

## **A talajminőség mikrobiológiai indikációja: lehetőségek és korlátok**

*Szili-Kovács Tibor – Takács Tünde*

MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest

E-mail: szili\_k@rissac.hu

### **Összefoglalás**

A talajminőség leromlása miatt a talajok ökológiai funkciói károsodhatnak, kihatva a talajok élővilágára is. A folyamat nyomon követése biológiai indikációval lehetséges. Napjainkban óriási a választék a talaj- és rizoszféra bióta bevonásával történő vizsgálómódszerekben, amelyekkel a környezeti-állapotnak és az emberi beavatkozásoknak (például talajjavítás, szennyvíziszap-elhelyezés) a hatását értékelhetjük. A talajminőség biológiai indikációjának elterjedését azonban gátolja a standard módszerek csekély volta, vagy a professzionális mérőlaboratóriumoknak, a talajminőség összehasonlító értékeinek, a rendszeres adatbázisoknak és a talajbiológiai változók közötti összefüggésekre vonatkozó ismereteknek a hiánya, esetleg bizonytalansága és a szemléletbeli korlátok is.

### **Summary**

Ecological functions of soils can be damaged as a result of the soil degradation processes, affecting the key-important soil- and rhizobiota elements. Those changes can be monitored by the biological indication. Nowadays, there are plenty of methods to assess soil quality changes through the human activities (such as the sewage sludge applications, amelioration, and remediation technologies). The general use of biological indication methods for the soil quality assessments is retarded by several reasons: i) the lack of standard methods and professional labs, ii) the real upscaling of soil quality-indications and their relations to the soil biological variables, iii) the lack of appropriate databases and neglecting the ecological point of views. Advantages and limitations of microbial indication of the soil quality are discussed here with special regards to land-use changes and metal pollution situations.

### **Bevezetés**

A 2007. évi talaj világnapi üzenet a talajok ésszerű és fenntartható használatát, minőségének megőrzését és fokozását tartotta a legfontosabbnak, ami közös ügyünk, az egész társadalom érdeke (VÁRALLYAY, 2007). A talajminőség megőrzése különösen azért fontos, mert a rendelkezésre álló talajkészlet véges, sőt állandóan csökken. A kedvező agroökológiai adottságok ellenére a különböző talajdegradációs folyamatok miatt a talajok minőségének romlása nagy területet érint hazánkban (VÁRALLYAY, 2006), ezért különösen fontos, hogy a talajok használatával kapcsolatban, azok érzékenységéről, terhelhetőségéről és regenerációs képességéről minél több információ álljon rendelkezésünkre a felhasználók számára elérhető módon.

## **A talajminőség és a biológiai indikáció fogalma**

A talajminőség fogalmát az 1990-es években többen körülírták, de az eltérő értelmezések miatt egyesek a talajegészség (soil health) bevezetését javasolták, amelyben a talajnak, mint ökológiai rendszernek a funkcionalitását, a biotikus folyamatok meghatározott keretek közötti érvényesülését tekintették prioritásnak (PANKHURST et al., 1997), de ma már a két fogalmat általában szinonimként használják (ANDERSON, 2003). A talajminőség legfontosabb elemei: 1. a talajok multifunkcionalitása, 2. a stresszhatásokkal szembeni érzékenysége és 3. a különböző beavatkozásokkal szembeni reagáló képessége (VÁRALLYAY, 2007). A talajok multifunkcionalitásából adódóan meg kell tudnunk fogalmazni, hogy melyek azok az ökológiai funkciók, amelyek a biotikus tényezőktől függenek.

Mivel minden élőlény nyílt rendszer, ezért a környezetből származó ingerekre reagál. A biológiai indikációban a környezeti hatásokra adott biológiai választ követjük nyomon. A biológiai indikációra minden élőlénycsoport felhasználható: állatok, növények, mikroorganizmusok, populációs vagy egyedi szinten megnyilvánuló mérhető reakciói (extinkció, mortalitás, fitness, migráció, adaptáció, fiziológiai reakciók stb.). Az akkumulációs indikátorok lehetnek passzív indikátorok, amikor a természetben előforduló fajokat használják a különböző szennyező anyagok kimutatására, aktív indikátorok, amikor a kiválasztott, rendszerint érzékeny szervezeteket helyezzük ki a vizsgálandó területre (expozíciós tesztek).

Az általános indikációs alapelv értelmében minden élőlény indikátor, csak a tolerancia viszonyaikban van eltérés. Kérdés azonban, hogy rendelkezünk-e megfelelő módszerekkel, illetve eszközökkel a biológiai rendszerekben bekövetkező változások érzékeléséhez, hiszen ezek különböző szinten jelennek meg (közösség, társulás, populáció, egyedi anatómiai, fiziológiai, szövettani, sejttani, genetikai, biokémiai jellegek) így eltérő tudományági és ennek megfelelő módszertani megközelítést igényelnek. Az emberi hatások vagy közvetlenül, vagy a természetesen ható ökológiai tényezők megváltoztatásán keresztül hatnak az élőlényekre. A biomonitoring rendszerek által kapott eredmények lehetnek kvalitatív jellegűek, de számszerű eredményt is adhatnak, pl. növénytársulások TWR spektruma, természetvédelmi értékspektrum, életforma-spektrum, biodiverzitás-index stb., amelyeket a talajkémiai analízisek eredményeivel összehangban kell kiértékelni.

A talajökológiai indikációs eljárások az élőhelyeken fellépő degradatív folyamatokat teszik mérhetővé. Azt jelzik, hogy az adott élőhely talajaiban az életközösségek ökológiai állapotjelzői adott környezeti terhelés mellett – pl. területhasználat módja, intenzitása, szennyezettsége stb. – mennyire különböznek a kevésbé terhelt területek életközösségeitől (DOMBOS & SZALKAI, 2004). A továbbiakban csak a mikrobiális indikációs lehetőségeket tárgyaljuk, mert ezek kutatásába kapcsolódtunk be (FILIP, 2002).

## A mikrobiális indikátorok főbb jellemzői

A mikrobiális indikáció előnyös tulajdonságai PANKHURST et al. (1995) szerint a következők. A mikroorganizmusok a változásokra gyorsan reagálnak, és gyorsan alkalmazkodnak a környezeti feltételekhez; nagy felület/térfogat arányuk miatt sokkal szorosabb kapcsolatban vannak környezetükkel, mint a magasabb rendű élőlények. A mikrobiális populációkban és aktivitásukban bekövetkező változások, gyakran megelőzve a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaiban kimutatható eltéréseket, a talajállapot korai figyelmeztető jele lehet. Végül pedig, a talajmikroorganizmusok nagyon sok talaj-folyamatban vesznek részt.

A talaj mikrobiális közösség főbb jellemzői: a biomassza, aktivitás, összetétel és diverzitás (genetikai és funkcionális), reziliencia (tolerancia és adaptáció), és a növény-mikroba kölcsönhatások (mikorrhiza, N<sub>2</sub>-fixáció, asszociatív mikroorganizmusok). Ezekhez mikrobiális indikátorok rendelhetők, amelyeknek kidolgozott és perspektivikusan alkalmazható módszerei vannak (NIELSEN & WINDING, 2002). A talajminőség mikrobiális-biokémiai indikációjának három megközelítése van (GIL-SOTRES et al., 2005): 1. egyedi változók használata, 2. egyszerű indexek használata, pl. specifikus respirációs aktivitás (következő fejezetben), 3. Komplex indexek használata, amelyeket számos egyedi változóból statisztikai módszerekkel állítanak elő.

A mikrobiális indikáció során számos nehézséggel kell számolni:

- térbeli és időbeli (szezónális) változatosság és változékonyság,
- megfelelő referencia kiválasztása,
- a felhasznált biológiai indikációs módszerek általában specifikusak, nem minden esetben használhatók,
- a megváltozott fizikai vagy kémiai tulajdonság és a biológiai hatás mértéke között nincs szükségszerűen összefüggés.

A talajok biológiai indikációjának felhasználási területei a következők lehetnek:

1. Talajmonitoring programok: (pl. Talaj Információs és Monitoring Rendszer), tartamkísérletek: pl. trágyázási (KÁTAI, 2006), ökológiai (LTER): (TÖRÖK & LOHÁSZ, 2004, KRAKOMPERGER et al., 2008), érzékeny területek megfigyelése (TÓTH E et al., 2008).
2. Környezeti hatásvizsgálatok:  
szennyvizek és szennyvíziszapok elhelyezése (VERMES, 2007),  
műtrágyák, növényvédőszer (SÁNDOR et al., 2008),  
genetikailag módosított növények termesztésének ökológiai kockázatai (VILLÁNYI et al., 2006).
3. Bioremediáció, rekultiváció, melioráció és egyéb beavatkozások nyomon követése (KÖDÖBÖCZ & MURÁNYI, 2008).

## Mikrobiális indikációs módszerek

A módszerek egy része *in situ*, de nagyobbrészt laboratóriumi vizsgálatokból áll. *In situ* módszereknek tekintjük a fixált minták laboratóriumi vizsgálatát is, mint pl. a foszfolipid-zsírsavak (HALBRITTER & UZINGER, 2005), leucin beépülés (BÅÅTH, 1994), enzimek vizsgálatát (MÁTHÉ et al., 1994) és a legtöbb molekuláris (DNS és RNS) módszert (TORSVIK & ØVREÅS, 2002).

Az általános monitoring programokhoz egy úgynevezett minimális módszer együttes (MDS: minimal data set) alkalmazását javasolják a következő, könnyen mérhető változókkal: talajrespiráció, mikrobiális biomassza C, nitrogén mineralizáció, és dekompozíciós teszt ún. "litter-bag" (NIELSEN & WINDING, 2002). A következő mikrobiális változók mérése szerepel a TIM (Talaj Információs és Monitoring) rendszerben (VÁRALLYAY, 1993): 1.) dehidrogenáz aktivitás, 2.) CO<sub>2</sub> produkció mérése, 3.) cellulózbontó aktivitás.

### **Első példa: a talajművelés és vetésszerkezet-váltás hatásának mikrobiális indikációja**

A talajhasználat és a különböző művelési módok a talajok fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságait egyaránt befolyásolhatják. A mikrobiális indikáció lehetőséget adhat a talajokat kímélő művelési módok helyes kiválasztásához. Németországi tartamkísérletek alapján megállapították, hogy a vetésszerkezet-váltás a mikrobiális közösség energetikailag hatékonyabb anyagcserét folytat, mint monokultúra alatt a qCO<sub>2</sub> és a mikrobiális biomassza-C/összes szerves C hányadosok alapján (ANDERSON, 2003). A termesztési és talajhasználati eljárásoknak- ugaros, vetésszerkezet-váltó vagy monokultúrás növénytermesztés- a talajművelés és kemizálás mértékének jelentős hatása van a termesztett növényekkel szimbiózisban élő mikroorganizmusok faji sokféleségének, a populáció homogenitásának és működőképességének alakulására is. A talaj mikrobiális közösség katabolikus aktivitásmintázata és a C, N és P transzformáció fontos enzimeinek mintázata a folyamatos gabonatermesztésnél szignifikánsan elkülönült más, növényváltást tartalmazó vetésszerkezetektől (BENDING et al., 2004). Az arbuskuláris mikorrhiza (AM) gombák kolonizációs potenciálja is sokkal kisebb volt a folyamatos gabonatermesztésnél. OEHL és munkatársai (2003) kimutatták, hogy a nem bolygatott legelő, vetésszerkezet-váltó alatt művelt területek és a monokultúrában termesztett kukorica rizoszférájában az AM gombák közösségi összetétele jelentősen különbözött egymástól. Franciaországban, Németországban és Svájcban végzett vizsgálatok alapján megállapították, hogy a talaj bolygatása és a hosszú távú monokultúrás növénytermesztés csökkenti az AM-gombák fajgazdagságát és elősegíti a gyorsan sporuláló, de kevésbé infekcióképes fajok szelekcióját (OEHL et al., 2003).

### Második példa: a talajok nehézfém-terhelésének mikrobiális indikációja

A talajdegradációs folyamatok közül a talajszennyezés, és ezen belül a nehézfémek feldúsulása, biológiai akkumulációja és a táplálékláncba történő bejutása különösen nagy figyelmet igényel (CSATHÓ, 1994). A nagyhorcsöki nehézfém-terhelési kísérletben (KÁDÁR, 1995) a réz, kadmium, cink és nikkell hatását vizsgáltuk a 4 nehézfém-terhelési szint közül a 2-es: 90 kg/ha és a 4-es: 810 kg/ha szintből származó talajmintákból. A talajból különböző táptalajokon kitenyészhető mikroorganizmus számokat, továbbá eltérő aktivitási mutatókat határoztunk meg. A kadmium kezelések okozták a legnagyobb eltérést a mikrobiális szerkezetben (SZILI-KOVÁCS et al., 2008), a mikrobiális biomassza C és a mikrobiális biomassza C: összes szerves C arányok is lecsökkentek a kontrollhoz képest (SZILI-KOVÁCS et al., 1999). Az AM-gombafajok száma minden esetben kisebb volt, mint a fémszennyezéstől mentes kontroll talajokban. A természetes ökoszisztémát reprezentáló, a bolygatástól és talajkezelésektől mentes talajmintákból hat, az agrár ökoszisztémát reprezentáló, évente azonos NPK adagokkal trágyázott és művelt parcellák talajaiból négy AM-gombafajt sikerült izolálni. Az AM-gombafajok száma a kontrollokhoz képest  $Zn > Ni > Cd$  sorrendben csökkent és a szennyezetté válásának növekedésének függvényében mérséklődött. A 4-es szintű kadmium kezelésben már csak egy AM gomba faj a *Sclerocystis sinuosa* volt kimutatható (TAKÁCS et al., 2000). Feltételezhető, hogy a bolygatás és fémszennyezés hatására azok az AM-gombafajok szelektálódtak ki, amelyek túlélési stratégiájukban mind a mechanikai, mind a kémiai stresszel szemben toleránsak voltak (pl. a *S. sinuosa*).

A Gyöngyösorszi melletti bezárt ólom- és cinkbánya és az ércfeldolgozó működése miatt a Toka-patak mentén kiterjedt nehézfém szennyezés található. 2003-ban fitoremediációs kísérletet állítottak be az ún. bányaudvar (MURÁNYI & KÖDÖBÖCZ, 2008) és egy Gyöngyösorszától délre fekvő korábban gyümölcsösként használt mintaterületen (MÁTHÉ GÁSPÁR & ANTON, 2004) különböző növényekkel. Az utóbbi területen a vizsgált talajokban az arzén, kadmium, ólom, cink és réz több mint egy nagyságrendnyi dúsulást mutatott a patakhoz közeli talajban, a kissé távolabb eső kontroll talajhoz képest. A fűzfa gyökerekben a kadmium feldúsulása jelentős volt (2,5-szeres) a szennyezett és nem szennyezett talajban egyaránt, azonban a többi elem esetében nem volt bioakkumuláció (MÁTHÉ-GÁSPÁR et al., 2006). Az erősen szennyezett szárazvölgyi víztározó mellett két erdei gyümölcs termése, a *Rubus fruticosus* 12-szeres, a *Rosa canina* kb. 1,3-szoros kadmium akkumulációja mellett számos más elem is jelentősen feldúsult (TÓTH et al., 2008). Az AM gombák jelenléte kismértékben csökkentette a vörös csenkesz nehézfém-felvételét tenyészedény kísérletben (SIMON & BIRÓ, 2005, SIMON et al., 2006). A felvehető és összes-foszfor közötti összefüggés a szennyezés hatására megváltozott, mivel a nehézfémek jelenléte csökkentette a foszfor oldhatóságát (MÁTHÉ et al., 2007)

és ez a talaj foszfatáz-aktivitásának a növekedését indukálta. A fűz és kukorica gyökérkörnyezetében a mikrobiális biomassza a szennyezett talajban kisebb volt fumigációs módszerrel és szubsztrát indukált respirációs módszerrel mérve egyaránt (SZILI-KOVÁCS et al., 2006), ugyanakkor a biomassza specifikus respiráció nagyobb, a biomassza C/összes szerves C pedig kisebb volt. A fűzfa gyökérben AM gombák nem voltak jelen, viszont a kukorica gyökérben a szimbiózis működőképességére utaló arbuszkulum gazdagság a nehézfém-szennyezés hatására nagyobb lett.

### **Következtetések**

A mikrobiális indikációs módszerek potenciálisan alkalmasak lehetnek a talajminőség megállapítására. Ezeket két példán keresztül mutattuk be. Alkalmazhatóságukat nehezíti, hogy a különböző laboratóriumokban mért adatok eredményei eltérhetnek egymástól. A mikrobiális változók szezonális változása, a talajképző kőzetben, a textúrában, a klimatikus körülményekben és a növényzetben megnyilvánuló különbségek továbbá a megfelelő referencia értékek hiánya is gátolják az összehasonlíthatóságot. A talajminőség mikrobiális indikációja ennek ellenére két területen lehet perspektivikus, az egyik a talajművelés által előidézett degradáció, a másik a szennyezések hatására jelentkező funkcionális változások kimutatása. Ezek megközelítése komplex változókkal biztonságosabb lehet, mint egyedi változók vagy indexek alkalmazásával.

### **Köszönetnyilvánítás**

A dolgozat NKTH-OTKA (K 68636) támogatással készült.

### **Irodalomjegyzék**

- ANDERSON, T-H., (2003): Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality. *Agr. Ecosyst. Environ.* **98**. 285–293.
- BÁÁTH, E., (1994): Measurement of protein-synthesis by soil bacterial assemblages with the leucine incorporation technique. *Biol. Fertil. Soils* **17**. 147-153.
- BENDING, G.D., TURNER, M.K., RAYNS, F., MARX, M-C. & WOOD, M., (2004): Microbial and biochemical soil quality indicators and their potential for differentiating areas under contrasting agricultural management regimes. *Soil Biol. Biochem.* **36**. 1785–1792.
- CSATHÓ, P., (1994): A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest.
- DOMBOS, M. & SZALKAI, T., (2004): Indikációs modellek és alkalmazásuk a talajökológiában. *Agrokémia és Talajtan* **53**. 181–194.
- FILIP, Z., (2002): International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agr. Ecosyst. Environ.* **88**. 169–174.



- GIL-SOTRES, F., TRASAR-CEPEDA, C., LEIRÓS, M.C. & SEOANE, S., (2005): Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biol. Biochem.* **37**. 877–887.
- HALBRITTER, A. & UZINGER, N., (2005): A talaj-mikrobióta vizsgálata foszfolipidek alapján. I. Szükségesség és alkalmazási lehetőségek. *Agrokémia és Talajtan* **54**. 517–534.
- KÁDÁR, I., (1995): A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon, MTA-TAKI, Budapest.
- KÁTAI, J., (2006): Changes in soil characteristics in mono-and triculture longterm field experiment. *Agrokémia és Talajtan* **55**. 183–192.
- KÖDÖBÖCZ, L. & MURÁNYI, A., (2008): Characterization of phytoremediation technology by rhizosphere microorganism. *Cereal Res. Commun.* **36**. 443–446.
- KRAKOMPERGER, ZS., TÓTH, J.A., VARGA, CS. & TÓTHMÉRÉSZ, B., (2008): The effect of litter input on soil enzyme activity in an oak forest. *Cereal Res. Commun.* **36**. 323–326.
- MÁTHÉ-GÁSPÁR, G., SZILI-KOVÁCS, T., MÁTHÉ, P. & ANTON, A., (2006): Change of root and rhizosphere characters of willow (*Salix* sp) induced by high heavy metal pollution. *Acta Biol. Szeged.* **50**. 37–40.
- MÁTHÉNÉ GÁSPÁR, G. & ANTON, A., (2004): Toxikuselem-szennyeződés káros hatásainak mérséklése fitoremediációval (szemle). *Agrokémia és Talajtan* **53**. 413–432.
- MÁTHÉ, P., FÜLEKY, G. & ANTON, A., (1994): Effect of carbon and phosphorus content on the phosphomonoesterase activity in soil. *Acta Biol. Hung.* **45**. 81–85.
- MÁTHÉ, P., MÁTHÉ-GÁSPÁR, G., SZILI-KOVÁCS, T., SIPTER, E. & ANTON, A., (2007): Changes in the parts of the rhizosphere phosphorus cycle influencing by heavy metal contamination. *Cereal Res. Commun.* **35**. 761–764.
- MURÁNYI, A. & KÖDÖBÖCZ, L., (2008): Heavy metal uptake by plants in different phytoremediation treatments. *Cereal Res. Commun.* **36**. 387–390.
- OEHL, F., SIEVERDING, E., INEICHEN, K., MÄDER, P., BOLLER, T. & WIEMKEN, A., (2003): Impact of land use intensity on the species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in agroecosystems of Central Europe. *Appl. Environ. Microbiol.* **69**. 2816–2824.
- PANKHURST, C.E., HAWKE, B.G., McDONALD, H.J., KIRKBY, C.A., BUCKERFIELD, J.C., MICHELSEN, P., O'BRIEN, K.A., GUPTA, V.V.S.R. & DOUBE, B.M., 1995. Evaluation of soil biological properties as potential bioindicators of soil health. *Aust. J. Exp. Agr.* **35**. 1015–1028.
- PANKHURST, C.E., DOUBE, B.M. & GUPTA, V.V.S.R., (1997): Biological indicators of soil health: Synthesis. In: *Biological Indicators of Soil Health*. Pankhurst, C.E., Doube, B.M. and Gupta, V. V. S. R. (eds.). CAB International, pp. 419–435.
- SÁNDOR, ZS., KÁTAI, J. & NAGY, P.T., (2008): The effect of herbicides on some microbiological parameters of carbon-cycle in maize monoculture. *Cereal Res. Commun.* **36**. 1175–1178.
- SIMON, L. & BIRÓ, B., (2005): Adalékanyagok, vörös csenkesz és Zn-toleráns arbuszkuláris mikorrhiza gombák szerepe a nehézfémekkel szennyezett gyöngyösoroszi bányameddő remediációjában. *Agrokémia és Talajtan* **54**. 163–176.

- SIMON, L., TAMÁS, J., KOVÁCS, E., KOVÁCS, B. & BIRÓ, B., (2006): Stabilisation of metals in mine spoil with amendments and growth of red fescue in symbiosis with mycorrhizal fungi. *Plant Soil Environ.* **52**. 385–391.
- SZILI-KOVÁCS, T., ANTON, A. & GULYÁS, F., (1999): Effect of Cd, Ni and Cu on some microbial properties of a calcareous chernozem soil. In: Kubát, J. ed.: Proc. 2<sup>nd</sup> Symp on the “Pathways and Consequences of the Dissemination of Pollutants in the Biosphere” Prague, pp. 88–102.
- SZILI-KOVÁCS, T., MÁTHÉ-GÁSPÁR, G., MÁTHÉ, P. & ANTON, A., (2006): Microbial biomass and phosphomonoesterase activity of the willow (*Salix sp.*) rhizosphere in a heavy metal polluted soil. *Agrokémia és Talajtan* **55**. 241–250.
- SZILI-KOVÁCS, T., (2008): Effect of some metal salts on the cultivable part of soil microbial assemblage in a calcareous loam cropland 6 years after contamination. *Acta Biol. Szeged.* **52**. 201–204.
- NIELSEN, M.N. & WINDING, A., (eds.) (2002): Microorganisms as indicators of soil healths. NERI Technical Report No.388. Ministry of the Environment, National Environmental Research Institute, Denmark.
- TAKÁCS, T., BIRÓ, B. & VÖRÖS, I., (2000): Kadmium, nikkell és cink hatása az arbuszkuláris mikorrhiza gombák faji diverzitására. *Agrokémia és Talajtan* **49**. 465–476.
- TORSVIK, V. & ØVREÅS, L., (2002): Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Curr. Opin. Microbiol.* **5**. 240–245.
- TÓTH, A., BRAUN, M., TÓTH, ZS., GÓR, D. & LAKATOS, GY., (2008): Element composition of *Rosa canina* and *Rubus fruticosus* fruits at an abandoned metalliferous minesite in N-Hungary. *Cereal Res. Commun.* **36**. 1655–1658.
- TÓTH, E., FARKAS, CS., NAGY, V., HAGYÓ, A. & ŠTEKAUEROVÁ, V., (2008): Assessment of spatial variation of the soil water regime in the soil-plant system. *Cereal Res. Commun.* **36**. 307–310.
- TÖRÖK, K. & LOHÁSZ, C., (2004): The effect of climate on the restoration success of sandy grassland in Hungary. In: 16<sup>th</sup> Annual Conference of the Society for Ecological Restoration. Victoria, Canada. p. 1–8. (CD-ROM).
- VÁRALLYAY, G., (1993): Soil data-bases, soil mapping soil information and soil monitoring systems in Hungary. In: Proc. Int. Workshop on Harmonization of soil Conservation Monitoring Systems. (Ed.: VÁRALLYAY, G.). 107–125. Research Inst. Soil Sci. and Agric. Chem. Hung. Acad. Sci., Budapest.
- VÁRALLYAY, GY., (2006): Soil degradation processes and extreme soil moisture regime as environmental problems in the Carpathian Basin. *Agrokémia és Talajtan* **55**. 9–18.
- VÁRALLYAY, GY., (2007): Soil resilience (Is soil a renewable natural resource?). *Cereal Res. Commun.* **35**. 1277–1280.
- VERMES, L., (2007): A földhasználat, a talajminőség és a talajszennyezés néhány összefüggése a környezetvédelmi szabályozás szemszögéből. *Agrokémia és Talajtan* **56**. 379–390.
- VILLÁNYI, I., FÜZY, A. & BIRÓ, B., (2006): Non-target organisms affected in the rhizosphere of transgenic *Bt* corn. *Cereal Res. Commun.* **34**. 105–109.