

Új irányok a talajállatok ökotoxikológiájában

**BAKONYI GÁBOR¹, SERES ANIKÓ¹, RÉPÁSI VIKTÓRIA¹, JURÍKOVÁ TÜNDE²,
SZEKERES LÁSZLÓ² és BALLA ISTVÁN²**

¹Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, H–2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.
E-mail: bakonyi.gabor@mkk.szie.hu

²Konstantin Filozófus Egyetem, Nyitra, Természettudományi és Informatikai Intézet,
Dražovská 4, 949 01 Nyitra

Bevezetés

A talajállatok jelentős szerepet játszanak a talajok fizikai, kémia tulajdonságainak kialakításában, a talajszerkezet javításában, a dekompozícióban, a mineralizációban, a különböző elemek biogeokémiai ciklusaiban (ANDERSON 1988, VERHOEF & BRUSSAARD 1990, KILLHAM 1994, COLEMAN et al. 2004, BARDGETT 2005, BRUSSAARD et al. 2007, COLEMAN 2008). Vannak közöttük növényevők, amelyek élő növényi részekkel táplálkoznak, vegyes táplálkozásúak, paraziták, ragadozók, de a legtöbb dekomponáló, amely valamilyen módon az elhalt szerves anyag lebontásában vesz részt. A talajállatok diverzitása igen nagy (LEE 1994, GILLER 1996). Minden törzsnek van közöttük képviselője. A környezetszennyező anyagoknak a talajállatokra gyakorolt hatásai rendszerint sokrétűek, a közvetlen hatásokon kívül, jelentős közvetett hatásokkal is számolnunk kell.

A talajokkal kapcsolatos problémák (erózió, szerves anyag csökkenés, savasodás, talajtömörödés, szennyezés stb.) sokasodásával párhuzamosan természetes, hogy a talajállatok ökotoxikológiájával kapcsolatos ismereteink iránt egyre nagyobb az igény. A szakterület ezért rohamléptékkal fejlődik és gyarapodik. Ebben a dolgozatban sorra veszünk olyan fontos területeket, amelyek kutatása mostanában kezdődött el, illetve érintünk olyanokat is, amelyek a közeljövőben várhatóan kiterjednek, kutatásuk éppen csak elkezdődött. Az egyes témakörökről csak rövid bevezetést adunk és lehetőség szerint egy-egy példával is szemléltetjük az elmondottakat. A viszonylag bő irodalomjegyzék és az azokban idézett munkák a szakterületen való további tájékozódást segítik. Akiket pedig az Európában elfogadott, illetve bevezetés alatt álló tesztek érdekelnek, az a következő honlapon kaphatnak naprakész információkat: http://www.oecd.org/department/0,3355,en_2649_34377_1_1_1_1_1,00.html (lementve: 2010.01.04.)

A környezetszennyező vegyületek talajállatokra gyakorolt hatásairól viszonylag kevés ismerettel rendelkezünk (BAKONYI 2006). A talaj minden más élőhelynél összetettebb struktúrájú és ezért az egyszerű laboratóriumi feltételek között végzett kísérletek eredményei ritkán vetíthetők közvetlenül a szabadföldre (VAN GESTEL 1997). A szennyezések várható hatásainak előrejelzéséhez a jelenlegi ismereteinknél lényegesen többre van szükség. Erőfeszítések történnek az ökotoxikológia ökológiai alapjainak megerősítésére (FILSER et al. 2008).

A szennyező anyagok hatásai a talajban másképpen érvényesülnek, mint a föld feletti és a vízi élőhelyeken, hiszen a talaj fizikai és kémiai struktúrája is jelentősen eltér az említett

élőhelyekétől. A legnagyobb különbséget az jelenti, hogy a direkt, kontakt hatásokon kívül számos indirekt, a talaj különböző komponensein keresztül érvényesülő hatással kell számolni. A talajba kerülő szennyező anyag ugyanis rendszerint nem közvetlenül kerül kapcsolatba az állatokkal, hanem először a talajvízben oldódik, megkötődik a talaj szerves, vagy szervetlen anyagainak felszínén és a talaj levegőbe jut (VAN GESTEL 1997). Eközben megváltozhat magának a szennyező anyagnak a hatása (például a malathion nevű inszekticid isomalathion-ná izomerizálódik és a toxicitása fokozódik), illetve jelentősen befolyásolhatja a talaj kémiai összetételét (például csökkenti a pH-t) és az állatokra így hat. A talajban történő megkötődés mértékét elsősorban az szabja meg, hogy a kérdéses anyag milyen mértékben oldódik a vízben (hidrofil), vagy a zsírokban (lipofil). A hidrofil anyagok könnyebben, gyorsabban mozognak, ellentétben a lipofil anyagokkal (ilyen például sok szerves szennyező anyag) (SVERDRUP et al. 2002).

A szennyező anyagok hatásait két tényező befolyásolja kiemelkedő mértékben:

- a.) a talajtípus,
- b.) az állatfaj.

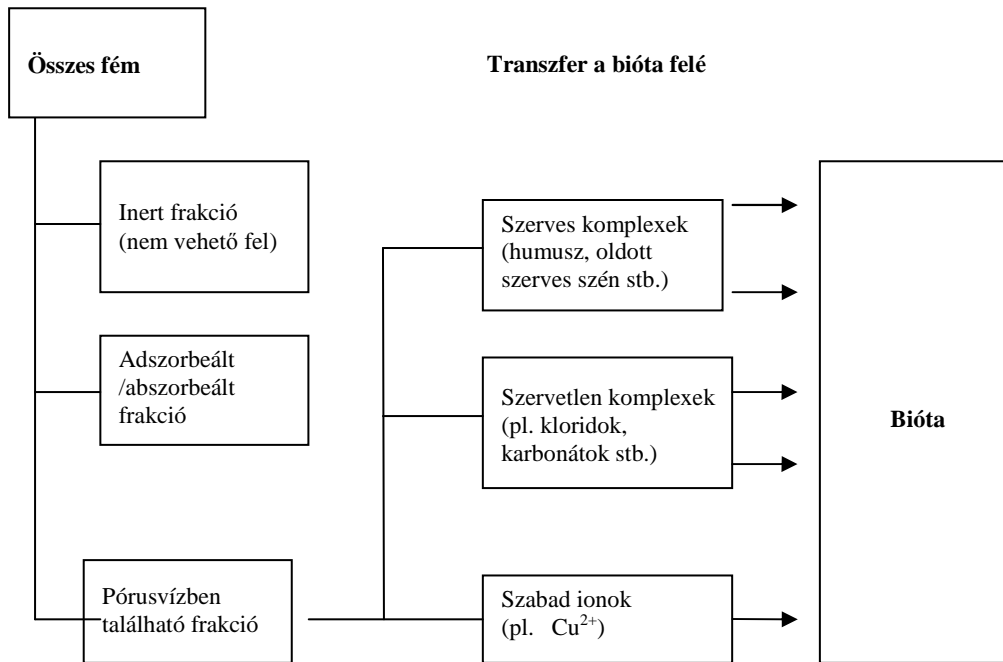
Talajtípusok hatásai

A toxikus hatások legtöbbször jelentősen eltérnek a különböző talajtípusokon (SMIT & VAN GESTEL 1998). A talajok olyan nagymértékben különböznek egymástól a kémiai, fizikai és biológiai tulajdonságaikat tekintve, hogy az ökotoxikológiai hatásokat döntően befolyásolják. Ezért a szabvány szerinti laboratóriumi tesztek az összehasonlíthatóság érdekében mesterségesen készített (u.n. OECD) talajon¹ végzik.

A legtöbb esetben nem megfelelő eljárás, ha a talaj összes szennyező anyag koncentrációjának alapján akarjuk a toxikus hatást vizsgálni. Az állatokra potenciálisan ható, a pórusvízben található koncentráció tesztelése alapján legtöbbször a valóságnak megfelelőbb képet kapunk az anyag káros hatásairól (VAN GESTEL & MA 1988, 1990).

A nehézfémek hatásainak tesztelése során figyelembe veendő tényezőkről ad képet az 1. ábra. A tesztelés során figyelembe kell venni, hogy a talajoldatban levő ionok a testfelületen és a bélcsatornán keresztül is gyakorolhatnak hatást. A két felvételi út eltérő és a felvételi mechanizmusok is mások. A makrofauna tagjai, és bizonyos mértékben a mezofauna egyes fajai is (ugróvillások, atkák) jelentős mennyiségű nehézfémet vehetnek fel a táplálékkal. Ekkor a pórusvízben oldott nehézfémek hatása mellett a táplálékkal felvett mennyiség is jelentős lehet. Ugyanakkor a táplálékban található nehézfém ionok felvételét jelentősen befolyásolják az emésztőenzimek és a bélben lakó mikroorganizmusok, amelyek a kötötten lévő ionok egy kisebb-nagyobb részét felvehető formába transzformálják. A bél falán történő felvételi mechanizmusok csak ez után játszanak szerepet. A mikrofauna (egysejtűek, fonálféreg) esetében a pórusvízben található nehézfém koncentráció az elsődleges. Itt a kültakarón történő felvétel az ionok felvételének fő útja. A hatás általában jó korrelációban áll a pórusvíz nehézfém koncentrációjával.

¹ Az OECD talaj összetétele a következő: 5% örölt tőzeg (2 ± 1 mm nagyságú darabokból álljon); 20% kaolin; kb. 74% homok. A homok pontos mennyisége a CaCO_3 tartalomtól függ. A homok és a CaCO_3 együttes mennyisége legyen 75% úgy, hogy a pH-t 6.0 ± 0.5 értékre állítjuk be. A CaCO_3 mennyisége a tőzeg minőségétől függ.



1. ábra. Nehézfém frakciók megoszlási területei a talajban. Átalakulások és lehetséges komponensek útjai a bióta felé.

Figure 1. Schematic presentation of heavy metal distribution in soil. Possible ways to the biota.

A szennyező anyagok egészen másképpen hatnak, ha a talaj szerves, vagy szervetlen anyagain kötődtek meg, ha a talajvízben (pórusvíz) található, vagy ha a talaj levegőjében vannak. A talajlevegőben található szennyező anyagoknak a talajállatokra gyakorolt hatásairól alig tudunk valamit. Azt viszont ismerjük, hogy a talaj szennyező anyag koncentrációja alapján alacsonyabb toxikus hatást mérhetünk, mint amennyire a pórusvíz toxikus. Az 1. táblázat adatai alapján világosan látható, hogy a pórusvíz toxicitása legtöbbször egy nagyságrenddel (vagy még annál is többel) meghaladja a talajét. A szabványosított talajon (C) a pentaklórfenol hatása az *Eisenia andrei* földgilisztára mintegy ötször nagyobb volt, mint egy magas szerves anyag tartalmú talajon (D) (VAN GESTEL & MA 1990).

1. táblázat. Pentaklórfenol (PCP) és 1,2,3-triklórbenzén (TCB) hatása földgilisztára (*Eisenia andrei*) különböző talajtípusokon (VAN GESTEL & MA 1990 nyomán).

Table 1. Toxicity of pentachlorophenol and 1,2,3-trichlorobenzene for *Eisenia andrei* in different soil types (after VAN GESTEL & MA 1990).

Talaj típusa	Talaj pH	Talaj szerves anyag (%)	LC50 (mg/kg talaj)		LC (µmol/l pórusvíz)	
			PCP	TCB	PCP	TCB
A	4,8	3,7	84	134	2,5	16
B	5,6	6,1	142	240	4,4	17
C	5,9	8,1	86	134	5,7	12
D	3,6	15,6	503	596	2,6	16

Hatások különböző állatfajokra

Az állatfajok különböző módon reagálnak a szennyező anyagok jelenlétére. Általános szabályt itt nem lehet felállítani. Előfordulhat, hogy két, rendszertani szempontból közeli rokon faj egészen különböző módon reagál ugyanarra az anyagra. Ugyanakkor ennek a megállapításnak az ellenkezője is igaz lehet. Viszonylag távoli rendszertani csoportokba tartozó fajok hasonló reakciót mutathatnak egy környezetszennyező anyagra. A 2. táblázatban található példán mutatunk be ilyen eredményeket. Látható, hogy a dimethoate háromszor toxikusabb a *Folsomia fimetaria*, mint a közeli rokon *F. candida* fajra. Ugyanakkor a lindán egyformán toxikus a rendszertanilag jóval távolabb álló *Heteromurus nitidus* és *Lepidocyrtus curvicolis* fajokra.

2. táblázat. Különböző inszekticidek hatása közeli és távoli rokon ugróvillás (Collembola) fajokra akut laboratóriumi tesztekben.

Table 2. Effects of insecticides on close-related and non-related collembolan species.

Inszekticid	Taxon	A teszt idő-tartama (nap)	LC50 (mg/kg talaj)	Hatás
dimethoate	<i>Folsomia candida</i>	28	0,6	erősen toxikus
dimethoate	<i>Folsomia fimetaria</i>	28	0,2	erősen toxikus
lindan	<i>Heteromurus nitidus</i>	4	0,3	erősen toxikus
lindan	<i>Lepidocyrtus curvicolis</i>	4	0,3	erősen toxikus

Nem hagyható figyelmen kívül az a tény sem, hogy egy adott állatfaj érzékenysége a toxikus anyagokkal szemben függ az életkortól, illetve a fejlettségi állapottól is. Meglehetősen általános jelenség, hogy a fiatal állatok rendszerint érzékenyebbek ezekre a hatásokra, mint a kifejlettek.

Közismert tény, hogy az állatok életfolyamataiban, vagy a populációk egyes paramétereiben bekövetkező változások hamarabb jelzik a peszticidek hatását, mint a mortalitás. Az érdes pinceászka (*Porcellio scaber*) számos reprodukzív paramétere igen érzékenyen reagált a dimethoate inszekticid alkalmazására (3. táblázat). Minden vizsgált paraméter egyértelmű dózis-hatás függést mutatott. A fiatal/petés nőstény arány volt a legérzékenyebb paraméter.

Új biomarkerek keresése

A biomarkerek keresése folyamatos feladat, hiszen mindig egyszerűbben és olcsóbban kimutatható eljárásokra van szükség, amely a populációkra, társulásokra gyakorolt hosszú távú toxikus hatásokat is jelzi. A hatékony biomarker esetében a hatás-válasz reakció legyen egyértelmű, ismerjük az ok-okozati összefüggéseket. Lényeges továbbá, hogy ökológiai szempontból releváns legyen a paraméter (JAGER et al. 2006). A fentieket figyelembe véve az ökotoxiko-genomika, a viselkedés vizsgálata szennyezett környezetben, az élet-táblázat analízis és a közösségszerkezeti hatás-vizsgálat érdemel napjainkban különösebb figyelmet. Itt nem említett további eljárások találhatók RÖMBKE (2006) összefoglalójában.

3. táblázat. A dimethoate különböző koncentrációinak hatása érdes pinceászka szaporodási paramétereire, laboratóriumi akut tesztben, standard talajon. Az oociták felszívódása jeleneti az ooszorpció jelenségét. Az oociták, peték, embriók és fiatalok számát 100 mg nőstény száraztömegre sztenderdizálták (HORNUNG et al. 1998. nyomán).

Table 3. Effects of Dimethoate on the reproduction of *Porcellio scaber* (acute test, OECD soil). Number of oocytes, eggs, juveniles/gravid females were standardized for 100 mg live weight of females.

Paraméter	Kontrol	Kezelés (ppm)	
		20	40
Oociták száma/100 mg állat	183	151	103
Peték, embriók száma/100 mg állat	62	48	0
Fiatalok száma/ 100 mg állat	58	30	0
Ooszorpció aránya (%)	13	37	64
Petés nőstények aránya (%)	71	38	0
Fiatalok és petés nőstények arány (%)	19	3	0

Ökotoxiko-genomika

Az ökológia, a genomika és a bioinformatika tudományainak határterületén született meg az ökotoxiko-genomika tudománya. Új módszerek kifejlesztése lehetővé tették, hogy a toxikus anyagok hatásmechanizmusait molekuláris szinten is jobban megértsük. Ilyen módszer többek között a jelen idejű polimeráz-láncreakció módszer (real-time PCR) és a DNS-csip, biocsip (DNA microarray) módszer. Ezekkel az eljárásokkal a szennyező anyagok hatásait tanulmányozhatjuk a nukleinsavak és az általuk befolyásolt folyamatok szintjén. Jelenleg feladat azonban, hogy a folyamatokban bekövetkező változások ökológiai jelentőségét – ha van – megállapítsuk. Jelenleg azonban az ilyen típusú kapcsolatok feltárása még gyerekcipőben jár. Az ökotoxiko-genomika azonban perspektivikus eljárás a talajállatok szennyező anyagokra adott válaszreakcióinak tanulmányozása során (VAN STRAALEN & ROELOFS 2008).

Három olyan nagy nyilvános adatbázis is ismert, amelyben talajállatok ökotoxiko-genomikájával foglalkoznak. Az első gyűrűsférgék (<http://www.nematodes.org> Lumbribase /umbribase.php), a második ugróvillások (www.collembase.org) és a harmadik fonálférgék (<http://www.nematodes.org/nembase3/index.shtml>) molekuláris adatait tartalmazza. Az ilyen nyilvános adatbázisok azért fontosak, mert a legtöbb állatfaj (így a nevezett adatbázisokban található talajállat fajok) teljes genom szekvenciáját kevés kivétellel (pl. *Caenorhabditis elegans*) nem ismerjük. A hiányzó adatokat pedig csak közös munkával, fejlesztéssel lehet megszerezni.

Egy kísérletben vöröslő gilisztát (*Lumbricus rubellus*) rézzel mérsékelt szennyezett talajon tenyésztettek (10–480 mgCu/kg talaj) (BUNDY et al. 2008). DNS-csip és mágneses magrezonancia módszerekkel vizsgáltak egyes anyagcsere utakat (NMR-based metabolic profiling). Mérték továbbá az állatok reprodukciós rátáját és tömegváltozásait. Megállapították, hogy a pusztulást még nem okozó (szub-letális) réz koncentráció, változást okozott az állatok energia felhasználásában és anyagcseréjében. Egyes szénhidrát anyagcserében részt vevő enzimek (maltázglükóamiláz, mannozidáz) működése fokozódott, aminek következtében megomlott az állatok energia egyensúlya. Nagyobb lett a szervezet energia

felhasználása, mint az energia felvétel. Ez az eredmény magyarázatot adott arra, hogy magasabb réz koncentráció (40 mg/kg talaj és e feletti koncentrációk) esetében miért csökkent a reprodukciós ráta és a testtömeg növekedés.

Az említett példa és hasonló eredmények alapján a molekuláris módszerek reményt kínálnak arra, hogy a hagyományos ökotoxikológiai teszteknel gyorsabb, érzékenyebb, hatóanyag-specifikus, olcsóbb és informatívabb eljárásokat fejlesszünk ki. Ezért ez a terület pillanatnyilag dinamikusan fejlődik.

Viselkedésre alapozott eljárások

A talajállatok viselkedése adekvát és ökológiai szempontból fontos szubletális válasz a szennyező anyagok jelenlétére (ROEMBKE 2008). Az állatok képesek elmenekülni a szennyezett területekről, illetve – még gyakrabban – elkerülik azokat. A menekülési tesztekkel az a probléma, hogy egyes esetekben az állatok megbénulnak a szennyező anyagok jelenlétében, vagy elpusztulhatnak a túl nagy koncentráció következtében. Az elkerülés azonban gyakori jelenség a természetben, ezért a menekülés helyett jelenleg az elkerülési viselkedésformát használják fel gyors, olcsó, de ökológiailag releváns tesztek kifejlesztéséhez (LOUREIRO et al. 2005). Természetesen ez a teszt nem helyettesít más teszteket, de kiegészíti azokat. Ma már számos talajállat csoportra fejlesztettek ki ilyen teszteket (AMORIM et al. 2005, NATAL-DA-LUZ et al. 2009). Bár a viselkedési tesztek között az elkerülési teszteket alkalmazzák leggyakrabban, egyéb eljárások keresése is folyik. Gyűrűsférgék esetében a bélsatorna ürítése bizonyult hasznos végpontnak (CAPOWIEZ et al. 2010).

SOUSA et al. (2008) giliszta (*Eisenia andrei*) elkerülési viselkedését vizsgálta természetes talajokon, különböző antropogén hatások esetén. Az állatok különbséget tettek azonos szennyezettségű talajok között és dózis-hatás összefüggést is ki lehetett mutatni. A módszer tehát alapvetően alkalmasnak bizonyult szennyezett talajok vizsgálatára. Az eredmények értékelése során azonban figyelembe kell venni a biológiai hozzáférhetőséget (bioavailability), azt a tényt, hogy a földigiliszták a szerves anyagokban gazdag talajokat előnyben részesítik és komplex környezetben az érzékszerveik sem alkalmasak minden szennyező egyformán hatékony felismerésére.

Élettábla analízisek

A populációökológiai vizsgálatokban régóta és kiterjedten használják az élettábla analízisek módszerét. Ez egy viszonylag egyszerű eljárás, ami számos fontos populációs paraméter kiszámítását teszi lehetővé. A hagyományos laboratóriumi tesztekben arra törekednek, hogy a tesztelt populáció minden szempontból lehetőleg homogén legyen. Így lehet biztosítani – többek között – az eredmények reprodukálhatóságát. Az ökotoxikológiai gondolkodásban legalább ennyire fontos szempont, hogy az eredmények a szabadföldi ökológiai folyamatokban relevánsak legyenek. Tehát nem tekinthetünk el a populációs jelenségek kor-függésétől, mint generális jelenségtől. Ezért tekintik fontos (bár komplikált) és fejleszt-

tendő eljárásnak az élettábla analízisek alkalmazását a talajállatok ökotoxikológiai vizsgálataiban (HENDRICKS et al. 2005, NOEL et al. 2006).

F. candida ugróvillással (Collembola) krónikus tesztet végeztek (CROMMENTUIN et al. 1997). Három szennyező anyag, egy nehézfém, a kadmium, egy inszekticid, a klórpírifosz és egy fungicid, a trifeniltin-hidroxid hatásait vizsgálták. A populáció növekedési rátáját mindhárom szer jelentősen csökkentette. Ez a hatás nyilvánvaló fontos következményekkel járhat a talaj táplálékláncai, illetve táplálékhalózatai működésében. Egyes esetekben csökkent továbbá az állatok növekedése és ezt kompenzálандó, megnőtt az élettartamuk. Az inszekticid csökkentette a lerakott peték számát. Mindezek az eredmények azt bizonyítják, hogy minél több paramétert kell alaposan elemezni ahhoz, hogy a populációs szintű történéseket, illetve a tovagyrúzó hatásokat modellezzni, illetve előre jelezni tudjuk.

Közösségszerkezeti hatások vizsgálata

A szennyező anyagok ökotoxikológiai vizsgálatait legtöbbször egy fajra kidolgozott (single-species) tesztek alapján végzik. Ezekkel azonban nem lehet a közösségi, vagy ennél magasabb szintű hatásokat kimutatni. A szabadföldi vizsgálatok eredményei igen szórnak, a sztenderdizálás és az ismételhetőség probléma (NAGY 1999, 2009). Többféle törekvés van már a probléma megoldására (ROHR et al. 2006). Ezek közül a legígéretesebb egy új, viszonylag bonyolult, de ökotoxikológiai igen szempontból releváns eljárás, amit Szabadföldi Modell Ökoszisztémának (Terrestrial Model Ecosystem) neveznek. Ennek segítségével strukturális és funkcionális hatásokat is egyidejűleg lehet vizsgálni (KOOLS et al. 2009). Fontos szempont, hogy a módszer elvileg sztenderdizálható, így a későbbiekben rutin feladatokat végző laboratóriumokban is felhasználható lesz. Az eljárás lényege röviden a következő: viszonylag nagy térfogatú (pl. 17,5×40 cm) talajmintákat vesznek intakt módon, tehát az eredeti talajstruktúrát, növényzetet és állatvilágot megtartva, szántóföldről, amiket azután kontrollált körülmények közé, fitotronba helyeznek. Itt inkubálják tovább, locsolják és a csurgalékvizet összegyűjtik, elemzik. A szennyező anyagok hatásainak vizsgálatára különböző végpontokat (C, N, P, K, S a talajban és a csurgalékvízben, mikrobiális biomaszsa, celluláz és dehidrogenáz enzimaktivitás, talajállatok denzitása és táplálkozási aktivitása, dekompozíció, növényi biomaszsa stb.) mérnek egyidejűleg. A társulások szerkezeti változásait egy, direkt erre a célra kifejlesztett statisztikai eljárás, az elsődleges válaszgörbe (Principal Response Curves) analízis alapján végzik (MOSER et al. 2007). Az eljárás előnye más elterjedt sokváltozós módszerekkel szemben, hogy az eredmények aránylag egyszerűen interpretálhatók és az időbeli változásokat a fajok és a társulás szintjén is világosan mutatják. Fontos szempont továbbá, hogy statisztikai szignifikancia számításra is lehetőséget ad a módszer.

Kombinált hatások, szennyezőanyag keverékek hatásai

A szennyezőanyagok ritkán fordulnak elő önmagukban. Rendszerint több anyag együttes hatásával kell számolni, különösen gyárakkal, üzemekkel, egyéb kibocsátókkal sűrűn telepített területeken, nagyvárosokban, ezek környékén. Ma már világosan látszik az is,

hogy szennyező anyag keverékek jelentős hatást okozhatnak olyankor is, amikor hatásuk külön-külön nem, vagy alig mutatkozik (SILVA et al. 2002). A kevert hatások modellezése nehéz, különösen, ha kettőnél több anyag együttesen van jelen a talajban.

A kevert szennyezőanyagok hatásainak vizsgálata igen lényeges a talajok esetében is. Gondoljunk csak a talajokba jutó szennyvíziszapokra, a levegőből kiülepedő szennyező keverékekre, vagy a mezőgazdaságban használt vegyszerek együttes hatásaira. A szennyezőanyag keverékek együttes hatásainak megközelítésére és leírására elméletileg kadmium, sokféle megközelítéssel próbálkoztak már. Ezek rendszeres áttekintésére itt nincs mód. Ezért két vegyület együttes hatásának bemutatására PLACKET & HEWLETT (1952) nyomán a 4. táblázatban található kimeneteket mutatjuk be.

4. táblázat. Lehetséges hatások abban az esetben, ha két vegyület egy időben hat egy populációra (vagy egyéb biológiai rendszerre).

Table 1. Four possible combination mechanisms for the joint action of toxicants.

	Van interakció	Nincs interakció
Hatás ugyanazon a helyen (hasonló mechanizmus)	komplex, hasonló hatás	egyszerű, hasonló hatás
Hatás különböző helyen (különböző mechanizmus)	komplex, különböző hatás	egyszerű, különböző hatás

Az első vizsgálandó kérdés, hogy a két anyag hatása között van-e kapcsolat, vagyis befolyásolja-e az egyik a másik hatását, vagy fordított hatás létezik-e, van-e interakció? A másik fő szempont, hogy ugyanazon a helyen fejtik-e ki hatásukat az anyagok, vagy nem, illetve azonos-e a hatásmechanizmusuk? Interakció esetén előfordul, hogy a hatásmechanizmusok hasonlóak (komplex, hasonló hatás), vagy különbözőek (komplex, különböző hatás). Így összesen négy fő hatástípus értelmezhető. A különböző együttes hatások modellezése és ebből következően predikciója eltérően kidolgozott. Viszonylag jó modellekkel rendelkezünk azokra az esetekre, amikor nincs interakció, viszont a másik két esetben a kérdések elméleti háttere még kevésbé tisztázott, a modellezés még kezdetleges stádiumban van.

Az egyszerű, hasonló hatás esetén a szennyező anyagok hasonló helyen hatnak (a receptor, vagy célszerv ugyanaz) és a hatásmechanizmusuk is ugyanaz. Ebből következően a toxicitásuk is a keverékben levő arányuknak megfelelő (feltételezzük, hogy a relatív toxicitás minden koncentráció esetén állandó). Az együttes hatás tehát a dózisok összegének felel meg (dózis addíció). Az egyszerű, különböző hatás esetén a szennyezőanyagok támadási pontjai (általában) és hatásmechanizmusai különbözők. Ezért az egyik anyag nem befolyásolja a másik hatását. Következésképpen az első esetben két, nem sokkal a toxikus határérték alatt lévő anyag együttes hatása már toxikus lesz. Ezzel szemben egyszerű, különböző hatás esetén két másik, szintén a toxikus határérték alatt lévő szennyező együttes hatása sem lesz toxikus.

F. candida ugróvillást kadmium és cink hatásainak tették ki sztenderd laboratóriumi talajon külön-külön és keverékben is alkalmazva a fémeket (VAN GESTEL & HENSBERGEN 1997). Megállapították, hogy a keverék hatása antagonisztikus a növekedésre nézve, viszont a szaporodást (utódszám) tekintve additív. Ugyanezt a fajt használták egy másik kísérletben (BAAS et al. 2007), ahol kadmium, réz, ólom és cink keverékek hatásait vizsgálták

vályogos homoktalajon és az eredményeket összevetették a korábbi adatok alapján kidolgozott modell eredményeivel. Megállapították, hogy a modell megfelelően írja le a vizsgált keverékek hatását az állatok túlélésére.

Röviden megemlítjük, hogy egy adott kísérletben alkalmazott vegyszerek összetétele is befolyásolhatja az eredményeket. Egy vizsgálatban (BONGERS et al. 2004) az ólom hatását vizsgálták *F. candida* ugróvilláson. Különböző eredményeket kaptak aszerint, hogy ólom-kloridot, vagy ólomnitrátot alkalmaztak, és az utóbbi bizonyult toxikusabbnak. További kísérletek alapján kiderült ennek az oka: a klorid ionokhoz képest a nitrát ionok toxikusabbak voltak a vizsgált fajra (5. táblázat). Erre a körülményre általában kevés figyelmet fordítanak.

5. táblázat. Ólom LC₅₀ mediánjai (gramm Pb/kg száraz talaj)(zárójelben a 95%-os konfidencia intervallumok) BONGERS et al. (2004) nyomán.

Table 5. Median lethal concentration (LC₅₀) values (g Pb/kg dry soil) with 95% confidence intervals.

	PbCl₂	Pb(NO₃)₂
Eredeti talaj	2,9 (-)	0,98 (0,88-1,1)
Átmosott talaj	2,9 (2,3-3,5)	2,2 (1,9-2,5)

Újtípusú anyagok hatásvizsgálata

Az ökotoxikológiában használt módszereket elsősorban a toxikológiából vették át. Ezeket gyógyszerek, növényvédő szerek, nehézfémek, szerves szennyezők és hasonló anyagok tesztelésére fejlesztették ki. Napjainkban azonban két területen is jelentős változásoknak vagyunk tanúi a talajállatok ökotoxikológiájával kapcsolatban. Az első ilyen terület a genetikailag módosított szántóföldi növények termesztésének problémája. Ezek a növények tenyészsidejük teljes ideje alatt termelik, és a gyökérváladékkal együtt a talajba juttatják azt a toxint, aminek előállítására képessé tették. A toxin egy része a talajban és a betakarítás után a talajba kerülő tarlómaradványokban is hosszú ideig megmarad (STOTZKI 2004, DARVAS et al. 2007). Gyakran a technológiai előírásoknak megfelelően rendszeres herbicid kezelésnek teszik ki ezeket a talajokat. Mindezek következtében a hatások komplexek, ezért új szemléletet, új vizsgálati, tesztelési módszerek kifejlesztését teszik szükségessé (DARVAS et al. 2006, GROOT & DICKE 2002, PUSZTAI & BARDÓCZ 2006). A második terület még az előzőnél is kevésbé ismert. A nanotechnológiával előállított termékek száma és köre rohamléptekkel nő. A talajállatokra gyakorolt mellékhatásaikról azonban adatok alig állnak rendelkezésre. Ezen a területen különösen fontos szempont, hogy az előállított anyagok köre, azok fiziko-kémiai tulajdonságai igen változatosak.

Genetikailag módosított szántóföldi növények

Három kísérleti területen végeztek nagyszabású kísérleteket Cry1Ab -toxint termelő és nem termelő (izogénes) kukorica vonalakkal Dániában és Franciaországban (KROGH & GRIFFITHS 2007). Az eredmények végső összegzése során arra a következtetésre jutottak, hogy a Bt-toxint termelő kukoricának nincs káros hatása a talaj biótára, így a talajállatokra sem.

A következőkben az ugróvillásokkal kapcsolatos eredményeket mutatjuk be. Kisparcellás terepvizsgálatokban az ugróvillások denzitása nem különbözött Cry1Ab-toxint termelő illetve izogénes kukorica vonalak talajában (CORTET et al. 2007). Ugróvillások funkcionális csoportjainak részletes statisztikai vizsgálata során nem találtak Cry1Ab toxin hatást, ugyanakkor más paraméterek szignifikáns hatása jelentkezett. A hemi-edafikus ugróvillások biomaszája nőtt a tenyésztési időszak végéig, a talaj magasabb szerves anyag tartalma és pH-ja növelte a biomaszájukat tavasszal és ősze elején nagyobb volt a denzitásuk az izogénes és/vagy hagyományos vonalak talajaiban (DOBELJAK et al. 2007). Üvegházi kísérletben ugyanez a kutatócsoport nem talált különbséget az ugróvillás denzitásban (GRIFFITHS et al. 2006), igaz a denzitás igen alacsony volt mindkét kezelésben. ICOZ & STOTZKY (2008) fontos összefoglaló dolgozatukban azt állapítják meg, hogy a Cry fehérjék az ugróvillásokra nem gyakorolnak káros hatást.

Arra vonatkozóan nincs standard előírás, hogy miként kell laboratóriumban Cry1Ab-toxint termelő kukorica (vagy bármilyen más növény) talajállatokra gyakorolt hatását tesztelni. Ezért az eddig publikált vizsgálatok mindegyikében más-más metodikát alkalmaztak, így az eredmények nehezen összehasonlíthatók. Különösen a felkínált táplálék formája, minősége volt feltűnően különböző, ami természetesen az eredmények összehasonlíthatóságát nehezíti meg, vagy teszi lehetetlenné.

SIMS & MARTIN (1997) rekombináns *Escherichia coli* segítségével állított elő toxint, amit élesztőgombák felszínére vitt fel és ezzel a preparátummal etette a *F. candida* és a *Xenylla grisea* ugróvillás fajokat. Az alkalmazott koncentráció igen magas, 200 µ/g élesztő volt. Hatást a túlélésre, vagy szaporodásra nem találtak. Ugyanezt az eredményt kapta HECKMANN et al. (2006), nagyjából ugyanilyen Cry1Ab toxin koncentráció esetén, az előző dolgozatban alkalmazott metodikával. Ugyanebben a kísérletben két a Cry1Ab toxint termelő és három izogénes vonal hatását vizsgálták a túlélésre, reprodukcióra és a populáció növekedési rátára. Szignifikáns hatást nem találtak. Ekkor kukorica gyökeret etettek az állatokkal, amelyeknek a Cry1Ab toxin koncentrációja 1,01-1,37 µ/g toxin volt. Egy másik kísérletben (CLARK & COATS 2006) öröklött kukorica levelet kaptak az állatok táplálékként, mely 1,01-1,37 µ/g Cry1Ab toxint tartalmazott. Négy kezelés közül egyben produkált a *F. candida* faj több utódot az izogénes, mint a Cry1Ab toxint termelő kukorica levelein. A másik három kezelés esetében ilyen hatást nem tapasztaltak. A *F. candida* ugróvillás (*Collembola*) faj táplálkozása során különbséget tesz a Cry1Ab-toxint termelő és az izogénes kukorica vonalak között. A táplálékpreferencia stabil tulajdonságnak bizonyult, mert a preferenciát nem változtatta meg az a tény, hogy az állatokat a táplálékpreferencia vizsgálatok előtt 5 hónapon keresztül vagy izogénes, vagy Cry1Ab-toxint termelő kukorica-leveleken tartottuk. A tápláltsági állapot is befolyásolja a *F. candida* táplálékválasztását (BAKONYI et al. 2006).

Talajállatokkal dózis-hatás vizsgálatokat nagyon keveset végeztek. Kezdeti próbálkozásokat ismerünk arra vonatkozóan, hogy egy Bt-toxin hatását direkt laboratóriumi toxicitási teszttel vizsgálják (ARNDT 2000). Újabban HÖSS et al. (2008) publikált adatokat ezen a területen. *E. coli* által expresszált Cry1Ab toxin hatását vizsgálták különböző koncentrációkban *C. elegans* fonálféreg fajon. A növekedés és reprodukció dózis függését tapasztalták. Azt azonban nem bizonyították, hogy a hatás oka a Cry1Ab toxin lett volna.

Nanotechnológiai úton előállított termékek

A nanotechnológia segítségével előállított termékek száma és köre rohamosan növekszik. Ma már több, mint ezer különböző ilyen termék van a piacon (<http://www.nanotech-project.org/inventories/consumer/browse/>, lementve 2010.01.05.). Környezeti jelentőségük egyre nagyobb. Napjainkban a nano-ökotoxikológia szakterület kialakulásának lehetünk szemtanúi (KAHRU & DUBOURGUIER 2009). Pillanatnyilag három fő kérdés köré lehet a nano-ökotoxikológiai problémákat csoportosítani (BEHRA & KRUG 2008): (1) a szintetikus úton előállított nano-anyagok fiziko-kémiai tulajdonságainak leírása, kvantifikálása az adott környezetben (talaj, víz, levegő), (2) az anyagok viselkedésének meghatározása az adott ökológiai rendszerben (felvétel, transzformáció, kiválasztás), például viselkedésük a táplálékláncokban, (3) megfelelő teszt szervezetek kiválasztása.

A nanotechnológiával előállított termékek egy része (tisztítószer, motorok adalékanyagai, nano-fémek, fullerének és nanocsövek stb.) bizonyosan bejut a talajokba is. Hatásuk a talajállatokra jelenleg alig ismert. KIM et al. (2008) platínium nanoszemcsék hatásait vizsgálták *C. elegans* fonálféreg fajon. Kimutatták, hogy a nano-Pt antioxidáns hatású, a szuperoxid dizmutáz/kataláz hatását mintázza és meghosszabbítja az állatok élettartamát. A jelenség fontos az élettartam meghosszabbítását célzó kutatásokban, azonban pontos hatásmechanizmusát nem tárták még fel. Ugyanezzel a fajjal vizsgálták az alumíniumoxid, cinkoxid és titán-dioxid, valamint ugyanezen vegyületek nanoméretű formájának toxicitását (WANG et al. 2009). Megállapították, hogy mindhárom vegyület esetében a nanoméretű forma volt toxikusabb.

A jövőben további eljárások bevezetésére kerül sor, melyben a nanotechnológia talaj-ökotoxikológiai vonatkozásainak is fontos szerepe lesz. LAL (2007) nyomán sorolunk fel néhány fontosabbat. Műtrágya formákat fejlesztenek ki, amelyek segítségével közvetlenül a gyökerekhez lehet juttatni a hatóanyagokat a kellő időben, a megfelelő összetételben és mennyiségben. A talajok vízkapacitását nano-gélekkel javítják, amelyek megkötik az esővizet és száraz időszakokban lassan a növények számára felvehetővé teszik. Olyan anyagokat kevernek a talajba, amelyek megkötik a talajszennyező kemikáliákat (pl. alfoszfor, a szmektit csoport tagjai, YUAN 2004.). Nanoanyagokat (pl. nano-vas) lehet felhasználni talajok remediációja során is. (ZHANG 2003)

Kitekintés

Ez a dolgozat a talajállatok ökotoxikológiájának néhány „forró pontjára”, napjainkban gyors fejlődésben levő területére kívánta ráirányítani a figyelmet.

Az áttekintés nem teljes, nem is lehet az, hiszen egy forrongó, még nem teljesen kialakult szakterület aktuális problémáival foglalkozik. Újabb módszerek, elvek, eljárások megjelenése várható a következő években. Mindezek hozzájárulnak majd ahhoz, hogy tisztább, élhetőbb környezetünk legyen a jövőben.

Irodalomjegyzék

- AMORIM, M. J. B., RÖMBKE, J. & SOARES, A.M.V.M. (2005): Avoidance behaviour of *Enchytraeus albidus*: Effect of Benomyl, Carbendazim, Phenmedipham and different soil types. *Chemosphere* 59: 501-510.
- ANDERSON, J.M. (1988): Invertebrate mediated transport processes in soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 24: 5-19.
- ARNDT, M. (2000): Untersuchungen zum Nematodenbefall durch *Pratylenchus* spp. an Bt-Mais. *Phytopathologie* 30: 45.
- BAAS, J., VAN HOUTE, B.P.P., VAN GESTEL, C.A.M. & KOOIJMAN, S.A.L.M. (2007): Modelling the effects of binary mixtures on survival in time. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26: 1320-1327.
- BAKONYI G. (2006): Toxicitás talajlakó szervezeteken. In: DARVAS B. & SZÉKÁCS A. (eds.): Mezőgazdasági ökotoxikológia. L'Harmattan. Budapest. pp. 135-139.
- BAKONYI G., SZIRA F., KISS I., VILLÁNYI I., SERES A. & SZÉKÁCS A. (2006): Preference tests with collembolas on isogenic and Bt-maize. *European Journal of Soil Biology* 42: 132-135.
- BARDGETT, R. (2005): The biology of soil: A community and ecosystem approach. Oxford University Press.
- BEHRA, R. & KRUG, H. (2008): Nanoecotoxicology – nanoparticles at large. *Nature Nanotechnology* 3: 253-254.
- BRUSSAARD, L., PULLEMAN, M.M., OUÉDRAOGO, É., MANDO, A. & SIX, J. (2007): Soil fauna and soil function in the fabric of the food web. *Pedobiologia* 50: 447-462.
- BONGERS, M., RUSCH, B., VAN GESTEL, C.A.M. (2004): The effect of counterion and perlocation on the toxicity of lead for the springtail *Folsomia candida* in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23: 195-199.
- BUNDY, J., SIDHU, J.K., RANA, F., SPURGEON, D.J., SVENDSEN, C., WREN, J.F., STÜRZENBAUM, S.R., MORGAN, A.J. & KILLE, P. (2008): 'Systems toxicology' approach identifies coordinated metabolic responses to copper in a terrestrial non-model invertebrate, the earthworm *Lumbricus rubellus*. *BMC Biology* 6:25 doi:10.1186/1741-7007-6-25.
- CAPOWIEZ, Y., DITTBRENNER, N., RAULT, M., TRIEBSKORN, R. HEDDE, M. & MAZZIA, C. (2010): Earthworm cast production as a new behavioural biomarker for toxicity testing. *Environmental Pollution* 158: 388-393.
- CLARK, B.W. & COATS, J.R. (2006): Subacute effects of Cry1Ab Bt corn litter on the earthworm *Eisenia fetida* and the springtail *Folsomia candida*. *Environmental Entomology* 35: 1121-1129.
- COLEMAN, D. (2008): From peds to paradoxes: Linkages between soil biota and their influences on ecological processes. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 271-289.
- COLEMAN, D.C., CROSSLEY, JR. D.A. & HENDRIX, P.F. (2004): Fundamentals of Soil Ecology. Academic Press.
- CORTET, J., GRIFFITH, B., BOHANEK, M., DEMSAR, D., ANDERSEN, M.N., CAUL, S., BIRCH, A.N.E., PERNIN, C., TABONE, E., DE VAUFLEURY, A., KE, X. & KROGH, P.-H. (2007): Evaluation of effects of transgenic Bt maize on microarthropods in a European multi-site experiment. *Pedobiologia* 51: 207-218.
- CROMMENTUIN, T., DOODEMAN, J.A.M., DOORNEKAMP, A. & VAN GESTEL, C.A.M. (1997): Life-table study with the springtail *Folsomia candida* (Willem) exposed to cadmium, chlorpirifos and triphenyltin hydroxide. In: VAN STRAALLEN, N. & LOKKE, H. (eds.): Ecological risk assessment of contaminants in soil. Chapman & Hall. London.
- DARVAS B., SZÉKÁCS A., BAKONYI G., KISS I., BIRÓ B., VILLÁNYI I., RONKAY L., PEREGOVITS L., LAUBER É. & POLGÁR A. L. (2006): Az Európai Élelmiszerbiztonsági Hivatal GMO paneljének a magyarországi környezetanalitikai és ökotoxikológiai vizsgálatokkal kapcsolatos állásfoglalásáról. *Növényvédelem* 42(6): 313-325.
- DARVAS B., LAUBER É., BAKONYI G., BÉKÉSI L., SZÉKÁCS A. & PAPP L. (2007): A MON 810-es GM-kukoricák környezettudományi megítélése. *Magyar Tudomány* 8: 1047-1056.

- DOBELJAK, M., CORTET, J., DEMSAR, D., KROGH, P.-H. & DZEROSKI, S. (2007): Hierarchical classification of environmental factors and agricultural practices affecting soil fauna under cropping systems using Bt maize. *Pedobiologia* 51: 229-238.
- FILSER, J., KOEHLER, H., RUF, A., RÖMBKE, J., PRINZING, A., & SCHAEFER, M. (2008): Ecological theory meets soil ecotoxicology: Challenge and chance. *Basic and Applied Ecology* 9: 346-355.
- GRIFFITHS, B.S., CAUL, S., THOMPSON, J., BIRCH, A.N.E. SCRIMGEOUR, C., CORTET, J., FOGGO, A., HACKETT, C.A. & KROGH, P.-H. (2006): Soil microbial and faunal community responses to Bt maize and insecticide in two soils. *Journal of Environmental Quality* 35: 734-741.
- GILLER, P.S., 1996. The diversity of soil communities, the 'poor man's tropical rainforest'. *Biodiversity and Conservation* 5: 135-168.
- GROOT, A.T. & DICKE, M. (2002): Insect-resistant transgenic plants in a multi-trophic context. *The Plant Journal* 31: 387-406.
- HECKMANN, L.-H., GRIFFITHS, B., CAUL, S., THOMPSON, J., PUSZTAI-CAREY, M., MOAR, W.J., ANDERSEN, M.N. & KROGH, P.-H. (2006): Consequences for *Protaphorura armata* (Collembola: Onychiuridae) following exposure to genetically modified *Bacillus thuringiensis* (BT) maize and non-Bt maize. *Environmental Pollution* 142: 212-216.
- HENDRICKS, A.J., MAAS-DIEPEVEEN, J.L.M., HEUGENS, E.H.W. & VAN STRAALEN, N.M. (2005): Meta-analysis of intrinsic rates of increase and carrying capacity of populations affected by toxic and other stressors. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 2267-2277.
- HORNUNG E., FISCHER E., & FARKAS S. (1998): Reproduction as an endpoint of sublethal toxicity tests in Isopods. *Israel Journal of Zoology* 44: 445-450.
- HÖSS, S., ARNDT, M., BAUMGARTE, S., TEBBE, C.C., NGUYEN, H.T. & JEHLE, J.A. (2008): Effects of transgenic corn and Cry1Ab protein on the nematode, *Caenorhabditis elegans*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70: 334-340.
- ICOZ, I. & STOTZKY, G. (2008): Fate and effects of insect-resistant Bt crops in soil ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 559-586.
- JAFER, T., HEUGENS, E.H.W. & KOOLMAN, S.A.L.M. (2006): Making sense of ecotoxicological test results: towards application of process-based models. *Ecotoxicology* 15: 305-314.
- KAHRU, A. & DUBOURGUIER, H.-C. (2009): From ecotoxicology to nanoecotoxicology. *Toxicology* doi:10.1016/j.tox.2009.08.016
- KILLHAM, K. (1994): Soil ecology. Cambridge Univ. Press, Cambridge. pp. 242.
- KIM, J., TAKAHASBI, M., SHIMIZU, T., SHIRASAWA, T., KAJITA, M., KANAYAMA, A. & MIYAMOTO, Y. (2008): Effects of a potent antioxidant, platinum nanoparticle, on the lifespan of *Caenorhabditis elegans*. *Mechanisms of Ageing and Development* 129: 322-331.
- KOOLS, S.A.E., BOIVIN, M-E.Y., VAN DER WURFF, A.W.G., BERG, M.P., VAN GESTEL, C.A.M. & VAN STRAALEN, N.M. (2009): Assessment of structure and function in metal polluted grasslands using Terrestrial Model Ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72: 51-59.
- KROGH, P.-H. & GRIFFITH, B. (2007): ECOGEN – Soil ecological and economic evaluation of genetically modified crops. *Pedobiologia* 51: 171-173.
- Lal, R. (2007): Soil Science and the Carbon Civilization. *Soil Science Society of America Journal* 71: 1425-1437.
- LEE, K.E. (1994): The biodiversity of soil organisms. *Applied Soil Ecology* 1: 251-254.
- LOUREIRO, S., SOARES, A.M.V.M. & NOGUEIRA, A.J.A. (2005): Terrestrial avoidance behaviour tests as screening tool to assess soil contamination. *Environmental Pollution* 138: 121-131.
- MOSER, T., RÖMBKE, J., SCHALLNASS, H.-J. & VANGESTEL C.A.M. (2007): The use of the multivariate principal response curve (PRC) for community level analysis: in a case study on the effects of carbendazim on enchytraeids in terrestrial model ecosystems (TME). *Ecotoxicology* 16: 573-583.
- NAGY P. (1999): Effect of an artificial metal pollution on nematode assemblage of a calcareous loamy chernozem soil. *Plant and Soil* 212: 35-43.
- NAGY P. (2009): Case Studies using Nematode Assemblage Analysis in Terrestrial Habitats. pp. 172-187. In: WILSON, M.J. & KAKOULI-DUARTE, Th. (eds.): Nematodes as Environmental Bioindicators, CABI.

- NATAL-DA-LUZ, T., TIDONA, S., VAN GESTEL, C.A.M., MORAIS, P.V. & SOUSA, J.P. (2009): The use of Collembola avoidance tests to characterize sewage sludges as soil amendments. *Chemosphere* 77: 1526-1533.
- NOEL, H., HOPKIN, S.P., HUTCHINSON, T.H., WILLIAMS, T.D. & SILBY R.M. (2006): Towards a population ecology of stressed environments: the effects of zinc on the springtail *Folsomia candida*. *Journal of Applied Ecology* 43: 325–332.
- PLACKETT, R.L. & HEWLETT, P.S. (1952). Quantal responses to mixtures of poisons. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B*, 14: 143-163.
- PUSZTAI Á. & BARDÓCZ ZS. (2006): A genetikailag módosított élelmiszerek biztonsága. Természetesen Alapítvány, Budapest.
- ROHR, J.R., KERBY, J.L. & SIH, A. (2006): Community ecology as a framework for predicting contaminant effects *Trends in Ecology and Evolution* 21: doi:10.1016/j.tree.2006.07.002
- ROEMBKE, J. (2008): Bioavailability in soil: the role of invertebrate behaviour. In: NAIDU R. (Ed.) *Developments in Soil Science*. Elsevier B.V. 245-260.
- RÖMBKE, J. (2006): Tools and techniques for the assessment of ecotoxicological impacts of contaminants in the terrestrial environment. *Human and Ecological Risk Assessment* 12: 84-101.
- SILVA, E., RAJAPAKSE, N. & KORTENKAMP, A. (2002): Something from „nothing” – eight weak estrogenic chemicals combined at concentrations below NOECs produce significant mixture effects. *Environmental Science & Technology* 36: 1751–1756.
- SIMS, S.R., & MARTIN, J.W. (1997). Effect of the *Bacillus thuringiensis* insecticidal proteins CryIA(b), CryIA(c), CryIIA, and CryIIIA on *Folsomia candida* and *Xenylla grisea* (Insecta: Collembola). *Pedobiologia* 41: 412–416.
- SMIT, C.E. & VAN GESTEL, C.A.M. (1998) Effects of soil type, prepercolation and ageing on bioaccumulation and toxicity of zinc for the springtail *Folsomia candida*. *Environmental Toxicology & Chemistry* 17: 1132-1141.
- STOTZKY, G. (2004): Persistence and biological activity in soil of the insecticidal proteins from *Bacillus thuringiensis*, especially from transgenic crops. *Plant and Soil* 266: 77-89.
- SVERDRUP, L.E., NIELSEN, T., KROGH, P.-H. (2002): Soil Ecotoxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Relation to Soil Sorption, Lipophilicity, and Water Solubility. *Environmental Science & Technology* 36: 2429-2435.
- VAN GESTEL, C.A.M. & HENSBERGEN, P.J. (1997): Interaction of Cd and Zn toxicity for *Folsomia candida* Willem (Collembola: Isotomidae) in relation to bioavailability in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16: 1177–1186.
- VAN GESTEL, C.A.M. (1997): Scientific basis for extrapolating results from soil ecotoxicity tests to field conditions and the use of bioassays. In: VAN STRAALLEN, N. & LOKKE, H. (eds.): *Ecological risk assessment of contaminants in soil*. Chapman & Hall. London.
- VAN GESTEL, C.A.M. & MA, W. (1988): Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms, in relation to bioavailability in soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 15: 289-297.
- VAN GESTEL, C.A.M. & MA W (1990): An approach to quantitative structure-activity relationships (QSAR) in earthworm toxicity studies. *Chemosphere* 21: 1023-1033.
- VAN STRAALLEN, N.M. & ROELOFS, D. (2008): Genomics technology for assessing soil pollution. *Journal of Biology* 7: 19 doi: 10.1186/jbiol180
- VERHOEF, H.A. & BRUSSAARD, L. (1990): Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agro-ecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry* 11: 175-211.
- WANG, H., WICK, R.L. & XING, B. (2009): Toxicity of nanoparticulate and bulk ZnO, Al₂O₃ and TiO₂ to the nematode *Caenorhabditis elegans*. *Environmental Pollution* 157: 1171-1177.
- ZHANG, W.X. (2003): Nanoscale iron particles for environmental remediation: An overview. *Journal of Nanoparticle Research* 5: 323-332.
- YUAN, G. (2004): Natural and modified nanomaterials as sorbents of environmental contaminants. *Journal of Environmental Science and Health* 39: 2661-2670.

New directions for research into the ecotoxicology of soil animals

GÁBOR BAKONYI¹, ANIKÓ SERES¹, VIKTÓRIA RÉPÁSI¹, TÜNDE JURÍKOVÁ²,
LÁSZLÓ SZEKERES² & ISTVÁN BALLA²

¹Department of Zoology and Animal Ecology, Szent István University, Páter K. u. 1., 2100 Gödöllő, Hungary
E-mail: *bakonyi.gabor@mkk.szie.hu*

²Constantine the Philosopher University in Nitra, Institute of Natural Science and Informatics,
Dražovská 4, 949 74 Nitra, Slovakia

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2009) 94(1): 3–17.

Abstract. Assessing the ecological risk of contaminated soil is a complicated task with numerous associated problems. Currently a number of unresolved problems exist in ecotoxicology. Searching for more appropriate endpoints is a continuous task. Behaviour the animals, life-table analysis or community structure analysis may help us in deeper understanding of the pollutant effects even at the ecosystem level. Over the past decade several new branch of the ecotoxicology have been emerged as ecotoxicogenomics and environmental metabolomics. Genetically engineered plants and nanotechnology produced materials means new challenges for ecotoxicology in the near future.

Keywords: soil animals, ecotoxicology.