

Herbicidok és inszekticidok elbomlása a talajban

(Irodalmi áttekintés)

A modern agronómiai gyakorlat nem nélkülözheti a peszticidok alkalmazását. A peszticidok toxikus anyagok, alkalmazásukat az teszi lehetővé, hogy toxicitásuk nem általános, hanem megfelelő használat esetében szelektíven és időlegesen hatnak gyomnövényekre vagy parazitákra.

A peszticidok szelektív hatása nemcsak kémiai összetételük és szerkezetük függvénye, hanem szelektivitásukat alkalmazásuk helyének környezeti viszonyai is nagymértékben megszabják. A szelektivitás nagyon sok peszticid esetében éppen attól függ, hogy a talaj körülményei között milyen mértékben és mennyi idő alatt detoxikálódik egy szer.

A kutatási eredmények alapján ma már tudjuk, hogy a peszticidok toxikus hatásának elvesztése a talajban kémiai és biológiai hatások együttes eredményeként jön létre. Éppen ezért, a talajban történő detoxikáció megismerése érdekében nyert kutatási eredmények csak akkor értelmezhetők a gyakorlat számára, ha azokat különböző talajtípusokkal, vagy a talajokat imitáló környezeti feltételek között állapítják meg. A vizsgálatoknál nem lehet figyelmen kívül hagyni egyetlen olyan tényezőt sem, ami a talaj folyamatokat valamiképpen befolyásolja, mégis a detoxikációval kapcsolatban megállapítható, hogy mindazok a faktorok, melyektől az adszorpciós folyamatok függenek a talajban, egyben a peszticidok detoxikációs folyamataira is hatnak. A szerek adszorpciója a talajok szerves és szervetlen kolloidjain nemcsak toxikus hatásuk időleges megszűnését jelenti, hanem sok esetben kémiai átalakulásukat is katalizálja. A peszticidok talajbeli elbomlása általában lépcsőzetesen valósul meg, és egy-egy degradációs produktum megjelenését felváltva irányíthatják kémiai és biológiai folyamatok.

A peszticidok talajbeli adszorpciójával kapcsolatban BAILEY és WHITE [4] közölték 1964-ben összefoglaló munkát.

Mind a kutatási eredményekből, mind pedig az agronómiai gyakorlatból levonható az a következtetés, hogy a peszticidok toxikus hatása leggyengébb azokban a talajokban, ahol a szervesanyag vagy az agyag tartalom magas és legerősebb a homoktalajok esetében.

Ugyancsak az adszorpciós viszonyok határozzák meg, hogy egy-egy peszticid milyen mértékben mosódik ki a talajból. A talaj adszorbeáló anyagainak összehasonlításából kitűnik, hogy a szervesanyagoknak van a legnagyobb adszorpciós képessége. A talaj szervesanyagai azonban eltérő összetételűek és minőségűektől függően adszorpciós tulajdonságaik változnak. A szervetlen adszorbeálók közül a montmorillonit és vermiculit esetében kell jelentősebb adszorpcióval számolni, a kaolinit és illit kis kationeserelő képességgel rendelkezik.

A peszticidok detoxikációja és degradációja mikrobiális anyagcsere folyamatok révén csak akkor történhet meg, ha metabolizálni tudják a kérdéses anyagot. Ez részben attól függ, hogy van-e a talaj mikrobiális életközösségeiben olyan szervezet, amelyik a megfelelő enzimekkel rendelkezik a folyamat végrehajtásához. Másrészt attól, hogy a talaj körülményei között képes-e a szer metabolizálására.

A talaj mikrobiális életközösségeinek tagjai az evolúció során kialakult olyan enzimmapparáttal rendelkeznek, mellyel a természetes anyagok metabolizálását hajtják végre könnyen és biztonságosan.

ALEXANDER [1] a peszticidok mikrobiológiai degradációjával foglalkozó összefoglaló cikkeiben hangsúlyozza, hogy a kutatásoknál különleges figyelmet érdemel az a kérdés, hogy a természetes anyagok között nem szereplő, iparilag előállított peszticidok metabolizálásához a talaj mikroorganizmusai hogyan tudnak adaptálódni.

A szerző fenol és klórozott fenoxi vegyületeket tartalmazó peszticidokkal elvégzett vizsgálatai alapján azt a követke-

tetést vonja le, hogy e szerek biológiai hasznosíthatóságát két tényező szabja meg: 1. az alifás sav gyűrűhöz való kötődésének típusa; 2. a klór atomok pozíciója. Abban az esetben ha a gyűrűn alifás oldallánc kötődik, alfa pozícióban, illetve a klór meta helyzetben van, a vegyület nehezen bontható biológiailag. Ennek tulajdonítható például, hogy a 2,4,5-T nehezebben metabolizálható mint a 2,4-D. A peszticidek mikrobiológiai detoxikációját katalizáló enzimreakciókat DOMSCH [10] az alábbiak szerint ismerteti és csoportosítja:

1. Oxidáció. Egy merkaptotriazin herbicid, a Prometrin biológiai hasznosítása során, oxidációs folyamatok eredményeként két termék keletkezik, szulfoxid és szulfon. Ugyancsak enzimátikus oxidációs folyamatok hatására jön létre az Aldrin (szervesklór tartalmú inszekticid) Dieldriné történő átalakulása, valamint egy másik klórozott indén inszekticid, a Heptaklór, heptaklór-epoxidá váló átalakulása, amikor is meghatározott kettős kötések átrendeződése révén a megfelelő epoxid termékek keletkeznek.

A 2,4 diklór-fenoxi-alkil-karbonsavak mikrobiológiai bomlása ugyancsak béta-oxidációs folyamatok eredményeként jön létre.

2. Redukció. A Paration (szerveskötésű foszfort tartalmazó nitrofenilészter) aminoparationná történő átalakulása a nitrocsoport redukációjának következménye. A pentaklór-nitro-benzol(PCNB) (törpeüszög elleni csávázó szer) pentaklór-anilinné való alakulása szintén biológiai redukációs folyamatok hatására jön létre. A nitrocsoportot tartalmazó Treflan (trifluralin herbicid) és kémiai összetételben hasonló szerek átalakulása aminná, ugyancsak biológiai redukációs folyamatok eredménye.

3. Észter hidrolízis. A szerves foszfor vegyületekhez sorolható inszekticidek kémiai detoxikációjában hidrolízisük a legjelentősebb folyamat. A vegyületek ilyen típusú elbontása azonban enzimátikus hatásra is végbemegy.

4. Dezalkilálás. A dezalkilációs enzimátikus folyamatok abban az esetben valósulnak meg, ha a szénvázat és az alkilcsoportot N, O vagy S köti össze, a C-R szubsztituensek viszonylag stabilak enzimátikus behatásokkal szemben. Így például a simazin N-dezalkiláció hatására alakul át.

5. Dehalogenálás. A DDT DDD-vé, valamint a HCH monoklórbenzollá és benzollá történő átalakulása enzimátikus folyamatok eredménye. A Dalapon herbicid elbomlása (2,2-diklór-propionsav) enzimátikus dehalogenálási folyamat révén

valósul meg, végterméke feltételezhetően pirosozólósvá.

6. Gyűrű hidroxilálás, gyűrű hasítás. Fenolszerű anyagok metabolizálását végrehajtó organizmusok gyakran az aromátikus gyűrűk hidroxilálását is katalizálni tudják. A fenoxiecetsav jellegű herbicidek közül az MCPA és a 2,4-D mikrobiológiai elbontásban, valamint a Diazinon és egy metilkarbamát, a Carbaryl inszekticidek mikrobiológiai detoxikációjában ezek az enzimátikus folyamatok jelentősek.

A talajtani kutatásoknak a peszticidek alkalmazásával kapcsolatosan még egy kérdést kell figyelembe venni, nevezetesen azt, hogy mennyiben toxikusak az alkalmazott szerek a talajban tevékenykedő mikroorganizmusokra és mennyiben szenvednek gátlást a jellegzetesen talajbiológiai folyamatok, például a mineralizáció, nitrogénkörforgalom, stb.

A talajmikroszervezetek és herbicidek kölcsönhatásáról megjelent szakközleményekről TAKÁTS [51, 52] közölt irodalmi összefoglalót. Munkájában az 1966-ig megjelent cikkeket dolgozta fel. Jelen közleményben ismertetni kívánunk néhány ez idő óta megjelent szakmunkát is, és azokat az eredményeket, melyek a peszticidek perzisztenciájának kérdésével foglalkoznak.

Herbicidek

Simazin, Atrazin és egyéb s-klór-triazinok

Az s-triazinok talajbéli fitotoxikus hatását befolyásoló tényezőkről SHEETS és munkatársai [41] közölnek adatokat. Kísérleti eredményeik alapján megállapítják, hogy az ide tartozó vegyületek fitotoxikus aktivitása függ a kémiai összetételtől és szerkezettől. A Propazin és Atrazin mérgező hatása erősebb, mint az Ipazin vagy Trietazin esetében tapasztalt. A vizsgált vegyületek talajbéli perzisztenciáját az adszorpciós körülményei befolyásolják. A Simazin esetében a talaj szervesanyag tartalma határozza meg elsősorban a perzisztenciát.

A mezőgazdasági gyakorlatban az s-triazin herbicidek közül a Simazint és Atrazint használják széleskörűen. E két vegyület fitotoxikus hatásmódja azonos a magasabrendű növényekben. A Hill-reakciót gátolják és ezzel összefüggésben a nem-ciklikus foszforilálást. A szerre rezisztens növényekben az Atrazin metabolizmusa valószínűleg a kloroplasztiszon kívül történik, melynek eredményeként vízben oldhatóbb termékek keletkeznek

és a kloroplasztiszokba ezek jutnak be. SHIMABUKURO és munkatársai [44, 45] megállapították, hogy a vegyület detoxikációja a növényben két módon valósulhat meg:

1. Deklorinálási mechanizmussal, amikor az s-klór-triazinból 2-hidroxi termékek keletkeznek (hidroxi-atrazin vagy hidroxi-simazin). Ez a folyamat nem enzimatikusan történik, a benzoxazinon katalizálja.

2. Enzimatikusan, dezalkilációval, ilyenkor két termék keletkezik; az Atrazinból 2-klór-4-amino-6-izo-propil-amino-s-triazin és 2-klór-4-amino-6-etil-amino-s-triazin. Az Atrazin és Simazin viszonylag hosszú ideig perzisztens a talajban. Kukorica monokultúras természeténél 4–5 kg/kh dózisonál 3–4 éves utóhatással kell számolni [57]. ARMSTRONG és munkatársai [2] modell kísérletben perfúziós módszerrel áramoltattak át, különböző talajfűpusokat képviselő mintákon, Atrazin tartalmú mikrobiális táptalajt. A kísérleti idő első néhány napja alatt az adszorpciós folyamatok következtében az Atrazin koncentrációja gyorsan csökkent az oldatban. A következő szakasz néhány nappal a kísérlet indulása után kezdődött és az Atrazin mennyiség kismértékű csökkenése volt megállapítható, amit a kémiai bomlásfolyamatoknak lehetett tulajdonítani. A kísérletekből megállapították, hogy az Atrazin degradációja azokban a talajokban volt a legnagyobb mértékű, ahol a pH alacsony és a szervesanyag-tartalom magas volt. (244 nap alatt 4,9 pH-nál és 4% szervesanyag-tartalomnál 42%, 6,9 pH-nál és 13% szervesanyag-tartalomnál 11%-a volt az adott Atrazinnak hidroxiatrazin formában mérhető). A kísérletek során steril talajminták esetében és talajból extrahált kevert mikroflórával oltott táptalajban is vizsgálták az Atrazin degradációját. A szer mikrobiológiai lebontása ezeknek a kísérleteknek a keretében nem volt kimutatható. Az Atrazin degradációt a kísérleti körülmények között az adszorpció által katalizált hidrolitikus folyamatoknak tulajdonították.

HARRIS [19] ¹⁴C-el jelzett Simazinnal, Atrazinnal, Propazinnal végrehajtott kísérleteiben is hidroxi termékek megjelenését figyelte meg különböző talajokban. Ezek a bomlástermékek már nem fitotoxikusak és felhalmozódnak a talajokban. ROETH és munkatársai [39] az általuk vizsgált talajokban a kapott eredmények alapján arra a következtetésre jutottak, hogy az Atrazin degradáció első lépésőjét, a hidroxi származékok keletkezését, az adszorpciós folyamatok által katalizált kémiai folyamatok irányítják elsősorban. A

hidroxi termékek további elbomlása mikrobiológiai hatásra történik. Ennek bizonyítéka, hogy ¹⁴C-el jelzett atrazinból keletkező ¹⁴CO₂ mennyisége magasabb hőmérsékleten és nedvességtartalomnál nőtt. SKIPPER és munkatársai [46] vizsgálatai is arra mutatnak rá, hogy a hidroxi-atrazin mikrobiológiai hasznosítása gyakoribb mint az Atraziné.

TALBERT és FLECHTALL [53] szabadföldi kísérletekben megállapították, hogy a Simazin és Atrazin fitotoxicitása gyorsabban csökkent, ha a környezeti viszonyok a mikrobiális folyamatok számára kedvezőek voltak.

A Simazin mikrobiológiai bontását *Aspergillus fumigatus* tiszta tenyészetének jelenlétében KAUFMAN és munkatársai [23] vizsgálták. Megállapították, hogy az organizmus egyedüli szén és nitrogén forrásként tudja hasznosítani a vegyületet, bár kiegészítőként adott szerves vegyületek vagy ásványi nitrogén esetében a bontás gyorsabb volt. Oldalláncan, vagy más esetben gyűrűn jelzett vegyület mikrobiológiai bontásának vizsgálatából megállapították, hogy ¹⁴CO₂ aktivitás csak oldalláncan történő jelzés esetében volt mérhető. A Simazin mikrobiológiai bontása dezalkilációs és dezaminációs folyamatok eredménye.

Az s-triazin herbicidek detoxikációjának vizsgálatokor nem hagyható figyelmen kívül, hogy e szerek bomlása fotokémiai hatásra is végbemehet. PAPE és munkatársai [36] megállapították, hogy az Atrazin, Propazin, Simazin metilalkoholos oldatainak irradiációja a megfelelő metoxi analógok képződését váltja ki. Az oldószertől függően a termékek eltérőek. Vizes oldat esetében hidroxi-atrazin, simazin, propazin keletkezik. A kísérletek eredményei arra mutatnak rá, hogy napfény hatására hasonló folyamatok létrejöhetnek. HANCE [18] a lebomlási folyamatoknál fontosnak tartja a szerek diszpergálódását a talajban.

Diuron, Monuron és egyéb karbamid származékok

A karbamid származékokhoz sorolható herbicidek a gyökéren keresztül szívódnak fel. A fotoszintézist és ezenbélül a Hill-reakciót gátolják. Viszonylag hosszú ideig megmaradnak a talajban. HILL és munkatársai [20] a diuron [3-(p-klór-fenil)-1,1-dimetilurea] és a 3-(3,4-diklór-fenil)-1,1-dimetil-urea (amerikai kereskedelmi nevén Karmex W és Karmex DL) herbicidek elbomlását vizsgálták egy agyagos vályog és egy vályog talajban. Szabadföldi kísérletben, a növények fejlődése és a talaj

Diuron tartalmának mérése alapján az a következtetés volt levonható, hogyha ezeket a herbicideket kb. 1–2 kg/ha mennyiségben adják a vizsgálati idő kezdetén, majd 12 hónap múlva a kezelést megismétlik, a talaj a szer adását követően 4–8 hónap alatt vesztí el fitotoxikus aktivitását.

Laboratóriumi kísérletekben vályogos homoktalajba 4 alkalommal 1 ppm, és egy agyagos vályogtalajba 4 alkalommal 5 ppm koncentrációban juttatták a szerek. 22 hét alatt mind a Karmex W és Karmex DL 40%-a elbomlott a talajban. Légzési kísérletekben bebizonyosodott, hogy a talajmikroorganizmusok egyedüli szénforrásként hasznosítani tudják a szereket.

E kísérletek alapján a szerzőknek az a véleménye, hogy a két herbicid detoxikációja elsősorban mikrobiológiai hatásra jön létre.

A szer párolgása, valamint csapadék által történő kimosódása nem befolyásolhatja lényegesen a fitotoxikus hatás csökkenését.

BAILEY és munkatársai [4] a peszticidek talajbeli adszorpciójával kapcsolatosan megjelent összefoglaló munkájukban hivatkoznak UPCHURCH és PIERCE [58] közleményére, melyben leírják, hogy a monuron talajból való kimosódásának mértéke a talaj szervesanyag tartalmától függ. Ha istállótrágya változó mennyiségűt adták a talajhoz, azt tapasztalták, hogy 0,87% szervesanyagtartalomnál a Monuron 35%-a és 1,44% szervesanyagtartalomnál a Monuron 95%-a nem volt kimosható a talajból.

MURRAY és munkatársai [33] Diuron, Monuron, Fenuron, Norea és Fluometuron gátló hatásait vizsgálták három *Aspergillus* fajra vonatkozóan. Megállapították, hogy a gombákra a fenuron gátló hatása volt a leggyengébb és a diuroné a legerősebb. A gombák a Diuront bontották el a leggyorsabban. A herbicidek fitotoxikus hatásának változását talajkörülmények között is vizsgálták. Azt tapasztalták, hogy ásványi nitrogénnek és szervesanyagoknak talajhoz történő keverése csökkenti a vizsgált herbicidek fitotoxikus hatását.

FIELDS és HEMPHILL [13] a Siduron és bomlástermékeinek gátló hatását vizsgálta talajban élő mikroorganizmokra. A szer gátolta az *Azotobacter* és *Chlorella* élettevékenységét, sugárgombák, rizobiák esetében toxikus hatás nem volt kimutatható. Más szerzők [6, 14, 25, 42] kísérleti adatai is egyértelműen arra mutatnak, hogy a talajban tevékenykedő mikroorganizmusok a szubsztituált urea herbicideket hasznosítani tudják.

Karbamátok

A karbamátok a növényi sejtosztódást gátolják. Az IPC (izo-propil-N-fenil-karbamát) valamint CIPC [N-(3-klór-fenil) karbaminsav-izopropil-észter] lebomlását PAROCHETTI és WARREN [37] vizsgálták. Laboratóriumi és szabadföldi kísérleteik alapján megállapították, hogy a szer gyorsan elbomlik a talajban (4 hét alatt 90%). A fitotoxikus hatás agyagos vályogtalajban gyengébb, mint homokban. KAUFMAN és KEARNEY [24] mikroorganizmusok tisztatényezeteivel végzett vizsgálataik során megállapították, hogy ezek metabolizálni tudják a szereket.

MCPA 2,4-D, 2,4,5-T

A fenoxi-ecetsav származékok kisebb mennyiségei a természetes auxinok növekedés szabályozó hatásához hasonló hormonhatást fejtenek ki a magasabbrendű növényekre. Elsősorban a növényi sejt megnyúlására, valamint a sejtosztódásra hatnak. Magasabb dózisok alkalmazása esetén a növényi növekedés rendezetlenné válik és az energia háztartásban zavarok lépnek fel [57] AUDUS [3] az MCPA, 2,4-D és 2,4,5-T talajbeli detoxikációját vizsgálta perfúziós módszerrel (50 g légszáraz talajmintát üvegesőben helyeztek el, herbicidet és a kísérletből függően egyéb anyagokat tartalmazó oldatot áramoltattak keresztül a csövön). Az oldat O_2 tartalmát levegőztetéssel tartották állandó szinten. A herbicid koncentráció változását az oldatból történő időszakos mintavétellel és bioteszt módszerrel határozták meg.

Az MCPA és 2,4-D talajbeli degradációját jellemző görbén három szakasz különíthető el. A herbicidek talajba juttatása után a szerek adszorpciója történik meg a talajkolloidokon. Ezt követi az ún. lag-fázis melyre jellemző, hogy a herbicid koncentrációja nem változik az áramló oldatban.

A harmadik szakaszban a szer mennyiségének gyors csökkenése figyelhető meg, melyet a talajorganizmusok katabolikus tevékenységének lehet tulajdonítani. A mikrobiológiai detoxikáció tényét bizonyítják azok a kísérletek, amelyekben a herbicidekkel előzőleg kezelt talajhoz újabb herbicid adagolásnál a lag-fázis nem volt tapasztalható. Ez esetben a talajmikroorganizmusok már adaptálódtak a szer metabolizálásához és az újabb adagot gyorsan elbontották.

AUDUS [3] kísérleteiben a lag-fázis a 2,4-D esetében 14, az MCPA és 2,4,5-T esetében pedig 70 és 27 nap volt.

SHEETS és munkatársai [43] egy tőzeg-talajban ugyancsak perfúziós módszerrel végrehajtott kísérletei során 2,4-D 22 nap alatt elbomlott. A talajorganizmusok részvételét a fenoxiccetsav származékok elbontásában bizonyítják azok a kísérletek is, melyek során a talajból izolált organizmusok tisztatenyészeteinek jelenlétében vizsgálták a detoxikáció folyamatát és a közti-termékek keletkezését.

EVANS [12] egy *Pseudomonas*, STEENSON és munkatársai [49] egy *Achromobacter* faj LOOS és munkatársai [29, 30] valamint TIEDJE és munkatársai [54, 55] egy *Arthrobacter* faj jelentésében állapították meg a 2,4-D bontását.

Amitrol (3-amino-1,2,4-triazol)

A szer a növények gyökerein és levelein keresztül egyaránt jól felszívódik [57]. Az amitrol anyagcsere folyamatokat gátló, illetve mérgező hatását HILTON [21] összefoglaló munkában ismerteti. A szer mind a mikroorganizmusok, mind a magasabbrendű növények metabolizmusát inhibálja oly módon, hogy egyszerre három lényeges folyamatra is hat, nevezetesen a hisztidin, purin, és metionin bioszintézisét gátolja.

A kísérleti eredmények arra engednek következtetni, hogy algáknál és magasabbrendű növényeknél a purin bioszintetikus útjának gátlása, a heterotrof mikroorganizmusoknál pedig a hisztidin bioszintézisének a gátlása a legfontosabb. RUSSEL és munkatársai [40] hivatkoznak kaliforniai talajokkal elvégzett vizsgálatokra, melyekben megállapították, hogy a herbicid jó oldékonyságának következtében könnyen kimosódik a talajból. A szer azonban montmorillonit típusú agyagásványokon adszorbeálódik és ilyenkor perzisztenciája hosszabb idejű lehet a talajban.

Az Amitrol talajbéli lebomlását KAUFMAN és munkatársai [25] is vizsgálták. Megállapították, hogy a szer bomlása azidál vagy etilénoxidál sterilizált és normál talajmintákban egyformán megtörténik. Azonban autoklávban sterilizált talajokban nem tapasztalható a degradáció. Kísérleti eredményeik alapján azt a következtetést vonták le, hogy a szer degradálása főleg kémiai hatásra jön létre a talajban.

Pyrazon

A Pyrazon főképp a gyökereken keresztül szívódik fel a növényekben és a levelekbe transzlokálódik, ahol klorotikus elszíneződést okoz. SMITH és munkatársai

[47] szabadföldi kísérletben kapott eredményei arra mutatnak rá, hogy a Pyrazon degradációjának mértékét elsősorban a talaj szervesanyag tartalma befolyásolja. Pyrazon kezelés hatására a baktériumok száma nőtt a talajban, ami arra utal, hogy az organizmusok a talaj körülményei között metabolizálni tudják a vegyületet. ¹⁴C-el jelzett Pyrazinból mikrobiológiai hatásra jól definiált produktumok keletkeznek. E termékek perzisztensebbeknek bizonyultak, mint a kiindulási vegyület.

A Pyrazont cukorra pa termesztése esetén alkalmazzák széleskörűen, széleslevelű gyomok ellen. SMITH [47] idézi DRESCHER [11] eredményeit, aki szerint a Pyrazon lassabban bomlik el a talajban, mint a növényben. Kísérleti eredményeik szerint a Pyrazon koncentrációja a talajban 11 hét alatt 4 ppm-ről 0,2 ppm-re csökkent.

Diquat, Paraquat

WEBER és COBLE [60] a Diquat elbomlását vizsgálták modell kísérletben. Megfelelő tápanyagokat tartalmazó oldatot talajszűrlettel oltottak. A táptalajban ¹⁴C-el gyűrűben jelzett diquat is volt. A ¹⁴CO₂ mérése alapján megállapították, hogy a szer 10 nap alatt elbomlott. Ha ugyanezt a kísérletet montmorillonit jelenlétében hajtották végre, a Diquat mikrobiológiai elbomlását az adszorpció nagymértékben befolyásolta. Abban az esetben, ha montmorillonit és Diquat olyan mennyiségben volt jelen, hogy a Diquat teljes adszorpciója megvalósulhatott, a szer a mikrobák számára való hozzáférhetetlenség miatt nem bomlott el. Kaolinit jelenlétében a Diquat adszorpciója szintén megvalósult, ez esetben a mikrobiológiai bontás ugyanúgy végbement mint az agyagásványt nem tartalmazó mintában, tehát kaoliniton adszorbeált anyagot a mikrobák ki tudják mozdtani az adszorpció felületről. WEED és WEBER [62] valamint WEBER és munkatársai [61] később bentonit, vermiculit és csillámos agyagásványok vizsgálatára is kiterjesztették munkájukat. Az adszorpció, illetve deszorpció és a kicserélődés folyamatait Na-ionnal feltett agyagásványok és különböző sóoldatok jelenlétében vizsgálták. Az adszorbeált szerek bioaktivitását uborka csíra növényre gyakorolt gátlóhatás alapján értékelték. Míg agyagásvány nélküli kezelésben 10 mikromole Paraquat teljesen gátolta a csíranövényeket, a montmorillonit növekvő mennyiségei csökkentették a szer fitotoxikus hatását. Teljes adszorpció esetében fitotoxikus hatás nem volt.

Dicamba, Amiben és egyéb benzoesav és fenilecetsav származékok

A benzoesav és fenilecetsavak talajbeli perzisztenciájával kapcsolatosan SHEETS és munkatársai közölnek cikket [43]. A Dicamba és Tricamba fitotoxikus hatását ötféle eltérő összetételű talajban vizsgálták.

Ezeknek a szereknek fitotoxikus hatását a magasabb szervesanyag-tartalom, illetve agyagtartalom növelte. A 2,3,6-TBA (2,3,6-triklór-benzoesav) esetében ilyen hatást nem lehetett megfigyelni. A Fenac (2,3,6-triklór-fenilecetsav) és a Metoxifenac (2-metoxi-3,6-diklór-fenilecetsav) fitotoxikus hatása annál kisebb volt, minél magasabb volt a szervesanyag illetve agyagtartalom.

A szerek a talajbeli perzisztenciájuk szempontjából az alábbiak szerint csoportosíthatók: az Amiben elbomlása történik meg a leggyorsabban, a Dicamba közepesen és a 2,3,6-TBA és Fenac hosszú ideig perzisztens a talajban. 2,4-D-vel folytatott összehasonlító vizsgálatokban kitűnt, hogy a Fenac, Metoxifenac, Dicamba és a 2,3,6-TBA sokkal ellenállóbbak a mikrobiológiai bontással szemben, mint a 2,4-D.

Inszepticidek

DDT és rokon vegyületek

Ismeretes, hogy ezek a vegyületek nehezen bomlanak el a talajban. ALEXANDER [1] által összegyűjtött adatok szerint a Toxaphen 5 év, Heptaklór és Aldrin (Dieldrin) 9 év, DDT 10 év a HCH 11 év és a Chlordan az alkalmazás után még 12 év múlva is kimutatható a talajból.

A DDT talajbeli lebomlására vonatkozóan GUENZI-nek és BEARD-nek [16, 17] vannak igen érdekes vizsgálatai. A szerzők megállapították, hogy lucernamaradvánnyal dúsított, anaerob körülmények között tartott talajban a bevitt DDT 99%-a 12 hét alatt átalakul.

Ezzel szemben aerob talajokban steril és normál körülmények között még szerves anyaggal történő dúsítás esetében is csak 25%-a degradálódik az anyagnak.

Kísérleti eredményeik alapján a szerzők javasolják, hogy olyan talajoknál, ahol valamilyen okból a DDT mennyisége nagy, időleges anaerob körülmények megteremtésével (árasztás) siettetni lehet a lebomlást.

A DDT degradációval kapcsolatos biológiai vizsgálatok [5, 7, 22, 48, 63] arra engednek következtetni, hogy redukált citokromoxidázok, redukált koenzimek, porfirinek és más metalloproteinek vesznek részt a deklorinálás folyamatában.

Az enzimek működése nincs szoros kapcsolatban az élő szervezettel, hatásukat postletálisan fejtik ki, abban az esetben, ha a környezet redoxpotenciálja alacsony értékű.

A klórozott szénhidrogének talaj profilban történő eloszlására és akkumulációjára vonatkozóan NASH és WOOLSON [34] és POWELL és munkatársai [38] közölnek adatokat. A szerzők egy agyagos vályogtalajban vizsgálták az Aldrin, Dieldrin, Isodrin + Endrin, Endrin, Heptaklór-epoxid, Chlordan, BHC, Toxafén és Dilán eloszlását, 13–15 évvel alkalmazásuk után. Azt találták, hogy a szerek mindegyike kimutatható a talajprofilból. A BHC és Isodrin eloszlása viszonylag egyenletes. Az Aldrin, Dieldrin, Dilán, Toxafén és Chlordan nagyrészt a felső 23 cm-es rétegben vannak jelen. A vizsgált időszak alatt az adott mennyiség 22–64%-a volt kimutatható a talajból. Ha a szereket a növényekre juttatták, a szernaradvány kevesebb volt a talajban azonos időszak alatt.

МАСРНН [31] és munkatársainak adatai szerint egy homokos vályogtalajban 5 év alatt 12%-os lebomlása figyelhető meg a bevitt DDT-nek.

Szerves foszforvegyületek

A rovarölőszerek másik, szélesan alkalmazott csoportját a szerves foszforvegyületek képviselik. Ezek mind kémiai, mind biológiai hatásokra viszonylag könnyen detoxikálódnak és így nem perzisztensek a talajban.

Malathion

Elbomlását KONRÁD és munkatársai vizsgálták [26]. Kimutatták, hogy a Malathion elbomlása a talajban kémiai és biológiai folyamatok hatására megy végbe. A kémiai lebomlást az adszorpciós folyamatok katalizálják. A kémiai lebomlás egyik bizonyítéka az, hogy steril talajhoz adott Malathion 24 órával a bevétele után már nincs jelen. A biológiai bomlást talajmentes vizes rendszerben is vizsgálták, amelyben talajextraktum formájában vették be a kevert mikroflorát. Ennél a kísérleti variánsnál a Malathion bontás csak a mikroflora adaptálódása után (7 nap) indult meg, de ezután rövid idővel a malathion teljes elbomlása megvalósult.

MATSUMURA és BOUSCH [32] a *Trichoderma viride* és egy *Pseudomonas* fajról állapították meg, hogy Malathiont bontanak.

A Malathion lebomlásának kémiai és biológiai útját GERZIN és munkatársai [15] is vizsgálták. Megállapították, hogy

nem steril talajban az adott szer 99%-a bomlik el egy hét alatt. Amennyiben a talajt autoklávban sterilizálták, csak 11%-os bomlást tapasztaltak. Besugárzással sterilizált talajban a szer 98%-a bomlott el a vizsgált időszak alatt.

Diazinon, Zinophos

Előzőekben ismertetett vizsgálatokat Zinophos és Diazinon jelenlétében is végrehajtották. Zinophos esetében a bevitt szerekből a kezeletlen talajban 68%, autoklávzottban 23%, besugárzással sterilizált talajban 31% bomlott el. Diazinon esetében a lebomlott szer mennyisége a kezeléstől függően csak kismértékben változott, 42 és 45% körül mozgott. Ezek a vizsgálatok arra utalnak, hogy a Malathion lebomlását a kísérletben felhasznált talajnál inkább kémiai folyamatok irányítják, míg a Zinophos bontásában biológiai folyamatok lényegesek. A Diazinon bontására vonatkozóan KONRÁD és munkatársai [27] további kísérleteket végeztek. Talajmentes, tápanyagokat tartalmazó oldatot talajból nyert kevert mikroflorával oltottak be, egy másik kísérletben természetes talajmintával dolgoztak. Mindkét mintába ¹⁴C-el jelzett Diazinont juttattak. Megállapították, hogy a bontás mind kémiai, mind biológiai úton végbe megy. A kémiai bontás a szer adszorpcióját követő hidrolízissel valósul meg és két bomlástermék jön létre: 2-izo-propil-4-metil-6-hidroxipirimidil és dietil-tiofoszforsav. Vizsgálataik szerint a szer kémiai lebomlása gyorsabban történik meg, mint a biológiai és ezért feltehető, hogy mire egy talajban a mikroorganizmusok alkalmazkodni tudnának a szer lebomlásához, addigra már ez kémiai úton megtörtént.

Paration

SWOBODA és munkatársai [50] valamint COOK [8] hivatkoznak olyan kísérletekre, melyek szerint a Paration gyorsan elbomlik a talajban (2,24 kg/ha Paration 16 nap után már nem mutatható ki).

Ezzel ellentétes adatokat kaptak MAC PHEE és munkatársai [31]. Kísérleteikben homokos vályog talajba juttatott Paration koncentrációja az alkalmazás első évében 0,43 ppm volt, légszáraz talajra vonatkoztatva. A szer alkalmazása után 4 évvel még 0,09 ppm mennyiségben a Paration kimutatható volt a talajból.

SWOBODA és munkatársai [50] arra mutatnak rá, hogy az általuk vizsgált talajokban a talajkolloidok felületén adszorbeálódott Paration a csapadék hatására nem mosódik ki, így a talajvíz Paration szennyeződésétől normál körülmények között nem kell tartani.

LICHTENSTEIN és SCHULTZ [28] szerint a Paration lebomlás a talajban főként hidrolízis eredményeként jön létre.

Peszticidek hatása a talajban élő mikrobiális életközösségekre

Feltételezhető, hogy a talajba kerülő peszticidek a mikrobiális életközösségek tevékenységét befolyásolják. Ennek a feltevésnek kísérleti bizonyítása a talaj körülmények között megfelelő módszertani eljárások hiánya, illetve körülményessége miatt meglehetősen nehéz.

Önmagában az a tény, hogy valamilyen, talajba jutott peszticid dózis aktuális koncentrációját egy sor tényező (adszorpció, hőmérséklet, pH, nedvesség stb.) viszonylag rövid idő alatt nagymértékben megváltoztatja, megnehezíti annak a kérdésnek megválaszolását, hogy egyáltalán milyen mennyiségű toxikus anyag befolyásolja egy életközösség tevékenységét.

Tekintettel arra, hogy a peszticid elbomlása során mérgező produktumok vagy köztitermékek keletkeznek a talajban, nehéz eldönteni, hogy egy-egy organizmus csoport vagy folyamat esetleges gátlásáért milyen vegyület felelős.

Végül a talaj mikrobiális életközösségeinek összetételében és produktációjában bekövetkező változásokat peszticid hatás nélkül is körülményes, és nehéz tanulmányozni.

WALLNÖFER [59] szerint a talajba jutó peszticidek legnagyobb része nem inaktívódik azonnal, hanem kisebb vagy nagyobb mennyiségeiknek hatására a mikrobiális populációk egyensúlyviszonyai eltolódnak. Egy-egy szerre érzékeny fajok vagy egyedek tevékenysége visszaszorul, a metabolizálásra képes szervezetek vagy a szerrel szemben rezisztens szervezetek tevékenysége megnő.

Erre utalnak TWEEDY és munkatársainak [56] kísérletei, akik kimutatták, hogy ha a DCPA-val (egy anilid csoportba tartozó herbicid) kezelik a talajt, akkor a sugárgombák előfordulása gyakoribb.

E fenti, reálisnak tűnő feltételezések ellenére a peszticidek alkalmazása következtében a talajbiológiai aktivitásnak károsodását még nem tapasztalták. Ez alól kivételt képeznek a nitrifikációs folyamatok.

DOMSCH [9] beszámol arról, hogy egyes peszticiddel kezelt talajok mikrobaszáma jelentősen csökken, ugyanakkor a lényeges, mikrobák által katalizált folyamatok mennyiségi viszonyaikban nem szenvednek károsodást.

BECK [6] 8 féle herbiciddel végrehajtott

vizsgálatából is az a következtetés vonható le, hogy a mikroorganizmusok száma nagymértékben változik (nö) a herbicid kezelés hatására, viszont a CO₂ termelés nagyjából azonos szinten marad. A nitrifikációs folyamatok gátlása Beck [6] kísérleteiben is kimutatható volt.

DOMSCH [10] a budapesti talajbiológiai szimpóziumon elhangzott összefoglaló előadásában 1,100-ra becsüli azoknak a közleményeknek a számát, melyek 1970-ig a peszticidek talajmikrobákra gyakorolt hatásával kapcsolatosan megjelentek. A jövő kutatásai szempontjából a talajmikroorganizmusok peszticid átalakító, vagy peszticid hatásra befolyásolt egyéb anyag-átalakító tevékenységének mennyiségi megismerését tartja a legfontosabbnak, de oly módon, hogy ez az ökoszisztémán belül legyen értékelhető.

Mezőgazdasági termelésünk egyre szélesebb körben használja fel a peszticideket. A gyakorlat megköveteli, hogy a talajtani és talajbiológiai kutatások során értékeljük vagy szükséges esetben kísérletes munkával igazoljuk, hogy egyes szerek perzisztenciája hazai talajaink esetében hogyan alakul. Ehhez elsősorban arra lenne szükség, hogy munkánkat más hazai, peszticid kérdéssel foglalkozó kutatócsoportokkal és szervekkel összehangoljuk, a megfelelő koncepciót e kérdés vonatkozásában kialakítsuk, a legfontosabb vizsgálati módszereket alkalmazni tudjuk.

Az e problémakörben kialakítandó úgynevezett alap kutatásoknál azt a célt kellene megközelíteni, mely a mikrobiális életközösségek ökoszisztémán belüli, peszticid jelenlétében történő anyagátalakító tevékenységének megismerését eredményezheti.

Irodalom

- [1] ALEXANDER, M.: Persistence and biological reactions of pesticides in soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **29**, 1—7, 1965.
- [2] ARMSTRONG, D. E., CHESTERS, E. G. & HARRIS, R. F.: Atrazine hydrolysis in soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **31**, 61—66, 1967.
- [3] AUDUS, L.: The biological detoxification of hormone herbicides in soil. *Plant and Soil*. **3**, 170—191, 1951.
- [4] BAILEY, G. W. & WHITE, J. L.: Review of adsorption and desorption of organic pesticides by soil colloids with implications concerning pesticide bioactivity. *J. Agric. Food Chem.* **12**, 324—332, 1964.
- [5] BARKER, P. S., MORRISON, F. O. & WHITAKER, R. S.: Conversion of DDT to DDD by *Proteus vulgaris*, a bacterium isolated from the intestinal flora of a mouse. *Nature (London)* **205**, 621—622, 1965.
- [6] BECK, TH.: Der mikrobielle Abbau von Herbiziden und ihr Einfluss auf die Mikroflora des Bodens. *Zbl. Bakt. Parasitenk.* **124**, 304—313, 1970.
- [7] CHACKO, C. I., LOCKWOOD, J. L. & ZABIK, M.: Chlorinated hydrocarbon pesticides degradation by microbes. *Science*. **154**, 893—895, 1966.
- [8] COOK, J. W.: In vivo destruction of some organophosphate pesticides by bovin rumen fluid. *J. Agric. Food Chem.* **5**, 859—863, 1957.
- [9] DOMSCH, K. H.: Einflüsse von Pflanzenschutzmitteln auf die Bodennikroflora (Sammelbericht). *Mitt. Biol. Bundesanst. Berlin—Dahlem*. **107**, 52, 1963.
- [10] DOMSCH, K. H.: Interactions of soil microbes and pesticides. *Előadás. Talajmikrobiológiai Szimpózium, Budapest*, 1970.
- [11] DRESCHER, N.: Bestimmung der Rückstände von Pyramin in Pflanze und Boden. *Vortr. wiss. Aussprache chem. Unkrautbekämpfung in Zuckerrüben mit Pyramin. Badische Anilin- und Soda-Fabrik, AG. Ludwigshafen*. pp. 78—84, 1961.
- [12] EVANS, W. C., GAUNT, J. K. & DAVIES, F. J.: The metabolism of chlorophenoxy acetic acid herbicides by soil microorganisms. *5th Congr. Intern. Biochem. Moscow*, 306—307, 1961.
- [13] FIELDS, M. L. & HEMPHILL, D. D.: Influence of siduron and its degradation products on soil microflora. *Weed Science*. **16**, 417—420, 1968.
- [14] GEISSBÜHLER, H. et al.: The fate of N⁴-(4-chlorophenoxy)-phenyl-N,N-dimethylurea in soils and plants. III. Breakdown in soils and plants. *Weed Res.* **3**, 277—297, 1963.
- [15] GETZIN, L. W. & RESEFIELD, I.: Organophosphorous insecticide degradation by heat-labile substances in soil. *J. Agric. Food Chem.* **16**, 598—601, 1968.
- [16] GUENZL, W. D. & BEARD, W. E.: Anaerobic biodegradation of DDT to DDD in soil. *Science*. **156**, 1116—1117, 1967.
- [17] GUENZL, W. D. & BEARD, W. E.: Anaerobic conversion of DDT to DDD and aerobic stability of DDT in soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **32**, 522—524, 1968.
- [18] HANCE, R. J.: Further observations of the decomposition of herbicides in soil. *J. Sci. Food Agric.* **20**, 144—145, 1969.
- [19] HARRIS, C. J.: Fate of 2-chloro-s-triazine herbicides in soil. *J. Agric. Food Chem.* **15**, 157—162, 1967.
- [20] HILL, G. D. et al.: The fate of substituted urea herbicides in agricultural soils. *Agron. J.* **47**, 93—104, 1955.
- [21] HILTON, J. L.: Inhibitions of growth and metabolism by 3-amino 1,2,4-triazol (amitrol). *J. Agric. Food Chem.* **17**, 182—198, 1969.
- [22] KALLAMAN, B. J. & ANDREWS, A. K.: Reductive dechlorination of DDT to DDD by yeast. *Science*. **141**, 1050—1051, 1963.
- [23] KAUFMAN, D. D. & KEARNEY, P. C. & SHEETS, T. J.: Microbial degradation of simazine. *J. Agric. Food Chem.* **13**, 238—242, 1965.
- [24] KAUFMAN, D. D. & KEARNEY, P. C.: Microbial degradation of isopropyl-N-3-chlorophenyl-carbamate and 2-chlorophenyl-carbamate. *Appl. Microbiol.* **13**, 443—446, 1965.
- [25] KAUFMAN, D. D. et al.: Chemical versus microbial decomposition amitrole in soil. *Weed Science*. **16**, 266—272, 1968.
- [26] KONRAD, J. G., CHESTERS, G. & ARMSTRONG, D. E.: Soil degradation of malathion, a phosphorodithioate insecticide. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **33**, 259—263, 1969.
- [27] KONRAD, J. G., ARMSTRONG, D. E. & CHESTERS, G.: Soil degradation of diazinon, a phosphorothioate insecticide. *Agron. J.* **59**, 591—594, 1967.
- [28] LICHTENSTEIN, E. P. & SCHULTZ, K. R.: The effect of moisture and microorganisms on the persistence and metabolism of some organo-phosphorus insecticides in soils, with special emphasis on parathion. *J. Econ. Entomol.* **57**, 618—627, 1964.
- [29] LOOS, M. A. & BALLAG, J. M. & ALEXANDER, M.: Phenoxyacetate herbicide detoxication by bacterial enzymes. *J. Agric. Food Chem.* **15**, 858—860, 1967.
- [30] LOOS, M. A., ROBERTS, R. N. & ALEXANDER, M.: Phenols as intermediates in the decomposition of phenoxy acetates by an *Arthrobacter* species. *Can. J. Microbiol.* **13**, 679—690, 1967.
- [31] MACPHEE, A. W., CHRISHOLM, D. & MACEachern, C. R.: The persistence of certain pesticides in the

- soil and their effect on crop yield. *Can. J. Soil Sci.* **40**, 59–62. 1960.
- [32] MATSUMURA, F. & BOUSCH, G. M.: Malathion degradation by *Trichoderma viride*, a *Pseudomonas* species. *Science*. **153**, 1278–1280. 1966.
- [33] MURRAY, D. S., RIECK, W. L. & LYND, J. A.: Microbial degradation of five substituted urea herbicides. *Weed Science*. **17**, 52–55. 1969.
- [34] NASH, R. G. & WOOLSON, E. A.: Distribution of chlorinated insecticides in cultivated soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **32**, 525–527. 1968.
- [35] OGLE, R. E. & WARREN, G. F.: Fate and activity of herbicides in soils. *Weeds*. **3**, 257–273. 1954.
- [36] PAPE, B. E. & ZABIK, M. G.: Photochemistry of selected 2-chloro and 2-methylthio-4,6-di (alkilamino)-s-triazin herbicides. *J. Agric. Food Chem.* **18**, 202–207. 1970.
- [37] PAROCHETTI, J. V. & WARREN, G. F.: Biological activity and dissipation of SPC and CSPC. *Weed Science*. **16**, 13–15. 1968.
- [38] POWELL, A. S. B., STEVENS, T. & MCCULLY, R. A.: Effects of commercial processing on residues of aldrin and dieldrin in tomatoes and residues in subsequent crops grown on treated plots. *J. Agric. Food Chem.* **18**, 224–227. 1970.
- [39] ROETH, F. W., LAVY, T. L. & BURNSIDE, O. C.: Atrazine degradation in two soil profiles. *Weed Science*. **17**, 202–205. 1969.
- [40] RUSSELL, J. D., CRUZ, M. I. & WHITE, J. L.: The adsorption of 3-aminotriazol by montmorillonite. *J. Agric. Food Chem.* **16**, 21–24. 1968.
- [41] SHEETS, T. J., CRAFTS, A. S. & DREVER, H. R.: Influence of soil properties on the phytotoxicities of the s-triazine herbicides. *J. Agric. Food Chem.* **10**, 458–466. 1962.
- [42] SHEETS, T. J. & CRAFTS, A. S.: The phytotoxicity of four phenylurea herbicides in soil. *Weeds*. **5**, 93–101. 1957.
- [43] SHEETS, T. J., SMITH, J. W. & KAUFMAN, D. D.: Persistence of benzoic and phenilacetic acids in soils. *Weeds*. **16**, 216–226. 1968.
- [44] SÉIMABUKURO, R. H.: Atrazine metabolism and herbicidal selectivity. *Plant Physiol.* **42**, 1269. 1967.
- [45] SHIMABUKURO, R. H. & SWANSON, H. R.: Atrazine metabolism. Selectivity and mode of action. *J. Agric. Food Chem.* **17**, 199–206. 1969.
- [46] SKIPPER, H. D., GILMOUR, C. M. & FURTICK, W. R.: Microbial versus chemical degradation of atrazine in soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **31**, 653–657. 1967.
- [47] SMITH, D. T. & MEGGITT, W. F.: Persistence and degradation of pyrazon in soil. *Weed Science*. **18**, 260–264. 1970.
- [48] STEVENSON, J. H. W.: DDT metabolism in resistant and susceptible stable flies and in bacteria. *Nature (London)* **207**, 660–661. 1965.
- [49] STEENSON, T. I. & W. SALKER, N.: The pathway of breakdown of 2:4-dichloro- and 4-chloro-2-methyl-phenoxyacetic acid by bacteria. *J. Gen. Microbiol.* **16**, 146–155. 1957.
- [50] SWOBODA, A. R. & THOMAS, G. W.: Movement of parathion in soil columns. *J. Agric. Food Chem.* **16**, 923–927. 1968.
- [51] TAKÁTS, T.: A talajmikroszervezetek és a herbicidek kölcsönhatásáról. I. Agrokémia és Talajtan. **16**, 261–273. 1967.
- [52] TAKÁTS, T.: A talajmikroszervezetek és a herbicidek kölcsönhatásáról. II. A talajban élő mikroorganizmusok hatása a talajba került herbicidekre. *Agrokémia és Talajtan*. **16**, 273–278. 1967.
- [53] TALBERT, R. E. & FLETCHALL, O. H.: Inactivation of simazine and atrazine in the field. *Weeds* **12**, 33–37. 1964.
- [54] TIEDJE, J. M. et al.: 2,4 metabolism: Pathway of degradation on chlorocatechols by *Arthrobacter* sp. *J. Agric. Food Chem.* **17**, 1021. 1969.
- [55] TIEDJE, J. M. & ALEXANDER, M. J.: Enzymatic cleavage of ether bond of 2,4-dichlorophenoxyacetate. *J. Agric. Food Chem.* **17**, 1080. 1969.
- [56] TWEEDY, B. G., TURNER, N. & ACHITUV, M.: The interactions of soilborn microorganisms and DCPA. *Weed Science*. **16**, 470–473. 1968.
- [57] UBRIZSY, G. & GIMESI, A.: A vegyszeres gyomirtás gyakorlata. *Mezőgazd. kiadó*. Budapest. 1969.
- [58] UPCHURCH, R. P. & PIERCE, W. C.: The leaching of monuron from Lakeland sand soil. *I. Weeds*. **5**, 321–330. 1957.
- [59] WALLNÖFER, P.: Zum Problem der Pflanzenschutzmittelrückstände im Boden und deren Einfluss auf die Bodenmikroflora. *Bayer. Landw. Jb.* **44**, 740–747. 1967.
- [60] WEBER, J. B. & COBLE, H. B.: Microbial decomposition of diquat adsorbed on montmorillonite and kaolinite clays. *J. Agric. Food Chem.* **16**, 475–478. 1968.
- [61] WEBER, J. B., MEEH, R. C. & WEED, S. B.: The effect of cation exchange capacity on the retention of diquat²⁺ and paraquat²⁺ by three-layer type clay minerals. II. Plant availability of paraquat. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **33**, 382–385. 1969.
- [62] WEED, S. B. & WEBER, J. B.: The effect of cation exchange capacity on the retention of diquat²⁺ and paraquat²⁺ by three-layer type clay minerals. I. Adsorption and release. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **33**, 379–382. 1969.
- [63] WEDEMAYER, G.: Dechlorination of DDT by *Aerobacter aerogenes*. *Science*. **152**, 647. 1966.

TIMÁR MÁTYÁS NÉ

Érkezett: 1970. július 24