica gyomnövényzete és gyomirtása. *Agrofórum.* **6.** (5) 72-83. p.
167. REISINGER P. (2000): Kukorica. In: *Gyomnövények, gyomirtás, gyombiológia.* Szerk. HUNYADI K., BÉRES I., KAZINCZI G., Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 630. p.
168. ROCCA E., D'ERRICO E., IZZO A., STRUMIA S., ESPOSITO A., (2008): In vitro saprotrophic basidiomycetes tolerance to pendimethalin. *International Biodeterioration & Biodegradation.* 1-5 p.
169. SARKADI J. (1975): Műtrágyaigény becslésének módszerei. *Mezőgazdasági könyv- és Folyóiratkiadó Vállalat*, 252. p.
170. SÁRVÁRI M. (2005): A modern növénytermesztést szolgáló hibridspecifikus kukoricatermesztési technológiák fejlesztése. In.: *Korszakváltás a hazai mezőgazdaságban. A modern növénytermesztés alapjai* Szerk.: PEPÓ P. Debrecen, 200-207. p.
171. SÁRVÁRI M., EL HALLOF N. (2005): A biológiai alapok hatása a kukorica terméshatóságára. *Agro Napló* 2005 **2.** 30-32. p.
172. SCHÄFFER, A. (1993): Pesticide Effects on Enzyme Activities in the Soil Ecosystem In: *Soil Biochemistry.* **8.** Szerk. BOLLAG, J.M.- STOTZKY, G. Marcel Dekker USA, 273-340. p.

173. SCHINNER, F. ÖHLINGER, R. KANDELER, E. MARGESIN, R. (1996): Methods in Soil Biology, Springer Verlag, Berlin, 47-60. p.
174. SEGERS D., SICILIANO S. D., TOP E. M., VERSTRAETE W. (2005): Combined effect of fertilizer herbicide applications on the abundance, community structure and performance of the soil methanotrophic community. *Soil Biology & Biochemistry*. **37**. 187-193. p.
175. SHA-YANG L., You P.C., HAN-QING Y., SHU-JUAN Z. (2004): Kinetics and mechanisms of radiation-induced degradation of acetochlor. *Chemosphere*. **59**. 13-19. p.
176. SHEN S. M., PRUDEN G., JENKINSON D. S. (1984): Mineralization and immobilization of nitrogen in fumigated soil and the measurement of microbial biomass nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry* **16**. 437-444.p.
177. SPARLING, G. P (1990): Estimation of soil microbial C by a fumigation-extraction method: use on soils of high organic matter content, and a reassessment of the kEC-factor. *Soil Biology and Biochemistry*. **22**. 301-307. p.
178. STEFANOVITS P. (1977): Talajvédelem, környezetvédelem. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 137-148.p.
179. STERZELEC A., KOBUS J., CZABAN J., (1985): The influence of S-triazine and urea herbicides on the development of soil microorganisms in various types of soil. *Roczn. Glebozn., Warszawa*, **37**. (1) 129-138. p.
180. SVÁB J. (1981): Biometriai módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 557. p.
181. SZABÓ I. M., (1989): A bioszféra mikrobiológiája. II. kötet. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1235-1237. p.
182. SZABÓ L. (2009): A kukorica vegyszeres gyomirtása Gyakorlati Agrofórum. 3. 18-26. p.
183. SZABÓ Z. (2008): A növekedés ereje a kukoricában. *AgrárUnió* **9** (2) 49-50. p.
184. SZEGI J. (1979): Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 110-273. p.
185. SZENTEY L. (2001): Védekezési lehetőségek a kukorica nehezen irtható gyomnövényei ellen. *Gyakorlati Agrofórum*, **12** (5) 50-55. p.
186. SZÉLL E., MAJOR GY. (1993): Szelektivitási kísérletek a kukorica gyomirtási technológiájához. *Agrofórum*, **4**. (4) 10-14. p.
187. SZILI-KOVÁCS T., TAKÁCS T (2008): A talajminőség mikrobiológia indikációja: lehetőségek és korlátok. *Talajvédelem* 321-328 p.

188. SZILI-KOVÁCS T., TÓTH J. A. (2006): A talaj mikrobiális biomassza meghatározása kloroform fumigációs módszerrel. *Agrokémia és Talajtan*, **55.** (2) 515-530. p.
189. SZILI-KOVÁCS T., SZEGI J. (1992): Néhány magyarországi talaj mikrobiális biomassza-C tartalmának meghatározása kloroform fumigációs és szubsztrát indukált respirációs módszerrel. *Agrokémia és Talajtan*. **42.** 227-240. p.
190. TAKÁCS T., BIRÓ B., VÖRÖS I. (2000): Kadmium, nikkel és cink hatása az arbuskuláris mikorrhiza gombák faji diverzitására. *Agrokémia és Talajtan*. **49.** 465-476. p
191. TALEVA A., SZTOIMENOVA I. (1980): Néhány herbicid kombináció hatása a napraforgó rizoszféra mikroflórájára. *Agrokémia és Talajtan*, **29.** (3-4) 511-516. p.
192. TALEVA A., SZTOIMENOVA I. (1984): Effect of some herbicide combinations on rhizosphere microflora of sunflower. *Soil Biology and Conservation of the Biosphere*. **1.** 287-296. p.
193. TAYLOR J. P. , MILLS M. S., BURNS R. G. (2005): Dissipation of acetochlor and its distribution in surface and sub-surface soil fractions during laboratory incubations. *Pest Management Sciences*. **61.** (6) 539-548. p.
194. TAYLOR-LOVELL S. SIMS G.K., WAX L.M. (2002): Effects of moisture, temperature, and biological activity on the degradation of isoxaflutole in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. **50.** 5626-5633. p.
195. TORSTENSSON, L. (1994): Pesticides, the soil and the environment. 35th Swedish Crop Protection Conference, 26–2 January. Uppsala, Sweden. P. 41–52.
196. TÓTH Á. (1999): Gyomtenger a mezőgazdasági területeken. *Agrofórum*, **10** (9) 58. p.
197. UBRIZSY G. (1953): A növényvédelem biológiai alapismeretei. In.: A növényvédelem gyakorlati kézikönyve Szerk.:Ubrizsy G. – Kónya L. 9-88. p.
198. UBRIZSY, G. ÉS GIMESI, A. (1969): A vegyszeres gyomirtás gyakorlata *Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*, 310. p.
199. UJVÁROSI M. (1965): A különböző időben végzett gyomirtás hatása a kukoricára. *MTA Agrártudományi Osztály Közlemény*. **24.** 19-39. p.
200. UJVÁROSI M. (1973): Gyomirtás. *Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.*, 25-33.; 136-142. p.
201. US EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1994): Pesticides and toxic substances, Questions and answers, Conditional Registration of Acetochlor, U.S. EPA. Washington DC. 18 p.

202. US EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1997): Pendimethalin registration eligibility decision (RED). Office of Pesticides. U.S. EPA. Washington DC.
203. VARGA P. (2002): Herbicid- és tápanyagstressz hatása a gyomnövények és a kukorica produktivására. Doktori (PhD) értekezés. Keszthely.10-64. p.
204. VÁRALLYAY GY. (2002)a: A talajok környezeti érzékenységeinek értékelése. Debreceni Egyetem Agrártudományi közlemények. **9**. 62-75. p.
205. VÁRALLYAY GY. (2002)b: Mezőgazdasági vízgazdálkodás talajtani alapjai. Szent István Egyetem, Budapest, 169. p.
206. VÁRALLYAY GY., LÁNG I. (2000): A talaj kettős funkciója: természeti erőforrás és termőhely. Debreceni Egyetem Agrártudományi Közlemények. 5-19. p.
207. VÁRALLYAY GY., NÉMETH T. (1996): A fenntartható mezőgazdaság talajtani-agrokémiai alapjai. Akadémiai kiadó, Budapest, 80-92. p.
208. VÁRALLYAY GY. (1993): A talaj mechanikai összetételének vizsgálata. In: Talaj és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1. Szerk. BÚZÁS I. Ina Kiadó Budapest, 35-37. p.
209. VARGA L., SZABÓ L. (2008a): A kukorica gyomirtása. Növényvédelem **44**. (4) 181-197. p.
210. VARGA L., SZABÓ L. (2008b): A kukorica gyomirtása. Növényvédelem **44**. (5) 229-238. p.
211. VIRÁG Á. (1981): A mezőgazdasági kemizálás környezeti összefüggései. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 88-108. p.
212. VORONEY R. P., PAUL E. A. (1984): Determination of kC and kN in situ for calibration of the chloroform fumigation incubation method. Soil Biology and Biochemistry. **16**. 9-14. p.
213. WALKER A., BONDW. (1977): Persistence of the herbicide AC 92, 55, N-(1-ethylpropyl)-2,6-dinitro-3,4-xylidine in soils. Pestic Science. **8**. 359-365 p.
214. WEBER J. B. (1972): Interaction of organic pesticides with particulate matter in aquatic and soil systems. Advances in Chemistry Series. **111**. (55) 120. p.
215. WESTSIK V. (1928): Okszerű növénytermelés. Kézikönyv kisgazdák és népies gazdasági előadók számára.- Atheneum Irodalmi és Nyomdai Rt.,Budapest, 500 pp.
216. WOLF, D. C.- MARTIN, J. P. (1975) Microbial decomposition of ring ¹⁴C atrazine, cyanuric acid and 2-chloro-4,6-diamino-s-triazine. Journal of Environmental Quality. **4**.134-139. p.

217. XIAO N., JING B., GE F., LIU X. (2006): The fate of herbicide acethochlor and its toxicity to *Eisenia fetida* under laboratory conditions. Chemosphere. **62**. 1366-1373. p.
218. YE C. M., WANG X. J., ZHENG H. H. (2002): Biodegradation of acetanilide herbicides acetochlor and butachlor in soil. Journal of Environmental Sciences. **14**. (4) 524-529. p.
219. [ZHANG, HW. – ZHOU, QX. – ZHANG, QR. – ZHANG, CG.](#) (2004): Toxic-effects of acetochlor, methamidophos and their combination on bacterial amount and population richness at molecular levels in agricultural black soils. Huan Jing Ke Xue. **25**. (4) 143-8. p.
220. ZHANG H., ZHANG Q., ZHOU Q., ZHANG C. (2003): Binary-joint effects of acetochlor, methamidophus, and copper on soil microbial population. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. **71**. 746-754. p.
221. ZHU L., WANG J., LIN A., ZHANG J., ZHAO B. (2002): Ecological effect of pendimethalin on soil microbe. Huan Jing Ke Xue. **23** (3) 88-91. p.

10.1. Internetes hivatkozások:

222. 1. <http://www.neoland.hu>
223. 2. <http://www.peszticid.hu>
224. 3. <http://www.agrokerholding.hu/index.php?lid=1&fid=1074&tid=809&eloz%2Findex.php%3Flid%3D%26fid%3D1074>
225. 4. <http://foldmuves.hu/chemicals?content=chemicals&restr=abc&p=&c=107&>
226. 5. http://209.85.129.132/search?q=cache:XW458o08CwJ:www.agromultisector.hu/sec_pages/Gartoxin%2520FW.doc+Gartoxin&cd=1&hl=hu&ct=clnk&gl=hu
227. 6. <http://www.agrokerholding.hu/index.php?path=17,38,1754&tid=5110>
228. 7. <http://www.agronaplo.hu/szakfolyoirat/2004/3/pr/1444>
229. 8. <http://www.agrokerholding.hu/index.php?tid=5113>
230. 9. <http://foldmuves.hu/chemicals?content=chemicals&restr=abc&p=&c=109&>

Ábra és táblázat jegyzék

1. ábra: Peszticidek sorsa a talajban WEBER (1972) nyomán	18
2. ábra: Az atrazin szerkezeti képlete	27
3. ábra: Acetoklór szerkezeti képlete	29
4. ábra: Dimetenamid szerkezeti képlete	35
5. ábra: Az izoxaflutol szerkezeti képlete	36
6. ábra: Pendimetalin szerkezeti képlete	38
7. ábra: Herbicidek hatása a mézlepédékes csernozjom talajból kitenyészthető baktériumok mennyiségére	55
8. ábra. Herbicidek hatása a <i>Trichoderma sp.</i> növekedésére	57
9. ábra. Herbicidek hatása az <i>Aspergillus niger</i> növekedésére.....	57
10. ábra. Herbicidek hatása a <i>Fusarium oxysporum</i> növekedésére	58
11. ábra. A Wing EC különböző koncentrációjának hatása a tesztgombák (a.: <i>Trichoderma sp.</i> , b.: <i>Aspergillus niger</i> , c.: <i>Fusarium oxysporum</i>) növekedésére	59
12. ábra. A herbicidek hatása az összes csiraszám alakulására	62
13. ábra. A herbicidek hatása az összes csiraszám alakulására	63
14. ábra. A herbicidek hatása az összes csiraszám alakulására	64
15. ábra. A herbicidek hatása az összes csiraszám alakulására	66
16. ábra. A herbicidek hatása a mikroszkopikus gombák mennyiségére	68
17. ábra A herbicidek hatása a mikroszkopikus gombák mennyiségére	69
18. ábra. A herbicidek hatása a mikroszkopikus gombák mennyiségére	70
19. ábra. A herbicidek hatása a mikroszkopikus gombák mennyiségére	71
20. ábra. A herbicidek hatása a cellulózbontó baktériumok legvalószínűbb csiraszámára	73
21. ábra. A herbicidek hatása a cellulózbontó baktériumok legvalószínűbb csiraszámára	74
22. ábra. A herbicidek hatása a cellulózbontó baktériumok legvalószínűbb csiraszámára	75
23. ábra. A herbicidek hatása a cellulózbontó baktériumok legvalószínűbb csiraszámára 76	
24. ábra. A herbicidek hatása a nitrifikáló baktérium legvalószínűbb csiraszámára	78
25. ábra. A herbicidek hatása a nitrifikáló baktérium legvalószínűbb csiraszámára	79
26. ábra. A herbicidek hatása a nitrifikáló baktérium legvalószínűbb csiraszámára	80
27. ábra. A herbicidek hatása a nitrifikáló baktérium legvalószínűbb csiraszámára	81
28. ábra. A herbicidek hatása a talaj széndioxid képződésére	83
29. ábra. A herbicidek hatása a talaj széndioxid képződésére	84
30. ábra. A herbicidek hatása a talaj széndioxid képződésére	86
31. ábra. A herbicidek hatása a talaj széndioxid képződésére	87
32. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomassza szén tartalmára	89
33. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomassza szén tartalmára	90
34. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomassza szén tartalmára	91
35. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomassza szén tartalmára	93
36. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomassza nitrogén tartalmára	94
37. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomassza nitrogén tartalmára	95
38. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomassza nitrogén tartalmára	97
39. ábra. A herbicidek hatása a talaj mikrobiális biomassza nitrogén tartalmára	98
40. ábra. A herbicidek hatása a talaj nitrát feltáró képességére	100
41. ábra. A herbicidek hatása a talaj nitrát feltáró képességére	101
42. ábra. A herbicidek hatása a talaj nitrát feltáró képességére	102
43. ábra. A herbicidek hatása a talaj nitrát feltáró képességére	103
44. ábra. A talaj összes csíraszama kezelése hatására tenyészedényes kísérletben	110
45. ábra. A talajban élő mikroszkopikus gombák mennyisége kezelése hatására a tenyészedényes kísérletben	111
46. ábra. A nitrát feltáródás mértéke a kezelése hatására a tenyészedényes kísérletben	112
47. ábra. A széndioxid képződés a kezelése hatására a tenyészedényes kísérletben	113
48. ábra. A mikrobiális biomassza szén mennyisége a kezelése hatására tenyészedényes kísérletben	113

49. ábra. A mikrobiális biomassza nitrogén mennyisége a kezelések hatására a tenyészedényes kísérletben 114

1. táblázat: A kukorica vetésterülete és termésátlagának alakulása 1990-2008. között (KSH adatok)	10
2. táblázat: A kukorica gyomnövényei fontossági sorrendben	14
3. táblázat: Pendimetalin toxicitása a talaj mezofaunájára	39
4. táblázat: Az alkalmazott herbicidek hatóanyagtartalma és javasolt dózisa	41
5. táblázat: In vitro vizsgálatban használt herbicid mennyiségek (mm ³) petricsészénként	42
6. táblázat: Kisparcellás vizsgálatokban használt herbicidek mennyisége (cm ³) parcellánként	44
7. táblázat: Tenyészedényes vizsgálatokban használt herbicidek mennyisége (cm ³) tenyészedényenként	45
8. Táblázat: A kísérlet talajának néhány fizikai, kémiai tulajdonsága	49
9. táblázat: A herbicidek hatásainak összefoglaló értékelése szabadföldi kísérletben	105
10. táblázat: Herbicid maradványok a vizsgált talajokban	108
11. táblázat: A növényi biomassza tömege tenyészedényes kísérletben	114
12. Táblázat: Herbicidek hatásainak összefoglaló értékelése a tenyészedényes vizsgálatokban	115

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném megköszönni témavezetőmnek Dr. Kátai János tanszékvezető egyetemi tanárnak, hogy lehetővé tette a vizsgálatok elvégzését, szakmai tanácsaival segítette a disszertációm megírását.

Köszönöm továbbá Zsuposné dr. Oláh Ágnes egyetemi docensnek az önzetlen segítségnyújtását a kutatási munkámban és a dolgozat megírásában.

Köszönöm opponenseimnek, Dr. Biró Borbála egyetemi tanárnak és Dr. Lehoczky Évának egyetemi tanárnak, hogy bírálatukkal, javaslataikkal és kérdéseikkel hozzájárultak dolgozatom végleges formájának elnyeréséhez.

Szeretném köszönetemet nyilvánítani Dr. Tarcali Gábor tudományos munkatársnak aki a kisparcellás kísérleteimet beállította a Növényvédelmi Tanszék kísérleti telepén.

Köszönettel tartozom Csendő Lászlónénak és † Bessenyei Mihálynak, hogy megtanították és segítették a talaj kémiai és mikrobiológiai vizsgálataimat.

Köszönet illeti az Agrokémiai és Talajtani Tanszék valamint a Mikrobiológiai Tanszékcsoport valamennyi munkatárát, akikhez tudományos munkám során problémáimmal bármikor fordulhattam.

Végül, de nem utolsó sorban köszönöm feleségemnek, Magdolnának és gyermekeimnek, Csengének és Csanádnak, hogy mindig támogattak és bátorítottak a dolgozat megírásában és nyugodt és biztos családi háttérrel biztosítottak a doktori munkámhoz.

MELLÉKLET