

**DEBRECENI EGYETEM**  
AGRÁRTUDOMÁNYI CENTRUM  
MEZŐGAZDASÁGTUDOMÁNYI KAR  
Mezőgazdasági Termékfeldolgozás és Minősítés Tanszék

**NÖVÉNYTERMESZTÉSI ÉS KERTÉSZETI TUDOMÁNYOK**  
**DOKTORI ISKOLA**

Doktori iskola vezető: **Dr. Ruzsányi László** MTA doktora

Témavezető:

**Dr. Győri Zoltán**

tanszékvezető egyetemi tanár

az MTA doktora

**AZ ATRAZIN DEGRADÁCIÓJA**  
**KÜLÖNBÖZŐ TULAJDONSÁGÚ TALAJOKBAN**

Doktori (Ph.D.) értekezés összefoglalója

Készítette:

**Borbély Jánosné**

DEBRECEN

2002

## Az atrazin degradációja különböző tulajdonságú talajokban

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

Írta: Borbély Jánosné okleveles vegyész

A doktori szigorlati bizottság:

	Név	Tud. fokozat
Elnök	Dr. Ruzsányi László	MTA doktora
Tagok:	Prof. Dr. Lásztity Radomir, Dr. Thyll Szilárd	MTA doktora kandidátus

A doktori szigorlat időpontja: 1999. december 9.

Az értekezés bírálói:

Név, tud.fokozat	Aláírás
Dr. Helmeczi Balázs egyetemi tanár, MTA doktora	.....
Dr. Lehoczky Éva egyetemi docens, kandidátus	.....
.....	.....

Bíráló bizottság:

Elnök:

.....

Tagok:

.....  
.....  
.....  
.....

Az értekezés védésének időpontja: .....

## Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés.....	1
2.	Irodalmi áttekintés.....	4
	2.1. Retenció .....	7
	<b>2.1.1. A talaj tulajdonságainak hatása a retencióra.....</b>	<b>7</b>
	2.1.2. A talajoldat összetételének hatása.....	10
	2.1.3. A metabolitok szorpciós-deszorpciós tulajdonságai.....	11
	2.2. Transzport.....	12
	2.2.1. Távozás az atmoszférába.....	12
	2.2.2. Transzport a felszíni vizekbe.....	13
	2.2.3. Kimosódás, talajvízbe jutás.....	13
	2.3. Perzisztencia.....	18
	2.4. Lebomlási folyamatok.....	20
	2.4.1. Abiotikus átalakulás.....	20
	2.4.2. Biotikus átalakulás.....	20
	2.4.3. Az atrazin biodegradációját befolyásoló tényezők.....	21
	2.4.4. Egyéb, a degradációt befolyásoló tényezők.....	25
2.	Anyagok és módszerek.....	28
	3.1. Mintavételi helyek.....	28
	3.1.1. A Pallagi Kísérleti Telep.....	28
	3.1.2. A Látóképi Kísérleti Telep.....	29
	3.1.3. A Hajdúböszörményi Kísérleti Telep.....	30
	3.2. Mintavétel, minták kezelése.....	31
	3.3. A vizsgálatok módszerei.....	33
	3.4. A degradációs kísérlet beállítása.....	34
4.	Eredmények.....	36
	4.1. Kertészeti kísérleti Telep, Pallag.....	36
	4.1.1. A kísérleti telep talajának fizikai, kémiai, valamint mikrobiológiai jellemzői.....	36
	4.1.2. A homoktalajjal végzett atrazin degradációs kísérlet eredménye.....	38
	4.1.3. Az atrazin lebomlásának felezési ideje, lebomlási görbék.....	38
	4.2. Kísérlet telep, Látókép.....	45
	4.2.1. A kísérleti telep talajának fizikai, kémiai, valamint mikrobiológiai jellemzői.....	45
	4.2.2. A talaj extrahálható atrazintartalma.....	45
	4.2.3. A mészlepedékes csernozjom talajjal végzett atrazin degradációs kísérlet eredménye.....	47
	4.2.4. Az atrazin lebomlásának felezési ideje, lebomlási görbék.....	49

4.3. Hajdúböszörmény-típusos réti talaj.....	57
4.3.1. A kísérleti telep talajának fizikai, kémiai, valamint mikrobiológiai jellemzői.....	57
4.3.2. A talaj extrahálható atrazintartalma.....	57
4.3.3. A típusos réti talajjal végzett atrazin inkubációs kísérlet eredménye.....	60
4.3.4. Az atrazin lebomlásának felezési ideje, lebomlási görbék.....	60
4.4. Összefüggés-vizsgálatok.....	69
5. Eredmények értékelése.....	70
<b>6. Összefoglalás.....</b>	<b>75</b>
<b>7. Új és újszerű tudományos eredmények.....</b>	<b>79</b>
<b>Irodalomjegyzék.....</b>	<b>80</b>
<b>Melléletek.....</b>	<b>98</b>

## 1. BEVEZETÉS

A talaj, mint megújuló természeti erőforrás, rendkívüli tulajdonságokkal rendelkezik: amellet, hogy a többi természetes erőforrás hatását integrálva és átalakítva termőhelyet biztosít a természetes és termesztett növényzetnek, képes a természetes és emberi tevékenység hatására bekövetkező kedvezőtlen hatásokat mérsékelni. A természet hatalmas szűrőrendszerének tekinthető, amely képes a mélyebb rétegeket és a felszín alatti vízkészleteinket a felszínre jutó szennyezésektől megóvni (VÁRALLYAY, 1992).

A talaj minősége - ami nem csupán a termékenységét jelenti, hanem azt is, hogy mennyire képes eleget tenni az említett funkcióknak - rendkívül változatos lehet. STEFANOVITS et al. (1999) szerint a Magyarországon előforduló talajtípusok száma 38, a típusokon belüli altípusok száma pedig 87, eltérő fizikai, kémiai és mikrobiológiai tulajdonságokkal.

A talajra ható stresszhatások közül egyre nagyobb jelentőségűek a mezőgazdasági termeléssel összefüggő szennyezések, amelyek származ-hatnak a talajba juttatott műtrágyákból, kémiai talajjavító anyagokból, a felhasznált *pesticidekből*. Okszerű, nem túladagolt alkalmazásuk általában nem vezet környezetszennyezéshez, de a szakszerűtlen, túlzott mértékű használat szennyezést okozhat. Ezek az anyagok, amellet, hogy toxikusak lehetnek a talaj mikroorganizmusaira, vagy a növényekre, bekerülhetnek a táplálékláncba, de a mélyebb rétegekbe leszivároghva szennyezhetik a felszíni és felszín alatti vizeinket is. Rendkívül fontos tehát ismernünk, hogy mi történik a kijuttatott kemikáliákkal a természetben, hogyan viselkednek különböző tulajdonságokkal rendelkező környezetben, különféle talajtípusokban (MANNINGER, 1967; KECSKÉS, 1985; THYLL, 1996).

A mezőgazdasági tevékenységből származó, szerves vegyületeket tartalmazó talajszennyezők közül a talajfertőtlenítők és a herbicidek a legjelentősebbek, mivel ezek a szerek közvetlenül a talajba vagy talaj felszínére kerülnek (HELMECZI et al., 1988). A kukorica termesztésében széles hatásspektrumuk, hosszú hatástartamuk, kitűnő szelektivitásuk és kedvező áruk miatt már csaknem

ötven éve közkedveltek az atrazin tartalmú herbicidek (HELMECZI, 1983, KÁTAI és HELMECZI, 1991).

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 ÉS PUFFER, 1991). Az U.S Environmental Protection Agency (USEPA) adatai szerint 1995-ben 31-33 millió kg hatóanyag/ha volt a felhasználás (ASPELIN, 1996).

Széleskörű és nagy dózisban történő alkalmazása következtében az atrazin hatóanyag Nyugat-Európában elérte és szennyezte a talajvizet, emiatt több országban korlátozták vagy betiltották használatát.

Hazánkban már 1972-ben rendeletben szabályozták az atrazin hatóanyag felhasználását, a legmagasabb kijuttatható mennyiséget 3 kg/ha / 2 év dózisban határozták meg. 1995-ben, az atrazin hatóanyagú herbicidek engedély-megújítását követően a felhasználható mennyiséget 0,7-1,4 kg/ha hatóanyagban maximálták.

1993-ban végzett felmérés szerint a felső talajrétegben a herbicidek közül az atrazin (Aktinit PK) 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-nél nagyobb mennyiséget, ami a WHO által megadott limit (RAKICS, 2000, KÁRPÁTI et al., 1998). Az EU ajánlása alapján az atrazin megengedhető mennyisége a többi peszticidhez hasonlóan maximum 0,1 µg/l (EC, 1998).

Bár a kijuttatott atrazin többnyire a felszíni talajrétegben marad, ahol kifejti hatását (KÁROLY et al., 1991), kimutatták már esővízben (RICHARDS et al., 1987; NATIONS és HALLBERG, 1992), szél-erózió eredményeként keletkezett hordalékban (GLOTFELTY et al., 1989) is. Talajvízben a herbicidek közül az atrazin a leggyakrabban detektált vegyület (RITTER 1990.)

Az atrazin talajvíz felé történő transzportja számos tényező függvénye, beleértve a vegyület fizikai és kémiai tulajdonságait (1. ábra), a talaj fizikai és kémiai

tulajdonságait, a benne előforduló élőlények mennyiségét, összetételét, és tevékenységét, valamint a környezeti tényezőket.

1. ábra : Az atrazin szerkezete, néhány fizikai és kémiai tulajdonsága (CRC Handbook of Pesticides, 1990)



Kémiai elnevezése: 2-klór-4-etil-amino-6-izopropil-amino-sz-triazin

Moltömege: 215,7

Olvadáspont: 175,8 °C

Oldhatóság (víz): 33 mg/l (20 °C)

Gőznyomás: 0,039 mPa (25 °C)

A Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Agrárműszerközpontja és Talajtani és Mikrobiológiai Tanszéke 1994-ben kapcsolódott be egy, a Readingi Egyetem által koordinált, az Európai Unió által finanszírozott kutatási programba, melynek fő célja az volt, hogy vizsgálja az atrazin lebomlását a felszín alatti rétegekben, különböző talajtípusokon, különböző éghajlati adottságokkal rendelkező európai országokban.

Kutatásaink célja volt:

rutinszerűen alkalmazható előkészítési és mérési módszer adaptálása atrazin meghatározásához,

a módszer pontosságának körvizsgálatban történő ellenőrzése,

a kísérleti telepek három talajtípusának mélységi mintáiban a talajtulajdonságok meghatározása,

atrazin kimutatása az általunk vizsgált talajszelvényekben,

inkubációs kísérlet beállítása, az atrazin degradációjának követése,

összefüggés-vizsgálat az atrazin bomlásának mértéke és a talajtulajdonságok között.

## 2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

A peszticidek sorsa és viselkedése a bioszférában felfedezésük óta foglalkoztatja a kutatókat. 1940 –es években jelentek meg az első tanulmányok, amelyek a természetes vizekben található DDT hatását vizsgálták (BARKER, 1958). Hosszú ideig a DDT-vel és bomlástermékeivel foglalkoztak, majd az énekes madarak, a halak és a vadon élő állatok védelmében jelentek meg közlemények (WALLACE, 1969). Kiderült, hogy néhány halfaj képes akár 20 mg/kg mennyiségben akkumulálni pl. a DDT-t az 1-3 µg/l szennyezést tartalmazó tóvízből. Ettől kezdve kapott lendületet az üledékekben, és általában a vízi ökoszisztémákban előforduló peszticidek lebomlási dinamikájának kutatása, remélve, hogy a kapott adatokból megjósolható, hogy mennyi ideig lehet jelen a környezetben egy bizonyos peszticid, ill. hogy milyen hatása lehet az élő környezetre (JOHNSON és BALL, 1972; KISS és JÁGER, 1985). A jól reprodukálható, modern kromatográfiai módszerek (gázkromatográfia) kifejlesztése elősegítette az igen kis mennyiségben jelenlevő szerves maradványanyagok kimutatását.

A talajra jutó atrazin sorsát, a talajban maradó mennyiségét sokféle tényező befolyásolja (2. ábra). A talaj-profilon keresztül történő transzport során két fő folyamat, a retenció (szorpció) és a transzformáció a meghatározó.

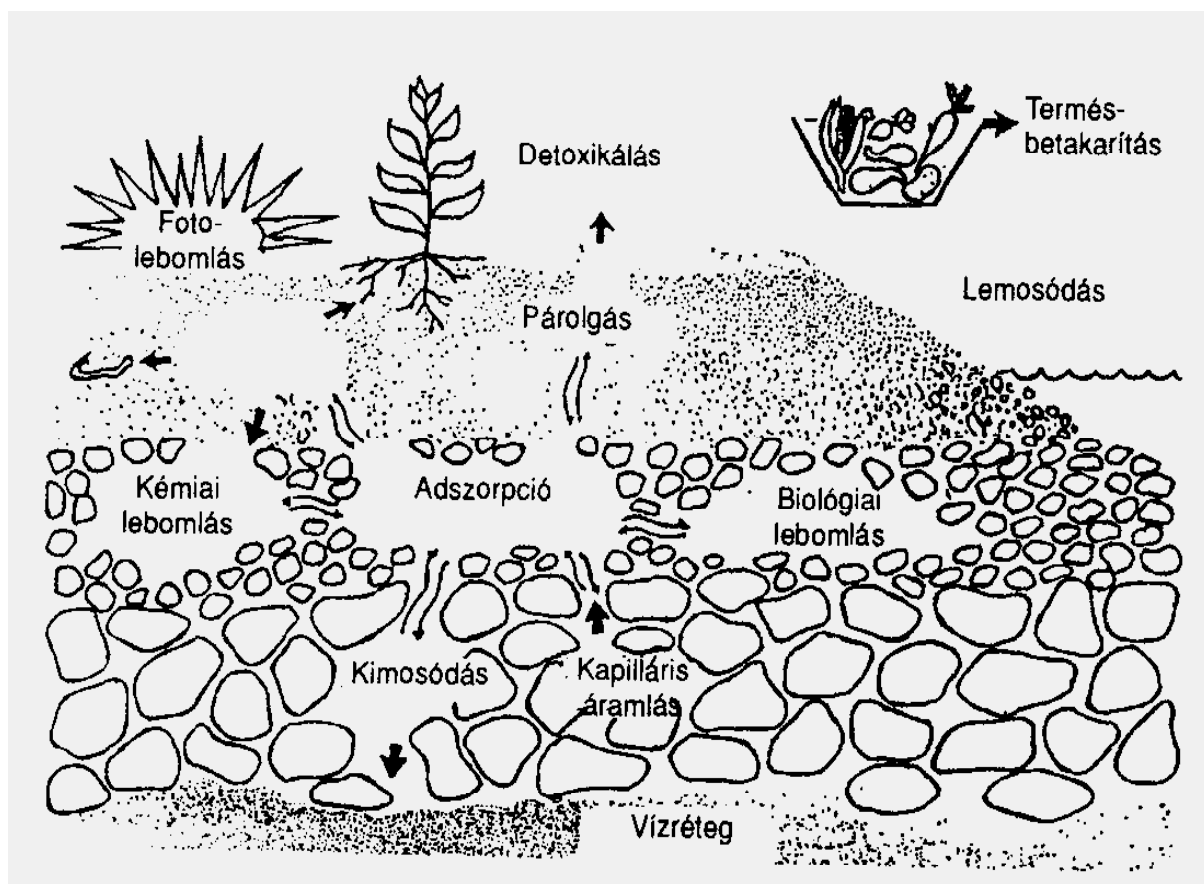
A retenciós folyamatok nem változtatják meg a talajban lévő atrazin mennyiségét, de befolyásolhatják a transzport folyamatokban részt vevő anyagmennyiséget. A szorpciós folyamatok megakadályozhatják, vagy késleltethetik az atrazin vízzel történő mozgását.

Talaj-víz rendszerekben az atrazin transzformációja (bomlása) végbemehet abiotikus és biotikus folyamatok útján. A degradáció fő lépései: hidrolízis (hidrolitikus klórvesztés), N-dezalkilezés, dezaminálás, a gyűrű felhasadása.

A fontosabb metabolitok a 3. ábrán láthatók.

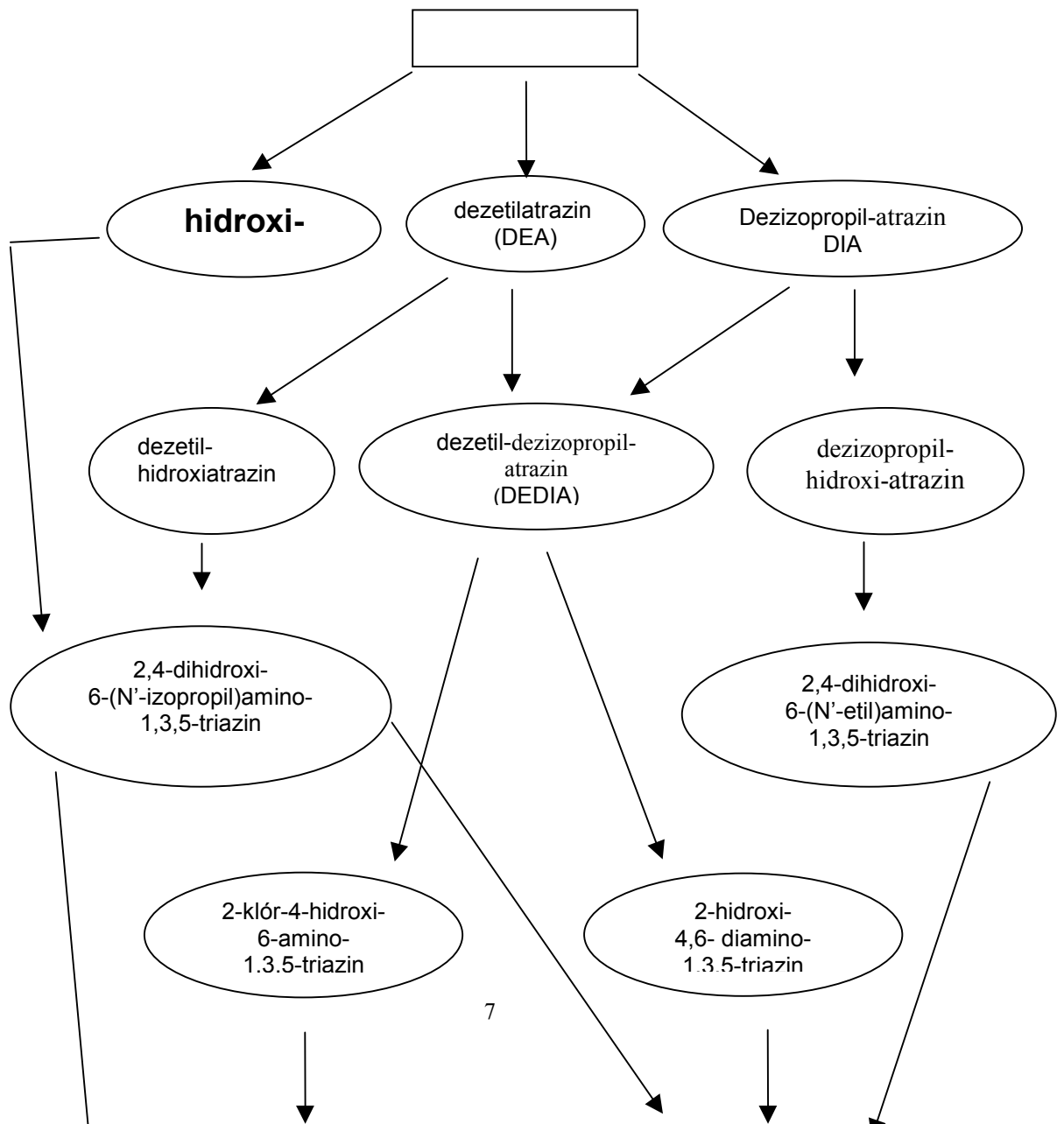


2. ábra: A talajra jutó peszticidekre ható folyamatok  
(FERENCZI et al., 1998)



A transzformációs folyamatok csökkentik, vagy teljesen eltüntetik a talajba kerülő atrazin mennyiségét. Kémiai, biokémiai és fotokémiai reakciók során az atrazin részlegesen vagy teljesen szeretlen vegyületekké alakulhat (FILEP, GY. 1998; 1999). A növények is részt vesznek az atrazin eltávolításában: ahhoz, hogy a herbicid kifejtse hatását, arra van szükség, hogy a gyom a talajból felvegye (HELMECZI, 1983), de atrazintűrő növények és mikroorganizmusok is képesek N-dealkilezés, hidroxilezés vagy glutationnal való konjugáció útján átalakítani az atrazint, csökkentve a mennyiségét a talajban.

3. ábra: Az atrazin néhány degradációs terméke  
ARMSTRONG et al., 1967)



## 2.1. RETENCIÓ

Míg az átalakulási folyamatok csökkentik a talaj összes atrazintartalmát, a retenció csak a gyomok számára felvehető és a mikrobiológiai úton történő átalakuláshoz hozzáférhető mennyiséget csökkenti (ANDERSON et al., 1980). A talaj által visszatartott mennyiség akár az alkalmazott adag 100%-a is lehet, agyagos vagy vályogtalajon a tipikus érték 50-80 % . Az atrazin retencióját a talaj számos tulajdonsága befolyásolja: szerves széntartalom, agyagtartalom, agyagásvány típusa, pH, stb. Egyéb befolyásoló tényezők pl. az alkalmazott atrazin mennyisége, a talajoldatban levő oldott szerves anyag mennyisége, az atrazin-talaj kölcsönhatás időtartama.

### 2.1.1. A talaj tulajdonságainak hatása a retencióra

A talajban a **szerves széntartalom** növekedésével a legtöbb peszticid szorpciója növekedett (HAMAKER és THOMPSON, 1972; CLAY et al., 1988b; GUO et al., 1991; KOSKINEN és HARPER, 1990). Tipikusan mezőgazdasági hasznosítású talajok esetében az atrazin szorpcióját hosszú évekig főleg a szerves széntartalommal hozták összefüggésbe. Szoros korrelációt tapasztalt TALBERT és FLETCHALL (1965) 25 termőtalajban, STOLPE és SHEA (1995) 9 felszíni és felszín alatti talajrétegben. Nagyobb szorpciót tapasztaltak földigiliszta járatából származó, a környező talajhoz képest szerves szénben és

oldható szerves szénben gazdagabb talajmintákban (STEHOUVER et al., 1993).

WELHOUSE és BLEAM (1993a,b) szerint az atrazin a talaj szerves anyagainak amid- és karboxil-csoportjaival hidrogénhíd kötések segítségével komplex vegyületek alakítására képes.

Néhány szerző szerint azonban a szorpciós folyamat nem írható le a szerves széntartalom és az atrazin szorpciója közötti egyszerű korrelációval. 1964 és 1984 között vizsgált 148 talajminta 343 disszociációs egyensúlyi állandó ( $K_d$ ) értéket is tartalmazó adatait elemezve kimutatták, hogy a  $K_d$  értékek és a szerves széntartalom között nem volt korreláció (KOSKINEN és MOORMAN, 1985). SONON és SCHWAB (1995) sem talált korrelációt az atrazin szorpciója és a szerves széntartalom között felszíni és felszín alatti talajrétegekből származó 15 talajminta esetében.

A talaj **agyag** frakciója nagyobb adszorpciós felülettel és több kicserélődési hellyel rendelkezik, mint akár az iszap, akár a homok frakció. (LAIRD et al., 1994).

A talajban előforduló agyagásványok típusa szintén befolyásolja az atrazin szorpcióját (BROWN és WHITE, 1969). A szmektittek fontos szerepet töltenek be, mivel ezek alkotják a talaj ásványi kolloid felületének nagy részét. Mégis, az atrazin szorpciója változó a szmektitteken: főleg szmektitekből álló 13 agyagmintában 0-tól 100 %-ig változott, és fordított korrelációt mutatott a szmektit felületi töltéssűrűségével (LAIRD et al. 1992).

A deszorpció 12 szmektitről nagyobb mértékű volt, mint talajról, ami arra utal, hogy az atrazin és a szmektit felülete közötti kötés viszonylag gyenge (BARRIUSO et al, 1994).

A gyökérszóna alatti rétegek, valamint a víztartó üledékek esetében az alacsony agyag és szervesanyag tartalomnak köszönhetően kismértékű szorpció várható. Felszíni homokba és kavicsos víztartó rétegbe injektált atrazin, DEA és DIA mozgását vizsgálva 3 hónapig, a három vegyület nagyon kismértékű retencióját tapasztalták (WIDMER és SPALDING, 1995).

Számos irodalom igazolja, hogy a talaj **pH** befolyásolja az atrazin szorpcióját. Az atrazin vizes oldatban gyenge bázisként viselkedik,  $pK_a$  értéke 1,68 ( $pK_a$  az a pH, amelynél az oldatban lévő anyag 50 %-a kationként van jelen), ami arra utal, hogy az atrazin alacsony pH-n könnyen protonálódik.

Több atrazin adszorbeálódott a talajhoz 4-6 közötti, mint 7-es, vagy magasabb talaj pH értéknél (McGLAMERY és SLIFE, 1966; CLAY et al., 1988b; GOETZ et al., 1988; CLAY és KOSKINEN, 1990b; LIU et al., 1995b). Alacsony talaj pH esetében kationcsere lehet a fő mechanizmus, magasabb pH értéknél pedig a hidrogén-hídkötés (WELHAUSE és BLEAM, 1993a,b).

Ammónia-tartalmú műtrágya használata miatt megemelkedett pH 50%-kal csökkentette az atrazin szorpcióját és növelte a deszorpciót (LIU et al., 1995b). Nem tisztázott, hogy ez a hatás pusztán a pH változásának köszönhető-e. Ammóniával emelt pH növelte a talajoldat oldott szerves széntartalmát, ami szintén hatással lehetett az atrazin szorpció-deszorpció tulajdonságaira. Ha ammónia helyett kálium-hidroxidot vagy nátrium- hidroxidot használtak, szintén növekedett az oldott szén mennyisége és változott az atrazin szorpciója (CLAY et al., 1996). Lúgos pH elősegíti a HA képződését, ami szintén befolyásolhatja az atrazin szorpcióját.

**A talaj/atrazin kölcsönhatás időtartama** is befolyásolja az atrazin retencióját (CAPRIEL et al., 1985; BARRIUSO et al., 1992). PIGNATELLO és HUANG (1991) azt találták, hogy az előzőleg atrazinnal kezelt szántóföldről származó talajminta az atrazin nagy részét lassan deszorbeálódó állapotban tartalmazta. Oszlop-elúciós kísérletek azt igazolták, hogy a frissen adagolt atrazin könnyebben mobilizálható, mint a talajban hosszabb ideig tartózkodó residuum (PIGNATELLO et al., 1993).

Számos talajmintában még a frissen adagolt atrazin sem deszorbeálódik könnyen, azaz a szorpció és deszorpció folyamatok sebessége nem azonos. Ezt a hiszterézisnek nevezett jelenséget számos tanulmány igazolta, többféle magyarázattal (FILEP, 1998). Egyes szerzők szerint a talajoldatban lejátszódó fizikai és kémiai változások befolyásolják a szorpciót (CLAY et al., 1988b; CLAY and KOSKINEN, 1990a; GAMERDINGER et al., 1991). WANG et al. (1991, 1992) szerint szerves anyagokkal képez komplexeket, más szerzők szerint kémiai vagy mikrobiológiai degradáció játszódik le (COOK és HUTTER, 1981), a talajhoz különböző módon kötődő metabolitok képződése közben (DAO et al., 1979; CLAY és KOSKINEN, 1990a). BARRIUSO et al. (1992) úgy találták, hogy a Freundlich féle deszorpció koefficiens értéke függ a kötődő atrazin mennyiségétől: alacsony koncentrációnál nagyobb mennyiséget tart vissza a talaj és nehezebb a deszorpció, mint magasabb koncentrációnál.

Szántóföldi maradványok esetében is azt találták, hogy a deszorpció ( $K_f$ ) érték valamelyest nő az idővel (BARRIUSO et al., 1992).

KOSKINEN et al. (1995) kísérleteinek eredményei arra utalnak, hogy az atrazin többféle mechanizmus szerint kötődik a talajhoz, és ezek a mechanizmusok, valamint a kötések erőssége időben változó. Véleményük szerint vagy a kötési mechanizmusok erősödnek idővel, vagy többszörös kötési helyek léteznek különböző kötési energiákkal. Utóbbi esetben a labilisabb kötési helyekről az atrazin deszorbeálódik és lebomlik, és csak a nagy energiájú helyeken marad kötött állapotban.

A kötött atrazin-maradvány a bomlásnak nagymértékben ellenáll. CAPRIEL et al. (1985) kísérletében  $^{14}\text{C}$ -el jelzett atrazin adagolása után kilenc évvel a  $^{14}\text{C}$  kb. 50 %-a még humuszhoz kötött állapotban jelen volt a talajban. Úgy tűnik azonban, hogy egyes mikroorganizmusok képesek kiszabadítani a  $^{14}\text{C}$  maradványt a  $^{14}\text{C}$ -el jelzett atrazinnal kezelt talajból. KHAN és BEHKI (1990) *Pseudomonas* fajok által felszabadított,  $^{14}\text{C}$ -el jelzett atrazint, HA-t, DEA-t, DIA-t tudtak kimutatni talajból. Ez azt jelentheti, hogy bár a kötött állapotban lévő atrazint nehéz, vagy éppen lehetetlen laboratóriumi módszerekkel extrahálni a talajból, egy része mégis hozzáférhető a növények és a talajban lévő mikroorganizmusok számára.

### 2.1.2. A talajoldat összetételének hatása a retencióra

A talajoldat **oldott szerves széntartalma** elősegíti az atrazin talajból való kioldódását (CLAY és KOSKINEN, 1990a; LIU et al., 1995b.) A fulvósavak oldatban komplexet képezhetnek az atrazinnal (HANIFF et al, 1985), vagy elősegítik a hidroxiformákká történő hidrolízist (GAMBLE és KHAN, 1985). WANG et al. (1990) szerint a fulvósavak kisebb molekulatömegű frakciója versenyben van az atrazinnal a nagyobb molekulatömegű frakció kötési helyeiért.

Az alkalmazott **atrazin koncentrációja** a legtöbb esetben úgy befolyásolja a szorpcióját, hogy a mennyiség növelésével csökken az adszorbeált atrazin aránya (CLAY et al., 1988a; CLAY és KOSKINEN, 1990a; SONON és SCHWAB, 1995). Más szerzők azt találták, hogy számos talajban az atrazin

szorpciója független volt a koncentrációtól (GAMERDINGER et al., 1991; GUO et al., 1991; ROY és KRAPAC, 1994).

A koncentrációtól való függőség okát nem ismerjük. Az előző referenciákból származó izotermák adatai alapján nem lehetett korrelációt találni az  $1/n$  értékek és a szerves széntartalom, az agyagtartalom valamint a pH között. Úgy tűnik, hogy a talajok heterogenitása az egyes talajok kis és nagy energiájú szorpciós helyei számának különbözőségében nyilvánul meg.

Mivel a szorpciós koefficiens meghatározásához használt módszerekhez a szántóföldi vízkapacitás feletti nedvességtartalom szükséges, a **talaj nedvességtartalmának** hatását nem lehetett vizsgálni. ROCHETTE és KOSKINEN (1996) fejlesztettek ki olyan szuperkritikus extrakciós módszert, mely segítségével az eredeti víztartalom mellett vizsgálhatták az atrazin szorpcióját. Úgy találták, hogy homoktalajon a szorpciós koefficiens szignifikánsan emelkedett a gravimetriás nedvességtartalom növekedésével. A szerzők vályogtalajon ugyanezt tapasztalták.

### 2.1.3. A metabolitok szorpciós-deszorpciós tulajdonságai

Az atrazin metabolitjai különböző retenciós tulajdonságokkal rendelkeznek. A DIA és DEA kevésbé kötődik a talajhoz, mint az atrazin, legkisebb mértékben a DEA-t tartja vissza a talaj (BROUWER et al., 1990). ROY és KRAPAC (1994) úgy találták, hogy a DEA –nak kisebb az affinitása az alacsony szerves széntartalmú homoktalajhoz, mint az atraziné, az adszorpció mértéke és a szerves széntartalom, agyagtartalom, valamint a pH között nem mutattak ki korrelációt. Ellentétben az atrazin szorpciójával, a DEA szorpcióját reverzibilisnek találták.

Több szerző szerint a HA és az S-glutation-atrazin az atrazinnál jobban kötődik a talajhoz (CLAY és KOSKINEN, 1990b; BROUWER et al., 1990; CLAY et al., 1996). Az agyagtalaj pH-ja oly módon befolyásolta a szorpciót, hogy mindkét metabolitból több kötődött 4,0-4,5, mint 6,1 pH esetében (CLAY és KOSKINEN, 1990b). A HA erősebben kötődött az ammóniával kezelt talajhoz, mint a kezeletlenhez (CLAY et al., 1996). CLAY és KOSKINEN (1996b)



kísérletében a HA és az S-glutation-atrazin erősen kötődött a talajhoz, 6 napos periódus alatt deszorpciót alig tapasztaltak.

A peszticidek mobilitását vékonyréteg-kromatográfiás kísérletek során is vizsgálták, a talajt használva szorbensként (FERENCZI et al., 1998). A peszticidre jellemző  $R_f$  érték fordítottan arányos a szorpcióval. Az  $R_f$  értékek alapján az atrazint és metabolitjait három mobilitási csoportba sorolták: a legmobilisabb: DEA; közepesen mobil: atrazin, DIA és DEDIA, kevésbé mobil: HA és ammelin (HELLING és TURNER, 1968).

## 2.2. TRANSZPORT

Bár a talajvíz szennyeződése szempontjából legnagyobb jelentősége a vízzel való kimosódásának van, az atrazin egyéb irányú transzportját sem lehet figyelmen kívül hagyni. Tekintetbe kell venni a vízzel történő, felfelé irányuló mozgást, a talaj felületéről végbemenő párolgást. A levegőbe kerülhet a talajba juttatás során, a szélerózió miatt talajrészecskékhez kötötten, felveszik a növények, és távozhat lemosódással a talajról elfolyó vízzel, vagy hordalékkal.

### 2.2.1. Távozás az atmoszférába

A párolgásnak két szakasza van: a talaj felszíne felé irányuló mozgás, és az elszakadás a talaj felületéről. A párolgást befolyásolja az atrazin gőznyomása, a talajoldat koncentrációja, a talaj nedvességtartalma, a szorpció, a diffúzió aránya a talajban, a levegő és a talaj hőmérséklete és a légmozgás.

Bár az atrazin gőznyomása viszonylag alacsony – 0,039 mPa - mégis párolog (TOMLIN, 1994). 26-napos periódusban a kijuttatott atrazin 1-2%-os párolgását tapasztalták (WHANG et al., 1993). Az atmoszférába kerülhet a kijuttatás során a permettel, vagy közvetlenül az alkalmazás után. Levegőbe juthat a talajrészecskékhez kötötten, szélerózió eredményeképpen (GLOTFELTY et al., 1989, DeSUTTER et al., 1995).

A levegőből az atrazin kiülepedhet porral, vagy kimosódhat a csapadékkal (RICHARDS et al., 1987). Egy USA-ban (Iowa állam) végzett kísérlet során 325 esővíz mintát elemeztek, a minták 39 %-ában találtak atrazint 0,1 és 40 µg/l közötti mennyiségben (NATIONS és HALLBERG, 1992). Néhány évvel később ugyanitt az esővíz minták 28%-ból mutattak ki atrazint, a maximális mennyiség 154 µg/l volt (HATFIELD et al., 1996). A legmagasabb koncentrációkat az esős időszakok kezdetén mérték .

Szélerózió következtében keletkezett hordalék minták 50%-a tartalmazott atrazint, DEA-t, DIA-t, vagy mindhármát, kora tavasszal, még az atrazin kijuttatása előtt. A kijuttatás után egy nappal az 1 mm-nél kisebb talajrészecske frakcióban 51-76 µg/g, míg az 1 mm-nél nagyobb frakcióban 29-38 µg/g atrazint mértek (DeSUTTER et. al., 1995).

### 2.2.2. Transzport a felszíni vizekbe

Számos szerző foglalkozik annak tanulmányozásával, hogy hogyan jut el az atrazin lemosódással az alkalmazás helyéről a felszíni vizekbe. Az atrazin az elfolyó vizekkel szedimenthez kötötten és szabad molekulaként is eljuthat nem kívánt területekre, mint a felszíni vizek, vagy vízparti zónák (WU et al.,1983; HALL et al.,1991; PATERSON és SCHNOR, 1992; KOLPIN és KALKOFF, 1993). Bár az egyes területeken detektált, elfolyó vizekkel távozó atrazin mennyisége általában csekély, a kumulatív hatás eredményeképpen nagyobb mennyiségű atrazin juthat a felszíni vizekbe. SCHOTTLER et al. (1994) szerint a Minnesota folyóba évente összesen 1-2 tonna atrazin kerül.

A felszíni vizekben a legmagasabb atrazin koncentráció az alkalmazás utáni első két hónapban, nyár elején detektálható, őszi és téli folyamán csökken a kimutatható mennyisége (FRANK et al.,1990b; THURMAN et al., 1992).

Elfolyó és felszíni vizekben bomlástermékeket is kimutattak. Valamennyi atrazint tartalmazó felszíni vízmintából DEA-t is ki lehetett mutatni (SPALDING et al., 1994). LERCH et al.(1995) vizsgálatai szerint HA, DEHA és DIHA szintén kimutatható volt.

### 2.2.3. Kimosódás, talajvízbe jutás

Az atrazin lefelé irányuló mozgása a talajban a talajvíz elszennyezéséhez vezet. Az atrazin koncentrációja összefüggésbe hozható a nitrát-koncentrációval. RICHARDS et al. (1996) 12 ezer kutat vizsgáltak meg, a vízminták 4,9 %-ában mutattak ki atrazint. Kanadában végzett vizsgálatok során szintén kimutattak atrazint, DEA-t és DIA-t két mezőgazdasági hasznosítású terület alatti talajvízrétegben. A detektálás gyakorisága csökkent a mélységgel (KALKOFF et al., 1992). WETHJE et al. (1984) egy öntözött kukoricatermesztésre használt területen igazolták, hogy a talajvízben található kismértékű atrazin-szennyezés fő forrása a lefelé irányuló kimosódás. Valószínű azonban, hogy a talajvizek atrazin-szennyeződése egyaránt származhat pontszerű (keverés, töltés helyszíne) és nem pontszerű forrásból (FRANK et al., 1990a).

Az atrazin a lefelé irányuló vízmozgás révén jut a mélyebb rétegekbe. A jó szerkezetű talajok esetében több szermaradvány képes lejutni a mélyebb rétegekbe, mint a szerkezet nélküli talajokban, annak köszönhetően, hogy a víz könnyen mozog a makropórusokon keresztül (BARLEY, 1954; THOMAS és PHILLIPS, 1979).

A növények gyökerei fontos szerepet játszanak a makropórusok kialakulásában és stabilitásában. Nitrát-, klorid-, és egyéb, a talaj szerves szénvegyületein és agyagásványain nem szorbeálódó ionok esetében igazolták, hogy a gyökereket körülvevő talajpórusok kitüntetett áramlási irányt jelentenek számukra. Bár az atrazin kötődik a talaj szerves szénvegyületeihez és agyagásványaihoz, a talajoszlopon keresztül történő mozgását a gyökerek befolyásolják. A legnagyobb eloszlásbeli különbséget 100 cm-es talajoszlopon 15-30 cm-es mélységben mérték. Ebben a rétegben gyökerek jelenlétében több atrazin volt mérhető, mint gyökerek nélkül, feltehetően a gyökerek által kialakított csatornák következtében létrejövő nagyobb vízmozgás miatt (ZINS et al., 1991).

A földigiliszta járatai is jelenthetnek kitüntetett áramlási irányt, bár az nem tisztázott, hogy növelik-e a kimosódó atrazin mennyiségét. Több hatást is

figyelembe kell venni: az összes szerves széntartalom a járatokban 2-3-szor magasabb, mint a környező talajban, ez pedig megnövekedett atrazin-szorpciót jelenthet (STEHOUVER et al., 1994). EDWARDS et al. (1992b) igazolták, hogy a gilisztajáratból származó talajmintán átbocsátott vizes atrazin oldat hatóanyagtartalma jelentősen csökkent.

A másik fontos szempont a makropórusok szerepének megítélésében, hogy az atrazin mozgása függ a lehulló csapadék mennyiségétől, intenzitásától, a talaj előzetes víztartalmától, mivel az átfolyó víz térfogata döntő jelentőségű az atrazin mozgási mechanizmusát tekintve. Intenzív csapadék viszonylag száraz, művelés nélküli talajon, közvetlenül a kijuttatás után okozta a legnagyobb víz és atrazin mozgást. A kimosódás mértéke kisebb volt, ha a csapadék a kijuttatást követően később hullott, vagy ha a nagyobb mértékű kimosódást okozó csapadékot egy kisebb intenzitású megelőzte (EDWARDS et al., 1992a). Az első esőt követő többszöri, intenzívebb csapadék hatására kevesebb mosódott ki a talaj felszínére kijuttatott atrazinból, tekintet nélkül az első vihar intenzitására vagy az átszivárgó víz mennyiségére. SHIPITALO et al. (1990) szerint a kijuttatás utáni első eső bemossa az atrazint a talajba, így csökkentve a makropórusokon keresztül történő mozgásának valószínűségét a később hulló csapadék hatására.

Az atrazin vertikális transzportját a gilisztajaratokon és a gyökércsatornákon keresztül elősegíti az öntözés is.

Az atrazinnak a talaj gyökérszónáján keresztül történő mozgása a rendelkezésre álló víz mennyiségének függvénye. A termés lombozatának fontos szerepe van abban, hogy a csapadék nem egyenletesen oszlik el a talaj felszínén, ezzel az atrazin egyenetlen mozgását okozva. Kukorica és szója vetésben pl. a legkisebb mennyiségű áteső csapadék a sor 20 cm-es sávjában mérhető. Az atrazin kimosódását csökkenteni tudták, ha ebben a sávban juttatták ki, a kukorica lombozatát ernyőként használva a lehulló csapadék ellen. Lényegében az összes atrazin az agyagos homoktalaj felső 7 cm-ében maradt a kijuttatás utáni 22 napos periódusban, a sorok között is igen csekély oldalirányú mozgást tapasztaltak. Később kis mennyiség lemosódott a felső 30 cm-be, de mélyebbre nem (DOWDY et al., 1995).

Oszlop–kimosódási kísérletek többségében a szorpciós folyamatok eredményeképpen az atrazin nagyobb mennyisége a talaj felszíne közelében maradt. Bolygatatlan öntés vályogtalajból készült oszlopon alacsony pórusvíz sebességnél a kimosódást elsődlegesen a szorpcióval összefüggő egyensúlyhiánnyal, míg nagyobb sebességnél a transzporttal és a szorpcióval kombináltan összefüggő egyensúlyhiánnyal magyarázták (GABER et al., 1995).

Két különböző, bolygatatlan homoktalajon az atrazin mobilitása nagyobb volt a nagyobb vízáteresztő képességű, kisebb szabadföldi vízkapacitással rendelkező, az alacsonyabb szerves szén- és agyagtartalom miatt rosszabb szorpciós tulajdonságú talajban (WIETERSEN et al., 1993).

Homoktalajjal végzett liziméteres kísérletben természetes csapadékviszonyok mellett az atrazin mozgása 30 cm volt, míg kiegészítő öntözés mellett 70 cm-t mértek (BOWMAN, 1989, 1991). Az atrazin felezési ideje 3,5 hét volt öntözéssel, 2,5 hét öntözés nélkül. A különbséget azzal magyarázták, hogy öntözés hatására az atrazin egy része kimosódott a felszíni talajrétegből, ahol a degradáció lejátszódhatott volna.

Atrazinnal előzőleg nem kezelt talajból készült 60 cm-es oszlopon a <sup>14</sup>C-atrazin 1,2 %-a mosódott ki 12 hét alatt. A kísérlet befejezésekor a <sup>14</sup>C 77 %-a maradt a felső 10 cm-es rétegben, a fő komponens a kötött bomlatlan atrazin volt, a következő degradációs termékekkel: DIA >HA >DEDIA >DEHA >DIHA (KRUGER et al., 1993b).

Az atrazin és DEA legnagyobb mozgását - 40 cm - homoktalajon mérték, 8 hét után. Liziméteres kísérletben a DEA vályog- és homoktalajon is mobilisabbnak bizonyult, mint az atrazin. Felezési ideje mindkét vegyületnek mindkét talajon kb. 4 hét volt (BOWMAN, 1990). Egy másik, homoktalajon végzett kimosódási kísérletben a liziméter 70 cm-es rétegén nem mosódott át detektálható mennyiségű atrazin (BOWMAN, 1993).

Nem tisztázott a növényi maradványok szerepe az atrazin kimosódásában. Egy bolygatatlan talajon közepes és magas víztelítettségénél végzett kísérletben nagyobb mennyiségű atrazin kimosódását tapasztalták a 100%-ban növényi maradványokkal fedett, mint a maradványok nélküli talajoszlopon (GREEN et al., 1995). Ezzel ellentétben, 200 és 2000 kg/ha termés-maradvány a talaj

felszínén 26 ill. 37%-al csökkentette az átmosódást. Ugyanebben a tanulmányban leírják, hogy a növényi maradványok kora is befolyásolja a kimosódást: frissen levágott vegetáció a régebbi maradványokhoz képest 39 %-al csökkentette a kimosódást (SIGUA et al., 1993).

A felszíni talajréteg műtrágyázás hatására történő pH- változása szintén befolyásolhatja a kimosódó atrazin mennyiségét.  $\text{NH}_4\text{OH}$  alkalmazása pl. emelte a talaj és a kimosódó oldat pH-ját, ami nagyobb mennyiségű távozó atrazint eredményezett öntés és agyagos vályogtalajon egyaránt (LIU et al., 1995a).

Szabadföldi kísérletek alapján számos tanulmány leírja, hogy az atrazin kimosódhat a felső talajvízszintbe (HELLING et al., 1988; ADAMS és THURMAN, 1991; CLAY et al., 1994), csatornába, alagcsövekbe (MUIR és BAKER, 1976; BUHLER et al., 1993), mélységi vízbe (STARR és GLOTFELTY, 1990; FRANK et al., 1991).

A szántóföldi kimosódási vizsgálatok többsége <2m mélységre vonatkozik. Az eredmények zöme az oszlop kimosódási kísérletekhez hasonlóan arra utal, hogy az atrazin nagyobb része a felső 50 cm-ben megkötődik vagy lebomlik. Kis mennyiségű atrazin vagy bomlásterméke mindig kimutatható a mélyebb rétegekben is. FRANK et al., (1991) kísérletében pl. 3,2-6,5 % mosódott 15 cm alatti rétegbe és 60 cm-ig detektálható volt.

Hordalékos agyagtalajon és agyagos vályogtalajon 2,2 és 4,5 kg/ha mennyiségben kijuttatott atrazin 2 hónappal az alkalmazás után 76 cm-nél még kimutatható volt, a nagyobb rész azonban a felszíni 30 cm-ben maradt (HALL és HARTWIG, 1978). Egy másik tanulmány szerint 122 cm-ig találtak atrazint (HALL et al., 1989). Az évenkénti és nagyságbeli különbségek szoros korrelációt mutattak a csapadékeloszlással.

Agyagos vályogtalajon mindössze egy hónappal a jelzett atrazin kijuttatása után 70-80 cm-es mélységben jelzett atrazint és HA-t detektáltak. DEA-t 16 hónapig nem találtak ebben a mélységben, DIA később sem volt detektálható (SORENSEN et al., 1994).

Tizenkét hónappal a  $^{14}\text{C}$ -atrazin kijuttatása után hordalékos vályogtalajon a  $^{14}\text{C}$  70-80 cm-es mélységbe mosódott és jelzett atrazin, DEA, DIA és HA formában volt detektálható (SORENSEN et al., 1995).

Vályogtalajon a hagyományos és szántás nélküli művelési rendszerben azonos atrazin szinteket mértek adott rétegekben és a kijuttatás utáni azonos mintavételi időpontokban. A legnagyobb mennyiséget a felső 5 cm-es rétegben mutatták ki, 40 cm-es mélységben csak nyomokban találtak atrazint (GHADIRI et al., 1984).

Ekével szántott és talajvédő műveléssel kukoricatermesztésre használt talajon közel azonos atrazin szinteket mértek. A nagyobb mennyiséget a termőrétegben találták, de a legmélyebb vizsgált rétegben (90 cm) is kimutatták (STARR és GLOTFELTY, 1990). A szerzők véleménye szerint az atrazin kétféleképpen vándorolhatott: egydimenziós mozgással a talajrétegen keresztül, vagy gyors mozgással a makropórusokon keresztül.

Más eredmények születtek, ha a talaj helyett a vizet vizsgálták. A mozgás kisebb volt a szántás nélküli, mint a művelt talajon (GISH et al., 1995b).

A talaj felszíne alatt 1 és 2 méter mélységben elhelyezett drén-csövek igen hatékony eszközök a kimosódás vizsgálatában. A drénvíz rendszeres vizsgálata lehetővé teszi a kimosódás következtében fellépő időbeni változások és a kumulatív atrazinvesztés mértékének felmérését (FRANK et al., 1991; WEED et al., 1995). Az alagcsövekből a felszíni vizekbe történő kibocsátás rendszerint tavasszal és kora nyári időszakban következik be, az atrazin kijuttatása előtt és után egyaránt. Mivel az atrazin mobilis, a dréncsövek pedig viszonylag közel vannak a felszínhez, nem meglepő, hogy számos tanulmányban számolnak be arról hogy a drénvízben atrazint lehetett kimutatni. A hosszú időn keresztül kimutatható alacsony atrazin szint jellemző ezekre a vizsgálatokra. MUIR és BAKER (1976) kísérletében DEA és atrazin közel azonos mennyiségben volt detektálható. Más szerzők arról számolnak be, hogy egy méteres mélységből származó drénvízben atrazint és DEA-t mutattak ki, őszi kijuttatás után 1,9 %, tavaszi kijuttatáskor 0,2 % veszteséget mértek (FRANK et al., 1991). A kijuttatás után több évvel is lehetett atrazint kimutatni drénvízből (BUHLER et al., 1993).

### 2.3. PERZISZTENCIA

Az atrazin perzisztenciáját a felezési idő ( $t_{1/2}$ ), vagy az 50 %-os veszteség eléréséhez szükséges idő ( $DT_{50}$ ) meghatározásával jellemzik (FERENCZI et al., 1998). Eddigi adatok alapján a felezési idő 14-109 nap lehet (MUIR és BAKER, 1978; GHADIRI et al 1984; HELLING et al., 1988; FRANK és SIRONSON, 1985). A valóságban azonban úgy tűnik, hogy az atrazin perzisztenciája a szántóföldön kétfázisú. Tavaszi kijuttatáskor az első két hónapban tapasztalt kezdeti gyors degradációt száraz nyári és hűvösebb őszi időszakban egy lassúbb lebomlási folyamat követi. A vegetációs időszakban mért adatokat használva pl. a felezési idő 55 nap, de a teljes év adatai alapján 134 nap (WEED et al., 1995).

Bár a degradációs folyamat leírható általánosan, a talaj típusa, a kezdeti és szezonális víztartalom és egyéb változók befolyásolhatják mind a gyors, mind a lassúbb lebomlási szakaszt. Például: a kijuttatás után két hónappal az atrazinból 35 % maradt a homokos vályogtalajban (SORENSEN et al., 1993), 45 % az agyagos vályogtalajban (SORENSEN et al., 1994), és 32 % az öntés vályogtalajban (SORENSEN et al., 1995). Ezután a degradáció lelassult, de 16 hónap múlva még mindig 22%, 20% ill. 16% maradt az előző sorrendnek megfelelően.

Felszíni rétegekben a veszteség félideje 2,3 – 3,0 hónapnak bizonyult, a kijuttatás utáni 5 hónapban gyors, az őszi, téli és kora tavaszi hónapokban lassúbb lebomlással (FRANK és SIRONSON, 1985).

Tenyészedőben 37, téli hónapokat is beszámítva 125 napos felezési idővel bomlott az atrazin (FRANK et al., 1991). Ősszel kijuttatva a felezés ideje 198 nap volt.

Vályogtalajon, a kijuttatás után 61 nappal a szint 75 %-ra csökkent mind a hagyományosan művelt, mind a szántás nélkül művelt parcellákban (GHADIRI et al., 1984). Következő évi hasonló kísérletben 80 nappal a kezelés után csak nyomokban lehetett atrazint kimutatni.

A klimatikus viszonyok hatása változó lehet. Több talajtípusban a maradvány mennyisége rendkívül aszályos évben hasonló volt, mint a következő év átlagosnak mondható időjárási viszonyai között (LEAVITT et al., 1991).

Mivel számos talajtulajdonságot befolyásol, a művelés hatását az atrazin perzisztenciájára nehéz általánosan megfogalmazni. Általában az tapasztalható, hogy a művelés nincs egyértelmű hatással a perzisztenciára. A



tenyésztés végére az alkalmazás utáni első hónapokban a perzisztenciára gyakorolt bármilyen hatás jelentéktelenné válik (GAYNOR et al., 1987).

Míg úgy tűnik a művelés nem befolyásolja az atrazin perzisztenciáját, a kijuttatott adag nagysága igen. A perzisztencia szignifikánsan növekedett a szokásos adagtól nagyobb dózisok alkalmazásával (DAVIDSON et al., 1980).

Agyagos vályog és homokos vályog talajon az első 6 hónapban a perzisztencia nagyobb volt a nagyadagú, mint a normális mennyiségben alkalmazott kezelés után. Abszolút mennyiségeket tekintve, a nagyobb alkalmazott mennyiség esetén nagyobb volt a lebomlás aránya is (GAN et al., 1996).

Hordalékos agyagtalajon a kijuttatott 2,2 és 4,5 kg/ ha 3 és 21 %- a maradt a talajban a tenyésztés végére ( HALL és HARTWIG, 1978).

Az atrazin kisebb adagban kijuttatva is perzisztens lehet (BUHLER et al., 1993).

## 2.4. LEBOMLÁSI FOLYAMATOK

### 2.4.1. Abiotikus átalakulás

Számos szerző szerint az atrazin hidroxí-atrazinná történő abiotikus lebomlása szorpciós folyamatok által katalizált kémiai hidrolízissel megy végbe (ARMSTRONG és CHESTERS 1968; ARMSTRONG et al., 1967; SKIPPER et al., 1967, WEBER, 1972). Az abiotikus lebomlás mértéke több tényező függvénye, befolyásolja a pH, az oldott szerves szénvegyületek mennyisége és a hőmérséklet. Az atrazin vizes oldatban gyenge bázisként viselkedik. A hidrolízise sokkal gyorsabb savas környezetben, mint lúgos körülmények között, a reakciót erősen savas felületek katalizálják (WIDMER et al., 1993).

Az oldatban előforduló szabad gyökök szintén elősegítik az atrazin lebomlását (KOSKINEN et al., 1994).

### 2.4.2. Biotikus átalakulás

KAUFMAN és BLAKE (1972) valamint WOLF és MARTIN (1975) szerint az atrazin a talajban főleg biológiai úton degradálódik, mialatt bomlástermékek

széles skálája képződik (3. ábra). Az atrazin mikrobák segítségével történő N-dezalkilezése során DEA, DIA, DEDIA, vagy ezek keveréke keletkezhet (BEHKI és KHAN 1986; MOUGIN et al., 1994). A dezalkilezésben közreműködhetnek *Phanerochaete chrysosporium* és *Pleurotus pulmonarius*, mikroszkópos gombafajok, és *Pseudomonas*, *Nocardia* és *Rhodococcus* baktérium 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.

A DEA pl. tovább bomlik és lesz belőle DEDIA (KRUGER et al., 1993a). A 4-amino-2-klór-1,3,5-triazin keletkezése azt bizonyítja, hogy dezamináció szintén előfordulhat (GIARDINA et al., 1980).

Az atrazin hidrolízisét HA-ná korábban kizárólag abiotikus folyamatoknak tulajdonították. A hidrolitikus reakcióért felelős gén azonban igen elterjedt a természetben és hozzájárul a HA talajban való képződéséhez (de SOUZA et al., 1995). Dehalogénezó aktivitást tulajdonítanak két *Pseudomonas* fajnak (BEHKI és KHAN 1986), és azonosították a *Rhodococcus corallinus* klór lehasításra képes enzimjét is (s-triazine hydrolase)(MULBRY, 1994).

Csak elvétve található olyan irodalmi adat, mely szerint tiszta baktérium kultúra az atrazint széndioxiddá metabolizálná (RADOSEVICH et al., 1995), de MANDELBAUM et al. (1993) megfigyeltek teljes degradációt. COOK és HÜTTER (1981) beszámol olyan *Pseudomonas* fajokról, amelyek klórvesztés és részleges dezaminálás után képesek nitrogén forrásként használni a s-triazin gyűrű nitrogénjét. MOORMAN (2000) az *Agrobacterium radiobacter* J14a törzsének klórhasító, dezalkilező és gyűrűfelnyitó hatásáról számol be.

Korábban a triazin gyűrű mineralizációját viszonylag lassúnak találták, az alkalmazott atrazin mennyiségének kevesebb, mint 20%-a mineralizálódott 180 nap alatt (SKIPPER és VOLK, 1972). 1994-ben ASSAF és TURCO azt tapasztalták, hogy a <sup>14</sup>C –el jelzett atrazin gyűrű 39 %-a bomlott <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>-vé 326 nap alatt hordalékos vályogtalajon, de leírtak 60%-os bomlást is 28 nap alatt ugyanilyen talajtípusban (STOLPE és SHEA, 1995). Agyagos vályogtalajon 5 hetes késleltetési fázis után a <sup>14</sup>C –el jelzett atrazin gyűrű 39 %-a bomlott

$^{14}\text{CO}_2$ -vé 15-20 hét alatt. 5-500 mg/kg koncentráció esetén átlagosan 64 % mineralizálódott 20 hét alatt (GAN et al. 1996).

A növények hatására végbemenő biokémiai átalakítás és a konjugációs reakciók is fontos mechanizmust jelentenek az atrazin átalakulásában. Számos lebomlási reakció fordulhat elő növényekben, beleértve az atrazin hidroxiatrazinná történő klórvesztését, de megtörténhet pl. az atrazin konjugációja glutationnal, a glutation-s-transzferáz segítségével (LAMOUREUX et al., 1972).

#### 2.4.3. Az atrazin biodegradációját befolyásoló tényezők

Az atrazin talajban történő biológiai lebomlását számos tényező befolyásolja, legfontosabb ezek közül az atrazin lebontására képes mikroorganizmusok jelenléte és aktivitása (VIRÁG, 1981). Ilyenformán mindazok a tényezők, amelyek befolyásolják a talaj mikrobiológiai állapotát, hatással vannak az atrazin degradációjára is: a talaj **hőmérséklete** (RADOSEVICH et al., 1995), **nedvességtartalma** (NAIR és SCHNOOR, 1994; SMITH és WALKER, 1989), **oxidációs-redukciós viszonyok** (TOPP et al., 1995). Általában elmondható, amint növekszik a talaj hőmérséklete és oxigéntartalma, valamint a nedvességtartalom közelít a szabadföldi vízkapacitáshoz, az atrazin degradációjának feltételei is ideálissá válnak.

TOPP et al. (1995) szerint az oxigén jelenléte esszenciális a biodegradációhoz, nem tapasztaltak ugyanis lebomlást anaerob feltételek között.

A **víztartalom** hatását vizsgálva, a felezési idő agyagtalajon és 20°C-on 20-40 % víztartalom mellett 62 nap volt, 8%-nál azonban 338 napra emelkedett (SMITH és WALKER, 1989). 34 %-os víztartalomnál a hőmérséklet csökkentése 30 °C-ról 5°C°-ra a felezési időt 44 napról 206 napra növelte.

Irodalmi adatok szerint a **talaj textúrája** szintén befolyásolja az atrazin lebomlását. Az atrazin felezési idejét vályogtalajban 32, homokos vályogtalajban 30, agyagos vályogtalajban 16 napnak találták (TOPP et al., 1995).

Az **atrazin koncentrációja** a talajban szintén hatással van a degradáció mértékére. Agyagtalajon az atrazin koncentrációja 5 és 5000 mg/kg között nem befolyásolta a lebomlást ( $t_{1/2} < 8$  hét), homokos vályogtalajban azonban a lebomlás aránya emelkedő koncentrációval csökkent (GAN et al., 1996).

Az atrazin degradációja általában lassúbb a mélyebb talajrétegekben. A degradáció mértéke hordalékos agyagos vályogtalajban csökkent a talajréteg mélységével (LAVY et al., 1973). KONOPKA és TURCO (1991) beszámol arról, hogy felszín alatti rétegekben egészen 25 méter mélységig néha nagyon magas mikrobaszám és mikrobiológiai aktivitás detektálható, de mindkettő alacsonyabb, mint a felszíni rétegben mérhető érték. A 128 napos inkubációs periódus alatt a magas mikrobaszám és mikrobiológiai aktivitás ellenére sem tapasztalták az atrazin degradációját az atrazinnal kezelt, felszín alatti rétegekből származó mintákban.

STOLPE és SHEA (1995) hasonló,  $^{14}\text{C}$ -el jelzett atrazinnal végzett degradációs kísérletek alapján azt találta, hogy a felszíni talajrétegekben 8-11 napos, míg a mélyebb rétegekben 49-248 napos felezési idővel ment végbe az atrazin lebomlása agyagos vályogtalajban.

Egy 25°C-on végzett inkubációs kísérlet eredménye arra utalt, hogy az atrazin szorpciója befolyásolja a degradáció mértékét (RADOSEVICH et al. 1995). Megállapították, hogy magas szilárd fázis/oldat arány esetén a szorpció gátolhatja a degradációs folyamatot, aktív lebontó populáció jelenlétében is. A szorpció hatás erősen csökkent azonban 10°C-on a felső talajvízszint alatt: valószínűleg az alacsony hőmérséklet és a lebontó mikroorganizmusok hiánya gátolhatta az atrazin degradációját. Ha már az atrazin elérte a vízréteget, a degradáció viszonylag lassúvá válik. Egy kavicsos homokos vízréteg megfigyelése során atrazin, dezetil-atrazin és dezizopropil-atrazin hozzáadása után a három vegyület koncentrációjában nem mutatkozott veszteség 3 hónap után sem (WIDMER és SPALDING 1995). Ha eljut a talajvízig, a vízben az atrazin és a dezetil-atrazin becsült felezési ideje több, mint 3400 ill. 2700 nap (LEVY és CHESTERS 1995).

A **növénytermesztési technológiák** szintén befolyásolják az atrazin lebomlását. STOLPE és SHEA (1995) azt tapasztalták, hogy az atrazin degradációja gyorsabb volt ( $t_{1/2} = 12$  nap) olyan talajban, ahol monokultúrában kukoricát termeltek gyomirtásra atrazint alkalmazva, mint a 4 éven át lucernatermesztésre használt, atrazinnal nem kezelt területről származó talajmintában ( $t_{1/2} = 27$  nap). A kukoricatermesztésre használt talaj 3-4-szer több atrazinbontó mikroorganizmust tartalmazott, mint a lucernatermesztésre használt talaj. A felgyorsult lebomlás oka valószínűleg az volt, hogy felszaporodhattak azok a baktérium törzsek, amelyek bontják az atrazint. Gyors biodegradációt figyeltek meg felaprított kukoricaszárral kevert talajmintában, röviddel az újranevesítés után, míg nem tapasztaltak degradációt a kezeletlen talajmintában (SHELTON et al. 1995).

A **talajművelés** olyan sok talajtulajdonságot befolyásol, hogy nagyon nehéz általánosan megfogalmazni a hatását az atrazin sorsát tekintve. Ellentmondásos eredményeket lehet találni az irodalomban. Számos tanulmány arról számol be, hogy a talajművelés nincs hatással az atrazin lebomlására. GISH et al (1994) pl. úgy találták, hogy homokos vályogtalajon a perzisztenciát nem befolyásolta, hogy hagyományosan, vagy szántás nélkül művelték a területet. Egy másik kísérletben mind a hagyományos, mind a szántás nélküli művelésnél hasonló mértékű lebomlást a megelőző időszak  $\text{NH}_4\text{OH}$  alkalmazása miatti pH változásnak tulajdonították, ami katalizálta a HA-á történő hidrolízist (GHADIRI et al., 1984).

Magasabb mikrobaszámot és aktivitást, ezáltal magasabb atrazin-degradációs arányt figyeltek meg a nem művelt, mint az ekével szántott talajon (LEVANON et al. 1994). Szintén felgyorsult degradációt tapasztaltak a gyökérszóna talajában 14 napos inkubáció után (ANDERSON et al. 1994).

A talaj más részéből vett mintában is kimutatható volt a mikroorganizmusok atrazinbontó képessége, de nem volt olyan mértékű, mint a rhizoszféra talajából izoláltaké.

Az előzőhöz hasonlóan nehéz általánosan megfogalmazni a talajművelés hatását a felszínen elfolyó, vagy a talajszelvényen átfolyó vízben detektálható atrazin mennyiségére. A legtöbb esetben a környezeti tényezőknek fontosabb szerepük volt, mint a művelésnek. LOGAN et al. (1994) kísérletében pl. a

művelésnek alig volt hatása a vízmozgásra vagy az atrazin veszteségre az elfolyó ill. a drénvízben, a veszteséget főleg a természetett növény típusa és az időjárás befolyásolta.

A hagyományos, zéró és bakhátas művelésnek nem volt szignifikáns hatása az elfolyó víz térfogatára, a felszíni és felszín alatti elfolyás arányára, a herbicid koncentrációjára, a herbicid veszteségére (GAYNOR et al., 1992). A talajvédő művelés 45 %-kal növelte felszíni elfolyást és 15 %-kal csökkentette a drén-veszteséget a hagyományos műveléshez képest, az össz-elfolyás azonban azonos volt mindegyik művelésnél.

A talajvédő művelés módosította az atrazin-vesztés mechanizmusát a hagyományos műveléshez képest, de a teljes veszteség meghatározásánál a kijuttatás utáni környezeti tényezők fontosabbnak bizonyultak, mint a művelés módja (GAYNOR és van WESENBEECK, 1995).

SAUER és DANIEL (1987) kísérletében a talajvédő művelési rendszer csökkentette a talajvesztést és az elfolyó víz mennyiségét, az eltávozó atrazin mennyisége azonban esetenként nagyobb volt, mint a hagyományos művelésnél. A talajvédő művelésnek köszönhető csökkent erózió rendszerint együtt jár az elfolyó vízben és a hordalékban mérhető magasabb atrazin koncentrációval, ennek eredményeként a különböző művelési rendszerek esetében kicsi a különbség az összes atrazin veszteségben (SAUER és DANIEL, 1987).

Azok a tényezők, amelyek az atrazin degradációját befolyásolják, a metabolitok degradációjára is hatással vannak. A dezetil-atrazin például gyorsabban bomlott a felszíni talajmintákban, mint a felszín alattiakban (BALUCH et al., 1993). A fő degradációs termékek a CO<sub>2</sub> és poláris metabolitok voltak, DEHA és DEDIA csak minimális mennyiségben volt kimutatható. Ugyanazokban a talajmintákban a HA sokkal lassabban degradálódott, mint a DEA. Vízzel telített talajmintákban a DIA kevésbé volt perzisztens a felszíni talajmintákban, mint a mélyebb rétegekben, a perzisztencia a mélységgel növekedett. A DEA kevésbé perzisztensnek bizonyult a vízzel telített, mint a kevesebb nedvességet tartalmazó talajokban, a 90-120cm közötti rétegekben (KRUGER et al., 1993a).

#### 2.4.4. Egyéb, a degradációt befolyásoló tényezők

Az atrazin mobilitásának csökkentésére olyan formulázást javasolnak, ami szabályozza a kioldódását: ideális esetben csak annyi szer jut a talajba, ami a gyomok elpusztításához szükséges, a megmaradó atrazin nem tud kimosódni. Egyik megoldás a keményítővel végzett mikrokapszulázás (MERVOSH et al., 1995). Oszlop-kimosódási kísérletben a keményítő kedvezőbb tulajdonságúnak bizonyult, mint egy akrilát-polimer (FLEMING et al., 1992)

Szántóföldi kísérletben a keményítővel kapszulázott atrazin kevésbé volt mobil, mint a hagyományos kiserelésű (GISH et al., 1994).

Az előzővel ellentmondó eredményt hozó kísérletben a 3 napos oszlop-kimosódási vizsgálat során az akrilát típusú polimer valamelyest csökkentette a kimosódást, de 92 napos szántóföldi kísérlet során nem mutattak ki hatást (LEE és WEBER, 1993).

A hagyományos kiserelésű atrazin-készítményhez adott 2 térfogatszázalék polimer nem változtatta meg az atrazin mobilitását, de csökkentette a metolachlor mozgását homoktalajon (WIETERSEN et al. 1993).

A szabályozott kibocsátás (controlled-release) fokozza az atrazin perzisztenciáját, így növeli az időtartamot, ami alatt kimosódhat. A keményítővel végzett kapszulázás a hagyományoshoz képest nagymértékben megnövelte a perzisztenciát a felső 15 cm-es talajrétegben (BUHLER et al., 1994). A nagyobb perzisztencia megnövekedett kimosódással járt 120 nappal a kijuttatás után, a hagyományos kisereléshez viszonyítva.

Szántóföldi kísérletben GISH et al. (1994) a hagyományos formulázáshoz képest nagyobb perzisztenciát mutatott ki a keményítővel kapszulázott szernél.

Az atrazin párolgása hozzájárulhat a környezet szennyeződéséhez. A keményítővel történő kapszulázás csökkentette az atrazin párolgását (WIENHOLD et al., 1993; WIENHOLD és GISH, 1994).

Keményítő-kapszulázás és mulcsozás a hagyományos formulázáshoz és takaratlan talajfelülethez viszonyítva negyedére, a felület takarása önmagában felére csökkentette a párolgást (GISH et al., 1995a).

Számos egyéb adalék létezik az atrazin perzisztenciájának és mozgásának szabályozására. Például, bár sem a sertés, sem a szarvasmarha trágyája nem befolyásolta az atrazin kimosódását, mindkettő 50 %-kal növelte a talajban a felezési idejét (ROUCHAUD et al., 1994).

Marhatrágya kijuttatása siettette, kukoricaliszt csökkentette és ammónium-foszfát meggátolta az atrazin mineralizációját (GAN et al., 1996).

A kijuttatás módja is befolyásolhatja az atrazin perzisztenciáját és mozgását. 50 cm széles sávban kijuttatva, a teljes felületre történő kijuttatáshoz képest 69 %-kal csökkent az elfolyó vízzel távozó atrazin mennyisége (GAYNOR és van WESENBEECK, 1995).

Preemergens kezelést követő 1, 7 és 30 nap után nagyobb volt az elfolyással távozó veszteség, mint posztemergens kezeléssel (PANTONE et al., 1992). A legnagyobb veszteség az alkalmazott mennyiség 2 %-át sem érte el.

Úgy tűnik, a jövőben vegetatív puffer sávokkal lehet megvédeni vizeinket. Az atrazint kukoricában preemergensen 2,2 és 4,5 kg/ha mennyiségben kijuttatva, a lejtő alján 6 m-es zabbal vetett sáv 64 %-kal csökkentette az elfolyó vízzel távozó atrazinveszteséget (HALL et al., 1983). A mélyen gyökerező nyárfa szintén ígéretesnek tűnik a vizek védelmében (PATERSON és SCHNOR, 1992).

Az eddig ismertetett irodalmi adatokból kitűnik, hogy az atrazin perzisztenciáját és sorsát számos tényező befolyásolja, melyek kölcsönhatását szinte lehetetlen előre megmondani. Létrehoztak modelleket, mint pl. a LEACHP (WAGENET és HUTSON, 1989), melyek segítségével megbecsülhető a veszteség és meghatározhatók azok a tényezők, amelyek hatással vannak a veszteség nagyságrendjére.

A LEACHP elnevezésű modellt homokos vályog, hordalékos vályog és agyagos vályogtalajokra próbálták ki, három egymás utáni évben. Figyelembe véve a talajtulajdonságok széles skáláját és a klimatikus viszonyokat, a modell jól vizsgázott. A kapott eredmények azonban mégis csak becslések, szántóföldi kísérletekkel lehet igazolni az eredményeket (KHAKURAL et al., 1995).



A lehetséges legjobb termelési gyakorlat kialakítása segíthet abban, hogy az atrazin kedvezőtlen hatásait kiküszöböljük. A probléma jobb megértésére, a megoldások kifejlesztésére irányuló kutatások, az eredmények átadása a termelők számára lehetővé teszi, hogy ezt a hatásos és viszonylag olcsó herbicidet környezetkárosító hatás nélkül továbbra is használni lehessen.

### 3. Anyagok és módszerek

#### 3.1. Mintavételi helyek

##### 3.1.1. A Pallagi Kísérleti Telep

A telep talaja futóhomok (altípusa lepelhomok). A területen évek óta kertészeti növények termesztése folyik. A termesztés során különböző adagokban műtrágyát és öntözést is alkalmaztak. Atrazin tartalmú gyomirtó szereket a területen nem használtak. A talajprofil leírását az 1. táblázat tartalmazza.

#### 1. táblázat. A talajprofil bemutatása

(Debrecen-Pallag, futóhomok, 1996. 04.29.)

Genetikai szintek* mélység (cm)	A profil morfológiai leírása
0-30	Világos, sárgásszürke futóhomok. Semleges pH.
30-50	Sötét, barnás- fekete, tömör szerkezet. Szerves- anyag tartalom kb. 1%. Savas pH.
50-100	Világosabb szín, vastag átmeneti réteg. Csökkenő humusztartalom.
100-130	Rozsdabarna homok. Vaskiválás. Enyhén lúgos pH. Megjelenő CaCO <sub>3</sub> .
130-190	Világos-sárga homok. Száraz.

\*A genetikai szintek nem különülnek el, de megkülönböztethetőek színük, tömörségük alapján.

### 3.1.2. A Debreceni Tangazdaságok és Tájkutató Intézet Látóképi Kísérleti Telepe

A kísérleti telep talaja löszön képződött mély humusgrétegű alföldi mészlepedékes csernozjom. A mintavétel területén 15 éve kukoricát természetnek monokultúrában. 1982-88 között kizárólag atrazin tartalmú herbicidet használtak a monokultúrás kukoricatermesztésben, 2 kg/ha mennyiségben. A gyomflóra megváltozása miatt 1988 óta kombinált szereket használnak, az atrazin tartalmú szerek aránya 20-30 %, tehát a terület atrazin-terhelése az utóbbi években jelentősen lecsökkent. A területen különböző adagú műtrágyázást és öntözést végeztek.

A degradációs kísérletekhez feltárt talajprofil leírását a 2. táblázat tartalmazza.

#### 2. táblázat. A talajprofil bemutatása

(Debrecen-Látókép, mészlepedékes csernozjom. 1995.06.01.)

Genetikai szintek Meg- nevezés	mélység (cm)	A profil morfológiai leírása
A	0-40	Sötétbarna, morzsás szerkezetű vályog. Jó szerkezetű, nedves. Humusztartalma 1-3%. Kémhatása gyengén savanyú. Fokozatos átmenet a következő szintbe.
B	40-80	Egyenletesen sötétbarna színű, kifejezetten morzsalékos szerkezetű vályog. Nedves. Fokozatos átmenet.
BC	80-120	Sötétbarna, száraz. Fokozatosan csökkenő humusztartalom. 100 cm-től mészgöbcs kiválások.
C	120-200	Sárga, barnássárga lösz. Nedves. Szénsavas meszet tartalmaz.

STEFANOVITS et al. (1994) adatai alapján a talaj ásványianyag-összetétele

0-90 cm között:     16-20 % montmorillonit  
                           32-43 % illit  
                           9-12 % klorit

### 3.1.3. A Hajdúböszörményi Kísérleti Telep

A terület talaja típusos réti talaj. A kísérleti telepen folyó monokultúrás kukoricatermesztésben 1992-ig alkalmasszerűen használtak atrazin tartalmú herbicideket, 1992 óta más herbicidekkel kombinálva az atrazint 1,2 kg/ha/év mennyiségben alkalmazzák.

A típusos réti talaj morfológiai leírását a 3. táblázat tartalmazza.

#### 3. táblázat. A talajprofil bemutatása

(Hajdúböszörmény, típusos réti talaj, 1996. április 24.)

Genetikai szintek		A profil morfológiai leírása
Meg- nevezés	mélység (cm)	
A	0-30	Szürkésfekete, apró prizmás szerkezetű agyagos vályog, magas nedvesség-tartalom. Humusztartalma > 4 %. Kémhatása gyengén savanyú. Fokozatos átmenet a következő szintbe.
B	30-60	Fokozatosan világosodó szürkés- fekete, prizmás szerkezetű vályog. Fokozatosan csökkenő humusz- és nedvesség- tartalom. Sok CaCO <sub>3</sub> . Vaskiválás, rozsdafoltok.
BC	60-90	Humusztartalom csökkenése. Fokozatos átmenet az alapkőzetbe.
C	90-130	Szürkés-sárga, alapkőzet. Viszonylag magas CaCO <sub>3</sub> tartalom. Mészgöbecsek, kagylóhéjak. Vaskiválás, glejes jelleg.

STEFANOVITS et al. (1994) adatai alapján a talaj ásványianyag összetétele:

46-51 % montmorillonit

27-34 illit

7-10 % klorit

### 3.2. Mintavétel, minták kezelése

A talajmintákat steril körülmények között vettük meg. Az egyes rétegek egyértelmű elkülönítése érdekében acélhengereket készítettünk, melyeket tisztítás és autoklávban végzett sterilizálás után használtunk mintavételre.

A mintavétel helyszínén 2 méter mély mintavételi gödröt ástunk. A talajmintákat a mészlepedékes csernozjom és a típusos réti talaj esetében 20 cm-enként, a futóhomok talajnál 190 cm-ig 30 cm-enként vettük az említett steril acélhengerekkel. (A futóhomok talajnál az egyes rétegek morfológiai jellege miatt nem minden esetben sikerült teljesíteni a tervezett mintaszámot, a rétegminták pontos meghatározása az Eredmények c. fejezetben található.) A hengerekben lévő talajmintáknak is csak a belső, teljesen érintetlen részét használtuk fel, melyet sterilizált üvegedényekbe helyeztünk, és felhasználásig hűtőszekrényben tároltunk.

200-600 cm között EIJKELKAMP típusú talajfúró berendezéssel történt a mintavétel. A mészlepedékes csernozjom és a típusos réti talaj esetében 200-300 cm között 25, 300-600 cm között 50 cm-enként, a futóhomoknál 190-240 cm között 25, 240-600 cm között 50 cm-enként vettünk mintát. A tervezett mintaszám a talaj morfológiai rétegződése miatt helyenként módosult, az aktuális mélységeket az Eredmények c. fejezet megfelelő táblázataiban pontosan feltüntettük. A réti talaj esetében csak 500 cm-ig sikerült mintát vennünk, ez alatt a mélység alatt már talajvizet találtunk. A kontamináció elkerülése a fúráshoz használt csövek kisebb átmérője és az elkerülhetetlen tömörödés miatt körülményesebb volt, de ezeknek a mintáknak is csak a belső, érintetlen részét használtuk kísérleteinkhez.

A kísérleti területek felső 30 cm-ére jellemző fontosabb talajtani adatokat a 4. táblázat tartalmazza.

4. táblázat. A kísérleti területek feltalajának fontosabb talajtani jellemzői (0-25 cm)  
KÁTAI, (1992)

Vizsgált paraméterek	SZÁRMAZÁSI HELY		
	Debrecen-Pallag humuszos homok	Debrecen-Látókép mészlepedékes csernozjom	Hajdúböszörmény típusos réti talaj
<b>Leiszapolható rész</b> (Li %)	3,54	47,48	57,20
Higroszkóposság (Kuron, hy)	0,23	2,00	3,60
Arany-féle kötöttségi szám (K <sub>A</sub> )	<25,00	40,00	48,00
Fizikai talajféleség	durva homok	vályog	agyagos-vályog
Térfogattömeg (g/cm <sup>3</sup> )	1,52	1,35	1,50
Porozitás (P %)	41,50	48,00	42,30
Minimális vízkapacitás (VK <sub>min</sub> )	13,22	27,22	35,44
Kémhatás pH <sub>deszt.víz</sub>	5,71	7,80	7,89
pH <sub>M KCl</sub>	4,33	6,10	7,08
Hidrolitos aciditás (y <sub>1</sub> )	7,07	-	-
Mésztartalom (CaCO <sub>3</sub> )	-	-	1,93
Szerves szén (g/kg)	3,36	16,15	24,42
Humusztartalom (%)	0,58	2,81	4,20
Szerves nitrogén (g/kg)	0,45	1,92	2,54
Nitrát nitrogén (mg/kg)	10,00	4,40	6,20
AL-oldható P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	69,20	104,70	20,00
AL-oldható K <sub>2</sub> O (mg/kg)	102,50	222,10	148,00

### 3.3. A vizsgálatok módszerei

Meghatároztuk az eredeti talajminták néhány fizikai és kémiai tulajdonságát.

A **nedvességtartalmat** a talaj 105°C-on végzett szárítása után a tömegveszteségből számítva a száraz talaj %-ában fejeztük ki.

A **leiszapolható részt** ülepitési eljárással határoztuk meg.

A minták **pH** értékeit desztillált vízben és M KCl-os szuszpenzióban is megmértük.

A **mész tartalmat** BALLENEGGER – di GLÉRIA (1962) módszerével határoztuk meg.

A **szerves széntartalom** méréséhez SZÉKELY et al. (1960) módszerét használtuk.

A nitrát tartalom mérését nátrium-szaliciláttal, FELFÖLDY (1987) módszere szerint végeztük.

Az **összcsíraszámot** tripton-szója táptalajon, lemezöntéses eljárással határoztuk meg.

Az **atrazintartalmat** acetonitril : desztillált víz 9:1 arányú elegyével végzett extrakció után MERCK-HITACHI HPLC készülékkel mértük.

A mérés körülményei:

L-6200A Intelligent Pump,

L-4500 Diode Array detektor

AS-4000 Intelligent Auto Sampler

D-7000 Chromatography Data Station Software, MERCK-HITACHI

Oszlop: Lichrospher 100 RP-8 (5 $\mu$ m), 125 x 4 mm, MERCK

Eluens: Acetonitril: desztillált víz 70: 30.

Flow: 0,8 ml/perc

Hullámhossz: 220 nm.

### 3.4. A degradációs kísérlet beállítása

A degradációs kísérletekhez a talajminták egy részét autoklávban sterilizáltuk háromszor, három egymást követő napon (128°C, 2,5 bar, 60 perc). A minták másik részét eredeti állapotukban használtuk a kísérlethez.

Mindhárom talajprofilhoz egy eredeti és egy autoklávozott mintasorozat tartozott. A talajminták nedvességtartalmát azonos nedvességtartalomra, a maximális vízkapacitás 90 %-ára állítottuk be. Rétegenként 6 x 50 g talajmintához 200 mg/l-es atrazin vizes oldatából 5-5 cm<sup>3</sup>-t adtunk. Az alaposan összekevert, lezárt mintákat 28°C hőmérsékletű termosztátba helyeztük. A mészlepedékes csernozjossal végzett inkubációs kísérlet alatt a starttól számított 28, 84 és 168 nap múlva, a másik két talajtípusnál 28, 56 és 112 nap múlva mintát vettünk, és ellenőriztük a mikrobaszám és az atrazin mennyiségének változását. A mintavételek után minden esetben feljegyeztük a tömeget, a következő mintavétel kezdetén steril vízzel pótoltuk az elvesztett nedvességet.

Fentiek alapján az egyes talajrétegekhez 6 párhuzamos minta tartozott, azaz minden atrazinszintre és baktériumszámra vonatkozó adat 6 mérés átlaga.

Körvizsgálat keretében validáltuk módszereinket. Négy résztvevő csoport egy felszíni és egy mélyebb rétegből származó talajmintát juttatott el a koordinátorhoz. A minták elosztása után valamennyi laboratórium három hónapos inkubációs kísérletet állított be a fentebb leírtak szerint, összesen 4 mintavétellel és elemzéssel. A körvizsgálat eredményéről 1996-ban a COST 66 konferencián (ISSA et al., 1996), valamint két közleményben számoltunk be (ISSA et al., 1997; KÁTAI et al., 1999a).

Az eredeti elgondolás szerint a három egymást követő autoklávozással steril, azaz élő mikroorganizmust nem tartalmazó talajmintákat szeretnénk volna előállítani. SKIPPER et al. (1967) C<sup>14</sup>-el jelzett atrazin lebomlási kísérlet során 20 percig tartó, 121 C°-on végzett autoklávozással steril mintát tudtak produkálni. Ellenőrző kísérleteink azonban azt bizonyították, hogy a háromszori



autoklávozás után is maradt a mintákban életképes mikroorganizmus. A degradációs kísérletekben tehát nem steril, hanem csökkentett csíraszámú mintákkal dolgoztunk, a dolgozatban ezért használom a nem autoklávozott (eredeti) ill. autoklávozott minta megjelölést.

A vizsgálati eredmények **kiértékeléséhez és feldolgozásához** IBM kompatibilis, Intel Celeron processzorral, 56 MB RAM-mal rendelkező számítógépet használtam Microsoft Windows 98 operációs rendszerrel. A szöveges értékelést Microsoft Word 97, az ábrák szerkesztését és a statisztikai értékelést Microsoft Excel 97 program segítségével végeztem. A különböző adatok közötti összefüggést regresszió-analízissel (függvényillesztés) határoztam meg.

## 4. EREDMÉNYEK

Ebben a fejezetben bemutatjuk az ATC kísérleti telepeinek talajait, azok fontosabb fizikai és kémiai tulajdonságait. Ismertetjük továbbá az atrazin inkubációs kísérlet eredményeit, valamint az atrazin lebomlására vonatkozó felezési időket, rétegenként.

### 4.1. Kertészeti Kísérleti Telep, Pallag

A kísérleti telepen évek óta kertészeti növények termesztése folyik. A termesztés során különböző adagokban műtrágyát és öntözést is alkalmaztak. Atrazin tartalmú gyomirtó szereket a területen nem használtak.

#### 4.1.1. A kísérleti telep talajának fizikai, kémiai, valamint mikrobiológiai jellemzői

A kísérleti telep talaja futóhomok (lepelhomok). A feltárt talajprofil rétegeinek néhány fizikai és kémiai tulajdonságát, valamint az összcsíraszámot az 5. táblázat tartalmazza.

A rétegek nedvességtartalma a vizsgálat időpontjában viszonylag alacsony volt. A legalacsonyabb értékeket 160-290 cm között mértük.

A leiszapolható rész 160 cm-ig kissé növekedett, 160-290 cm között alacsonyabb volt, majd az alsóbb rétegekben jelentősen megnövekedett.

Mind a desztillált vízben, mind a M KCl szuszpenzióban mért pH 160 cm-ig növekedett, majd a mélységgel nem változott számottevően.

A kalcium-karbonát tartalom a 100 cm-nél mélyebb rétegekben 2,5 és 9,7% között változott.

A szervesanyag tartalom 130 cm-ig fokozatosan csökkent, az alsóbb rétegekben igen alacsony értékeket mutatott.

Az 50-130 cm közötti rétegekben nitrát-felhalmozódást lehetett kimutatni.

Az összcsíraszám eredményeit értékelve feltűnő, hogy a 400-600 cm közötti rétegekre is viszonylag magas baktériumszám jellemző. Különösen magas a 400-450 cm-es rétegben meghatározott érték.

A talajszelvény rétegeiben extrahálható atrazint nem lehetett detektálni.

5. táblázat. A futóhomok (lepelhomok) néhány fizikai és kémiai tulajdonsága, valamint összcsíraszám (Debrecen-Pallag, 1996. 04.29.)

Réteg (cm)	Nedvesség (%)	Leiszapolható rész (%)	pH <sub>(deszt.víz)</sub>	pH <sub>(M KCl)</sub>	CaCO <sub>3</sub> (%)	Szerves szén %	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/kg)	Összcsíraszám (millió/g talaj)
0-30	10.99	12.60	6.82	6.10	0	0.48	13,2	8,39
30-50	11.86	12.92	6.40	5.40	0	0.63	8,9	2,87
50-70	11.76	13.24	6.70	5.80	0	0.36	21,4	2,93
70-100	9.95	14.04	7.10	6.40	0	0.20	11,5	1,67
100-130	9.31	15.48	8.20	7.85	4.2	0.16	6,0	2,27
130-160	9.12	15.64	8.20	8.01	9.7	0.06	4,5	3,52
160-190	7.23	10.36	8.28	8.02	5.9	0.04	5,7	0,88
190-215	7.74	11.20	8.16	7.98	6.5	0.05	4,7	1,50
215-240	7.78	8.04	8.22	7.92	6.9	0.03	2,5	1,71
240-290	6.72	6.96	8.32	7.92	2.5	0.04	2,9	1,59
290-350	10.89	17.04	8.30	7.78	6.8	0.04	6,2	1,47
350-400	17.01	28.12	8.30	7.78	8.4	0.09	1,6	2,48
400-450	13.13	34.00	8.20	7.68	5.7	0.09	1,1	10,1
450-500	21.60	24.28	8.25	7.65	5.7	0.09	1,8	7,0
500-550	17.65	29.35	8.18	7.65	5.1	0.11	1,0	5,1
550-600	24.27	34.36	8.30	7.68	5.1	0.21	13,2	5,2

#### 4.1.2. A homoktalajjal végzett atrazin degradációs kísérlet eredménye

Az inkubációs kísérlet három mintavételi időpontjában mért atrazinszintek alakulását a 4. ábra mutatja be (a hozzáadás után közvetlenül mért atrazin mennyiségek %-ában).

Az adatokból jól látható, hogy a 28 ill. 56 napos inkubációs idő elteltével az eredeti és autoklávozott mintákban kimutatható atrazin mennyisége között, a felső rétegek kivételével, alig tapasztalható különbség. Lényeges különbség csak az utolsó mintavétel idején látható, főleg a 0 –130 cm, illetve a 450-600 cm közötti rétegekben. Szembetűnő, hogy az autoklávozott sorozat mintáiban lényegesen több atrazin maradt, mint az eredeti mintákban.

Az eredmények értékelésekor feltűnt, hogy az eredeti minták sorozatában a legnagyobb mértékű „eltűnést” abban a rétegben detektáltuk, amelynek legmagasabb a leiszapolható rész tartalma és az eredeti összcsíraszám.

Az összcsíraszámnak az inkubációs kísérlet alatti változását a mellékletekben található 11. és 12. sz. ábrán mutatjuk be

#### 4.1.3. Az atrazin lebomlásának felezési ideje, lebomlási görbéi

Az inkubációs kísérlet során megállapítottuk az atrazin lebomlására vonatkozó felezési időket rétegenként. A 6. táblázat tartalmazza az utolsó mintavétel időpontjáig a rétegekben lebomlott atrazin mennyiségét a kiindulási mennyiség %-ában. A felezési idők néhány réteg kivételével meghaladták a kísérlet időtartamát.

A kísérlet utolsó mintavételi időpontjáig lebomlott-eltűnt atrazin mennyiségéből az látható, hogy a felső rétegek kivételével alig van különbség az eredeti ill. az autoklávozott rétegekben detektált lebomlási százalék között. A profil legalsó, 450-600 cm-es rétegeiben a nem autoklávozott mintákban szintén nagyobb arányú bomlást detektáltunk, mint az autoklávozottakban.

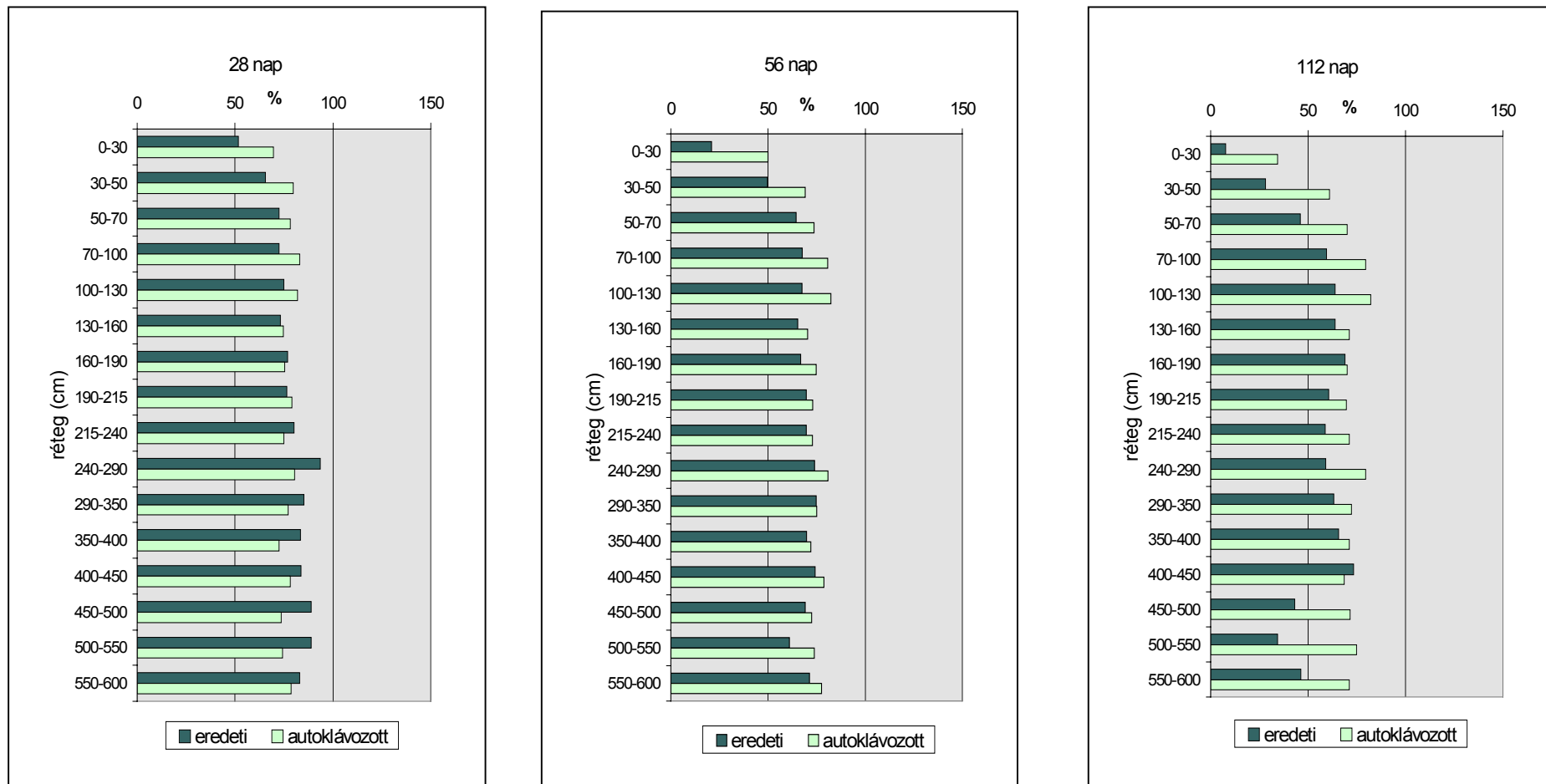
Az egyes szintekben az atrazin lebomlási görbéi eltérő képet mutatnak (5/1-4. ábra). (A \*-al jelzett időpontra vonatkozó adat számított érték.)

6. táblázat. Felezési idők és az utolsó mintavétel időpontjáig lebomlott (eltűnt) atrazin (Pallag, futóhomok, 1996, május 12 – szeptember 14).

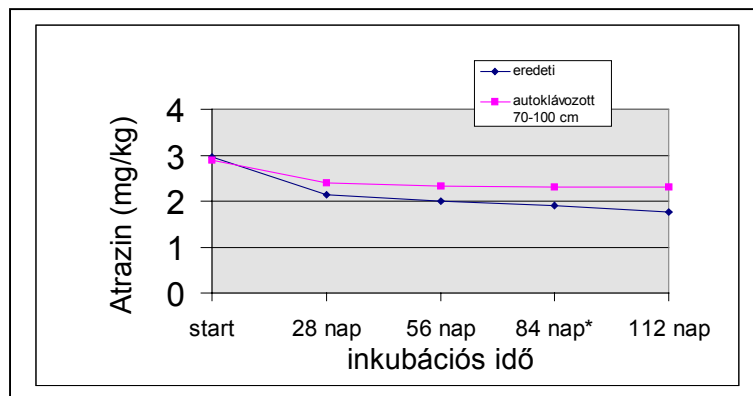
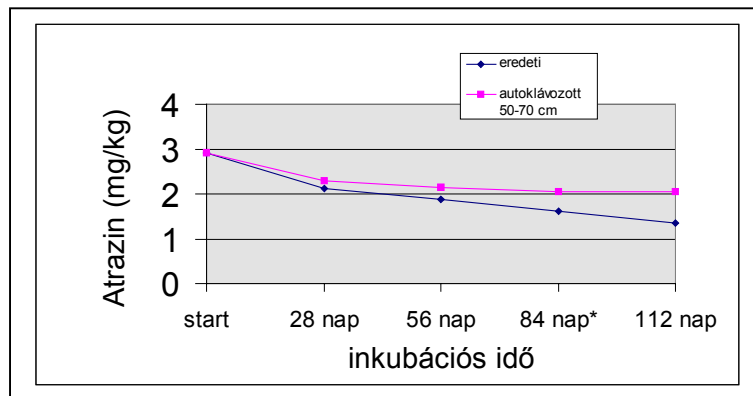
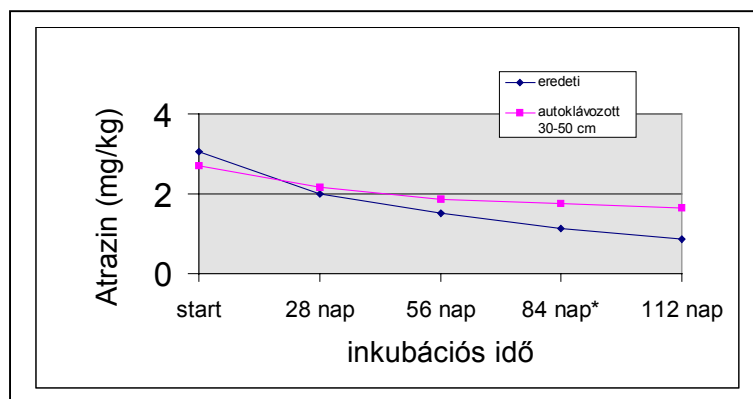
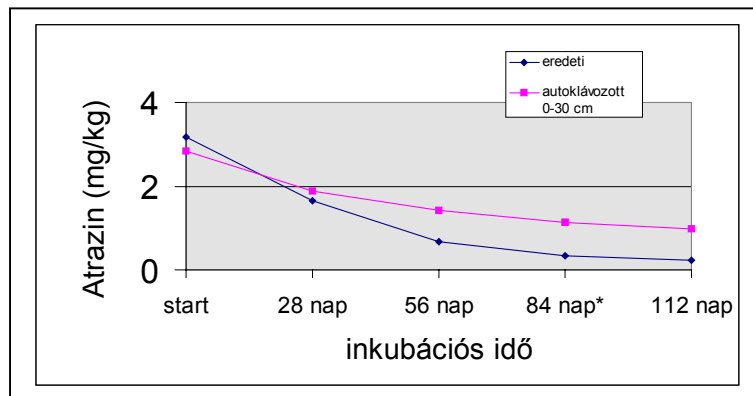
Réteg (cm)	Felezési idő (nap)		Lebomlott atrazin (%)	
	eredeti talaj	autoklávozott	eredeti talaj	autoklávozott
0-30	28	70	92,5	65,8
30-50	56	>112	71,9	39,0
50-70	>112	>112	54,1	31,0
70-100	>112	>112	40,5	20,4
100-130	>112	>112	36,1	17,8
130-160	>112	>112	36,0	29,0
160-190	>112	>112	31,0	29,9
190-215	>112	>112	39,3	30,2
215-240	>112	>112	41,4	28,8
240-290	>112	>112	40,8	20,5
290-350	>112	>112	36,8	27,6
350-400	>112	>112	34,2	28,8
400-450	94	>112	26,5	31,5
450-500	94	>112	56,9	28,3
500-550	83	>112	65,8	25,2
550-600	102	>112	53,8	28,8

Sem az eredeti, sem az autoklávozott rétegeknél nem látható késleltetési fázis. A legjellemzőbb lefutási kép egy kezdeti nagyobb csökkenés után egy lassúbb lebomlás. A kezdeti csökkenés a felsőbb szintekben (kb 70-100 cm-ig) sokkal nyilvánvalóbb, a görbék kezdeti szakasza meredekebb a többi réteg hasonló értékeihez képest. A két görbe 100 cm-ig távolodik egymástól, 100-450 cm között a lefutása párhuzamos. 450-600 cm között, bár a lebomlott atrazin mennyisége nem éri el a felső 0-50 cm közötti rétegekben mért értéket, ismét nő a különbség az eredeti és az autoklávozott minták utolsó mintavételkor mért atrazintartalma között.

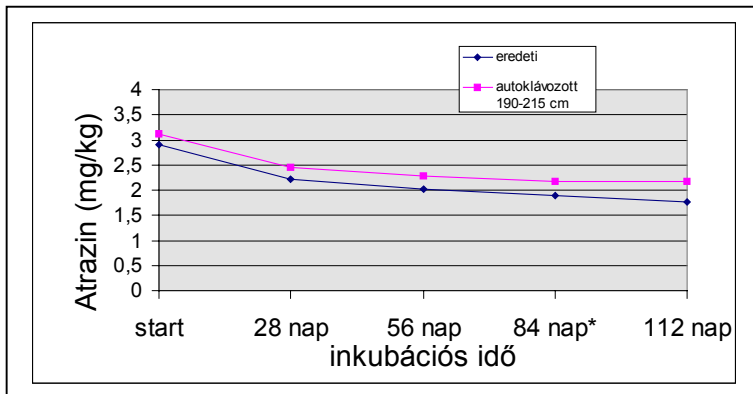
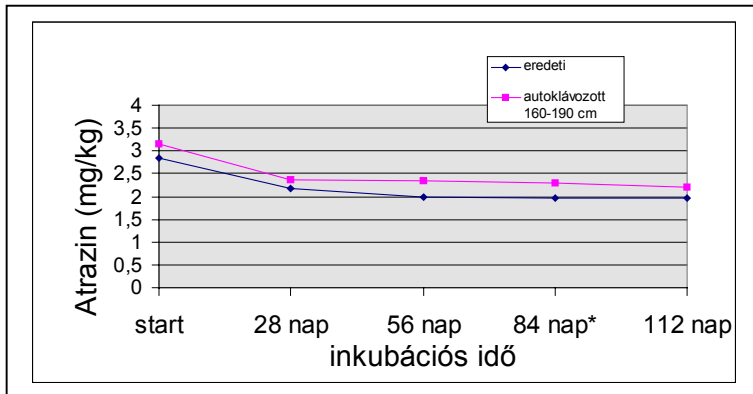
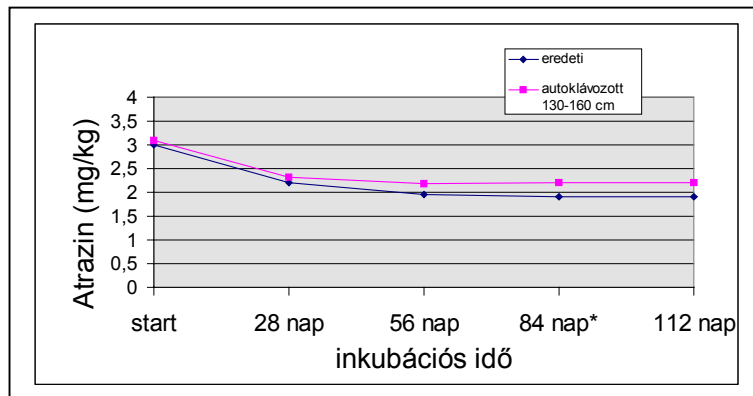
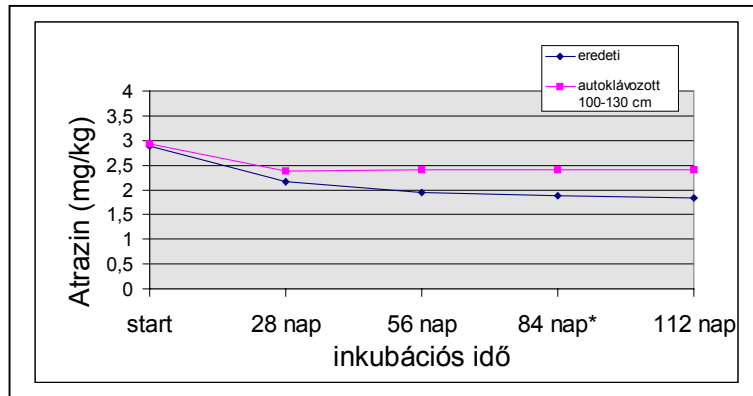
4. ábra. A futóhomok (lepelhomok) rétegeiben kimutatható atrazin %-os aránya a kiindulási időponthoz (100 %) viszonyítva (Pallag, 1996, május 12 – szeptember 14).



5/1. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talajmintákban, rétegenként (Pallag, homoktalaj, 1996 május 12- szeptember 14).

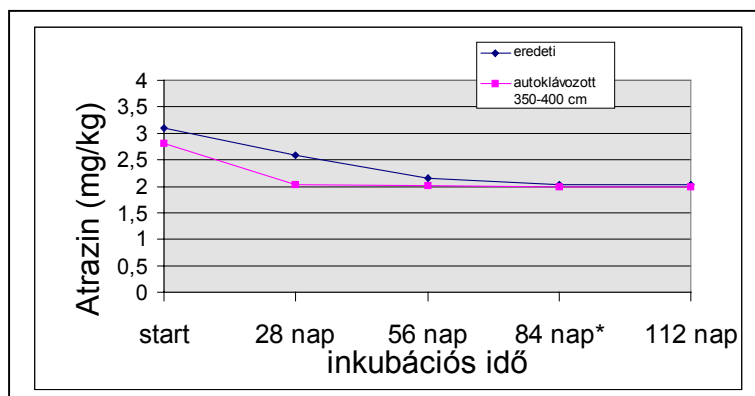
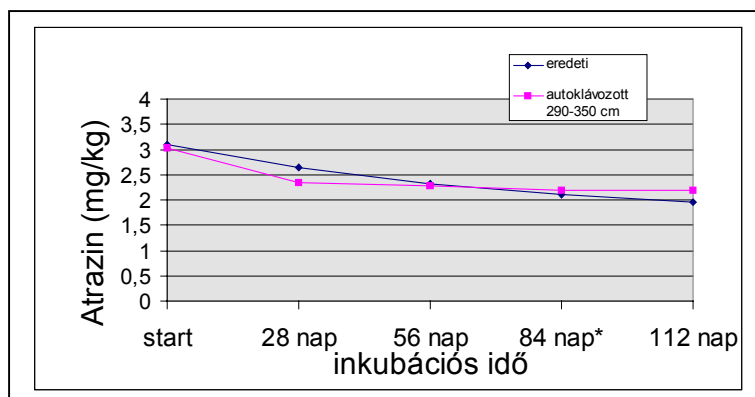
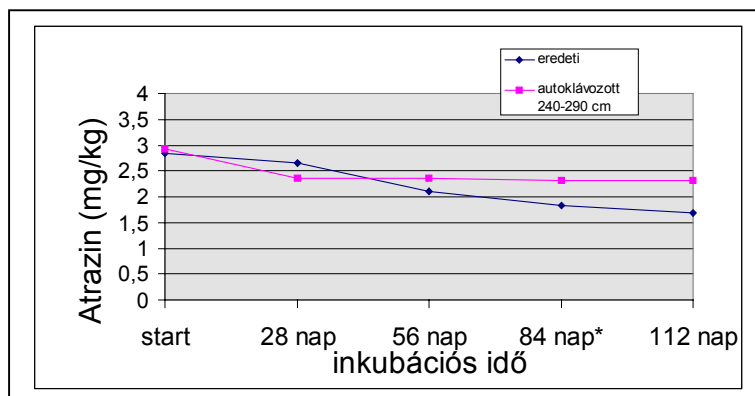
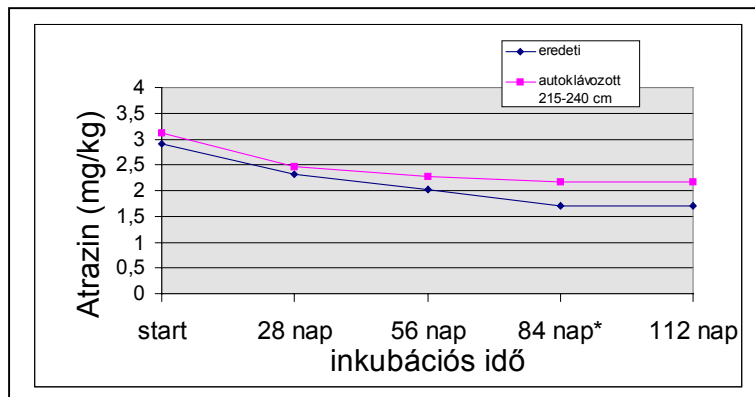


5/2. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talajmintákban, rétegenként (Pallag, homoktalaj, 1996 május 12- szeptember 14).

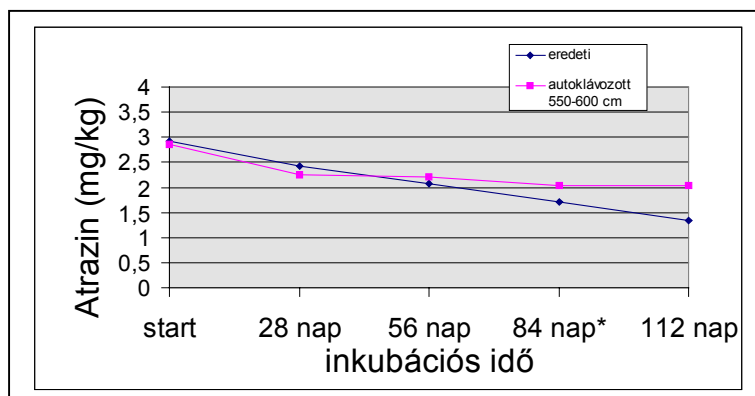
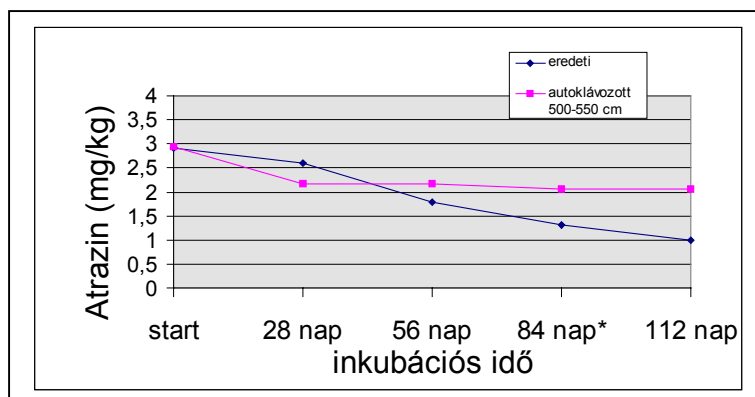
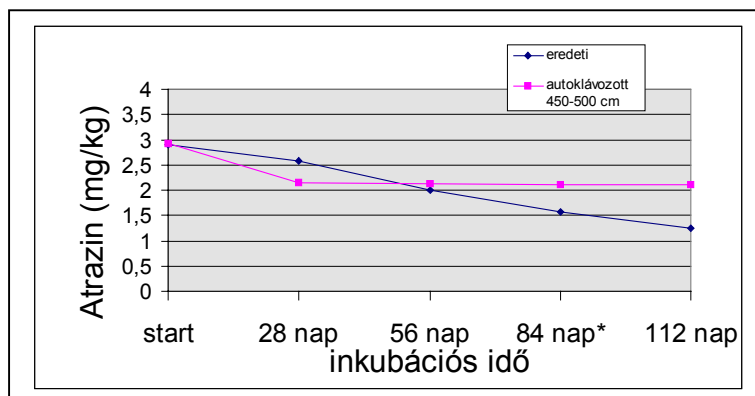
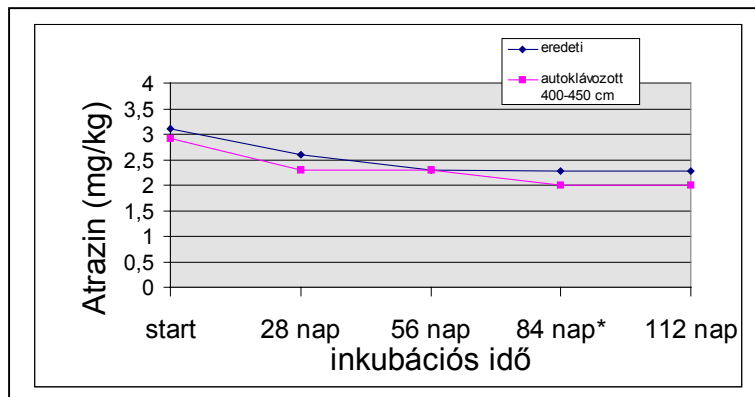




5/3. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talajmintákban, rétegenként (Pallag, homoktalaj, 1996 május 12- szeptember 14).



5/4. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talajmintákban, rétegenként (Pallag, homoktalaj, 1996 május 12- szeptember 14).



#### 4.2. Kísérleti telep, Látókép

A területen 1982-88 között kizárólag atrazin tartalmú herbicidet használtak a monokultúrás kukoricatermesztésben, 2 kg/ha mennyiségben. A gyomflóra megváltozása miatt 1988 óta kombinált szereket használnak, az atrazin tartalmú szerek aránya 20-30 %, tehát a terület atrazin-terhelése az utóbbi években jelentősen lecsökkent.

##### 4.2.1. A kísérleti telep talajának fizikai, kémiai, valamint mikrobiológiai jellemzői

A kísérleti telep talaja mészlepedékes csernozjom. A talajprofil rétegeinek fontosabb fizikai és kémiai tulajdonságait, valamint az összcsíraszámot a 7. táblázat tartalmazza.

A rétegek nedvességtartalma 19,9 – 24,4 % között változott.

Az agyagtartalom a felső 120 cm-ben 40,03 és 43,04% közötti érték, 225 cm-ig fokozatosan csökkent, majd a mélyebb rétegekben 37,2 – 39,35 között változott.

Mind a desztillált vízben, mind a M KCl-os szuszpenzióban mért pH 140 cm-ig növekedett, 140 cm-től nem változott számottevően.

A szervesanyag tartalom 160 cm-ig fokozatosan csökkent, az alsóbb rétegekben alig változott.

A kalcium-karbonát tartalom a 120 cm-nél mélyebb rétegekben 2 és 6% között változott.

A 180-350 cm közötti rétegekben nitrát-felhalmozódást lehetett detektálni.

Az összcsíraszám 140 cm-ig fokozatosan csökkent, az alsóbb rétegekben kismértékű eltéréseket tapasztaltunk.

##### 4.2.2. A talaj extrahálható atrazintartartalma

A profil rétegeinek extrahálható atrazintartalma igen alacsony volt, 160 cm-ig fokozatosan csökkent, az alsóbb rétegekben kismértékben változott. Felhalmozódást a vizsgált rétegekben nem tapasztaltunk (8. táblázat).

7. táblázat. A mészlepedékes csernozjom talajprofil néhány fizikai és kémiai tulajdonsága, valamint összcsíraszám (Debrecen-Látókép, 1996. 03.26.)

Réteg (cm)	Nedvesség (%)	Leiszapolható rész	pH <sub>(deszt.víz)</sub>	pH <sub>(M KCl)</sub>	CaCO <sub>3</sub> (%)	Szerves szén %	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/kg)	Összcsíraszám (millió/g talaj)
0-20	23.30	43.04	6.30	5.90	0	1.27	9,8	8,95
20-40	23.32	42.80	6.75	6.30	0	1.13	9,6	6,33
40-60	22.62	42.32	6.85	6.25	0	1.08	7,0	1,85
60-80	21.58	41.40	7.15	6.50	0	0.73	5,0	1,73
80-100	21.07	40.03	7.20	6.60	0	0.53	2,2	1,13
100-120	19.90	40.88	7.30	6.75	0.01	0.38	2,4	0,85
120-140	21.43	38.00	7.60	7.60	5.73	0.26	9,9	0,47
140-160	20.26	34.88	7.65	7.75	5.16	0.19	4,3	0,23
160-180	20.26	32.68	7.55	7.80	5.44	0.19	7,0	0,20
180-200	21.14	31.28	7.55	7.85	6.01	0.13	13,1	0,31
200-225	20.48	29.68	7.80	7.80	5.30	0.13	17,6	0,20
225-250	20.70	32.32	7.85	7.85	4.01	0.13	17,3	0,21
250-275	22.10	34.10	7.70	7.80	3.58	0.19	20,0	0,22
275-300	22.93	39.35	7.60	7.70	2.72	0.19	22,9	0,118
300-350	23.76	38.90	7.55	7.70	2.00	0.26	12,2	0,296
350-400	21.21	39.24	7.70	7.70	4.30	0.21	1,9	0,033
400-450	21.35	37.52	7.80	7.80	4.15	0.13	0,6	0,155
450-500	23.15	38.04	7.80	7.90	4.30	0.06	4,1	0,096
500-550	24.22	39.60	7.75	7.80	5.16	0.14	5,0	0,265
550-600	21.51	37.52	7.75	7.80	4.30	0.13	5,9	0,178

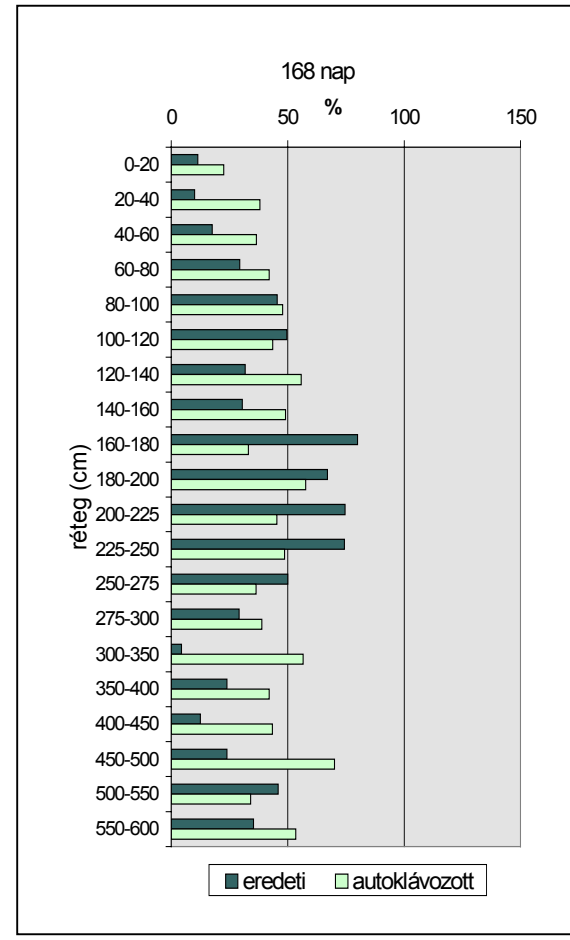
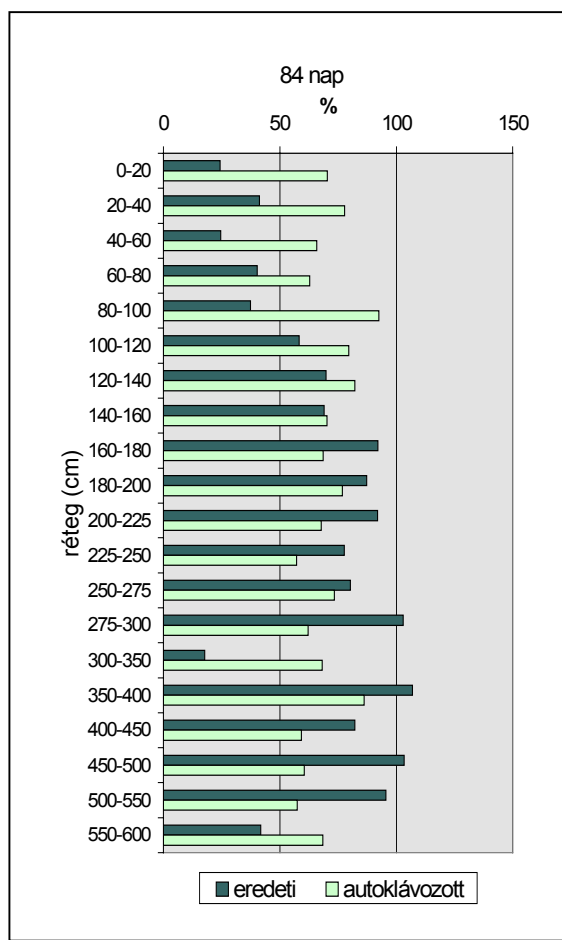
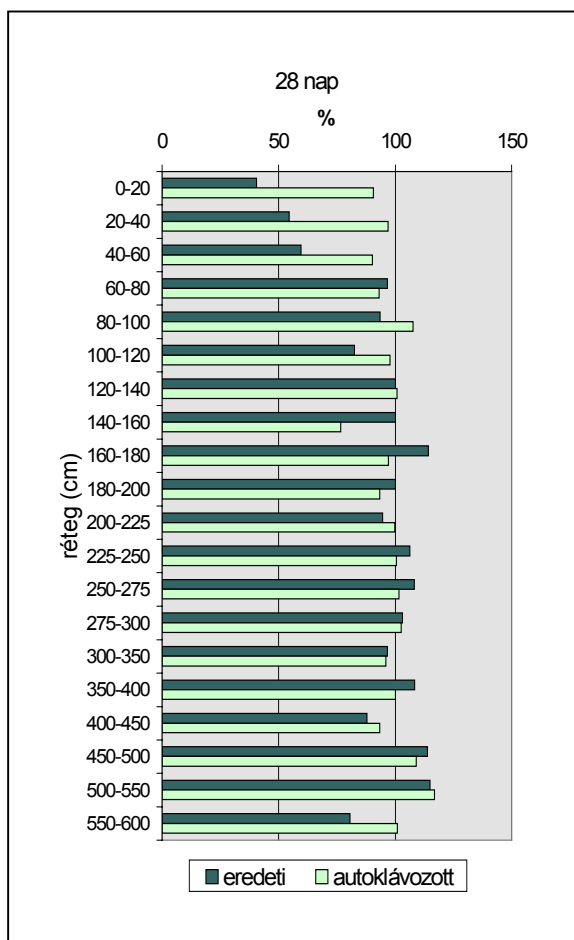
8. táblázat. A mészlepedékes csernozjom talaj rétegeiben mért extrahálható atrazin mennyisége. (Látókép, 1996.03.26.)

Réteg (cm)	Atrazin ( $\mu\text{g/g}$ talaj)
0-20	0,085
20-40	0,061
40-60	0,079
60-80	0,060
80-100	0,058
100-120	0,053
120-140	0,047
140-160	0,038
160-180	0,026
180-200	0,033
200-225	0,015
225-250	0,005
250-275	0,005
275-300	0,030
300-350	0,044
350-400	0,026
400-450	0,025
450-500	0,005
500-550	0,040
550-600	0,033

4.2.3. A mészlepedékes csernozjom talajjal végzett inkubációs kísérlet eredménye

Az inkubációs kísérlet három mintavételi időpontjában mért atrazinszintek alakulását a 6. ábrán mutatjuk be (a hozzáadás után közvetlenül mért atrazin mennyiségek %-ában).

6. ábra. A mészlepedékes csernozjom rétegeiben kimutatható atrazin %-os aránya a kiindulási időponthoz (100 %) viszonyítva. (Látókép, 1995 június 15 – október 15.)



Az első inkubációs periódus (28 nap) végén mért atrazinszintek azt mutatják, hogy az eredeti minták esetében a talaj felső 60 cm-ében a leggyorsabb a lebomlás, a kísérlet kezdetén mért mennyiség 40,5- 54,5 – 59,6%-a maradt a felső három rétegben. Ezekben a rétegekben az autoklávozott minták atrazintartalma kevésbé változott a kiindulásihoz képest. A 120 cm-nél mélyebb rétegekben alig tapasztalható bomlás, sőt, több réteg esetében az extrahálható atrazin szintjét a kiindulásinál magasabbnak találtuk.

A három hónapos (84 napos) inkubáció után a legszembetűnőbb a különbség az eredeti és autoklávozott minták atrazinszintjében, 140 cm-es mélységig. Az eredeti mintákban lényegesen több atrazin bomlott el, mint az autoklávozottakban. A mélyebb rétegekben nem sikerült tendenciát találni a bomlás mértékére vonatkozóan. Feltűnik azonban, hogy a mélyebb rétegekben is található néhány szint, ahol a felszíni rétegekhez hasonló mértékű lebomlás tapasztalható a nem autoklávozott mintákban. A megfelelő autoklávozott mintában lassúbb a bomlás, ami arra utal, hogy a mélyebb rétegekben is előfordulhat mikrobiális atrazinbomlás.

A 168 napos kísérlet utolsó mintavételének eredménye az előző tendenciát mutatja. A felső rétegekben a hozzáadott atrazin mennyiségének 11,4 – 10,0 – 17,6 %-a maradt. Figyelemre méltó, hogy a 300-450 cm közötti rétegekben is hasonló mértékű lebomlást tapasztaltunk. A 160 –250 cm közötti rétegekben azonban a hozzáadott herbicid 67-80 %-a megmaradt. Az összcsíraszám változását követő vizsgálatok azt mutatták, hogy ezek a rétegek nem kedveznek a mikroorganizmusok szaporodásának, a 160-180 cm-es nem autoklávozott réteg összcsíraszámja például a kísérlet időtartama alatt alig változott (Mellékletek, 13. és 14. ábra).

#### 4.2.4. Az atrazin lebomlásának felezési ideje, lebomlási görbék

A felezési időket összehasonlítva a 0-160 cm -es rétegek esetében van a legnagyobb különbség az eredeti és az autoklávozott minták között. 160-275 cm közötti eredeti talajrétegekben detektáltuk a leghosszabb felezési időt és a legkevesebb lebomlott atrazint. A 275 cm-nél mélyebb rétegek esetében nem sikerült szabályszerűséget felfedezni. Néhány esetben a felezési idő nagyobb az eredet talajmintákban, mint az autoklávozottakban. Feltűnő még, hogy a 275-600

cm közötti néhány rétegben ( 275-300, 350-400, 400-450) szinte azonos a felezési idő az eredeti és az autoklávozott talajmintákban (9. táblázat).

9. táblázat. Felezési idők és az utolsó mintavétel időpontjáig lebomlott (eltűnt) atrazin.

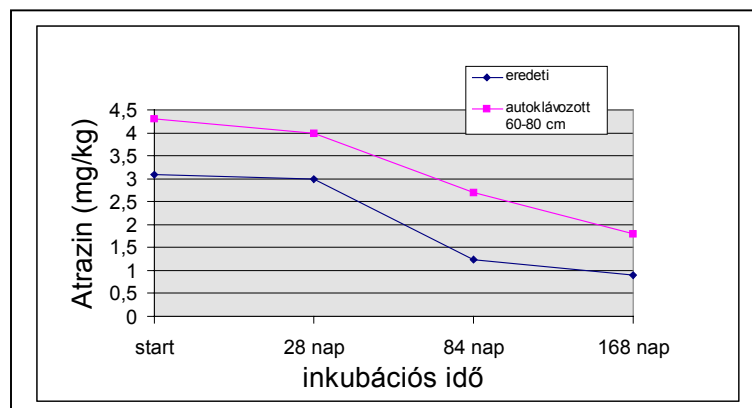
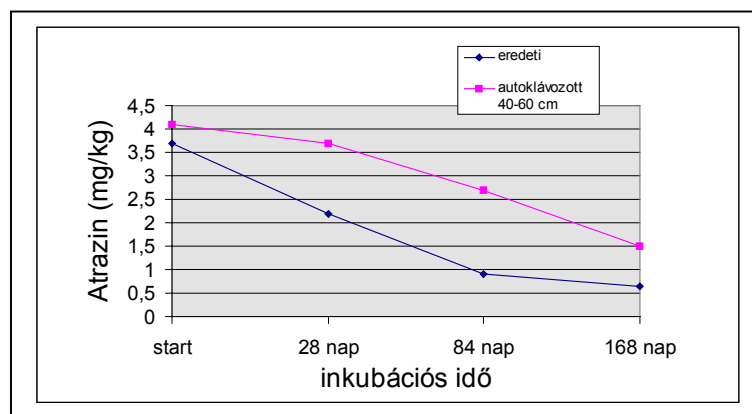
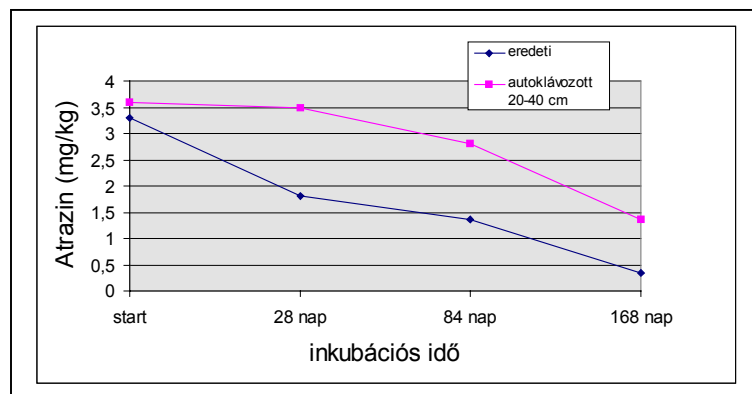
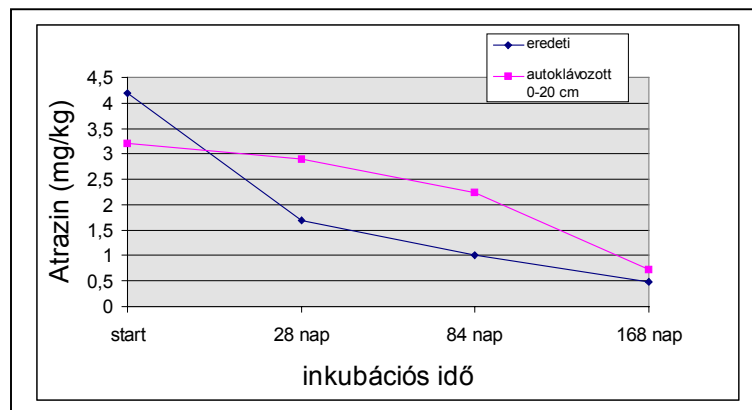
Réteg (cm)	Felezési idő (nap)		Lebomlott atrazin (%)	
	eredeti talaj	autoklávozott	eredeti talaj	autoklávozott
0-20	21	98	88,1	77,5
20-40	42	101	89,9	61,9
40-60	44	98	82,4	63,4
60-80	47	>168	70,6	57,9
80-100	49	>168	54,5	52,2
100-120	105	>168	50,5	56,4
120-140	100	>168	68,2	44,3
140-160	98	160	69,5	50,9
160-180	>168	100	20,0	66,9
180-200	>168	>168	33,0	42,3
200-225	>168	>168	25,4	54,2
225-250	>168	160	25,7	51,4
250-275	>168	102	50,0	63,5
275-300	101	105	70,9	61,1
300-350	45	>168	95,7	43,4
350-400	101	105	76,2	57,9
400-450	98	102	87,5	56,5
450-500	103	>168	76,2	57,8
500-550	160	98	54,1	65,9
550-600	49	91	64,7	46,5



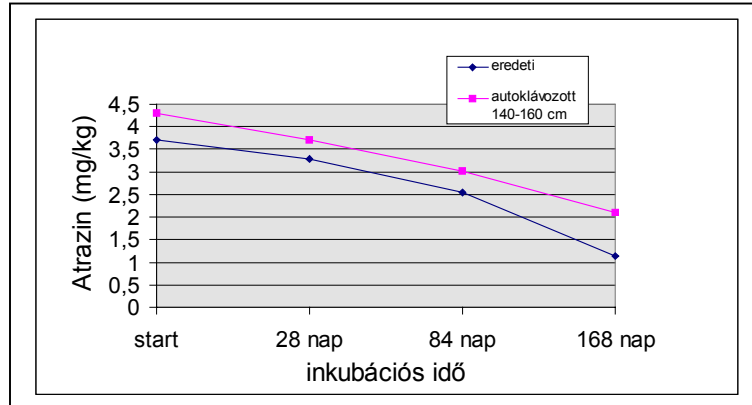
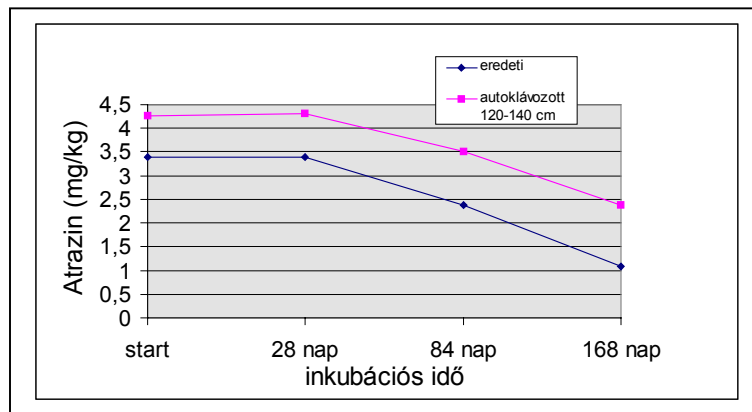
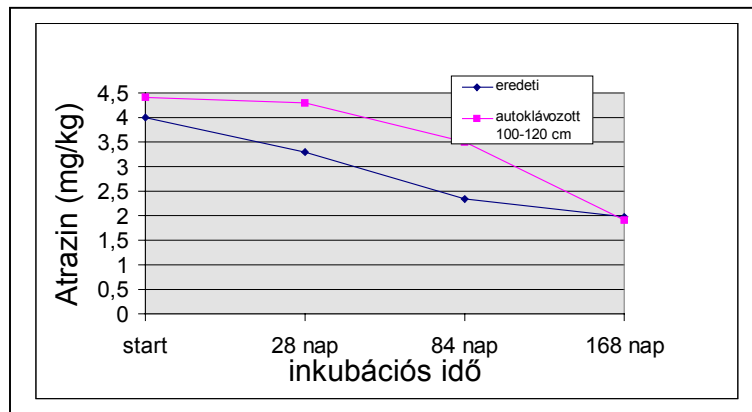
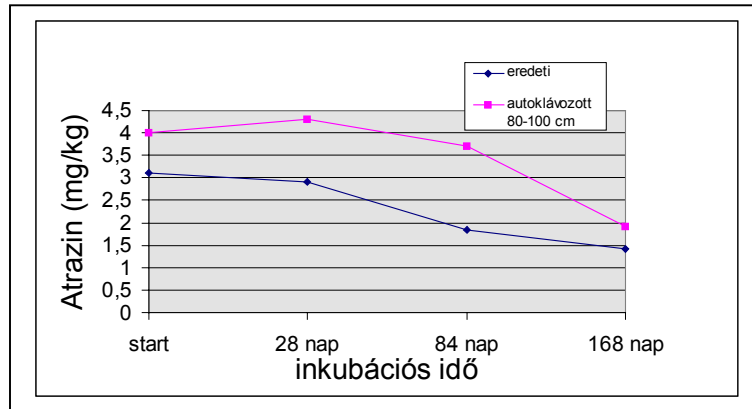
Az egyes szintekben az atrazin lebomlási görbéi különböző képet mutatnak (7/1-5. ábra).

A felső 0-120 cm-es eredeti és autoklávozott rétegekre jellemző görbék jellegzetes hurkot képeznek. Az alsóbb rétegekben néhány kivétellel a két görbe lefutása hasonló, a kezdeti szakaszra késleltetési fázis jellemző, a lebomlás csupán a második mintavétel után gyorsul. Az 550-600 cm-es rétegben újból a felső rétegekre jellemző hurok jelenik meg.

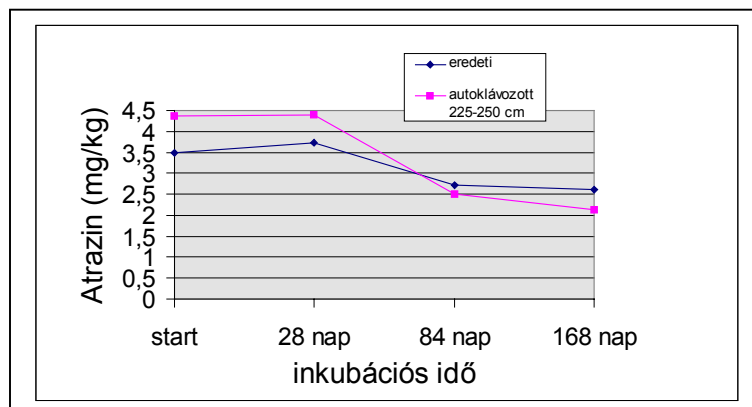
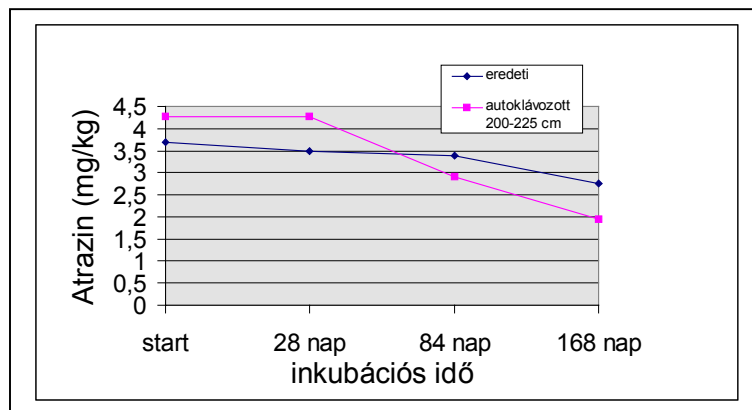
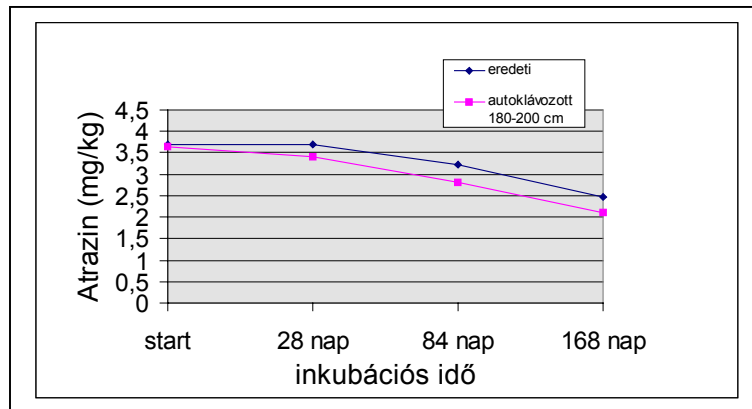
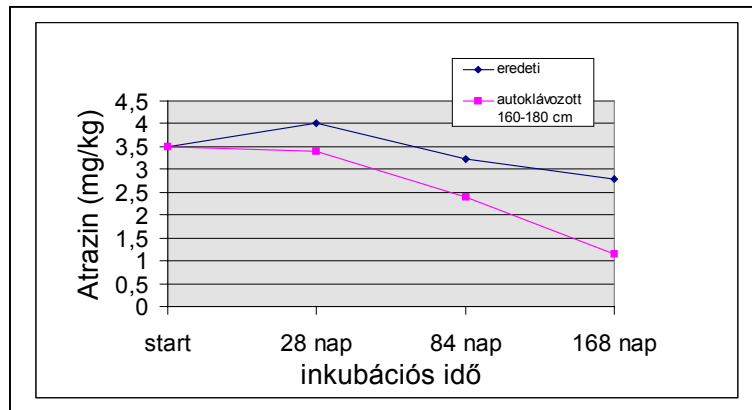
7/1. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talaj-mintákban, rétegenként (Látókép, mészlepedékes csernozjom, 1995, június 15. – október 15.)



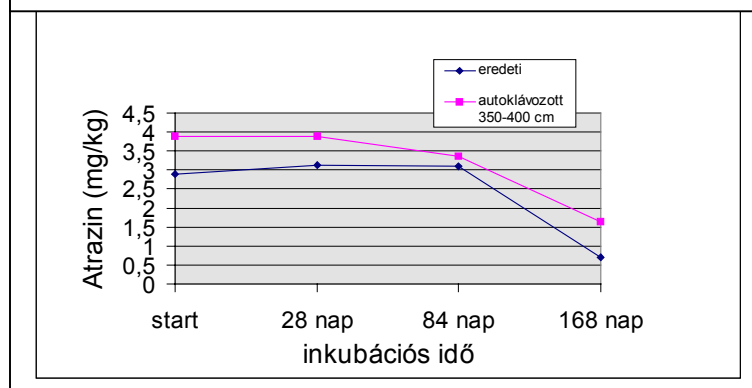
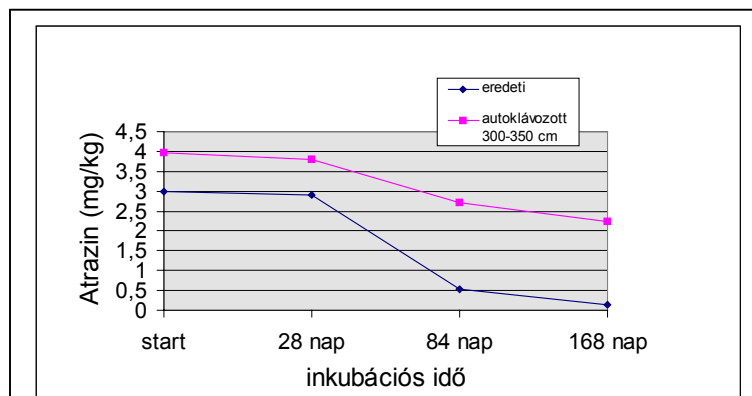
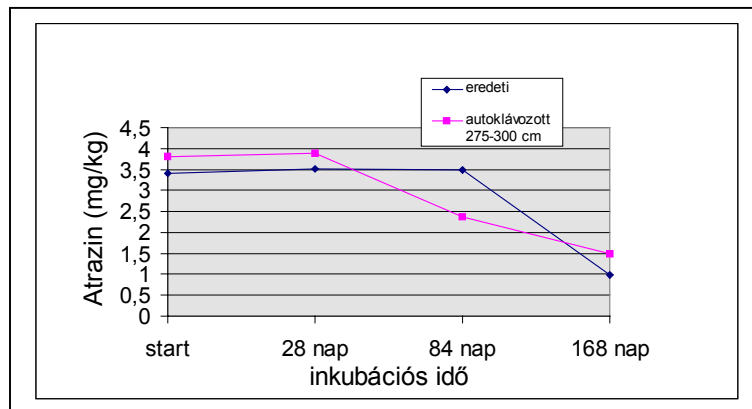
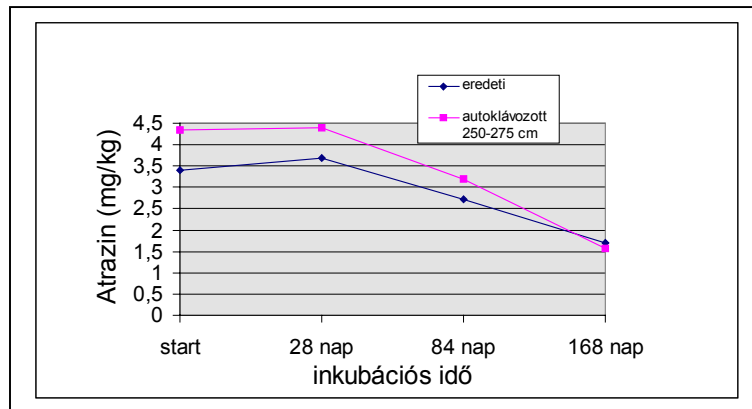
7/2. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talajmintákban, rétegenként (Látókép, mészlepedékes csernozjom, 1995, június 15. – október 15.)



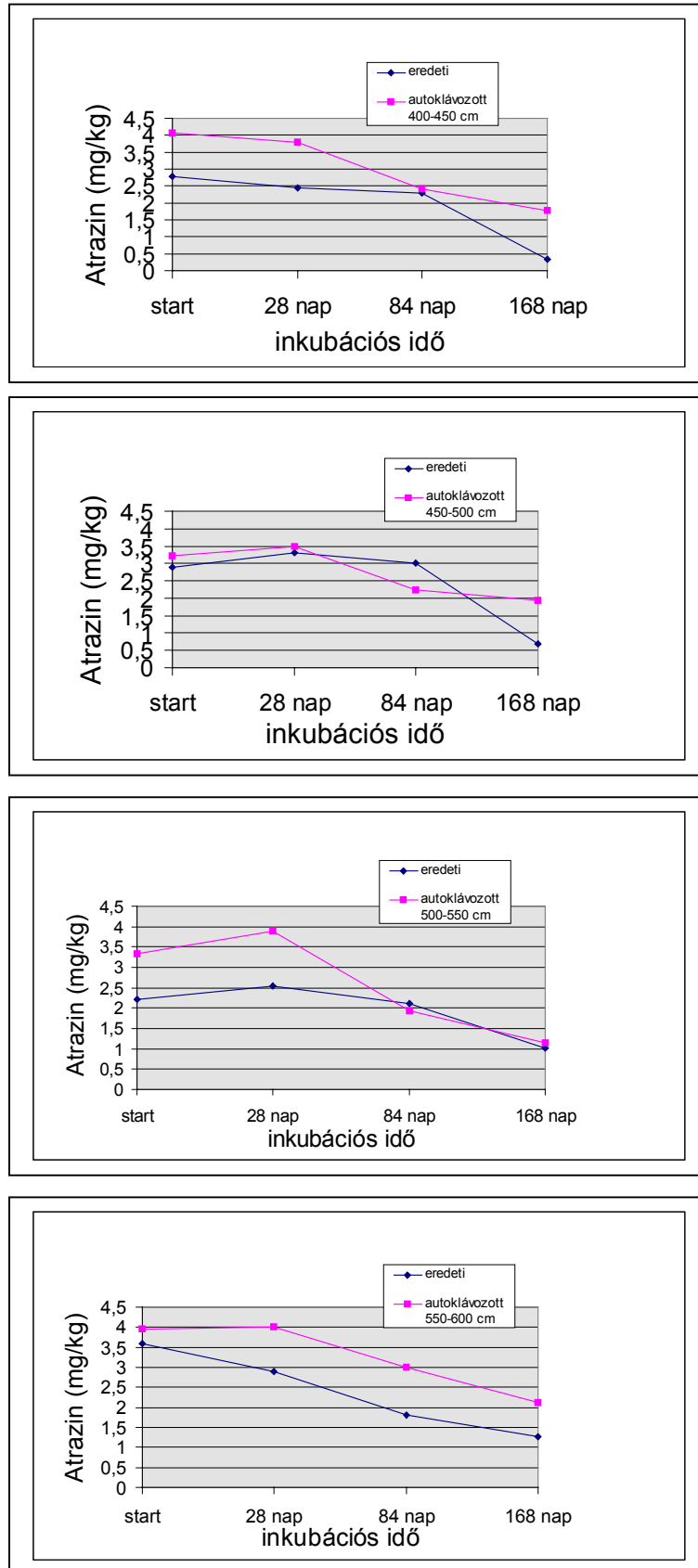
7/3. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talajmintákban, rétegenként (Látókép, mészlepedékes csernozjom, 1995, június 15. – október 15.)



7/4. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talajmintákban, rétegenként (Látókép, mészlepedékes csernozjom, 1995, június 15. – október 15.)



7/5. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talajmintákban, rétegenként (Látókép, mészlepedékes csernozjom, 1995, június 15. – október 15.)



#### 4. 3. Kísérleti Telep, Hajdúböszörmény

A kísérleti telepen folyó monokultúrás kukoricatermesztésben 1992-ig alkalomszerűen használtak atrazin tartalmú herbicideket, 1992 óta más herbicidekkel kombinálva az atrazint 1,2 kg/ ha/év mennyiségben alkalmazzák.

##### 4.3.1. A kísérleti telep talajának fizikai, kémiai valamint mikrobiológiai tulajdonságai

A kísérleti telep típusos réti talajának néhány fizikai és kémiai tulajdonságát, valamint az összcsíraszámot a 10. táblázat tartalmazza.

A rétegek nedvességtartalma 15,66-27,24% között változott. A legalacsonyabb értéket a 140-160 cm-es rétegben mértük.

A leiszapolható rész igen magas volt a 0-40 cm, valamint a 160-250 cm közötti rétegekben, 350 cm-től viszont jelentősen csökkent.

Mind a desztillált vízben, mind a M KCl szuszpenzióban mért pH 0-40 cm-ig enyhén emelkedett, majd 40-60 cm-től a megjelenő  $\text{CaCO}_3$ -nak köszönhetően jelentősen megnövekedett.

A szervesanyag tartalom 60 cm-ig fokozatosan csökkent, az alsóbb rétegekben alig változott.

A 60-140 cm-es rétegekben jelentős nitrát-felhalmozódást lehetett kimutatni.

Az összcsíraszám a vizsgált rétegekben 140 cm-ig fokozatosan csökkent, az alsóbb rétegekben lényeges változást nem tapasztaltunk.

##### 4.3.2. A talaj extrahálható atrazintartalma

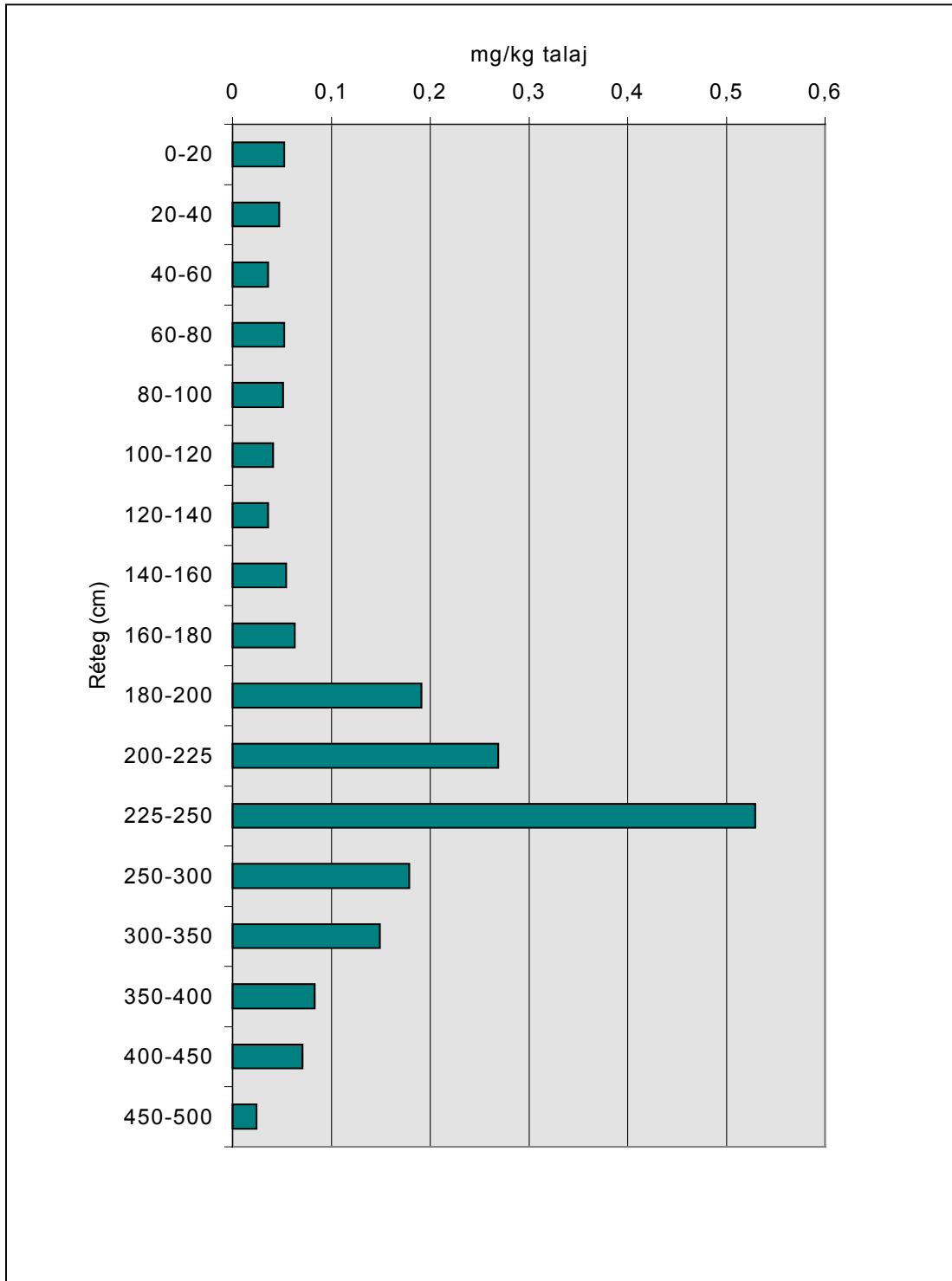
Meghatároztuk az inkubációs kísérletben használt talajminták extrahálható atrazintartalmát (8. ábra). A felső 140 cm viszonylag alacsony atrazin szintjei után a szelvény 250-500 cm közötti rétegeiben jelentős mértékű felhalmozódást detektáltunk. A legmagasabb értéket (0,53 mg/kg) a 225-250 cm-es rétegben mértük.

10. táblázat: A típusos réti talaj néhány fizikai és kémiai tulajdonsága, valamint összcsíraszám  
(Hajdúböszörmény, 1996.04.24.)

Réteg (cm)	Nedvesség (%)	Leiszapolható rész (%)	pH(deszt.víz)	pH(M KCl)	CaCO <sub>3</sub> (%)	Szerves szén (%)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/kg)	Összcsíraszám (millió/ g talaj)
0-20	25.36	65.76	6.60	5.78	0	2.44	10,7	15,24
20-40	26.15	62.76	6.85	6.12	0	1.69	11,7	7,42
40-60	21.54	45.80	8.02	7.48	12.7	0.46	21,6	4,91
60-80	21.71	43.36	8.13	7.58	17.7	0.20	19,8	2,94
80-100	21.86	51.52	8.08	7.62	24.9	0.17	71,9	1,12
100-120	18.23	47.04	8.05	7.60	12.7	0.15	90,7	0,548
120-140	15.86	48.20	8.12	7.63	11.8	0.16	53,9	0,364
140-160	15.66	57.96	8.25	7.60	9.3	0.19	27,7	0,185
160-180	17.76	71.48	8.27	7.42	2.5	0.20	15,7	0,124
180-200	21.98	66.48	8.15	7.15	0.0	0.19	11,2	0,829
200-225	23.76	70.04	8.30	7.55	5.9	0.36	4,4	0,318
225-250	27.16	62.92	8.42	7.55	10.1	0.31	2,7	0,159
250-275	27.24	53.68	8.40	7.52	3.8	0.17	0,2	0,477
275-300	23.05	46.08	8.32	7.45	0.8	0.09	1,3	0,105
300-350	22.04	54.64	8.35	7.60	5.1	0.19	2,6	0,155
350-400	20.38	21.56	8.32	7.62	0.4	0.07	1,3	0,139
400-450	21.89	22.28	8.32	7.78	0.0	0.07	0,2	0,481
450-500	18.53	8.52	8.30	7.62	0.0	0.02	0,2	0,574



8. ábra. Az extrahálható atrazin mennyisége a típusos réti talaj szelvényeiben. (Hajdúböszörmény, 1996.04.24.)



#### 4.3.3. A típusos réti talajjal végzett inkubációs kísérlet eredménye

Az inkubációs kísérlet három mintavételi időpontjában mért atrazinszintek alakulását a 9. ábrán mutatjuk be (a hozzáadás után közvetlenül mért atrazin mennyiségek %-ában).

Az első 28 napos inkubációs periódus alatt a 0-20 cm-es rétegben azonos mértékű volt a lebomlás az eredeti és autoklávozott mintákban. 20-60 cm között az eredeti mintákban maradt több atrazin. A 60 cm-nél mélyebb rétegekben az autoklávozott minták atrazintartalma csak kismértékben változott a kiindulási értékhez képest. Az atrazinszint nagyobb arányú csökkenése 56 nap elteltével a felső 0-40 cm-es, ill. a legalsó, 400-500 cm közötti rétegekben tapasztalható. A kísérlet végéig a 40-500 cm-es autoklávozott minták atrazintartalma gyakorlatilag nem változott. Az eredeti mintákban az előző mintavételhez képest 0-20 cm és 400-500 cm között csökkent nagyobb mértékben az atrazintartalom. A 400-500 cm közötti két rétegben az eredeti mintákban a kezdetben mért atrazin-mennyiség 13,8 ill. 13,5, míg az autoklávozottban 69,8 ill. 80,5 %-a maradt.

Az összcsíraszámoknak az inkubációs kísérlet alatti változását a mellékletekben található 15. és 16 sz. ábrán mutatjuk be.

#### 4.3.4. Az atrazin lebomlásának felezési ideje, lebomlási görbék

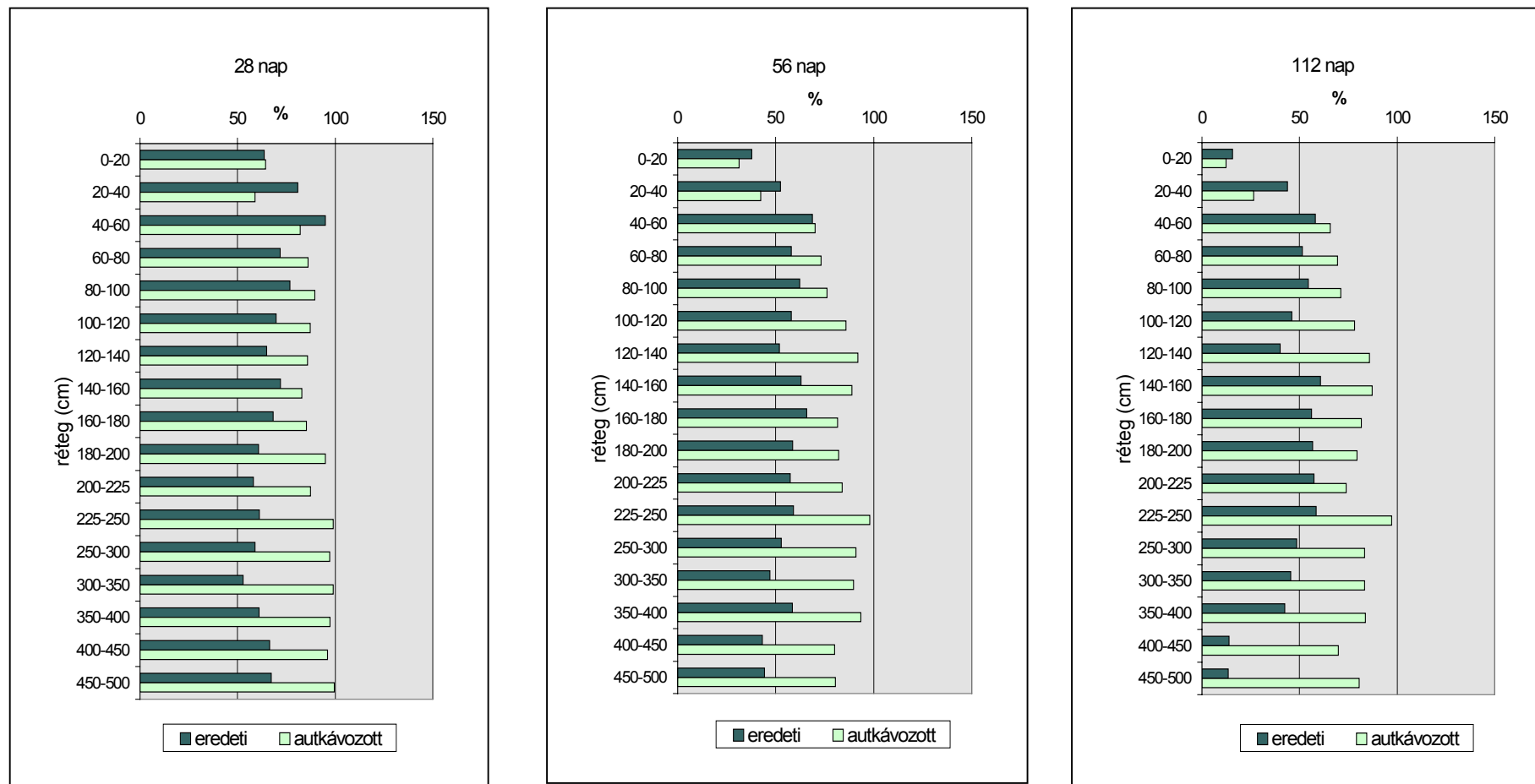
Az egyes rétegekre jellemző felezési időket, valamint az utolsó mintavétel időpontjáig lebomlott atrazin mennyiségét ( a kiindulási mennyiség %-ában) a 11. táblázat tartalmazza. A felezési idők kevés kivétellel meghaladták a kísérlet időtartamát. A nem autoklávozott minták mélyebb rétegeiben 300-500 cm között egyre csökkenő felezési időket mértünk.

Az egyes rétegekre jellemző lebomlási görbéket a 10/1-5 ábrákon szemléltetjük.

11. táblázat. Felezési idők és az utolsó mintavétel időpontjáig lebomlott atrazin  
(típusos réti talaj, Hajdúböszörmény, 1996, május 8 - szeptember 9).

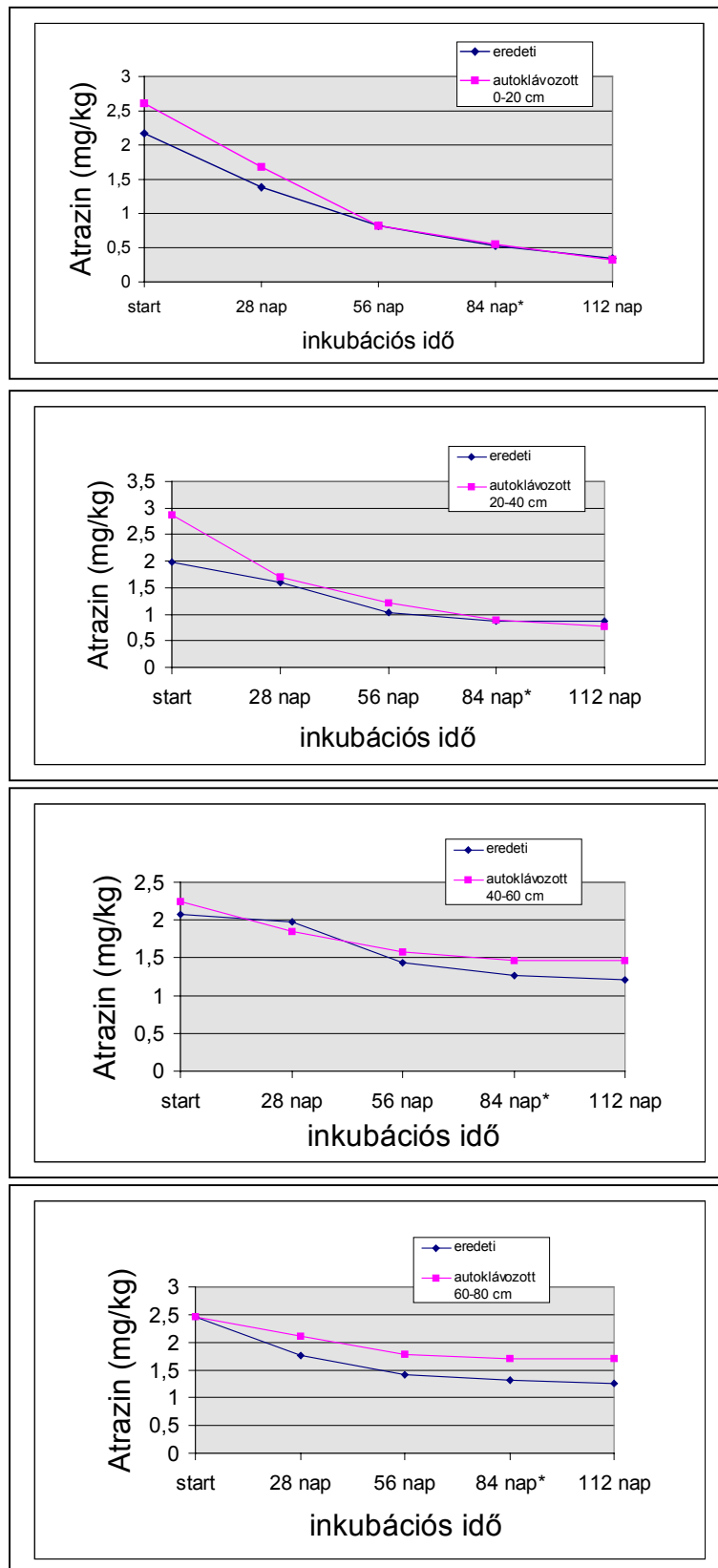
Réteg (cm)	Felezési idő (nap)		Lebomlott atrazin (%)	
	eredeti talaj	autoklávozott	eredeti talaj	autoklávozott
0-20	42	42	84,3	87,7
20-40	56	45	56,1	73,6
40-60	>112	>112	41,8	34,3
60-80	110	>112	48,6	30,6
80-100	>112	>112	45,5	28,9
100-120	>112	>112	54,0	21,8
120-140	81	>112	59,9	14,2
140-160	>112	>112	49,3	12,8
160-180	>112	>112	43,8	18,3
180-200	>112	>112	43,3	20,5
200-225	>112	>112	42,6	26,2
225-250	>112	>112	41,5	2,9
250-300	>112	>112	50,5	16,7
300-350	80	>112	54,5	16,7
350-400	70	>112	57,6	16,2
400-450	49	>112	86,2	30,2
450-500	46	>112	86,5	19,5

9. ábra. A talaj különböző rétegeiben kimutatható atrazin aránya (a kiindulási érték %-ában) az egyes mintavételi időpontokban (típusos réti talaj, Hajdúböszörmény, 1996, május 8 - szeptember 9)

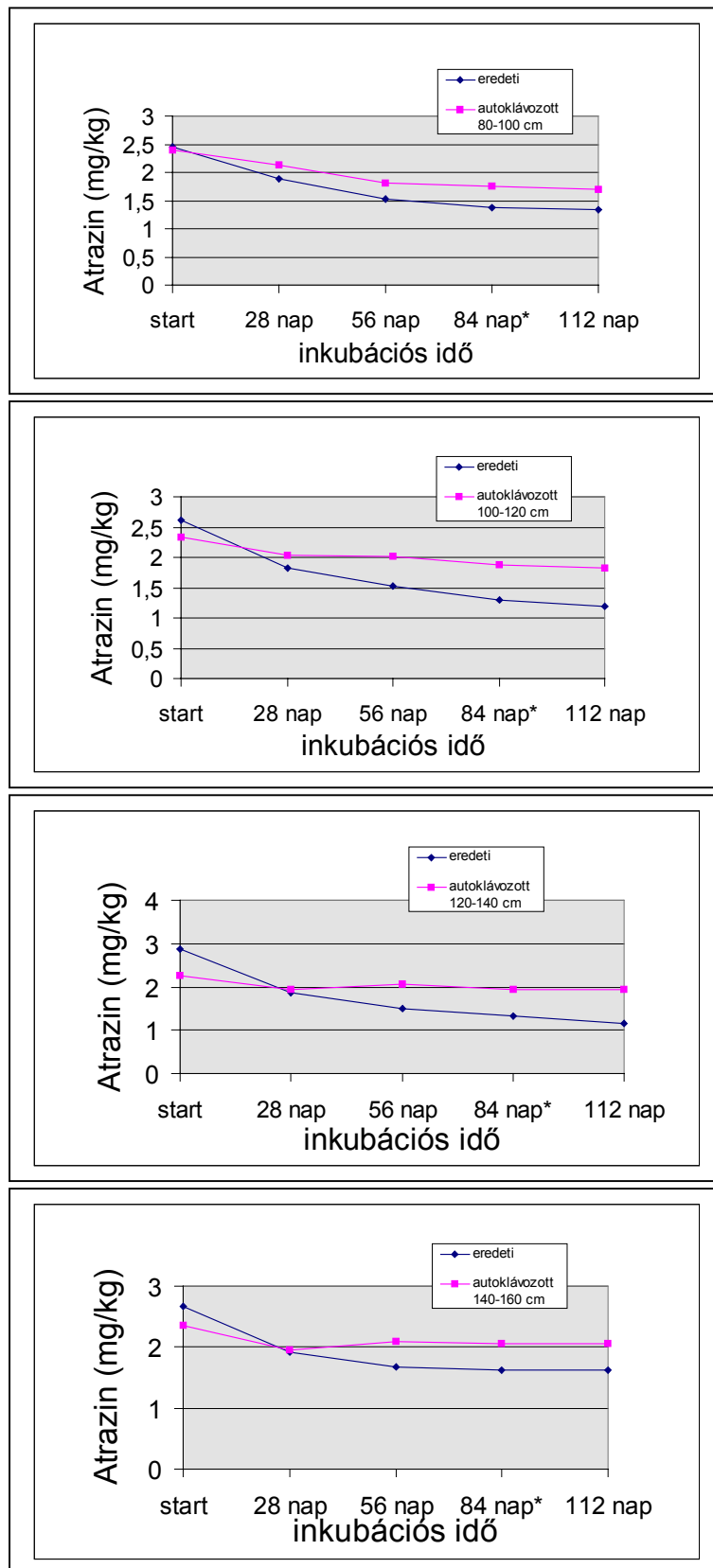


Az egyes talajrétegekhez jellegzetes lebomlási görbék tartoznak. A 0-40 cm-es rétegekben közvetlenül az atrazin hozzáadása után mértünk különböző mennyiségeket az eredeti és az autoklávozott mintákban. Az inkubációs periódus végére a két görbe találkozott, szinte azonos mennyiségeket határoztunk meg. A görbék alakja 40-180 cm között hasonló, lefutásuk csaknem párhuzamos, az autoklávozott mintákban maradt több atrazin. 180-300 cm között közvetlenül a hozzáadás után mért értékekben van különbség, az atrazin azonos mértékben bomlik (azaz nem bomlik) mind az eredeti, mind az autoklávozott mintákban. A mélyebb rétegekben, 300 cm-től, a két görbe ismét távolodik egymástól, a kísérlet végére az eredeti mintákban nagyobb mértékű volt az atrazin bomlása, mint az autoklávozottakban.

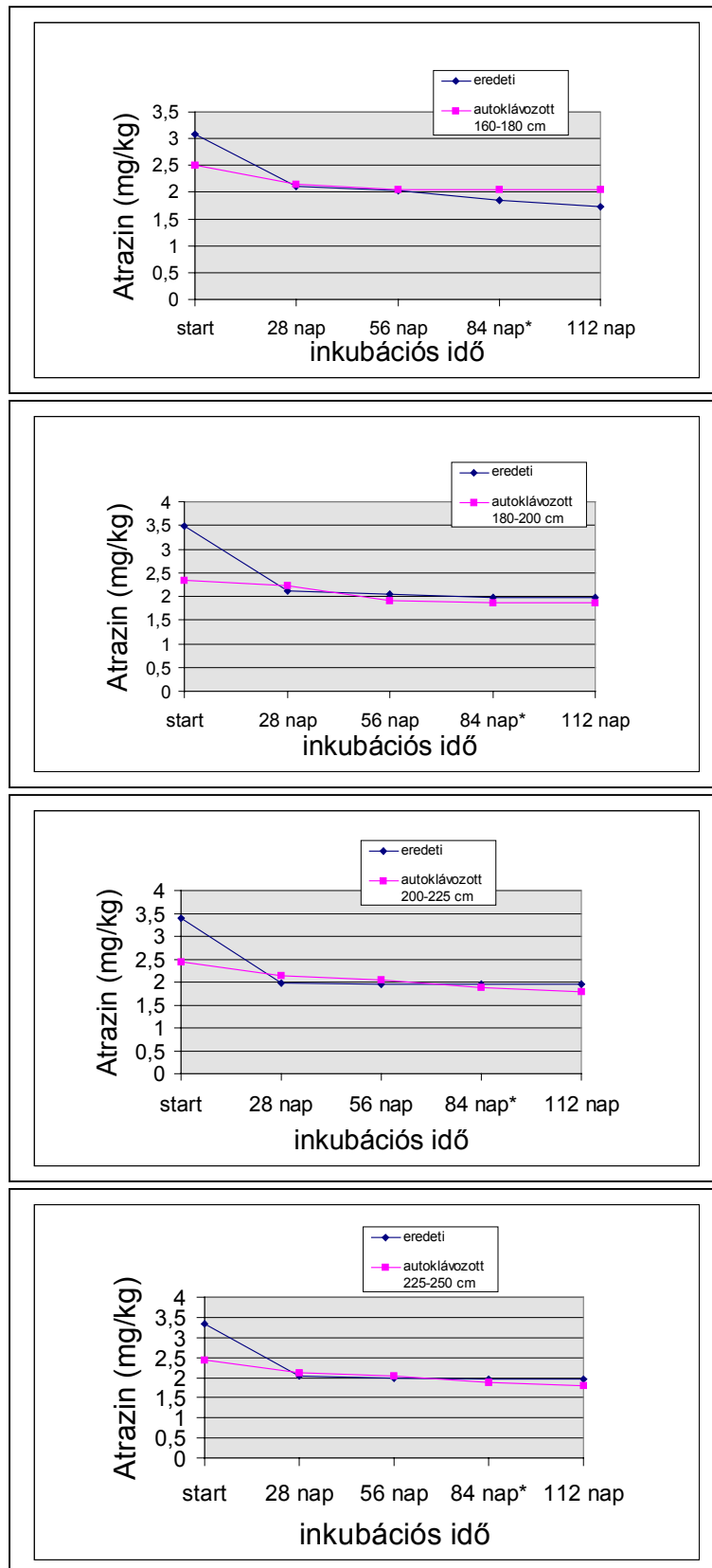
10/1. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talaj mintákban, rétegenként (típusos réti talaj, Hajdúböszörmény, 1996 május 8 – szeptember 9.)



10/2. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talajmintákban, rétegenként (típusos réti talaj, Hajdúböszörmény, 1996 május 8-szeptember 9.)

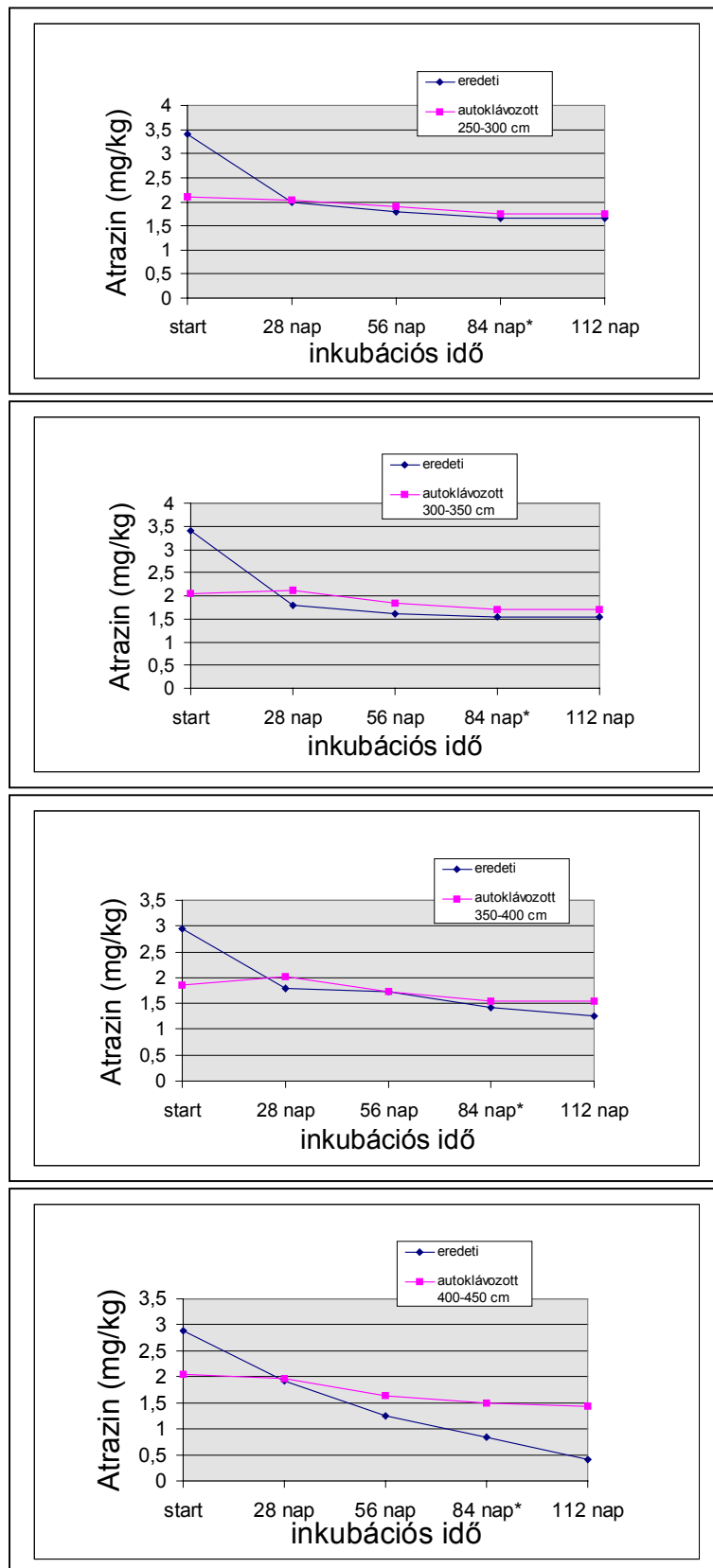


10/3. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talaj mintákban, rétegenként (típusos réti talaj, Hajdúböszörmény, 1996 május 8 – szeptember 9.)

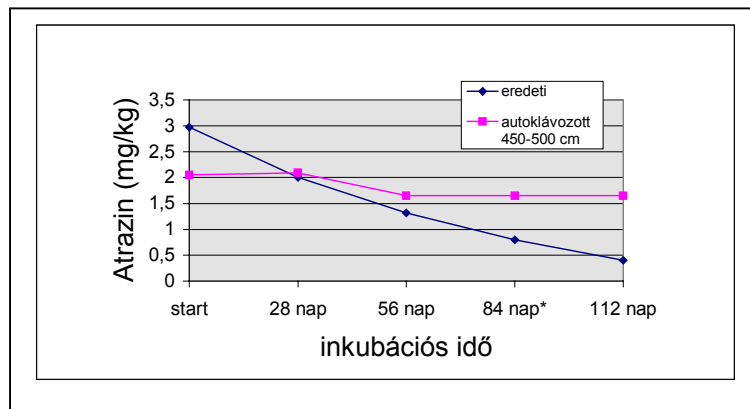




10/4. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talajmintákban, rétegenként (típusos réti talaj, Hajdúböszörmény, 1996 május 8-szeptember 9.)



10/5. ábra: Az atrazin lebomlási görbéje az eredeti és az autoklávozott talajmintákban, rétegenként (típusos réti talaj, Hajdúböszörmény, 1996 május 8-szeptember 9.)



#### 4.4. Összefüggés-vizsgálatok

A **pallagi futóhomok (lepelhomok) talaj** néhány tulajdonsága és az eltűnt atrazin mennyisége közötti összefüggés-vizsgálat szerint a nem autoklávozott mintasorozat esetében a leiszapolható rész ( $r= 0,76^{***}$ ) és az eredeti baktériumszám ( $0,79^{***}$ ) mutatott szoros korrelációt az eltűnt – lebomlott - atrazin mennyiségével.

Az autoklávozott sorozatnál is megfigyelhető a leiszapolható részre vonatkozó összefüggés. Az összefüggést leíró egyenlet korrelációs koefficiensének értéke itt alacsonyabb ( $r= 0,61^{**}$ ).

A **mészlepedékes csernozjom** szelvény eredeti állapotú és autoklávozott rétegeire jellemző adatoknál nem állapítható meg semmilyen törvényszerűség, nincs markáns különbség az eredeti és autoklávozott rétegekben végbement degradáció között. Az összefüggés-vizsgálatok eredményéből is az a következtetés vonható le, hogy ennél a talajtípusnál nem a biológiai degradáció határozza meg az atrazin lebomlását (A baktériumszám és a lebomlott atrazin % közötti összefüggésre  $r = 0,29$  értéket kaptunk).

A talaj néhány tulajdonsága és az eltűnt atrazin mennyisége közötti összefüggés-vizsgálat alapján megállapítható, hogy a nem autoklávozott mintasorozat esetében mindössze a leiszapolható rész mutatott szoros korrelációt az lebomlott atrazin mennyiségével ( $r=0,77^{***}$ ).

A **típusos réti talaj** néhány tulajdonsága és az eltűnt atrazin mennyisége közötti összefüggés-vizsgálat alapján megállapítható, a baktériumszám a lebomlott atrazin mennyiségével szoros korrelációt mutatott a nem autoklávozott mintasorozat esetében. ( $r= 0,82^{***}$ ). A leiszapolható résszel is kimutatható kevésbé szoros összefüggés ( $r= 0,59^{**}$ ). Az autoklávozott mintasorozatban a szerves szén és a pH esetében állapítható meg szoros összefüggés a lebomlással ( $r=0,93^{***}$ , ill.  $r= 0,95^{***}$ ).

Az összefüggés-vizsgálatok eredményét a 12. táblázat tartalmazza.

12. táblázat

Összefüggések a talajtulajdonságok és a lebomlott atrazin mennyisége között

Talajtulajdonság	Lebomlott atrazin %					
	Eredeti talaj			Autoklávozott talaj		
	Futóhomok	Mészlepedékes csernozjom	Típusos réti talaj	Futóhomok	Mészlepedékes csernozjom	Típusos réti talaj
Szerves szén	0,04	0,47	0,35	0,01	0,49*	<b>0,93***</b>
Leiszap. rész	<b>0,76***</b>	<b>0,77***</b>	<b>0,59**</b>	<b>0,61**</b>	0,31	0,21
pH (deszt. víz)	-	-	-	-	-	<b>0,95***</b>
CaCO <sub>3</sub> tart.	0,26	0,46*	0,48*	0,31	0,36	0,23
Nitrát tartalom	0,36	0,3	0,23	0,34	0,19	0,33
Összcsíraszám	<b>0,79***</b>	0,29	<b>0,82***</b>	<b>0,67**</b>	0,48*	<b>0,78***</b>

## 5. EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE

Kísérleteinket három, tulajdonságait tekintve igen különböző típusú talajból vett rétegmintákkal végeztük el. Az eltérő fizikai, kémiai és mikrobiológiai tulajdonságoknak megfelelően az atrazin degradációja is eltérő módon ment végbe a vizsgált talajokban.

A talajminták eredeti **nedvességtartalmát** tekintve a futóhomok (lepelhomok) bizonyult a legszárazabbnak, a feltárt profil teljes mélységében. A három talajtípus legnagyobb mértékben a **leiszapolható rész** tartalmában különbözött. Magasabb leiszapolható rész tartalmat a típusos réti talaj profiljában határoztunk meg, alacsonyabb értékek jellemezték a mészlepedékes csernozjom talajt, és a futóhomok talajnál mértük a legalacsonyabb értékeket.

A desztillált vízben mért **pH** érték a mészlepedékes csernozjom 0-20 cm-es rétegében „gyengén savanyú” volt, 60- 600 cm között 7,15-7,85 között változott, míg a réti talaj esetében 40 cm-től, a homoktalajnál 100 cm-től „lúgos” kémhatást állapítottunk meg.

A **CaCO<sub>3</sub>** megjelenését a réti talajnál 40 cm, a futóhomoknál és a mészlepedékes csernozjomnál 100 cm mélységben észleltük, szélsőséges értékeket (0-24,9 %) a réti talaj profiljában figyeltünk meg.

Nagyobb **szervesanyag-tartalma** a réti talaj felső rétegeinek volt, a legalacsonyabb értékeket homoktalaj rétegeiben mértük.

**Nitrát** felhalmozódást a mészlepedékes csernozjom 180-350, illetve a réti talaj 40-160 cm-es rétegeiben tapasztaltunk.

A pallagi futóhomok (lepelhomok) talaj rétegeire jellemző eredményeket értékelve említésre méltó a 400-600 cm között talált magas **összcsíraszám**. Különösen kiugró a 400-450 cm közötti réteg összcsíraszám (10,1 millió/g talaj), nagyobb, mint a felszíni rétegben mért érték. Ez az eredmény ellentmond számos irodalomban leírt tapasztalatnak. KONOPKA és TURCO (1991) szerint, bár a felszín alatti rétegekben is tapasztalható néha nagyon magas mikrobaszám és mikrobiológiai aktivitás, de mindkettő alacsonyabb, mint a felszíni rétegben mérhető érték.

A mészlepedékes csernozjom és a típusos réti talaj esetében nem tapasztaltunk hasonló eredményeket. Mindkét talajtípusnál a mélységgel

fokozatosan csökkent a baktériumszám, a mélyebb rétegekben csak kismértékű eltéréseket detektáltunk.

A talajok rétegeinek **extrahálható atrazin-tartalma** is különböző képet mutatott. A pallagi kísérleti telep területén nem használtak atrazin tartalmú szereket. Ezt a vizsgálataink eredményei is igazolták, a rétegmintákból nem lehetett atrazint kimutatni. A látóképi mészlepedékes csernozjom profiljában a rétegekben kimutatható atrazin mennyisége 160 cm-ig fokozatosan csökkent, a mélyebb rétegekben alig változott. A vizsgált profil rétegeiben atrazin felhalmozódást nem tapasztaltunk.

A típusos réti talaj profiljában a rétegek eredeti extrahálható atrazintartalma a felső 140 cm viszonylag alacsony szintjei után 160-400 cm között jelentős felhalmozódást mutatott (8. ábra).

A felhalmozódás szempontjából kritikus rétegekben az inkubációs kísérlet folyamán alig, vagy igen kis mértékben változott az összcsíraszám, a nem autoklávozott mintasorozatban is. Valószínűsíthető, hogy ezekben a rétegekben a talajban lévő mikroorganizmusok szaporodása számára kedvezőtlen feltételek alakultak ki, alacsony volt az összcsíraszám, ezért igen csekély mértékű volt a biológiai degradáció. Ugyanakkor, a rétegek magas agyagtartalma miatt az atrazin szorpciója is jelentős mértékű lehetett, a kötött atrazin-maradvány pedig a bomlásnak nagymértékben ellenáll (ANDERSON et al., 1980; CAPRIEL et al., 1985).

Nem hagyható figyelmen kívül továbbá, hogy a vizsgált területen 4-6 méteres mélységben található a talajvízszint, az atrazin felhalmozódás kialakulásában valószínűleg szerepet játszott a felszín felé irányuló vízmozgás is.

Az inkubációs kísérletek során mért lebomlási arányokat összehasonlítva megállapítható, hogy az atrazin bomlását befolyásolja, hogy a területen előzőleg használtak-e atrazintartalmú herbicideket. A **futóhomok** talajon, melyen főleg kertészeti növények termesztése folytattak, nem használtak atrazint. Az egyes rétegekben kimutatható atrazin mennyiségét bemutató ábrák (4, 6, 9) összehasonlításából kiderült, hogy a legkisebb különbség az eredeti és az autoklávozott minták között a homoktalajnál tapasztalható. A kísérlet végére csupán a felső 0-70 cm, és a legalsó 450-600 cm közötti réteg esetében alakult

ki lényeges különbség, ami arra enged következtetni, hogy csak az említett rétegekben számottevő a mikrobiológiai lebomlás. A többi rétegben kisebb szerepe volt a biológiai lebomlásnak azokhoz a talajokhoz viszonyítva, ahol évek, sőt évtizedek óta rendszeresen alkalmaztak atrazin tartalmú szereket. Ez utóbbi talajokban feltehetően elszaporodtak azok a mikroorganizmusok, amelyek képesek az atrazin lebontására, illetve amelyek szaporodásához az atrazin szén- és nitrogénforrást jelentett.

Talajfertőtlenítésre használt diazinon hatóanyag esetében számoltak be hasonló megfigyelésről, a felezési idő 4-szeres volt az előzőleg nem kezelt, mint a diazinonnal kezelt talajmintában (SETUNATHAN, 1972). A felső rétegekre vonatkozó megállapítás megegyezik az irodalomban leírt eredményekkel (LAVY et al. 1973; STOLPE és SHEA, 1995; TOPP, et al. 1995).

Az eredeti minták sorozatában az eltűnt atrazin mennyisége és a minták leiszapolható rész tartalma között is szoros ( $r = 0,76^{***}$ ) korrelációt találtunk. Ez az eredmény megerősíti többek között BROWN és WHITE (1969) véleményét, mely szerint az agyagásványok befolyásolhatják az atrazin szorpcióját, ezáltal a lebomlását, mivel ezek alkotják a talaj szervesetlen kolloid felületének nagy részét.

Az 4. ábrán feltüntetett eredmények értékelésekor feltűnt, hogy az eredeti minták sorozatában a legnagyobb mértékű „eltűnést” abban a rétegben detektáltuk, amelynek legmagasabb a leiszapolható rész tartalma és az összcsíraszama. A két paraméter között az összefüggésvizsgálat szoros korrelációt mutatott ( $r = 0,86^{***}$ ).

A **mészlepedékes csernozjom** talaj esetében nehéz tendenciákat felfedezni. A területen csaknem húsz éve használnak atrazintartalmú herbicideket, és öntözést is alkalmaztak, ami elősegítette az atrazin lemosódását a mélyebb rétegekbe. A talajprofilnak csak a felső 140 cm-ében látszik bizonyítottnak, hogy főleg biológiai degradáció játszódik le. A többi rétegben - kevés kivétellel - gyorsabb degradációt figyeltünk meg az autoklávozott mintákban, ami arra enged következtetni, hogy a kémiai lebomlásé a fő szerep. További magyarázat lehet, hogy az inkubáció alatt az eredeti mintákban lejárló változások elősegítették az atrazin deszorpcióját ezekben a rétegekben, ezért a második

mintavételkor az elsőhöz képest magasabb atrazinszinteket is mértünk. Az eredeti rétegmintákban gyors lebomlás tapasztalható a felső 0-60 cm közötti rétegekben, az irodalmi adatokkal egyezően (LAVY et al. 1973; STOLPE és SHEA, 1995; TOPP, et al. 1995). Még 84 nap után is nagy különbség észlelhető az eredeti és az autoklávozott minták atrazintartalma között, ami főleg mikrobiológiai lebomlást feltételez ezekben a rétegekben. A kísérlet végére a 300-500 cm közötti rétegekben is jelentős különbség tapasztalható. Az eredeti minták közül a 160-180 cm-es réteg atrazintartalma maradt a legmagasabb. A mellékletekben található 13.ábrán látszik, hogy ez az a réteg, amelynek az összcsíraszama a kísérlet folyamán alig változott.

Az egyes rétegekben kimutatható atrazin mennyiségét tekintve a *réti talajban* a legnagyobb a különbség az atrazin bomlásában az eredeti és az autoklávozott minták között, a felső 80 cm kivételével. Az összefüggés-vizsgálat csak ennél a talajtípusnál igazolta egyértelműen a degradáció mértéke és az összcsíraszám közötti összefüggést. Ennél a talajtípusnál az autoklávozott minták atrazintartalma 100-500 cm között csak kismértékben csökkent. Az eredeti minták megfelelő rétegeiben nagyobb mértékű bomlást detektálunk, ami arra utal, hogy az atrazin eltűnése során a mikrobiológiai folyamatok domináltak. Ezt a feltételezést erősítette meg az összefüggés-vizsgálatok eredménye is: a baktériumszám és a lebomlott atrazin mennyisége között szoros korreláció állapítottunk meg ( $r= 0,82^{***}$ ). Hasonló, a talajprofilra jellemző, baktériumszám és lebomlott atrazin közötti összehasonlító vizsgálatra az áttanulmányozott forrásokban nem találtam utalást.

Végeredményben megállapítható, hogy a talajban rendkívül bonyolult és összetett folyamatok játszódnak le, és a talaj tulajdonságaitól függően az egyes talajtípusokban más-más folyamatok dominálnak, ill. határozzák meg a talajba jutó herbicidek átalakulását.

Eredményeinkről folyóiratokban, konferenciákon több alkalommal beszámoltunk (BORBÉLY et al.; 1996; BORBÉLY et al.; 1997; BORBÉLY et al., 1998; GYŐRI et al., 1995; GYŐRI et al., 1997; ISSA et al., 1996; ISSA et al., 1997; KÁTAI et al., 1996; KÁTAI et al., 1997; KÁTAI et al., 1999a; KÁTAI et al., 1999b; WOOD et al., 1996; WOOD et al., 1997).



## 6. ÖSSZEFOGLALÁS

Az értekezésben három kísérleti telepről származó, tulajdonságait tekintve igen különböző talajtípusból (futóhomok (lepelhomok), mészlepedékes csernozjom és típusos réti talaj) vett rétegmintákkal végzett atrazin-degradációs kísérletekről számolunk be. Kutatásaink célja az volt, hogy rutinszerűen alkalmazható és körvizsgálatban ellenőrzött atrazin-meghatározási módszer bevezetése után degradációs kísérletekben vizsgáljuk az atrazin lebomlását, majd összefüggéseket keressünk az atrazin bomlásának mértéke és a talajprofilok rétegeinek tulajdonságai között.

A kísérletekhez használt talajok közül a pallagi talaj nem kapott atrazin kezelést. A látóképi talajon alkalomszerűen, kisebb adagokban használtak atrazin tartalmú szereket. A hajdúböszörményi talajon hosszú évek óta monokultúrás kukoricatermesztés folytattak, változó adagban ugyan, de folyamatosan alkalmaztak atrazin tartalmú herbicideket.

Meghatároztuk a feltárt profilok rétegmintáinak fontosabb jellemzőit: nedvességtartalom, leiszapolható rész, pH (desztillált vízes és M KCl-os szuszpenzióban), mésztartalom, szervesanyag-tartalom,  $\text{NO}_3^-$  -tartalom. Megállapítottuk a rétegmintákra jellemző összcsíraszámot és az eredeti (extrahálható) atrazintartalmat is.

A három talajprofil rétegeiből vett minták eredeti állapotú és autoklávozott részmintáival atrazin hozzáadása után inkubációs kísérletet végeztünk. Közvetlenül az atrazin hozzáadása után, majd 28, 56 és 112 nap, a mészlepedékes csernozjom esetében 28, 84, 168 nap elteltével ellenőriztük a rétegek atrazintartalmát és a baktériumszámot.

Eredményeinket röviden az alábbiakban foglaljuk össze.

A pallagi **futóhomok (lepelhomok)** profiljának legfontosabb tulajdonságai közül kiemeljük, hogy a talaj általában kis nedvességtartalmú, 290 cm mélységig durva homok, alatta homokos vályog textúrájú. Kémhatása a savanyútól a gyengén lúgos tartományig változott. A mész megjelenési szintje: 100 cm. Szervesanyag tartalma 130 cm-től minimális. Az összcsíraszám értéke

a talajfelszíntől csökkent, de az alsó rétegben viszonylag nagyobb értékeket kaptunk.

A talajszelvény rétegeiben extrahálható atrazint nem lehetett kimutatni.

A pallagi futóhomok profiljából vett rétegminták végzett atrazin degradációs kísérlet eredményei alapján megállapítható, hogy a 28 ill. 56 napos inkubációs idő elteltekor az eredeti és autoklávozott mintákban kimutatható atrazin mennyisége között, a felső rétegek kivételével, alig tapasztalható különbség. Lényeges különbség csak az utolsó mintavétel idején látható, főleg a 0 –130 cm, illetve a 450-600 cm közötti rétegekben. Az autoklávozott sorozat mintáiban lényegesen több atrazin maradt, mint az eredeti mintákban.

Az inkubációs kísérletben az eredeti mintákban a lebomlott atrazin mennyisége 26,5-92,5 % között, az autoklávozott talajban pedig 17,8-65,8% között változott.

Az eredeti talajmintákban a két felső és a négy alsó rétegben meghatározható volt a felezési idő (28-56 nap). A többi esetben az atrazin felezési ideje hosszabbnak bizonyult, mint az inkubációs idő (>112 nap).

A lebomlási görbék egy kezdeti nagyobb csökkenés után lassúbb bomlást bizonyítanak a felsőbb szintekben. A 100-140 cm közötti szintekben párhuzamos lefutásúak a görbék, kismértékű az atrazin lebomlása. Az alsóbb szintekben az eredeti talajmintákban ismét növekedett az atrazin degradáció.

Az eredeti minták sorozatában a legnagyobb mértékű „eltűnést” abban a rétegben detektáltuk, amelynek legmagasabb a leiszapolható rész tartalma és az eredeti összcsíraszám.

A talaj néhány tulajdonsága és az „eltűnt” atrazin mennyisége közötti összefüggés-vizsgálat szerint a nem autoklávozott mintasorozat esetében az leiszapolható rész ( $r= 0,76^{***}$ ) és az eredeti baktériumszám ( $0,79^{***}$ ) mutatott szoros korrelációt az „eltűnt” – lebomlott - atrazin mennyiségével. Az autoklávozott sorozatnál is megfigyelhető a leiszapolható részre vonatkozó összefüggés. Az összefüggést leíró egyenlet korrelációs koefficiensének értéke itt alacsonyabb ( $r= 0,61^{**}$ ).

A látóképi **mészlepedékes csernozjom** talajtulajdonságai közül fontosnak tartjuk megemlíteni, hogy a rétegek nedvességtartalma az egész szelvényben kiegyenlített, és közel kétszer annyi volt, mint a futóhomoké. A talaj textúrája

vályog. Kémhatása a gyengén savanyú tartománytól a gyengén lúgosig terjedt. A  $\text{CaCO}_3$  megjelenési szintje: 120 cm. A szervesanyag tartalom 120 cm mélységig található. Az összcsíraszám értéke a mélységgel fokozatosan csökkent.

A mészlepedékes csernozjom profil rétegeinek extrahálható atrazintartalma igen alacsony volt, 160 cm-ig fokozatosan csökkent, az alsóbb rétegekben kismértékben változott. A talajszelvényben nem tapasztaltunk felhalmozódást.

A mészlepedékes csernozjom talajjal végzett atrazin degradációs kísérlet eredményeiből megállapítható, hogy mindhárom mintavétel során a felső öt szintben, kb. 100 cm-es mélységig lényeges különbség volt az eredeti és az autoklávozott talaj atrazinbontása között. Az utolsó mintavétel (168 nap után) azt bizonyította, hogy 300 és 450 cm között is jelentős mértékű atrazinbontás történt. Ugyanakkor szembetűnő, hogy 160 és 250 cm között mindkét sorozat mintáiban jelentős mennyiségű atrazin maradt.

Az inkubációs kísérletben az eredeti talajban a lebomlott atrazin mennyisége 20,0-89,9 % között, az autoklávozott talajban 42,3-77,5 % között változott.

Az atrazin felezési ideje 21 és 49 nap volt a talaj felső rétegeiben (0-100 cm között). Az eredeti talaj 160 és 275 cm-es rétegeiben, valamint az autoklávozott mintákban a felezési idő hosszabbnak bizonyult, mint az inkubáció időtartama.

A mészlepedékes csernozjom felső rétegeinek lebomlási görbéire jellemző, hogy lényegesen több atrazin bomlott le az eredeti, mint az autoklávozott mintákban. A mélyebb rétegekben azonban csökken a különbség, különösen 160 és 275 cm között. Az eredményekből kitűnik, hogy (100 cm alatt) csak a harmadik és negyedik időpontban mértünk lényeges atrazintartalom csökkenést.

A talaj néhány tulajdonsága és az eltűnt atrazin mennyisége közötti összefüggés-vizsgálat alapján megállapítható, hogy a nem autoklávozott mintasorozat esetében mindössze az leiszapolható rész mutatott szoros korrelációt az lebomlott atrazin mennyiségével ( $r=0,77^{***}$ ).

A hajdúböszörményi **típusos réti talaj** jelentősebb tulajdonságai az alábbiak voltak.

A talajrétegek nedvességtartalma a felső szinttől kezdődően fokozatosan csökkent, majd újból növekedett az értéke. Textúrája agyag, agyagos vályog, a

legalsó szintben homok volt. A felső két szint kémhatása gyengén savanyú, a többi lúgosnak minősíthető.

A mésztartalom megjelenési szintje 40 cm-nél volt, az értéke 0-24,9 % között változott. Szervesanyag tartalma 60 cm alatt nem számottevő. Az összes csíraszám értéke 80 cm alatt lényegesen lecsökkent.

A típusos réti talaj profiljában a rétegek eredeti extrahálható atrazin tartalma a felső 140 cm viszonylag alacsony szintjei után 160-400 cm között jelentős felhalmozódást mutatott.

Az inkubációs kísérlet során a felső két rétegben látványos csökkenést figyelhettünk meg. Szembetűnő, hogy lényegesen kisebb mértékű volt az atrazin bomlása autoklávozott, mint az eredeti mintákban.

Az eredeti talajmintákban a lebomlott atrazin mennyisége 41,5-86,6 %, míg az autoklávozott sorozatban 12,8-87,7 % között ingadozott.

Az atrazin felezési ideje az eredeti feltalajban 42-56 nap, az alsóbb rétegekben pedig 46-80 nap volt.

Az atrazin lebomlási görbéi a felső szintekben fokozatos atrazinbomlást bizonyítottak. A középső rétegekben kisebb mértékű és lassúbb atrazin-eltűnést találtunk. Az alsóbb szintekben újból látványosan növekedett a degradáció.

A típusos réti talaj néhány tulajdonsága és az eltűnt atrazin mennyisége közötti összefüggés-vizsgálat alapján megállapítható, hogy az általunk vizsgált talajtípusok közül egyedül itt mutatott szoros korrelációt a baktériumszám a lebomlott atrazin mennyiségével a nem autoklávozott mintasorozat esetében ( $r= 0,82^{***}$ ). A leiszapolható résszel is kimutatható kevésbé szoros összefüggés ( $r= 0,59^{**}$ ). Az autoklávozott mintasorozatban a szerves szén és a pH esetében állapítható meg szoros összefüggés a lebomlással ( $r=0,93^{***}$ , ill.  $r= 0,95^{***}$ ).

## 7. ÚJ ÉS ÚJSZERŰ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Vizsgálataink megerősítették, hogy az atrazin és metabolitjainak előfordulását és akkumulálódását rendszeres vizsgálatokkal nyomon kell követni, mivel mind ökológiai, mind környezetvédelmi szempontból komoly veszélyt jelent.
2. Megállapítottuk, hogy a fizikai tulajdonságok közül a talaj textúrája, nedvességtartalma, a kémiai tulajdonságok közül pedig a kémhatása, valamint a szervesanyag mennyisége befolyásolja leginkább a talajba kerülő atrazin átalakulását, mozgását, szorpcióját, lebomlását a talajban.
3. Eredményeink alapján kijelenthetjük, hogy a talaj azon a rétegeiben alakul ki atrazin felhalmozódás, amelyek tulajdonságai nem kedveznek a baktériumok előfordulásának és szaporodásának.
4. A futóhomok (lepelhomok), a mészlepedékes csernozjom és a típusos réti talaj esetében vizsgálataink alapján megállapítottuk, hogy a mélyebb rétegekben, ahol eddig nem feltételeztünk mikrobiológiai aktivitást, az atrazin degradációja során jelentős szerepe volt a mikroorganizmusoknak.
5. Az inkubációs kísérletben az eredeti talaj összcsíraszámra és a lebomlott atrazin arányára között két talajtípus, a futóhomok (lepelhomok) és a típusos réti talaj esetében találtunk matematikailag igazolható összefüggést.
6. A vizsgált talajtípusok esetében autoklávozással nem sikerült steril (baktériummentes) talajmintát előállítani. Ugyanakkor, az autoklávozott, csökkentett baktériumszámú talajjal végzett atrazin degradációs kísérletek eredménye megerősítette, hogy a baktériumok aktívan részt vesznek az atrazin lebontásában.
7. Kísérletileg igazoltuk, hogy a termőrétegből lényegesen nagyobb mértékű az atrazin „eltűnése”, mint az altalajból, továbbá, hogy az atrazin felezési ideje rövidebb volt a feltalajok, mint az altalajok rétegeiben.

## IRODALOMJEGYZÉK

1. ADAMS, C. D.- THURMAN, E. M. (1991). Formation and transport of deethylatrazine in the soil and vadose zone. *J. Environ Qual.* 20:540-547.
2. ALHAJJAR, B. J.- SIMSIMAN, G. V.- CHESTERS, G. (1990). Fate and transport of alachlor, metolachlor and atrazine in large columns. *Water Sci. Technol.* 22:87-94.
3. ANDERSON, T. A.-STEPHENSON, G. R.- CORKE, C. T. (1980). Atrazine and cyanazine activity in Ontario and Manitoba soils. *Can. J. Soil Sci.* 60:773-781.
4. ANDERSON, T. A.- KRUGER, E. L.- COATS, J. R. (1994). Enhanced degradation of a mixture of three herbicides in the rhizosphere of a herbicide-tolerant plant. *Chemosphere.* 28:1551-1557.
5. ARMSTRONG, D. E.- CHESTERS, G.- HARRIS, R. F. (1967) Atrazine hydrolysis in soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 31:6166.
6. ARMSTRONG, D. E.- CHESTERS, G. (1968) Adsorption catalyzed chemical hydrolysis of atrazine. *Environ. Sci. Technol.* 9: 683-689.
7. ASPELIN, A. L. (1996) Pesticides industry sales and usage, 1994 and 1995 market estimates. 733-K96-001, June 1996. U.S.E.P.A., Office of Pesticide Programs, Biological and Economic Analysis Division, Washington, D.C.
8. ASSAF, N. A.- TURCO, R. F. (1994) Influence of carbon and nitrogen application on the mineralization of atrazine and its metabolites in soil. *Pesticid Science* 41:41-47.
9. BALLENEGGER R.- di GLÉRIA J. (1962). Talaj- és trágyavizsgálati módszerek. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. p. 83-115.
10. BALUCH, H. U.-SOMASUNDARAM, L.- KANWAR, R. S.-COATS, J. R. (1993). Fate of major degradation products of atrazine in Iowa soils. *J. Environ. Sci. Health . B*28: 127-149.
11. BARKER, R. J., (1958): *J. Wildl. Manage.* 22 (3), 269-274).
12. BARLEY, K. P. (1954) Effect of root growth and decay on the permeability of synthetic sandy loam. *Soil. Sci.* 78: 205-210.

13. BARRIUSO, E.- KOSKINEN, W. C.- SORENSON, B. (1992). Modification of atrazine desorption during field experiments. *Sci. Total Environ.* 123/124:333-344.
14. BARRIUSO, E. – LAIRD, D.A.- KOSKINEN, W. C.- DOWDY, R.H. (1994). Atrazine desorption from smectites. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:1632-1638.
15. BEHKI, R. M.- KHAN, S. U. (1986) Degradation of atrazine by *Pseudomonas*: N-dealkylation and dehalogenation of atrazine and its metabolites. *J. Agric. Food Chem.* 34: 746-749.
16. BORBÉLY, M.- GYŐRI, Z. – KÁTAI, J. (1996). Atrazine degradation in a soil profile of calcic chernozem (poszter). 4<sup>th</sup> Soil and Sediment Contaminant Analysis Workshop, Lausanne, 21-26. Sept. 1996.
17. BORBÉLY, M.- GYŐRI, Z. – KÁTAI, J. (1997). Az atrazin lebomlása egy réti talaj profiljában. Tiszántúli Mezőgazdasági Napok, Karcag 1997. Június 12-13. (poszter) 268-269. p.
18. BORBÉLY, M.- GYŐRI, Z. – KÁTAI, J. (1998). Atrazine degradation in a model experiment (poszter). The 8<sup>th</sup> Annual Meeting of SETAC-EUROPE. (Interfaces in Environmental Chemistry and Toxicology) Bordeaux, 14-18 April 1998. 161. p.
19. BOWMAN, B. T. (1989). Mobility and persistence of the herbicides atrazine, metolachlor and terbuthylazine in Plainfield sand determined using field lysimeters. *Environ. Toxicol Chem.* 8:485-491.
20. BOWMAN, B. T. (1990). Mobility and persistence of alachlor, atrazine and metolachlor in Planfield sand, and atrazine and isazofos in Honeywood silt loam, usin field lysimeters. *Environ. Toxicol Chem.* 9:453-461
21. BOWMAN, B. T. (1991). Mobility and dissipation studies of metribuzin, atrazine and their metabolites in Plainfield sand determined using field lysimeters. *Environ. Toxicol Chem.* 10:573-579.
22. BOWMAN, B. T. (1993). Effect of formulation upon movement and dissipation of <sup>14</sup>C- metolachlor and atrazine in field lysimeters. *Can. J. Soil Sci.* 73:309-316.
23. BROUWER, W. W. M.- BOESTEN, J. J. T. I.- SIEGERS, W. G. (1990). Adsorption of transformation products of atrazine by soil. *Weed Res.* 30:123-128.
24. BROWN, C. B.- WHITE, J. L. (1969). Reactions of 12 s-triazines with soil clays. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 33:863-867.

25. BUHLER, D. D.- RANDALL, G. W.- KOSKINEN, W. C.- WYSE, D. L. (1993). Atrazine and alachlor losses from subsurface tile drainage of a clay loam soil. *J. Environ Qual.* 22:583-588.
26. BUHLER, D. D.- KOSKINEN, W. C.- SCHREIBER, M. M.- GAN, J. (1994). Dissipation of alachlor, metolachlor and atrazine from starch encapsulated formulations in a sandy loam soil. *Weed Sci.* 42:411-417.
27. BURNSIDE, O. C.- WICKS, G. A. (1980). Atrazine carryover in soil in a reduced tillage crop production system. *J. Weed Sci.* 28:661-666.
28. CAPRIEL, P.- HAISCH, A.- KHAN, S. U. (1985) Distribution and nature of bound (nonextractable ) residues of atrazine in a mineral soil nine years after the herbicide application. *J. Agric. Food. Chem.* 33:567-569.
29. CALVERT, R. (1980). Adsorption-desorption phenomena. In: Hance R. J. (ed) *Interactions between Herbicides and the Soil.* Academic Press, London, pp. 1-30.
30. CLAY, S. A.- ALLMARAS, R. R.- KOSKINEN, W. C.- WYSE, D. L. (1988). Desorption of atrazine and cyanazine from soil. *J. Environ Qual.* 17:719-723.
31. CLAY, S. A.- KOSKINEN, W. C.- ALLMARAS, R. R.- DOWDY, R. H. (1988). Differences in herbicide adsorption on soil using several soil pH modification techniques. *J. Environ. Sci. Health.* B23:559-573.
32. CLAY, S. A.- KOSKINEN, W. C. (1990a). Characterization of alachlor and atrazine desorption from soils. *Weed Sci.* 38:262-266.
33. CLAY, S. A.- KOSKINEN, W. C. (1990b). Adsorption and desorption of atrazine, hydroxyatrazine and S-gluthathione atrazine on two soils. *Weed Sci.* 38:262-266.
34. CLAY, S. A.- SCHOLLES, K. A.- CLAY, D. E. (1994). Fertilizer shank placement impact on atrazine movement in a ridge tillage system. *Weed Sci.* 42:86-91.
35. CLAY, S. A.- CLAY, D. E.- LIU, Z.- HARPER, S. S. (1996) The effect of ammonia on atrazine sorption and transport. In: Meyer, M. T., Thurman E. M. (eds) *Herbicide Metabolites in Surface Water and Groundwater.* ACS Symp. Ser. 630. American Chemical Society, Washington, DC, pp. 117-124.
36. COOK, A. M.- HUTTER, R. (1981). S-Triazines as nitrogen sources for bacteria. *J. Agric. Food Chem.* 29: 1135-1143.
37. CRC Handbook of Pesticides (Ed. G.W.A. MILNE) (1990).



38. DAO, T. H.-LAVY, T. L.-SORENSEN, R. C. (1979). Atrazine degradation and residue distribution in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43:1129-1134.
39. DAVIDSON, J. M.- RAO, P. S. C.- OU, L. T.- WHEELER, W. B.- ROTHWELL, D. F. (1980). Adsorption, movement and biodegradation of large concentrations of selected pesticides in soil. EPA-600/2-80-124. U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.
40. de SOUZA, M. L.-WACKETT, L. P.- BOUNDY-MILLS, K. L.- MANDELBAUM, R. T.- SADOWSKY, M. J. (1995) Cloning, characterization and expression of a gene region from *Pseudomonas sp.* Strain ADP involved in the dechlorination of atrazine. *Appl Environ. Microbiol.* 61:3373-3378.
41. DeSUTTER, T. M.- CLAY, D. E. (1995) Agrochemical movement with wind-eroded sediment. *Proc. North Central Weed Sci. Soc.* 50:26.
42. DOWDY, R. H.- LAMB, J. A.- ANDERSON, J. L.- REICOSKY, D. C.- ALESSI, R. S. (1995). Atrazine and alachlor leaching under corn/soybean canopies. In: *Clean Water- Clean Environment – 21<sup>st</sup> Century*, Vol. 1, Conference Proceedings. American Society of Agricultural Engineers, March 5-8, Kansas City, MO, pp. 65-68.
43. EC Drinking Water Directive 98/778/ECC
44. EDWARDS, W. M.- SHIPITALO, M. J.- DICK, W. A.- OWENS, L. B. (1992a). Rainfall intensity affects transport of water and chemicals through macropores in no-till soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 52-58.
45. EDWARDS, W. M.- SHIPITALO, M. J.- TRAIANA, S. J.- EDWARDS, S. A. OWENS, L. B. (1992b). Role of *Lumbricus terrestris* (L.) burrows on quality of infiltrating water. *Soil Biol. Biochem.* 24:1555-1561.
46. EU Drinking Water Directive 98/778/ECC
47. FELFÖLDY, L. (1987) A biológiai vízminősítés. Budapest, 172-174.
48. FERENCZI, M.- PAPP, L.- KÁROLY, G.- OLÁH, B.- GAÁL, A.- SCHREMM, A. (1998) Növényvédő szerek talajban való viselkedését vizsgáló módszerek áttekintése egy új magyar molekula, a flufenzin vizsgálata kapcsán. *Növényvédelem*, 34 (6), 287-293.
49. FILEP, GY. (1998). Behaviour and fate of pollutants in soil. In: ed. FILEP, GY. *Soil Pollution*, Agricultural University of Debrecen. TEMPUS JEP 9420. p. 21-49.

50. FILEP, GY. (1999). Szerves mikroszennyezők sorsa a talajokban. Debrecen, Tiszántúli Mezőgazdasági Tudományos Napok. Agrokémiai és Talajtani sz. p. 157-162.
51. FLEMING, G. F.- SIMMONS, F. W.- WAX, L. M.- WING, R. E.- CARR, M. E. (1992). Atrazine movement in soil columns as influenced by starch-encapsulation and acrylic polymer additives. *Weed Sci.* 40:465-470.
52. FRANK, R.- SIRONI, G. J. (1985). Dissipation of atrazine residues from soils. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 34:541-548.
53. FRANK, R.- BRAUN, H. E.-CLEGG, B. S.- RIPLEY, B. D.- Johnson, R. (1990a). Survey of farm wells for pesticides, Ontario, Canada, 1986 and 1987. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 44:410-419.
54. FRANK, R.- CLEGG, B. S.-SHERMAN, C.- CHAPMAN, N. D. (1990b). Triazine and chloroacetamide herbicides in Sydenham river water and municipal drinking water, Dresden, Ontario, Canada, 1981-1987. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19:319-324.
55. FRANK, R.- CLEGG, B. S.- PATNI, N. K. (1991). Dissipation of atrazine on a clay loam soil, Ontario, Canada, 1986-90. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21:41-50.
56. GABER, H. M.- INSKEEP, W. P.- COMFORT, S. D.- WRAITH, J. M. (1995). Nonequilibrium transport of atrazine through large intact soil cores. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:60-67.
57. GAMBLE, D. S.- KHAN, S. U. (1985). Atrazine hydrolysis in soils: Catalysis by the acidic functional groups of fulvic acid. *Can. J. Soil Sci.* 65:435-443.
58. GAMERDINGER, A. P.- LEMLEY, A. T.- WAGENET, R. J. (1991). Nonequilibrium sorption and degradation of three 2-chloro-s-triazine herbicides in soil water systems. *J. Environ. Qual.* 20:815-822.
59. GAN, J.- BECKER, R. L.- KOSKINEN, W. C.- BUHLER, D. D. (1996). Degradation of atrazine as a function of concentration. *J. Environ. Qual.* 25:1064-1072.
60. GAYNOR, J. D.- STONE, J. A.- VYN, T. J. (1987). Tillage systems and atrazine and alachlor residues on a poorly drained soil. *Can. J. Soil. Sci.* 67:959-963.

61. GAYNOR, J. D.- MacTAVISH, D. C.- FINDLAY, W. I. (1992). Surface and subsurface transport of atrazine and alachlor from Brookston clay loam under continuous corn production. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23:240-245.
62. GAYNOR, J. D.- van WESENBEECK, I. J. (1995). Effects of band width on atrazine, metribuzin and metolachlor runoff. *Weed Technol.* 9:107-112.
63. GHADIRI, H.-SHEA, P.J.- WICKS, G. A.- HADERLIE, L. C. (1984). Atrazine dissipation in conventional-till and no-till sorghum. *J. Environ. Qual.* 13: 549-552.
64. GIANESSI, L. P. – PUFFER, C. (1991) Herbicide use in the United States: national summary report. *Resources for the Future*. Washington, D.C.
65. GIARDINA, M. C.- GIARDI, M. T.- FILACCHIONI, G. (1980). 4-Amino-2 Chloro-1,3,5-triazine: a new metabolite of atrazine by soil bacterium. *Agric. Biol. Chem.* 44:2067-2072.
66. GISH, T. G.- SHIMOHAMMADI, A.- WIENHOLD, B. J. (1994). Field-scale mobility and persistence of commercial starch-encapsulated atrazine and alachlor. *J. Environ. Qual.* 23: 355-359.
67. GISH, T. J.- SADEGHI, A.- WIENHOLD, B. J. (1995a). Volatilization of alachlor and atrazine as influenced by surface litter. *Chemosphere.* 31:2971-2982.
68. GISH, T. G.- SHIMOHAMMADI, A.- VYRAVIPILLAI, R.- WIENHOLD, B. J. (1995b). Herbicide leaching under tilled and no-tillage fields. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:895-901.
69. GLOTFELTY, D. L.- LEECH, M. M.- JERSEY, J.- Taylor, A. W. (1989) Volatilization and wind erosion of soil surface applied atrazine, simazine, alachlor and toxaphene. *J. Agric. Food Chem.* 37:546-551.
70. GOETZ, A. J.- WALKER, R. H.- WEHTJE, G.- HAJEK, B. F. (1988). Sorption and mobility of chlorimuron in Alabama soils. *Weed Sci.* 37:428-433.
71. GREEN, J. D.- HORTON, R.- BAKER, J. L. (1995) Crop residue effects on the leaching of surface-applied chemicals. *J. Environ. Qual.* 24:343-351.
72. GUO, L.- BICKI, T. J.- HINESLY, T. D.- FELSOT, A. S. (1991). Effect of carbon-rich waste materials on movement and sorption of atrazine in a sandy, coarse-textured soil. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:1273-1282.
73. GYŐRI, Z. -KÁTAI, J. -BORBÉLY, M. (1995): Herbicide degradation in the subsurface and aquifer environment in northern and southern Europe. *Progress*

- report for the period 1 Aug. 1994 - 31 July 1995. (EC-Project Contract No: ERBEV5V-CT 93-0254) 3-25. p.
74. GYŐRI, Z. - KÁTAI, J - BORBÉLY, M. (1997): Nitrate and atrazine degradation in some Hungarian soil types. (Herbicide degradation in the subsurface and aquifer environment in Northern and Southern Europe. EC -Project Contract No: ERBEV5V-CT 93-0254) Final Report 1 August 1994 - 31 March 1997. 1-66. p.
75. HALL, J. K.- HARTWIG, N. L. (1978). Atrazine mobility in two soils under conventional tillage. *J. Environ. Qual.* 7:63-68.
76. HALL, J. K.- HARTWIG, N. L.- HOFFMAN, L. K. (1983). Application mode and alternative cropping effects on atrazine losses from a hillside. *J. Environ Qual.* 12:336-340.
77. HALL, J. K.-MURRAY, M. R.- HARTWIG, N. L. (1989). Herbicide leaching and distribution in tilled and untilled soil. *J. Environ. Qual.* 18:439-445.
78. HALL, J. K.- MUMMA, R. O. – WATTS, D. W. (1991). Leaching and runoff losses of herbicides in a tilled and untilled field. *Agric. Ecosyst. Environ.* 37: 303-314.
79. HAMAKER, J. W.- THOMPSON, J. M. (1972). Adsorption. In: Goring CAI, Hamaker JW (eds) *Organic Chemicals in the soil Environment*. Marcel Dekker, New York, NY, pp.49-143.
80. HANIFF, M. I.- ZIENIUS, R. H.- LANGFORD, C. H.- GAMBLE, D. S. (1985). The solution phase complexing of atrazine by fulvic acid: Equilibria at 25°C. *J. Environ. Sci. Health.* 820:215-262.
81. HATFIELD, J. L.- WESLEY, C. K.- PRUEGER, J. H.- PFEIFFER, R. L. (1996). Herbicide and nitrate distribution in Central Iowa rainfall. *J. Environ Qual.* 25:259-264.
82. HELLING, C. S.- TURNER, B. C. (1968). Pesticide mobility: determination by soil thin-layer chromatography. *Science.* 162:562-563.
83. HELLING, C. S.-ZHUANG, W.- GISH, T. J.- COFFMAN, C. B.-ISENSEE, A. R.- KEARNEY, P. C.-HOAGLAND, D. R.-WOODWARD, M. D. (1988). Persistence and leaching of atrazine, alachlor and cyanazine under no-tillage practices. *Chemosphere.* 17:175-187.
84. HELMECZI, B. (1983). *Környezetvédelem Hajdú-Bihar megyében*. MTESZ Környezetvédelmi Bizottsága, Debrecen.

85. 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.
86. ISSA, S.- WOOD, M.- PUSSEMIER, L.- VANDERHEYDEN, V.- DOUKA, C.- VIZANTINOPOULOS, S.- GYŐRI, Z.- BORBÉLY, M.- KÁTAI, J. (1996). Subsurface atrazine degradation: A comparative study in four European countries. In: *Pesticides in Soil and the Environment. Abstracts of papers at COST 66 meeting, Stratford-upon-Avon, 13-15 May 1996.* Pp. 121-122.
87. ISSA, S. - WOOD, M - PUSSEMIER, L - VANDERHEYDEN, V. - DOUKA, C. - VIZANTINOPOULOS, S. - GYŐRI, Z. - BORBÉLY, M. - KÁTAI, J. (1997): Potential dissipation of atrazine in the soil unsaturated zone: a comparative study in four countries. *Pesticide Science*, 50., 99-103. p.
88. JOHNSON, H. E.- BALL, R. C. (1972) Organic pesticide pollution in an aquatic environment. In: *Fate of organic pesticides in the aquatic environment. Advances in chemistry series.* American Chemical Society, Washington D.C. 1-10.
89. KALKOFF, S. J.- DETROY, M. G.- CHERRYHOLMES, K. L.- KUZNIAR, R. L. (1992) Herbicide and nitrate variation in alluvium underlying a corn field . *Water Resour. Bull.* 28:1001-1011.
90. KÁROLY, G.- Ferenczy, J.- Orosz, F.- Györfy, L. (1991): Növényvédőszer-hatóanyagok talajban való mozgásának vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan.* 40. 453-460.
91. KÁROLY, G.- FERENCZI, M.- GYŐRFI, L.- MARTH, P.- LEHOCZKY, É. (1999). A talajvédelmi információs rendszer keretében végzett növényvédőszer-analitikai vizsgálatok eredményei. *Növényvédelem* 35.5. 189-194.
92. KÁRPÁTI, Z.- GYŐRFI, L.- CSANÁDY, M.- KÁROLY, G.- KRÓMER I. (1998). Ivóvizek növényvédőszer szennyezettsége. *Egészségtudomány*, 42, 143-152.
93. KÁTAI, J.- HELMECZI, B. (1991). The effect of herbicides on the microbiological activity in the soil. *Int. Symposium on "Ecological Approaches of Environmental Chemicals".* Debrecen, Hungary. 195-204.
94. KÁTAI, J. (1992): Kölcsönhatások a talajtulajdonságok, néhány agrotechnikai eljárás és a mikrobiológiai aktivitás között. *Kandidátusi értekezés.* Debrecen

95. KÁTAI, J - GYŐRI, Z. - BORBÉLY, M. (1996): Quantitative changing of bacteria population in some type of Hungarian soil profile. (poszter). Symposium on Subsurface Microbiology (ISSM - 96) 15-21. Sept. 1996. Davos - Switzerland.
96. KÁTAI, J – BORBÉLY, M.-GYŐRI, Z. (1997): Atrazine degradation in some type of soil profiles in Hungary. Seventh Annual meeting of SETAC Europe RAI Congress Centre Amsterdam. The Netherlands. April 6-10., 1997. (poster) 286.
97. KÁTAI, J.- BORBÉLY, M.- GYŐRI, Z. (1999a). Atrazinbontás tanulmányozása egy nemzetközi projekt körteztjének keretében. DATE Tudományos Közleményei Tom. XXXIV. Debrecen
98. KÁTAI, J.- BORBÉLY, M.- GYŐRI, Z. (1999b). Összefüggések az atrazindegradáció és a talaj fontosabb tulajdonságai között. Debrecen, Tiszántúli Mezőgazdasági Tudományos Napok. Agrokémiai és Talajtani sz. p.93-102.
99. KAUFMAN, D. D.- BLAKE J. (1972) Degradation of atrazine by soil fungi. Soil. Biol. Biochem, 2:73-80.
100. KECSKÉS, M. (1985). A peszticidek talajbiológiája. In: A mezőgazdaság kemizálásának talajbiológiai kérdései. (ed. TÓTH, B.). MTA Veszprémi akadémiai Bizottság Monográfiája. 205-248.
101. KHAKURAL, B. R.- ROBERT, P. C.- KOSKINEN, W. C.- SORENSON, B. A.- BUHLER, D. D.- WYSE, D. L. (1995). Test of the leaching estimation and chemistry model for predicting atrazine movement in three Minnesota soils. J. Environ. Qual. 24:644-655.
102. KHAN, S. U.- BEHKI, R. M. (1990) Effect of *Pseudomonas* species on the release of bound <sup>14</sup>C residues from soil treated with [<sup>14</sup>C]atrazine. J. Agric. Food chem. 38:2090-2093.
103. KHAN, S. U.- MARRIAGE, P. B.(1977) Residues of atrazine and its metabolites in an orchard soil and their uptake by oat plants. J. Agric. Food Chem. 25: 1408-1413).
104. KISS, I.- JÁGER F. (1985): Atrazin kezelés hatása a talaj mezofaunájának tevékenységére. Állattani Közlemények, 72. 95-100.
105. KOLPIN, D. W.- KALKOFF, S. J. (1993). Atrazine degradation in a small stream in Iowa. Environ. Sci. Technol. 27:134-139.

106. KONOPKA, A.- TURCO, R. (1991). Biodegradation of organic compounds in vadose zone and aquifer sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 57:2260-2268.
107. KOSKINEN, W. C.- MOORMAN, E. E. (1985). Factors affecting triazine and substituted-urea adsorption in soil Abstracts, February, 1985, St. Louis MO, Weed Science Society of America, Champaign, IL, p.96.
108. KOSKINEN, W. C.- HARPER, S. S. (1990). The retention process: mechanisms. In: Cheng HH (ed) *Pesticides in the Soil Environment*. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 51-77.
109. KOSKINEN W. C.- SELLUNG, K.E.- BAKER, J. M.- BARBER, B. L.- DOWDY, R. H. (1994). Ultrasonic decomposition of atrazine and alachor in water. *J. Environ. Sci. Health B29*:581-590.
110. KOSKINEN, W. C.- CHENG, H. H.- JARVIS, L. J.- SORENSON, B. A. (1995). Characterization of mechanism of pesticide retention in soils using the supercritical fluid extraction technique. *Int. J. Environ Anal Chem.* 58:379-385.
111. KOSKINEN, W. C.- ROCHETTE, E. A. (1996). Atrazine sorption-desorption in field-moist soils. *Int. J. Environ Anal. Chem.* 65:223-230.
112. KRUGER, E. L.- SOMASUNDRAM, L.- KANWAR, R. S.- COATS, J. R. (1993a) Persistence and degradation of [<sup>14</sup>C] atrazine and [<sup>14</sup>C] deisopropyl atrazine as affected by soil depth and moisture conditions. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:1959-1967.
113. KRUGER, E. L.- SOMASUNDRAM, L.- KANWAR, R. S.- COATS, J. R. (1993b). Movement and degradation of [<sup>14</sup>C] atrazine in undisturbed soil columns. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:1969-1975.
114. LAIRD, D. A.- BARRIUSO, E.- DOWDY, R.H.- KOSKINEN, W. C. (1992). Adsorption of atrazine on smectites. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:62-67.
115. LAIRD, D. A.- YEN, P. Y.- KOSKINEN, W. C.- STEINHEIMER, T. R.- DOWDY, R. H. (1994). Sorption of atrazine on soil clay components. *Environ. Sci. Technol.* 28:1054-1061.
116. LAMOUREUX, G. L.- STAFFORD, L. E.- SHIMABUKURO, R. H. (1972). Conjugation of 2-chloro-4,6-bis(alkylamino)-s-triazines in plants. *J. Agric. Food Chem.* 20:1004-1010.
117. LÁNG, I. (1983). *Biológiai erőforrások*. Kossuth Kiadó, Budapest

118. LAVY, T. L.-ROETH, F. W.- FENSTER, C. R. (1973). Degradation of 2,4.D and atrazine at three soil depths in the field. *J. Environ Qual.* 2:132-137.
119. LEAVITT, R. A.- KELLS, J. J.- HOLLINGWORTH, R. M. (1991). Assessing atrazine persistence in soil following a severe drought. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 46:22-29.
120. LEE, R. F.- WEBER, J. B. (1993). Influence of polymers on the mobility, loss and bioactivity of <sup>14</sup>C-labeled atrazine, metolachlor and pirimisulfouron. *J. Agric. Food Chem.* 41:988-995.
121. LERCH, R. N.- DONALD, W. W.- LI, Y. X.- ALBERTS, E. E. (1995). Hydroxylated atrazine degradation products in a small Missouri stream. *Environ. Sci. Technol.* 29:2759-2768.
122. LEVANON, D.- MEISINGER, J. J. CODLING, E. E. – STARR, J. L. (1994). Impact of tillage on microbial and fate of pesticides in the upper soil. *Water Air Soil Pollut.* 72:179-189.
123. LEVY, J.- CHESTERS, G. (1995). Simulation of atrazine and metabolite transport and fate in a sandy-till aquifer. *J. Contam. Hydrol.* 20:67-88.
124. LIU, Z.- Clay, S. A.-CLAY, D. E.- HARPER, S. S. (1995a). Ammonia impacts on atrazine leaching through undisturbed soil columns. *J. Environ Qual.* 24:1170-1173.
125. LIU, Z.- Clay, S. A.-CLAY, D. E.- HARPER, S. S. (1995b). Ammonia fertilizer influences atrazine adsorption-desorption characteristics. *J. Agric. Food Chem.* 43:815-819.
126. LOGAN, T. J.- ECKERT, D. J.-BEAK, D. G.- (1994). Tillage, crop and climatic effects on runoff and tile drainage losses of nitrate and four herbicides. *Soil Tillage Res.* 30:75-103.
127. MANDELBAUM, R. T.- WACKETT, L. P.- ALLAN, D. L. (1993) Mineralization of the s-triazine ring of atrazine by stable bacterial mixed cultures. *Appl. Environ. Microbiol.* 59:1695-1701.
128. MANNINGER E. (1967). A talajmikroorganizmusok hatása a gyomirtószerekre. Agroiinform, Budapest.
129. McGLAMEY, M. D.- SLIFE, F. W. (1966). The adsorption and desorption of atrazine as affected pH, temperature and concentration. *Weeds.* 14:237-239.



130. MERVOSH, T. L.- STOLLER, E. W.- SIMMONS, F. W.- ELLSWORTH, T. R.- SIMS, G. K. (1995) Effects of starch encapsulation on clomazone and atrazine movement in soil and clomazone volatilization. *Weed Sci.* 43:445-453.
131. MOORMAN, T. B. (2000). Atrazine-degrading microorganisms. <http://nsl.gov/research/onepage/tm-atr.htm>
132. MOUGIN, C.- LAUGERO, C.- ASTHER, M.- DUBOCA, J.- FRASSE, P. (1994) Biotransformation of the herbicide atrazine by the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium*. *Appl. Environ. Microbiol.* 60:705-708.
133. MUIR, D. C. G.- BAKER, B. E. (1976). Detection of triazine herbicides and their degradation products in tile-drain water from field under intensive corn (maize) production. *J. Agric. Food Chem.* 24:122-125.
134. MUIR, D. C. G.- BAKER, B. E. (1978). The disappearance and movement of three triazine herbicides and several of their degradation products in soil under field conditions. *Weed Res.* 18:111-120.
135. MULBRY, W., W. (1994) Purification and characterization of an inducible s-triazine hydrolase from *Rhodococcus corallinus* NRRL B-15444R. *Appl. Environ. Microbiol.* 60:613-618.
136. NAGY, I.- COMPERNOLLE, F.- GHYS, K.- VANDERLEYDEN, J.- de MOT (1995). A single cytochrome P-450 system is involved in degradation of herbicides EPTC(S-ethylpropylthiocarbamate) and atrazine by *Rhodococcus* sp. Strain NI86/21. *Appl. Environ. Microbiol.* 61:2056-2060.
137. NAIR, D. R.- SCHNOOR, J. L. (1994). Effect of soil condition on model parameters and atrazine mineralization rates. *Water Res.* 5: 1199-1205.
138. NATIONS, B. K.- HALLBERG, G. R. (1992) Pesticides in Iowa precipitation. *J. Environ. Qual.*, 21:486-492.
139. PANTONE, D. J.- YOUNG, R. A.- BUHLER, D. D.- EBERLEIN, C. V.- KOSKINEN, W. C.-FORCELLA, F. (1992). Water quality impacts associated with pre- and postemergence application of atrazine in maize. *J. Environ. Qual.* 21:567-573.
140. PATERSON, K. G.- SCHNOR, J. L. (1992). Fate of alachlor and atrazine in a riparian zone field site. *Water Environ. Res.* 64:274-283.

141. PIGNATELLO, J. J.- HUANG, L. Q. (1991). Sorptive reversibility of atrazine and metholachlor residues in field soil samples. *J. Environ. Qual.* 20: 222-228.
142. PIGNATELLO, J. J.- FERRANDIO, F. J.- HUANG, L. Q. (1993). Elution of aged and freshly added herbicides from a soil. *Environ. Sci. Technol.* 27:1563-1571.
143. RADOSEVICH, M. S.- TRAIANA, S. J.- HAO, Y. L.- TUOVINEN, O.(1995). Degradation and mineralization of atrazine by a soil bacterial isolate. *Appl. Environ. Microbiol.* 61:297-302.
144. RAKICS, R. (szerk.) (2000). Adatok hazánk környezeti állapotáról. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest
145. RICHARDS, R. P.- KRAMER, J. W.- BAKER, D. B.- KRIEGER, K. A. (1987) Pesticides in rainwater in the northeastern United States. *J. Environ. Qual.*, 25:549-556.
146. RICHARDS, R. P.- BAKER, D. B.-CREAMER, N. L.- KRAMER, J. W.- EWING, D. E.- MERRYFIELD, B. J.- WALLRABENSTEIN, L.K. (1996). Well water quality, well vulnerability and agricultural contamination in the Midwestern U.S. *J. Environ. Qual.* 25:389-402.
147. RITTER W. F. (1990) Pesticide contamination of groundwater in the United States – a review. *J. Environ. Sci Health B25:1-29.*
148. ROCHETTE, E. A.- KOSKINEN, W. C. (1996). Supercritical carbon dioxide for determining atrazine sorption by field-moist soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:453-460.
149. ROUCHAUD, J.- GUSTIN, F.- CAPPELEN, O.- MOURAUX, N. D. (1994). Pig slurry and cow manure effect on atrazine and metolachlor soil biodegradation in maize. *Bull. Environ. Contam Toxicol.* 52:568-573.
150. ROY , W. R.- KRAPAC, I. G. (1994). Adsorption and desorption of atrazine and deethylatrazine by low organic carbon geologic materials. *J. environ. Qual.* 23:549-556.
151. SAUER, T. J.- DANIEL, T. C. (1987). Effect of tillage system on runoff losses of surface –applied pesticides. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:410-415.
152. SCHOTTLER, S. P.- EISENREICH, S. J.- CAPEL, P. D. (1994). Atrazine, alachlor and cyanazine in a large agricultural river system. *Environ. Sci. Technol.* 28: 1079-1089.

153. SHELTON, D.R.- SADEGHI, A.M.- KARNIS, J. S.- HAPPEMAN, C. J. (1995) Effect of wetting and drying of soil on sorption and biodegradation of atrazine. *Weed Sci.* 43:298-305.
154. SHIPITALO, M. J.- EDWARDS, W. M.- DICK, W. A.- OWENS, L. B. (1990). Initial storm effect on macropore transport of surface-applied chemicals in no-till soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:1530-1536.
155. SIGUA, G. C.- ISENSEE, A. R.- SADEGHÍ, A. M. (1993). Influence of rainfall intensity and crop residue on leaching of atrazine through intact no-till soil cores. *Soil Sci.* 156:225-232.
156. SKIPPER H. D.- GILMOUR, C. M.- FURTICK, W. R.(1967) Microbial versus chemical degradation of atrazine soils. *Soil Sci.Soc. Am. Proc.* 31:653-656.
157. SKIPPER, H. D.- VOLK, V. V.(1972) Biological and chemical degradation of atrazine on three Oregon soils. *Weed Sci.* 20:344-347.
158. SMITH, A. E.- WALKER, A (1989). Prediction of the persistence of the triazine herbicides atrazine, cyanazine and metribuzin in Regina heavy clay. *Can. J. Soil Sci.* 69: 587-595.
159. SONON, L. S.-SCHWAB, A. P. (1995). Adsorption characteristics of atrazine and alachlor in Kansas soils. *Weed Sci.* 43:461-466.
160. SORENSON, B. A.- WYSE, D. L.- KOSKINEN, W. C.- BUHLER, D. D.- LUESCHEN, W. E.- JORGENSEN, M. D. (1993). Formation and movement of <sup>14</sup>C atrazine degradation products in a sandy loam soil under field conditions. *Weed Sci.* 41:239-245.
161. SORENSON, B. A.- KOSKINEN, W. C.- BUHLER, D. D.- WYSE, D. L.- LUESCHEN, W. E.- JORGENSEN, M. D. (1994). Formation and movement of <sup>14</sup>C atrazine degradation products in a clay loam soil in the field. *Weed Sci.* 42:618-624.
162. SORENSON, B. A.- KOSKINEN, W. C.- BUHLER, D. D.- WYSE, D. L.- LUESCHEN, W. E.- JORGENSEN, M. D. (1995). Fate of <sup>14</sup>C atrazine in a silt loam soil. *Int J. Environ. Anal Chem.* 61:1-10.
163. SPALDING,R. F.- SNOW, D.D.- CASSADA, D. A.- BURBACH, M. E. (1994). Study of pesticide occurrence in two closely spaced lakes . *J. Environ Qual.* 23:571-578.

164. STARR, J. L.- GLOTFELTY, D. E. (1990). Atrazine and bromide movement through a silt loam soil. *J. Environ. Qual.* 19:552-558.
165. STEFANOVITS, P.- DOMBÓVÁRINÉ F. K. (1994). Agyagásvány-összetétel ismeretének talajtani és agrokémiai alkalmazásai. In: *Trágyázási kutatások 1960-1990.* (szerk. DEBRECENI B.- Bebrececi B.-né) Akad. Kiadó Bp. 81-111. p.
166. STEFANOVITS, P.-FILEP, GY.- FÜLEKY GY. (1999). *Talajtan.* Mezőgazda Kiadó, Budapest. 239-247.p.
167. STEHOVER, R. C.- DICK, W. A.- TRAIANA, S. J. (1993). Characteristics of earthworm burrow lining affecting atrazine sorption. *J. Environ. Qual.* 23:286-292.
168. STEHOVER, R. C.- DICK, W. A.- TRAIANA, S. J. (1994). Sorption and retention of herbicides in vertically oriented earthworm and artificial burrows. *J. Environ. Qual.* 23: 286-292.
169. STOLPE, N. B.- SHEA, P. J. (1995). Alachlor and atrazine degradation in a Nebraska soil and underlying sediment. *Soil.Sci.* 160:359-370.
170. SZÉKELY, Á.- SCHLICK , B-né- SZABÓ, T-né. (1960). Szerveskötésű szén fotometrius és kolorimetrius meghatározása. *Agrokémia és talajtan.* 9/1-4. p. 111-120.
171. TALBERT, R. E.-FLETCHALL, O. H. (1965). The adsorption of some s-triazines in soils. *Weeds* 13:46-53.
172. THOMAS, G. W.- PHILLIPS, R. E. (1979). Consequences of water movement in macropores. *J. Environ Quql.* 8:149-152.
173. THURMAN, E. M.- GOOLSBY, D. A.- MEYER, M. T.- KOLPIN, D. W. (1992). A reconnaissance study of herbicides and their metabolites in surface water of the Midwestern United States using immunoassay and gas chromatography/mass spectrometry, *Environ. Sci. Technol.* 26:2440-2447.
174. THYLL,SZ. (1996) *Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban.* (szerk. Thyll).Mezőgazda Kiadó, Budapest.
175. TOMLIN, C. (1994). Atrazine. In: *Pesticide Manual*, 10<sup>th</sup> ed. Crop Protection Publications, Surrey, UK. pp.35-37.
176. TOPP, E.- GUTZMAN, D. W.- BOURGOIN, B.- MILLETTE, J.- GAMBLE, D.S. (1995). Rapid mineralization of the herbicide atrazine in alluvial sediments and enrichment cultures. *Environ. Toxicol Chem.*

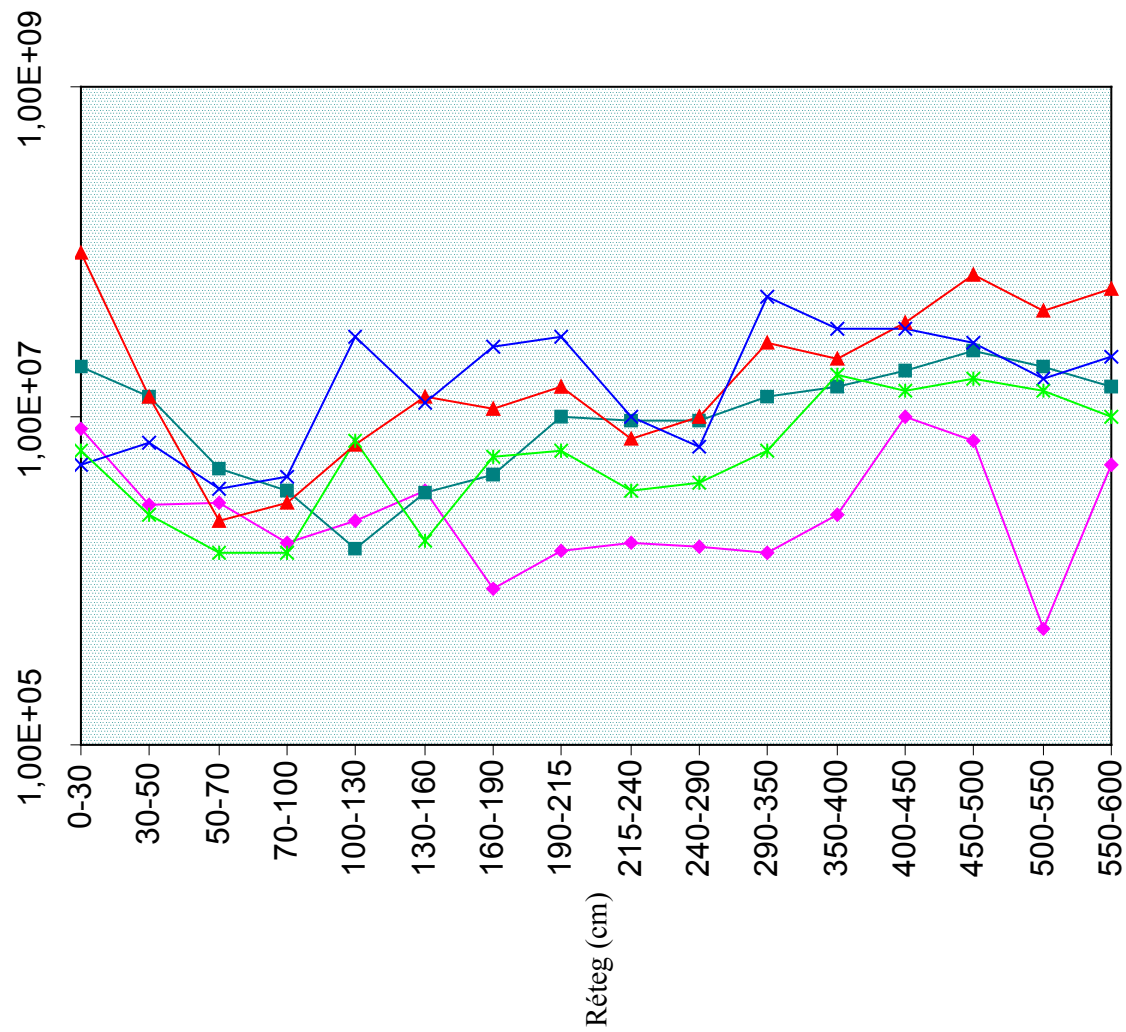
177. VÁRALLYAY, Gy. (1985). Magyarország talajainak vízháztartási és anyagforgalmi típusai. *Agrokémia és Talajtan*, 23. Suppl.29-44.
178. VÁRALLYAY, Gy. (1992). Országos talajvédelmi információs és monitoring rendszer (TIM) I. Országos Agrár-Környezetvédelmi konferencia. Környezetvédelmi Információs Klub, Budapest, 51-62.p.
179. VIRÁG, Á. (1981) A mezőgazdasági kemizálás környezetvédelmi összefüggései. *Mezőgazdasági Kiadó*. Budapest. 98-101.
180. WAGENET, R. J.- HUTSON, J. L. (1989). LEACHM: leaching estimation model- a process-based model for water and solute movement, transformation, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. *Continuum Vol. 2*. Water resources Institute, Cornell University, Ithaca, NY.
181. WALLACE, G.J. (1969). Effect of pesticides on sport and commercial fisheries. Part2, 15-91.
182. WANG, Z.- GAMBLE, D. S.- LANGFORD, C.H. (1990). Interaction of atrazine with Laurentian fulvic acid: binding and hydrolysis. *Anal Chim. Acta*. 232:181-188.
183. WANG, Z.- GAMBLE, D. S.- LANGFORD, C.H. (1991). Interaction of atrazine with Laurentian humic acid. *Anal Chim. Acta*. 244:135-143.
184. WANG, Z.- GAMBLE, D. S.- LANGFORD, C.H. (1992). Interaction of atrazine with Laurentian soil. *Environ Sci. Technol*. 26:560-565.
185. WEBER, J. B. (1972) Interaction of Organic Pesticides with Particulate Matter in Aquatic and Soil Systems. In: *Fate of organic pesticides in the aquatic environment*, Advances in chemistry series 111. American Chemical Society, Washington, D.C.p.77.
186. WEED, D. A. J.- KANWAR, R. S.- STOLTENBERG, D. E.- PFEIFFER, R. L. (1995). Dissipation and distribution of herbicides in the soil profile. *J. Environ. Qual*. 24:68-79.
187. WELHOUSE, G. J.- BLEAM, W. F. (1993a). Atrazine hydrogen-bonding potentials. *Environ. Sci. Technol*. 27:494-500.
188. WELHOUSE, G. J.- BLEAM, W. F. (1993b). Cooperative hydrogen bonding of atrazine. *Environ. Sci. Technol*.. 27:500-505.

189. WETHJE, G.- MIELKE, L. N.- LEAVITT, J. R. C.-SCHEPERS, J. S. (1984). Leaching of atrazine in the root zone of an alluvial soil. *J. Environ Qual.* 13: 507-513.
190. WHANG, J. M.- SCHOMBURG, C. J.- GLOTFELTY, D. E.- TAYLOR, A. W. (1993). Volatilization of fonofos, chlorpyrifos and atrazine from conventional and no till surface soils in the field. *J. Environ. Qual.* 22:173-180.
191. WIDMER, S. K.- OLSON, J. M.- KOSKINEN, W. C.(1993) Kinetics of atrazine hydrolysis in water. *J. Environ. Sci. Health B28*:19-28.
192. WIDMER,S. K.- SPALDING, R. F. (1995). A natural gradient transport study of selected herbicides. *J. Environ. Qual.* 24:445-453.
193. WIENHOLD, B. J.- SADEGHI, A. M.-GISH, T. J. (1993). Effect of starch encapsulation and temperature on volatilization of atrazine and alachlor. *J. Environ. Qual.* 22:162-166.
194. WIENHOLD, B. J.- GISH, T. J. (1994). Effect of formulation and tillage practice on volatilization of atrazine and alachlor. *J. Environ. Qual.* 22:162-166.
195. WIETERSEN, R, C.- DANIEL, T. C.- FERMANICH, K. J.-LOWERY, B.- MCSWEENEY, K. (1993). Irrigation and polymer effects on herbicide transport through the unsaturated zone of Sparta sand. *J. Environ. Qual.* 22:819-824.
196. WOOD, M - ISSA, S. - DIXON, A - PUSSEMIER, L - VANDERHEYDEN, V. - VIZANTINOPOULOS, S. DOUKA, C. - GYŐRI, Z.- KÁTAI, J.- BORBÉLY, M. (1996): Herbicide degradation in the subsurface and aquifer environment in Europe. In: *The Environmental Fate of xenobiotics* (Eds.: Del Re, A. A. M. - Capri, E. - Evans, S. P. - Trevisan, M.). *Proceedings of the X Symposium Pesticide Chemistry - (EU Environment Research Programme) 30 Sept - 2 Oct, 1996 Castelnuovo Fogliani, Piacenza, Italia.* p.655-662.
197. WOOD, M - ISSA, S. - DIXON, A –MARSHALL,A. - PUSSEMIER, L - VANDERHEYDEN, V. - VIZANTINOPOULOS, S. - DOUKA, C. - GYŐRI, Z.- KÁTAI, J.- BORBÉLY, M. (1997): Herbicide degradation in the subsurface and aquifer environment in Europe (Cordinated by Wood, M.). Funded by the comission of the European Communities Cont Nos.: EV5V-CT93-0254/ERB-CIPD-CT93-005 (1<sup>st</sup> Aug.1993- 31<sup>st</sup> March 1997) 1-184.p.

198. WOLF, D. C.- MARTIN, J. P. (1975) Microbial decomposition of ring <sup>14</sup>C atrazine, cyanuric acid and 2-chloro-4,6-diamino-s-triazine. J. Environ. Qual. 4:134-139.
199. WU, T. L.- CORELL, D. L.- REMENAPP, H.E.H. (1983) Herbicide runoff from experimental watersheds. J. Environ Qual. 12:330-336.
200. ZINS, A. B.- WYSE, D. L.- KOSKINEN, W. C. (1991). Effect of alfalfa roots on movement of atrazine and alachlor through soil. Weed Sci. 39:262-269.

11. ábra  
 Az összcsíraszám változása a futóhomok  
 talajprofil eredeti rétegeiben  
 Debrecen - Pallag, 1996. 05. 12. - 09. 14

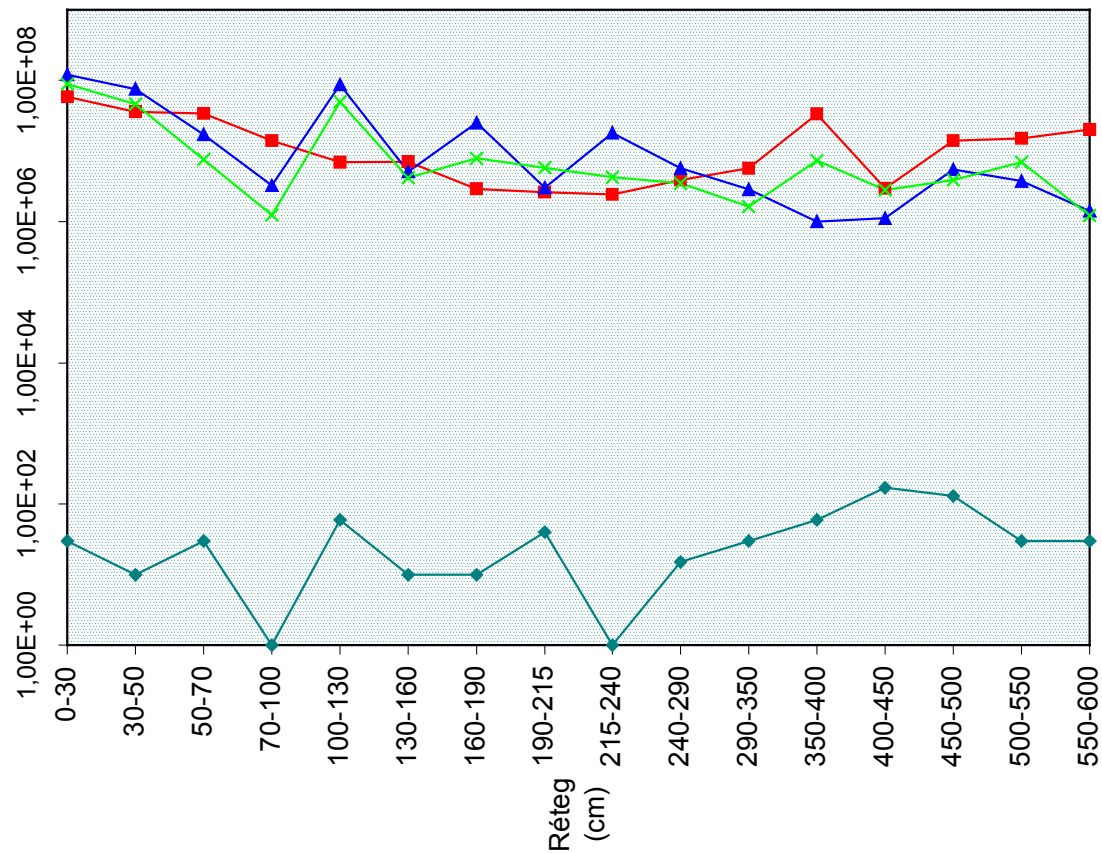
friss - kezdet - 28 nap - 56 nap - 112 nap



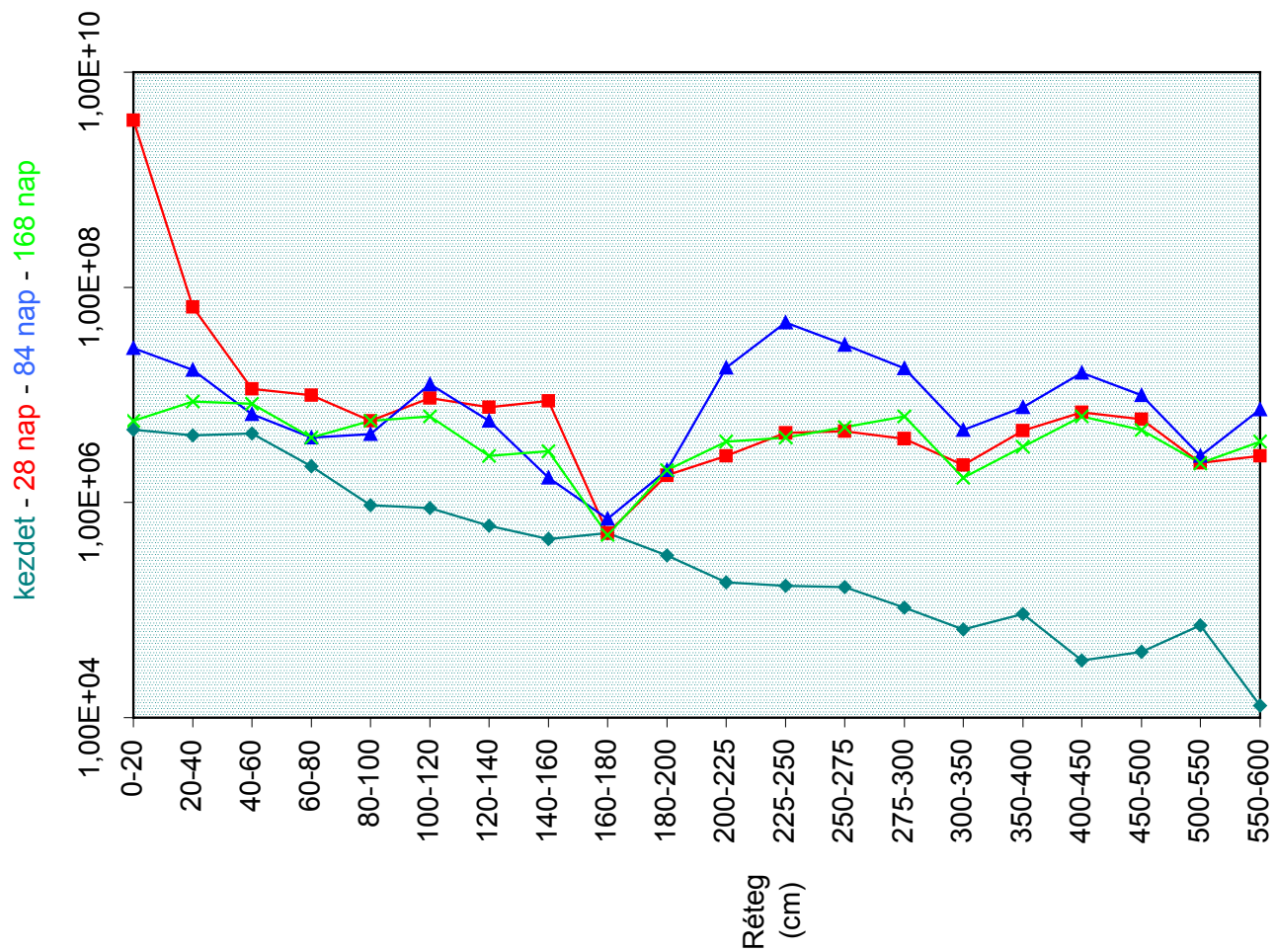


12 ábra  
 Az összcsíraszám változása a futóhomok talajprofil autoklávózott rétegeiben  
 Debrecen - Pallag, 1996. 05. 09 - 09. 09.

kezdet - 28 nap - 56 nap - 112 nap

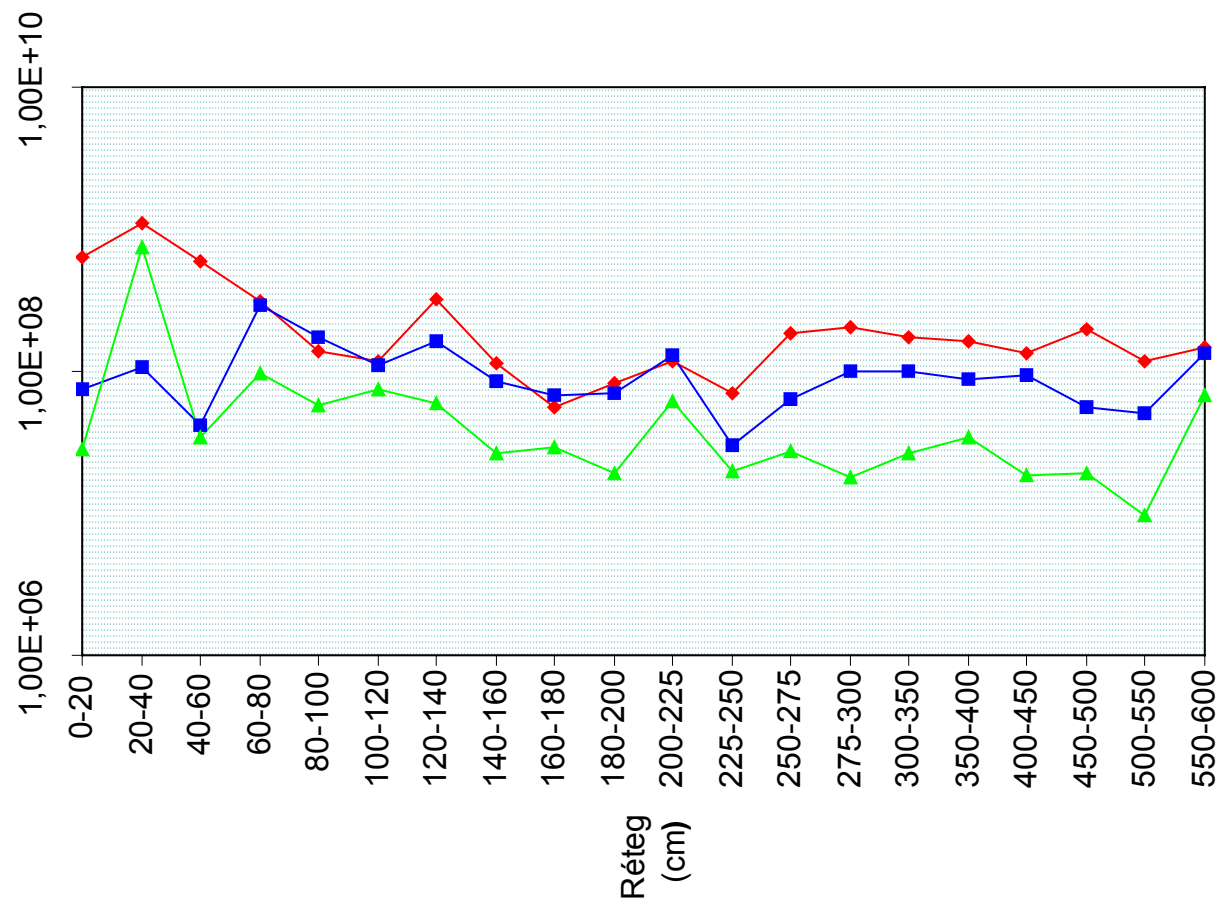


13. ábra  
 Az összcsíraszám változása a  
 mészlepedékes csernozjom talaj eredeti  
 rétegeiben  
 Debrecen-Látókép, 1995. 06.15.-10.15.

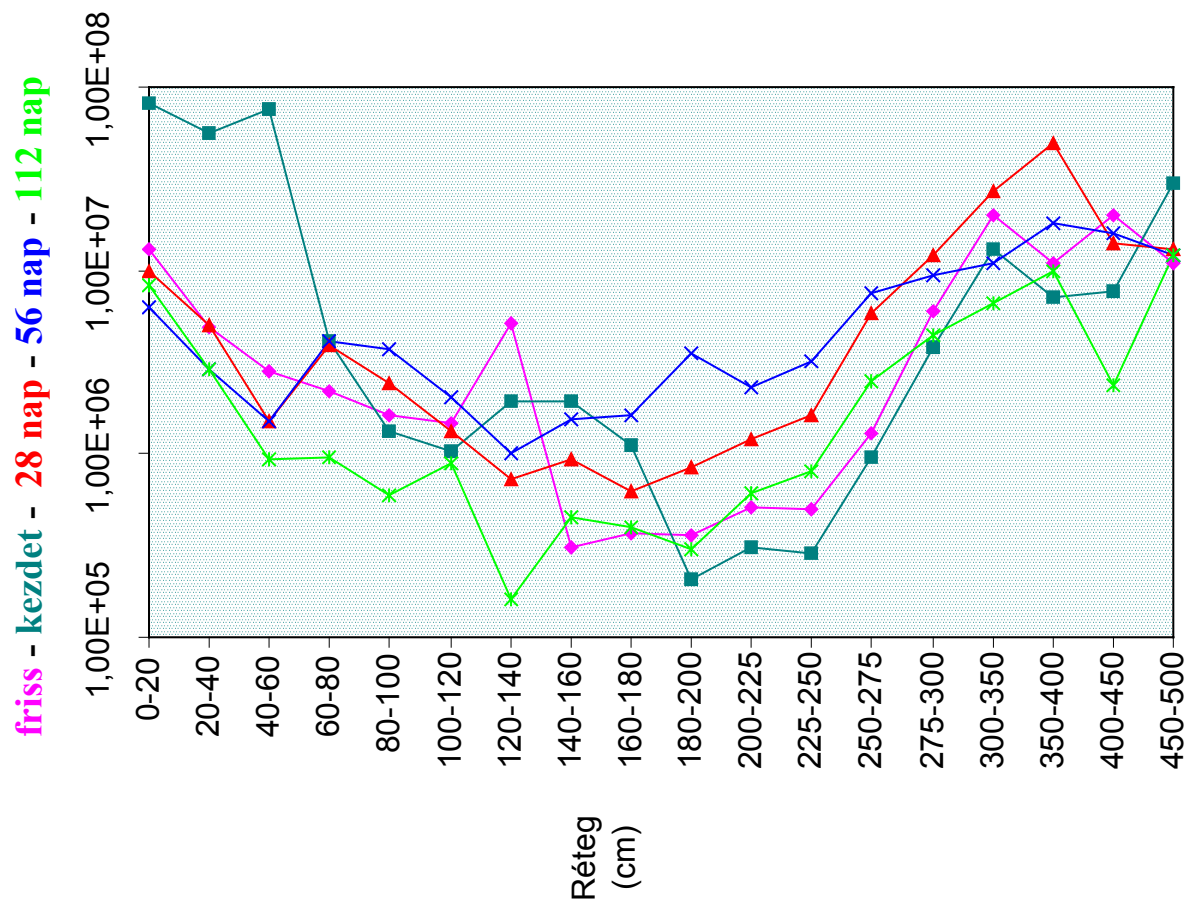


14. ábra  
 Az összcsíraszám változása a mészlepedékes  
 csernozjom talaj autoklávozott rétegeiben  
 Debrecen-Látókép, 1995. 15.06. - 15.10

**28 nap - 84 nap - 168 nap**

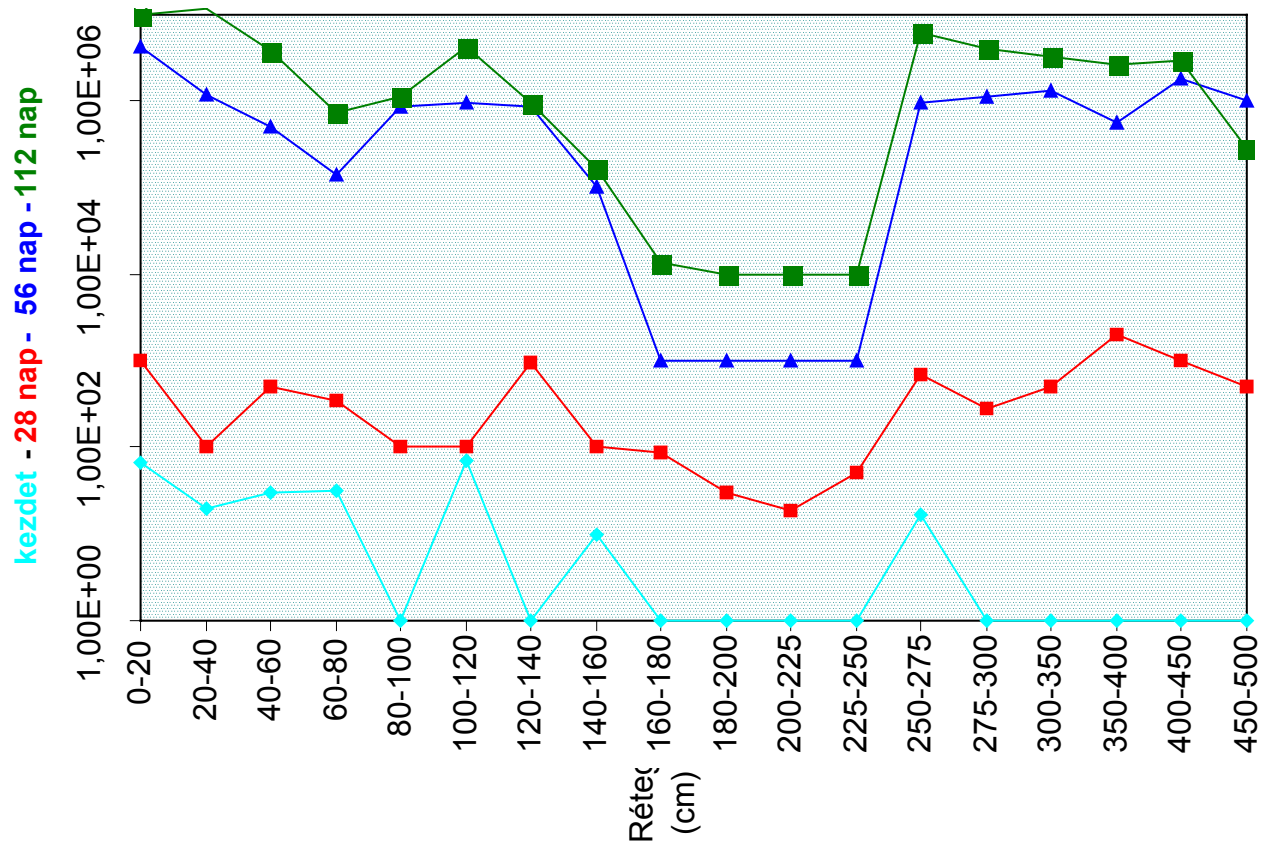


15. ábra  
 Az összcsíraszám változása a típusos réti  
 talaj eredeti rétegeiben  
 Hajdúböszörmény, 1996. 05. 08. - 09. 09.





talaj autoklávózott rétegeiben  
Hajdúböszörmény, 1996.05.08- 09. 09



## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Megköszönöm témavezetőmnek, **dr. Győri Zoltán** professzor úrnak, hogy az elmúlt években lehetővé tette a dolgozatom elkészítését, s hogy útmutatásaival segítette a munkámat.

Köszönöm **dr. Kátai János** professzor úrnak szakmai segítségét, hasznos tanácsait.

Megköszönöm a Műszerközpontban, valamint a Mezőgazdasági Termékfeldolgozás és Minőség Tanszéken valamennyi nagyon kedves munkatársamnak a disszertáció elkészítésében nyújtott segítségét.

Külön köszönöm **dr. Kóta Mariannak** kedves ösztönzését, önzetlen segítségét.

Köszönet **dr. Szilágyi Szilárdnak**, akivel közösen a "Gabona- és gabonaőrlemények vizsgálata" című, Dr. Győri Zoltán által szerkesztett egyetemi jegyzetet állítottuk össze.

Köszönöm mindazoknak a támogatását, akik közvetlenül vagy közvetve hozzájárultak az értekezésem elkészítéséhez.

Végül, de nem utolsó sorban köszönettel tartozom családom türelméért és megértéséért.