

TALAJVÉDELEM

Különszám
2013

TALAJTAN A MEZŐGAZDASÁG, A VIDÉKFEJLESZTÉS ÉS A KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁS SZOLGÁLATÁBAN

Szerkesztette
Dobos Endre
Bertóti Réka Diana
Szabóné Kele Gabriella

**Save
Our
Soils**

Talajvédelmi Alapítvány

**TALAJTAN A MEZŐGAZDASÁG, A
VIDÉKFEJLESZTÉS ÉS A
KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁS
SZOLGÁLATÁBAN**

Talajvédelmi Alapítvány

Elnök

Szabó Péter

Cím

H-1126 Budapest, Zulejka u. 4

**TALAJTAN A MEZŐGAZDASÁG, A
VIDÉKFEJLESZTÉS ÉS A
KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁS
SZOLGÁLATÁBAN**

TALAJTANI VÁNDORGYŰLÉS

MISKOLC

**Save
Our
Soils**

Talajvédelmi Alapítvány
Magyar Talajtani Társaság
Miskolci Egyetem Földrajz Intézet

Miskolc, 2012

Kötetszerkesztők

Dobos Endre
Bertóti Réka Diana
Szabóné Kele Gabriella

A kötet lektorai

Czakóné Vér Klára, Centeri Csaba, Czinkota Imre, Dobos Endre, Dombos Miklós, Földényi Rita, Füleky György, Gál Anita, Hermann Tamás, Makó András, Makádi Marianna, Markó András, Máté Ferenc, Rajkai Kálmán, Simon László, Szabóné Kele Gabriella, Szegi Tamás, Várallyay György

©Talajvédelmi Alapítvány, 2013
Minden jog fenntartva

ISBN 978-963-08-6322-3

Nyomda

Könyvműhely - Z-Press Kiadó

Kiadó

Talajvédelmi Alapítvány
H-1126 Budapest, Zulejka u. 4.
Magyar Talajtani Társaság
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

TALAJTANI VÁNDORGYŰLÉS

MISKOLC

2012. augusztus 23-24-25.

**Save
Our
Soils**

Rendezők

Magyar Talajtani Társaság
Borsod-Abaúj-Zemplén Megyei Kormányhivatal Növény- és
Talajvédelmi Igazgatósága
Miskolci Egyetem Földrajz Intézet

A Vándorgyűlés helyszíne

Miskolci Egyetem - Felnőttképzési Regionális Központ
H-3515 Miskolc-Egyetemváros

A vándorgyűlés szervezőbizottsága

Elnök: Dr. Dobos Endre
Titkár: Fuchs Márta, Szócs Andrea
Tagok: Bakacsi Zsófia, Dr. Berényi-Üveges Judit, Bertóti
Réka Diána, Bialkó Tibor, Holndonner Péter, Szabóné Kele
Gabriella

A Vándorgyűlés tudományos bizottságának tagjai

Elnök: Dr. Michéli Erika
Tagok: Dr. Bidló András, Dr. Dobos Endre, Dr. Pásztor
László, Pirkó Béla, Dr. Szabó Zoltán, Dr. Várallyay György

Támogatók:

Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal
Növény-, Talaj- és Agrárkörnyezet-védelmi Igazgatóság
Szolnoki Talajvédelmi Laboratórium
Nitrogénművek Zrt.

Tartalomjegyzék

Előszó	15
Aranyos Tibor József, Makádi Marianna, Tomócsik Attila, Blaskó Lajos Szennyvíziszap komposzttal kezelt nyírségi homoktalaj fizikai tulajdonságainak vizsgálata	19
Bakacsi Zsófia, Szabó József, Waltner István, Michéli Erika, Fuchs Márta, Laborezi Annamária, Pásztor László Diagnosztikai szemléletű talajtérképek szerkesztése korrelált talajtani adatrendszerek alapján	29
Balláné Kovács Andrea, Kremper Rita, Szabó Anita, Jakab Anita, Kincses Sándorné A szarvasmarhatrágya és az EM-1 baktériumtrágya hatásának vizsgálata a homoktalaj könnyen oldható nitrogén frakcióinak, káliumtartalmának szezónális változására	37
Barna Gyöngyi, Makó András, Dunai Attila, Tóth Zoltán, Balázs Réka A talajok folyadékvezető képességének változása kationos felületaktív anyaggal történő kezelés hatására	47
Bartus M., Farsang A., Szatmári J., Barta K. Szélerózió becslése és modell alapú területhasználat optimalizáció a defláció veszélyeztetettség csökkentése érdekében, dél-alföldi mintaterületen	59
Bertóti Réka Diána, Dobos Endre Lejtőhordalék talajok hazai osztályozásának nehézségei Alacska talajainak példáján	69
Biró Borbála, Márton László, Czakóné Vér Klára, Vígh Tamás, Silvia Lampis, Polgári Márta Piroska Mangán-hasznosulás dóziszfüggő alakulása Szarvas-1 energiafüvel Dose- dependent respond of Szarvas-1 energie grass to Mn-stress	81
Matics Heléna, Bagdi Sára, Biró Borbála Szója és borsó N ₂ -kötő baktériumok nedvesség-függő túlélőképessége homoktalajban	91

Czinkota Imre, Baasandavaa Ankhbayar, Kovács András Nitrát kimosódás kinetikájának modellezése talajoszlop kísérletben	97
Csatári Tünde, Makó András, Kamil Skic, Tóth Zoltán, Balázs Réka A talajok víz- és szerves folyadék-visszatartó képességének változása kationos felületaktív anyagú kezelés hatására	107
Csikászné Krizsics Anna, Werner János, Kozma Pál, Árvay Gyula Mikorrhiza oltás hatékonyságának vizsgálata Cirfandli szőlőfajta klónjain Ramann-féle barna erdőtalajon	117
Csitári Gábor, Hernádi Hilda, Széplábi Gábor, Makó András 2010. évi vörösiszap-katasztrófához kapcsolódó modell oszlopkísérletek tapasztalatai: talajbiológiai vizsgálatok	125
Domonkos Mónika, Ferenczy Antal, Madarász Balázs, Forró Edit, Biró Borbála Néhány talaj környezeti terhelhetősége; a humuszmenyiség és az FDA enzimaktivitás kezdeti monitoring eredményei	137
Dunai Attila, Harmat Adrienn, Tóth Zoltán, Makó András Talajok aggregátum-stabilitásának összehasonlító vizsgálata	145
Farsang Andrea, Bartus Máté, Barta Károly, Szatmári József Csernozjom talajok <i>in situ</i> széleróziós vizsgálata terepi szélcsatornával	159
Fejes Ildikó, Farsang Andrea, Barta Károly Antropogén talajok sajátosságai a talajszennyezés vertikális terjedésében: a háromfázisú zóna transzportfolyamatainak modellezése városi területen	171
Földényi Rita, Tóth Zoltán, Csatári Tünde, Makó András Egy kationos tenzid (CPC) adszorpciója talajokon és talajalkotókon	181
Gál Norbert, Farsang Andrea A belvív–talajszerkezet visszacsatolási rendszer – esettanulmány csernozjom talajú mintaterületen	191
Gáspár Tamás, Forró Edit Talajt helyettesítő közegek növényházi termesztésben	201
Gulyás Miklós, Szegi Tamás, Füleky György Biogázüzemi erjesztési maradék mezőgazdasági felhasználásának vizsgálata	211

Henzsel István, Hadházy Ágnes A réztartalom változása egy laza homoktalajú tartamkísérletben az agyag- és humusztartalom függvényében	221
Hernádi Hilda, Makó András, Andrzej Bieganowsky, Magdalena Ryżak Talajminták különböző szabványok szerint előkészített szemcseösszetételének meghatározása ülepítéssel és optikai eljárással	229
Horváth Adrienn, Szűcs Péter, Kámán Orsolya, Németh Eszter, Bidló András Talajtulajdonságok vizsgálata Szombathelyen	239
Horváth, Z., Thury L., Pelikán P., Kárpáti, J., Bertalan Éva, Kovács J. I., Szentpétery I., Domonkos M. Az egri Líceum építése (1765-1785) során részben elbontott Árpád-kori település környezeti rekonstrukciója földtani, talajtani, paleobotanikai és régészeti adatok alapján	251
Horváth-Szabó Kata, Szalai Zoltán, Balázs Réka, Kiss Klaudia, Jakab Gergely, Fehér Katalin, Németh Tibor, Mészáros Erzsébet, Sipos Péter, Madarász Balázs A vas és a mangán oldhatóságának vizsgálata réti és láptalajban	261
Jakab Anita, Balláné Kovács Andrea, Sándor Zsolt, Tállai Magdolna, Kátai János Néhány tápanyag-utánpótlási mód hatása egy csernozjom talajra tenyészedényes kísérletben	273
Jakab Gergely, Centeri Csaba, Kiss Klaudia, Madarász Balázs, Szalai Zoltán Erózió és művelés okozta anyagvándorlás szántóföldön	283
Juhos Katalin A földminősítés, talajbonitáció módszerei a nemzetközi szakirodalomban	293
Kántor Tamás, Kovács Balázs Talajok tömörödési tulajdonságainak jellemzésére használható tradicionális és újszerű vizsgálati módszerek fejlesztése	303

Káta János, Sándor Zsolt, Jakab Anita, Tállai Magdolna Egy baktériumkészítmény (Bactofil [®] A10) és egy műtrágya [Ca(NO ₃) ₂] hatása humuszos homoktalaj felvehető tápanyagtartalmára és a talaj szén- körforgalmának néhány elemére	313
Kincses Sándorné, Balláné Kovács Andrea, Kremper Rita A talaj tápanyag-szolgáltató képességének változása bio- és hagyományos termesztésben	321
Kovács Károly Zoltán A Tardonai-dombságra jellemző, aszimmetrikus keresztmetszetű völgy katénája	329
Kovács Márk, Imri Ádám, Kozma Pál, Árvay Gyula, Czakó-Vér Klára Mikorrhiza gyökérkolonizáció vizsgálata Jázmin szőlőfajtánál a termőre- fordulás évében.	339
Kremper Rita, Balláné Kovács Andrea, Kincses Sándorné, Szabó Anita, Loch Jakab A talaj oldható cink és foszfortartalmának alakulása tenyészedényes kísérletben NPZn trágyázás hatására	347
Pásztor László, Laborczi Annamária, Bakacsi Zsófia, Sieglerné Matus Judit, Szabó József Térbeli talajinformációs rendszerek INSPIRE kompatibilitásának vizsgálata	355
Lepossa Anita, Ördög Vince, Hoffmann Sándor Kvantitatív algológiai vizsgálatok a Balaton-felvidék talajainak élő bevonataiban	363
Madarász Balázs, Jakab Gergely, Csepinszky Béla, Bádonyi Krisztina, Szalai Zoltán, Kertész Ádám Szántásos és talajkímélő művelések talaj és vízgazdálkodási vizsgálata	375
Markó András, Labant Attila A szőlőültetvények telepítését megelőző alaptrágyázásról	383
Németh Eszter, Horváth Adrienn, Kámán Orsolya, Winkler Dániel, Bidló András Előtanulmány egy Tarnavidéki talajszelvény mezofaunájának vizsgálatáról	391

Pásztor László, Bakacsi Zsófia, Vass-Meyndt Szilvia, Laborczi Annamária, Sieglerné Matus Judit, Szabó József A Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer továbbfejlesztésének irányai és eredményei	401
Rétháti Gabriella, Vejzer Adrienn, Czinkota Imre Glicerín melléktermék hatása a talaj Zn megkötő képességére	409
Sándor Zs., Tállai M., Jakab A., Kátai J., Zsuposné Oláh Á. Három, újgenerációs herbicidek hatásának vizsgálata a talaj mikroorganizmusaira inkubációs kísérletben	419
Simon László, Szabó Béla, Vincze György, Varga Csaba, Kalmárné Vass Eszter Nitrogénműtrágyák hatása az energianövényként termesztett fehér akác tápelem-felvételére és hozamára	427
Spéder Ferenc, Dobos Endre, Fuchs Márta, Seres Anna, Vadnai Péter József Az e-SOTER módszertanának adaptálása nagyméretarányú digitális talajtérképezésben	437
Balog Kitti, Szabó András, Gribovszki Zoltán, Kalmár János, Fodor Nándor, Kiss Klaudia, Pásztor László, Bátor Hajnalka, Tóth Tibor, Kuti László, Csiha Imre Egy telepített erdőállomány alatti sófelhalmozódás sekély talajvízű területen.	449
Szabó Anita, Balla-Kovács Andrea, Kremper Rita, Kincses Sándorné, Vágó Imre A tápközeg és az angolperje (<i>Lolium perenne</i> L.) jelzőnövény P- és K- tartalmának alakulása különböző komposztdózisok alkalmazásakor	461
Szabó József, Szabóné Kele Gabriella, Havas Ádám, Podmaniczky László, Pirkó Béla, Dombos Miklós, László Péter, Koós Sándor, Bakacsi Zsófia, Laborczi Annamária, Vass-Meyndt Szilvia, Pásztor László Az Országos Környezeti Információs Rendszer Talajdegradációs Alrendszere	471
Szécsy Orsolya, Gál Anita, Dombos Miklós Humuszviszonyok vizsgálata eróziós területeken	483

Szolnoki Zsuzsanna, Farsang Andrea Nehézfémek feldúsulása és mobilitása kertművelés alatt álló talajokban, városi környezetben	493
Tolner Imre T., Tolner László, Fenyvesi László, Neményi Miklós Nedvszívó anyagok hatása a talaj reflektancia spektrumára	505
Tolner László, Kovács Attila Nitrát kimosódás vizsgálata talajoszlop kísérletben	513
Tóth Eszter, Gelybó Györgyi, Bakacsi Zsófia, Molnár Sándor, Farkas Csilla A bükki barna erdőtalajok klímaérzékenységének vizsgálata matematikai modell alkalmazásával	523
Uri Zsuzsanna, Simon László Különböző módon előkezelt települési szennyvíziszapok hatása a talaj mikroelem-tartalmára, valamint a takarmányborsó jelzőnövény elemösszetételére és szárazanyag-hozamára	533
Varga Péter, Májér János, Györffyné Jahnke Gizella Diesel kipufogó gáz provokatív alkalmazásának hatásvizsgálata (talaj, növény, bor) szőlő kultúrában	543
Vincze György, Simon László, Barna Sándor, Varga Csaba Stabilizálószer hatása a szennyezett talajon fejlődő napraforgó toxikuselem-akkumulációjára és stressz-enzim aktivitására	559
Zboray Nóra, Balázs Réka, Bidló András, Szalai Zoltán Kvantitatív szervesanyag-vizsgálati módszerek összehasonlító elemzése soproni erdőtalajokon	569
A kötet szerzőinek jegyzéke	579

Előszó

A Magyar Talajtani Társaság évi vándorgyűlésének 2012-ben Miskolc, illetve Borsod-Abaúj-Zemplén megye adott helyet. A helyszínt a Miskolci Egyetem, a helyi szakmai háttérrel pedig a Miskolci Egyetem Földrajz Intézete, illetve a Borsod-Abaúj Zemplén Megyei Kormányhivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatósága biztosította.

A „Talajtan a mezőgazdaság, a vidékfejlesztés és a környezetgazdálkodás szolgálatában” mottójú Vándorgyűlésre rekordszámú résztvevő érkezett. Az első napon a regisztráltak száma meghaladta a 170-et és a terepi napon is 120 fő vett részt.

A Vándorgyűlés első napján a plenáris ülés és szekció előadások voltak, a második napon pedig a szakmai kirándulás. A program a harmadik napon talajvédelmi szakértői programmal egészült ki.

A tudományos bizottságnak örömteli módon rengeteg feladat jutott. A végleges programba 38 előadás és 68 poszter került be, ami nagyon jól mutatja a hazai talajtani társadalom aktivitását. Az előadók a hazai kutatói és szakértői műhelyek igen széles skáláját képviselték, a Növény- és Talajvédelmi Igazgatóság munkatársai mellett szinte minden talajtani oktatásban érintett egyetem és felsőoktatási intézmény (Szent István Egyetem, Miskolci Egyetem, Pannon Egyetem, ELTE, Szegedi Egyetem, Nyugat-magyarországi Egyetem, Debreceni Egyetem, Pécsi Tudomány Egyetem, Nyíregyházi Főiskola, Corvinus Egyetem), illetve kutatóintézetek egész sora [MTA intézmények (Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet; Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont Földrajztudományi Intézet, valamint Földtani és Geokémiai Intézet); VM Mezőgazdasági Gépesítési Intézete, Magyar Földtani és Geofizikai Intézet; a Lengyel Tudományos Akadémia Agrofizikai Intézete, valamint a Nemzeti Múzeum, Természettudományi Múzeum] képviseltette magát.

Az előadások sorát a szervezők köszöntője és a Magyar Talajtani Társaság beszámolója nyitotta, amit Bognár Lajos, a Vidékfejlesztési Minisztérium Élelmiszerlánc-felügyeletért és Agrárgazdaságért felelős helyettes államtitkártárának előadása követett a környezetgazdálkodás és a talajvédelem hazai helyzetéről és az elkövetkező évek kormányzati terveiről.

A *plenáris ülésen* a megye bemutatkozása, talajtani viszonyainak, illetve talajhasználati, talajvédelmi problémáinak bemutatása került előtérbe. Borsod-Abaúj-Zemplén megye természeti adottságai nagyon változatosak, amit talajtani sokfélesége is jelez. A szoloncsák talajokon kívül a hazai talajosztályozás szinte minden talajtípusa megtalálható.

A plenáris előadások után a konferencia *hat szekcióban* folytatódott.

Az első szekcióban az előadások a „Talajfolyamatok megismerése, megjelenítése” témakörben hangzottak el. A hat előadás széles tematikai spektrumot ölelt fel. A gondolatsort Várallyay György összefoglaló jellegű előadása vezette be, aki az észak-magyarországi régió talajainak vízgazdálkodási problémáit elemezte, kiemelve, hogy e problémák megoldása a térség fenntartható, sokcélú biomassza-termelésének, vidékfejlesztésének és környezetgazdálkodásának egyaránt megkülönböztetett jelentőségű, s emiatt feltétlenül prioritást érdemlő kulcs feladata. A szekció további része részben a talajok művelhetőségét meghatározó fizikai paraméterek laboratóriumi mérésére mutatott be új, korszerű módszert. A szekció túlnyomó részében a mai talajtan egyik legaktuálisabb kérdésköre, a talajadatok és talajtérképek származtatási módszertanának kérdései, illetve meglévő adataink aktualizálásának lehetőségei kerültek napirendre, különös tekintettel a diagnosztikai megközelítés, a World Reference Base (WRB) alapú referencia csoportok, jellemzők használatára.

A második szekcióban az észak-magyarországi régióhoz kapcsolódó témák, illetve a talajtani társadalmat „izgató”, aktuális, jellemző esettanulmányok kerültek összefoglalásra hat előadásban. Három előadás szólt a Bükk-hegység felszíni, illetve barlangi talajképződési, talajosztályozási, illetve talajminőségi kérdéseiről, három pedig az antropogén eredetű talajszennyezési folyamatokról a devecseri vörösiszap-katasztrófa, illetve a szegedi talajok nehézfém-szennyezése kapcsán. A bükki talajok esetén a legfontosabb következtetések közül a talajok poligenetikus eredete és osztályozási problematikája emelhető ki, valamint az, hogy a barlangi üledékek a felszíni talajokkal analóg képződmények, élő és rendkívül sérülékeny rendszerek. Az antropogén hatások tekintetében pedig megállapítható volt, hogy a talajok rendkívüli pufferekapacitással rendelkeznek a környezeti szennyező forrásokkal szemben, különösen a túlnyomóan litogén nehézfémek esetén, amelyek sokkal csekélyebb mobilitással rendelkeznek a talaj közegében, mint a talajidegen, antropogén nehézfémek.

Az elmúlt években felgyorsult technológiai fejlődést nem, vagy csak részben követte a talajvizsgálati módszertan fejlődése. Ezt a hiányosságot, vagy inkább lehetőséget, amit az új technológiák potenciális beillesztése jelent, szerencsére a hazai talajtani kutatóműhelyek is felismerték. Ezt az igen nagy számú, adott témában beadott cikk is jelzi. Két szekció is szerveződött az adott témára. Az előadások túlnyomó része a talajfizikai jellemzők újszerű vizsgálati módszereit elemezte. Három előadás foglalkozott a talajok szemcseösszetételének vizsgálati módszertanát befolyásoló előkezelések mérési eredményre gyakorolt hatásairól, megállapítva, hogy a talajaggregátumok hagyományos (leegyszerűsített) nátrium–pirofoszfátos szétbontása nem vethető össze a ragasztóanyagok célirányos lebontásával, illetve a mikrohullámú kezelésekkel elért hatékonysággal. A másik fontos talajfizikai vizsgálati témakör a talajtömörödöttség és talajszerkezet, aggregátumstabilitás vizsgálata volt.

A talajkémiai témakörök elsősorban a szervesanyag-tartalom mérésének egyszerűsítését, illetve pontosítását célozták meg. Megjelent a spektroszkópia, mint egyszerű, gyors eljárás, de értékes kutatások folynak a jelenleg használt módszerek értelmezését pontosító zavaró tényezők feltárására is. A környezetvédelmi aspektust idén a felületaktív anyagoknak a talaj adszorpció, illetve folyadékvezető képességre kifejtett hatásainak elemzése képviselte.

Az ötödik szekció a talajtani adatbázis-fejlesztés és monitoring témakörök köré szerveződött hat előadással. A szekcióban képet kaphattunk az Országos Környezeti Információs Rendszer Talajdegradációs Alrendszerének felépítéséről, fejlesztési módszereiről, alkalmazási lehetőségeiről, és a hozzá kapcsolódó terepi felvételezési módszertanról, valamint az Európai Unió tájhasználati monitoring rendszeréhez (LUCAS) kapcsolódó talajtani felvételezési rendszerről. Magyarországról 497 minta mérési eredményei kerültek az adatbázisba, amelyek jellemzői többféle összehasonlításban kerültek bemutatásra. A nemzeti monitoring rendszerek eredményeinek nemzetközi értelmezése szempontjából a LUCAS program nagy lehetőséget jelent a nemzetközi kalibráció, összehasonlítás terén. Két további előadás foglalkozott a meglévő adatok vizsgálatával, illetve közös nevezőre hozásával a szemcseméret-összetétel, illetve a talajok víztartó képességét becsülő módszerek ismertetésével. Érdekes hazai fejlesztés is bemutatásra került a talajbiológiai monitoring eszköztárában, az EDAPHOLOG, mely a talajok mezofaunájának gyors, terepi vizsgálatát teszi lehetővé, elsősorban a talajbiológiai monitoring céljait szem előtt tartva.

A hatodik szekció a racionális talajhasználat, talajhasználati szaktanácsadás aktuális kérdéseit tárgyalta. Az előadások jelentős része a természetes és műtrágyák hasznosulási kérdéseit vette górcső alá különböző növénykultúrák esetén. Hasonlóan örökzöld témaként jelent meg a defláció, valamint az eróziós folyamatok, illetve azok talajra, talajfejlődésre kifejtett hatásainak vizsgálatai is.

A *poszterszekcióban* a hazai talajtani kutatás minden szegmense megjelent. A jelentős számú talajjavítási, környezetvédelmi, adatbázis-fejlesztési és módszertani poszter mellett megjelentek a talajgenetikai folyamatok vizsgálatának kérdései is, különös tekintettel a hidromorfitást kísérő vas- és mangán-átalakulási folyamatokra, és a talajok mikroflórájának, faunájának tápanyagforgalomra kifejtett hatásaira.

A *második nap* a hagyományoknak megfelelően a *szakmai tanulmányúté* volt. A tanulmányút célja a térség jellegzetes talajtípusainak, talajtani problémáinak bemutatása volt, különös tekintettel a talajanyag-áthalmozódással képződött talajokra, ide értve a felszíni lepusztulási és felhalmozódási folyamatok eredményeképpen létrejött talajokat, illetve azok osztályozási és értelmezési problémáit. A szelvények Alacskán és Hejőkeresztúrtban voltak, a két helyszínen 6 szelvényt és egy teljes völgyi transzektet nézhetek meg a résztvevők. Érdekesség volt a terület térképezés-történeti feldolgozása, melynek keretén belül bemutatásra kerültek a területre vonatkozó eredeti Kreybig és

Géczy térképek, valamint a Miskolci Egyetem által készített részletes, új felvételezés eredményeit magában foglaló talajadatbázis is. A cél a talajheterogenitás szelvényekben, illetve ezt a sokféleséget különböző méretarányokban, térképezési megközelítésekben bemutató térképekkel való érzékeltetése volt.

Az első helyszín a Tardonai dombság területén található Alacska volt, ahol öt talajszelvény megtekintését terveztük. A fő cél a talajheterogenitásból adódó szelvény-kijelölési és terepi dokumentációs módszertani nehézségek, problémák bemutatása volt. A vizsgált terület alig pár száz méteres távolságán belül négy főtípus – lejtőhordalék, réti, váz- és barna erdőtalaj – 5 típusa fordult elő eltérő domborzati helyzetekben, kiemelve a megye domborzati sokféleségéből adódó talajtani változatosságát. A megye jelentős része hegy- és dombvidék, az alacsikai szelvényekkel a terület jellemző talajait figyelhettük meg. A másik helyszínen, Hejőkeresztúron, a megye déli, sík területeinek jellemző felszín- és talajfejlődési folyamatait mutattuk be egy eltemetett öntésrétegekre ülepedett áthalmozott löszön kialakult kilúgzott csernozjom talajjal.

A Vándorgyűlésen döntés született a következő, 2014-es helyszínről is. A rendezés jogát Keszthely kapta, így a következő Talajtani Vándorgyűlés Nyíregyháza, Szeged és Miskolc után újra az ország nyugati felére "vándorol"!

Miskolc, 2013. április 4.

DOBOS Endre
Miskolci Egyetem
Földrajzi Intézet, Miskolc

Szennyvíziszap komposzttal kezelt nyírségi homoktalaj fizikai tulajdonságainak vizsgálata

Aranyos Tibor József¹, Makádi Marianna¹, Tomócsik Attila¹, Blaskó Lajos²

¹ DE AGTC KIT Nyíregyházi Kutató Intézet, Nyíregyháza,

² DE AGTC KIT Karcagi Kutató Intézet, Karcag

Összefoglalás

A könnyű mechanikai összetételű homoktalajok általános jellemzője az alacsony szerves- és ásványi kolloidtartalom, a nagy pórusméret, a mikro- és makroaggregátumok hiánya, illetve ezek következményei: a nagy vízáteresztő, illetve gyenge víztartó képesség. Ezen talajok ésszerű hasznosításának feltétele a víz és a tápanyag biztosítása, az ásványi és szerves kolloidokban való gazdagítása, ezáltal növelve a talajtermékenységet. Erre a szennyvíziszap komposzt kiválóan alkalmazható, mely nem csak a kolloidszegény homoktalajok fizikai tulajdonságainak javításában használható sikeresen, hanem számos környezetvédelmi problémát megoldhatunk a szennyvíziszap ártalmatlanításával. Intézetünkben 2003-tól vizsgáljuk a szennyvíziszap komposzt tartamhatását kispárcellás kísérletben, melyben múlt évtől kezdve talajfizikai méréseket is végzünk a komposztkezelés hatásainak megállapítására. Bolygatatlan talajmintákon mérjük a nyírségi homoktalaj térfogattömegét, víztartó képességét. Az eddigi eredményeink alapján megállapítható, hogy a komposztkezelés kedvezően hat a talaj vízgazdálkodására, ami a növények fejlődésében is megmutatkozik.

Summary

General characteristics of sandy soils are the light mechanical composition, the low content of organic and mineral colloids, large pore size, the lack of micro- and macro aggregates and their consequences: the high permeability and low water-holding capacity. It has been proposed that the water- and nutrient-holding capacity of these soils could be increased by the addition of mineral and organic waste amendments, thereby enhancing soil fertility. The addition of composts not only improves the physical properties of sandy soil but also helps to solve some serious environmental problems connecting with sewage sludge utilization. In 2003 a plot experiment was established in our institute, where soil physical measurements have been carried out from the last year to determine the effects of compost treatment. To determine the bulk density, soil water retention (SWCC) of the soil, undisturbed soil samples were collected from sandy soil. According to our results, the compost amendment could improve the water management of soil, enhancing the growth of pla

Bevezetés

Felmérések szerint, Magyarországon a mezőgazdaságilag hasznosított földterületek mintegy 44%-a kedvezőtlen, 26%-a közepes és csupán 30%-a jó vízgazdálkodású. Ez hazánk összterületének 10,5%-án a nagy homoktartalom következménye (VÁRALLYAY, 2001).

Kreybig (1956) meghatározása szerint homoktalajnak nevezzük azt a talajt, aminek agyagtartalma 10 % alatt van. Hazánkban a homoktalajok összterülete mintegy 1.390.000 ha, melynek jelentős része (400.000 ha) a Nyírségben helyezkedik el (KÁDÁR et al., 2011). A homoktalajok kolloidokban szegény, gyenge termőképességű talajok, közös jellemzőjük a kis víztartó képesség, valamint a nagy vízáteresztő képesség (STEFANOVITS et al., 1999). E szerkezet nélküli talajok a csapadéknak csak kis részét tartják vissza, a vizet gyorsan átértesztik, ezáltal növelve a vízhiány okozta aszálykárt (VÁRALLYAY, 2008). Tápanyag szolgáltató képességük csekély, a szerves anyag gyorsan ásványosodik, a tápanyagok bomlása, ill. kimosódása jelentékeny. A homoktalajokban uralkodó levegős viszonyok következtében a talajba került szerves anyagok gyorsan elbomlanak vízben oldható ásványi anyagokká. A tápanyagok a gyors vízáteresztés folytán lemosódnak az altalajba (BIRKÁS, 2004). A javítás alapvető célja tehát a talaj víz- és tápanyag-gazdálkodásának kedvezőbbé tétele, melyre a szennyvíziszap komposzt kiválóan alkalmas lehet .

A csatornahálózat kiépítettségével egyenes arányban növekszik a keletkező szennyvíziszap mennyisége. A szennyvizek tisztítása során keletkezett szennyvíziszapok természetbarát, ártalmatlan elhelyezése hazánkban is megoldásra váró környezetvédelmi probléma (GARDNER, 1998). A megfelelően kezelt, komposztált szennyvíziszapok felhasználhatók a talaj szervesanyag-, és tápanyag-utánpótlása céljából (ZINATI et al., 2001). A szennyvíziszap beltartalmát összehasonlítva az istállótrágyával a káliumtartalom közel azonos, a nitrogén és foszfor mennyisége kétszeres az iszapban, a nedvesség- és a szárazanyag-tartalom csaknem megegyezik (LOCH, 1999). Az előzőekben említettek alapján a szennyvíziszapok valóban alkalmasak tápanyag utánpótlásként való hasznosításra és helyettesíthetik az állatállomány csökkenésével egyre kisebb mennyiségben keletkező szerves trágyák szerepét.

A komposzt talajjavító hatással bír a rossz vízgazdálkodású, szerves anyagokban szegény talajoknál. Különösen jól alkalmazható a kolloidokban szegény ásványi homoktalajok, savanyú homoktalajok javítása céljából. A komposzt talajjavító hatásaként nő a talaj víz- és tápanyag-szolgáltató képessége, a talajba vitt szerves anyagok növelik a talajtermékenységet, javul a talaj szerkezete, csökkentve ezáltal a vízhiány okozta károkat, valamint a talajerózió mértékét. Ezen kívül a bevitt szerves anyag csökkenti a talaj térfogatnövekedését, s növeli a porozitását, az aggregátum-stabilitást, ill. a hidraulikus vezetőképességet (MARTENS & FRANKENBERGER, 1992).

Vizsgálati anyag és módszer

A kisparcellás kísérlet a Debreceni Egyetem AGTC KIT Nyíregyházi Kutató Intézet területén helyezkedik el. A terület jellemző talajtípusa a kovárványos barna erdőtalaj, melynek legfontosabb paraméterei az 1. táblázatban láthatók (MAKÁDI, 2010).

1. táblázat. A vizsgált terület talajának általános tulajdonságai (MAKÁDI, 2010)

pH _{H2O}	pH _{KCl}	Arany-féle kötöttség(K _A)	Humusz (%)	NO ₃ -N (mg/kg)	P ₂ O ₅ (mg/kg)	K ₂ O (mg/kg)
6,20	5,31	27	0,90	9,6	240,1	183,3

A kijuttatott komposzt összetétele: szennyvíziszap 40 %, szalma 25 %, riolit 30 %, bentonit 5 %. A 2006-ban kijuttatott szennyvíziszap komposzt minőségi mutatói a 2. táblázatban szerepelnek, mely értékek megfelelnek a 36/2006. (V.18.) FVM rendeletben előírtaknak (MAKÁDI, 2010).

2. táblázat. 2006-ban kijuttatott szennyvíziszap komposzt legfontosabb paraméterei (MAKÁDI, 2010)

Paraméter	Érték
pH (10%-os vizes szuszpenzióban)	7,13
térfogattömeg (kg/dm ³ eredeti anyag)	0,83
szárazanyag-tartalom (m/m% eredeti anyag)	58,49
szervesanyag-tartalom (m/m% szárazanyag)	25,67
vízben oldható összes só-tartalom (m/m% szárazanyag)	3,75
szemcseméret eloszlás 25,0 mm alatt (m/m% eredeti anyag)	100
összes N-tartalom (m/m% szárazanyag)	1,09
összes P ₂ O ₅ -tartalom (m/m% szárazanyag)	2,47
összes K ₂ O-tartalom (m/m% szárazanyag)	0,56

A kísérletben 5 blokk került kialakításra, melyek közül az V. számú blokkban történt a talajminta-vételezés. A parcellák mérete 12 x 19 m. A komposzt 0, 9, 18 és 27 t/ha dózisban, az istállótrágyához hasonlóan háromévente került kijuttatásra 2003, 2006 és 2009 őszén, melyet a felső 30 cm-es talajrétegbe beszántottunk. A kísérlet vetésforgóban vetett tesztnövényei a tritikálé (*x Triticosecale* Wittmack), kukorica (*Zea mays* L.) és a zöldborsó (*Pisum sativum* L.).

A talaj térfogattömegének, víztartó képességének (pF-görbe) meghatározására bolygatatlan talajmintákat használtunk. A mintákat a talaj 5-10 cm és 20-25 cm-es mélységéből gyűjtöttük 6 ismétlésben a tritikálé vetését

követően november hónapban (1. ábra). A méréseket a Debreceni Egyetem Karcagi Kutató Intézet talajfizikai laboratóriumában végeztük.



1. ábra. Bolygatatlan talajmintavétel

A talajminták térfogattömegének meghatározása szárítószekrényes eljárással történt. A teljes vízvisszatartási-görbe (0-4,2 pF tartomány) meghatározásához Eijkelkamp gyártmányú mérőberendezést (homokágy-, homok/kaolinágy-, valamint nyomómembrán-készüléket) használtunk (2. ábra).



2. ábra. A pF-értékek meghatározására szolgáló homokágy-készülék

A víztartó képességet az ún. „holland módszerrel” mérő homokágy-készülékkel határoztuk meg 0-2,0 pF tartományban. Ez a tartomány a 0-0,1 bar vákuumtartománynak felel meg. A talajmintára a szívóhatást homok viszi át az elszívórendszeren keresztül. A homok felülete flexibilis, így jó kontaktust teremt a minta talajával, miután azt súlymérésre eltávolítottuk, majd visszahelyeztük. Ez a tulajdonság a homokot jobb szivásközvetítő közeggé

teszi. Magasabb pF-értékek mérése további készülék használatát teszi szükségessé. Homok/kaolinagy-készülék 2,0-2,7 pF tartományban képes a pF értékek meghatározására (0,1-1,0 bar vákuum-tartomány). A nyomómembrán-készülékkel a 3,0-4,2 pF értékeket mérhetjük. A szívóérték 1,0-15,5 bar nyomásnak felel meg (KLUTE, 1986).

Az eredmények kiértékeléséhez SPSS 13.0 programot használtunk, a kezeléseket egytényezős varianciaanalízissel hasonlítottuk össze 95 %-os valószínűségi szinten.

Vizsgálati eredmények

A következőkben a térfogattömeg, valamint víztartó-képesség vizsgálati eredményeit ismertetjük.

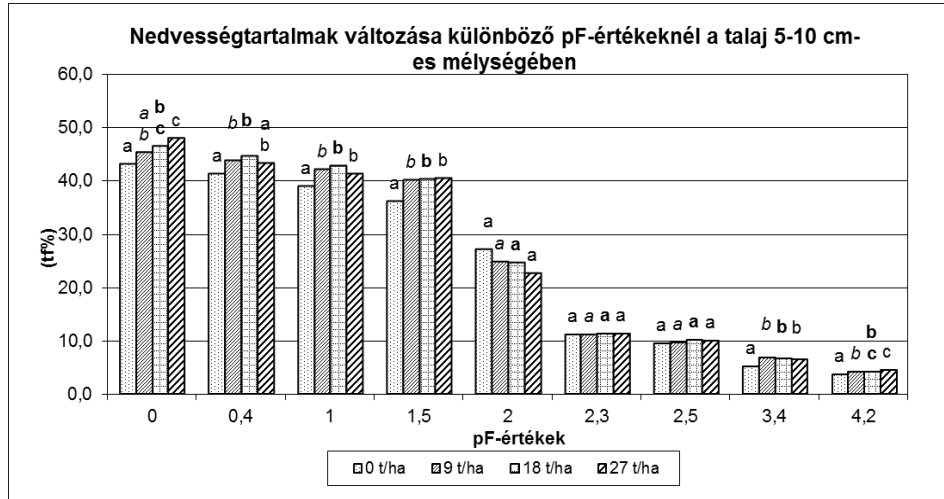
A komposzt kezelés általában a talaj összporozitásának növekedését és a térfogattömeg értékek csökkenését eredményezi (CARTER ÉS STEWARD, 1996; ZEBARTH et al., 1999; CELIK et al., 2004). Esetünkben a legnagyobb térfogattömeget a 9 t/ha és 27 t/ha kezeléseknél mértük az 5-10 cm-es talajrétegben. A legkisebb térfogattömeg értéket a 18 t/ha kezelésben mértük. A mélyebb, 20-25 cm-es réteget vizsgálva a kontroll és a 18 t/ha szennyvíziszap komposzttal kezelt terület talajában volt a legnagyobb a térfogattömeg, azonban az eltérések statisztikailag nem igazolhatóak (3. táblázat).

3. táblázat. Térfogattömeg alakulása a kísérleti területen

Térfogattömeg (g/cm ³)	Vizsgált mélységek	
	5-10 cm	20-25 cm
kontroll	1,411±0,029a	1,592±0,036a
9 t/ha	1,421±0,030a	1,555±0,031a
18 t/ha	1,393±0,074a	1,570±0,083a
27 t/ha	1,423±0,017a	1,518±0,017a

a index: Tukey-teszt szerinti szignifikancia csoport (p<0,05).

A komposzt alkalmazása általában kedvezően hat a talaj vízgazdálkodási tulajdonságaira, így növelve a víztartó képességet (CELIK et al., 2004; WEBER et al., 2003). A vizsgált talaj vízvisszatartó képessége eltérően alakult a különböző kezeléseknél. Az egyes szívás (pF)-értékeken meghatározott nedvességtartalmak alapján a komposzt kezelésnek hatása van a talajban tárolt víz mennyiségére. A nevezetes pF-értékeket vizsgálva elmondható, hogy az 5-10 cm-es mélységben nem volt statisztikailag kimutatható különbség a szabadföldi vízkapacitás (pF 2,5) értékek között, a holtvíztartalom (pF 4,2) azonban a kijuttatott komposzt mennyiségének növelésével párhuzamosan nőtt (3. ábra).



3. ábra. A kísérleti talaj nedvességtartalmának változása a-c, indexek: Tukey-teszt szerinti szignifikancia csoportok ($p < 0,05$).

Homoktalaj esetén telítettségi állapotban (pF-0), minden pórus vízzel telített, a térfogati víztartalom egyenlő az összporozitással. A 4. táblázatban feltüntettük a talaj térfogattömege és térfogatsűrűsége alapján kiszámított, valamint a pF-0 értékhez tartozó mért porozitás értékeit. Míg a számított porozitás értékek között nem tudunk statisztikailag igazolható különbséget kimutatni, addig a mért értékek már szignifikánsan eltérnek egymástól. Az 5-10 cm-es talajrétegben a kontroll területen volt a legkisebb, a 27 t/ha kezelésben pedig a legnagyobb a talaj pórusainak összes térfogata.

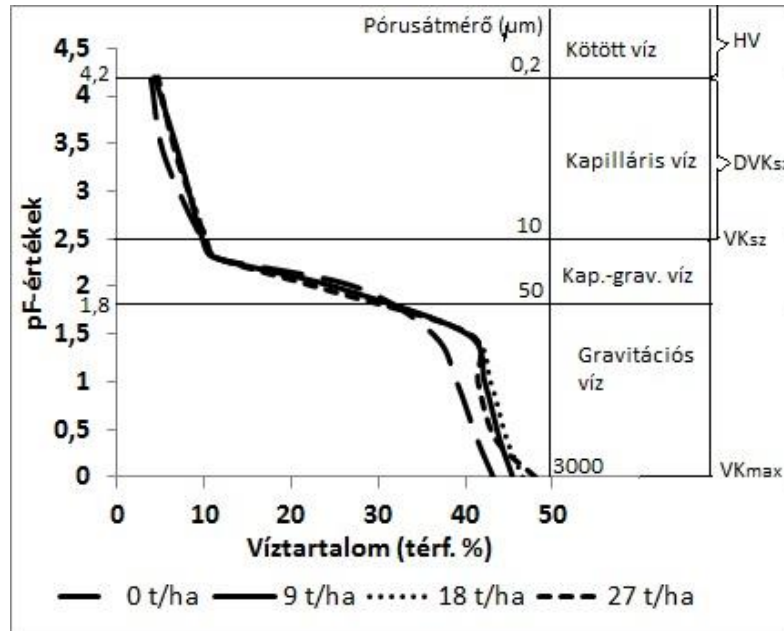
4. táblázat. A porozitás és a hasznosítható vízkészlet alakulása

Kijuttatott komposzt	Számított Porozitás (tf%)	Porozitás (tf%)	Hasznosítható víz (tf%)
kontroll	46,77±1,25a	43,19±1,11a	5,93±0,62b
9 t/ha	46,35±1,14a	45,40±1,75ab	5,11±0,23a
18 t/ha	47,78±1,06a	46,55±1,23bc	5,95±0,06b
27 t/ha	46,53±0,21a	48,05±1,75c	5,14±0,12a

a-c, indexek: Tukey-teszt szerinti szignifikancia csoportok ($p < 0,05$).

A szabadföldi vízkapacitás (pF 2,5) és a holtvíztartalom (pF 4,2) különbségeként számított hasznosítható víz mennyisége a kontroll és a 18 t/ha kezelésben érte el a legnagyobb mennyiséget a feltalajban (4. táblázat).

Ábrázoltuk a komposzt kezelés hatását a pF-görbék lefutására, melyből kiderül, hogy a komposztnak leginkább a makropórusokban visszatartott víz mennyiségére volt hatása (4. ábra).



4. ábra. Komposzt kezelés hatása a pF-görbék lefutására az 5-10 cm-es talajrétegben

Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések

A talaj termékenységének megőrzésével kapcsolatosan különös figyelmet érdemelnek azok a talajok, melyek kedvezőtlen víz-, hő-, levegő- és tápanyag gazdálkodással rendelkeznek. Ide tartoznak a homoktalajok, melyek Magyarország talajainak igen jelentős hányadát teszik ki. A nyíregyházi komposzt kísérletünkben a rendszeres kezelés hosszú távú talajjavító hatását vizsgáljuk.

Az első mérési eredmények alapján megállapíthatjuk, hogy a komposzt kezelés pozitív hatással volt a kísérleti talaj fizikai tulajdonságaira. Bár a térfogattömeg értékek alapján nem tudtunk kimutatni szignifikáns különbséget a kezelések között, azonban a mélyebb szinteken megfigyelhető, hogy a komposzttal kezelt talaj térfogattömege kisebb, mint a kezeletlen területen. A nagy szórások azzal magyarázhatók, hogy a mintavételezés pár héttel a tritikálé vetését követően történt, így kevés idő állt rendelkezésre a talaj ülepedésére, valamint a mintavétel hibájából adódóan, hiszen a feltalaj nagyon laza szerkezetű volt. Másrészt a tapasztalatok azt mutatják, hogy a komposzt kezelés pozitív hatása csak az első évben igazolható statisztikailag, a gyors mineralizációs folyamatok következtében a hatás kevésbé érzékelhető az idő

előrehaladtával (DE LEON-GONZALES et al., 2000, WEBER et al., 2003). Az értékekből az is látható, hogy a talajszelvényben a mélységgel együtt növekszik a térfogattömeg, viszont az adott rétegben nincs szignifikáns különbség a kezelések között. Ennek oka lehet a nagyobb szerves anyag tartalom a felső talajrétegben (NYAKATAWA et al., 2001), valamint a talajművelés tömörítő hatása (GHUMAN és SUR, 2001). Az idén ősszel újabb komposzt kezelésben részesül a terület, így valószínűsíthető, hogy a kijuttatást követően szignifikáns különbség is kimutatható lesz a térfogattömeg értékek között.

Az irodalmi adatokkal összhangban a talaj víztartókéességére már statisztikailag is igazolható kezeléshatást tapasztaltunk. A növények számára is felvehető hasznosítható (diszponibilis) víz mennyisége a kontroll és a 18 t/ha-os kezelésben volt a legnagyobb. Ez a tesztnövények fejlődésében és szárazságtűrésében is megmutatkozik, különösen az olyan aszályos években, mint az idejé. CELIK et al. (2004) szerint a komposzt rendszeres, évente történő alkalmazásával még erőteljesebb hatást érhetünk el.

A komposzt kezelés talajfizikai tulajdonságokra gyakorolt hatásának részletes elemzéséhez további szerkezet és légátjárhatóság vizsgálatok szükségesek.

Irodalomjegyzék

- Birkás, M., 2004. Talajhasználat–Műveléshatás–Talajnedvesség. SZIE MKK. Quality-Press Nyomda & Kiadó Kft., Gödöllő, pp. 10-45.
- Carter, M.R., Steward, B.A. (Eds.), 1996. Structure and organic matter storage in agricultural soils. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 263-307.
- Celik, I., Ortas, I., Kilic, S., 2004. Effects of composts, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of Chromoxerert soil. *Soil & Tillage Research* **78**, 59–67.
- De Leon-Gonzales, F., Hernandez-Serrano, M.M., Etcheveres, J.D., Payan-Zelaya, F., Ordaz-Chaparro, V., 2000. Short-term compost effect on macroaggregation in sandy soil under low rainfall in the valley of Mexico. *Soil & Tillage Research* **56**, 213–217.
- Gardner, G., 1998. A szerves hulladék újrahasznosítása. In: *A világ helyzete. Föld Napja Alapítvány*, Budapest, pp. 110-128.
- Ghuman, B.S., Sur, H.S., 2001. Tillage and residue management effects on soil properties and yields of rainfed maize and wheat in a subhumid subtropical climate. *Soil Till. Res.* **58**, 1–10.
- Kádár, I., Szemes, I., Loch, J., Láng, I., 2011. A nyírlugosi műtrágyázási tartamkísérlet 50 éve. Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és agrokémiai Kutatóintézete, Budapest, pp. 10.
- Klute, A., 1986. Water retention: Laboratory methods. In: *in: A. Klute (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 1, Agron Monogr. (2nd Edn), 9, ASA and 555A, Madison, WI (1986), 635–662.*
- Kreybig, L., 1956. Az agrokémia tényezői és irányelvei. Második bővített kiadó. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 170-220.

- Loch J. (1999): A trágyázás agrokémiai alapjai. In Fülek Gy.: Tápanyag-gazdálkodás (Nutrient balance), Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 18-27.
- Martens, D. A. and Frankenberger, W. T., Jr., 1992. Modification of infiltration rates in an organic-amended irrigated soil. *Agron. J.* **84**, 707–717.
- Makádi, M., 2010. Ásványi és szerves adalékanyagok hatása a nyírségi homoktalajok mikrobiológiai tulajdonságaira. Doktori Értekezés, Gödöllő, pp. 40-43.
- Nyakatawa, E.Z., Reddy, K.C., Sistani, K.R., 2001. Tillage, cover cropping, and poultry litter effects on selected soil chemical properties. *Soil Till. Res.* **58**, 69–79.
- Stefanovits, P.-Filep, Gy.-Fülek, Gy., 1999. Talajtan. Mezőgazda, Budapest, pp. 322-360.
- Várallyay, Gy., 2001. A talaj vízgazdálkodása és a környezet. *Magyar Tudomány.* **46**, 799-815.
- Várallyay, Gy., 2008. A klímaváltozás várható hatásai Magyarország talajaira. In: Klímaváltozás: környezet–kockázat–társadalom. (Szerk.: Harnos Zs. & Csete L.). Szaktudás Kiadó Ház. Budapest, pp. 91–129.
- Weber, J., Licznar, M., Drozd, J., 2003. Changes in physical and physicochemical properties of sandy soil amended with composted municipal solid wastes. In: Lynch, J.M., Schepers, J.S., Unver, I. (Eds.), *Innovative Soil–Plant Systems for Sustainable Agricultural Practices*. OECD Paris, pp. 227–242.
- Zebarth, B.J., Neilsen, G.H., Hogue, E., Neilsen, D., 1999. Influence of organic waste amendments on selected soil physical and chemical properties. *Canadian Journal of Soil Science* **79**, 501–504.
- Zinati, G.M., Li, Y.C., Bryan, H.H., 2001. Utilization of compost increases organic carbon and its humin, humic and fulvic acid fractions in calcareous. *Soil. Compost Sci. Util.* **9**, 156–162.

Diagnosztikai szemléletű talajtérképek szerkesztése korrelált talajtani adatrendszerek alapján

Bakacsi Zsófia¹ - Szabó József¹ – Waltner István² – Michéli Erika² – Fuchs Márta² - Laborczi Annamária¹ - Pásztor László¹

¹MTA Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet,
Környezetinformatikai Osztály, Budapest
bakacsi.zsofia@agrar.mta.hu

²Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Gödöllő

Összefoglalás

A talajban megfigyelhető és mérhető tulajdonságokra épülő, diagnosztikai szemléletű WRB-osztályozás talajleírásra vonatkozó adatigénye némileg eltér a korábbi, a hazai talaj felvételezésben hagyományosnak tekinthető leírási metodikától. Az országos térképezési-felvételezési munkák során eddig született adatok négy nagy - részben digitális formában feldolgozott- adatrendszerben összpontosulnak: Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer (DKTIR), Géczy-féle adatok (Géczy), tízezres üzemi genetikus térképezés adatai (Üzemi), illetve a Talajinformációs és Monitoring Rendszer pontadatai (TIM). Az eltérő adatrendszerek korrelált felhasználását a tartalmi elemek eltérésén túl az is nehezíti, hogy azok elérhetősége, megbízhatósága, feldolgozottsági állapota területenként eltérő. A DKTIR és az üzemi genetikus adatok együttes alkalmazását egy Gyöngyös-környéki mintaterületen kíséreltük meg. Az adatbázisok korrelációja után a tárolt adatokat közvetlenül vagy közvetve megfeleltettük egy, a WRB diagnosztikai elemeire épülő „elvárt” talajtulajdonság együttesnek, mely a talajtérkép készítés alapját adta.

Abstract

The WRB soil classification uses diagnostic approach, based on observable and measurable soil properties. Its data requirement for the soil description is slightly different from the former, considered as traditional description methodology in Hungary. The digitally partly processed data derived from country wide mapping-surveying works are concentrated in four, national soil data systems: Digital Kreybig Soil Information System (DKSIS) Géczy's data (Géczy), 1:10 000 scale genetic soil mapping data (Farm-level), and Soil Information and Monitoring System (SIMS) data. The correlated use of different data systems is complicated by the divergence of content elements, and by the fact that the availability, reliability and status of processing varies by location. We attempted the combined use of DKSIS and farm-level data on “Gyöngyös” subregion. After the correlation of the databases, the stored data, were matched directly or indirectly with the required soil properties connecting to one of the WRB diagnostics, which operated as basis of soil mapping.

Bevezetés

A hazai talajtani adatbázisok térben, időben és tematikában eltérő felvételezések és kapcsolódó célzott mintavételezések szakmailag következetes, de feldolgozási struktúrájukat tekintve autonóm rendszerekben összegzett eredményei. Mivel alapvetően ugyanazt az objektumot jellemzik, csak más stratégiával, a vizsgált talajtulajdonság együttesek is hasonlóak a négy legnagyobb hazai adatbázisban, de vannak eltérések. Együttes alkalmazásuk, illetve nemzetközi rendszerekbe illeszthetőségük igénye nem újkeletű, a környezetre vonatkozó információs igények kielégítése is erre ösztönzi a felhasználókat (Makó et al., 20120, Pásztor et al., 2012a,b , Waltner et al., 2012).

Az eltérő adatrendszerek korrelált felhasználását számos ismert körülmény nehezíti:

- i. a vizsgált talajtulajdonság időbeli változása (pH, humusz-tartalom...),
- ii. vizsgálati módszerek változása (szemcseösszetétel-elemzés, humusz-tartalom meghatározása...)
- iii. különböző adatbázisokban az azonos tulajdonságot jellemző elemek tartalmi eltérése (szín leíró jellegű, Munsell-féle leírása, fizikai talajféleség összevonása más, leíró jellegű kategóriákkal...),
- iv. az adatbázisok területenként eltérő megbízhatósága, feldolgozottsága, elérhetősége.

Waltner és munkatársai (2012) megállapították, hogy a WRB 65 diagnosztikai eleméből 28 nem fordul elő hazai viszonyok között, további 9 pedig antropogén, vagy városi környezetre jellemző. Az alábbiakban egy példát mutatunk be a WRB diagnosztikai kritériumaira kidolgozott összefüggések eredményeinek térképi megjelenítésére a gyöngyösi mintaterületen.

Módszer

Korreláció és megfeleltetés

A kiválasztott négy, magyarországi adatbázisra, a konzorciumi partnerekkel együttműködve, részt vettünk a WRB szerinti diagnosztikus egységek (szintek, tulajdonságok és talajanyag) valamint minősítők közelítő megfeleltetési sémáinak kidolgozásában (Waltner et al., 2012). AZ OSIRIS projektben vizsgáltuk, hogy kielégíthető-e a nemzetközileg elfogadott WRB rendszer Magyarországon is releváns diagnosztikai elemeire vonatkozó követelmények a hazai talajtani rendszerekben (DKTIR, Géczy, üzemi genetikus és TIM) tárolt adatok alapján, vagy sem; illetve feltüntettük, ha az adott diagnosztikai

követelményre nincs kiolvasható információ, vagy ha a jelenléte az adatok alapján kizárható. A diagnosztikus egységekkel való megfeleltetésre, egymástól elkülönítve, kétféle megközelítésben vettük figyelembe a terepi és laboratóriumi adatokat, a laboratóriumi adatokat tekintve megbízhatóbb forrásnak. A talajszelekciók relatív helyzetén és tulajdonságain alapuló, adatbázison belüli hivatkozások (pl. argic szint esetén „*ha a felette lévő szintben az agyagtartalom <15%, az alatta fekvő szint legalább 3%-al több agyagot tartalmaz...*”) megkönnyítésére szelvényenként, fentről lefelé sorszámoztuk az egyes szinteket. Így pl. az argic szint előbb említett egyik feltételének „fordítása” a TIM adatok alapján:

$$\left(([AGYAG]_{[TECH_NUM]-1}) \leq 15 \text{ ÉS } ([AGYAG]_{[TECH_NUM]}) \geq ([AGYAG]_{[TECH_NUM]-1}) + 3 \right)$$

A négy adatrendszer korrelációja során felhasznált talajparaméterek adatbázisonként eltérő megjelenési formáit foglalja össze az 1. táblázat.

Paraméter	DKTIR	GÉCZY	ÜZEMI	TIM
Méztartalom (terepi)	intenzitás 0/+...+++ skálán	-tól-ig % feltalajra	intenzitás, vagy -tól-ig %, a megjelenés mélységével	intenzitás O,...,IE skálán
Méztartalom (labor)	[%]	-	[%]	[%]
Kémhatás	y1 alapján foltra jellemzően; „kartogram”	Altalajra kategóriák (mészhiánnyal)	pH (feltalaj) és mészállapot kartogram	-
pH (labor)	<i>num</i>	-	<i>num</i>	<i>num</i>
Kiválások	leíró	leíró	leíró	leíró
Textúra	tulajdonságokkal összevontan*	tulajdonságokkal összevontan*	textúra osztályok	textúra osztályok
Szerkezet	leíró	-	leíró	leíró
Talajhiba	leíró	Altalajra kategóriák (mélységgel)	kartogram	szint
Humusz tartalom	[%] de korábbi módszertan	-	[%]	[%]
Humuszos réteg vastagsága	cm	cm	cm, ill. a talajtípus függvényében értékelt kartogram	cm
Szint felső határa	cm	egyben: szint	cm	cm
Szint alsó határa	cm	vastagsága	cm	cm

1. táblázat: A felhasznált talaj-paraméterek adatbázisonként eltérő megjelenési formái a gyöngyösi mintaterületen (*a szint tulajdonságai összevontan jelennek meg, mint pl.: fizikai féleség és szikesség mértéke, kövesség, glej stb). Források: Kreybig, 1937; Géczy, 1968; Szabolcs et al., 1966; TIM, 1995.

Térképezés

A diagnosztikus talajtulajdonságokon alapuló térképezés a korábbi, WRB-től eltérő szemléletű talajtérképezési munkálatok során szerzett adatokból építkező talajtani adatbázisokból nem valósítható meg közvetlenül, mert az egyes szelvényadatok nem hordozzák mindazokat az információkat, amelyek egy adott tulajdonság térbeli kiterjesztéséhez szükségesek. Az egyes szelvényhelyeken a tárolt információk alapján valószínűsített diagnosztikus tulajdonság térbeli kiterjesztésére az ún. indikátor krigelést alkalmaztuk. Az eredmény megadja, hogy az interpolációs tér pontjaiban az indikátor érték mekkora valószínűségű. Ezt a nem-paraméteres, geostatistikai interpolációs

eljárást már korábban is eredményesen alkalmaztuk (Bakacsi et al., 2010). A módszer szerint, ha egy adott pontban a kidolgozott megfeleltetési sémák alapján egy adott diagnosztikai elem jelenléte (pl. clayic tulajdonság) valószínűsíthető, abban a pontban az adott diagnosztikára nézve az indikátor-változó értéke 1; míg a többi pontban, ahol jelenléte kizárható, 0. A mintaterületi adatbázisban a DKTIR és az Üzemi pontadatok alapján dolgoztunk. A Géczy-féle adatok nem álltak digitálisan rendelkezésre, a TIM adatokat a kapott eredmények értékelésére használtuk.

Eredmények

Létrehoztunk egy publikus felületet, melyen a felhasználók négy, előre definiált adatstruktúrához („űrlaphoz”) igazodva, a saját szelvényadataik alapján megállapíthatják, azok mennyiben alkalmasak a WRB diagnosztikai elemeivel (diagnosztikus szintek, anyag) való közelítő megfeleltetésre. A szolgáltatás mindenki számára elérhető a <http://osiris.helion.hu> címen, használata csupán regisztrációt igényel. A Kreybig, Géczy, ill. üzemi genetikus rendszerű adatbevitelnél a beírható tartalom az adott, talajszelvények leírására használt adatrendszerben eredetileg tárolt paramétereknek megfelelő értéket vehet fel (ilyen értelemben tehát „szűkített”); ezeket az adatbeviteli formákat arra az esetre alakítottuk ki, ha az adatforrás ezen rendszerek egyike. A TIM, ill. TIM-típusú adatok kategóriája adatbeviteli szempontból a legkevésbé kötött, ennek választása esetén a legtöbb, hazai talajtani gyakorlatban előforduló megfigyelési/mérési adat felvihető az űrlapra.

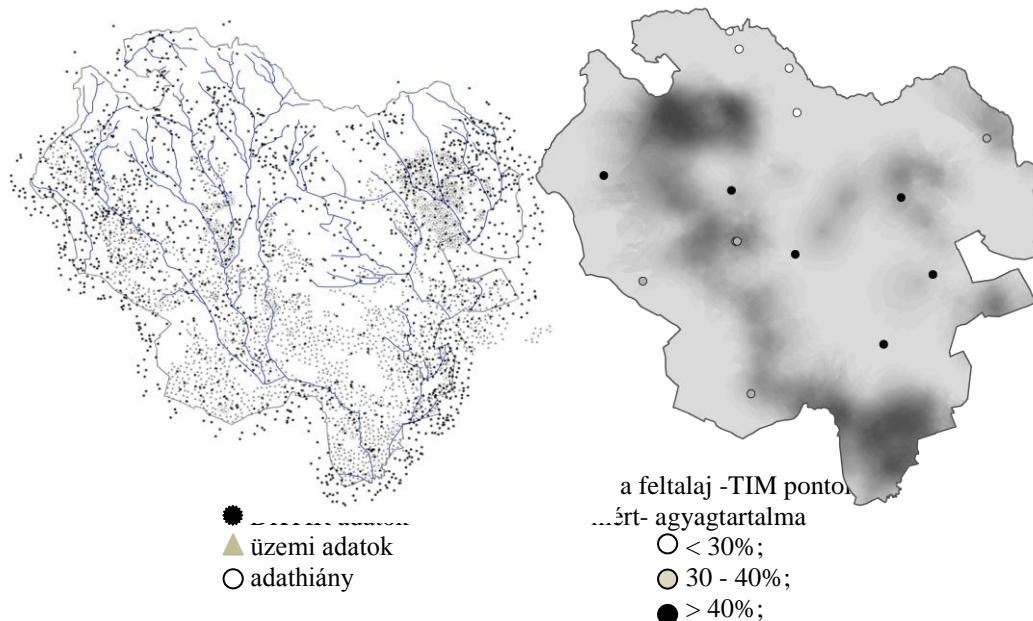
Megállapítható, hogy elsősorban a szelvényben megjelenő karbonát mennyiségét/mélységét, a textúrát és a reduktív talajviszonyokat érintő diagnosztikai elemek esetén volt használható mind a négy adatbázis; a diagnosztikai szintek szelvényben való megjelenésének azonosítására a legtöbb esetben –a TIM adatok kivételével- nem elegendő a tárolt információ.

A mintaként választott „clayic” minősítőre vonatkozó feltételeknek (a szelvénynek agyag textúrájú rétege van, amelynek vastagsága 30 cm, vagy több, a talajfelszíntől számított 100 cm-en belül- IUSS WG, 2007) megfeleltethető adatok mind a négy vizsgált adatbázisban megtalálhatóak voltak, előfordulását az 1. ábrán bemutatott sémák alapján valószínűsítettük.

<p>DKTIR</p> <p>(([TEXTURE]= text_1 vagy text_2 vagy text_10 vagy text_12 vagy text_14 vagy text_16) ÉS (([L_DEPTH]-[U_DEPTH]>=30) ÉS ([U_DEPTH]<100)</p> <p>Textúra: réti agyag, agyag, glejes agyag, tavi agyag, nyirok, szikes agyag</p>
<p>GÉCZY</p> <p>(([F_FIZIKA]= text_10 vagy text_11 vagy text_12) ÉS ([ALT_H_M] >=30)</p> <p>Feltalaj fizikája: réti agyag, agyag, glejes agyag, tavi agyag, nyirok, szikes agyag Altalajhiba megjelenési mélysége (feltalaj vastagságára korlátozó)</p>
<p>ÜZEMI</p> <p>([FELFIZ]= text_5 vagy text_6) ÉS ([L_DEPTH]-[U_DEPTH]>=30) ÉS ([U_DEPTH]<100)</p> <p>Szint fizikája: agyag, nehéz agyag</p>
<p>TIM</p> <p>(([FIZTALAJ]= text_6 vagy text_7) ÉS ([MELYSALSO]-[MELYSFELSO]>=30) ÉS ([MELYSFELSO]<100)</p> <p>Szint fizikája: agyag, nehéz agyag</p>

1. ábra: a „clayic” minősítőre vonatkozó WRB-követelmények kielégítésére figyelembe vett adatok az egyes adatbázisokban.

A DKTIR és az Üzemi adatbázis integrált adataival a Gyöngyösi kistérség területén a „clayic” minősítő előfordulásának valószínűségét a térképeztük. A mintaterületen 1600 DKTIR pont és 2282 Üzemi genetikus pont állt rendelkezésre, ám a 2282 üzemi pontból 218 pontnak csak a geometriája volt ismert (2. ábra a). Az eredmények megbízhatóságát a TIM adataival összehasonlítva vizsgáltuk. Az kapott térkép alapján az agyagos rétegek előfordulásának valószínűsége egy EÉNy-DDK-i sávban (a Tarján-, ill. Tokapatak völgyében) a legnagyobb (2. ábra b). A területen előforduló TIM adatok nem mondanak ellent az eredménynek, de a legnagyobb valószínűséget mutató területről nincs mérési adat.



2.ábra: **a)** A „clayic” tulajdonság térképezéséhez felhasznált adatbázisok pontjai. **b)** A „clayic” minősítő teljesülésének valószínűsége. Sötét szín: $P(\text{clayic tulajdonság})=1$.

Összefoglalás

A négy főbb hazai talajtani adatbázisban (DKTIR, Géczy, Üzemi genetikus, TIM) tárolt adatok harmonizált felhasználása érdekében összesítettük és rendszereztük a tárolt információkat, kialakítottunk egy olyan metaadat struktúrát, amely tartalmazza az egyes paraméterek definícióját, mértékegységét, vagy klasszifikált paraméter esetén annak tematikus tartalmát.

Létrehoztunk egy publikus felületet minden diagnosztikai egység rövid leírásával és hozzá fűzött magyarázatokkal kiegészítve, mely a szelvényadatok konverzióján túlmenően a nemzetközi talajosztályozással kapcsolatos ismeretek terjesztését is szolgálja.

A gyöngyösi mintaterületen, nem hagyományos, digitális talajtérképeken, a DKTIR és Üzemi genetikus adatok együttes használatával regionalizáltuk egy diagnosztikai elem előfordulásának valószínűségét.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást az NK73183 és K105167 sz. OTKA pályázatok, illetve a Bolyai Kutatási Ösztöndíj Program támogatta.

Irodalomjegyzék

- BAKACSI, ZS., L. KUTI, L. PÁSZTOR, J. VATAI, J. SZABÓ, T. MÜLLER, 2010. Method for the compilation of a stratified and harmonized soil physical database using legacy and up-to-date data sources, *Agrokémia és Talajtan*, 59 (1), p. 39-46.
- GÉCZY, G. 1968. Magyarország mezőgazdasági területe. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 307.
- IUSS WORKING GROUP WRB, 2007. 'World reference base for soil resources 2006, update 2007, 2nd ed.' World Soil Resources Reports 103. (FAO: Rome) http://www.fao.org/ag/agl/agll/wrb/doc/wrb2007_corr.pdf, 21.01.2010).
- KREYBIG, L., 1937. A M. Kir. Földtani Intézet talajfelvételi, vizsgálati és térképezési módszere. M. Kir. Földtani Intézet Évkönyve. 31. p. 147–244.
- MAKÓ A., TÓTH B., HERNÁDI H., FARKAS CS., MARTH P., 2010. Introduction of the Hungarian Detailed Soil Hydrophysical Database (MARTHA) and its use to test external pedotransfer functions. *Agrokémia és Talajtan*. 59. p. 29-39.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J, BAKACSI ZS., LABORCZI A., 2012a. Elaboration and applications of Spatial Soil Information Systems and Digital Soil Mapping at RISSAC HAS. *Geocarto International*. 27:(3), p. 15.
- PÁSZTOR L., LABORCZI A., BAKACSI ZS., SIEGLERNÉ MATUS J., SZABÓ J, 2012a. Térbeli talajinformációs rendszerek INSPIRE kompatibilitásának vizsgálata (megjelenik ebben a kötetben).
- SZABOLCS I. (szerk.), 1966. A genetikus üzemi talajtérképezés módszerkönyve, Országos Mezőgazdasági Minőségvizsgáló Intézet, Budapest, pp. 351.
- TIM., 1995. Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer. 1. kötet. Módszertan. Földművelésügyi Minisztérium kiadványa. Budapest.
- WALTNER I., FUCHS M., MICHÉLI E., LÁNG V., 2012. Hazai archív talajadatok beillesztésének lehetőségei nemzetközi adatbázisokba. *Agrokémia és Talajtan* (megjelenés alatt).

A szarvasmarhatrágya és az EM-1 baktériumtrágya hatásának vizsgálata a homoktalaj könnyen oldható nitrogén frakcióinak, káliumtartalmának szezonális változására

Balláné Kovács Andrea-Kremper Rita-Szabó Anita-Jakab Anita-Kincses Sándorné

Debreceni Egyetem, Agrár és Gazdálkodástudományok Centruma,
Agrokémiai és Talajtani Intézet, Debrecen

Összefoglalás

Szabadföldi kísérletben a szarvasmarhatrágya és az EM-1 baktériumtrágya hatásait vizsgáltuk két éven keresztül homoktalajon a talaj könnyen oldható, felvehető tápanyagkészletének változására. A kísérletben négy kezelést (1: kontroll; 2: istállótrágya; 3: EM-1 baktériumtrágya; 4: istállótrágya+EM-1 baktériumtrágya), három ismétlésben valósítottunk meg. Az istállótrágyát $0,75\text{kg/m}^2$, az EM-1 baktériumtrágyát 20l/ha adagban juttattuk ki. Értékeljük, hogy a kezelések hogyan befolyásolják a talaj $0,01\text{ M CaCl}_2$ oldható szerves-N és $\text{NO}_3\text{-N}$ frakcióinak, AL oldható kálium-tartalmának változásait. Vizsgáltuk továbbá, hogy az EM-1 baktériumtrágya módosítja-e, ill. hogyan befolyásolja az istállótrágya érvényesülését. Eredményeink mind az istállótrágya, mind az EM-1 baktériumtrágya kedvező hatását igazolták a talaj oldható nitrogénfrakcióinak ($\text{NO}_3\text{-N}$, szerves-N) és káliumtartalmának változására.

Abstract

A field experiment was set up for two consecutive years on a sandy soil to investigate the changes of available nutrients in the soil. The experiment was set up with four treatments (1: control; 2: farmyard manure; 3: EM-1 bacterial fertilizer; 4: farmyard manure + EM-1 bacterial fertilizer) and three replicates. Manure and bacterial fertilizer applications were at rate of 0.75kg/m^2 and 20l/ha , respectively. We examined the changes of $0,01\text{M CaCl}_2$ soluble organic-N and $\text{NO}_3\text{-N}$ and AL- K_2O fractions. We examined furthermore the effects of combined treatment of manure and bacterial fertilizer also. Our results proved the favourable effects of manure and bacterial fertilizer on the soluble nitrogen fractions ($\text{NO}_3\text{-N}$, organic-N) and potassium content of the sandy soil.

Bevezetés

Mezőgazdasági termelésünk intenzívebbé válásával egyre inkább szembesülhetünk azzal a problémával, hogy csökken a termőterület termékenysége, romlik a szerkezetessége, hanyatlak a talaj biológiai tevékenysége (*Schmidt és Szakál, 1998; Biró, 2002*).

A különböző eredetű szerves anyagok talajba juttatása a talajok termékenységének fokozása szempontjából is éppen ezért nagy jelentőségű.

Különösen igaz ez homoktalajok esetén. A szerves trágyázással a termesztett növényeink tápanyagigényének kielégítésén túl, a közvetlen, ill. közvetett hatásokon keresztül javíthatjuk a talaj szerkezetét, víz-, hő-, tápanyag-gazdálkodását, növelhetjük a szervesanyag-tartalmat, fokozhatjuk a talaj mikrobiológiai aktivitását (*Stinner & House, 1987; Micskei és mtsi, 2010*).

Az állattartás melléktermékeként keletkező istállótrágya mezőgazdasági hasznosítása régi alternatív módszer a talajok termékenységének, tápanyagszolgáltató képességének növelésére (*Árendás és Csathó, 1994; Dawson & Kelling, 2002; Fraser et al., 1994*).

Sarkadi (1993, 1995, 1996) tartamkísérleteiben az istállótrágya nitrogén-foszfor- és káliumszolgáltató képességét igazolta. Eredményei alapján rámutatott, hogy az istállótrágya N-, P-, K-hatása legalább négy évig bizonyítható. A nitrogén-hozamnövelő hatás a kijuttatását követően az 1., 2. évben jelentősebb, de a 3., 4. évben is tapasztalható. *Sarkadi* megállapította továbbá, hogy az istállótrágya nitrogéntartalmának hasznosulása számos tényezőtől, mint pl. az istállótrágya minőségétől, adagjától, a talaj tulajdonságaitól is függ. Szerző rámutatott, hogy rendszeres istállótrágyázással jelentősen csökkenthető a nitrogénműtrágya felhasználása is.

Az istállótrágya talajra gyakorolt kedvező hatásait igazolták a Németországban 1878-ban (*Kühn*) beállított tartamkísérlet eredményei is (*Balla, 1964*). A hosszú ideig tartó istállótrágyázás hatására igazolhatóan növekedett a talajban a csiraszám, nőtt a talajlégzés, csökkent a hidrolitos aciditás, emelkedtek a talaj T, S és V értékei.

Az intenzív mezőgazdasági termelés és ennek velejárója, a kemikáliák nagymértékű használata révén csökken a talajaink mikrobiológiai aktivitása. A különféle baktériumkészítmények alkalmazása, az ún. talajoltás számos országban új és egyre terjedő gyakorlatnak számít a növények tápanyagellátásának javítására, a termés növelése céljából (*Rodriguez & Fraga, 1999; Higa, 1994*). A baktériumkészítményekkel célzottan, bizonyos szempontból kedvező összetételű baktériumtörzseket juttatunk a talajba. Így javíthatjuk a talajéletet, a talajszerkezetet, ezáltal módosulhatnak a talajban bizonyos biológiai, mikrobiológiai folyamatok, melyek következményeként változhat a növények számára felvehető tápelemek mennyisége (*Elkoca et al., 2008; Makádi, 2007*). Az egyre szélesebb spektrumban kapható különböző terméknevű biotrágyák eltérő összetételűek. A legtöbb termékben megtalálhatóak a nitrogénkötő, foszfor oldhatóságot segítő baktériumok, míg egyes szerekben cellulózbontó szervezetek is vannak. A baktériumtrágyák a levegő nitrogénjének megkötésével kedvezően befolyásolhatják a nitrogénmérleget (*Szegi, 1967*), az oldhatatlan foszforvegyületek oldásával növelhetik a növény által elérhető foszforkészletet, míg a cellulózbontó baktériumok segíthetnek a szerves anyagok mineralizációjában.

A biotrágyák nagy száma ellenére igen kevés a hazai szakirodalomban fellelhető, e témával foglalkozó tudományos közlemény (*Hegedus et al., 2008*;

Makádi és mtsi., 2007). Keveset tudunk a baktériumkészítmények eltérő tulajdonságú talajokon, különböző növényfajokra kifejtett hatásairól, a szerves trágyával kombináltan kijuttatva a talaj felvehető tápanyagtartalmára, a növények termésére, tápanyagfelvételére gyakorolt hatásaikról.

A kísérlet megvalósításakor annak a nyomon követése volt a célunk, hogy a homoktalajra kijuttatott istállótrágya, ill. EM-1 baktériumtrágya, valamint ezek kombinációja hogyan befolyásolja a talaj felvehető tápanyagtartalmának változásait.

Jelen közleményünkben a kezelésekre a talaj 0,01M CaCl₂ oldható nitrogénformáiban, valamint AL oldható káliumtartalmában bekövetkező változásokat mutatjuk be.

Anyag és módszer

A szabadföldi kísérletet Nyírbátorban állítottuk be egy 30 éves korú szőlő ültetvényben. Az ültetvény talaja humuszos homok. A kísérleti talaj néhány jellemző paraméterét az *1. táblázatban* foglaltuk össze.

1. táblázat. A kísérleti talaj néhány jellemző tulajdonsága

pH _(CaCl₂)	6,22
K _A	31
Hu %	2,0
AL-P ₂ O ₅ (mg kg ⁻¹)	1603
AL-K ₂ O (mg kg ⁻¹)	202,3

K_A: Arany féle kötöttségi szám

A kísérletet randomizált elrendezésben valósítottuk meg négy kezeléssel, három ismétlésben: 1) kontroll; 2) istállótrágya; 3) EM-1 baktériumtrágya 4) istállótrágya+EM-1 baktériumtrágya. Egy parcella mérete 3 m² volt.

Az alkalmazott baktériumtrágya az EM-1, kereskedelmi forgalomban is kapható termék, amely fotoszintetizáló, nitrogénkötő és tejsavbaktériumokat, sugár és élesztőgombákat tartalmaz (*Higa, 1994*). A forgalmazók valamennyi szántóföldi és kertészeti kultúra esetén ajánlják alkalmazni. Az EM-1 baktériumtrágyát ajánlott, 20l/ha dózisban, 20-szoros hígításban, 2010. április 28-án forgattuk kb. 20cm mélységben a talajba. A baktériumtrágyát az egyenletesebb kijuttatása érdekében hígítottuk meg.

Az érett szarvasmarhatrágyát (0,75 kg/m²) 2010. március 18-án juttattuk ki. A trágya összetételét a 2. táblázatban láthatjuk.

2. táblázat. A szarvasmarhatrágya összetétele

víz tartalom	72%
N	0,55%
P ₂ O ₅	0,43%
K ₂ O	0,63%

A kezelések hatásait a kezelések évében és az azt követő évben követtük nyomon.

A talajmintákat 2010. november 1-én, 2011. szeptember 18-án és 2011. április 28-án vettük 0-20; 20-40; 40-60 cm mélységben. A talajt szárítottuk, daráltuk, majd a további analízis céljából átszitáltuk (<2mm).

0,01 M CaCl₂ (HOUBA et al., 1991) és AL kivonószerek segítségével talajkivonatokat készítettünk. Mértük az oldható tápelemek mennyiségének változásait.

A talaj 0,01 M CaCl₂-ban oldható N frakcióinak változásait folyamatosan elemző contiflow rendszer segítségével követtük nyomon. Az AL oldható káliumtartalmat emissziós lángfotométerrel mértük.

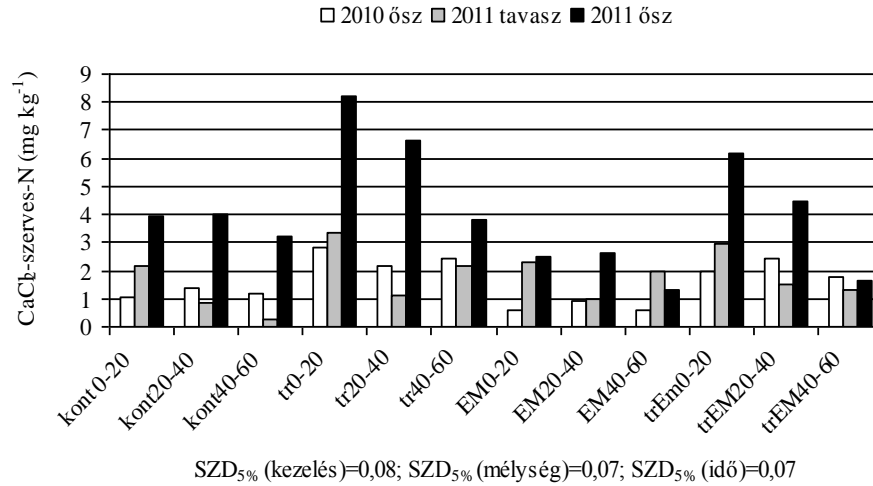
Jelen dolgozatban az oldható N frakciók közül az oldható nitrát és szerves nitrogén, valamint az oldható káliumtartalom változásait mutatjuk be.

A kezelések közötti statisztikailag igazolható eltérések kiszámításához háromtényezős varianciaanalízist alkalmaztunk (SVÁB, 1973; TOLNER, 2008), átlagértékeket és 95%-os valószínűségű szignifikáns differenciát határoztunk meg.

Eredmények

A 0,01 M CaCl₂ oldható szerves-N frakciók változása

A 0,01 M CaCl₂ kivonatban mérhető szerves-N frakció mennyiségének a kezelések hatására bekövetkező változásait a kezelések évében és az azt követő évben az 1. ábrán mutatjuk be.



1. ábra A talaj 0,01 M CaCl₂ -szerves-N (mg.kg⁻¹) átlagértékeinek változása az istállótrágya és az EM-1 baktériumtrágya kezelésekre hatására.

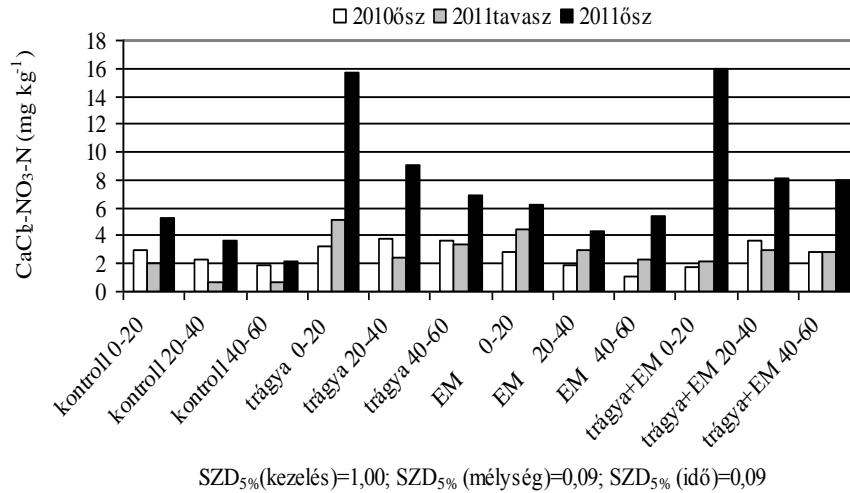
A talaj 0,01 M CaCl₂ oldható, könnyen mobilizálható szerves-N frakciója 0,58-8,19 mg.kg⁻¹ értékek között változott a kezelésekre függvényében.

Az istállótrágya hatására az oldható szerves-N frakció mennyisége a kontrollhoz képest már a kijuttatás évében (2010) minden mélységben igazolhatóan, jelentősen megnövekedett, a következő évben (2011 tavasz) pedig az értékek majd megháromszorozódtak. A talajoltás hatására a kontrollhoz képest kis mértékben csökkent a talaj oldható szerves-N frakciója. A csökkenés a következő évben mérve (2011 őszi) is igazolható volt.

Az istállótrágyás kezelés értékéhez képest a kombinált, istállótrágya+EM-1 baktériumtrágya kezelésben a kijuttatás évében összességében kisebb szerves-N frakciót mérünk. Egy év múlva a különbség még nagyobb mértékűnek mutatkozott és mind őszi, mind tavasszal mérve igazolható volt. A csökkenés valószínűleg azzal magyarázható, hogy a baktériumtrágya hatására a könnyen mineralizálható N-frakció gyorsabban alakult át.

A 0,01 M CaCl₂ -NO₃-N frakció változása

A 0,01 M CaCl₂ kivonatban mérhető NO₃-N frakció mennyiségének a kezelésekre hatására bekövetkező változásait a kezelésekre évében és az azt követő évben a 2. ábrán mutatjuk be.



2. ábra A 0,01 M CaCl₂-NO₃-N (mg.kg⁻¹) átlagértékeinek változása időben és a mélységgel az istállótrágya és az EM-1 baktériumtrágya kezelésekre hatására

A vizsgált időszakban (2010 őszi, 2011 tavasz, 2011 őszi) a CaCl₂-NO₃-N értékek 0,70-15,91 mg.kg⁻¹ között változtak a kezelésekre hatására.

2010 őszi (a kezelésekre évében) a kontrollhoz képest az istállótrágyával kezelt parcellán volt egy kissé nagyobb a nitrát frakció értéke. A kontroll és az oltott parcellákon a NO₃-N mennyisége csökkent a mélységgel, míg az istállótrágyával kezelt parcellákon a 20-40cm-es mélységben mutatott maximumot. Ebben az időszakban a kombinált, istállótrágya+EM-1 kezelésű parcellákban még szignifikánsan kisebb volt a nitrát mennyisége a „csak” trágyás kezelés és a kontroll értékeihez képest.

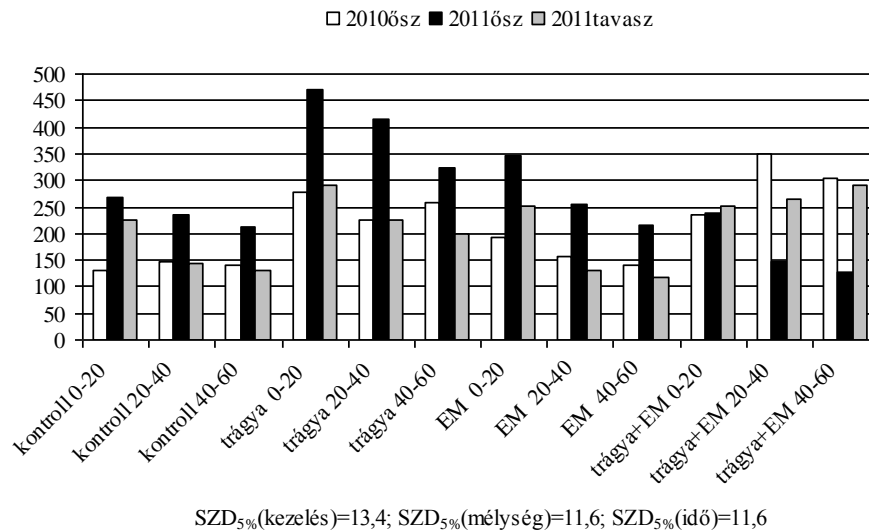
2011 tavaszán a kontroll parcellán az őszi értékekhez képest minden mélységben kisebb nitrát értékeket kaptunk. Az istállótrágyával kezelt, valamint a kombinált parcellák felső 0-20 cm rétegében, e mellett az oltott parcella minden vizsgált rétegében nagyobb volt az oldható NO₃-N mennyisége az őszi értékekhez képest. A legnagyobb értéket az istállótrágyás kezelésben, majd ezt követően az EM-1 kezelésben mértük. A kombinált kezelésben a felső, 0-20 cm-es réteg nitrát-tartalma kisebb volt az istállótrágyás kezelés értékéhez képest, az alsóbb régek értékei nem különböztek.

Egy év múlva, 2011 őszi a kontrollhoz képest minden kezelésben és minden vizsgált mélységben nagyobb volt a 0,01M CaCl₂ oldható NO₃-N mennyisége, a talajba került szerves anyag mineralizációja fokozódott. Az értékek a mélységgel csökkentek. A legnagyobb nitrát-tartalmat a trágyázott és kombinált kezelésű parcellákon mértük, de az EM-1 baktériumtrágya hatására is -bár kisebb mértékben- szignifikánsan növekedett a talaj oldható nitrát-tartalma. A kombinált kezelésű parcellákon a 0-20 cm mélységben egy kissé, a 40-60 cm

mélységben pedig igazolhatóan nagyobb volt a $\text{NO}_3\text{-N}$ frakció mennyisége az istállótrágyával kezelt parcella megfelelő értékeihez képest. A talajtöltés hatására fokozódtak a talajban végbemenő mikrobiológiai folyamatok. Ennek következtében élénkült a szerves anyagok mineralizációja, ami az oldható, könnyen mineralizálható szerves-N frakció csökkenésében is igazolódott.

Az AL- K_2O tartalom változása

Az AL- K_2O mennyiségének a kezelések hatására bekövetkező változásait a kezelések évében és az azt követő évben a 3. ábrán mutatjuk be.



3. ábra Az AL- K_2O (mg.kg^{-1}) átlagértékeinek változása időben és a mélységgel az istállótrágya és az EM-1 baktériumtrágya kezelések hatására

Az AL- K_2O értékek 118 mg kg^{-1} és 470 mg kg^{-1} között változtak a kísérlet során a kezelések függvényében.

A kontrollhoz képest már a kezelések évében (2010 őszi) minden parcellán megnövekedett AL- K_2O -tartalmat mértünk. A legnagyobb értékeket a trágyával kezelt parcellán kaptuk, ezt követte a kombinált kezelésű parcella értéke, majd a baktériumtrágyával kezelt parcella értéke. A kombinált kezelésnél az AL- K_2O értéke a felső talajrétegben nem különbözött az istállótrágyás parcella megfelelő értékétől, az alsóbb rétegekben (20-40cm, 40-60cm) azonban növekedést tapasztaltunk.

Egy év múlva ősszel (2011) az istállótrágya hatására a felvehető kálium mennyisége még tovább növekedett, ezen a parcellán mértük a legnagyobb

értéket. Szignifikáns különbséget igazoltunk az oltott parcellákon is a kontrollhoz képest.

2011 tavaszán ismét az istállótrágyás kezelésben mértük a legnagyobb értékeket. Ezt követte az oltott parcellákon és a kombinált kezelésű parcellákon mért értékek. A kombinált kezelésű parcellán a talaj felső, 0-20 cm-es rétegében az AL-K₂O értéke nem különbözött az istállótrágyás kezelés megfelelő értékéhez képest, a mélyebb rétegekben azonban minden esetben meghaladta az istállótrágyás parcella értékeit.

Vizsgálati eredmények értékelése

Eredményeinkből látható, hogy az istállótrágya kedvezően befolyásolta a kis termőképességű homoktalaj CaCl₂ kivonatában mérhető szerves-N és NO₃-N frakcióinak mennyiségét. Mindkét frakció növekedése már a kijuttatás évében igazolható volt, egy év múlva értékük pedig jelentősen tovább növekedett. Az istállótrágya a mineralizációja következtében, a homoktalaj felvehető kálium-tartalmát is igazolhatóan növelte. Ezen parcellákon minden vizsgált időpontban és minden mélységben AL-K₂O növekedés volt igazolható a kontroll megfelelő értékeihez képest.

A talajoltás kedvező hatását is igazolni tudtuk a vizsgált paraméterek esetében. A talajoltás hatására a kezelést követő évben mérve a kontrollhoz képest kis mértékben csökkent a talaj oldható szerves-N frakciója, ugyanakkor a felvehető nitrát mennyiségében növekedést igazoltunk.

Az istállótrágya és az EM-1 baktériumtrágya együttes kijuttatásakor is kedvezőek voltak a tapasztalatok. A baktériumtrágya hatására fokozódtak a mineralizációs folyamatok. Ennek következtében a kezelést követő évben mérve a kombinált kezelésű parcellákon csökkent az oldható, könnyen mineralizálható szerves N-frakció mennyisége, ugyanakkor növekedett a nitrát és a mélyebb rétegekben a kálium mennyisége a csak istállótrágyával kezelt parcellák megfelelő értékeihez képest.

Az istállótrágya és az EM-1 baktériumtrágya hatásainak minél teljesebb megismeréséhez a közeljövőben tervezzük a talaj (pH, K_A, AL-P₂O₅, AL-Ca, AL-Mg), valamint a szőlő kezelésekre hatására bekövetkező változásainak (P, K, Ca, Mg Zn, Mn) közzétételét is.

Irodalomjegyzék

- ÁRENDÁS, T., CSATHÓ, P., 1994. Azonos NPK-hatóanyagú szerves és műtrágyázás hatása a talajtulajdonságok függvényében. *Agrokémia és Talajtan*, 43. 3-4. 399-407.
- BALLA, A.-né, 1964. Az istállótrágyázás és a műtrágyázás hatásának összehasonlítása a világ ismertebb tartamkísérleteiben. *Agrokémia és Talajtan*, 13. 3-4. 385-414.

- BIRÓ, B., 2002. Talaj-és rhizobiológiai eszközökkel a fenntartható növénytermesztés és a környezetminőség szolgálatában. *Acta Agron. Hung.* 50. 77–85.p.
- DAWSON, M.A., & K.A. KELLING. 2002., Use of manure in potato production. *Proceedings of Wisconsin's Annual Potato Meeting* 15: 17–27.
- ELKOCA, E., KANTAR, F., SAHIN F., 2008. Influence of nitrogen fixing and phosphorus solubilizing bacteria on the nodulation, plant growth, and yield of chickpea. *Journ.of Plant Nutr.* 31. (1.) 157-171.
- FRASER P.M., HAYNES R.J., WILLIAMS P.H.,1994. Effects of pasture improvement and cultivation on microbial biomass, enzyme activity and composition and size of earthworm populations. *Biol. Fertil. Soils* 17: 185–190.
- HEGEDUS, S., KRISTO, I., LITKEI, CS., VOJNICH, V., 2008. Impact of bacterial fertilizer on the component of industrial poppy varieties. *Cereal Research Communication.* 36. Part 3 Suppl. 1719-1722.
- HIGA, T., 1994. Effective Microorganisms; A biotechnology for mankind, P 8-14. In J.F. Parr, S.B. Hornick and C.E. Whitman(ed.) *Proceedings of the First International Conference on Kyusei Nature Farming* .U.S Department of Agriculture, Washington, D.C., USA.
- HOUBA V. J. G., JÁSZBERÉNYI, I. AND LOCH, J., 1991. Application of 0.01 M CaCl₂ as a single extraction solution for evaluation of the nutritional status of Hungarian soils. *Debreceni Agrártudományi Egyetem Tudományos közleményei.* 30. 85-89.
- RODRIGUEZ, H. & FRAGA, R., 1999. Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion, *Biotechn. Advances.* 17 pp. 319–339.
- SARKADI, J., 1993. Szerves és műtrágyák érvényesülése tartamkísérletekben. I. Nitrogénforgalom. *Agrokémia és Talajtan.* 42. 3-4. 293-308.
- SARKADI, J. 1995. Szerves és műtrágyák érvényesülése tartamkísérletekben. II. P-forgalom. *Agrokémia és Talajtan.* 44. 1-2. 5-17.
- SARKADI, J. 1996. Szerves és műtrágyák érvényesülése tartamkísérletekben. III. Káliumforgalom. *Agrokémia és Talajtan.* 45. 1-2. 45-56.
- SCHMIDT, R.–SZAKÁL, P., 1998. Talajsavanyodási helyzetkép és megoldások. *Pannon Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar. Mosonmagyaróvár. Tanulmány.* 9–71.
- STINNER, B. R. & HOUSE, G. J., 1987. Role of ecology in lower-input, sustainable agriculture: An introduction, *American Journal of alternative Agriculture* 2. 4. 146-147.
- SZEGI J., 1967. Nitrogénkötő mikroorganizmusok jelentősége a talaj termékenysége szempontjából. *Agrokémia és Talajtan.* 16. 477–486.
- MAKÁDI, M., TOMÓCSI, A., OROSZ, V., LENGYEL, J., BIRÓ, B., MÁRTON, Á., 2007. Biogázüzemi fermentlé és Phylazonit MC baktériumtrágya hatása a silókukorica zöldtömegére és a talaj biológiai aktivitására. *Agrokémia és Talajtan.* 56. 2. 367-378.

A talajok folyadékvezető képességének változása kationos felületaktív anyaggal történő kezelés hatására

Barna Gyöngyi¹ – Makó András¹ – Dunai Attila¹ – Tóth Zoltán² – Balázs Réka³

¹ Pannon Egyetem, Georgikon Kar, Növénytermesztéstan és Talajtani Tanszék, Keszthely

² Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Föld- és Környezettudományi Intézeti Tanszék, Veszprém

³ MTA Földtani és Geokémiai Kutatóintézet, Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, Budapest

e-mail: barna-gyongyi@georgikon.hu

Összefoglaló

Kutatásunk során mesterséges talajoszlopok vízvezető, olajvezető és légáteresztő képességét hasonlítottuk össze kontroll, egy kationos felületaktív anyaggal (N-hexadecil-piridinium-klorid) és desztillált vízzel történő kezelést követően. Az újonnan alkalmazott olajvezető képesség meghatározó módszer alkalmasnak bizonyult. Többváltozós lineáris regresszióval becslést is végeztünk. A kapott eredményeket a lehetséges talaj–tenzid–folyadék kölcsönhatások alapján értelmeztük.

Summary

In our research we measured the liquid permeability of very heterogeneous soil samples (e. g. different clay minerals content, cationic exchange capacity) in aqueous and non-aqueous systems, as well as their air conductivity. After treating the samples with a cationic surfactant solution, thereby making them hydrophobic, we repeated the liquid permeability and air conductivity measurements. With statistical methods we analysed the applicability of the method, the reproducibility of the measurements, the effects of surfactant treatments on permeability data, as well as the predictability of permeability using easily measurable parameters.

Bevezetés

A telített talajok folyadékvezető képességét a talajok és az átszivárgó folyadékok tulajdonságai együttesen határozzák meg (MAKÓ, 1995). A telített talajok hidraulikus vezetőképessége a talajok egyik legnagyobb variabilitású tulajdonsága (RAJKAI, 2004). A vízvezető képesség függ az adott talaj porozitás viszonyaitól, ezen belül is főként a pórusok méret szerinti megoszlásától és térbeni elhelyezkedésétől, a porozitás-viszonyokat

meghatározó mechanikai összetételtől, ásványi összetételtől, agyagásvány-minőségétől és a talaj szerkezetességétől illetve tömődöttségétől (DI GLÉRIA et al., 1957; MAKÓ, 1995; HILLEL, 1998). A folyadék paraméterei közül kiemelendő az adott folyadék sűrűsége, viszkozitása és dielektromos állandója (MAKÓ, 1995). A hidraulikus vezetőképesség egyéb talajtulajdonságoktól való függéséről VÁRALLYAY (1972) tanulmányában olvashatunk. A telítési, illetve közel telítési vezetőképesség mérésére több terepi és laboratóriumi módszert dolgoztak ki, ezek eredményeit FODOR és munkatársai (2009) hasonlították össze.

A kőolajipari termékek és melléktermékek használata napjainkban életünk minden részén megtalálható. A széleskörű alkalmazás azzal a következménnyel is jár, hogy a környezetszennyező anyagok jelentős hányadát teszik ki. A kőolajszármazékok nagy része az ún. nem vizes fázisú folyadékok (nonaqueous phase liquids, NAPL) közé sorolható. A talajokat szennyező kőolajszármazékok talajba szivárgásának, illetve a talajvízzel történő vándorlásának becslésére számos matematikai modellt fejlesztettek ki (pl. HEIJDE, 1994; WEAVER et al., 1994; MAKÓ & HERNÁDI, 2012). Valamennyi modell lényeges beviteli paramétere a vizsgált talajréteg hidraulikus vezetőképessége. A legtöbb esetben azonban a megfelelő mérési adatok hiányában, a vízben oldhatatlan, önálló folyadékfázisként mozgó szerves vegyületek vándorlási sebességének becslésére is a vízzel telített talajok vízzel mért hidraulikus vezetőképesség értékeit alkalmazzák. A becslést igen gyakran a Kozeny-Carman egyenlettel (KOZENY, 1927; CARMAN, 1956) végzik, ahol a víz és az apoláros folyadékok eltérő sűrűsége és viszkozitása alapján becslik a szerves folyadék vezetőképességet. A Kozeny-Carman egyenlet azonban ideális porózus közeget tételez fel, amely nem lép semmilyen fizikai-kémiai kapcsolatba az áramló folyadékkal. Mivel sem a talaj szilárd fázisa és a víz, illetve sem a szilárd fázis és az olaj nem tekinthetőek egymással indifferensnek, a talaj-hidrofizikai törvényszerűségek legtöbbje csak korlátozottan érvényesülhet ilyen rendszerekben (MAKÓ, 1995; MAKÓ & HERNÁDI, 2012). A vízvezető képesség meghatározásának elve egyszerű, megvalósítása azonban bonyolult és időigényes. Ezért gyakran magát a hidraulikus vezetőképességet is becslik az egyszerűbben mérhető talajtulajdonságok alapján, pl. pedotranszfer függvényekkel (WÖSTEN et al., 1999).

A talajok légáteresztő képessége a talaj egységnyi vastagságú rétegének egységnyi keresztmetszetén, egységnyi mozgatóerő (nyomás) hatására időegység alatt átáramló levegő mennyisége (m/s vagy mm/nap) (DI GLÉRIA et al., 1957). A talaj szemcseösszetétele, szerkezete, nedvességtartalma és pórusviszonyai befolyásolják leginkább ezt a tulajdonságot. A háromfázisú talajok légáteresztő képessége (a vízzel telítetlen talajok vízvezető képességéhez hasonlóan) függvényszerűen változó érték: a pórusrendszer víztelítettségének

csökkenésével, a levegőteltettség növekedésével nő a légáteresztő képesség értéke (TULI et al., 2005; MAKÓ & DUNAI, 2008). A mezőgazdaság számára azért fontos a légáteresztő-képesség ismerete, mert információt nyújt a talaj tömörödöttségéről, szerkezet-stabilitásáról, a gyökerek és mikrobák oxigén-ellátottságáról, aszály-, belvíz- és erózió-érzékenységről. Környezetvédelmi vonatkozásban pedig értékes adatokat szolgáltat a szennyezőanyagok mikrobák általi lebontásáról, annak sebességéről, az illékony szerves vegyületek gázfázisú áramlásáról (DUNAI et al., 2008). MAKÓ és DUNAI (2008) azt tapasztalták mesterséges talajoszlopokon, hogy a mért szerves folyadékvezető képesség szoros kapcsolatban áll a légáteresztő képességgel.

A felületaktív anyagok vagy tenzidek egy hidrofíll és egy hidrofób részből álló molekulákat tartalmaznak. A hidrofíll rész kationokat vagy anionokat tartalmaz, elektromos töltéssel rendelkezik és hidrogén-kötést alakíthat ki. A hidrofób rész legtöbbször egy hosszú alkil lánc (10-20 szénatomszámú) (PATZKÓ, 1998). Felhasználásuk szintén igen széleskörű: megtalálhatóak pl. valamennyi tisztítószerben vagy a növényvédőszer jobb tapadása vagy emulgeálása érdekében formázószerként gyakorlatilag. A felületaktív anyagok legtöbbször a szennyvizek révén (öntözés, szennyvíziszap elhelyezése mezőgazdasági területen) jutnak ki a környezetbe és így a talajba; magas koncentrációban találhatóak meg a szennyezett talajokban is. Attól függően, hogy milyen mértékű a háromfázisú talaj határfelületein való adszorpciójuk, megváltoztatják a talajok fizikai, kémiai és mikrobiológiai jellemzőit (ABU-ZREIG et al. 2003). Így például a víztartó-képességet (KARAGUNDUZ et al., 2001); az aggregátum stabilitást (PICCOLO & MBAGWU, 1989; MIÓKOVICS et al., 2011) és a hidraulikus vezetőképességet (ALLRED & BROWN, 1994). Alkalmazzák olajszennyezések kármentesítése során is (WEST & HARWELL, 1992; LOWE et al., 1999; HENRY & SMITH, 2003). A talajba juttatva megváltoztatják a maradvány NAPL fázis felületi feszültségét, oldhatóságát, stb., így az könnyebben eltávolítható lesz, ugyanakkor a felületaktív anyagok maguk is társzennyezőkké válnak (HENRY & SMITH, 2003). A szerves folyadékok és a felületaktív anyagok egyes talajtulajdonságokra gyakorolt együttes hatásáról nagyon kevés szakirodalmi adat található.

Jelen közleményünkben egy kationos felületaktív anyag hatását vizsgáltuk néhány kiválasztott talajminta folyadékvezető képességére és légáteresztő képességére.

Vizsgálati anyag és módszer

Kutatásunkba egyelőre két talajszelvény A és B szintjéből származó mintákat és egy altalaj mintát vontunk be (1. táblázat).

A kiszárított, 2 mm-es szitán átrostált minták alapparamétereit a 2. táblázatban tüntettük fel. A vizsgálatokat a vonatkozó hazai szabványok szerint végeztük el (BUZÁS, 1993).

1. táblázat: A talajminták származási helye

Minta	Talajminta típusa és származási helye	Mintavételi szint és mélység (cm)
1.	Ramann-féle barna erdőtalaj <i>Keszthely</i>	A 0-30
2.	Ramann-féle barna erdőtalaj <i>Keszthely</i>	B 30-50
3.	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj <i>Várvolgy</i>	A 0-20
4.	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj <i>Várvolgy</i>	B 20-50
5.	Pannon kvarchomok <i>Salföld</i>	

2. táblázat: A talajminták alaptulajdonságai

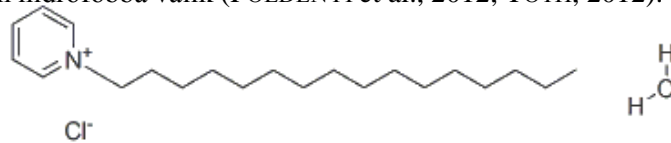
Minta	K _A	Humusz (%)	CaCO ₃ (%)	pH (H ₂ O)	Agyag (%)	Por (%)	Homok (%)
1.	30	1,45	0,05	7,04	21,26	33,16	44,08
2.	36	0,93	0,00	6,83	22,31	34,03	42,73
3.	29	1,33	0,00	6,59	15,45	29,29	53,93
4.	38	0,65	0,00	6,64	22,25	26,95	50,15
5.	29	0,00	0,02	7,44	1,31	0,05	98,64

A részletes ásványi összetételt az MTA Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont Földtani és Geokémiai Intézetében határozták meg Philips PW 1710 diffraktométerrel (BALÁZS, 2012) (3. táblázat).

3. táblázat: A talajminták részletes ásványi összetétele

Minta	Duzzadó agyag- ásványok (%)	Illit/ csillám (%)	Klorit/ kaolinit (%)	Kvarc (%)	K- földpát (%)	Plagio- klász (%)	Goethit (%)
1.	2	10	4	70	2	12	0
2.	2	10	5	68	2	12	2
3.	2	3	2	76	7	10	0
4.	5	5	3	70	4	10	3

A felületaktív anyaggal történő kezelések során N-hexadecil-piridinium-kloridot (CPC) (1. ábra) alkalmaztunk, fontosabb paraméterei a 4. táblázatban láthatóak. Ezt a vegyületet – baktérium- és gombaölő tulajdonságai révén – különböző gyógyszerek hatóanyagaként, illetve kozmetikumok adalékanyagaként használják. A Sigma-Aldrich Kft-től vásároltuk meg. Előzőleg Varian Cary 50 UV-VIS spektrofotométerrel adszorpciós izotermák segítségével határoztuk meg azt a fajlagos felületaktív anyag mennyiséget, amelynél a talaj felületén az a monomolekuláris borítottság biztosan kialakul, melynek hatására az teljes mértékben hidrofóbbá válik (FÖLDÉNYI et al., 2012; TÓTH, 2012).



1. ábra: N-hexadecil-piridinium-klorid szerkezeti képlete

4. táblázat: az N-hexadecil-piridinium-klorid néhány tulajdonsága

összegképlet	$C_{21}H_{38}ClN \cdot H_2O$
molekulatömeg (g/mol)	358,01
oldhatóság vízben (g/l) (20 °C)	50
sűrűség (g/cm ³)	0,37
pH (10 g/l, H ₂ O, 20 °C)	5,0 – 5,4

A felületaktív anyaggal történő kezelés során 4 napig a talajmintát 1:1 arányban desztillált vízzel duzzasztottuk. Majd hozzáadtuk az adszorpciós izotermák alapján számított koncentrációjú tenzidoldatot 1:10 arányban. Az így kapott talajszuszpenziót az óvatos elkeverést követően 2 napig állni hagytuk, sötét és lehetőleg hűvös helyen tároltuk, majd 40 °C-on kiszárítottuk, megtörtük és 2 mm-es szitán ismét átrostáltuk.

Mivel feltételeztük, hogy ennek a duzzasztásnak és/vagy az ismételt „törésnek” hatása van a szemcseösszetételre, ezért csak desztillált vízzel is kezeltük a talajmintákat, amely ugyanúgy történt, mint a tenzidesnél.

A folyadékvezető képesség érték meghatározásához bolygatott szerkezetű mintákat használtunk. Mind a kontroll, mind a kezelt talajmintákból mesterséges talajoszlopokat készítettünk. A 100 cm³-es (5 cm-es átmérőjű) mintavevő csövek aljára sifon vásznat rögzítettünk, majd egy gumidugóhoz ütögetve tömörítettük a talajokat, minimum 5 párhuzamos ismétlésben. A térfogattömegek (tft, (g/ cm³)) egy-egy kezelésen belül azonosak voltak, ugyanakkor azt tapasztaltuk, hogy a tenzidesnél a legmagasabb:

kontroll tft < d. vízzel kezelt tft < tenziddel kezelt tft

Az előkészített mintákat ezt követően folyadékokkal alulról fokozatosan telítettük. A vízvezető képesség meghatározásához csapvízzel telítettünk, mert annak az összetétele hasonlít a talajvízéhez. A teljes telítési állapot eléréséhez szükséges idő mintánként, kezelésként és folyadékonként igen eltérő volt.

Az olajvezető képesség meghatározásához egy aromás komponensektől mentesített lakkbenzint használtunk. A Dunasol 180/220 nevű modellfolyadékot a MOL Nyrt. százhalmabattai telepén állítják elő, néhány tulajdonságát a 5. táblázatban tüntettük fel.

5. táblázat: a Dunasol 180/220 fontosabb paraméterei

Forráspont (°C)	179 – 217
Sűrűség 15 °C-on (g/cm ³)	0,775
Viszkozitás 20 °C-on (cP)	1,91
Aromás alkotók (m/m%)	0
Határfelületi feszültség (folyadék-levegő) 20 °C-on (N/cm)	25
Határfelületi feszültség (olaj-víz) 20 °C-on (N/cm)	45,9

A vízvezető képesség méréseket az Eijkelkamp által gyártott nyitott rendszerű permeaméterben végeztük (2a. ábra), ahol a folyadék utánpótlása a vízhálózatról történik. Az olajvezető képesség meghatározásához némi átalakítást követően a zárt rendszerű Eijkelkamp permeamétert használtuk, ahol egy membránszivattyú keringeti folyamatosan a Dunasolt. (Tudomásunk szerint – és a gyártó is megerősített ebben bennünket – más még nem használta olajvezető képesség mérésre ezt a készüléket.) Mindkét műszer 25 minta egyidejű mérését teszi lehetővé.

A maximálisan telített mintákat a permeaméter tartályába helyeztük, ahol fokozatosan olyan állandó külső folyadékszintet állítottunk be, mely a minta szintje felett legalább 2 cm-rel van. Az így kialakuló hidrosztatikai nyomáskülönbség hatására kezd el átáramlani a folyadék a mintán keresztül. A jó vezetőképességű talajoknál ($K_s > 15$ cm/nap) az állandó víznyomás módszerét alkalmaztuk. Ekkor a mintán átszivárgó folyadékot egy kis szivornyacsővel egy bürettába vezettük, és mértük az időegység alatt átszivárgott folyadék térfogatát (KLUTE & DIRKSEN, 1986). A mérést 2-3 napon keresztül folytattuk. Gyengébb vagy rosszabb vezetőképességű talajok esetén ($K_s < 15$ cm/nap) a csökkenő folyadéknyomás módszert alkalmaztuk (KLUTE & DIRKSEN, 1986). Ekkor azt mértük, hogy időegység alatt mennyit emelkedett a belső folyadékszint a talajminta felett. A vizsgálat addig tartott, amíg a külső és a belső folyadékszint ki nem egyenlődött.

A légáteresztő-képesség vizsgálatokat az Umwelt-Geräte-Technik GmbH által gyártott PL-300-as készülékkel végeztük (2b. ábra). Ez a műszer mind terepen, mind laboratóriumban képes mérni a talajok légáteresztő képességét, tenzióját és térfogatszázalékos nedvességtartalmát. A légáteresztő képesség mérő

berendezés biztosítja különböző mérőkamrák csatlakoztatásával a – talajállapotnak – megfelelő levegőáramlási formát. A megfelelő mérőkamra egy jól meghatározott légáramot állít elő a vizsgált talajtérfogatban. A kalibrált fűvókánál mérhető nyomásgradiensből mérhető a légáram sebessége. Egy másik nyomásérzékelő szenzor pedig a talajminta feletti nyomásváltozást méri, melyből a légáramlás nyomásgradinense számítható ki. A vizsgálatokhoz három



2a. ábra: Eijkelkamp permeaméter



2b. ábra: PL-300-as készülék

párhuzamos ismétlésben 250 cm³-es (8,4 cm átmérőjű) mesterséges talajoszlopokat alkalmaztunk. Ezeknek a mesterséges talajoszlopoknak a kialakítása ugyanúgy történt, mint a folyadékvezető képességnél.

Az eredmények statisztikai kiértékelését SPSS 13.1. szoftverrel végeztük.

Vizsgálati eredmények

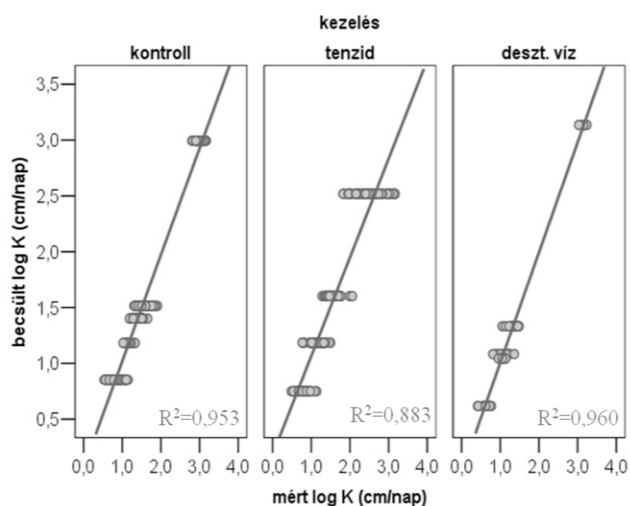
Mind a folyadék vezetőképesség, mind a légáteresztő képesség kiszámítása a Darcy-törvény alapján történt. A kiugró értékek kiszűrése után egy-egy minta folyadékvezető képesség értékeinek mértani (FODOR et al., 2009), a légáteresztés értékeinek pedig számtani átlagát számítottuk.

Többváltozós lineáris regresszióval becsültük a folyadékvezető képességet. A becslés során figyelembe vehető talajparamétereket, melyeket backward eliminációval állapítottunk meg, a 6. táblázat tartalmazza. A mért légáteresztő képesség értékek mind az olaj-, mind vízvezető képesség becslésekor jól felhasználhatóak.

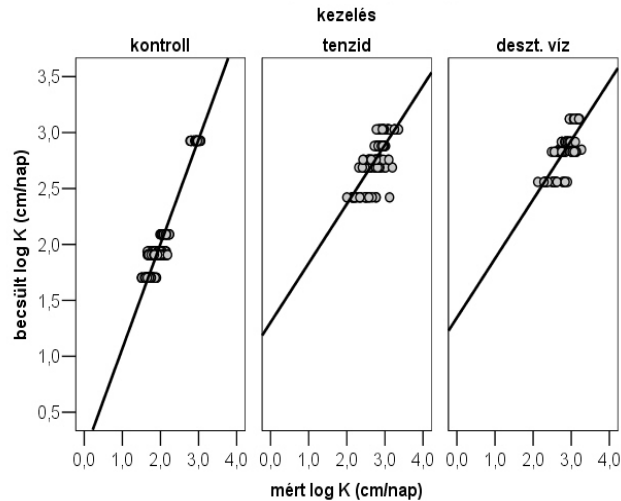
6. táblázat: A folyadékvezetés talajtulajdonságoktól való függése (backward elimináció)

kezelés	vízvezető képesség	R ²	olajvezető képesség	R ²
kontroll	<ul style="list-style-type: none"> • agyagtartalom • térfogattömeg • log K_{lev} 	0,953	<ul style="list-style-type: none"> • agyagtartalom • log K_{lev} 	0,935
tenzides	<ul style="list-style-type: none"> • log K_{lev} 	0,883	<ul style="list-style-type: none"> • agyagtartalom • térfogattömeg • log K_{lev} 	0,529
deszt. vizes	<ul style="list-style-type: none"> • agyagtartalom • homoktartalom • térfogattömeg • log K_{lev} 	0,960	<ul style="list-style-type: none"> • agyagtartalom • térfogattömeg • log K_{lev} 	0,528

A becült és a mért folyadékvezető képesség eredmények 10-es alapú logaritmusát a 3. és 4. ábrán hasonlítottuk össze. A nagy, „kiugró” értékek mindegyik esetben a salzföldi homokhoz tartoztak.



3. ábra: A mért és becült vízvezető képesség értékek összehasonlítása



4. ábra: A mért és becsült olajvezető képesség értékek összehasonlítása

Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések

Mérési eredményeink alapján megállapítható, hogy az általunk újonnan alkalmazott mérési módszer alkalmas az olajvezető képesség meghatározására és a légáteresztő képesség jól használható a víz- és olajvezető képesség becslésére. Azt tapasztaltuk, hogy a szerves folyadék vezetőképesség értékek magasabbak, mint a hidraulikus vezetőképességé. A felületaktív anyaggal történő kezelés hatására az olajvezető képesség kismértékben növekedett; ugyanakkor a becslése még nem elég jó, ez eredhet a kevés mintaszámból és mérési hibából is. A kezelt mérések megismétlésével, valamint a nagyobb agyagtartalmú talajok vizsgálatával nagyobb becslési pontosságot remélünk elérni.

Köszönetnyilvánítás

Jelen publikáció a TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0003 és a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0025 projektek keretében készült. A projektek a Magyar Állam és az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósulnak meg.

Irodalomjegyzék

ABU-ZREIG, M., RUDRA, R. P. & DICKINSON, W. T., 2003. Effect of application of surfactants on hydraulic properties of soils, Biosyst. Eng. **84**:3. 363-372.

- ALLRED, B. & BROWN, G. O., 1994. Surfactant induced reduction in soil hydraulic conductivity, *Ground Water Monitoring and Remediation*, **14**:2. 174-184.
- BALÁZS, R., 2012. A talajok és ásványi örlemények ásványos és agyagásványos összetétele. Kutatási beszámoló. Budapest.
- BUZÁS, I., 1993. A talaj fizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1. Inda4231 Kiadó, Budapest.
- CARMAN, P.C. 1956. Flow of gases through porous media. Academic Press, New York.
- DI GLÉRIA, J., KLIMES-SZMIK, A. & DVORACSEK M., 1957. Talajfizika és talajkolloidika. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- DUNAI, A., MAKÓ, A., HERNÁDI, H., MIÓKOVICS, E. & SZÉPLÁBI G., 2008. A talajok légáteresztő képességének laboratóriumi vizsgálata. Talajvédelem Különszám. 73-80. Talajtani Vándorgyűlés, Nyíregyháza.
- FODOR, N., BLASKÓ, L., ÉRI, L. & RAJKAI, K., 2009. Hidraulikus vezetőképesség mérési és becslési eredmények összehasonlítása homoktalajra. *Agrokémia és Talajtan* **58**:2, 369-380.
- FÖLDÉNYI, R., TÓTH, Z., CSATÁRI, T. & MAKÓ, A., 2012. Egy kationos tenzid (CPC) adszorpciója talajokon és talajalkotókon. Talajvédelem Különszám. Talajtani Vándorgyűlés, Miskolc.
- HEIJDE VAN DER P. K. M., 1994. Identification and compilation of unsaturated/vadose zone models. US EPA. EPA/600/R-94/028.
- HENRY, E. J. & SMITH, J. E., 2003. Surfactant-induced flow phenomena in the Vadose zone: a review of data and numerical modeling. *Vadose Zone Journal* **2**:154-167
- HILLEL, D., 1998. Environmental soil physics. Academic Press, San Diego.
- KARAGUNDUZ, A., PENNEL, K. D. & YOUNG, M. H., 2001. Influence of a nonionic surfactant on the water retention properties of unsaturated soils, *Soil Science Society of America journal* **65**. 1392-1399.
- KOZENY, J., 1927. Über kapillare Leitung des Wassers im Boden. *Sitzungsberichte der Akademie der Wissenschaft in Wien*, **136**. 271-306.
- KLUTE, A. & DIRKSEN, C., 1986. Hydraulic Conductivity and Diffusivity: Laboratory Methods. In: *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods.* (Ed.: KLUTE, A.). SSA Book Series: 5.
- LOWE, D. F., OUBRE, C. L. & WARD, C. H., 1999. Surfactants and cosolvents for NAPL remediation. A technology practices manual, Lewis Publishers, Boca Raton.
- MAKÓ, A. 1995., A talaj szilárd fázisa és a szerves folyadékok kölcsönhatásai. Kandidátusi értekezés. Keszthely.
- MAKÓ, A. & DUNAI, A., 2008. A talajok légáteresztő képességének mérése és a mérési eredmények gyakorlati hasznosíthatósága. *Agrofórum* **19.12**. 39-41.
- MAKÓ, A., HERNÁDI, H., (szerk.). 2012. Kőolajszármazékok a talajban: Talajfizikai kutatások. CD-kiadvány. Pannon Egyetem. Veszprém.
- MIÓKOVICS, E., SZÉPLÁBI, G., MAKÓ, A., HERNÁDI, H. & HERMANN, T., 2011. Effects of surfactants on the aggregate stability of soils. *Hungarian Journal of Industrial Chemistry, Veszprém*, Vol.**39**(1) 127-131.
- PATZKÓ, Á., 1998. A kolloidika alapjai. József Attila Tudományegyetem. Szeged.
- PICCOLO, A. & MBAGWU, J. S. C., 1989. Effects of humic substances and surfactants on the stability of soil aggregates, *Soil Science*, 147:1, 47-54.
- RAJKAI, K., 2004. A víz mennyisége, eloszlása és áramlása a talajban. MTA TAKI, Budapest.

- TÓTH, Z., 2012. Hexadecil-piridinium-klorid (CPC) adszorpciós izotermák meghatározása különböző agyagásványokon és talajokon. Kutatási beszámoló. Veszprém.
- TULLI, A. J., HOPMANS, W., ROLSTON, D. E. & MOLDRUP, P., 2005. Comparison of air and water permeability between disturbed and undisturbed soils. *Soil Science Society of America journal* **69**. 1361-1371.
- VÁRALLYAY, GY., 1972. Berendezés bolygatatlan szerkezetű talajoszlopok hidraulikus vezetőképességének meghatározására. *Agrokémia és Talajtan*, **22**. 23-28.
- WEAVER, J. W., CHARBENEAU, R. J. & LIEN, B. K., 1994. A screening model for nonaqueous phase liquid transport in the vadose zone using Green-Ampt and kinetic wave theory. *Water Resources Research*. **30**. 93-105.
- WEST, C. C. & HARWELL, H., 1992. Surfactants and surface remediation. *Environmental Science and Technology*, 26: 12. 2324-2330.
- WÖSTEN, J.H.M., PACHEPSKY, Y.A. & RAWLS, W. J., 1999. Development and use of dataset of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*. 90. 169-185.

Szélrózsió becslése és modell alapú területhasználat optimalizáció a defláció veszélyeztetettség csökkentése érdekében, dél-alföldi mintaterületen

Bartus M., Farsang A., Szatmári J., Barta K.

SZTE, TTIK, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék
[e-mail:bartus.mate@gmail.com](mailto:bartus.mate@gmail.com)

Összefoglalás

A szélrózsió hatása igen szerteágazó, hiszen nem csupán talaj degradációt és termés kiesést okoz, hanem a portterhelést növelve veszélyezteti az emberi egészséget is. Munkánk folyamán egy 48 km²-es alföldi mintaterületen modelleztük talajtípus és területhasználat függvényében a terület deflációveszélyeztetettségi szintjét, valamint kidolgoztunk két módszert a defláció veszélyeztetettségi érték csökkentési lehetőségeinek modellezésére. Az általunk felépített un. MezEr- (Mezővédő Erdősáv) modell alapjait Borelli 1989-ben írt cikke és a TEAM- modell adta. A másik felépített modell, az EEBW-modell elméleti alapjait a német DIN 19706 szabványban megfogalmazottak jelentették. Kutatásunk során első lépésben meghatároztuk az EEBW-modell segítségével a vegetációmentes talaj szélrózsió veszélyeztetettségét. Második lépésként az EEBW-modell segítségével megállapítottuk, mely növénykultúra csoportok alkalmazásával lehet az adott terület szélrózsió veszélyeztetettségét „Alacsony szélrózsió veszélyeztetettségi kategóriába” csökkenteni. Végezetül a MezEr- modellel meghatároztuk az optimális mezővédő fasorsűrűséget (km/km²), mellyel effektív defláció elleni védelem biztosítható.

Abstract

Wind erosion has many bad effects like soil degradation, decrease in amount of yield and heath impairment due to increasing dust load. The aims of this paper are to calculate the wind erosion hazard and define the opportunities of wind erosion hazard decreasing. The sample site (48 km²) is typical lowland in southern part of Hungarian Great Plain. Two models were created during our investigation: one of both is MezEr - model based on Borelli's article (Borelli et al., 1989) and the TEAM-model; the other model is the EEBW-model, which was based on DIN19706 German standard. As a result of wind erosion hazard map by EEBW-model, it can be claimed the wind erosion hazard mainly depends on the soil structure. The plants, which reduce wind erosion, were selected in the frame of plant cultivation map in order to diminish the wind erosion hazard to "low level". Finally, the shelterbelt density reducing soil specified wind erosion hazard was calculated with the help of the MezEr-model.

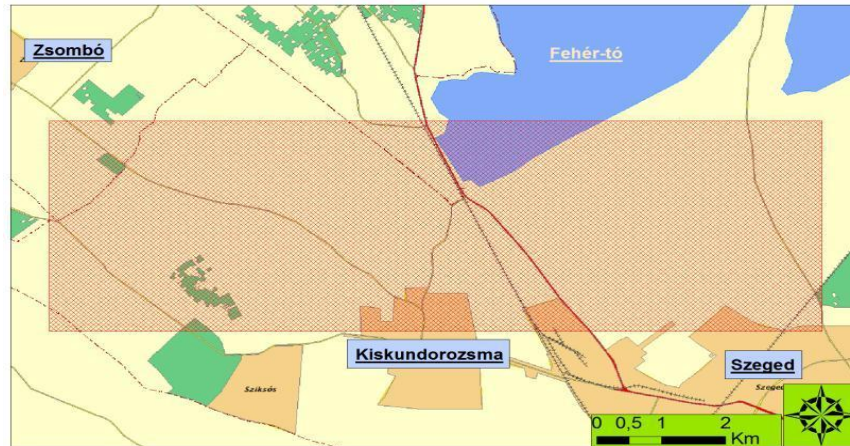
Bevezetés

A szélrózsió hatása komplex, szerteágazó. Hatására az érintett szántóföld tápanyagtartalma csökken, ahol pedig a talajanyag csapdázódik, növényeknek fedésével okozhat termés kiesést. A szélrózsió kihat az emberi

egészségre is, a megnövekedett porterhelés közvetlen veszélyt, légzőszervi megbetegedést okozhat. A szél által szállított por károsíthatja a műszaki készülékeket, gátolhatja a közlekedést, zavarhatja a mindennapi életet. A szélrózsiából származó por túlnyomó többsége a szántóföldi területekről származik. A szántó területek defláció elleni védelmének megoldása már nagyon régen foglalkoztatja a gazdákat, s a kutatókat. A szélrózsió elleni védelem két irányból közelíthető: az egyik, ha a védendő talajfelszínen végzünk beavatkozásokat, a másik, ha a védendő terület környezetét változtatjuk meg, ezzel csökkentve pl. a szél sebességét (Zentay, 1989). A talaj ellenállásának növelését el lehet érni öntözéssel, megfelelő talajműveléssel, vagy helyesen megválasztott növénykultúra telepítésével is (Zentay, 1989). A helyesen megválasztott növénytakaró nem csak a szélesebességet csökkenti, hanem akadályozza a szemcséket a mozgásban, ezzel is csökkentve a szélrózsió kialakulását (Lóki, 2003). A környezeti paraméterek megváltoztatásával történő szélrózsió veszélyeztettség csökkentésére hatásos módszer a mezővédő erdősávok létesítése. Különböző fafajtákból álló erdősorokat telepítünk a szántók szél felőli oldalára, így csökkentve a szélesebességet. A futóhomok komoly problémákat okozott Magyarországon, megkötése, fásításának ötlete már a 18. században felmerült. Mezővédő erdősávokat elsőként 1827-ben Pusztavacs határában ültettek 56 km hosszan. Az erdősorok a dülő utak mindkét oldalán futottak és merőlegesen tagolták fel a pusztavacsi pusztá szántóit (Keresztesi, 1971). A mezővédő erdősávok, fasorok szélrózsiócsökkentő hatásán túlmenően, a létrehozott kedvező mikroklíma pozitívan befolyásolja a termésátlagokat is. (Kort, 1988)

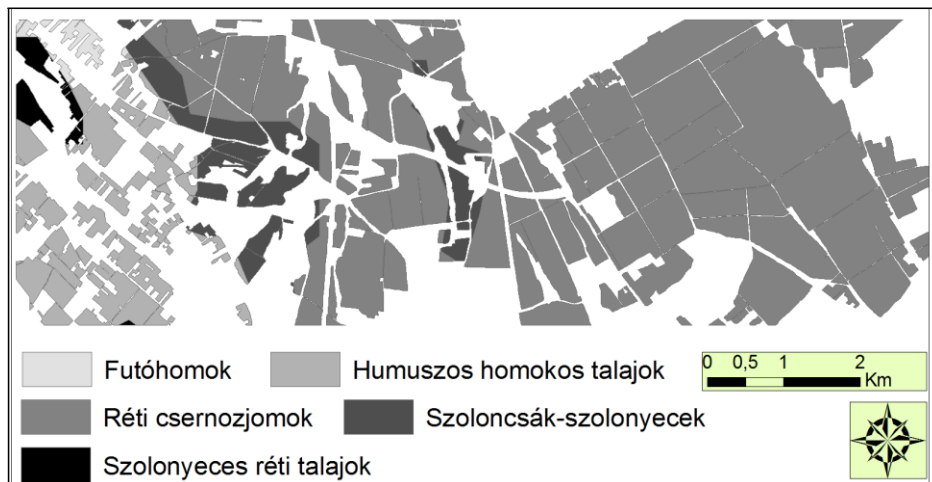
Vizsgálati anyag és módszer

Kutatási területünk Szegedtől ÉNy-i irányban helyezkedik el. Választásunk azért is esett erre a területre, mert az uralkodó szélirány ÉNy-i, így a szélrózsióából származó porterhelés Szegedet is érinti (1. ábra). A terület defláció érzékenységének csökkentésével tehát csökkenteni lehetne a 168 000 fős város porterhelésének kockázatát is. Első lépésként Google-térképeket felhasználva aktuális területhasználati térképet hoztunk létre, hogy leválogassuk a deflációnak kitett területeket. A területhasználati térkép segítségével lehatároltuk a 48 km² nagyságú területen található szántóterületeket (27 km²), mint defláció érzékeny, és az erdőket (5,1 km²), mint a szélrózsió ellen védő elemeket.



1. ábra: A mintaterület elhelyezkedése

Kutatásunk folyamán alkalmazott modellek bemeneti paramétereitől a legfontosabbak a talajtani adatok, hiszen ez determinálja a szélrózsió szembeni ellenállóság mértékét. A két modellkülönböző bemeneti talajadatokat igényelt. A Mezer-modellhez a terület talajtípusaira, az EEBW-modellhez pedig a talaj textúrájára volt szükség. A terület talajtípusait Agrotopográfiai térkép (1:100000) segítségével határoztuk meg. A talajtípusok közül leggyakoribb a réti csernozjom, mely a terület 77,4 %-án található. A humuszos homoktalaj a második (11,6 %), a szoloncsák szolonyec (8,0 %) talaj pedig a harmadik legnagyobb borítással bíró talajtípus. Ezeken felül a területen található még futóhomok (0,8 %) és szolonyeces réti talaj (1,4 %) is (2. ábra).



2. ábra: Mintaterület szántóterületeinek talajtani változatossága (Agrotopográfiai térkép alapján)

Az EEBW-modellhez használt széladatokat, az átlagszélsebességet és a szélirányt a Szegedi Meteorológiai állomás (WMO 12982) szinopszis adataiból határoztuk meg. A DIN 19706-os szabvány a 10 méter magasságban mért évi átlagos szélsebesség és szélirány adatokkal dolgozik, ezzel szemben mi csupán a márciusi és áprilisi átlagos adatokat használtuk fel. A szélsebesség és a szélirány meghatározásához az elmúlt 13 év adatait használtuk fel (2000-2012). A márciusi és áprilisi hónapok átlagos szélsebessége 10 méter magasságban 3,4 m/s és a leggyakoribb szélirány DK-i irányú volt (160°). Annak érdekében, hogy minél valóságosabb adatokkal dolgozzunk, csak a vizsgált időszakhoz tartozó szélsebesség skála mediánjánál nagyobb (7 m/s) szélsebességgel rendelkező szélesemények szélirányait vettük figyelembe. A szűrt szélesemények leggyakoribb széliránya ÉNy-i volt (310°). A MezEr-modell futtatásához a szinopszis adatok által meghatározott 310°-ot, mint legvalószínűbb szélirányt, valamint saját terepi méréseink által meghatározott szélsebesség értékeket használtuk. Terepi szélsebesség méréseket folytattunk 2011 tavaszán Apátfalva (60 km-re Szegedtől) térségében, mely során két méteres magasságban vizsgáltuk a perces átlag szélsebességet és a széllelőkések nagyságát.

Az erdősávok fontos elemei a defláció elleni védelemnek, hiszen szélárnyékot képeznek, mellyel csökkenthetik a talajfelszín feletti szélsebességet (Zhibao et al., 2007, Heisler, Dewalle 1988). Az erdősávok fontos tulajdonságai a porozitás (%) illetve a magasság (H). A mintaterületen található erdősávok felméréséhez Google-térképek mellett terepbejárást is használtunk.

A terepi bejárást során felmért erdősávokat magasságuk alapján négy osztályba soroltuk: magas-erdő (H=11,1 m); alacsony erdő (H=8,8 m) bokros-fás (H=4,7 m); nádas-bokros (H=2,5 m). A mintaterületen található erdősávok porozitását 0%-nak mértük.

A MezEr-modell egyik igen fontos bemeneti paramétere a mezővédő fasor és annak a deflációt befolyásoló tulajdonságai, mint pl. a porozitás és a famagassága. A modellben használatos mezővédő fasornak a jegenyenyarat (*Populus nigra Italica*) választottuk. A választásunk azért esett a jegenyenyárra, mert számos előnyös tulajdonsága van, mint pl. a gyors növekedés és a keskeny, magas termet. A fasor tulajdonságait terepi felméréssel határoztuk meg. A méréseket 2011 tavaszán végeztük Tiszaföldvár határában, egysoros jegenyenyár fasorokon. A vizsgálathoz mintegy 2 km hosszúságú fasort mértünk fel. A fasorokat lefényképeztük és a fényképek segítségével határoztuk meg az optikai porozitási és magassági értékeit. Az optikai porozitási értéke eltérő lehet a valós porozitási értéktől, de mivel igen keskeny fasorról van szó, így az optikai porozitást tekintettük a valós porozitási értéknek (Meroer, 2009). A fényképek elemzésével megállapítottuk, hogy a jegenyenyár fasorok átlagmagassága 19,5 méter és 65 %-os az átlag porozitási értéke március-április hónapban.

Talajtípus	Erodálhatósági kategória	Kritikus indítósebesség (m/s)
Humuszos homoktalajok	I.	6,5
Futóhomok		
Réti csernozjom	II.	9,4
Szolonyeces réti talajok	III.	9,6
Szoloncsák szolonyecek		

1. táblázat: A mintaterületen található talajtípusok kritikus indítósebességei

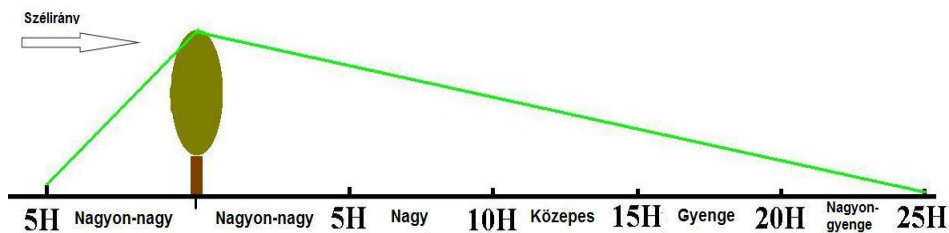
(Lóki et al., 2005, Négyesi, Pálfi, 2008, Farsang et l., 2011 alapján)

A MezEr-modell igen fontos bemeneti paramétere a különböző fajta talajokhoz tartozó kritikus indítósebesség. A mintaterület talajait csoportosítottuk erodálhatóságuk szerint, mely csoportokra jellemző kritikus indító sebességeket az 1. táblázat tartalmazza.

Vizsgálati eredménynek bemutatása és értékelése

EEBW-modell

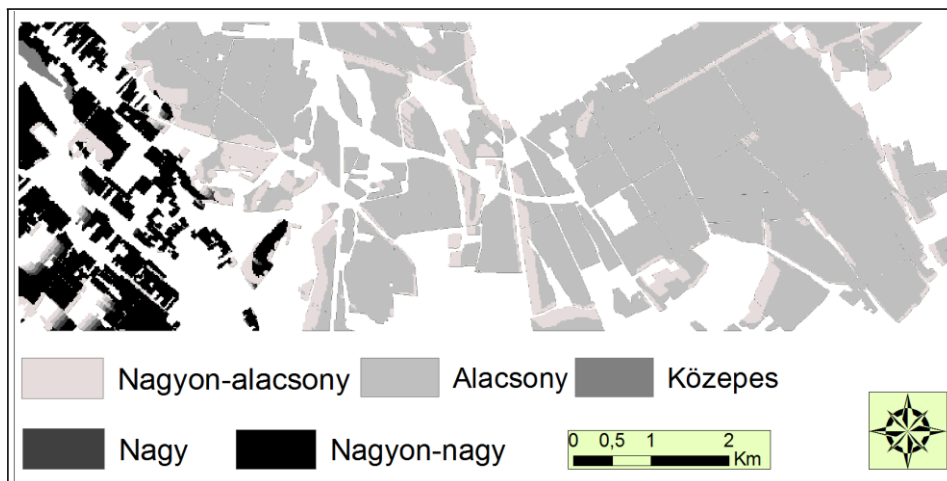
Az EEBW-modell a DIN-19706-os (Ermittlung der Erosiongefährdung von Böden durch Wind) német szabványon alapszik. Bemeneti paramétere: a talajok fizikai félesége, humusztartalma, továbbá a területhez tartozó 10 méter magasságban mért évi átlagos szélesebesség és leggyakoribb szélirány. Számításba veszi a mezővédő erdősávok védőhatását is (3. ábra). A modell egy többlépcsős rendszeren alapszik, ami lépésről lépésre osztályozza, majd hat különböző osztályba (Nincs-, Nagyon-kicsi-, Kicsi-, Közepes-, Nagy-, és Nagyon-nagy a szélrózsió veszélyeztetettség) sorolja a terület szélrózsió veszélyeztetettségi fokát (DIN 19706).



3. ábra: Erdősávok szélrózsió veszélyeztetettség csökkentő hatása az EEBW-modellben

Az EEBW-modell segítségével becslést adtunk a mintaterület potenciális szélrózóió veszélyeztettségére (4. ábra). A potenciális szélrózóió veszélyeztettséget a március, április hónapokra, fedetlen talajfelszínre és az erdősávok védőhatásának figyelembe vételével számoltuk ki. A mintaterület 12,2%-a esik a „Nagyon-nagy”- illetve 0,3 %-a „Nagy”-, 0,7%-a Közepes”-, 73,7%-a az „Alacsony”-, 6,3%-a a „Nagyon-alacsony” szélrózóió veszélyeztettségi kategóriába. A területnek csupán 6,3%-a „nem szélrózóió veszélyes”. A szélrózóió veszélyeztettségi eredménytérképet összevetve a talajtani térképpel, egyértelmű az összefüggés. Az Alacsony-szélrózóió veszélyeztettségi kategória oka a területen uralkodó vályogos talajtípus. A Nagyon-nagy szélrózóió veszélyeztettségi kategóriába eső területek pedig megegyeznek a homokterületek elhelyezkedésével. Egyedüli módosító tényező az erdősávok védőhatása, melyek hatása kis területekre terjed ki.

Az EEBW-modell segítségével meghatároztuk a területek szélrózóió veszélyeztettségi szintjének csökkentéséhez szükséges növénytermesztési rendet (2. táblázat). A modellezés eredményeként kapott növénycsoport termesztési beosztás segítségével (A, B, C, D) az adott terület szélrózóió veszélyeztettségi értéke az Alacsony-kategóriába módosítható (DIN



4. ábra: A mintaterület szélrózóió veszélyeztettségi térképe EEBW-modell alapján

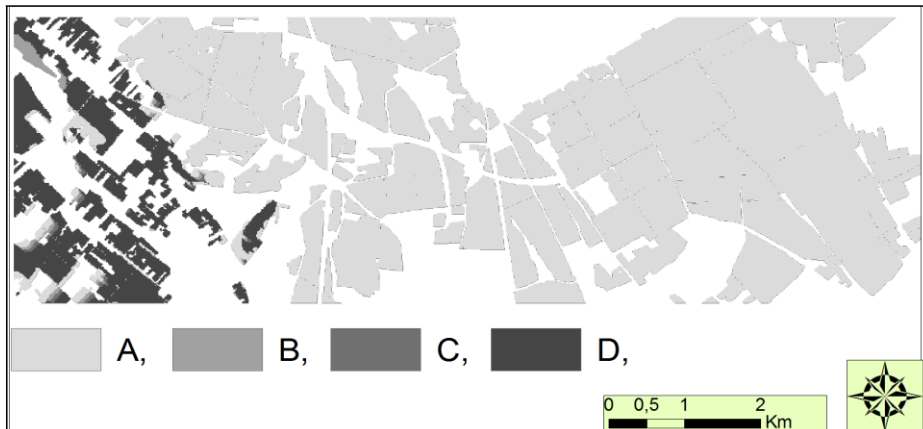
19706.). A növénycsoportokat annak tükrében válogattuk össze, hogy a bennük található növénykultúrák milyen hatékonysággal képesek védeni a talajfelszín a deflációval szemben. Az alkalmazott növénycsoportok közül a takarmánynövényeknek a legnagyobb, a kukoricának és a hüvelyeseknek pedig a legkisebb a defláció szembeni védelemben betöltött szerepe. A 2. táblázatban látható, hogy az A- területen a legszabadabb, a D-területeken pedig a

legkorlátozottabb a növénytermesztés a defláció elleni védelem szempontjából.

Terület	Takarmány-növények	Őszi búza	Nyári gabonák	Kukorica, Hüvelyesek
A	+	+	+	+
B	+	+	+	
C	+	+		
D	+			

2. táblázat: A területekhez tartozó szélerózió veszélyeztetettséget csökkentő kultúrnövény fajták, a DIN 19706 szabvány alapján (a pluszjelek jelzik, hogy mely növénykultúra csoportok tartoznak az adott növény csoporthoz)

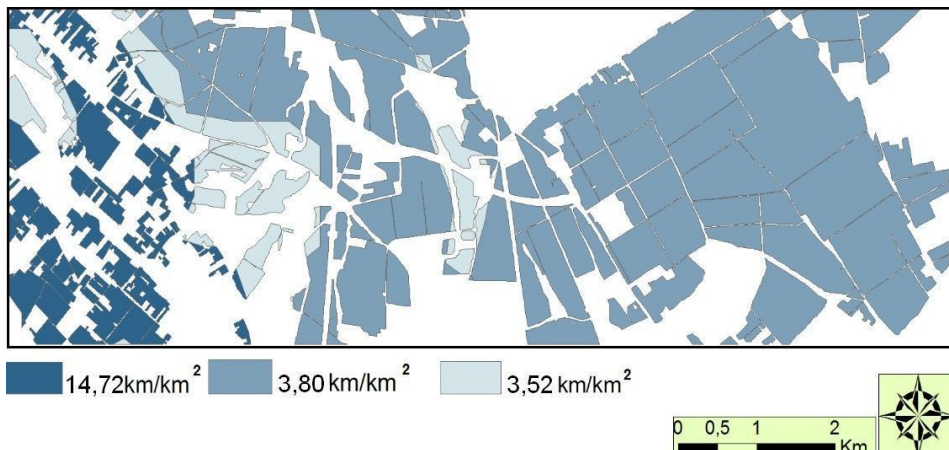
Az 5. ábrán a szélerózió kockázatát csökkentő növénycsoportok termesztési térképe látható. A terület legnagyobb részén (86,7%) szabadon gazdálkodhatnak a tulajdonosok anélkül, hogy a szélerózió veszélyeztetettség kilépne az alacsony kategóriából. A terület többi részén viszont már bizonyos növények ültetésével növelnék a defláció kockázatát. A gazdák a terület 0,7%-án termeszthetnének bármit, a kukorica és a hüvelyesek kivételével. Ezen felül a terület 0,3 %-án korlátozható a nyári gabona termesztése, míg a terület 12,2%-án lehetne csupán takarmánynövényeket termeszteni, mely részek dominánsan a homok területekre esnek.



5. ábra: Szélerózió kockázatát csökkentő növénykultúrák termesztési térképe EEBW-modell alapján

Mezer-modell

A MezEr-modell felépítése Borelli munkásságán (Borelli et al., 1989) és a TEAM-modellen (The Texas Tech Wind Erosion Analysis Model) alapszik (Gregory et al., 2004). A MezEr-modell segítségével ki lehet számolni egy adott területre azt a mezővédő erdősáv sűrűséget, mely megszünteti adott szélességen a szélerózió kockázatát. A modell figyelembe veszi a terület talajtípusához tartozó kritikus indítósebességet, a területet érintő jellemző szélességet, a mezővédő fasor porozitását, magasságát és irányultságát. A mezővédő erdősáv sűrűség alatt azt értjük, hogy hány km-nyi fasor szükségeltetik 1 km²-nyi terület védelméhez azon feltevésben, hogy a fasorok a szélirányra merőlegesen állnak. A modellben használatos mezővédő fasornak a már korábban leírt jegyenyarat választottuk. A három különböző szélességre (20-, 25-, 30 m/s) kiszámolt eredmények alapján létrehoztunk három eredménytérképet, melyek közül a 6. ábrán látható a 30 m/s-os szélességre kiszámolt mezővédő fasor sűrűség térkép. Az ábrán látható, hogy e szélesség esetén már az egész területen szükséges a szélerózió elleni védelem. A korábban meghatározott három erodálhatósági osztálynak megfelelően itt is három különböző mezővédő erdősáv sűrűségű területet lehet megkülönböztetni. Az I. erodálhatósági osztályba tartozó területeken (2,5 km²) 14,72 km/km², a II. erodálhatósági osztályba tartozó területeken (21,2 km²) 3,8 km/km² és a III. erodálhatósági osztályba tartozó területeken (2,4 km²) pedig 3,52 km/km² mezővédő erdősáv sűrűség szükséges a defláció kialakulásának megakadályozására.



6. ábra: Szélerózió kockázatát csökkentő mezővédő erdősáv sűrűség 10m magasságban mért 30m/s-os szélesség esetén, MezEr-modell alapján.

Összegzés

A kutatásunk során felépítettük a MezEr- és az EEBW-modellt a szélrózsió veszélyeztetettség becslésére és annak csökkentési lehetőségeinek vizsgálatára. Az EEBW-modell alapján meghatároztuk, hogy a mintaterület 12,2%-a esik a Nagyon-nagy- illetve 0,3 %-a Nagy-, 0,7%-a Közepes-, 73,7%-a az Alacsony-, 6,3%-a Nagyon-alacsony szélrózsió veszélyeztetettségi kategóriába. A területnek csupán 6,3%-a nem szélrózsió veszélyes. Az EEBW-modellt használtuk az optimális kultúrnövény termesztési térkép megalkotásához, mely segítségével csökkenteni lehet az adott terület szélrózsió veszélyeztetettségi értékét. A modell eredményeként kiderült, hogy a terület 86,7 %-án bármely kultúrnövény termeszthető a szélrózsió kockázat növelése nélkül. Azonban a területnek 12,2%-án csupán takarmánynövényeket lehetne termesztetni. A MezEr-modell segítségével meghatároztuk a szélrózsió veszélyeztetettség csökkentéséhez szükséges mezővédő fásor (egysoros, jegenyenyár) sűrűséget. Megállapítottuk, hogy 10 méter magasságban mért 30 m/s-os szélsősebességgel szemben a homokterületeken legalább $14,72 \text{ km/km}^2$ sűrűségű mezővédő fásor szükséges annak érdekében, hogy a szélrózsió kockázata minimális legyen. Ugyanezzel a szélsősebességgel szemben a csernozjom talajt $3,8 \text{ km/km}^2$ a szolonyeces talajt pedig $3,52 \text{ km/km}^2$ sűrűségű mezővédő fásor védi meg.

Kutatásunkat az OTKA K73093, valamint a TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0005 azonosító számú projektek támogatták.

Irodalom

- BORELLI, J., GREGORY, J. M., ABTEW, W., 1989. Wind Barriers: A Reevaluation of Height, Spacing, and Porosity. Transactions of the ASAE, Vol. 32. No. 6. 2023-2027
- CHEN, Z., CUI, H., WU, P., ZHAO, Y., SUN, Y., 2010. Study on the optimal intercropping width to control wind erosion in North China. Soil & Tillage Research 110. 230–235
- DIN 19706 (Ermittlung der Erosiongefährdung von Böden durch Wind)
- FARSANG, A., SZATMÁRI, J., NÉGYESI, G., BARTUS, M., BARTA, K., 2011. Csernozjom talajok szélrózsió okozta tápanyag-áthalmozódásának becslése

- szélszél-kísérletekkel. *Agrokémia és Talajtan* Vol. 60. 1. szám 87-102
- GREGORY, J. M., WILSON, G. R., SINGH, U. B., DARWISH, M. M., 2004.
- TEAM: integrated, process-based wind-erosion model. *Environmental Modelling & Software* 19. 205–215
- HEISLER, G. M., DEWALLE, D.R., 1988. Effects of Windbreak Structure on Wind Flow. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 22/23. 41-69
- KERESZTESI B. 1971. *Magyar Erdők*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- KORT, J., 1988. Benefits of Windbreaks to Field and Forage Crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 22/23. 165-190
- LÓKI, J., 2003. A növényzet szélerózió elleni védőhatásának vizsgálata szélszélterületen, *Környezetvédelmi mozaikok*, Debrecen 291-306
- LÓKI, J., RAJKAI, K., CZYZ, E. A., DEXTER, A.R., DIAZ-PEREIRA, E., DUMITRIU, E., ENACHE, R., FLIEGE, H., HORN, R., DE LA ROSA, D., SIMOTA, C., 2005. SIDASS project: Part4. Wind erodibility of cultivated soils in north-east Hungary, *Soil and Tillage Research* Volume 82, Issue 1. 39-46
- NÉGYESI, G. és PÁLFALAI, A. 2008. Szélerózió veszélyeztetettség vizsgálata Hajdúhátai mintaterületen *Geographia generalis et specialis. Tanulmányok a Kádár László születésének 100. évfordulóján rendezett tudományos konferenciára*. 2008. pp. 107-114.
- MEROER, G. N. , 2009. Modelling to determine the optimal porosity of shelterbelts for the capture of agricultural spray drift. *Environmental Modelling & Software* 24. 1349–1352.
- ZENTAY, T., szerk., 1989. A szélerózió elleni védekezés lehetőségeinek módszereinek feltárása Csongrád-megye homokterületein. *Magyar Tudományos Akadémia Szegedi Akadémiai Bizottságának Kiadványai*, Szeged.
- ZHIBAO, D., WANYIN, L., GUANGQIANG, Q., HONGT AO, W., 2007. A wind tunnel simulation of the mean velocity fields behind upright porous fences. *Agricultural and Forest Meteorology* 146. 82-93.

Lejtőhordalék talajok hazai osztályozásának nehézségei Alacska talajainak példáján

Bertóti Réka Diána, Dobos Endre
Miskolci Egyetem, Műszaki Földtudományi Kar,
Természetföldrajz-Környezettan Intézeti Tanszék

Összefoglalás

Lejtőhordalék talajok a magyar genetikai talajosztályozási rendszerben, mint főtípus, különböző nemzeti és nemzetközi osztályozási rendszerekben néhány főtípus (fiatal és kevésbé fejlett talajok, váztalajok, közethatású talajok, ill. változó talajok - *Cambisol*) jellemző alegységeként, továbbá mint talajképző kőzet, minősítő elő- és utótag jelennek meg (*colluvium, colluvial*).

Mindebből látszik, hogy a lejtőhordalék kategóriának alapvető szerepe van a nemzetközi és az egyes nemzeti talajosztályozási rendszerekben. Hazai osztályozási rendszerünkben azonban ezeket a talajokat igen nehéz diagnosztikai szempontok szerint elhelyezni. Többek között azért, mert a lejtőhordalék talajok domb- és hegyvidéki környezetben gyakran völgytalpi helyzetben találhatóak, ahol a lejtőhordalék jelleg mellett gyakran a réties jellemzők is megjelennek. Nincsenek átmeneti talajtípusok sem: hiányzik pl. a réti talajok felé történő átmenet. Nincs továbbá tipikus folyamat a lejtőhordalék kategória jellemzésére sem, amely a kettős talajképződési irányt jellemezni tudná. Fontos jellemzők, mint pl. a ráhordott anyag minősége sem jelenik meg. Jelen célunk ezért néhány olyan talajszelvény bemutatása, melyek jól szemléltetik a lejtőhordalék talajok esetében felmerülő osztályozási kérdéseket, problémákat, valamint a magyar talajosztályozási rendszer hiányosságait.

Summary

In the Hungarian genetic soil classification system colluvial soils appear as a main category, whereas in various national and international classification systems these soils appear as a subcategory of young and immature soils (*Cambisols*), as parent material, or as prefix and suffix qualifiers (*colluvium, colluvial*).

From all this it seems that colluvial soils play a basic role in national and international classification systems. However, it is not easy to allocate these soil types in the Hungarian soil classification system on a diagnostic basis. Mainly, because in a mountainous and hilly environment colluvial soils can be found on the foot and on lower parts of slopes, where besides colluvial features very often characteristic features of hydromorphic processes appear as well. There are no transitional types either.

Bevezetés

A lejtőhordalék (*colluvium* - a latin *colluere*, mosni szóból), mint anyag, helyi lemosódás, tömegmozgás és gravitáció révén rakódik le lejtők alsó

szakaszain, lejtők lábánál, lejtőoldalak pihenőin, mélyedéseiben, homorú lejtőkön vagy kisebb völgyekben. Anyaguk sok esetben több méter vastagságban halmozódik fel, rétegzettség - ha van - szembetűnő (BERDING, 2012; STEFANOVITS et al., 1999).

Lejtőhordalék talajok többnyire erózióbázisokon alakulnak ki, legfőképp hegy- és dombvidéki területen (DOBOS, 2002). Összetételük attól függ, hogy milyen talajtípus található a magasabban fekvő helyeken, hiszen olyan talajok eróziójával keletkeztek és olyan erősen mállott, erodálódott talajok tulajdonságait hordozzák magukon, melyek a magasabban fekvő fennsíkokról, hegy-, és dombtetőkről, illetve a lejtők felső szakaszairól származnak (BERDING, 2012). Jellemzőit ezért leginkább a ráhordott anyag minősége határozza meg (DOBOS, 2002). A talajszelvény rétegeit nem köti össze genetikai kapcsolat – hiszen ezek a talajok nem helyi talajképződés eredményeként jöttek létre (STEFANOVITS et al., 1999). Legfőbb jellemzőjük a hordalékkal való borítottság, melyben különböző tulajdonságú (eltérő ásványos összetételű és szerves anyag tartalmú) rétegek kerülnek egymás fölé, ezáltal rendhagyó felépítésű szelvények fejlődnek ki (ZENTAY, 1990).

Közismert, hogy hazai, genetikus talajosztályozási rendszerünkben a lejtőhordalék talajok a Folyóvizek, tavak üledékeinek, valamint a lejtők hordalékainak talajai főtypusba tartoznak, és három altípusát különítjük el (csernozjom eredetű lejtőhordalékok, erdőtalaj eredetű lejtőhordalékok, és deluviális és alluviális vegyes üledékek) (JASSÓ et al., 1989).

Azokban a nemzeti és nemzetközi talajosztályozási rendszerekben – ahol egyáltalán megjelenik - a „colluvic” jelzővel találkozunk sűrűn. A Világ Talaj Referenciabázisban (WRB, World Reference Base for Soil Resources) a lejtőhordalék, mint diagnosztikai talajanyag (Colluvic material), mint minősítő utótag, egy esetben, mint minősítő előtag (*Regosols*) és mint talajképző kőzet szerepel az egyes talajtípusoknál (IUSS WORKING GROUP WRB, 2006). A franciák, csehek és németek talajosztályozási rendszere a *Fluvisolok* altípusaként különíti el a lejtőhordalék talajokat (Colluvisol) (SUMNER, 2000; NEMECEK et al., 2001; ECKELMANN et al. 2005). A lettek talajosztályozási rendszerében, ugyancsak, mint talajképző kőzet szerepel (KARKLINS, 2007).

Vizsgálati anyag és módszer

A magyar talajosztályozási rendszer, a genetikus megközelítésnek köszönhetően, nem a szelvény tulajdonságaiból, hanem a környezeti folyamatok jellemzéséből indul ki. Lejtőhordalék talajok esetében ez azt jelenti, hogy elsősorban a ráhordódott anyag forrását jellemzi és kevésbé törődik a

szelvényben kialakult, illetve kialakulóban lévő tulajdonságokkal, illetve a ráhordódott anyag minőségével. Többek között emiatt is igen nehéz a jelenlegi hazai talajosztályozási rendszerben ezeket a talajokat elhelyezni. A magyar talajosztályozás diagnosztikai szemléletű megújításához kapcsolódóan már több talajtípus (pl. vulkáni kőzeteken, tömör, szénsavas meszet tartalmazó kőzeten kialakult talajok, ill. nagy duzzadó agyagtartalmú talajok) esetében is megtörtént a WRB-vel való összevetés, megfeleltetés (FEHÉR et al., 2006; BARTA et al., 2009; FUCHS, 2012.), lejtőhordalék talajok esetében viszont erre eddig még nem volt példa.

E munka kezdeti szakaszában megnéztük, hogy hazai osztályozási rendszerünkben a lejtőhordalék talajok mely tulajdonságai azok, amelyek diagnosztikai szempontok szerint leginkább kiemelhetők, melyek azok a tulajdonságok, amelyek többet elárulhatnak az adott lejtőhordalék talajról (és nem csak az anyag származási helye alapján jellemzik). Ezáltal célunk egyértelműbbé tenni az adott lejtőhordalék talaj osztályba sorolását, szemléltetve a lejtőhordalék talajok esetében felmerülő osztályozási kérdéseket, problémákat, s eközben rámutatni a jelenlegi magyar talajosztályozási rendszer hiányosságaira lejtőhordalék talajokat illetően.

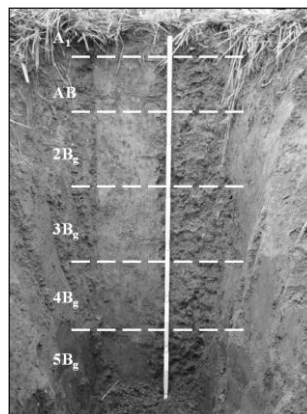
A Tardonai-dombság területén található Alacska község mellett, hat különböző helyen ástunk talajszelvényt, 2011 őszén, ill. 2012 tavaszán. A választás azért erre a területre esett, mert viszonylag kis területen és távolságon belül igen nagy változatosság figyelhető meg a talajokban. A völgytalpakon szinte kivétel nélkül lejtőhordalék talajok találhatók, melyek ugyanakkor réti jellemzőkkel is bírnak, s ezek a talajok igen jó például szolgálnak az általunk vázolt probléma bemutatásában. A szelvények besorolása aWRB 2006 alapján történt. A WRB-ben nincs a lejtőhordalék talajoknak megfeleltethető Referencia csoport (Reference Soil Group), a vizsgált talajaink igen változatos talajtípusokba soroltak ki. A lejtőhordalék terepi azonosítása a WRB alapján a következő: a lejtőhordalék anyagának felső része hasonló tulajdonságokat mutat (textúra, szín, pH, szerves széntartalom) a környező területekről származó felszíni rétegekkel. Számos lejtőhordalék olyan mesterséges anyagokat tartalmaz, mint pl. tégladarabok, kerámiák vagy üveg. Általánosan jellemző rá a rétegződés, bár ez nem mindig könnyen észrevehető és alsóbb részein számos esetben megfigyelhető a kőzettani diszkontinuitás (IUSS WORKING GROUP WRB, 2006).

Vizsgálati eredmények

Az alábbiakban a hat ástott talajszelvény példáján mutatjuk be a lejtőhordalék talajok esetében felmerülő osztályozási kérdéseket, problémákat.

Az **I. számú szelvény** (1. táblázat, 1. kép) lejtő alsó szakaszán, a lejtőláb-völgytalp határán, de a völgy még nem ellaposodott részén található. A

talajszelvény fizikai félesége és színe folyamatosan változik. A szelvény teljes hosszában karbonátos, bár változó mértékben (0-30 cm: gyengén, 30-110 cm: erősen, 110 cm alatt: gyengén). A mély, egyenetlen humuszos A-szint arra utal, hogy e talajszelvény eredeti felszínére a környező területekről, domboldalokról jelentős mennyiségű anyagráhordódás történt. Ezen tulajdonságai alapján a magyar genetikai osztályozási rendszerben öntés, ill. lejtőhordalék jellegű; a lejtőhordalék talajok típusába, deluviális és alluviális vegyes üledékek altípusába soroltuk. Ugyanakkor, mivel 30 cm-től lefelé haladva rendre glejes, (ill. domborzati fekvéséből adódóan) inkább a réti talajokhoz lenne sorolandó. Összességében e szelvényt nehéz egyértelműen a hazai talajtípusba besorolni; ami igazán megállapítható, hogy van egy lejtőhordalék talajunk réti jellemzőkkel. WRB alapján a Mollic Calcic GLEYSOL (Colluvic, Eutric, Siltic) referencia talajcsoportba soroltuk szelvényünket, mely elnevezés sokkal inkább tükrözi a talaj jellemzőit.



1. kép. Az I. talajszelvény, Alacska. (Fotó: Bertóti R.)

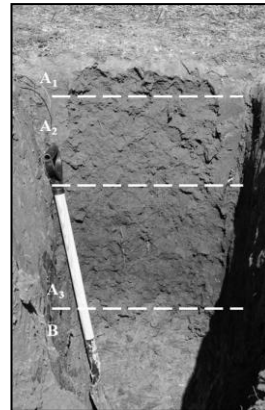
Genetikai talajszint	Mélység (cm)	Szín	Mechanikai összetétel (terepi)	Egyéb jellemzők
A1	0-10	10YR 2/2	homokos vályog	morzsás szerkezet; kiválásmentes; gyökerekkel sűrűn átszőtt humuszos szint
AB	10-30	10YR 3/2	homok	közepesen szerkezetes; humuszhártyák, vaskiválások
2Bg	30-50	10YR 4/2	durva homok	sok vaskiválás; glejes
3Bg	50-80	10YR 4/2	vályogos homok	erősen szerkezetes, kifejezett vaskiválásokkal; glejes
4Bg	80-110	10YR 4/1	agyagos vályog	közepesen szemcsés szerkezet; erősen glejes
5Bg	110-	10YR 4/1	vályog	gyengén szerkezetes, szürke mátrix, vörös foltokkal

1. táblázat. Az I. számú szelvény leíró adatai

A II. számú szelvény (2. táblázat, 2. kép) lejtőlábon található. A lehordódás ennél a szelvénynél elsősorban antropogén folyamatok eredménye: a

hosszú, egyenes völgyoldalt egykor szántóföldi művelésre használták, felgyorsítva ezzel a talajanyag lemosódását és a lejtőlábon való felhalmozódását. Mivel talajszelvényünk felett agyagbemosódásos barna erdőtalaj és pszeudoglejes barna erdőtalajok találhatóak, a magyar genetikai osztályozási rendszer alapján a lejtőhordalék talajok típusába, erdőtalaj eredetű lejtőhordalékok altípusba osztályoztuk. Azokban az esetekben, ha a hordalék vastagsága 50 cm-nél sekélyebb, az eltemetett talajt kell leírni, azzal a megjegyzéssel, hogy hordalékkal borított (JASSÓ et al., 1989). Ez alapján, és tulajdonságai alapján a következő elnevezést kapja: hordalékkal borított pangóvízes barna erdőtalaj. A magyarországi besorolás gyakorlatilag semmilyen szempontból nem jellemzi e talajt, hiszen a lejtőhordalék anyag származási helyén és felhalmozódásán kívül annak semmilyen tulajdonságát nem tükrözi.

A WRB alapján az osztályozás kétféle megközelítése lehetséges. Mivel az eltemetett talaj 50 cm-nél sekélyebben kezdődik, ezért osztályozhatjuk magát az eltemetett talajt (a ráhordott anyagot - ez maga a lejtőhordalék - pedig a *Novic* jelzővel írjuk le): Mollic GLEYSOL (Areninovic). A másik megközelítésben a lejtőhordalék anyagot osztályoztuk a felszínen, ilyenkor közvetlenül utalhatunk a lejtőhordalék jellegre (*Colluvic suffix*), emellett *Thapto*- jelzővel emeltük ki az eltemetett talaj jellemzőit: Haplic CAMBISOL (Colluvic, Eutric) (Thapto-Gleysolic).



2. kép. A II. talajszelvény, Alacska. (Fotó: Dobos E.)

Genetikai talajszint	Mélység (cm)	Szín	Mechanikai összetétel (terepi)	Egyéb jellemzők
A1	0-10	10YR 5/4	vályogos homok	karbonátmentes; gyökerekkel sűrűn átszőtt;
A2	10-40	10YR 5/4	vályogos homok	gyengén szerkezetes, enyhén morzsás; karbonátmentes; kiválásoktól mentes
A3	40-70	N 2/0	vályog	erősen szerkezetes, szemcsés; sötét, vas-humátos szerves anyag tartalmú; karbonátmentes; kevés vaskiválás;
B	70-110	10YR 6/8	homokos vályog	közepesen szemcsés-morzsás szerkezet; karbonátmentes; erősen glejes.

2. táblázat. A II. számú szelvény leíró adatai

A III. számú szelvény (3. táblázat, 3. kép) az I. számú szelvényhez hasonló helyzetben, lejtő alsó szakaszán, a lejtőláb-völgytalp határán található. Egymásra hordódott humuszos szintjei, szerkezeti tulajdonságai egyértelműen jelzik a talajtípus lejtőhordalék mivoltát. A szelvény 90 cm alatti szintjében talált faszén darabok egy áthalmazódási folyamatot, valamint egy egykori, eltemetett humuszos szint jelenlétét jelzik. E szelvény hazai talajtípusa: lejtőhordalék talaj, altípusa: deluviális és alluviális vegyes üledékek. WRB Referencia csoport: Colluvic REGOSOL (Eutric, Calcic); ez a besorolás

kifejezi a talaj gyenge fejlettségi fokát, a 20 cm-nél vastagabb hordalék-anyagot a talajon, valamint báziselitettséget és karbonáttartalmat is.

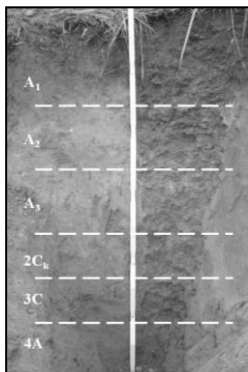
Genetikai talajszint	Mélység (cm)	Szín	Mechanikai összetétel (terepi)	Egyéb jellemzők
A1	0-20	10YR 2/3	vályogos homok (homok kis agyagtartalommal)	porló, szerkezet nélküli; humuszos; karbonátmentes; kiválásmentes; gyökérrézzel átszótt;
A2	20-30	10YR 3/2 töretlenül, 10YR 4/3 törve	vályogos homok	erősen tömörödött, cementált szerkezet humusz kiválással; karbonátmentes
A3	30-50	2,5Y 4/3	homok	degradált, lemezes szerkezet; enyhén pezseg
2Ck	50-75	2,5Y 4/3	homok	enyhén szerkezetes; CaCO ₃ felhalmozódás; apró, mm nagyságú CaCO ₃ kiválások; a talajképző kőzet nem egyenletes
3C	75-90	2,5 Y 4/3 töretlenül, 2,5Y 5/3 törve	homok	tömörödött szerkezet
4A	90-	10YR 4/3 töretlenül, 10YR 5/2 törve	vályogos homok	szerkezete van, szétesik; faszén darabok megjelenése; áthalmazódás

3. táblázat. A III. számú szelvény leíró adatai

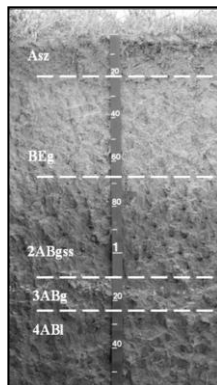
A IV. számú szelvény (4. táblázat, 4. kép) hazai talajtípusba sorolása ismételtelen nem volt egyértelmű: típusa lehet lejtőhordalék talaj, altípusa deluviális és alluviális vegyes üledékek, ugyanakkor a pangóvízes barna erdőtalajok típusába is sorolható. WRB referencia csoport: Endostagnic Endoveritic LUVISOL (Colluvic, Ruptic). Ez az elnevezés többek között utal a reduktív körülményekre, jelzi az agyag, csúszási tükrök, hordalék és kőzettani diszkontinuitás jelenlétét. Ezen tulajdonságok a magyar besorolásban csak külön-külön köszönnek vissza az egyes típusokban.

Genetikai talajszint	Mélység (cm)	Szín	Mechanikai összetétel (terepi)	Egyéb jellemzők
Asz	0-20	10YR 3/3	homokos vályog	lemezes szerkezet, a mátrix 5-10 %-ában finom vas szeplők; a gyökérrézekben vaskiválások, a mátrix 5-10 %-ában finom vas szeplők; apró gyökerekkel sűrűn átszótt
BEg	20-65	10YR 3/3	homokos vályog	a gyökérrézek és szerkezeti elemek mentén meztelen ásványi szemcsék, vas szeplők; karbonátmentes; kevés gyökér
2ABgss	65-110	10YR 2/2	agyagos vályog	gyengén szerkezetes, apró morzsás, szárazon nagyobb tömbökké áll össze; agyaghártyák; apró Fe- és Mn kiválások, szeplők a szerkezeti elemek felszínén és a mátrix 20-25%-ában; a szerkezeti elemek közötti repedésekben gyökerek kilapítva; csúszási tükrök és gyengén fejlett, ék alakú szerkezeti elemek, hasábok, agyag humusz hártályak
3ABg	110-125	10YR 3/2	agyagos/vályogos homok	nagy mennyiségben homokkő kavicsok („kavicszinór”), melyek erősen (20%) mállottak
4ABI	125-	10YR 2/2	agyagos/vályogos homok	gyengén szerkezetes, apró morzsás, szárazon nagyobb tömbökké áll össze; apró Fe- és Mn kiválások, szeplők a szerkezeti elemek felszínén és a mátrix 20%-ában, egyre növekvő méretűek; kifakult felszín a szerkezeti elemeken; hasábok, csúszási tükrök; kevés gyökér, agyag humusz hártályak

4. táblázat. A IV. számú szelvény leíró adatai



3. kép. A III. talajszelvény, Alacska. (Fotó: Bertóti R.)



4. kép. A IV. talajszelvény, Alacska (Fotó: Spéder F.)

Az **V. számú szelvény** (5. táblázat, 5. kép) valamivel a IV. számú szelvény felett, a lejtőoldal középső-alsó szakaszán helyezkedik el. Ennek a szelvénynek hazai talajtípusba való sorolásánál ugyanabba a problémába ütköztünk, mint a IV. számú szelvénynél (lejtőhordalék talaj, deluviális és/vagy alluviális vegyes üledékek, vagy pangóvízes barna erdőtalaj). WRB referencia csoportja szintén nagyon hasonló a IV. számú szelvényéhez: Endostagnic Endovertic LUVISOL (Epieutric), ezúttal a redukív körülmények, az agyag és csúszási tükrök jelenléte mellett, a bázistelítettségre is utalva.

Genetikai talajsztint	Mélység (cm)	Szín	Mechanikai összetétel (terepi)	Egyéb jellemzők
Asz	0-20	10YR 4/3	homokos vályog	lemezes szerkezet; a gyökérjáratokban Fe kiválások, a mátrix 5-10%-ában finom Fe-szeplők; apró gyökerekkel sűrűn átszőtt
BE	20-65	10YR 4/4	homokos vályog	morzsás szerkezet; szárazon enyhén cementált, tömődött, kevés apró kavics; kevés Fe- és Mn szeplőcske
2Btg	65-90	10YR 4/4	homokos vályog	elsődleges hasábos szerkezet, másodlagos szemcsés szerkezet; agyaghártyák. erős rozsdafoltosság, szürkés pszeudoglejes felszín, erősen repedezik; +++
2Btgss	90-140	10YR 4/4	agyagos vályog	agyagosodás, pszeudoglej foltok (50-60 %), csúszási tükrök
2Btg	140-	10YR 4/4	agyagos vályog	agyagosodás

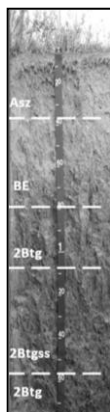
5. táblázat. Az V. számú szelvény leíró adatai

A **VI. számú szelvény** (6. táblázat, 6. kép) völgytalpon található. Nagyon finom rétegzettségű, 100-120 cm között (6ABk) eltemetett talajsztint jelenléte is látható. Hazai talajtípusa ennek a szelvénynek lejtőhordalék talaj, altípusa erdőtalajok lejtőhordaléka, mely elnevezés megint csak nem mond sokat az adott talajunkról, ellenben a WRB besorolással: Haplic CAMBISOL

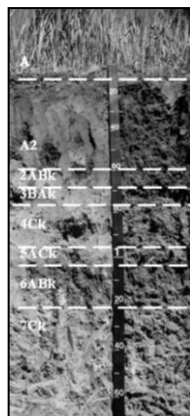
(Colluvic, Calcaric, Humic), mely a hordalék mellett utal a karbonát jelenlétére, a talaj változó jellemzőire.

Genetikai talajsztint	Mélység (cm)	Szín	Mechanikai összetétel (terepi)	Egyéb jellemzők
A	0-5	10YR 1/1	humuszos homok	gyengén szerkezetes, gyökerekkel sűrűn átszőtt; éles határ (évente égetik a területet)
A2	5-60	10YR 3/4	homok	közepesen szerkezetes, apró morzsás; 35 cm-nél egykori, felhagyott szőlőből maradt rozsdásodott fémdarab
2ABk	60-68	10YR 4/4	homok	Karbonátos
3BAk	68-76	2,5Y 4/4	homok	Karbonátos
4Ck	76-95	2,5Y 4/4	homok	Karbonátos
5ACk	95-100	2,5Y 4/4	homok	Karbonátos
6ABk	100-120	2,5Y 4/3	karbonátos homok	erőteljes karbonát kiválás a szerkezeti elemek felszínén; eltemetett szint
7Ck	120-	2,5Y 4/4	karbonátos homok	erőteljes karbonát kiválás a szerkezeti elemek felszínén

6. táblázat. Az VI. számú szelvény leíró adatai.



5. kép. Az V. talajszelvény, Alacska (Fotó: Spéder F.)



6. kép. A VI. talajszelvény, Alacska (Fotó: Spéder F.)

Mind egyik röviden bemutatott szelvény esetében megvizsgáltuk a lejtőhordalék talajok azon jellemző tulajdonságait is, amelyek alapján a jelenlegi magyar talajosztályozás – igaz csak változatok szintjén – elkülöníti őket. Lejtőhordalék talajok esetében a változatok elkülönítése a humuszréteg vastagsága, humusztartalma, esetlegesen fellépő glejesedés, savanyúság, karbonáttartalom- és eloszlás, valamint a talajvíz mélysége alapján történik. A felsorolt tulajdonságok közül a glejesedés, savanyúság, karbonáttartalom- és eloszlás, valamint a talajvíz mélységét az öntéstalajoknál közölt értékek alapján kell elkülöníteni (STEFANOVITS et al., 1999).

Az általunk vizsgált szelvények tulajdonságait a 7. táblázat mutatja:

Tulajdonság	Talajszelvény					
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.
humusréteg vastagsága	sekély	közepes	közepes	sekély	sekély	közepes
humusréteg szervesanyag tartalma alapján (%)	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	közepesen humuszos	gyengén humuszos	közepesen humuszos
glejesedés mértéke	erősen glejes	erősen glejes	0	közepesen glejes	erősen glejes	0
karbonáttartalom 50 cm-es mélységig	közepesen	0	gyengén	0	0	0
karbonátok megjelenésének helye	felszíntől	0	mélyen	0	0	mélyen
eltemetett talajszint mélysége	-	sekélyen kétrétegű	közepesen kétrétegű	közepesen kétrétegű	-	közepesen kétrétegű

7. táblázat. Lejtőhordalék talajok változati szinten történő elkülönítése alapjául szolgáló tulajdonságok („Tulajdonság” oszlop) az általunk vizsgált hat talajszelvény (I.-VI.) esetében.

A humusréteg vastagsága az I., IV. és V. szelvény esetében sekélynek (határérték: 0-40 cm humusréteg vastagság) mondható, míg a II., III és VI. szelvények közepes humusrétegűek (határérték: 40-80 cm).

A humusztartalomról laboradat csak a IV-V-VI. számú szelvények esetében áll rendelkezésünkre A humusréteg szervesanyag tartalma alapján a IV. szelvény közepesen- (határérték: 2-3,5%), az V. és VI. szelvény gyengén humuszos (határérték: <2%).

A glejesedés mértékét illetően három esetben (I., II., és V. szelvény) találtunk erősen glejes (a glejes foltok területe >50%) változatokat, míg a IV. számú szelvény közepesen glejes (a glejes rétegben 20-50% felületet foglal el) volt. Két szelvényünk esetében (III., VI.) nem találtunk glejesedésre utaló bélyegeket.

Karbonáttartalom alapján (melynek értékét a talaj felső 50 cm-ében található szénsavas-mész alapján állapítottuk meg; STEFANOVITS et al. 1999.), azt találtuk, hogy az I. szelvény közepesen (határérték: 5-10%), míg III. szelvény gyengén (határérték: 5%>) karbonátos. A többi szelvényünk (II., IV., V., VI.) felső 50 cm-es rétegében nem jelent meg karbonát.

A karbonátok megjelenésének helye szerint az I. szelvényünk a felszíntől (határérték: 0-20 cm), a III. és VI. szelvényünk mélyen (határérték: 40 cm alatt) karbonátos, míg a II., IV. és V. szelvényünk teljes hosszában karbonát mentes.

Az eltemetett talajszint mélysége alapján a II. szelvény sekélyen kétrétegű (az eltemetett talajszint 50 cm felett található), a III., IV., és VI. szelvények közepesen kétrétegűek (eltemetett talajszint: 50-100 cm között), míg az I. és V. szelvények esetében nincs eltemetett talajszintünk.

Hiány, hogy sem a talajtípus (vagy akár változatok) textúrájára, sem színére vonatkozó leírás, határérték nincsen, ill. a fizikai féleségre vonatkozóan is csak annyit tudunk értelmezni a lejtőhordalék talajok bemutatásánál, hogy eltérő tulajdonságú rétegek egymásra halmozódása jellemzi e talajtípust (STEFANOVITS et al., 1999), de pontos intervallumot erre vonatkozóan sem találunk.

Vizsgálati eredmények értékelése, következtetések

Az egyes szelvények hazai talajtípusba történő besorolását, valamint a WRB alapján történt osztályozásukat a következő táblázat foglalja össze (8. táblázat):

	Talajszelvény					
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.
Hazai talajtípus	lejtőhordalék talaj, deluviális és alluviális vegyes üledékek	lejtőhordalék talaj, erdőtalajok lejtőhordaléka	lejtőhordalék talaj, deluviális és alluviális vegyes üledékek	lejtőhordalék talaj, deluviális és alluviális vegyes üledékek	lejtőhordalék talaj, deluviális és alluviális vegyes üledékek	lejtőhordalék talaj, erdőtalajok lejtőhordaléka
	réti talaj	hordalékkal borított barna erdőtalaj		pszeudoglejes barna erdőtalaj	pszeudoglejes barna erdőtalaj	
WRB Referencia Csoport	Mollic Calcic GLEYSOL (Colluvic, Eutric, Siltic)	Mollic GLEYSOL (Areninovic)	Colluvic REGOSOL (Eutric, Calcaric)	Endostagnic Endoveritic LUVISOL (Colluvic, Ruptic)	Endostagnic Endoveritic LUVISOL (Epieutric)	Haplic CAMBISOL (Colluvic, Calcaric, Humic)
		Haplic CAMBISOL (Colluvic, Eutric) (Thapto-Gleysolic)				

8. táblázat. A vizsgált alacsonyai talajszelvények osztályozása hazai talajosztályozási rendszerünkben és a WRB talajosztályozási rendszerében.

A vizsgált talajok hazai talajosztályozási rendszerbe történő besorolása nem volt minden esetben egyértelmű, számos jellemző alapján akadt olyan, amely inkább a réti talajokhoz közelített, vagy a pangóvízes barna erdőtalajok osztályába is sorolható lett volna.

A változati szintek tulajdonságainak elkülönítése nélkül (7. táblázat) az adott talajunkról nem sokat mondana a jelenlegi talajosztályozási rendszerünk, míg a WRB-ben használt minősítők sokkal inkább leírják az adott talajt. Igaz, lejtőhordalék talaj, mint Referencia csoport a WRB-ben nincsen, a lejtőhordalék, csak, mint minősítő elő- vagy minősítő utótag (*colluvic*) jelenik meg, illetve, mint második szintű talajképző tényező.

A legfontosabb diagnosztikai elemek, amiket a fent leírtak alapján lejtőhordalék talajok osztályozásánál fontos lenne figyelembe venni, a következők:

- hordalékkal borított, eltemetett humuszos A szint

- humuszréteg vastagsága, szervesanyag tartalma
- glejesedés mértéke, esetleg mélysége
- karbonáttartalom (50 cm mélységig), karbonátok megjelenésének mélysége
- eltemetett talajszint mélysége
- savanyúság
- talajvíz mélysége
- mechanikai összetétel
- szín (ennek határértékeinek megállapítására szükség van)
- egykori felszínről mélyebb szintekbe áthalmozott elemek (pl. faszén darabok)

Fontos kritérium továbbá lejtőhordalék talajok esetében a finom rétegződés, közettani diszkontinuitás, továbbá a domborzat/környezet: lejtők alsó szakaszain, lejtők lábánál, lejtőoldalak pihenőin, mélyedéseiben, homorú lejtőkön vagy kisebb völgyekben; hegy- és dombvidéki környezetben található talajok.

Láttuk, hogy azokban az esetekben, ahol a hordalék vastagsága 50 cm-nél sekélyebb volt, az eltemetett talajt írtuk le, azzal a megjegyzéssel, hogy hordalékkal borított (JASSÓ et al., 1989). Felmerül azonban az a kérdés, hogy abban az esetben, ha nincs eltemetett talaj, hol húzható meg egyértelműen a hordalék határa (pl. az I. és V. számú szelvények esetében)?

Összegezve a felmerülő kérdéseket, nehézségeket, megállapítható, hogy nem minden esetben tudunk egy szelvényt egyértelműen egy hazai talajtípusba besorolni. Akadtak olyan szelvények, melyek esetében a jelenlegi magyarországi besorolás semmilyen szempontból nem jellemzi az adott talajt. Amint látható, a szinte legfontosabb elkülönítő bélyegek, tulajdonságok csak változati szinten jelentek meg. Célszerű lenne ezen jellemzőket altípus szintre emelni (pl. karbonáttartalom, karbonátok megjelenésének helye, glejesedés, stb.) a könnyebb és egyértelműbb osztályba sorolás érdekében, szükségzerű lenne további lejtőhordalék altípusok meghatározása. Kérdés továbbá, hogy van-e – és ha igen, mekkora - minimálisan szükséges rétegvastagság (felszíni és/vagy eltemetett, hogy (lejtő)hordalékról beszélhessünk?

Jelenleg a lejtőhordalék talajszelvények leírásával igyekeztünk a hazai talajosztályozási rendszer hiányosságaira rámutatni, egy későbbi WRB-vel való pontosabb összevetés végett a lejtőhordalék talajoknál szóba jöhető legfontosabb diagnosztikai bélyegeket összegyűjteni, áttekinteni. Javaslat kidolgozása a lejtőhordalék talajtípus pontosítására, esetleges további altípusok elnevezésre, diagnosztikai bélyegek, határértékek megállapítása, alátámasztása, amik a lejtőhordalékhoz köthetőek, egy magyarországi körülményekre illeszthető, azt kellő részletességgel leíró osztályozás kidolgozása jövőbeni terveink között szerepel.

Irodalom

- BARTA, K., TANÁCS, E., SAMU, A., KEVEINÉ BÁRÁNY, I., 2009: Hazai rendszár megfeleltetése a WRB nemzetközi talajosztályozási rendszerben. *Agrokémia és Talajtan*. **58**. (1) 7-18.
- BERDING, F. (WRB Working Group), 2012: Colluvic and Fluvic soil materials and qualifiers (discussion and proposals) in World Reference Base for Soil Resources. Hozzáférhető: www.fao.org/ag/agl/agll/wrb/doc/colluvicfluvic.doc [Hozzáférés: 2012. február 27.]
- DOBOS, E., 2002: Talajtakaró. In: Baráz Csaba (szerk.): A Bükki Nemzeti Park. Hegyek, erdők, emberek. Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, Eger, 2002. 153.
- ECKELMANN, V. et al., 2005: *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Hannover 2005. 200, 233-234.
- FEHÉR, O., FÜLEKY, GY., MADARÁSZ, B., KERTÉSZ, Á., 2006: Hét vulkáni közeten kialakult talajszelvény morfológiai és diagnosztikai jellemzői a hazai genetikai talajosztályozás és a WRB (World Reference Base for Soil Resources, 1998) szerint. *Agrokémia és Talajtan*. **55**. (2) 347-366.
- FUCHS, M., 2012: Nagy duzzadó agyagtartalmú talajok osztályozásának diagnosztikai szemléletű korszerűsítése. Doktori (PhD) értekezés.
- JASSÓ, F. et al., 1989 (v 1988): Útmutató a nagy méretarányú országos talajtérképezés végrehajtásához. *Agroinform*, Bp. 89-90.
- IUSS WORKING GROUP WRB, 2006: *World Reference Base for Soil Resources 2006*. *World Soil Resources Reports*. No. 103. FAO. Rome. 49, 55-58, 65, 104, 127
- KARKLINS, A., 2007: *Augsnes diagnostika un apraksts*. Latvijas Lauksaimniecibas universitate, 2007. 18.
- NEMECEK, J. et al., 2001: *Taxonomicky klasifikacni system pud Ceske Republiky*. Praha, 2001. 40, 70.
- STEFANOVITS P. - FILEP Gy. – FÜLEKY Gy., 1999: *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Bp. 1999. 239-247.
- SUMNER, Malcolm E., 2000: *Handbook of Soil Science*. CRC Press 2000. E-157.
- ZENTAY, T., 1990: *Agrogeológia*. Tankönyvkiadó, Bp. 1990. 137.

Mangán-hasznosulás dózisfüggő alakulása Szarvas-1 energiafűvel Dose-dependent respond of Szarvas-1 energie grass to Mn-stress

Biró Borbála,^{1,2} Márton László¹, Czakóné Vér Klára³, Vigh Tamás⁴, Silvia Lampis⁵, Polgári Márta Piroska⁶

¹MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet, Budapest;

²Dunaújvárosi Főiskola, MI, Természettudományi és Környezetvédelmi Tanszék, Dunaújváros;

³Pécsi Tudományegyetem, Talajtani és Klimatológiai Tanszék, Pécs,

⁴Mangán-bánya, Úrkút, ⁵Veronai Egyetem, Biotechnológiai Tanszék, Verona, ⁶MTA

Geokémiai Kutatóintézet, Budapest, E-mail: biro.borbala@agr.ar.mta.hu

Összefoglalás

Az Úrkúti Mn-bányában az érc dúsítása során felhalmozódott vas-mangán-tartalmú melléktermék növekvő dózisainak (0, 500, 1000, 2500 és 12500 mg.kg⁻¹ talajmennyiség) hatásait tanulmányoztuk őrbottyáni meszes homoktalajon liziméteres kísérletben. Tesztnövényként energiafűvet (*Elymus elongatus* L–Szarvas-1) vetettünk. Vizsgáltuk a növények növekedését és elemtartalmát, valamint néhány kitenyészhető mikrobacsoport mennyiségét és a talaj összes enzimaktivitását. A növekvő Mn-dózisokat a hajtás egyenletes Mn-tartalma mellett a növény a gyökér Mn-akkumulációjának a növelésével tolerálta. Bizonyos mikrobacsoportok a növénynél nagyobb dózisokat is elviselnek, a legnagyobb adag kivételével. Az optimális Mn-iszap alkalmazáshoz a talaj-növény-mikroba kölcsönhatás figyelembe-vétele javasolt.

Abstract

The Mn-sludge originating from the Úrkút Mn-ore (Hungary) was used in increasing amount (0, 500, 1000, 2500 és 12500 mg.kg⁻¹ soil) in a lysimeter open-pot experiment. The upper layer (0-20cm) of calcareous sandy soil (Őrbottyán, Hungary) was treated by the sludge, before the sowing of energie grass (*Elymus elongatus* L–Szarvas-1). Growth of plants and Mn-uptake in shoot and roots was investigated with the estimation of some countable microbial groups. The Mn-toxicity of shoot was eliminated by the increased Mn accumulation in the root system. Microorganisms can tolerate greater amounts than the plants, except the highest dose of Mn. Effect of soil-plant-microbe interaction could be considered for the optimal Mn-doses in the low-quality sandy soils.

Bevezetés

A mangán (Mn) az élőlények számára esszenciális elem és fontos a létfontosságú enzimek aktivizálásában is a növényi fotoszintézis során (Kalocsai és Schmidt, 2011). A földkéreg átlagos mangántartalma 800 mg.kg⁻¹, míg a talajé 20-40 között változik (Géczi, 2011). Egyes Mn-ban gazdag talajszintekben akár 3000 mg.kg⁻¹ Mn is található. A mangán a talajban különböző vegyületek formájában fordul elő. Ezeknek egy része oldható

(mangán-szulfát, mangán-klorid), másik része oldhatatlan (mangán-oxidok, mangán-karbonát), melyek gyakran Fe-oxidokkal együtt fordulnak elő (Fülek, 2009, Márton, 2012). A mangán-oxidok befolyásolhatják a nehézfémek (pl. Co, Ni, Zn, Cd és Pb) talajbeli felhalmozódását is (Géczy, 2011). A mangán II, III és IV vegyértékű formában, szilikátokban, karbonátokban és oxidokban fordul elő (Polgári et al. 2012). A talajfejlődés során a Mn jobban vándorol és mosódik ki, mint a Fe. A savanyú talajok - pl. podzolok – ezért rendkívül szegények lehetnek Mn-ban (Fülek, 2009). A Mn a mezőgazdasági termelés hatására is hiányba kerülhet, Baranyai et al. (1987) 20 év alatti csökkenésről számoltak be a homok-talajok (lamellic arenosols) A szintjében. A különböző vegyértékű Mn-formák a talajban egymásba is átalakulhatnak. A Mn ellátottság megítélését a talaj kötöttsége és a kémhatás szerint az 1. táblázat mutatja be (Buzás, 1983).

1. táblázat: A talaj EDTA-oldható Mn ellátottságának megítélése.
(Optimal EDTA soluble and pH-dependent Mn content of soils)

Kötöttség (KA)	Kielégítő Mn ellátottság (mg/kg) a pH _(KCl) szerint		
	<6	6-8	>8
<37 homok	26-	7-	3-
37-50 vályog	52-	13-	4-
>50 agyag	118-	30-	7-

A talajoldatban a Mn szerves komplexeket képez, amelyekből más kationok könnyen kiszoríthatják. A Mn kedvezően hat a redukációs folyamatokra, így a mikrobiális összetétel dózistól függően megváltoztathatja. Bizonyos szerves anyagokkal a Mn oldhatatlan és a növény által felvehetetlen komplexeket is képezhet (Márton, 2012), mely folyamatban a mikroorganizmusok is részt vesznek. A mikrobák szerves anyagokat, köztük a szennyezéseket is lebontó tevékenységét sok esetben a Mn-hiány akadályozza, főleg az anaerob jellegű, mélyebb talajrétegekben. Az egyes mikrobacsoportok mennyisége a Mn-tartalomtól is függően eltérő lehet, ezáltal akár segíthetik vagy gátolhatják is a Mn növényi hasznosulását. A mikrobák szerepe a talajok energetikai hasznosításánál és a talajminőség kialakításánál fontos szempont (Bíró, 2002, Bíró et al. 2006, Szili-Kovács és Takács, 2008, Németh, 2006, Simon, 2005). Az Úrkuti Mn-iszap hasznosítási lehetőségét növekvő dózissal modellszerűen vizsgáltuk karbonátos homok-talajon Szarvas-1 energiafüvel.

Anyag és módszer

A liziméter kísérlet helye:

A kísérleti telep a Duna-Tisza közti homokhátság északi részén, a gödöllői dombvidék pereméhez közel a TAKI Kísérleti telepén, Órbottyánban helyezkedik el. A kísérleti terület talaja zömmel gyengén humuszos 0,8-1% humusz és 1-5% CaCO₃ tartalommal. A kémhatás enyhén lúgos. A talaj tápelemekben szegény (2. táblázat).

2. táblázat: Az Órbottyáni meszes homoktalaj néhány fizikai és kémiai tulajdonsága. (Physical-chemical data of Órbottyán carbonaceous sandy soil).

pH (H ₂ O)	pH (KCl)	KA	só %	CaCO ₃ %	H %	Össz N %	Össz P mg/kg
7,92	7,75	26	0,002	6,13	0,46	0,048	381
AL-K ₂ O mg/kg	AL-P ₂ O ₅ mg/kg	KCl-Mg mg/kg	NH ₄ -N mg/kg	NO ₃ -N mg/kg	EDTA Cu mg/kg	EDTA Zn mg/kg	
31,5	74,0	37,8	3,05	1,75	0,855	0,699	

KA-Arany féle kötöttségi szám, H-humusz %

A Mn-iszap kezelések:

A TAKI Órbottyáni kísérleti állomásán 12 földbe ásott liziméter található. Ezek átmérője 0,8 m, felületük 0,5 m². A Mn-iszapot a lizimétereken belül a meszes homok-talaj felső 20cm-es rétegébe dolgoztuk be egyenletesen a következő kezelések szerint. 0: Mn-iszap nélkül, 00: gombaölőszerrel (benomyl, 1 kg.ha⁻¹) kezelt talaj az őshonos gombák kizárására, 1: 500-, 2: 1.000-, 3: 2.500-, 4: 12.500 mg.kg⁻¹ Mn dózis egyenletes bekeverése, 2 sorozatban. Az iszap összetételét a 3. táblázat mutatja be.

3. táblázat: Az úrkuti Mn-iszap vegyelemzésének adatai (%). (Chemical composition of Urkut Mn-sludge in %).

SiO ₂	29,0-33,0	CaO	3,0-7,0
TiO ₂	0,3-0,4	MgO	2,0-4,0
Al ₂ O ₃	6,0-10,0	K ₂ O	2,0-3,0
Fe ₂ O ₃	22,0-26,0	Na ₂ O	0,2-0,3
MnO ₂	13,0-19,0	P ₂ O ₅	0,4-0,5
MnO	2,0-3,0	C-org	1,0
BaO	0,05-0,1	Izz.veszt.	8,5
Jelentősebb nyomelemek		As,B,Cd,Co,Cr,Cu,V,Li,Ni,Pb,Zn,Sr,Sc	
Részleges vegyelemzés (%):			
Mn	Fe	SiO₂	P
10-13	15-18	29-33	0,2
			S
			0,1

Vetés és vizsgálatok:

A Mn-iszap kezelést követően a szarvasi 1 energiafű (*Agropyron elongatum* L) magját egyenletesen elvetettük, majd a lizimétereket a kelésig öntöztük. A vegetációs időszak végén a növényi hajtás és gyökér adatait feljegyeztük.

A rhizoszféra talajból kategórikus mikrobacsoportok (aerob, anaerob, spóráképzők, termofil, mezofil és kriofil) kitenyészthető számát (CFU-t) határoztuk meg, valamint az összes mikrobiális aktivitásra jellemző katabolikus aktivitást fluorescens diacetát (FDA) analízissel (Angerer et al. 1998, Villányi et al. 2006). Az endofita mikorrhiza gombák kolonizációját a Trouvelot et al. (1986) módszerével vizsgáltuk. A kapott adatok statisztikai, variancia-analízis vizsgálata után az átlagokat és a szórást, valamint a szignifikáns különbségeket jelöljük.

Eredmények*A Mn-tartalom alakulása és a növényi tulajdonságok*

A 4. táblázat a talajban található, ICP analízissel meghatározott Mn-mennyiségeket mutatja be. A növekvő Mn-adagolással a talaj összes Mn-tartalma egyenletesen megnőtt. A talajba kevert Mn-adagokhoz viszonyítva a Mn-tartalom általában a fele volt a legnagyobb kiadagolt mennyiségnek. Az ennél kisebb dózisek között a talajban ICP analízissel kimutatható Mn-mennyiség között csak lényegesen kisebb különbségek adódtak.

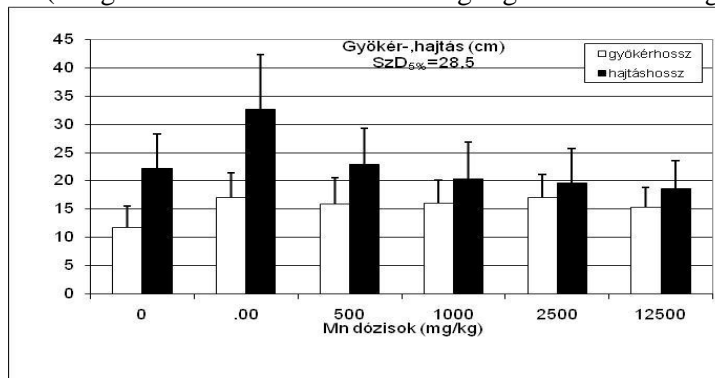
A növényi Mn-felvételre elmondható, hogy a hajtásban az elemtartalom a legnagyobb dózisonál is közel azonos nagyságrendet mutatott, és az 1000 mg/kg dózisonál nagyobb volt, mint az annál 12xer nagyobb adagoknál. A gyökérrendszerben ugyanakkor a növekvő dózisekkel növekvő Mn-mennyiségeket találunk. A növény közel egyenletesen tudta tolerálni az 500, 1000 és 2500 mg/kg mennyiségeket, de a legnagyobb dózisonál a gyökér által adszorbeált Mn-tartalom megnőtt.

4. táblázat: A mangán-tartalom alakulása és a makroelemek hajtásban kimutatható mennyisége növekvő dózisu Mn-iszap adagolás hatására. (Mn content and macroelements in shoot of energie-grass at increasing Mn-doses).

Mn-kezelés (mg/kg)	Mn tartalom (mg/kg)			Makroelemek hajtásban		
	talaj	hajtás	gyökér	N %	P mg/kg	K mg/kg
0	231	619	1065	0,621	1159	5165
00	151	338	414	0,683	949	4471
500	1132	590	2305	0,662	1004	8626
1000	1216	2302	5215	0,641	1037	4674
2.500	1592	1878	5521	0,676	1128	4266
12.500	7310	1714	13967	0,683	1273	7068

A makroelemek növényi hajtásban való előfordulása nem követte arányosan a kiadagolt Mn-dózisokat. Mn-adagoktól függetlenül közel azonos N és P-mennyiségeket kaptunk. A kálium tartalomnál azonban közel kétszeres mennyiséget találtunk a legkisebb és a legnagyobb dózisoknál.

1. ábra: A gyökér- és hajtáshossz alakulása növekvő Mn-dózisok hatására. (Length of roots and shoots of energie-grass at increasing Mn-doses).



Az 1. ábra a gyökér- és hajtás hosszának átlagolt adatait mutatja be (n=15 növény) a növekvő Mn dózisok hatására. Mindkét paraméter adatai egyenletességet mutatnak, kivéve a benomil-kezelést (00) ahol tendenciájában a kontrolltól nagyobb növekedést tapasztaltunk.

A mikrobiológiai tulajdonságok dózisfüggősége

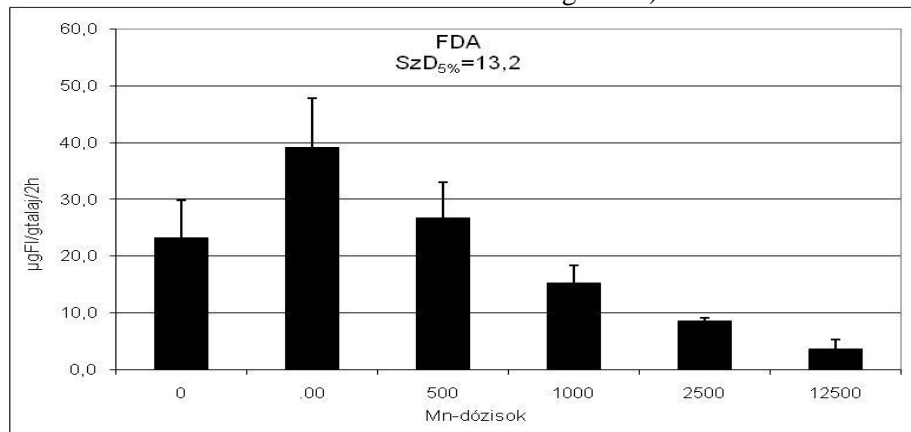
5. táblázat: Néhány kitenyészthető mikrobacsoport abundanciája növekvő Mn-kezelésnél Órbottyáni homoktalajban. (Abundance of some microbial groups at increasing Mn-doses in calcareous sandy soil).

Mn-kezelés (mg/kg)	Anaerob Cfu ($\times 10^2$)		Spórás Cfu ($\times 10^5$)		Aerob Cfu ($\times 10^6$)	
	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás
0	77,5	43,1	13,7	0,6	45	40,9
00	276,5	72,8	12,0	1,0	3,1	0,26
500	248	16,9	12,7	1,5	5,7	0,12
1000	242,5	9,1	23,3	1,1	9,7	0,57
2500	168,5	4,9	2,0	1,7	11,2	1,28
12500	169,0	22,6	2,1	1,7	1,5	1,5
SzD _{5%}	n.d.		10,2		7,5	

Az 5. táblázat néhány kitenyészhető fiziológiai csoport abundanciáját mutatja be a növekvő Mn dózisok hatására. Megállapítható, hogy a tesztelt mikrobák érzékenysége a Mn-adagokhoz nem azonos. A leginkább az oxigén-mentes körülményeket igénylő anaerob mikrobák tolerálták a növekvő Mn mennyiségeket az előzetesen elvártak szerint (Soil-CAM projekt).

Ezek kitenyészhető mennyisége a legkisebb Mn adagoknál (500, 1000 mg/kg) a háromszorosára nő, de a legnagyobb dózisoknál (2500, 12500 mg/kg) is még kétszeres mennyiségeket találunk. Az aerob és spórás baktériumok abundanciája a legnagyobb Mn-adagnál erősen lecsökkent. A spórás baktériumok érzékenysége ebben a folyamatban kifejezettebb. Az aerob csíraszám ugyanakkor a legnagyobb dózsig növekszik a Mn-adagokkal arányosan (5. táblázat).

2. ábra: A fluorescens diacetát aktivitás (FDA) alakulása a Mn kezelt homoktalaj 0-20 rétegében növekvő Mn-dózisok hatására. (FDA activity in Mn-treated soils at increasing doses).



A 2. ábra az összes katabolikus mikrobiális aktivitás értékeit mutatja be növekvő Mn-iszap terhelés hatására. Megállapítható, hogy az általunk alkalmazott legkisebb dózis nem gyakorolt negatív hatást, de a további adagolással az FDA értékei fokozatosan csökkentek, a legnagyobb dózisonál kevesebb, mint a kontroll talaj harmadára esett vissza a talajok összes katabolikus, azaz élő anyagcserét folytató mikrobáinak az aktivitása.

6. táblázat: A mikorrhiza gombák kolonizációja (F%, A%) növekvő Mn dózisok hatására. (Mycorrhizal colonization, F%, A% at increasing soil-Mn dosis).

AMF	Mn kezelések mg/kg					
	0	00	500	1000	2500	12500
F%	67,65	87,88	90,48	90,32	83,33	93,94
A%	10,38	8,71	33,79	20,60	13,30	20,18

A mikorrhiza gombák kolonizációs frekvenciáját (F%) már a legkisebb dózis is fokozta, a Mn-nélküli kontrollhoz viszonyítva közel 20%-os növekedés tapasztalható. A gombák működőképességét jelző arbuszkulum gazdagság (A%) értékei a kontrollhoz viszonyítva általában a háromszorosára nőttek, ami jelzi a növény szimbiózissal szembeni igényét a fokozott környezeti körülmények között. Az eredmények a szimbiota gombák növényi stratégiákban játszott szerepét a korábbi vizsgálatokhoz hasonlóan megerősítik (Biró et al. 2005, Takács et al. 2007). A gomba-növény együttműködésre kifejtett kedvezőtlen hatásokra lehet következtetni ugyanakkor abból, hogy az A% maximumát a legkisebb, 500 mg/kg Mn-mennyiségeknél tapasztaltuk. A mikorrhiza gomba-növény szimbiózis optimuma ezért az őshonos gombák részvételével az 500 mg Mn-adagolásnál jelölhető meg az adott talajon.

Következtetések

A gyenge termőképességű karbonátos humusztalajon a növekvő Mn-dózisok lehetővé tették a Szarvas-1 energiafű növekedését. Az extrém magas mangán adagokat a növény jól tolerálta, a Mn a hajtásban nem dúsult fel a dózisokkal párhuzamosan ami lehetővé teszi annak további energetikai felhasználását. A gyökérrendszerben található igen nagy Mn-adagok miatt a gyökér felhasználásánál elővigyázatosságra van szükség.

A vizsgált mikrobiológiai paraméterek érzékenysége nem azonos. A kitenyészhető csíraszám értékek maximuma 1000 mg/kg-nál, az endofita mikorrhiza gomba és az FDA enzimaktivitás optimuma az 500 mg/kg Mn-nál adódott az adott talajon. Mivel a talajok szerepét és különbözőségeit az energiafű termesztésénél a korábbi vizsgálatok is megerősítették (Biró et al. 2006, Czako és Biró, 2008), ezért a talaj-növény-mikroba kölcsönhatás jelzett alakulását szükséges a megfelelő hasznosítás érdekében figyelembe venni.

Köszönetnyilvánítás

A kutatásokért köszönetet mondunk az OTKA-nak (témaszám K0 68992), az EU-Fp7 Soil-CAM projektnek (212663) és az Olasz-Magyar bilaterális együttműködésnek (TET-10-1-2011-0173).

Irodalomjegyzék

- ANGERER I.P., BIRÓ B., KÖVES-PÉCHY K., ANTON A., KISS E. (1998): Indicator microbes of chlorsulfuron addition detected by a simplified soil dilution method. *Agrokémia Talajtan*, 47: 297-305
- BARANYAI F., FEKETE A., KOVÁCS I. (1987). A Magyarországi talajanalízisek eredményei. Budapest. Mezőgazdasági Kiadó.
- BIRÓ B (2002): Talaj- és rhizobiológiai eszközökkel a fenntartható növénytermesztés és környezetminőség szolgálatában. *Acta Agronomica Hungarica*, 50: 77-85.
- BIRÓ B., FÜZY A., SIPEKY Cs., VILLÁNYI I., CSETE S., BORHIDI A., CZAKÓ-VÉR K. (2006): Talaj- és kezelésfüggő mikrobiológiai aktivitás Szarvas-1 energiafű rhizoszférájában. In: Majer J. (szerk.), 2. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia, Pécs, pp. 24-30.
- BIRÓ B., POSTA K., FÜZY A., KÁDÁR I., NÉMETH T. (2005): Mycorrhizal functioning as part of the survival mechanisms of barley (*Hordeum vulgare* L) at long-term heavy metal stress. *Acta Biol. Szegediensis*, 49: 65-68.
- BUZÁS I. (1983): Talajtani és Agrokémiai Vizsgálati Módszertkönyv, I., II. Mezőgazda Kiadó.
- CZAKÓ-VÉR K., BIRÓ B. (2008): *Elymus elongatus* Szarvas 1 talajfüggő biomassza produkciója és néhány rhizobiológiai tulajdonsága. *Talajvédelem (suppl.)*: p. 375-381.
- FÜLEKY Gy. (2011): Geokémiai körfolyamatok egyetemi jegyzet Gödöllő 2009.
- GÉCZY R. (2011): Városi talajok különböző tulajdonságai. www.geography.hu/geographer/geczi_robert/GR_varosi_talajok.pdf
- KALOCSAI R., SCHMIDT R. (2011): A mangán szerepe a növénytáplálásban. http://www.uis.hu/download/A_mangan_szerepe_a_novenytoplalásban.pdf
- MÁRTON L. (2012): Crop demand of manganese. *Environ Geochem Health* (2012) 34:123–134.
- NÉMETH T. (2006): Nitrogen in the soil-plant system, nitrogen balance. *Cereal Research Communications*, 34: 61-64.
- POLGÁRI M., HEIN J.R., VIGH T., SZABÓ-DRUBINA M., FÓRIZS I., BIRÓ L., MÜLLER A., TÓTH A.L. (2012): Microbial processes and the origin of the Úrkút manganese deposit, Hungary: *Ore Geology Reviews*, v. 47, p. 87–109.
- SIMON L. (2005): Stabilization of metal in acidic mine spoil with amendments and red fescue (*Festuca rubra*) growth. *Environmental Geochemistry and Health* 27: 289-300.
- Soil-CAM: Soil contamination, advanced integrated characterization and time-lapse monitoring. EU-Fp7 project (212663). www.soilcam.eu
- SZILI-KOVÁCS T., TAKÁCS T. (2008): A talajminőség mikrobiológiai indikációja: lehetőségek és korlátok. *Talajvédelem (suppl.)*, pp. 321-328.
- TAKÁCS T., VÖRÖS I., BIRÓ I. (2007): Changes in infectivity and effectiveness of *Glomus mossae* in relation to soil nitrogen nutrition. *Symbiosis*, 44: 101-107.

- TROUVELOT A., KOUGHT J. L., GIANINAZZI-PEARSON V. (1986): Estimation of VA mycorrhiza infection levels. In: *Ler Symposium Europeen sur les Mycorrhizes*. INRA Paris. p. 217-221.
- VILLÁNYI I., FÜZY A., ANGERER I., BIRÓ B. (2006): Total catabolic enzyme activity of microbial communities. FDA analysis. p. 441-442. In: *Understanding and modelling plant-soil interactions in the rhizosphere environment*. Handbook of methods used in rizosphere research. Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf

Szója és borsó N₂-kötő baktériumok nedvesség-függő túlélőképessége homoktalajban

Matics Heléna¹, Bagdi Sára², Biró Borbála^{2,3}

¹ Pannon Egyetem, Állat- és Agrár-környezettudományi Doktori Iskola, Keszthely; ²MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet, Budapest; ³Dunaújvárosi Főiskola, MI, Természetudományi és Környezetvédelmi Tanszék. E-mail: biro.borbala@agr.ar.mta.hu

Összefoglalás

Két különböző fajhoz tartozó *Rhizobium* törzs túlélőképességét vizsgáltuk laboratóriumi körülmények között Órbottyáni homoktalajban. A *Bradyrhizobium japonicum* a szója, a *Rhizobium leguminosarum* a borsó szimbiontája. Mindkét törzset homoktalajba kevertük és a vízkapacitás (V_k) növekvő nedvességi értékei (30, 60 és 100 %) mellett inkubáltuk 4 hétig. A túlélőképességet, azaz a kitenyészhető csíraszám változását hetente nyomon követtük. A kinőtt telepek poliszacharid rétegét viszkoziméterrel vizsgáltuk. A negyedik mintavételnél szignifikáns különbség adódott a két törzs túlélőképessége között, ami összefüggést mutatott a szaporodó-képességükkel és a külső poliszacharid réteg tulajdonságaival. A *B. japonicum* tágabb tűrőképességű, stabilabb populációt alkotott elárasztott körülmények között is. Ezzel szemben a borsó szimbionta *R. leguminosarum* jó szárazság-tűrő, de az elárasztást kevésbé tolerálta. Az említett tulajdonságokat az oltóanyagok szabadföldi alkalmazásánál érdemes figyelembe venni.

Abstract

Two *Rhizobium* strains belonging to two different species were investigated under in vitro conditions, using sandy soils from Órbottyán (Hungary). *Bradyrhizobium japonicum* is the symbiont of soybean (*Glycine max* L.), *Rhizobium leguminosarum* of the green-pea (*Pisum sativum* L.). Both strains were inoculated to the soil and an increasing value of the water-holding capacity (VK) was applied, as 30, 60 and 100% for 4 weeks. Colony forming units (CFU) of strains was estimated in every week. Polysaccharid layer of colonies was investigated by viscosimeter. At 4th sampling time significant differences were found among the 2 strains in connection with the outer polysaccharid layers. *B. japonicum* showed a greater tolerance to the increasing water-level, while *R. leguminosarum* was found to be more tolerable for the drought. Those properties are in connection with the characteristics of the outer exopolysaccharid layers, which could be considered at the field applications.

Bevezetés

Magyarország területének 52%-át érinti árvíz és belvíz veszély és minden 10 évből átlagosan négy év aszályos. Az öntözött területek ugyanakkor a mező gazdaságilag hasznosított területeknek mindössze 2%-át teszik ki (Új

Magyarország Vidékfejlesztési Stratégiai Terv, 2007). A globális felmelegedés hatására várhatóan Magyarországon a csapadékos napok száma csökkenni fog 5-20%-kal, az erőteljesen csapadékos napok számában pedig növekedés várható. A talajnedvesség ezért egy igen kritikus tényezővé válhat (Anda, 2012).

Az ország területének 25%-át homok és homokos vályog mechanikai összetételű talajok alkotják (Várallyay, 1998), ezek tápanyagban eredendően szegények (Kádár, 1998). A homoktalajnak rossz a víztartó képessége, de a levegő átteresztő képessége is, mivel pórustérfogata alacsony 40% körüli. Szerkezete, tulajdonságai sem a száraz, sem az elárasztott környezetben nem segítik a mikroorganizmusok túlélését. A homok-talajok fizikai-kémiai és biológiai tulajdonságainak a javítására ezért nagy kolloid-tartalmú anyagokat (zeolit, bentonit) szoktak alkalmazni és kiegészítő tápanyagokat a mikrobiális oltások mellett is (Jakab et al. 2012, Makádi et al. 2007a,b)

A rhizóbium fajok biológiai N₂-kötésük miatt igen hasznos baktériumok, mivel a mezőgazdasági termesztésben a legfőbb limitáló elem a nitrogén. A pillangós-rhizóbium szimbiózis előnyeit mégis kevésbé hasznosítjuk (Biró 2002, 2008; Balikó és Kuszák, 1997). A megkötött nitrogén mennyisége igen eltérő lehet a szimbiózis hatékonyságától függően (Sridhara et al. 1995), de ismert, hogy a pillangósok az utódnövény számára is hasznosítható természetes N₂-t hagynak hátra a talajban (Ivány et al., 1994).

A hüvelyes növények vetésterületének 70-80 %-át a borsó és a szója teszi ki hazánkban (Pepó és Sárvári, 1991). Ezek szimbiontája sorrendben a *Rhizobium leguminosarum* és a *Bradyrhizobium japonicum*. A két törzs szaporodási stratégiája jelentősen különbözik. A *Rhizobium leguminosarum* gyors szaporodású és nagy tápanyag igényű, ellentétben a *Bradyrhizobium japonicum*-mal mely lassabban szaporodik, és tápanyagigénye is csekélyebb (Sadowsky et al. 1983). A rhizóbiumokra jellemzően mind a két törzs külső poliszacharid tokkal rendelkezik, aminek szerepe, hogy növelje azok ellenálló-képességét a környezeti ártalmak elviselésében.

Kérdésként merült fel, hogy a poliszacharid tok tulajdonságai szerint van-e különbség a két törzs környezeti tűrőképessége között egy limitált körülményeket biztosító homoktalajban, az egyik kritikus ökológiai tényezőt, a szélsőséges vízellátottságot is figyelembe véve.

Anyag és módszer

A vizsgálati talaj az MTA ATK TAKI Órbottyáni kísérleti telepéről származik. A talaj fizikai-kémiai tulajdonságait az 1. táblázat mutatja be. Felhasználás előtt a talajt szárítottuk, 2 mm-es lukbősséggel szitáltuk, majd 50-50 g mennyiségeket Petri-csészékbe mértünk.

1. táblázat: Az Órbottyáni meszes homoktalaj néhány fizikai és kémiai tulajdonsága

pH (H ₂ O)	pH (KCl)	KA	só %	CaCO ₃ %	H %	Össz N %	Össz P mg/kg	AL-K ₂ O mg/kg
7,92	7,75	26	0,002	6,13	0,46	0,048	381	31,5

KA-Arany féle kötöttségi szám, H-humusz %

A rhizobium törzseket a TAKI gyűjteményéből választottuk ki, ezeket talajtöltés előtt 24 órás tenyészetből rázótermosztátban (200 r.p.m) folyékony élesztőkivonat-Mannit táptalajban (YEM, g/l-enként: K₂HPO₄-0,5, MgSO₄·7H₂O-0,1, NaCl-0,1, élesztőkivonat-0,4, mannit-10) felszaporítottuk a stacionáris állapotig. Ekkor a szuszpenzió 10⁸ sejtet tartalmazott ml-enként és optikai sűrűsége (OD_{600nm} = 1 volt). A kitenyészthető sejt számot (CFU) Nutrient lemezekben is meghatároztuk 72 órás 28°C-on történő inkubációval. Ezt követően az adott talajokat ismert mennyiségű baktérium-szuszpenzióval beoltottuk úgy, hogy a kezdeti csíraszám minden kezelésnél azonos legyen.

A talaj maximális vízkapacitás értékeit figyelembe véve a víztartalmat 30, 60, és 100%-os értékekre állítottuk be. A kísérlet alatt a talajok adott nedvességtartalmát folyamatosan fenntartottuk.

A kitenyészthető csíraszámot 1 hónapi inkubáció során négyszer ellenőriztük, hetenként történő mintázással. Minden mintából egy gramm talajt vettünk melyből hígítási sort készítve a 10⁶-ig hígítottunk. A hígítási sor minden eleméből háromszor húsz mikroliter mennyiséget vizsgáltunk Kongóvörös YEM agaron, és az így kapott csíraszámokat egy gramm száraz talaj mennyiségekre számoltuk át.

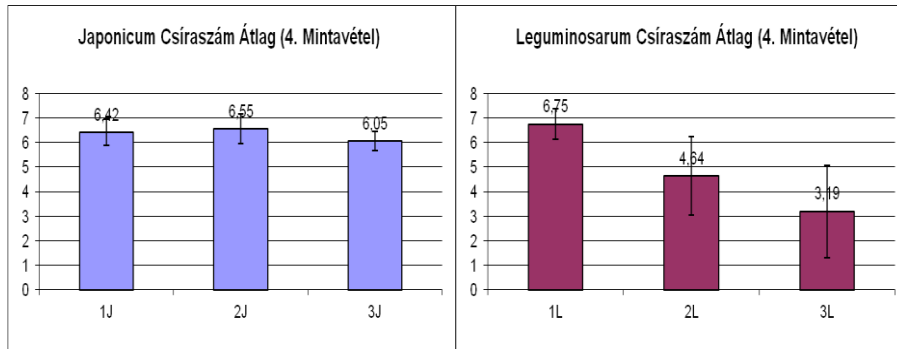
A negyedik mintavételnél telepátmérőt és kézi refraktométerrel a nyálkatartalom sűrűségét is mértük. A csíraszám-értékeknél legalább 3 ismétlés adataival dolgoztunk. Az adatok VA analízise (P<0,05) után az átlagokat és a szórást ábrázoltuk.

Eredmények

A kitenyészthető csíraszám változása

A rhizobium baktériumokkal beoltott homoktalajok kitenyészthető csíraszám (CFU) értékeit rögtön a talajba-keveréskor és azt követően hetente meghatároztuk. Az első három mintavétel során nem adódott lényeges különbség a két törzs túlélőképességében. A negyedik mintavételnél azonban a *Rhizobium leguminosarum* csíraszám elmaradt a *Bradyrhizobium japonicum* értékeitől. Az erősen nedves talajokban a *R. leguminosarum* átlagos csíraszám erősen lecsökkent és nagyok a szórás értékek is, míg a *B. japonicum*-nál stabilabb populációt, kisebb szórás-értékeket tapasztaltunk (1. ábra).

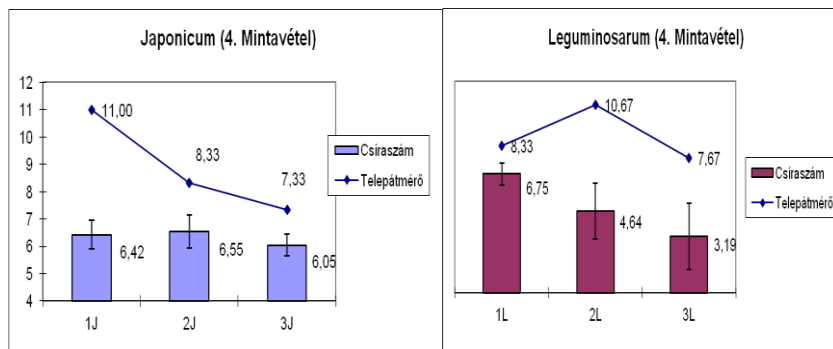
1. ábra: *Rhizobium* törzsek csíraszám változása a talaj nedvességtartalmától (J, 2J, 3J és 1L, 2L, 3L azaz VK30-, 60- és -100%) függően. (X tengely: a nedvességtartalom, Y tengely: A csíraszám tizes logritmusa).



A telepátmérő változása

A telepátmérők alakulását a 2. ábra mutatja be. A *R. leguminosarum*-ra irodalmi adatok szerint a sejten belüli vízraktározás jellemző (Busby, Marshall, 1976). Nedves körülmények között a *R. leguminosarum* csíraszámában és sűrűségben is jelentősen elmaradt, míg telepeik egyforma méretűek, tehát nedves körülmények között a leguminosarum több vizet köt meg a sejt felszínén, mint a japonicum.

2. ábra: Telepátmérő a csíraszám függvényében növekvő talajnedvességnél (J, 2J, 3J és 1L, 2L, 3L azaz VK30-, 60- és -100%). (X tengely: a nedvességtartalom, Y tengely: A csíraszám tizes logritmusa).

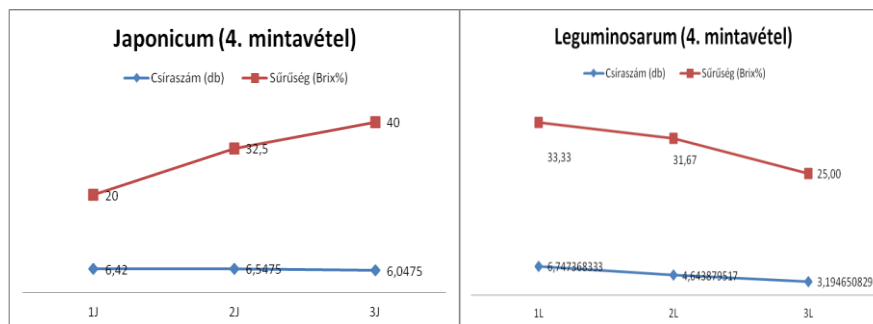


A telepsűrűség változása

A 3. ábrán látható, hogy a *R. leguminosarum* telepek sűrűsége a csíraszámmal arányosan változik, tehát az általuk megkötött víz mennyisége nem függött a talaj általunk kialakított nedvességtartalmától. A *B. japonicum*-nál viszont az

elárasztott körülmények között (a 3J mintánál) a csökkenő csíraszám ellenére is megnőtt a telepek sűrűsége, azaz azok arányosan kevesebb vizet kötöttek meg.

3. ábra: A telepsűrűség és a csíraszám közötti összefüggések két rhizobium baktériumnál növekvő víztartalom hatására (J, 2J, 3J és 1L, 2L, 3L azaz VK30-, 60- és -100%). Az adatok a kitenyészhető csíraszám log₁₀-es értékei.



Következtetések

A rhizobiumok túlélőképességére mind a szaporodási képességük, mind a külsőleg kiválasztott nyálka (exopoliszacharid) rétegük hatással van. Az extrém száraz körülményeket a gyorsabban szaporodó több nyálkaanyaggal rendelkező borsó rhizobium törzs viselte jobban. A sok nyálkaanyag azonban nedves körülmények között kevésbé előnyös, így az elárasztott talajban a lassúbb szaporodású szója rhizobium baktériuma bizonyult stabilabbnak.

A nyálkaanyagok mennyisége mellett azok minősége, azaz a víz hatására történő hígulási tulajdonságai is meghatározóak. Erre vonatkozóan egy fajhoz tartozó azonos rhizobium törzsek vizsgálata is javasolható. A rhizobiumok alkalmazásánál a gazdanövény mellett az adott talajhoz és időjárási körülményhez igazított törzsek hatékonyabbak lehetnek.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a Pannon Egyetem Georgikon Kar, Állat- és Agrár-környezettudományi Doktori Iskola támogatását. BS és BB köszöni a Kutató Diákok Országos Szövetsége által biztosított háttérrel. A kutatások támogatását bilaterális Olasz Magyar (TET-10-1-2011-0173) és Orosz Magyar (RAS-HAS-2011-13, Tsz:29) projekteknek is köszönjük.

Irodalomjegyzék

ANDA A. (2012): Radiation and water balance properties of cadmium polluted maize in a wet year. Acta Agronomica Hungarica, 60: 191-200.

- BIRÓ B. (2002): Talaj- és rhizobiológiai eszközökkel a fenntartható növénytermesztés és környezetminőség szolgálatában. *Acta Agronomica Hungarica*, 50: 77-85.
- BIRÓ B. (2006): A környezeti állapot megőrzésének, indikálásának és helyreállításának mikrobiológiai eszközei a növény-talaj rendszerben. Akadémiai doktori értekezés és tézisei, pp. 105+28. MTA, Budapest
- BALIKÓ S., KUSZÁK K. (1997): Amit a szójáról tudni kell. *Agroinform*, Budapest, pp. 65.
- BUSHBY H.V.A., MARSCHALL K.C. (1977): Water status of rhizobia in relation to their susceptibility to desiccation and to their protection by montmorillonite, *J. General Microbiology*, 9: 19-27.
- FÖLDMŰVELÉSÜGYI ÉS VIDÉKFEJLESZTÉSI MINISZTERIUM, Új Magyarország Vidékfejlesztési Stratégiai Terv (2007-2013), 2007 Budapest.
- IVÁNY K., KISMÁNYOKI T., RAGASITS I. (1994): Növénytermesztés, Mezőgazda Kiadó, Budapest
- JAKAB A., KOVÁCS Zs., SÁNDOR Zs., KÁTAI J. (2012): Impact of microbial preparations on calcareous chernozem soil parameters and biomass of ryegrass (*Lolium perenne* L). *Növénytermelés*, 61: 73-76.
- KÁDÁR I. (1998): Műtrágyázási tartamkísérletek tanulságai homoktalajokon. Homoktalajok hasznosításának időszerű kérdései a hazai homokkutatások tükrében. Konferenciai kiadvány Kecskemét 1997. augusztus 28.
- MAKÁDI M., TOMÓCSIK A., OROSZ V., BOGDÁNYI Zs., BIRÓ B. (2007a): Effect of a biogas-digestate and bentonite on some enzyme activities of the amended soils. *Cereal Research Communication* 35 (2): 741-744.
- MAKÁDI M., TOMÓCSIK A., OROSZ V., LENGYEL J., BIRÓ B., MÁRTON Á. (2007b): Biogázüzemi fermentlé és Phylazonit MC baktériumtrágya hatása a silókukorica zöldtömegére és a talaj biológiai aktivitására. *Agrokémia és Talajtan* 56: 2 p. 367-378.
- PEPÓ P., SÁRVÁRI M. (1991): Borsó, szója és egyéb maghüvelyes növények. Növénytermesztési füzetek 4. (szerk.: RÚZSÁNYI I.). Debrecen Egyetem Növénytermesztési Tanszék. Debrecen. pp. 3.
- SADOWSKY M.J., KEYSER H.H., BOHLOOL B.B. (1983): Biochemical characterization of fast- and slow-growing rhizobia that nodulate soybeans. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 33:716-722.
- SRIDHARA S., THIMMEGOWDA S., PRASAD T.G. (1995): Effect of water regimes and moisture stress at different growth stages on nodule dynamics, nitrogenase activity and N₂-fixation in soybean (*Glycine max* L. Merr.). *J. Agron. Crop Sci.* 174: 111-115.
- VÁRALLYAY Gy. (1998): Homoktalajok vízgazdálkodásának növénytermesztési és környezetvédelmi vonatkozásai. Homoktalajok hasznosításának időszerű kérdései a hazai homokkutatások tükrében. Konferenciai kiadvány Kecskemét 1997. augusztus 28.

Nitrát kimosódás kinetikájának modellezése talajoszlop kísérletben

Czinkota Imre¹, Baasandavaa Ankhbayar¹, Kovács András²

¹Szent István Egyetem, Talajtani és Agrokémiai Tanszék, Gödöllő

²Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem

Összefoglalás

A talajban levő nitrogén kimosódásának sebességét több tényező is befolyásolja. A talajfizikai paramétereken túl meghatározó az, hogy a talaj nitrogén tartalmából mennyi van jelen mozgékony nitrát formájában. A nitrát forma jelenlétét meghatározza a talaj C/N aránya és redox állapota. A biodízelgyártás során keletkező glicerintartalmú melléktermékek talajba juttatva befolyásolják annak C/N arányát. A hatás lényege az, hogy a talajban élő mikroorganizmusok táplálék formájában hasznosítani képesek a glicerint. Ez a fogyasztó fajok egyedeinek nagymértékű elszaporodásához vezet, amelyek a talaj mozgékony nitrogén készletét szervezetükben megkötik. Mivel a glicerint, az egyszerű cukrokhoz hasonló módon, könnyen elérhető táplálékforrás ez a megkötés igen gyors folyamat. A táplálékforrás elfogyásával a nitrogén folyamatosan ásványosodik – nitráttá válik.

Az ásványosodás, vagyis a nitráttá válás sebességét vizsgáltuk kisméretű talajoszlopok kezelés utáni vizes kilúgzásával. A nitrát-kimosódás ütemét a kromatográfiában is használt Gauss függvényel modellezhetőnek találtuk.

Abstract

The kinetics of nitrate leaching from the soil is influenced by several factors. The most important factors are the soil physical parameters and some chemical, biochemical properties, which determine the amount of mobile nitrogen forms. The ratio of mobile nitrate form depends on the redox potential and C/N ratio. The biodiesel by-product, containing high amount of glycerol, can increase the C/N ratio of soil, and during this process soil nitrogen is converted to immobile organic form, for the reason that soil microorganisms can use it as organic nutrient, and build it into their body. The glycerol, as the other simple sugar compounds, is water soluble and easily usable nutrient; consequently both the composition and decomposition processes are fast reactions. In soil columns we examined the process of nitrate and glycerol leaching. The runoff concentration was measured in function of time, and the measured values were modeled by Gauss functions, which are used also in chromatography. We found some synergetic effect on these processes, the nitrate decreases the amount of leached glycerol and the speed of leaching, however the increasing amount of glycerol decreases only the amount of leached nitrate significantly.

Bevezetés

Talajban a nitrát rendkívül mozgékony (TISDALE & NELSON, 1966). Jól szellőzött laza talajokban az egyéb nitrogénformák (ammónium-N, szerves-N) is rövid idő alatt nitráttá alakulnak. A nitrát a mélyebb talajrétegekben is felhalmozódhat (KÁDÁR & NÉMETH, 1993), illetve továbbmosódva szennyezheti a felszín alatti vizeket (NÉMETH, 1995). Laboratóriumi körülmények között kisméretű talajoszlopokban a nitrát kimosódása különösen gyors (LÁSZTITY et al., 1994; LÁSZTITY et al., 2010). Talajba juttatott szerves anyag segítségével csökkenteni lehet a nitrát kimosódását (GRÜNER et al., 2007).

Európában biodízelként jellemzően metilalkohollal átészterezett repceolajat használnak (KOVÁCS, 2000). A gyártás során nagyságrendileg a következő anyagáramokkal lehet számolni: 100 liter növényolajhoz 25 liter metilalkoholt adnak és felhasználnak 0,8 kg káliumhidroxidot, mint katalizátort. Az átészterezés eredményeképpen 75 liter biodízelt és 25 liter szennyezett glicerint kapnak (WILKIE, 2008). Ez a szennyezett glicerint csak költséges tisztítást követően válhat olyan tisztává, hogy alkalmassá váljon a glicerint hagyományos kozmetikai és vegyipari felhasználásra céljára. A biodízelgyártás során keletkező glicerint szennyezettsége növényi eredetű, jellemzően fehérjéket és szénhidrátokat tartalmaz. Ez a "szennyezés" a talajba juttatva hasznos, a talaj termékenységét javító anyagokat jelent.

A biodízelgyártás során keletkezett glicerint a talaj mikroorganizmusai tápanyagként képesek hasznosítani (PAPANIKOLAOU et al., 2008; TEMUDO et al., 2008). A mikroorganizmusok képesek arra, hogy a talajba juttatott glicerint értékes anyagokká alakítsák (BARBIRATO et al., 1998; JOHNSON & TACONI, 2007; YAZDANI & GONZALEZ, 2007).

A szénhidrátok és az azokhoz hasonló szerves anyagok jelentős hatást gyakorolnak a talaj tápanyag-szolgáltató képességére (GULYÁS & FÜLEKY, 1994). A hatás elsősorban a nitrogén mozgékonyságának befolyásolásában jelentkezik azzal, hogy a talajba juttatott glicerint megváltoztatja a talajban a szén-nitrogén arányt (C/N). A C/N arány szerves anyag talajba juttatásával jelentősen megváltoztatható. A C/N arány növelése a talaj nitrogéntartalmának átmeneti immobilizálását eredményezi (TISDALE & NELSON, 1966). A glicerint könnyen felvehető és felhasználható szénforrás a mikroorganizmusok számára (LEE et al., 2001; TICKELL, 2003). A glicerint a mikrobiális aktivitás növelésével is hozzájárul a talaj tápanyagkészletének felvehetővé válásához. A mikrobák által immobilizált növény által felvehető ásványi nitrogénformák megkötődése csak átmeneti, mert ezek a későbbiekben újra mobilizálódnak (TOLNER et al., 2010). A glicerint növeli a talaj tápanyagtároló képességét és segíti a tápanyagok adszorpcióját.

Tartamkísérletek talajainak vizsgálatával igazolható, hogy a talajok szerves szén- és ásványi nitrogéntartalma egymással összefügg (VÁGÓ et al., 2005). A különbségek a talajok mikrobiológiai aktivitásában is tükröződnek (KÁTAI et al., 2005). Cellulóz és műtrágya nitrogén kölcsönhatását tanulmányozták a mikrobiális bontás során keletkező széndioxid kinetikájának vizsgálatával (SZEGI et al., 1988). A biodízelgyártás során keletkezett glicerinnel alkalmas anyag lehet a talaj termőrétegéből történő nitrátmosódás akadályozására (TOLNER et al., 2012).

Vizsgálati anyag és módszer

Kétféle talajjal végeztük a kísérleteket. Az egyik talaj egy meszes homoktalaj Főtről. A talaj fontosabb jellemzői: $K_A=27$, $\text{CaCO}_3\%=8\%$, $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})=8,2$, $\text{H}\%=1,4\%$, $\text{AL-P}_2\text{O}_5=95$ ppm, $\text{AL-K}_2\text{O}=120$ ppm. A másik talaj egy csernozjom talaj Józsefmajorból. A talaj fontosabb jellemzői: $K_A=43$, $\text{CaCO}_3\%=0\%$, $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})=6,5$, $\text{H}\%=3,8\%$, $\text{AL-P}_2\text{O}_5=210$ ppm, $\text{AL-K}_2\text{O}=170$ ppm.

A kísérleteket 20 talajoszloppal végeztük. Az oszlopokat tartalmazó PVC csövek átmérője 72,5 mm hossza 1000 mm. A csövek alján kivezetőkkel ellátott polietilén dugók voltak, ezek fölött porózus üvegszűrő akadályozta meg a talaj kimosódását. Egy-egy talajoszlop 1000 g talajt tartalmazott. A talajoszlopok aljáról 10 alkalommal vettünk 100-100 cm³ oldatmintát a csövek alján levő kivezetőkön keresztül vákuum alkalmazásával.

Az első mintavételre a kezelést követő 3. napon került sor. Az első 3 mintavétel között 12 a továbbiak között 24 óra telt el.

A kezelést követően a következő időpontokban vettük a mintákat:

72, 84, 96, 114, 138, 162, 186, 210, 234, 258 óra.

A mintavételeket megelőzően az oszlopok tetejére 100-100 cm³ desztillált vizet töltöttünk. A vizsgálatokat 5 féle kezelés alkalmazásával (1. táblázat) 2-2 ismétlésben végeztük.

1. táblázat A talajtömegre vonatkoztatott kezelések

Jelölés	N mg kg ⁻¹	C mg kg ⁻¹
H0	0	0
HN5	500	0
HG	0	500
HN1G	100	500
HN5G	500	500

Nitrogénkezeléshez (N) kálium nitrátot (KNO_3), a C kezeléshez a glicerinnel széntartalmát számítottuk. A kezelést követő 2 napos érleléshez beállított nedvességtartalom a K_A 60%-nak megfelelő volt.

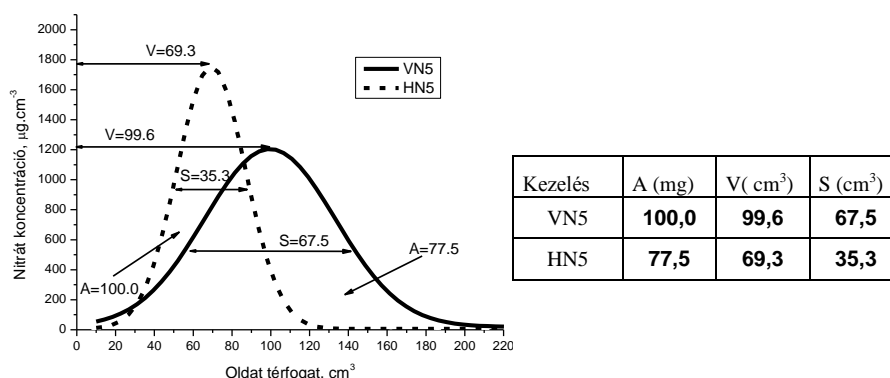
A kifolyó oldatok nitrát-tartalmát Parnass-Wagner desztilláló berendezés segítségével határoztuk meg. A nitrát redukálásához Fe^{++} iont alkalmaztunk

Cu^{++} katalízis mellett. Az oldatok glicerintartalmát törésmutató méréssel, CARL ZEISS F1 refraktométerrel határoztuk meg.

Mivel a kísérlet eredményeit jelen dolgozatban a talajoszlopokon történő áramlás, esetleges bomlás szempontjából értékeljük, a számításokhoz kromatográfiai modelleket használtunk, és egy illetve két csúcsot tartalmazó Gauss görbéket illesztettünk a mért adatokra az átfolyt folyadék mennyiségének függvényében. Az illesztést Microcal Origin szoftverrel végeztük úgy, hogy az illesztéseknél az adott pontok hibáit is figyelembe vettük, melyet a görbéken is ábrázoltunk. A Gauss görbék illesztési paraméterei közül a csúcshoz tartozó folyadékmennyiséget (V), a csúcs alatti területet (A), illetve a görbe szélességét értékeltük (S). A csúcs alatti terület az összes anyagmennyiségre, a görbe szélesség a diszperzióra, míg a csúcshoz tartozó folyadékmennyiség a retencióra utal.

Vizsgálati eredmények

A számított paraméterek jelentése a homok és vályog talajokon kifolyó nitrát koncentráció görbéin



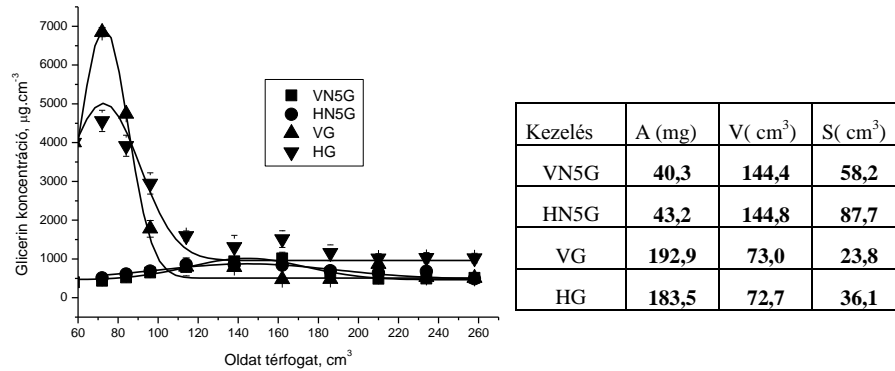
1. ábra A számított paraméterek jelentése a homok és vályog talajokon kifolyó nitrát koncentráció görbéin, a mérési hibák, illesztett görbék és illesztési paraméterek

Az 1. ábrán látható, hogy a csúcshoz tartozó folyadékmennyiség (V) a homoktalajon kisebb, mint a vályogtalajon. Ez egyértelműen annak a következménye, hogy a nitrát a homoktalajon jobban lemosódik, vagyis a hozzáadott nitrát kimosásához homoktalajon kevesebb víz is elegendő. A csúcs alatti területet (A) a homoktalajon nagyobb, ez annak tulajdonítható, hogy a kevesebb szervesanyag-tartalmú homokon gyorsabban átáramló nitrát kevésbé tudott immobilis formákká alakulni. A görbe szélessége (S) a vályogtalaj

esetében nagyobb, ezt két tényező is okozza. Egyrészt a változatosabb, zezzugosabb pórusszerkezetű vályogtalajban nagyobb a diszperzió értéke és a vályogtalajon jobban megkötődő, esetleg részben szerves formában immobilizálódó nitrogénformák jobban széthúzzák az áramlási frontot; másrészt a hosszabb idejű áramlás hatására a diffúzió is jobban szétkeni a kezdetben keskeny koncentráció sávot.

Nitrát hatása a glicerín mozgására a két vizsgált talajtípuson

A vizsgálathoz azokat a kezeléseket használtam, ahol csak glicerint (VG és HG, vályog és homoktalajokon) illetve azonos dózisban glicerint és nagy dózisban nitrátot adtunk a talajoszlopokhoz (VN5G és HN5G, vályog és homoktalajokon).



2. ábra Nitrát hatása a glicerín mozgására a két vizsgált talajtípuson, mérési hibák, illesztett görbék és illesztési paraméterek

Értékelve az illesztett paramétereket, a következő megállapításokat tehetjük:

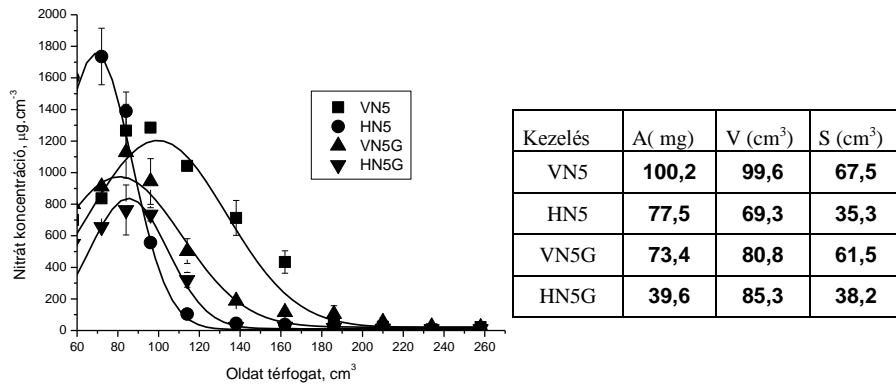
- a nitrát kezelés hatására nagy mennyiségű glicerín alakul át mindkét talajtípuson,
- az átfolyt változatlan glicerín gyakorlatilag az oldat áramlásával azonos sebességgel áramlik, míg a nitrát hatására átalakuló glicerín nagyon lassan jut át az oszlopon
- a diszperzió jelentősen megnövekszik a nitrát kezelés hatására.

A glicerín hatása a nitrát mozgására a két vizsgált talajtípuson

A vizsgálathoz azokat a kezeléseket használtam, ahol csak glicerint (VG és HG, vályog és homok talajokon) illetve azonos dózisban glicerint és nagy dózisban nitrátot adtunk a talajoszlopokhoz (VN5G és HN5G, vályog és homoktalajokon).

Értékelve az illesztett paramétereket, a következő megállapításokat tehetjük:

- a glicerinkezelés kis mértékben csökkenti az átfolyt nitrát mennyiségét mindkét talajtípuson,
- a glicerinkezelés hatására az átfolyási sebesség a két talajon egyformává válik, amely az eredeti sebességek közel átlaga
- a diszperzió gyakorlatilag változatlan a glicerinkezelés hatására.



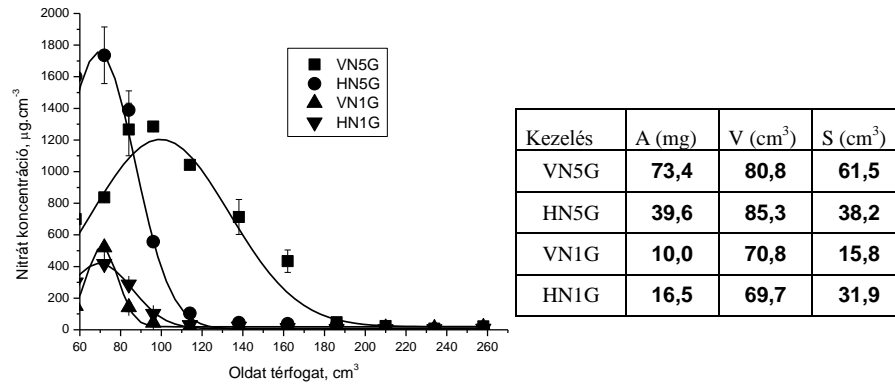
3. ábra Glicerinkezelés hatása a nitrát mozgására a két vizsgált talajtípuson, mérési hibák, illesztett görbék és illesztési paraméterek

Nitrát mennyiségének hatása a nitrát mozgására a két vizsgált talajtípuson

A vizsgálathoz azokat a kezeléseket használtam, ahol glicerint, nagy dózisban nitrátot (VN5G és HN5G, vályog és homok talajokon) illetve azonos dózisban glicerint és kis dózisban nitrátot adtunk a talajoszplokokhoz (VN1G és HN1G, vályog és homok talajokon).

Értékelve az illesztett paramétereket, a következő megállapításokat tehetjük:

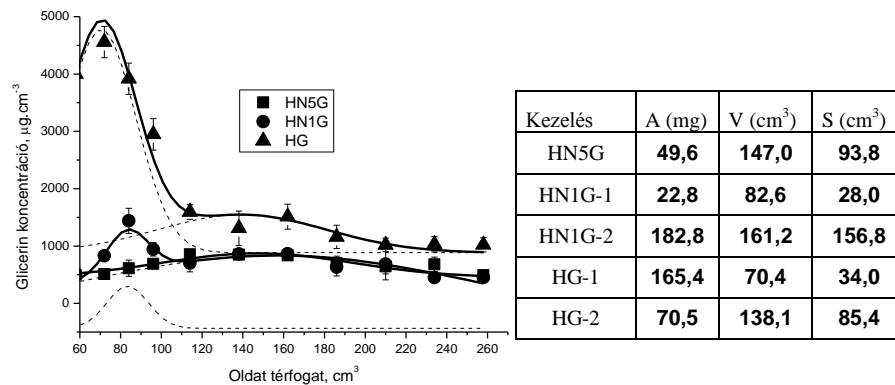
- a nitrát kezelés hatására értelemszerűen a lefolyt nitrát mennyisége változik mindkét talajtípuson,
- a kis dózisú nitrát hatására az áramlás sebessége azonos lesz a két talajtípuson,
- a diszperzió a vályog talaj esetén jelentősen megnövekszik a nagyobb nitrát kezelés hatására.



4. ábra Nitrát mennyiségének hatása a nitrát mozgására a két vizsgált talajtípuson, mérési hibák, illesztett görbék és illesztési paraméterek

Nitrát mennyiségének hatása a glicerint mozgására homoktalajon

A vizsgálathoz azokat a kezeléseket használtam, ahol glicerint adott dózisban és változó dózisban nitrátot adtunk a talajoszlopra (HG, HN1G és HN5G), növekvő nitrát koncentrációban. A megjelenő elnyúlt második csúcs miatt kétescsúsu Gauss görbe illesztést végeztünk. Az ábrákon jelöltük az egyes különálló csúcsokhoz tartozó görbéket is.



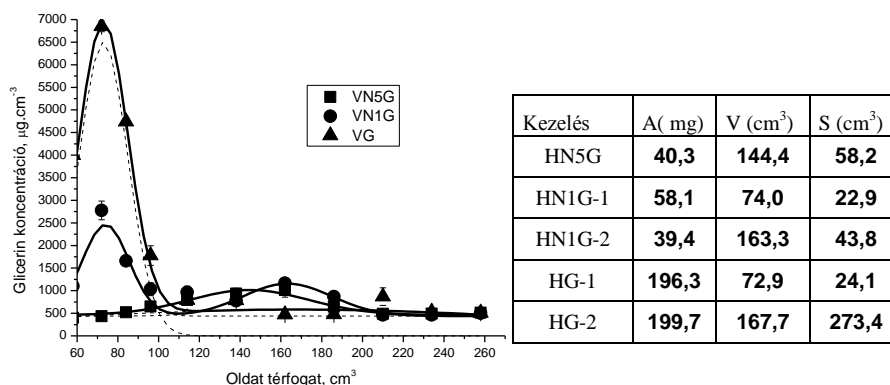
5. ábra Nitrát mennyiségének hatása a glicerint mozgására homoktalajon, a mérési hibák, illesztett görbék és illesztési paraméterek

Értékelve az illesztett paramétereket, a következő megállapításokat tehetjük:

- a növekvő nitrát kezelés hatására az első gyorsan átfolyó glicerinn mennyisége jelentősen csökken, a legnagyobb nitrát kezelés esetén el is tűnik, a második csúcs a nitrát kezelés hatására kisebb lesz, azonban ennek nagysága nem függ jelentősen a nitrát kezelés mértékétől,
- a növekvő dóziszú nitrát hatására az áramlás sebessége csökken az első csúcsonál, a második csúcs esetében csökken,
- a növekvő dóziszú nitrát hatására a csúcsok szélessége, azaz a diszperzió a második csúcsok esetében változik jelentősen.

Nitrát mennyiségének hatása a glicerinn mozgására vályogtalajon

A vizsgálathoz azokat a kezeléseket használtam, ahol glicerint adott dózisban és nitrátot változó dózisban adtunk a talajoszlopra (VG, VN1G és VN5G), növekvő nitrát koncentrációban. A megjelenő elnyúlt második csúcs miatt kétszűcsű Gauss görbe illesztést végeztünk. Az ábrákon jelöltük az egyes különálló csúcsokhoz tartozó görbéket is.



6. ábra Nitrát mennyiségének hatása a glicerinn mozgására vályogtalajon, mérési hibák, illesztett görbék és illesztési paraméterek

Értékelve az illesztett paramétereket, a következő megállapításokat tehetjük:

- a növekvő nitrát kezelés hatására az első gyorsan átfolyó glicerinn mennyisége jelentősen csökken, a legnagyobb nitrát kezelés esetén el is tűnik, a második csúcs a nitrát kezelés hatására kisebb lesz, azonban ennek nagysága nem függ jelentősen a nitrát kezelés mértékétől,
- a növekvő dóziszú nitrát hatására az áramlás sebessége csökken az első csúcsonál, a második csúcs esetében csökken,
- a növekvő dóziszú nitrát hatására csúcsok szélessége, azaz a diszperzió a második csúcsok esetében változik jelentősen.

Köszönetnyilvánítás

Kutató munkánkat a TECH-09-A4-2009-0133, BDREVAM2 „Fenntartható biodízel technológia és hozzáadott értékű melléktermékek” című pályázat támogatta.

Irodalomjegyzék

- AYDINALP, C., FÜLEKY, GY., TOLNER, L. 2010. The Comparison Study of Some Selected Heavy Metals in the Irrigated and Non-Irrigated Agricultural Soils. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, **16**. 754-768.
- BARBIRATO, F., CONTE, T., BORIES, A. 1998. 1,3-propanediol production by fermentation: An interesting way to valorize glycerole from the ester and ethanol industries – *Industrial Corps and Products*, **7**. 281-289.
- GRÜNER, A., KÖPPEN, D., VÁGÓ I. 2007. Lysimeterversuch zum Nitrataustrag mit dem Sickerwasser in unterschiedlichen Bodennutzungssystemen. *Z. Pflanzenbauwissenschaften*, **11**. 12-19.
- GULYÁS, F. & FÜLEKY, GY. 1994. C- and N-transformation dynamics in the soil. *Die Bodenkultur Journal für landwirtschaftliche Forschung*, **1994**. 313-318.
- JOHNSON, D.T. & TACONI, K.A. 2007. The glycerol glut: Options for the value added conversion of crude glycerol resulting from biodiesel production. *Environmental Progress*, **26**. 338-348.
- KÁDÁR, I. & NÉMETH, T. 1993. Study on nitrate leaching in long-term fertilization trial. *Növénytermelés*, **42**. 331-338
- KÁTAI, J., VÁGÓ, I., LUKÁCSNÉ VERES E. 2005. Relationships between the carbon content and some microbial characteristics in the different soil types. *Cereal Research Communications*, **33**. 389-392.
- KOVÁCS, A. 2000. *Biodízel Technológia*. Nádasy Nyomda és Kiadó Kft., Balatonalmádi, 168. p.
- LÁSZTITY, B., BICZÓK, G., JÁKI, I. 2010. Nitrate desorption analysis on pseudomyceliar chernozem soil. *Agrokémia és Talajtan*, **59**. 249-254.
- LÁSZTITY, B., JÁKI, I., BICZÓK, G. 1994. Nitrate desorption studies on calcareous sandy soil. *Növénytermelés*, **43**. 327-332.
- LEE, P.C., LEE, W.G., LEE, S.Y., CHANG, H.N. 2001. Succinic acid production with reduced by-product formation in the fermentation of *Anaerobiospirillum succiniciproducens* using glycerol as a carbon source. *Biotechnology & Bioengineering*, **72**. 41-48.
- NÉMETH T. 1995. Nitrogen in Hungarian soils - nitrogen management relation to groundwater protection. *Journal of Contaminant Hydrology*, **20**. 185-208.
- PAPANIKOLAOU, S., FAKAS, S., FICK, M., CHEVALOT, I., GALIOTOU-PANAYOTOU, M., KOMAITIS, M., AGGELIS, I.M., AGGELIS, G. 2008. Biotechnological valorisation of raw glycerol discharged after bio-diesel (fatty acid methyl esters) manufacturing process: Production of 1,3-propanediol, citric acid and single cell oil Biomass and Bioenergy, **32**. 60-71.
- SIPOS, M., KINCSES, I., BERTA SZABÓ, E. 2009. Study of the effect of limiting production factors – hybrid, nutrient-supply level and irrigation – on the yield and

- starch-content of maize (*Zea mays* L.) *Cereal Research Communications*, **37**. 145-149.
- SVÁB, J. 1981. *Biometriai módszerek a kutatásban*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- SZEGI, J., GULYÁS, F., FÜLEKY, GY., TOLNER, L. 1988. Influence of NPK fertilization and cellulose application on the CO₂ production of soils. *Ztbl. Mikrobiol.*, **143**. 303-308.
- TEMUDO, M.F., POLDERMANS, R., KLEEREBEZEM, R., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. 2008. Glycerol fermentation by (open) mixed cultures: A chemostat study. *Biotechnology and Bioengineering*, **100**. 1088–1098.
- TICKELL, J. 2003. *From the fryer to the fuel tank; The complete guide to using vegetable oil as an alternative fuel*. Joshua Tickell Media Production, 1000 Bourbon St. #354, New Orleans LA 70116, 165. p.
- TISDALE, S. & NELSON, W. 1966. *Soil fertility and fertilizers*. Macmillan Company, New York.
- TOLNER, L., CZINKOTA, I., SÁNDOR, G., TOLNER, K. 2010. Testing the effect of redirected glycerol by-products on the nutrition providing ability of the soil. In: Gilkes RJ, Prakongkep N, editors. *Proceedings of the 19th World Congress of Soil Science; Soil Solutions for a Changing World*; ISBN 978-0-646-53783-2; Published on DVD; <http://www.iuss.org>; Symposium 3.3.1; Integrated nutrient management; 2010 Aug 1-6. Brisbane, Australia: IUSS; 2010, pp.298-301.
- TOLNER, L., RÉTHÁTI, G., KOVÁCS, A. 2012. Examination of an alternative way to prevent nitrate leaching in soil by using glycerol as a biodiesel by-product. XI. Alps-Adria Scientific Workshop Smolenice, Slovakia, *Növénytermelés* **61**. Suppl. 267-270.
- VÁGÓ, I., TOLNER, L., EICHLER-LÖBERMANN, B., CZINKOTA, I., KOVÁCS, B. 2008. Long-term effects of liming on the dry matter production and chemical composition of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Cereal Res. Commun.*, **36**. 103-106.
- WILKIE, A.C. 2008. Biomethane for Biomass, Biowaste, and Biofuels – In :Wall, J.D.-Harwood, C.S.-Demain, A.: *Bioenergy-ASM Press*, 1752 N St., N.W., Washington, DC 20036-2904, U.S.A 195-205. p.
- YAZDANI, S.S. & GONZALEZ, R. 2007. Anaerobic fermentation of glycerol: A path to economic viability for the biofuels industry. *Current Opinion in Biotechnology*, **18**. 213–219.

A talajok víz- és szerves folyadék-visszatartó képességének változása kationos felületaktív anyagú kezelés hatására

Csatári Tünde¹ – Makó András¹ – Kamil Skic² – Tóth Zoltán³ – Balázs Réka⁴

¹Pannon Egyetem Georgikon Kar, Növénytermesztési és Talajtani Tanszék, 8360-Keszthely, Deák Ferenc u. 16.

²Institute of Agrophysics Polish Academy of Sciences in Lublin, Doswiadczalna 4 20-290 Lublin 27

³Pannon Egyetem Mérnöki Kar Pannon Egyetem Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék 8200 - Veszprém, Egyetem u. 10.

⁴Magyar Tudományos Akadémia Geokémiai Kutatóintézet, 1112 - Budapest, Budaörsi út 45.

Összefoglalás

A háromfázisú talajszemcsék közti pórusok egy részét folyadék tölti ki. A talaj folyadék-utánpótlásának legnagyobb hányadát a csapadék és a felszíni vizek szolgáltatják, azonban ezekbe beoldódhatnak különféle szennyezőanyagok is, sőt némely folyékony szennyező a talajban önálló folyadékfázist is alkothat. A talajszennyeződések közül kiemelt jelentősége van a szerves folyadékoknak. A szerves folyadék-szennyezők között, felhasznált mennyiségük alapján, a kőolajszármazékoké a vezető szerep. A kőolajszármazékok környezeti veszélyessége részben abból ered, hogy viszonylag gyorsan terjednek szét nagy területen és ezzel tetemes víz- és talajszennyezést okozhatnak. Ha a talajba kőolaj, vagy annak valamely származéka a talaj olajtartó képességét meghaladó mennyiségben kerül, akkor a szénhidrogén a talajvízbe juthat, majd annak felületén olajlencseként terjedhet tovább. Az olaj talajban terjedésének sebessége tehát nagymértékben függ a talaj szerves folyadék-visszatartó képességétől.

Felületaktív anyagokat (tenzideket) már régóta használnak a vegyiparban tulajdonságmódosító (emulgeáló, nedvesítő, tapadást segítő stb.) adalékként. Használatuk mértéke napjainkban egyre inkább nő. A tenzidek – az olajos szennyezőkhöz hasonlóan – önmagukban is szennyezhetik a talajokat, azáltal, pl. hogy megváltoztatják a szilárd talajfelületek nedvesíthetőségét, és így befolyásolják a szerkezetstabilitást, a vízgazdálkodási tulajdonságokat stb. Ugyanakkor hatnak egyéb talajszennyeződések, így az olajos szennyeződések mobilitására is. A szilárd fázis adszorpciós viszonyainak, duzzadási-zsugorodási sajátságainak, szerkezetstabilitásának, illetve nedvesíthetőségének megváltoztatása révén befolyásolhatják pl. a talajok szerves folyadék-visszatartásának a mértékét is.

Summary

A part of the three-phases soil pores are filled up with some fluids. The main supply of this liquid is rainfalls and surface waters. With this supply different pollutants can easily dissolve into the soil and some of the liquid contaminants may presence as a separate liquid phase. The most soil contaminations are caused by organic liquids spills what are usually hydrocarbon derivatives. Oil can quickly spread in huge area what can cause enormous water and soil pollution. The migration of oil phase in soil depends on the organic liquid retention capacity of the soil. If crude oil or its products get into the soil in larger amount than the oil-retention capacity of soil, oil can reach the ground water table where as a hydrocarbons-lens may extend forward.

Surfactants are widely and increasingly used in the chemical industry due to their effects to change surface properties (emulsification, wetting, adhesion, etc.). Surfactants can be a soil pollutant as well, because they can alter the soil solid surface's wettability, due to change the structure element stability, water features, etc.; furthermore have effects on migration of other soil pollutants, such as hydrocarbons. Surfactants can change the organic liquid retention capacity of soil as well.

Bevezetés

A környezetet terhelő szerves folyadékok többségére jellemző, hogy vegyületeik túlnyomó részt apolárosak és vízben rosszul oldódnak. Az apoláros szerves vegyületű folyadékok a talajban önálló fázist alkothatnak. E folyadékok közül - mennyiségüknél fogva - legjelentősebbek a különféle kőolajszármazékok (MAKÓ, 2000). A talajok és a talajvizek nem vizes fázisú szennyező folyadékokkal (Non-aqueous phase liquids; NAPLs) történő elszennyezését leggyakrabban a balesetek következtében a felszínre ömlő és az onnan beszivárgó, illetve a meghibásodott tartályokból elszivárgó kőolajipari termékek okozzák (RUBIN et al, 1998).

A felszínről a talajba szivárgó kőolajszennyezés a gravitációs és a kapilláris erők hatására mozdul el a talaj pórussterében. A beszivárgás terjedésének gyorsaságát, mélységét és az olajtest alakját a szennyező folyadék tulajdonságai (viszkozitás, sűrűség, nedvesítő képesség, határfelületi feszültség stb.), a talaj tulajdonságai (fizikai, kémiai, ásványtani, biológiai) és a hely meteorológiai adottságai (csapadék mennyisége, eloszlása, hőmérsékletingadozások) befolyásolhatják (WEBER & MILLER, 1989). Az önálló szerves folyadékfázis terjedésének sebességét a talaj fizikai tulajdonságai közül elsősorban a folyadék-visszatartó képessége határozza meg (HERNÁDI & MAKÓ, 2010). Szivárgás közben a szerves folyadék összefüggő olajos fázisként mozog, vagy maradványként tározódik a talajpórusokban. Az önálló fázisú – mozgó vagy mozdulatlan – olajszennyeződés egyes alkotó vegyületei kipárologhatnak (illó komponensek) vagy kioldódhatnak (vízoldható komponensek) és a pórusokban gőzformában vagy vízben oldott állapotban terjedhetnek tovább (FILEP et al.,

1999). Ha a talajban egyidejűleg van jelen nem elegyedő szerves folyadék és víz, akkor az olaj egy része a vízzel emulziót képez. Megkülönböztetünk „olaj a vízben” és „víz az olajban” típusú emulziókat (SHAW, 1986). Az „olaj a vízben” emulzió az oldódást jelzi, vagyis a talajvízben emulgeálódó olajos fázis nehezebben eltávolítható. Ebben az esetben csökken a talaj folyadékáteresztő képessége, ugyanakkor pedig megnő a folyadék-tartó képessége.

Létezik az olajokhoz hasonlóan - egy önmagában - talajszennyező tulajdonságú, azonban az olajos talajszennyeződések eredményes tisztításához is használható vegyületcsoport (PATZKÓ & DÉKÁNY, 1995). Ezek a kolloidikában ismert asszociációs kolloidok alcsoportjába tartozó tenzidok vagy felületaktív anyagok (surfactants) (SZANTÓ, 1995).

Vizes oldatokban a tenzidmolekulák egy meghatározott koncentrációtartományban monomolekulás rétegben irányítottan adszorbeálódnak a talajszemcsék felületén (hasonló folyamat révén, mint az ioncsere), ennek hatásaként nagymértékben lecsökken az érintkező fázisok határfelületi feszültsége. (Természetesen, az adszorpciós izotermákkal meghatározott monomolekuláris kötődéshez szükséges koncentrációtartománytól eltérő tenzidoldat is a talajra kerülhet, ekkor azonban a csak monomolekuláris tenzidmegkötődés már nem érvényes. A már korábban a felületen megkötődött tenzidrészecskékkel kölcsönhatásba léphetnek az oldatban maradt tenzidmolekulák és ezzel adszorbeálódott micellák alakulnak ki a talajszemcsék felületén. Mivel az első réteg megkötődése a talajrészecskék felületén elektrosztatikus (TÓTH, 2012), a további rétegek megkötődése ezt a kiegyenlített elektrosztatikus helyzetet megbontja. Ennek eredményeként a felületen megkötődött rétegek függvényében változhat pl. a szemcsék hidrofíli-hidrofób tulajdonsága. A tenzidnek – többek között – ezt a tulajdonságát használhatjuk fel különböző remediációs eljárásokban. A kapillaris erők által visszatartott, a vízzel nem elegyedő szerves folyadékok mobilizálása csak a talaj/víz/szerves folyadék/levegő rendszerre jellemző határfelületi erők megváltoztatásával, vagy irreálisan nagy szívóerők alkalmazásával lehetséges (MAKÓ, 1995). A szennyezett talaj tenzides kezelésének módszerével megváltoztathatjuk a folyadékok felületi feszültségét, illetve a szilárd fázis nedvesíthetőségét (a szilárd felületek hidrofóbról hidrofil, illetve hidrofilről hidrofób tulajdonságúvá változtathatók). Ily módon elérhetjük, hogy az addig a felülethez kötődő szennyezőanyag oldatba kerüljön és kimoshatóvá váljon a talajból, illetve önálló fázisként mobilizálódjon.

Kutatásunk célja heterogén talajmintaanyagon annak vizsgálata volt, hogy a kationos tenzides kezelés – a talajtulajdonságoktól függően – miként változtatja meg a talajok folyadék-visszatartó (víz- és olajtartó) képességét. Kíváncsiak voltunk a talajokon végbemenő folyadék-visszatartás változások magyarázatára. Feltételezésünk szerint a kapillaris folyadék-visszatartás változások egyik

lehetséges oka a talajok nedvesíthetőségének megváltozása a tenzides kezelések hatására.

Anyag és módszer

A vizsgálatainkhoz Magyarországon gyűjtött, változatos mintaanyagot választottunk (1-2. táblázat). Meghatároztuk a talajminták mechanikai és ásványtani összetételét (2-3. táblázat), mert a talajok adszorpciós tulajdonságát leginkább a talaj agyagtartalma és agyagásvány minősége befolyásolja (FÖLDÉNYI et al., 2012). A légszáraz, darált, 2 mm-es szitán átrostált talajmintákból készített $\sim 90 \text{ cm}^3$ térfogatú mesterséges talajoszlopok víztartó-képességének mérését desztillált vízzel végeztük, az olajtartó-képességének mérésre Dunasol 180/220 nevű modellfolyadékot használtunk. A Dunasol aromás vegyületet és illó komponenseket nem tartalmaz (MOL RT. Dunai Olajfinomító, Százhalombatta), fizikai és kémiai paramétereit a 4. táblázatban mutatjuk be.

1. táblázat: A vizsgálatokban szereplő talajok típusa és származási helye

Minta jele	Talaj típusa	Mintavételi hely	Genetikai szint és mélység
1	Réti szolonyec	Karcag	B (5-30)
2	Ramann-féle BET	Keszthely	A (0-30)
3	Ramann-féle BET	Keszthely	B (30-50)
4	Agyagbemosódásos BET	Várvölgy	A (0-20)
5	Agyagbemosódásos BET	Várvölgy	B (20-50)
6	Pannon homok	Salföld	
7	Pszeduoglejes BET	Magyarszombatfa	B (20-50)
8	Lósz	Paks	
9	Mészlepedékes csernozjom	Kápolnásnyék	A (0-30)
12	Nem karbonátos réti talaj	Kisújszállás	A (0-30)

2. táblázat: A talajok fontosabb fizikai és kémiai tulajdonságai

Minta szám	T-érték (mgeé)	MSZ-08 0205-78			H%	CaCO ₃ %
		agyag %	por %	homok %		
1	40,85	52,19	36,07	11,74	2,00	0,13
2	11,84	17,12	17,09	65,79	1,55	0,05
3	12,38	25,02	13,91	61,07	0,94	0,00
4	10,36	12,65	12,69	74,67	1,33	0,00
5	12,78	21,14	11,08	67,78	0,70	0,00
6	0,70	10,31	0,05	98,64	0,00	0,02
7	16,78	31,83	22	46,17	0,49	0,00
8	19,74	16,89	24,25	58,85	0,63	28,04
9	30,25	21,07	30,16	48,77	3,70	9,52
12	35,69	55,56	31,28	13,16	2,76	1,10

3. táblázat: A talajok ásványtani összetétele (%)

MINTA	DREZZADO AGYAG- ÁSVÁNYOK	ILLIT CSILLAM	KLORIT KROLIT	KVARC	K-FOLDPNT	PLATOKLASZ	KALCIT	DOLOMIT	GOETHIT
1	4	15	5	62	2	12	0	0	0
2	2	10	4	70	2	12	0	0	0
3	2	10	5	68	2	12	0	0	2
4	2	3	2	76	7	10	0	0	0
5	5	5	3	70	4	10	0	0	3
7	5	8	6	62	3	6	0	0	10
9	2	7	6	58	5	10	10	2	0
12	4	20	4	60	2	10	0	0	0

4. táblázat: Dunasol 180/220

Dunasol 180/220	
Olvasás pont (°C)	179/217
Sűrűség 20 °C (g/cm ³)	0,775
Viszkózitás (cP)	1,91
Aromás komponensek (mm ⁻¹ %)	0
Felületi feszültség (folyadék/levegő) 20°C (N/cm)	25
Felületi feszültség (olaj/víz) 20°C (N/cm)	45,9
Kéntartalom max. (mg/kg)	10

5. táblázat: CPC kationos tenzid

Hexadecil-piridínium-klorid	
CAS szám	6004-24-6
Molsúly (g/mol)	358,01
Oldhatóság (g/l) 20 °C	50
Olvasáspont (°C)	83-86
pH (10 g/l, H ₂ O 20 °C)	5,0-5,4
Forma	pikkelyek
Szín	bézs

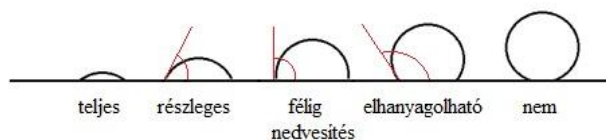
A talajok víztartó képességét pF 0; 0,18; 1,31; 1,71; 2,18; 2,61; 3,01 és 3,18 nyomásértékeken (0; 2; 20; 50; 150; 400; 1000 és 1500 mbar) határoztuk meg (CSATÁRI et al. 2012). A mérésekhez a Soilmoisture Equipment Corporation LAB 23 jelű porózus kerámialapos pF-mérő berendezést használtuk. Az extraktorokból kifolyó – a talajok pórusteréből leürülő – víz bürettákban összegyűjthető és ilyen módon nyomon követhető az extraktorokból a kifolyás, és megállapítható az adott nyomásértéken az egyensúlyi állapot elérése (nem távozik több folyadék a mintákból). A méréseket állandó hőmérsékleten (20°C), végeztük. A folyadékkal maximálisan telített mintákat az extraktorokban egyre növekvő nyomás alá helyeztük és az egyensúlyi állapotok beállta után a mintákat tömegmérés céljából kivettük az extraktorokból. A mérésorozat végén 105°C-on szárítottuk a mintákat, mértük az abszolút száraz tömegüket és ezek után számítottuk a tömegmérések alapján a talajminták különböző nyomásértékekhez tartozó tömeg- és térfogatszázalékos folyadéktartalmát.

A talajminták olajvisszatartó képességének meghatározására módosított porózus kerámialap pF-mérő berendezéseket használtunk (MAKÓ, 2002). A méréseket 20°C-on, a vizes mérésekkel teljesen megegyező nyomásértéken és módon végeztük.

A kontroll talajminták folyadéktartó képességének meghatározásához hasonlóan mértük a tenziddel kezelt minták folyadék-visszatartását is. A tenzides kezeléshez kationos típusú felületaktív anyagot, CPC-t használtunk (Hexadecil-piridinium-klorid, CAS: 6004-24-6), melynek tulajdonságait az 5. táblázatban tüntetjük fel. A CPC napjainkban egyre nagyobb mennyiségben használt felületmódosító anyag, melyet a gyógyszeriparban, tisztítószerekben, kozmetikai iparban, a szennyezések révén pedig a környezetben is megtalálhatunk. A talajszemcsén való megkötődése több rétegben is történhet, ez a tulajdonsága talaj hidofil-hidrofób karakterét változtatni képes. Célunk az volt, hogy a talajrészecskék felületén monomolekuláris tenzidborítottságot hozzunk létre, vagyis hogy tenzid borítással a talajfelületet lehetőség szerint tegyük maximálisan hidrofóbbá. Ehhez első lépésben meg kellett határozni a talajok tenzidadszorpciós izotermáit. Az izotermák felvétele Varian Cary 50 UV-VIS spektrofotométerrel történt, majd az izotermák segítségével meghatároztuk a monomolekuláris tenzidborítottság eléréséhez szükséges tenzidoldat koncentrációkat. A talajminták tenzides kezelése – 24 órás desztillált vizes duzzasztást követően – a következőképpen történt: ráöntött tenzid oldatokat alapos keverés után 20°C-os helyiségben hagytuk 48 órán át, majd kiszáradásig (tömegállandóságig) 40°C-ra helyeztük őket a szárítószekrénybe. A mintákat száradás után mozsárban megtörtük, majd 2 mm-es szitán szitáltuk át. Ezekből készítettünk ~90 cm³ térfogatú mesterséges talajoszlópokat, melyeket modellfolyadékkal telítés után az extraktorokba helyeztünk.

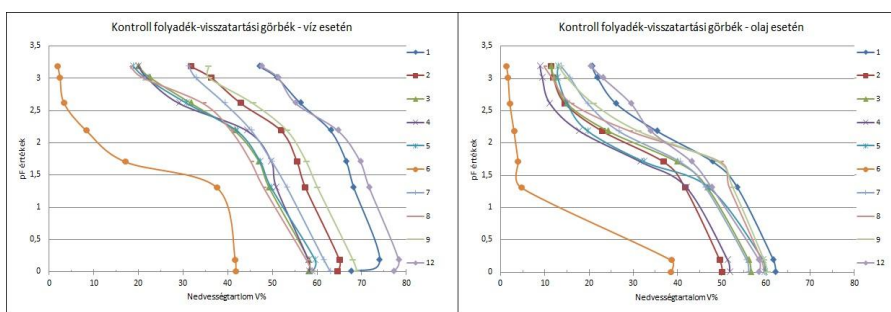
A talajok nedvesíthetőségét, illetve a különböző folyadékok nedvesítő képességét az egyes talajminták esetében KRÜSS DSA 100 típusú peremszögmérő készülékkel a Lengyel Tudományos Akadémia Agrofizikai Kutatóintézetében mértük. A peremszög mérése a következőképp történt: a vizsgálandó mintákból 1-2 g mennyiséget tablettává préseltünk, és precíziós készülékkel a tabletták felületére 1-1 cseppet ejtettünk a modellfolyadékból. A peremszögmérő készülékkel megállapítottuk, hogy a minta felületére ejtett folyadékcsepp felületére húzott érintő mekkora szöget zár be a minta felületével. Minél kisebb a peremszög értéke, a nedvesítés annál nagyobb (1. ábra).

1. ábra: A talajnedvesítés mértéke

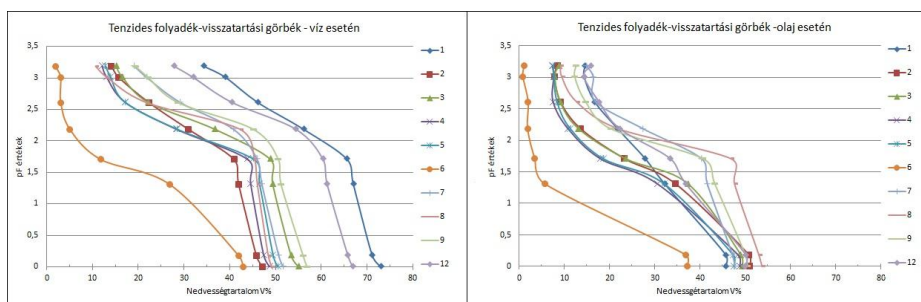


Eredmények

A talajok víztartó képessége tenzides kezelés után csökkent. Tapasztalataink szerint a minták a kontrollhoz képest kevesebb folyadékot tartottak meg a kezelés után, illetve a folyadékot már kisebb nyomáson leadták. Ez a kapilláris tartományban magyarázható a felületek kezelés után kapott nagyobb fokú hidrofób jellegével, valamint a nedvesítő képesség illetve a kapilláris erők csökkenésével. Az alacsony tenzió-tartományokban mérhető víztartó képesség csökkenést a tenzides kezelés a szerkezet-, a szerkezetstabilitás-változások, a nagyobb pórusok mennyiségének csökkenésével okozhatta (2-3. ábra). Meglepő volt azonban, hogy az olajjal kapott eredmények hasonlóképpen alakultak (4-5. ábra). Azaz a folyadéktartó képesség a tenzides felületmódosítás hatására csökkent: a kezelt minták folyadéktartó-képessége 25 %-kal csökkent a kontroll mintákéhoz képest. Az olajos mérésekben ez a csökkenés több mint 34 %.



2-3. ábra: Kontroll talajminták nyomástelítési görbéi víz és olaj esetén (a minták jelölése ld. 1. táblázat)

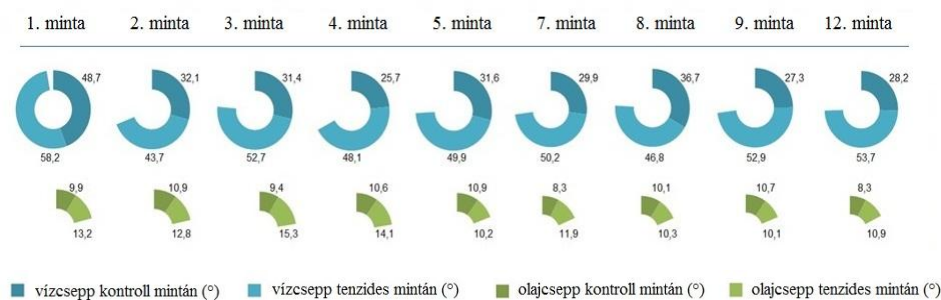


4-5. ábra: Tenzides talajminták nyomástelítési görbéi víz és olaj esetén (a minták jelölése ld. 1. táblázat)

Amennyiben a talajok víz- és olajvisszatartását hasonlítjuk össze megállapítható, hogy mind a kontroll, mind pedig a tenziddel kezelt talajok a vizet nagyobb erőkkel kötik, mint a szerves folyadékot. Ennek oka lehet a két

folyadék eltérő határfelületi feszültsége és sűrűsége, illetve a talajok kétféle folyadéktelítés közbeni eltérő mértékű duzzadása és dezagregációja.

A kontroll és a tenziddel kezelt talajok folyadékviisszatartó képességének értelmezésekor kíváncsiak voltunk, hogy a kezelés alkalmazásakor sikerült-e a talajszemcséken monomolekuláris tenzidréteget létrehozni. Ennek megállapítására a talaj hidrofóbitását peremszög mérésével vizsgáltuk. Azt tapasztaltuk, hogy a tenzides felületmódosítás után a talaj nedvesíthetősége csökkent (a peremszögtérték növekedett) mind a vízre, mind pedig az olajra nézve (6. ábra). (Kördiagramon ábráztuk a mért peremszögeket. Egy-egy körcikk felel meg a mért peremszög értéknek. A kontroll peremszög minden esetben kisebb a tenzidesnél.) A vízzel mért nedvesítési eredmények – talajmintánként eltérő mértékben – ezáltal igazolták a minták hidrofóbitásának növekedését. Az olajjal mért nedvesítési értékek azonban – megelőző tapasztalatok hiányában – meglepőek, mert a hidrofil talajfelületeket az apoláros olaj a víznél jobban nedvesítette mind a kontroll, mind a tenziddel kezelt minták esetében.



6. ábra: Víz és olaj nedvesítőképességének összehasonlítása kontroll és tenzides talajokon

Az apoláros folyadékok talajnedvesítő hatásával kapcsolatban hasonló tapasztalatokról számolt be korábban JENSEN és FALTA (2005). Közlésük szerint a nem vizes apoláros folyadékok (NAPL) a víznél jobban nedvesíthetnek, ha a talajminta nagyon száraz, nagy kalcium-karbonát, vagy nagy szervesanyag-tartalmú. Esetünkben a minták olajjal nedvesíthetőségét az okozhatta, hogy a mintákból készült tablettákat – előírás szerint – 105°C-os szárítást követően vizsgáltuk (modellfolyadékkal cseppentettük). A későbbiekben ezeket a méréseket megismételjük oly módon, hogy a mintákat nem szárítjuk ki, hanem a peremszög mérések előtt, meghatározott gőznyomású légtérben vízgőzzel telítjük.

Következtetések

A talajok folyadék-visszatartó képessége tenzides felületmódosítás következtében megváltozik. Hexadecil-piridínium-klorid kationos tenziddel történő előkezelés hatására – tapasztalataink szerint – változott a talajok aggregátum-összetétele, ennek következtében a porozitása és a tömöríthetősége is. A talajok a pórusterekben kevesebb folyadékot, kisebb erővel tartanak vissza, ami összefügg a szerkezetváltozásokkal, illetve a nedvesíthetőséggel és a kapilláris erők változásával.

Tenzides kezelés hatására a különböző talajok folyadék-visszatartó képessége megváltozott a desztillált víz és Dunasol modellfolyadékok esetén is. Tapasztalataink szerint a minták folyadék-visszatartása és nedvesíthetősége a két modellfolyadék esetén hasonlóképpen csökken – nem várt eredmény hogy ez a modellfolyadékok polaritásától függetlenül alakult így. Ennek okát abban látjuk, hogy a tenzides talajszemcsék felületéről a modellfolyadékokkal való érintkezés során valószínűsíthetően deszorbeálódik a tenzid, emiatt pedig megváltozik a folyadékfázis összetétele. Mivel ez befolyásolja a folyadékok határfelületi feszültség értékeit is, a kapillárisok folyadék-visszatartó képessége is módosul a kontroll esethez képest.

A tenzidekkel szennyezett talajok folyadék-visszatartó képességének változása nagymértékben befolyásolhatja a háromfázisú talajrétegekben a vizes fázis mozgását éppúgy, mint a tenzidek mellett esetleges „társszennyezőként” jelenlévő olajos szennyeződések elmozdulását. A talajok mesterséges és természetes eredetű (bio-) tenzidekkel történő kezelése ugyanakkor széles körben elterjedt remediációs módszer. Alkalmazásakor lényegesek lehetnek a felületmódosított talajok folyadék-visszatartó képességének változásával kapcsolatos fenti mérési eredmények és tapasztalatok.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk Dr. Földényi Ritának és Prof. Dr. Tombácz Etelkának, akik a mérések kezdeti szakaszaiban önzetlenül segítséget nyújtottak a vizsgálatok pontosításához, valamint az eredmények értékeléséhez. Köszönettel tartozunk Prof. Dr. Hab. Zofia Sokołowska-nak, aki biztosította számunkra a Lengyel Agrofizikai Kutatóintézet peremszögmérő készülékét. Köszönet illeti Dr. Rajkai Kálmánt, aki hasznos tanácsaival és meglátásaival hozzájárult a cikk megszületéséhez. Jelen publikáció a TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0003 és a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0025 projektek keretében készült. A projektek a Magyar Állam és az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósulnak meg.

Irodalom

- CSATÁRI, T. & MAKÓ, A. 2012. The change of water and NAPL retention of soils after cationic surfactant pretreatments. In: 4th International Congress Eurosoil 2012 Soil Science for the Benefit of Mankind and Environment. Fiera del Levante, Bari, Italy 2-6 July, 2012. 2386.
- FILEP, GY., KOVÁCS, B. & SZABÓ, I., 1999. A káros anyagok reakciói a hulladékot befogadó kőzetekkel . <http://www.gama-geo.hu/kb/cikk/karos.pdf>
- FÖLDÉNYI, R., TÓTH, Z., CSATÁRI, T. & MAKÓ, A. ,2012. Egy kationos teződ (CPC) adszorpciója talajokon és talajalkotókon. Talajtani Vándorgyűlés, Miskolc. 2012. augusztus 23-24(-25), 21.
- HERNÁDI, H. & MAKÓ, A. 2010. Szénhidrogén-származékokkal szennyezett talajok olajvisszatartó-képességének becslése pedotranszfer függvényekkel. Mérnökgeológia-Kőzetmechanika 2010. (szerk.: Török Á. - Vásárhelyi B.) Műegyetemi Kiadó. Budapest. (Mérnökgeológia-Kőzetmechanika 2010. c. konferencia kiadványa; Budapest, 2010. március 25.). 87-98.
- JENSEN, K.H. & FALTA, R.W., 2005. Fundamentals. In: Soil and Groundwater Contamination: Nonaqueous Phase Liquids. (Ed.: A.S. Mayer – S.M. Hassanizadeh) American Geophysical Union, Washington, United States. 5-43.
- MAKÓ, A., 1995. A talaj szilárd fázisa és a szerves folyadékok kölcsönhatásai. Kandidátusi értekezés, Növénytermesztési és Talajtani Tanszék, Keszthely.
- MAKÓ, A., 2000. Szerves folyadékok viselkedése talajokban. In: MTA Agrártudományi Osztálya által rendezett tudományos ülés a Magyar Tudomány Napja alkalmából. In: A Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományok Osztályának 1999. évi tájékoztatója (Ed.: Solymos R.) Budapest.. 214-217.
- MAKÓ, A., 2002. Measuring and estimating the pressure-saturation curves on undisturbed soil samples using water and NAPL. Agrokémia és Talajtan. **51**. 27-36.
- PATZKÓ, Á. & DÉKÁNY, I. 1995. Ionos tenzidek hatása üledékek vízáteresztő képességére. In: Proceedings of the II. Ipari Környezetvédelem Konferencia. Siófok. 1995. május 9-11. 236-241
- RUBIN, H., NARKIS, N. & CARBERRY, J., 1998. Soil and Aquifer Pollution. Non-aqueous Phase Liquids – Contamination and Reclamation; Springer-Verlag: Berlin. 412.
- SZÁNTÓ, F., 1995. A kolloidkémia alapjai. JATE Press Szegedi Egyetemi Kiadó, Szeged.
- SHAW, D. J. 1986. Bevezetés a kolloid- és felületi kémiába. Műszaki Könyvkiadó, Budapest.
- WEBER J.W. & MILLER C.T. ,1989. Organic chemical movement over and through soil. In: Reaction and Movement of Organic Chemicals in Soils. SSSA Special Publication 22, 305-334.

Mikorrhiza oltás hatékonyságának vizsgálata Cirfandli szőlőfajta klónjain Ramann-féle barna erdőtalajon

Csikászné Krizsics Anna¹, Werner János¹, Kozma Pál¹, Árvay Gyula²
Pécsi Tudományegyetem TTK ¹Szőlészeti és Borászati Intézet, 7634.

Pécs, Pázmány P. u. 4., e-mail: krizsics.anna@pte.hu;

²Környezettudományi Intézet, 7624. Pécs, Ifjúság u. 6.

Összefoglalás

A mikorrhiza gombák képesek mobilizálni a talaj nehezen oldható foszforvegyületeit, kedvezően hatnak a növények víz- és tápanyagfelvételére, továbbá mérséklék a növényeket ért környezeti stressz-hatásokat.

Kísérletünk célja a szőlő - mikorrhiza gomba kapcsolat hatékonyságának tanulmányozása volt *in vivo* körülmények között. 2010-ben a pécsi Szentmiklós-hegyen Symbivit kereskedelmi mikorrhiza oltóanyag vitalizáló oltásával 1,0 hektáros ültetvény létesült. A terület talaja permi vörös homokkő alapkőzetten kialakult visszameszeződött Ramann-féle barna erdőtalaj. A vizsgálatban Cirfandli szőlőfajta 5 klónja szerepel, T. 5C alanyon. Az első eredmények alapján megállapítható, hogy a vitalizáló oltás hatására a gyökerek kolonizációja megtörtént. A kezelt gyökérminták mikorrhiza intenzitása ugyan kismértékű, de a kontroll értékeit meghaladta a nyári időszakban, amikor a gomba tevékenysége kifejezettebb. A tápanyagtranszport, a szimbiotikus anyagcsere helyei - az arbuszkulmok azonban csak elvétve alakultak ki. A kezelt tőkék hajtásnövekedése mindkét vizsgált évben (2011-'12) - öt klón átlagában - 10 %-al elmaradt a kontroll értékeitől. A klónok között a hajtásnövekedésben és tápanyag ellátottságban kimutatott eltérések a szimbiózist befolyásoló növényi tényező fontosságára utalnak.

Summary

The mycorrhizal fungi are able to mobilize the hardly available phosphorus from soil and have a positive impact on the water and nutrient uptake by reducing also the effects of environmental stress on plant growth.

The relationship among grape roots and mycorrhiza fungi was studied among *in vivo* conditions. In 2010, at Szentmiklos hill at Pécs a 1.0 ha of experimental plantation was established with vitalizing mycorrhizal inoculation, by using Symbivit mycorrhiza inoculums. The soil of the area is back-limed Ramann brown forest soil formed on Permian red sandstone bedrock. The study included Cirfandli vine clones, on T. 5C rootstock. The first results have shown the colonization of grape roots. The average mycorrhizal infection in the treated plots was rather low, but with excess values in the summer periods, when the fungal impact could be more obvious. Transport of nutrients, the symbiotic metabolic places - the arbuscules, however was found to be in relatively low numbers. The shoot growth of treated vine-stocks was less by 10 %, comparing to the control values both in 2011 and 2012 as an average of the five clones. Differences among the used clones of grapevine plants on shoot growth and nutritional status, highlights the importance of the plant-factors in a successful soil-plant-mycorrhiza symbiosis.

Bevezetés

Üvegházi és tenyészedényes kísérletek sora igazolta, hogy a mikorrhizált növények - különösen alacsony termékenységű talajokon - erőteljesebben fejlődnek (Deal et al., 1972; Karagiannidis et al., 1995; Biricolti et al., 1997). A mikorrhizák elsősorban a gazdanövény foszfor felvételét segítik elő (Possingham és Obbink, 1971), emellett azonban más kevésbé mozgékony elemek (Zn, Cu) (Smith és Read, 1997), sőt hiányuk esetén a mobilisabb tápelemek hozzáférését is (Petgen et al., 1998).

A kísérlet beállításával célul tűztük ki, hogy szabadföldi viszonyok között értékeljük a mikorrhiza oltásnak a Cirfandli klónok szőlőtermesztési és borászati értékmérő tulajdonságaira kifejtett hatásait. E kísérletnek az első két éves eredményeit mutatjuk be.

Vizsgálati anyag és módszer

Vizsgálatainkat a Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar Szőlészeti és Borászati Intézet Szentmiklós-hegyi Kísérleti Telepén végeztük. A terület a Nyugat-Mecsek déli lejtőjén 180 m tengerszint feletti magasságban, dél-délkeleti kiettségű, 3-5 %-os lejtésű területen fekszik. A talajképző kőzet permi vörös homokkő, pannon homok és pannon agyag keveréke. A talaj típusa visszameszesződött Ramann-féle barna erdőtalaj. A talajvizsgálati eredmények alapján a talaj homokos vályog kötöttségű (K_A : 31), gyengén meszes ($CaCO_3$: 3,1%), enyhén lúgos kémhatású (pH_{KCl} : 7,58). A talaj humusztartalma a feltalajban 1,71, az altalajban 1,06%. Nagyon magas a talaj AL- P_2O_5 tartalma (1115 mg/kg), s igen jó a kálium ellátottsága is (K_2O : 372 mg/kg) a 0-60 cm-es talajrétegben.

Az 1,0 hektáros ültetvény 2010. májusában létesült, műtrágya bedolgozása nélkül. Forgatást megelőzően 35 t/ha szarvasmarha trágyát kapott a terület. Az ültetvény sorvezetése kelet-nyugati; a sortávolság 2,4 m, a tőtávolság 1,0 m. Az ültetvényben Berlandieri x Riparia Teleki 5C alanyra oltott Cirfandli fajta öt különböző klónja kapott helyet, mely az integrált termesztés előírásai szerinti növényvédelemben részesült.

Az ültetvény ásás telepítése során az arbuskuláris mikorrhiza (AM) gombákkal történő kezeléshez a kereskedelemben kapható 5 AM gombatorzset (*Glomus intraradices*, *Glomus claroideum*, *Glomus microaggregatum*, *Glomus mosseae*, *Glomus etunicatum*) tartalmazó oltóanyagot (SYMBIVIT) használtuk. A növény gyökerét - visszametszés után - a minimum 50 %-os agyagtartalmú „talajpépbe” mártottuk (vitalizáló oltás), majd a gödörbe tettük és betemetjük. Az oltóanyagból egy-egy tőkére kb. 25 gramm került. A kontroll parcellák tőkeit - a gyökér visszametszést követően - kezelés nélkül ültettük el. A kontroll parcellák a területen átlós irányban kerültek elhelyezésre az öt különböző

Cirfandli klónon: H.2, P.3, P.123, P 4/5 és P.52. A kezelt 10 tőkés parcellákat ugyanezen sorokban, ugyanezen klónokon - három ismétlésben - jelöltük ki.

Az AM gombák vizsgálatához 2011-ben június végén és október elején, 2012-ben május közepén vettünk mintákat. Klónonként 10-10 tőkéről vékony gyökereket gyűjtöttünk 30-40 cm mélységből, ezeket 70 %-os alkoholban tároltuk a további vizsgálatokig. A minták festését, a vizsgálatokat Trouvelot és munkatársai (1986) módszerével a NÉBIH Pécsi Talajbiológiai Laboratóriumában végezték el. Meghatározásra került a mikorrhiza kolonizációs intenzitás (M%) és az arbuszkulum gazdagság (A%).

Az ültetvény kondíciójának jellemzéséhez sor került a hajtáshossz felmérésére az intenzív hajtásnövekedés végén (július közepén).

A levélvizsgálatokhoz a hajtásról (alulról) az 5. ill. 6. levelet gyűjtöttük be a virágzás (VI. hó) és az érés (XI. hó) fenológiai stádiumában. A kezelt parcellákról klónonként két párhuzamos mintát vettünk, s a kapott eredmények átlagával számoltunk. A levelek tápelem tartalmát (mintánként 40-50 levél) Schimadzu ICPE-9000 készülékkel határoztuk meg. A nitrogént Kjeldahl módszerrel, a Foss cég automata készülékével vizsgáltuk.

Vizsgálati eredmények

A 2011. júniusi minták eredményei alapján a vitalizáló oltás sikeresnek tekinthető, a gyökerek kolonizációja megtörtént. A kontroll parcellákból származó hajszálgyökerek átlagosan 0,6 %-os mikorrhiza kolonizációs intenzitásával (M%) szemben a kezelt minták kolonizáltsága 6,9 % (1. táblázat). A tápanyagtranszport helyeiként funkcionáló arbuszkulumok ekkor még csak elvétve fordultak elő (2. táblázat). Az októberi időpontban már arbuszkulumok is kimutathatóak voltak – leginkább a P.52-es klónon (a 2. táblázatban az ismétlések eredményei közül a legmagasabb A% érték szerepel).

2012-ben, a száraz periódus után, májusban vett mintáknál tovább nőtt a mikorrhizált gyökerek aránya; 10,1 %-ra a kezelt, míg 8,9 %-ra a kontroll tőkék átlagában (1. táblázat). A mikorrhiza kapcsolat alakítható, hatékonyabbá tehető a termesztés-technológia módosításával is, pl. a sorközökben takarónövény vetésével (Zanathy et al., 2011). A területen a 2012-es évben már csak minden második sorközben végeztünk mechanikai talajművelést, s így ez is hozzájárulhatott a magasabb vizsgálati értékekhez.

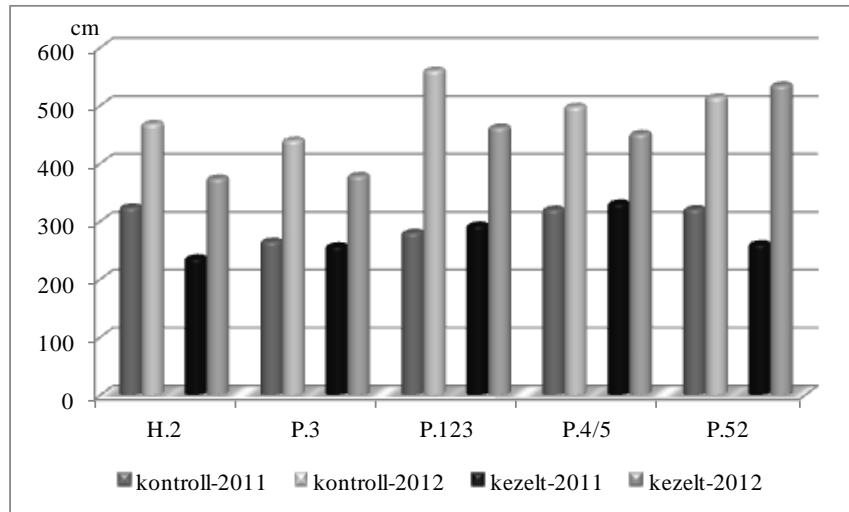
1. táblázat A Cirfandli szőlőfajta öt klónján a gyökerek mikorrhiza gomba kolonizáltsága (M%) három mintavételi időpontban, telepítéskori mikorrhiza (Symbivit) oltás hatására (n=3).

Kezelés	Mintavétel	H.2	P.3	P.123	P.4/5	P.52	Klónok átlaga
Kontroll	2011.06.30	0,80	1,90	0	0,05	0,25	0,60
	2011.10.12.	6,53	9,73	18,20	0,57	0,17	7,04
	2012.05.10.	-	2,33	11,62	12,87	-	8,94
Kezelt	2011.06.30	2,20	6,90	15,50	1,40	8,50	6,90
	2011.10.12.	7,09	5,79	0,49	3,08	15,04	6,30
	2012.05.10.	26,92	8,10	0,63	6,79	8,19	10,13

2. táblázat A Cirfandli szőlőfajta öt klónján az arbuszkulum gazdagság (A%) alakulása három mintavételi időpontban, telepítéskori mikorrhiza (Symbivit) oltás hatására (n=3).

Kezelés	Mintavétel	H.2	P.3	P.123	P.4/5	P.52	Klónok átlaga
Kontroll	2011.06.30	0	0	0	0	0	0
	2011.10.12.	3,17	8,4	14,4	0	0	5,2
	2012.05.10.	-	0,11	2,27	5,4	-	2,6
Kezelt	2011.06.30	0	0	0,67	1,2	0,32	0,4
	2011.10.12.	7,37	10,94	0	1,0	31,9	10,2
	2012.05.10.	24,9	0,35	0,06	4,53	3,86	6,7

A mikorrhiza kezelés hatása a hajtásfejlődés mértékére 2011-ben nem volt igazolható. 2012-ben a kontroll és kezelt tőkék hajtásfejlődés erőssége között júliusban négy klónon is szignifikáns különbséget kaptunk (kivétel a P. 52-es klón), a mikorrhizával nem kezelt, kontroll tőkék javára (1. ábra). A P.123-as klónon az egy tőkére vetített összes hajtáshossz (a tőkén lévő hajtások együttes hossza átlagosan) szignifikánsan nagyobb, mint a H.2 és P.3 klónoké.



1. ábra Az egy tőkére jutó összes hajtáshossz Cirfandli szőlőfajta 5 klónján a Symbivit mikorrhiza oltást követő két évben (2011-2012), (n=3).

A levélanalízis eredmények arra utalnak, hogy a szőlő 2012. évi tápelem ellátottsága elmarad a megelőző évitől. A 3-4. táblázat alapján 2011-ben az AM oltott parcellákról származó levelek foszfor, cink, mangán és réz tartalma számottevően alacsonyabb a kontroll parcellák értékeinél.

3. táblázat A levelek makroelem tartalma (m/m %) virágzaskor (v) és érés idején (é)

Klón/ kezelés	N				P				K				Mg			
	m/n% absz.sza.															
	2011.v.	2012.v.	2011.é	2012.é	2011.v.	2012.v.	2011.é	2012.é	2011.v.	2012.v.	2011.é	2012.é	2011.v.	2012.v.	2011.é	2012.é
H.2 - Kontroll	3,40	2,42	2,01	2,01	0,29	0,30	0,23	0,15	1,27	0,78	0,60	0,53	0,28	0,15	0,45	0,52
H.2 - Kezelt átlaga	2,22	2,01	1,79	1,94	0,24	0,21	0,27	0,14	1,07	0,94	0,60	0,91	0,15	0,09	0,40	0,24
P.3 - Kontroll	3,34	2,22	2,15	2,11	0,33	0,21	0,23	0,12	1,38	0,94	0,58	0,60	0,21	0,11	0,36	0,38
P.3 - Kezelt átlaga	2,59	2,20	1,75	2,07	0,25	0,22	0,27	0,16	1,21	0,98	0,65	0,80	0,18	0,11	0,29	0,36
P.123 - Kontroll	3,37	2,62	2,08	2,09	0,28	0,24	0,21	0,12	1,25	1,25	0,87	0,82	0,19	0,23	0,31	0,31
P.123 - Kezelt átlaga	3,03	2,74	2,05	1,97	0,26	0,25	0,27	0,14	1,33	1,27	0,76	0,99	0,19	0,20	0,31	0,32
P.4/5 - Kontroll	3,40	2,65	2,11	2,14	0,40	0,30	0,26	0,13	1,55	1,52	0,87	0,93	0,17	0,15	0,23	0,24
P.4/5 - Kezelt átlaga	3,35	2,90	2,00	2,18	0,34	0,30	0,26	0,16	1,56	1,51	0,68	1,14	0,17	0,17	0,25	0,30
P.52 - Kontroll	3,16	2,32	2,07	2,21	0,30	0,24	0,25	0,14	1,47	1,02	0,67	1,01	0,17	0,08	0,21	0,23
P.52 - Kezelt átlaga	2,99	2,24	1,88	2,11	0,32	0,27	0,25	0,16	1,23	1,03	0,61	1,05	0,20	0,10	0,19	0,29
OPTIMUMTARTOMÁNY	2,76-3,50		2,00-2,40		0,25-0,30		0,17-0,23		1,21-1,40		1,01-1,40		0,25-0,30		0,30-0,40	

A 2011. őszi, valamint a 2012. tavaszi eredményeket nézve a kezelt és kontroll levelek tápelem szintje közötti különbség mérséklődik, sőt egyes tápelemeknél 2012-ben a kezelt parcellák levelei mutatnak magasabb értékeket.

Az egyes klónok eredményei arra utalnak, hogy a tápelem szintek változása függ az adott tápelem levélben mért mennyiségétől, érvényesül a szabályozó hatás. Különösen a foszfornál tűnik ki, hogy a mikorrhiza kezelés hatására a magasabb tápelem szintek mérséklődtek, míg az alacsonyabb kontroll értékek

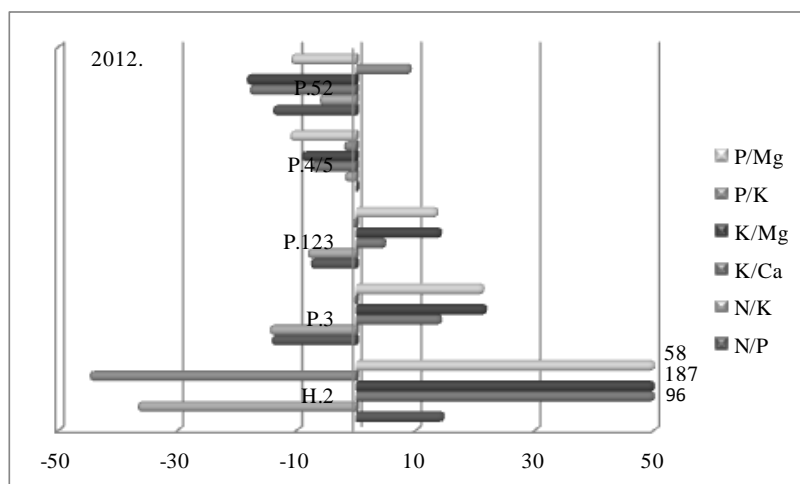
mellett a kezelt parcellák eredményei magasabbak. Így a H.2, P.3 és P.123-as klónoknál a foszfor, valamint a kálium ellátottság is javult.

4. táblázat A levelek mikroelem tartalma (mg/kg) virágzáskor (v) és érés idején (é)

Klón/ kezelés	Mn				Zn				Cu				B			
	mg/kg															
	2011.v.	2012.v.	2011.é	2012.é	2011.v.	2012.v.	2011.é	2012.é	2011.v.	2012.v.	2011.é	2012.é	2011.v.	2012.v.	2011.é	2012.é
H.2 - Kontroll	180	102	242	241	18,4	7,3	14,0	14,3	6,5	5,7	1401	1559	39	31	65	34
H.2 - Kezelt átlaga	59	77	173	193	12,9	5,9	19,6	19,1	0,7	2,2	1262	1795	28	21	57	25
P.3 - Kontroll	154	127	217	223	24,7	7,1	13,2	5,3	9,2	6,9	749	475	33	25	82	46
P.3 - Kezelt átlaga	74	105	172	161	10,8	7,2	19,8	7,9	2,0	1,8	998	495	31	23	68	46
P.123 - Kontroll	162	222	208	160	20,7	11,3	14,5	5,5	7,1	6,0	902	364	30	41	65	28
P.123 - Kezelt átlaga	77	164	189	188	9,9	8,3	20,5	13,4	2,5	2,8	839	666	30	29	49	22
P.4/5 - Kontroll	106	111	93	164	22,9	9,1	20,0	15,9	8,9	7,3	1493	482	30	29	52	20
P.4/5 - Kezelt átlaga	66	132	112	165	10,7	10,1	15,9	14,2	2,6	2,8	1028	433	31	32	47	24
P.52 - Kontroll	115	75	77	99	20,2	6,3	21,8	6,7	7,7	6,4	1785	485	31	21	48	25
P.52 - Kezelt átlaga	58	100	114	145	19,9	7,4	18,4	14,0	1,3	1,1	1181	462	37	24	47	28
OPTIMUMTARTOMÁNY	80-120				30-50				10-20				20-50			

A kontroll és kezelt parcellák mangán és cink tartalma közötti különbség mérséklődött. Figyelemre méltó 2012. júniusában, hogy a mikorrhizával kezelt tőkék leveleinek réz tartalma csupán 30-40%-a a kontroll értékének (az őszi értékek a rezes permetezések miatt magasak).

A tápelem ellátottság minőségének tanulmányozásához megvizsgáltuk a legfontosabb tápelem arányokat is (N/P, N/K, P/K, K/Ca, K/Mg, P/Mg). A legjelentősebb eltérések a kontrollhoz viszonyítva a H.2, P.3 és P.52 klónoknál figyelhetők meg, mind pozitív, mind negatív irányban. A 2012. évi eltérések mértékét és irányát a 2. ábra mutatja be.



2. ábra A mikorrhizával kezelt tőkékről származó levelek tápelem arányainak eltérése (%-ban) az oltatlan kontroll értékeihez viszonyítva 2012-ben.

Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések

A gyökerek kolonizációjának mértékét fiatal ültetvényekben számos tényező befolyásolja, így az alany, az alany-nemes kölcsönhatás, a nemesfajta tápanyagigénye, a talaj termékenysége, a talaj kémhatása, a talajnedvesség, a termés nagysága valamint az AM gombatorzs típusa (Schreiner, 2003). Cirfandli kísérletünkben, korábbi vizsgálatokra alapozva (Czakó et al., 2011) azt vártuk, hogy a telepítés során bedolgozott szervestrágya kedvezően hat a mikorrhizáltságra. Az AM kolonizáció éves dinamikájának lágyszárúakon kapott eredményeivel (Füzy et al., 2006) összehangban a késő tavaszi - kora nyári, intenzív vegetatív-generatív fázisban figyeltünk meg jelentősebb kolonizációt. Az arbuszkulum gazdagság az M%-tól eltérően, a vizsgált két aszályos évjáratban, az őszi időszakban volt magasabb. A legerőteljesebb növekedésű klónoknál figyeltük meg a legalacsonyabb A % értékeket, így a P.123 és P.4/5 jelzésű klónoknál. Ugyanezen klónok mutatják a legkedvezőbb tápanyag ellátottságot is, sőt a kezelt és kontroll mintákban meghatározott tápelem arányok közötti különbség is ezeknél a klónoknál a legalacsonyabb (2. ábra). Feltételezhető, hogy a jó tápanyag ellátottságú, de szárazság idején nehezen hozzáférhető tápanyag készlettel rendelkező területen (3. táblázat) az erőteljesebb növekedésre képes klónok kevésbé alakítanak ki szimbiotikus kapcsolatot.

Szabadföldi körülmények között - kísérletünkhöz hasonlóan - különböző alanyfajtákra oltott kétéves Merlot ültetvényben a mikorrhiza kolonizációban és a szőlő vegetatív növekedésében sem találtak szignifikáns különbséget (Meyer et al., 2004). Ez a tény a talaj őshonos gombáinak szerepére, hatékonyabb működésére is rávilágít. A mikorrhiza oltás tápelem-felvételre gyakorolt hatása összehangban van Meyer et al. (2004) eredményeivel. Kísérletünkben a mikorrhizált tőkék leveleinek tápelem tartalma (N, P, K) nem tért el a kontrollétól, a foszfor szint pedig a mikorrhizált tőkéknél volt alacsonyabb (110R és 101-14 Mgt alanyokon lévő Merlot fajtánál). Eredményeink alapján megállapítható, hogy a kontrolltól való eltérésnek nem csak a mértéke, hanem az iránya is fontos tényező, utóbbi nem független a levelek tápelem tartalmától.

A mikorrhiza kezelés hatására a levelek mezo- és mikroelem tartalma is klónonként eltérően alakult. Motosugi et al. (2002) a mikorrhizával kezelt parcellák alacsonyabb Ca és Mg szintjéről számolnak be, ezt kísérletünkben elsősorban a H.2 klónnál tapasztaltuk. Biricolti et al. (1997) és Karagiannidis et al. (2007) is a csökkent mangán felvételtől adtak számot, ez esetünkben a H.2, P.3 és P.123 klónoknál figyelhető meg. Linderman (2008) az AM gombákkal végzett kísérletek ellentmondásos eredményeinek magyarázatát a különböző talajok eltérő minőségű, összetételű mikrobaközösségeinek hatásában látja. Kísérleteink bizonyították, hogy a talaj őshonos mikorrhiza populációja mellett egy adott szőlőfajtán belül a klónok reakciója is különböző lehet, ami a talaj-növény-gomba közötti szimbiózis pontos ismeretének szükségességét jelzi.

Irodalomjegyzék

- CZAKÓ-VÉR, K., KOVÁCS, M., IMRI, Á., BIRÓ, B. & ÁRVAY, Gy., 2011. Mycorrhiza inoculation for improved grapevine production at vineyards conditions. *Növénytermelés suppl.*, **60**. 211-214.
- BIRICOLTI, S., FERRINI, F., RINALDELLI, E., TAMANTINI, I. & VIGNOZZI, N., 1997. VAM fungi and soil lime content influence rootstock growth and nutrient content. *Am. J. Enol. Viticult.*, **48**. 93-99.
- DEAL, D. R., BOOTHROYD, C. W. & MAI, W. F., 1972. Replanting of vineyards and its relationship to vesicular-arbuscular mycorrhiza. *Phytopathol.*, **62**. 172-175.
- FÜZY, A., TÓTH, T. & BIRÓ, B., 2006. Seasonal dynamics of mycorrhizal colonization in the rhizosphere of some dominant halophytes. *Agrokémia és Talajtan*. **55** (1). 231-240.
- KARAGIANNIDIS, N., NIKOLAOU, N., IPSILANTIS, I. & ZIOZIOU, E., 2007. Effects of different N fertilizers on the activity of *Glomus mosseae* and on grapevine nutrition and berry composition. *Mycorrhiza*. **18** (1). 43-50.
- KARAGIANNIDIS, N., NIKOLAOU, N. & MATTHEOU, A., 1995. Influence of three VA-mycorrhiza species on the growth and nutrient uptake of three grapevine rootstocks and one table grape cultivar. *Vitis*. **34**. 85-89.
- LINDERMAN, R. G., 2008. The mycorrhizosphere phenomenon. In: *Mycorrhiza Works*. (Ed.: Feldman, F., Kapulnik, Y. & Barr, J.). 341-355. Deutsche Phytomedizinische Gesellschaft, Braunschweig, Germany.
- MEYER, A. H., VALENTINE, A. J., BOTHA, A., ARCHER, E. & LOUW, P. J. E., 2004. Young grapevine response and root colonisation following inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi. *S. Afr. J. Enol. Viticult.*, **25** (1). 26-32.
- MOTOSUGI, H., YAMAMOTO, Y., NARUO, T., KITABAYASHI, H. & ISHII, T., 2002. Comparison on the growth and leaf mineral concentrations between three grapevine rootstocks and their corresponding tetraploids inoculated with an arbuscular mycorrhizal fungus *Gigaspora margarita*. *Vitis*. **41**. 21-25.
- PETGEN, M., SCHROPP, A., GEORGE, E. & RÖMHELD, V., 1998. Einfluss unterschiedlicher Inokulationstiefen mit dem arbuskulären Mykorrhizapilz *Glomus mosseae* auf die Mykorrhizierung bei Reben (*Vitis sp.*) in Wurzelbeobachtungskästen. *Vitis*. **37**. 99-105.
- POSSINGHAM, J. V. & OBBINK, J. G., 1971. Endotrophic mycorrhiza and the nutrition of grape vines. *Vitis*. **10** (2). 120-130.
- SCHREINER, R. P., 2003. Mycorrhizal colonization of grapevine rootstocks under field conditions. *Am. J. Enol. Viticult.*, **54** (3). 143-149.
- SMITH, S. E. & READ, D. J., 1997. *Mycorrhizal symbiosis*. Acad. Press. San Diego.
- TROUVELOT, A., KOUGH, J. L. & GIANINAZZI-PEARSON, V., 1986. Mesure du Taux de mycorrhization VA d'un système racinaire. In: 1er Symposium Européen sur les Mycorrhizes. 217-221. INRA, Paris.
- ZANATHY, G., DONKÓ, Á., LUKÁCSY, GY., BODOR, P. & BISZTRAY, GY. D., 2011. A mikorrhiza gombák jelentősége a szőlőtermesztésben (Review). *Kertgazdaság*. **43** (1). 34-46.

2010. évi vörösiszap-katasztrófához kapcsolódó modell oszlopkísérletek tapasztalatai: talajbiológiai vizsgálatok

Csitári Gábor¹ – Hernádi Hilda² – Széplábi Gábor² – Makó András²

¹Pannon Egyetem Georgikon Kar, Növénytudományi és Biotechnológia Tanszék

²Pannon Egyetem, Georgikon Kar, Növénytermesztési és Talajtani Tanszék

Összefoglaló

A 2010. október 4-én bekövetkezett vörösiszap tározó szakadás miatt nagy mennyiségű vörösiszap került ki Devecser környékén a szántóföldekre, legelőkre és lakott területre is. Kutatásainkban a szennyezés után bekövetkező talajtani folyamatokat követtük nyomon. Munkánk során mértük a helyszínről vett szennyeztelen és szennyezett talajminták talajfizikai és kémiai tulajdonságait illetve a kontroll mintákból az eredeti szelvény rétegzettségének megfelelően készített talajoszlopok alapvizsgálati tulajdonságait, aggregátum összetételét, aggregátum stabilitását, kationcsere kapacitását. A talajbiológiai paraméterek közül a mikrobiális biomassza tömegét határoztuk meg kloroform fumigációs-extrakciós eljárással és a biológiai aktivitást jellemeztük a fluorescein-diacetát hidrolízissel. Vizsgáltuk a vörösiszappal kezelt talajminták alapvizsgálati tulajdonságainak, kationcserélő kapacitásának és a mikrobiológiai jellemzőinek összefüggéseit.

Abstract

On 4 October 2010 red sludge reservoir rupture occurred. A large amount of red mud spilled and covered the arable land, pastures, and residential areas closed to Devecser, in Hungary.

In our research the soil processes that take place after the pollution were investigated. The basic soil physical and chemical properties, aggregate composition, aggregate stability and cation exchange capacity were investigated in column experiments after 30, 60 and 120 day incubation. The soil microbial biomass and the biological activity of the samples were characterized by chloroform fumigation extraction method and the with fluorescein-diacetate hydrolysis, as well. The relationships between the soil physical, chemical and microbiological characteristics of the connections of contaminated soil were examined.

Bevezetés

Magyarországon 1942-ben üzembe helyezett Ajkai timföldgyár profilja a timföldgyártás, hidrát és timföld termékek, alumínium ötvözetek előállítására. A timföldgyártás (Bayer-eljárás) melléktermékként keletkező lúgos kémhatású vörösiszap egy kis hányada hasznosítható (téglagyártás, talajjavítás, útépités, stb.), nagy része azonban – a nemzetközi gyakorlatban is elfogadott és elterjedt

módon – ideiglenes elhelyezésre kerül iszaptározókban, hatóságilag ellenőrzött körülmények között. Ennek ellenére 2010. október 4-én átszakadt a MAL Zrt. X. vörösiszap tározó kazetta É-Ny-i gátja, amelynek következtében 600-700 ezer m³ vörösiszap és lúgos víz elegye ömlött a környező területekre (megközelítőleg 800 ha), Kolontár, Devecser, Somlóvásárhely települések és az ezeket övező mezőgazdasági területein emberi, környezeti és természeti károkat okozva.

A vörösiszap kémhatása erősen lúgos (pH 12-14), maradvány ásványként jelentős mennyiségű vasoxidot – mint hematit (Fe₂O₃), goethit, (alfa-FeOOH), böhmít (gamma-AlOOH) és kvarcot (SiO₂) – tartalmazhat a bauxit eredeti összetételétől függően. Viszonylag magas fémtartalma (1. táblázat) ellenére azonban jelenleg nincs gazdaságos és hatékony hasznosítási technológia, amellyel feldolgozható lenne.

1. táblázat. A vörösiszap fémtartalma (MTA Kémiai Kutató Központ Anyag és Környezetkémiai Intézet összefoglalója)

Minták	Vörösiszap fémtartalma (mg/kg)						
	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn
MTA KK AKI 2010.10.05	135-144	n.d.	632-677	1,64-8,59	192-219	189-195	47,9-56,7
MTA KK AKI 2010.10.05	33,4-35,7	n.d.	83,4-85,8	n.d.	64,3-73,1	43,2-53,9	36,8-43,6
Bálint Analitika 2010.10.05	43,6-44,5	2,30-2,42	689-721	0,54-0,67	281-289	80,9-83,2	142-155
Bálint Analitika 2010.10.05	27,9-32,3	0,24-0,34	57,6-74,5	0,18-0,28	26,3-36,4	7,52-11,8	64,2-77,9
MÁFI 2010.10.06	81,6-131	0,82-1,44	360-694	0,61-2,83	143-322	96,2-177	108-172
Határértékek szennyvíziszapra	75	10	1000	10	200	750	2500

n.d. nem mérhető

A vörösiszap a 102/1996 (VII. 12.) Kormányrendelet értelmében még II. osztályú veszélyes anyagnak minősíthető volt, az azóta érvénybe lépő EU rendelet (2001) értelmében azonban - az EWC Európai hulladék Katalógus alapján - nem veszélyesnek minősített (azonosító EWC 010309).

A haváriát követően a környezeti, természeti és humánegészségügyi kockázatok felmérése megtörtént. A vörösiszap radioaktív veszélyességét szakértői csoportok cáfolták (MTA OSSKI, Központi Fizikai Kutatóintézet; PE szakértői csoport; Magyar Honvédség Havária Laboratóriuma, stb.).

A Pannon Egyetemen végzett vizsgálatok eredményei alapján a vörösiszap kiszáradásával keletkező szállópor, belélegezve, lúgos kémhatása és a magas finom frakció aránya miatt jelenthet humánegészségügyi kockázatot.

Az MTA TAKI és a MÁFI egy független szakértő laboratórium bevonásával (Bálint Analitika Kft.) végeztek vizsgálatokat. A területről vett szennyezett és kontroll minták vizsgálati eredményei alapján a terület talajainak felső 10 cm-re szennyeződött el és a nátrium felhalmozódás is csak a felső 30 cm-es rétegben jelent meg. A területet szennyező vörösiszap minták desztillált víz és ammónium acetátos, illetve Lakanen Erviö-féle kivonószerrel mérhető kioldható nehézfém tartalma csekély, nem haladta meg a szennyvíziszapokra vonatkozó határértéket (MSZE 21420-31). Az összes kioldható elemtartalom 1 % alatt volt, tehát nem tekinthető jelentős mennyiségűnek. Az ökotoxikológiai vizsgálatok (gyökerezés gátlás, aerob sejtszám, lumineszcencia gátlás), kismértékű hatást mutattak (ANTON et al., 2011).

Az Ajkai iszaptározó sérülésekor (a Marcal és a Torna öntésterületein elhelyezkedő) szennyezett területre jellemző homok fizikai féleségű öntésanyag csak helyenként tartalmaz iszapos, agyagos közberétegzéseket. Mivel a korábban szakirodalomban publikált vizsgálati eredmények is jórészt homok fizikai féleségű mintákkal történtek, eredményeik segíthetik lehetséges környezeti hatások és következmények kiértékelését.

Számos kutatás során kimutatták a Fe és Al oxihidrátok alkalmazhatóságát a talajjavításra nehézfém szennyezés esetén (LOMBI et al. 2004; CARLSON et al., 2002), meszezéssel kombinált alkalmazással is (pl. LEE et al., 2011). VARNAVAS (2005) görögországi vizsgálati eredményei alapján a vörös iszap mellett szerves anyag és mész együttes adagolását javasolta a növényi növekedéshez optimális mértékű pH-csökkenés eléréséhez.

A vörösiszap hatására a talajban lévő különböző formájú foszfor vegyületek feltáródhatnak, nőhet a növények számára felvehető mennyiség (SUMMERS et al., 1993), javulhatnak a homoktalajok vízgazdálkodási tulajdonságai (pl. BAROW, 1982); savanyú talajokon, semlegesítő hatása miatt javasolt (pl. KOCH & BELL, 1983).

A hazai és nemzetközi szakértői csoportok vizsgálati eredményei szerint elsődleges kockázatot a vörös iszap magas NaOH tartalma jelenthet, amely a talajban szikesedési folyamatokat indíthat be, befolyásolhatja a növényi toxikus elem- és a tápanyagfelvételt, illetve megváltoztathatja a talaj, mint élőhely funkcióit (GRUIZ et al, 2011; RUYTERS et al., 2011).

A lúgos kémhatású szennyező anyagok okozta hatások (talajszerkezet romlás, Na⁺ adszorpció, stb.) megelőzésére, csökkentésére a települési és mezőgazdasági területek egy részén nagy mennyiségű gipszet jutattak ki. Mivel a szennyezett területek kármentesítésére a talajcsere költséges lett volna, így a szakértői csoportok inkább a vörösiszap letermelését és – a későbbi porzás megelőzésére – minél korábbi növényi beültetést, humusz és talajjavító anyagok kijuttatását javasolták. A hosszabb távú hatások felmérésére mind a hazai, mind nemzetközi kutatások indultak.

Napjainkban számos kutatás történt az aggregátum stabilitás, a talaj szervesanyag és szerves széntartalma, illetve ezek frakciói közötti összefüggések feltárására, néhány esetben vizsgálva ezek hatását a mikrobiológiai paraméterek alakulására különböző művelési módok, eljárások mellett (KANDELER & MURER, 1993; MAEDER et al., 2002; stb.). Környezetvédelmi céllal azonban eddig kevés ilyen vizsgálat történt. A szakirodalomban található tanulmányok nagy része nehézfém szennyezett talajok vörösiszappal történő javításának hatását vizsgálta a talaj mikrobiális enzim aktivitására.

Magyarországon az MTA TAKI és a PE GK együttműködésével egy vizsgálat sorozat indult, melyben a vörösiszap hosszabb távú hatásait vizsgáltuk a szennyezett terület mellől kontrollként vett talajmintákból készített talajoszlopok fizikai kémiai és mikrobiológiai paramétereire 30, 60 és 120 nap inkubációs időt követően. Ezek a paraméterek a következők voltak: kationcserélő kapacitás, aggregátum stabilitás, humusz tartalom, humusz minőség, mikrobiális biomaszatömeg és biológiai aktivitás (FDA aktivitás). A paraméterek meghatározása mellett vizsgáltuk azok egymással való összefüggéseit is.

Anyag és módszer

A talajmintákat egy, a Devecser település melletti szennyeztelen területen feltárt talajszelvény genetikai szintjeiből vettük, mely genetikai típusát tekintve humuszos öntés talaj (FAO besorolás szerint: *Haplic Fluvisol Eutric Arenic*), semleges kémhatású, alacsony mésztartalmú, homok-homokos vályog fizikai féleségű, közepes humusztartalmú.

A szelvény szintjeiből származó talajmintáknak - légszáraz nedvességtartalomig történő szárítást, darálást, szitálást és, homogenizálást követően - meghatároztuk az alapvizsgálati paramétereit (humusz és mésztartalom, mechanikai összetétel - MSZ-08 0205-78; pH_{Dv} , pH_{KCl} , KA), kationcsere kapacitását (CEC) és Hargitai módszertana szerint a humusz minőséget (BUZÁS, 1993). A talajminták aggregátum-stabilitását MURER és munkatársai módszertana szerint mértük (1993). Az aggregátum stabilitás mérésnél kapott %-os érték az eredetileg bemért talaj százalékos mennyisége, ennyi nem iszapolódot el az eredeti aggregátumokból. A kísérletben használt talajok talajfizikai/kémiai jellemzőit összesítve a 2. táblázat mutatja be.

Ezt követően azonos térfogattömegű talajoszlopokat készítettünk az eredeti rétegzettségnek (0-30 cm; 30-50 cm; 50-80 cm és 80-100 cm) megfelelően 100 cm hosszú PVC-csővekbe. A vizsgálatokhoz összesen 12 db egyforma talajoszlopot készítettünk.

A talajoszlopok tetejére 10 cm vörösiszapot rétegeztünk, amelynek nedvességtartalmát - a helyszíni mintavételből meghatározott 38% szárazanyag

tartalom alapján állítottunk be. A katasztrófa idején a talajok telített állapotúak voltak, ezért az oszlopokat csapvízzel telítettük a maximális vízkapacitásig. A helyszínhez közeli meteorológiai állomás adatai alapján a beállítás napjától kezdve a csapadékeseményeknek megfelelő csapvizet adagoltunk a talajoszlopokra. A talajból elszivárgó vizet felfogtuk, mértük annak mennyiségét és minőségét is.

A talajfizikai és kémiai, illetve a mikrobiológiai vizsgálatokat 30, 60 és 120 nap elteltével végeztük el, mindig három-három oszlop bontásából származó mintákkal, rétegenként.

2. táblázat A kísérletben használt talajok talajfizikai/kémiai jellemzői

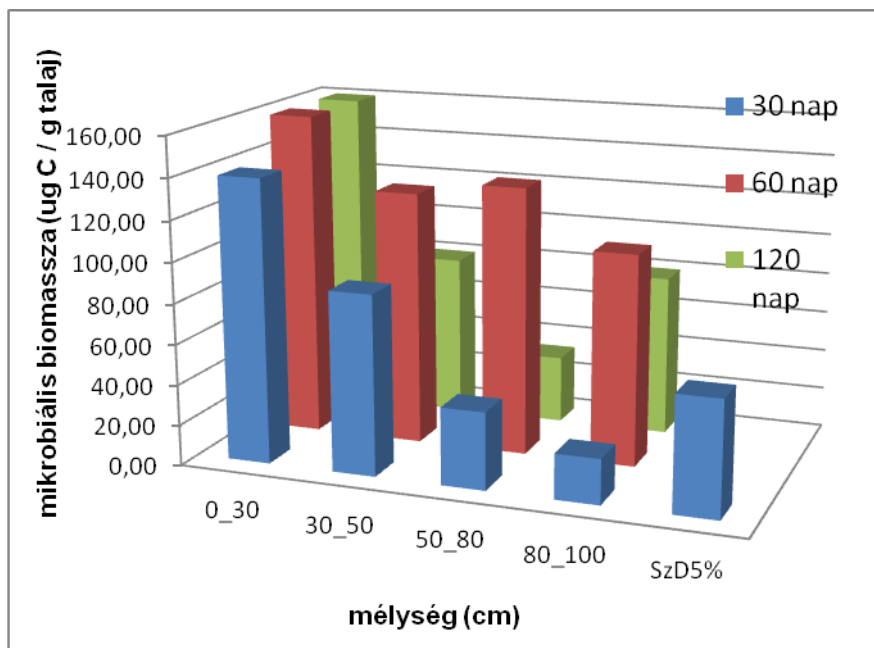
Réteg	mélység (cm)	mész-tartalom (%)	humusz-tartalom (%)	Q érték (humusz minőség)	aggregátum stabilitás	K_A	pH _(0V)	pH _(KCl)	S-érték (mgé/100 g talaj)	T-érték (mgé/100 g talaj)
-	iszap	-	-	-	-	-	10,21	9,86	-	-
1	0_30	1,29	2,18	1,3	31,87	29,0	7,06	6,45	10,75	9,32
2	30_50	0,04	1,33	6,63	11,47	24,5	7,07	6,28	11,22	9,96
3	50_80	0,18	0,53	4,08	6,18	32,0	7,46	7,07	11,6	9,61
4	80_100	1,32	0,32	3,47	3,45	29,0	7,89	7,44	8,55	7,27

A mikrobiális biomassa (mbioC) mennyiségét kloroform fumigációs módszerrel (VANCE et al., 1987) határoztuk meg, a biológiai aktivitást jellemző fluorescein diacetát bontó aktivitás (FDA) méréseket ALEF és NANNIPIERI (1998) módszere szerint végeztük (HELIOS γ típusú spektrofotométeren). A kloroform fumigációs módszer széles körben elfogadott a hazai és nemzetközi gyakorlatban, az FDA aktivitás mérés külföldi elismertsége mellett egyre jobban terjed a hazai gyakorlatban a mikrobiológiai aktivitás jellemzésére (VILLÁNYI et al., 2006; SZILI-KOVÁCS et al., 2009).

Eredmények

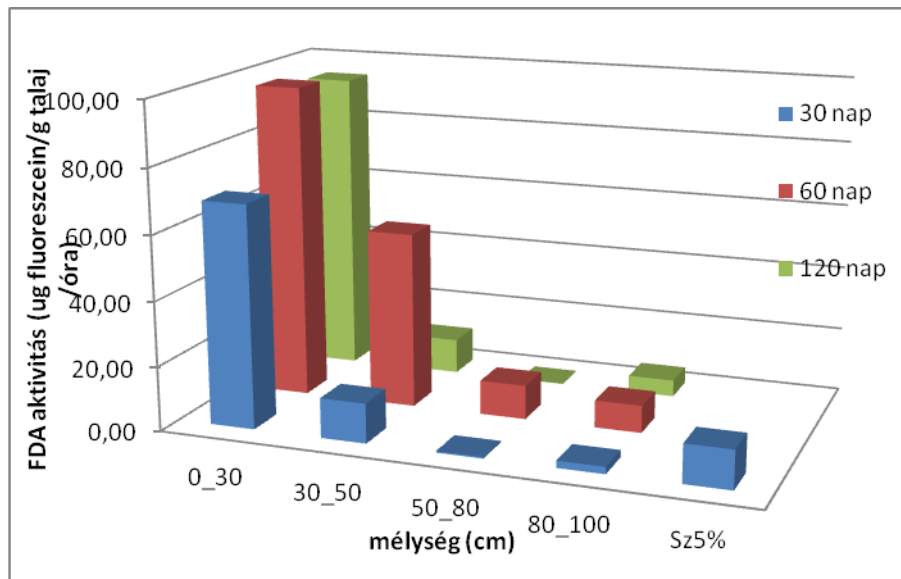
A talajoszlopok négy rétegéből vett mintákat három eltérő időpontban vizsgáltuk, a mikrobiológiai eredményeket összefoglalóan az 1. és 2. ábra mutatja be. Az elvégzett kéttényezős (mélység, inkubációs idő) varianciaanalízis eredménye szerint mindkét tényező szignifikánsan hat mind a mikrobiális biomassa tömegére, mind az aktivitására. A két tényező kölcsönhatása is szignifikáns hatású. A növekvő mélységgel csökken a mikrobiális biomassa tömeg (rétegenként az átlagok: 158 - 109 - 93 - 83 μ g

C^*g^{-1} talaj), ez a csökkenés a harmadik és negyedik réteg között nem szignifikáns. A mikrobiális biomassza időbeli változását vizsgálva azt tapasztaljuk (időpontként az átlagok: 72 - 140 - 112 $\mu g C^*g^{-1}$ talaj), hogy értéke a 60. napi mintákban a legnagyobb, de a 120. napon sem esett vissza a 30. napon mért értékekre.



1. ábra. Mikrobiális biomassza tömeg a mélység és az inkubációs idő függvényében

A növekvő mélységgel csökken a FDA aktivitás is, hasonlóan a biomasszához, a csökkenés mértéke azonban jóval nagyobb annál (rétegenként az átlagok: 94 - 37 - 6 - 6 μg fluoreszcein $^*g^{-1}$ talaj $^* h^{-1}$). A harmadik és negyedik réteg aktivitása között nincs különbség. Az FDA aktivitás időbeli változása is hasonló a mikrobiális biomasszáéhoz, de a 120. napon a visszaesés mértéke kisebb (időpontként az átlagok: 21 - 61 - 50 μg fluoreszcein $^*g^{-1}$ talaj $^* h^{-1}$).



2. ábra. FDA aktivitás a mélység és az inkubációs idő függvényében

A kísérlet beállításakor nem készült olyan talajoszlop, amelyet vörösiszap helyett vízzel kezeltünk volna. Ez nehezebbé teszi a vörösiszap biológiai hatásának felmérését. A legfelső, szervesanyagban leggazdagabb rétegben a mikrobiális biomassa és aktivitás nem csökken az inkubációs idővel, ami azt mutatja, hogy az adott körülmények között a vörösiszap hosszú távon nem károsítja a mikroorganizmusokat. A hiányzó kontroll részleges pótlásaként a szakirodalomban található értékekhez is hasonlíthatjuk az általunk mért értékeket. Fluvisol talajban FRIEDEL és SCHELLER (2002) $155 \mu\text{g C}^* \text{ g}^{-1}$ talaj mikrobiális biomaszatömeget mért, de található közlemények $355\text{-}362 \mu\text{g C}^* \text{ g}^{-1}$ talaj (KIEM & KANDELER, 1997), $210\text{-}240 \mu\text{g C}^* \text{ g}^{-1}$ talaj (HABEKOST et al., 2008) értékekkel is. A mikrobiális biomaszatömeg jelentős szezonális ingadozást mutat, a talajok is különbözőek, ez nehezíti az összehasonlítást. A mikrotömegre tett megállapítások nem zárják ki, hogy a vörösiszapkezelés jelentős hatással volt a talajban élő mikrobaközösség összetételére, mert ezt az általunk használt módszerekkel nem tudtuk vizsgálni. Erre a célra más vizsgálati módszerek használhatók, pl. a genetikai vagy a metabolikus diverzitás mérése, (SZILI-KOVÁCS et al., 2011)

A mért biológiai változók (mikrobiális biomassa és FDA aktivitás, valamint a fizikai és kémiai talajtulajdonságok (humusztartalom, pH, aggregátum stabilitás, T-érték, S-érték) között korrelációanalízist végeztünk. A korrelációanalízist az összes adat felhasználásával végeztük. A mélység (talajréteg) és az inkubációs idő hatása nem szétválasztható ezzel a módszerrel, de a biológiai változók és a

fizikai és kémiai talajtulajdonságok közötti kapcsolatok jól vizsgálhatóak. Az eredményeket a 3. táblázat mutatja be.

A mikrobiális biomasszatömeg és az FDA aktivitás pozitívan korrelál a humusz mennyiségével, az S- és T-értékkel, és természetesen egymással is. Negatívan korrelálnak a humuszminőséggel, a $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ értékével, és a mikrobiális biomasszatömeg az aggregátum stabilitással is. Ez utóbbival az FDA aktivitás is negatívan korrelál, de ez nem szignifikáns. Az eredmények elemzésénél figyelembe kell venni, hogy a talajoszlopokban a víztelítés és az állandó iszaporítás miatt anaerob körülmények uralkodtak.

A mikrobiális biomasszatömeg, FDA aktivitás és humuszmennyiség kapcsolatai megfelelnek a szakirodalomban leírtaknak, és az általánosan elfogadott elméletnek is, amely szerint a talajban a mikrobák növekedésének egyik fő meghatározója a szervesanyag tartalom (TATE, 2000). Kísérletünkben a humusztartalom értékei 0,28 és 2,7% között változtak.

A humusz minőségének jellemzésére használt érték (Q stabilitási szám) minél nagyobb, annál nagyobb a stabil, kedvező minőségű humuszvegyületek aránya. Kísérletünkben értéke 0,45 és 5,7 között változott. A mikroorganizmusok elsősorban a könnyen lebontható humuszvegyületeket képesek hasznosítani, ez magyarázza a humuszminőség és a mikrobatömeg közti negatív korrelációt. Ez a hatás egyértelmű a kísérletünkben, de ezt általánosítani hosszabb időtartamra, vagy más körülményekre véleményünk szerint nem megalapozott.

S-érték (kicserélhető kationok összege) és T-érték (kationcserélő kapacitás) a talajkolloidok (humusz és agyagásványok) felszínének töltését jellemzi. A magasabb kationcserélő kapacitás magasabb humusz és agyagásványtartalmat is jelent. A magasabb humusztartalom viszont nagyobb mikrobiális tömeggel és aktivitással jár együtt, ez magyarázza a pozitív korrelációjukat az S- és T-értékekkel. Az S-értékek 9,9-15,0, a T-értékek 7,2-13,5 mgé/100 g talaj között változtak kísérletünkben.

Az aggregátumstabilitás és a mikroorganizmusok tömege és aktivitása közötti kapcsolat kísérletünkben nehezen magyarázható. Általánosan elfogadott, hogy az aggregátumképződésért a mikroorganizmusok által termelt nyálkaanyagok és a gombák hifái is felelősek (TISDALL & OADES, 1982, JASTROW & MILLER, 1991; OADES, 1994). Ennek alapján azt várnánk, hogy a nagyobb mikrobiális biomasszatömeg nagyobb aggregátumstabilitást is jelent, de ennek az ellentétét mértük kísérletünkben. Eredményeinket azzal magyarázhatjuk, hogy a vörösiszap szennyezés – elsősorban a Na^+ ionok dezaggregáló hatása miatt - nagyobb szerkezetromlást okozott, mint amekkorát a mikrobák növekedése ellensúlyozni tudott. A szennyezés hatása a felső rétegben volt a legerősebb, ott, ahol a mikrobák is a legnagyobb mennyiségben voltak jelen.

A talajoszlop rétegeiben a mikrobiális biomasszatömeg és aktivitás is negatívan korrelál a pH értékével. A talajok kémhatása kísérletünkben pH 6,6 és 7,6 között változott. A kémhatásváltozás a talajban az 1 pH értéknél nagyobb volt, de az elemzésben azokat az értékeket használtuk, amelyeket a talajrétegek

egészére (20 vagy 30 cm) mértünk. A felső rétegből végeztünk 10 cm-enként is méréseket, jelentősebb kémhatásváltozást megállapítva. Legnagyobb mértékben a felső talajrétegben változott az eredeti kémhatás, ott ahol a mikroorganizmusok a legnagyobb számban éltek, a talaj szervesanyag tartalmának megfelelően. A pH hatásáról a mikroorganizmusokra számos közlemény található, általános következtetéseket azonban (a szélsőséges kémhatásokon kívül) nem lehet levonni.

3. táblázat. Korrelációs koefficiensek a fizikai, kémiai és biológiai talajtulajdonságok között. A korreláció szignifikáns * = 0,05, **=0,01 szinten.

	mbioC	FDA	Humusz %	Q érték (humusz minőség)	pH _(KCl)	Aggregátum stabilitás	T-érték	S-érték
mbioC	1	0,448**	0.450**	- 0.366**	- 0.267**	- 0.319**	0.460**	0,455**
FDA		1	0.918**	- 0.639**	- 0.230**	-0.016	0.578**	0.529**
Humusz %			1	- 0.688**	- 0.348**	0.058	0.596**	0.515**
Q érték (humusz minőség)				1	0.045	0.145*	- 0.460**	- 0.307**
pH_(KCl)					1	- 0.234**	- 0.249**	- 0.381**
Aggregátum stabilitás						1	- 0.258**	-0.007
T-érték							1	0.688**
S-érték								1

Következtetések és javaslatok

Kísérleti eredményeink alapján megállapíthatjuk, hogy a talajt ért magas pH értékű szennyezés nem pusztította el a talaj mikroorganizmusait, azok hosszú távon (kísérletünkben 120 nap) is képesek voltak alkalmazkodni a megváltozott körülményekhez.

A pH_(KCl), humuszminőségi koefficiens (Q) és aggregátum stabilitás negatívan korrelált a mikrobiális biomassa tömegével és aktivitásával. Ezek az

összefüggések, különösen az aggregátumstabilitásra vonatkozó, kísérleti körülményeink között jellemzőek, és a vörösiszap szennyezés okozta talajszerkezet romlással magyarázhatók.

A humusztartalom, S-érték és T-érték pozitívan korrelált a mikrobiális biomassza tömegével és aktivitásával, ez megfelel az irodalomban leírtaknak és a széleskörűen elfogadott elképzeléseknek.

Irodalomjegyzék

- ALEF, K. & NANNIPIERI, P. (eds.) 1998. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press Limited, London
- ANTON, A., GRUIZ, K., MARTH, P., NÉMETH, T. & SZABÓ, J., 2011. Az elsődleges környezeti kockázatbecslést megalapozó talajvizsgálatok. „Vörösiszap katasztrófa: következmények és tapasztalatok” Konferencia, 2011. március 1. Budapest
- BARROW, N. J., 1982. Possibility of using caustic residue from bauxite for improving the chemical and physical properties of sandy soils. *Aust. Agric. Res.* **33**, 275-85.
- BUZÁS I. (szerk.) 1993. *Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertan I-II*.
- CARLSON, L., BIGHAM, J.M., SCHWERTMANN, U., KYEK, A. & WAGNER, F., 2002. Scavenging of As from acid mine drainage by Schwertmannite and ferrihydrite: a comparison with synthetic analogues. *Environ. Sci. Technol.* **36**, 1712–1719.
- FRIEDEL, J.K. & SCHELLER, E. 2002. Composition of hydrolysable amino acids in soil organic matter and soil microbial biomass. *Soil Biol Biochem*, **34**, 315-325.
- GRUIZ, K., FEIGL, V., KLEBERCZ, O., ANTON, A. & VASZITA, E., 2011. Environmental risk management of red mud contaminated land. <http://enfo.agt.bme.hu/drupal/en/gallery/2472>
- HABEKOST, M., EISENHAEUER, N., SCHEU, S., STEINBEISS, S., WEIGELT, A. & GLEIXNER, G. 2008. Seasonal changes in the soil microbial community in a grassland plant diversity gradient four years after establishment. *Soil Biol Biochem* **40**, 2588–2595.
- JASTROW, J. D. & MILLER, R. M. 1991. Methods for accessing the effects of biota on soil structure. *Agric. Ecosyst. Environ.* **34**, 279-303.
- KANDELER, E. & MURER, E. 1993. Aggregate stability and soil microbial processes in a soil with different cultivation. *Geoderma*. **56**, 503-513.
- KIEM, R. & KANDELER, E. 1997. Stabilization of aggregates by the microbial biomass as affected by soil texture and type. *Applied Soil Ecology* **5**, 221-230.
- KOCH, J.M. & BELL, D.T., 1983. Amelioration of Acidic Coal Mine Overburden from Collie, Western Australia. *Reclamation and Revegetation Research* **2**, 155-165.
- LOMBI, E., HAMON, R.E., WIESHAMMER, G., MCLAUGHLIN, M.J. & MCGRATH, S.P., 2004. Assessment of the use of industrial by-products to remediate a copper- and arsenic-contaminated soil. *J. Environ. Qual.* **33**, 902–910.
- LEE, S-H, KIM, E.Y., PARK, H., YUN, J. & KIM, J-G., 2011. In situ stabilization of arsenic metal contaminated agricultural soil using industrial biomass. *Geoderma* **161**, 1-7.
- MAEDER, P., FLIEBBACH, A., DUBOIS, D., GUNST, L., FRIED, P. & NIGGLI, U. 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* **296**, 1694-1697.
- MURER, E.J., BAUMGARTEN, A., EDER, G., GERZABEK, M.H., KANDELER, E. & RAMPAZZO, N., 1993. An improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS), *Geoderma*, **56**, 539-547.

- OADES, J. M. 1994. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant Soil*. **76**. 319-337.
- RUUTERS, S., MERTENS, J., VASSILIEVA, E., DEHANDSCHUTTER, B., POLFIJN, A., SMOLDERS, E., 2011. **The Red Mud Accident in Ajka (Hungary): Plant Toxicity and Trace Metal Bioavailability in Red Mud Contaminated Soil. *Environmental Science & Technology* 45. 1616-1622.**
- SUMMERS, R.N., GUISE, N.R. & SMIRK, D.D., 1993. Bauxite residue (red mud) increases phosphorus retention in sandy soil catchments in western Australia. *Fertilizer Research* **34**. 85-94.
- SZILI-KOVÁCS, T., KÁTAI, J. & TAKÁCS, T. 2011: Mikrobiológiai indikátorok alkalmazása a talajminőség értékelésében. 1. Módszerek. *Agrokémia és Talajtan* **60**. 273-286.
- SZILI-KOVÁCS, T., ZSUPOSNÉ, O.Á., KÁTAI, J., VILLÁNYI, I. és TAKÁCS, T. 2009. Talajbiológiai és talajkémiai változók közötti összefüggések néhány tartamkísérlet talajában. *Agrokémia és Talajtan* **58**. 309-324.
- TATE, R. L. 2000. *Soil microbiology*. John Wiley & Sons Inc., New York.
- TISDALL, J. M. & OADES, J. M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* **33**. 141-163.
- VANCE, E. D., BROOKES, P. C. & JENKINSON, D. S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass. *Soil Biol Biochem.* **19**. 703-707.
- VARNAVAS, S.P., BOUFOUNOS, D. & FAFOUTIS, D., 2005. An investigation of the potential application of bauxite residue in soil/sediment remediation. *Proceedings of the 9th International Conference on Environmental Science and Technology, Rhodes Island, Greece, 1-3 september. 2005. A-1572-1577*
- VILLÁNYI I., FÜZY A., ANGERER I., BIRÓ B. 2006: Total catabolic enzyme activity of microbial communities. Fluorescein diacetate analysis (FDA). In: Jones, D. L. (ed.): *Understanding and modelling plant-soil interactions in the rhizosphere environment. Handbook of methods used in rhizosphere research. Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf.* p. 441–442.

Néhány talaj környezeti terhelhetősége; a humuszmennyiség és az FDA enzimaktivitás kezdeti monitoring eredményei

Domonkos Mónika¹, Ferenczy Antal⁴, Madarász Balázs¹, Forró Edit¹, Biró Borbála^{2,3}

¹BCE-KERTK Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék, Budapest; ²MTA Agrártudományi Kutatóközpont, TAKI Budapest; ³Dunaújvárosi Főiskola, MI, Természettudományi és Környezetvédelmi Tanszék; ⁴BCE-KERTK Matematika és Informatika Tanszék

Összefoglalás

A talajok környezetvédelmi kapacitás (EPC) értékeit vizsgáltuk 4 mintavételi helyszínen 10 talaj bevonásával 3 időpontban. A humusztartalom mennyiségi és minőségi analízise mellett egy összes enzim aktivitást jelző talajbiológiai paramétert, az FDA aktivitást is teszteltük. Statisztikai analízis segítségével korrelációt kerestünk a legfontosabb talajfizikai-kémiai és biológiai tulajdonságok és az EPC értékek alakulása között. A vizsgálatok az EPC érték számításánál igazolták a mélységi talajprofil mintázásának és figyelembevételének a szükségességét. Az FDA aktivitás humuszadatokkal való korrelációja azonban a mélységi profilban a feltalajjal ellentétben nem igazolódott, jelezvén a mélységi limitált talajbiológiai körülményeket.

Abstract

The environmental capacity values (EPC) were investigated at 4 sites in Hungary, on 10 sampling points at 3 different sampling times. Besides the humus quality and quantity measurements, the total catabolic enzymatic analysis was performed by fluorescein-diacetate (FDA) analysis. A statistical tool was used to study the correlation among the examined parameters and the calculated EPC. The necessity of whole soil-profile examinations was shown when calculating the EPC values of the studied soils. No correlation was found however among the EPC and the FDA values at the deeper soil-layers, showing a decreased soil biological activity at those circumstances.

Bevezetés

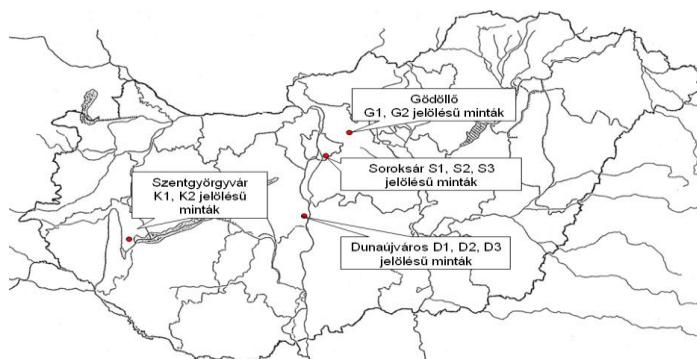
A talajok minőségének kialakulását számos fizikai-, kémiai-, mikrobiológiai tulajdonság befolyásolja. A talajminőség igen tág fogalom és értéke attól is függ, hogy a talajnak milyen funkciójához rendeljük hozzá (Várallyay, 2006). A talajminőség megállapításánál általában előnyben részesítik a fizikai-kémiai, műszeres méréseket, azok pontossága és megbízhatósága miatt. A talajminőség folyamatos biztosításában ugyanakkor a mikrobiológiai tulajdonságok szerepe is bizonyított (Biró, 2002; Szili-Kovács és Takács, 2008). A mikrobák igen fontosak a talaj szerves-anyagának mennyiségi és minőségi alakításában, ezért irányított módon, oltóanyagok formájában is számos esetben használják azokat a mezőgazdaságban és a környezetvédelemben (Biró, 2006). A szerves anyagok mennyisége és a talaj bizonyos módszerekkel történő mikrobiális aktivitása

között rendszerint pozitív összefüggést lehet kimutatni (Biró et al. 2010; Zsupos és Káta, 2002). A talajok humuszanyagainak az ökológiai szerepét a talaj környezetvédelmi funkciójának a betöltésében Forró (2005) vizsgálta 12 féle természetes talajon, majd a későbbiekben városi talajokon is. A városi környezetben igen változatos szerkezetű és összetételű talajokkal találkozhatunk, ami erős hatással lehet azok környezetvédelmi szerepének a betöltésére is (Farsang, 2011).

A vizsgálatok során kiemelt figyelmet kapott a környezetvédelmi kapacitás érték (EPC), amellyel a talajok terhelhetőségére következtethetünk a humuszanyagok mennyiségi és minőségi vizsgálata alapján. Jelen közleményben olyan talajokat választottunk, amelyek kertészeti termesztésre alkalmasak, de mezőgazdasági, környezetvédelmi, vagy a városiasodással összefüggésben ipari-közlekedési terhelésnek is ki vannak téve. Három talajtípus és 4 vizsgálati helyszín bevonásával tíz különböző mintavételi pontról mintáztunk szezonálisan. A szokásos fizikai-, kémiai méréseket mikrobiológiai vizsgálatokkal egészítettük ki, hogy keressük a tényezők közötti összefüggéseket, illetve a változások kimutatásának lehetőségét térben és időben. Célul tűztük ki továbbá a humuszosodási és mineralizációs folyamatok és bizonyos talajbiológiai tulajdonságok közötti kapcsolat feltárását is. A mérések eredményeit statisztikai módszerekkel feldolgozva a humuszminőség és a választott mikrobiális enzimaktivitás, valamint az egyéb vizsgált talajtani tulajdonságok közötti kapcsolatokra tudunk következtetni.

Anyag és módszer

A mintavételek három-havi rendszerességgel (1. mintavétel: 2012.02., 2. mintavétel: 2012.05., 3. mintavétel: 2012.08.) 10 ponton történtek (1. ábra, 1. és 2. táblázat) a 0-70 cm-es mélységből. A vizsgálatok során meghatároztuk a talajok legfontosabb fizikai és kémiai paramétereit, kiemelve a humusz mennyiségi meghatározását Tyurin szerint (Buzás 1988) és humuszminőséget a Hargitai (1955) által leírtak alapján.



1. ábra: A mintavételi pontok és jelölésük

1. táblázat: A talajok Munsell színskálával kimutatott tulajdonságai a 10 mintavételi ponton az 1. mintavételkor (2012.02.)

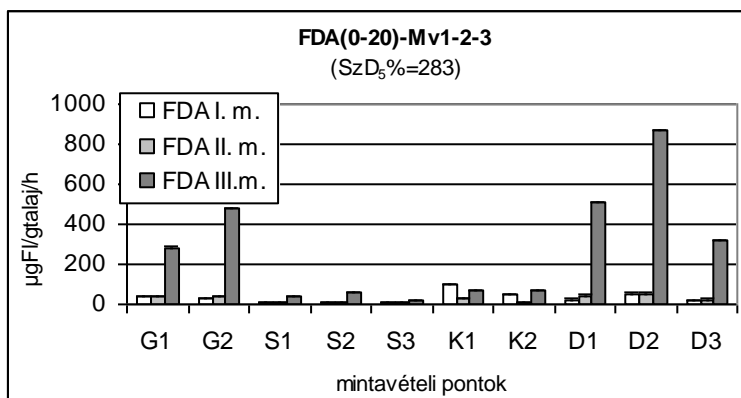
Jelölés	Száraz szín	Szín leírás	Nedves szín	Szín leírás
G1	10YR 5/2	Szürkésbarna	10YR 3/2	N. sötétszürkésbarna
G2	10YR 4/2	Sötét szürkésbarna	10YR 3/2	N. sötétszürkésbarna
S1	10YR 5/1	Barnásszürke	10YR 3/1	N. sötétszürke
S2	10YR 5/2	Szürkésbarna	10YR 3/2	N. sötétszürkésbarna
S3	10YR 5/3	Sárgásbarna	10YR 3/3	Sötétbarna
K1	2,5Y 7/4	Világossárga	2,5Y 4/2	Sötét szürkésbarna
K2	2,5Y 7/4	Világossárga	2,5Y 4/2	Sötét szürkésbarna
D1	10YR 4/1	Sötétszürke	10YR 3/1	N. sötétszürke
D2	10YR 4/2	Sötét szürkésbarna	10YR 3/1	N. sötétszürke
D3	10YR 4/1	Sötétszürke	10YR 3/1	N. sötétszürke

2. táblázat: A talajok legfontosabb fizikai-kémiai tulajdonságai a 10 mintavételi ponton (2012.02.)

Jelölés	K _A	pH (H ₂ O)	CaCO ₃ %	H%	Hidrolizált N mg/100g t	AL-K ₂ O mg/100g t	AL-P ₂ O ₅ mg/100g t
G1	34	6,7	0,3	3,1	16	32	4
G2	34	6,6	0,5	3,0	11	57	6
S1	29	7,4	2,5	3,7	15	69	140
S2	29	7,5	2,1	3,4	13	45	139
S3	29	7,7	2,3	3,3	12	69	122
K1	40	6,1	0,6	2,7	12	106	19
K2	37	5,9	0,5	2,0	11	118	8
D1	40	7,6	3,2	4,3	13	131	16
D2	42	7,8	7,0	4,8	10	106	18
D3	38	8,0	3,7	3,4	11	106	46

Eredmények

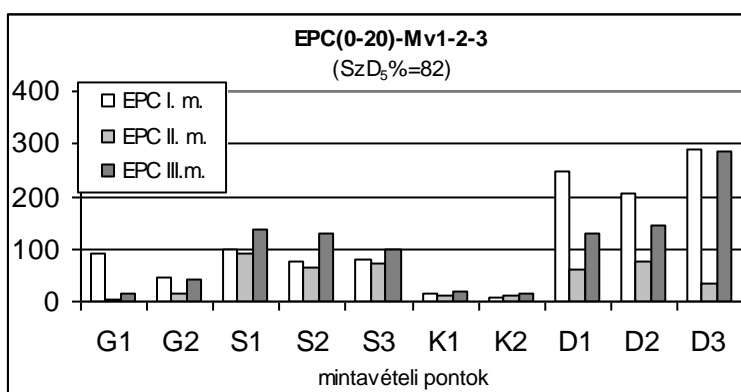
A három mintavételi időszak között nagyobb különbségek adódtak a mintavételi helyek talajai között, mint ami a szezonalitásból következtethető lenne (2. ábra). A legnagyobb eltérést a D jelű mintáknál tapasztaltuk. A különféle szennyeződéseknek és terheltségnek kitett Dunaújvárosi talajoknál a 3. mintavételkor az addig mért enzimaktivitás értékek többszörösét kaptuk, ahol a humusz mennyisége (H%) és az FDA enzimaktivitás között pozitív korreláció adódott.



2. ábra: FDA aktivitás alakulása a feltalajban három mintavételi időpontban (I. mv.: 2012.02., II. mv.: 2012.05. III. mv.: 2012.08.)

A környezetvédelmi kapacitás értékeket (EPC) a humusz mennyisége (H%), a humusz stabilitási szám (Q) és a humuszrétegek vastagsága (D, cm-ben) alapján számítottuk az $EPC=H\% \times Q \times D$ képlettel (Forró, 2005).

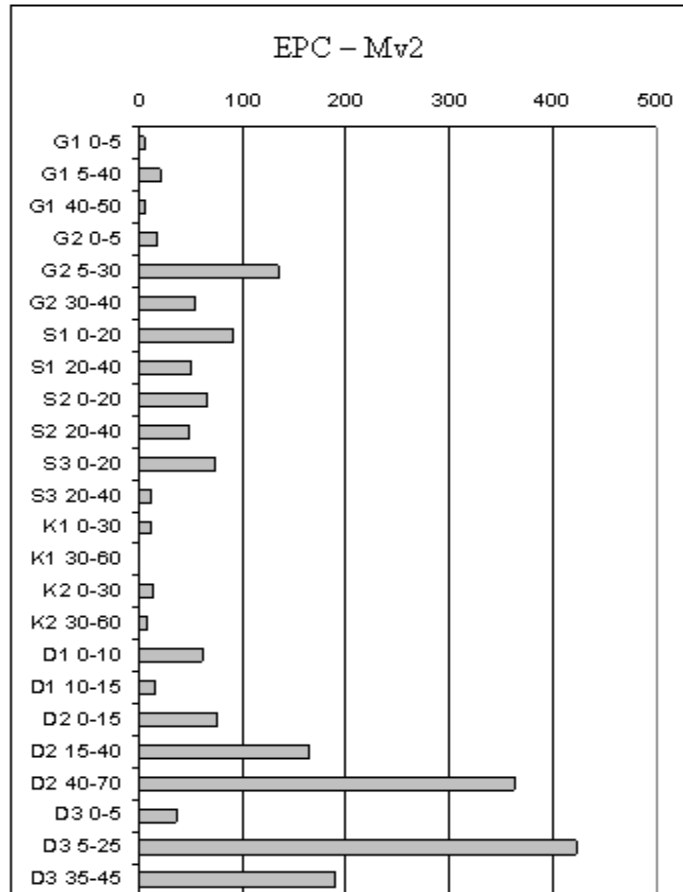
A feltalajok EPC értékének összehasonlításakor (3. ábra) kapott különbségek mutatják, hogy mely talajtípusok a leginkább ellenállóak a környezeti változásokra a felső talajréteg eredményei alapján. Megállapítható, hogy a legkevésbé ellenállóak a K jelölésű erodált barna erdőtalajok, míg a leginkább ellenállóak a D jelölésű csernozjom talajok bizonyultak.



3. ábra: Környezetvédelmi kapacitás értékek (EPC) a 10 mintavételi pont feltalajában (0-20 cm), három mintavételi időpontban (I. mv.: 2012.02., II. mv.: 2012.05. III. mv.: 2012.08.)

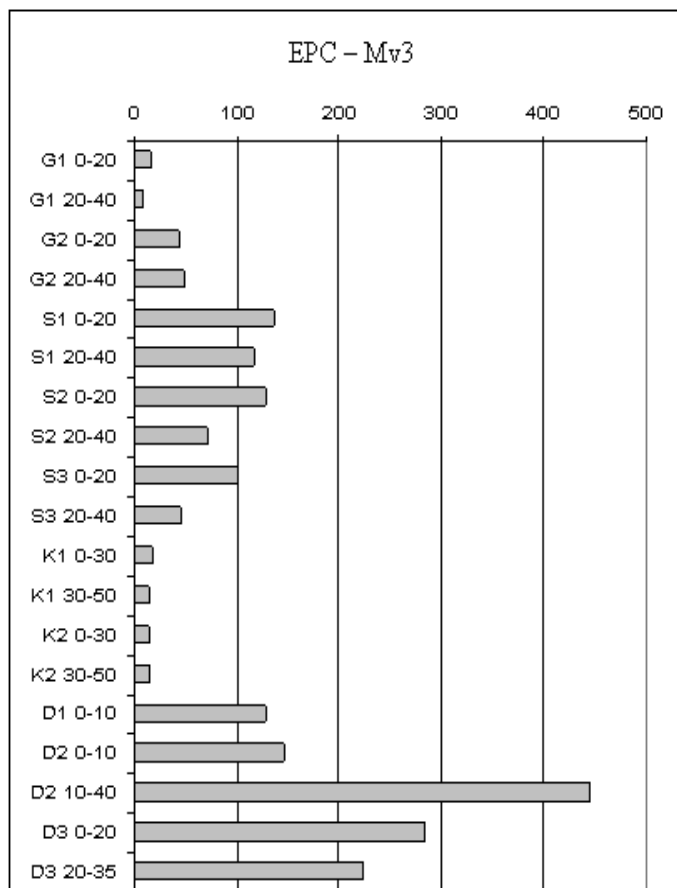
A talajok EPC értékeinek alakulását a mélyebb talajprofilból is vizsgáltuk. A talajban az egyes talajszintek terhelhetősége között is nagy különbségek

adódtak (4. ábra). Az erdőtalajoknál (G jelű minták) a nagyobb kapacitás értéket a második talajsztinben kaptuk, míg a homoktalajoknál (S jelű minták) az első talajsztin terhelhetősége adódott nagyobbaknak, azaz ott lehetett magasabb értékeket kimutatni, ahol stabilabb humuszanyagok voltak jelen.



4. ábra: Környezetvédelmi kapacitás értékek a 10 mintavételi talajprofilban bemutatva a 2. mintavételkor (2012.05.)

Az erodált erdőtalajoknál (K jelű minták) minimális eltérést mértünk a talajsztin között, ugyanakkor a szennyezésnek leginkább kitett csernozjom talajokban (D jelű minták) találtuk a legnagyobb különbségeket. A 3. mintavételkor (5. ábra) is hasonló lefutást tapasztaltunk az EPC értékekben, mint a 2. mintavételkor. Az EPC értékek alakulására erős befolyással a mintázott réteg vastagsága bizonyult. Módszertani szempontból ezért figyelembe veendő szempont a továbbiakban az egyenletes mélységű, 20 cm-es rétegenkénti mintázás kialakítása.



5. ábra: Környezetvédelmi kapacitás értékek (EPC) a 10 mintavételi ponton talajprofilban bemutatva a 3. mintavételkor (2012.08.)

A statisztikai kiértékelést az Excel programon kívül az SPSS programban is lefuttattuk. A 3. táblázatban bemutatott Pearson-féle korreláció analízis alapján a talajok mésztartalma korrelált leginkább pozitívan ($r=0,572-0,893$) a környezetvédelmi kapacitás értékkel és a humusztartalommal. A mikrobiológiai tulajdonságok közül választott (Villányi et al. 2006.) fluoreszcens diacetát analízis (FDA) ugyanakkor a mélységi profilok vizsgálatánál nem mutatott összefüggést az általunk vizsgált fizikai-kémiai paraméterekkel. Ennek okát abban látjuk, hogy ahol a humuszanyagok stabilabbak, ott kevésbé van aktív mikrobiológiai bontás, így a környezetvédelmi kapacitás érték és a humuszállapot az intenzívebb anyagcserével jellemzett feltalajjal ellentétben fordítottan arányos is lehet az enzimaktivitás értékekkel.

3. táblázat: A Pearson-féle korreláció analízis eredményei, a pozitív korrelációk kiemelésével

(EPC – környezetvédelmi kapacitás érték, H – humusz %, Ca – CaCO₃ %, FDA – összes enzimaktivitás; 1, 2, 3 – Mintavételi időpontok a 2. és 3. ábrán jelöltek szerint).

Korrelációk												
	EPC 1	EPC 2	EPC 3	H1	H2	H3	Ca1	Ca2	Ca3	FDA 1	FDA 2	FDA 3
EPC1	1	,376	,835	,72 1	,62 2	,69 4	,72 9	,769	,79 9	-,310	,335	,575
EPC2	,376	1	,540	,70 9	,59 3	,56 5	,67 2	,572	,70 3	-,604	-,306	,089
EPC3	,835	,540	1	,54 8	,42 5	,50 3	,68 3	,708	,78 4	-,483	-,138	,236
H1	,721	,709	,548	1	,89 3	,80 9	,85 5	,806	,84 2	-,296	,423	,683
H2	,622	,593	,425	,89 3	1	,75 7	,75 5	,874	,71 5	-,413	,475	,807
H3	,694	,565	,503	,80 9	,75 7	1	,76 4	,779	,81 6	-,134	,361	,620
Ca1	,729	,672	,683	,85 5	,75 5	,76 4	1	,769	,96 7	-,197	,264	,655
Ca2	,769	,572	,708	,80 6	,87 4	,77 9	,76 9	1	,77 0	-,428	,319	,712
Ca3	,799	,703	,784	,84 2	,71 5	,81 6	,96 7	,770	1	-,282	,159	,552
FDA 1	-,310	-,604	-,483	-,30	-,41	-,13	-,20	-,43	-,28	1	,449	,082
FDA 2	,335	-,306	-,138	,42 3	,47 5	,36 1	,26 4	,319	,15 9	,449	1	,836
FDA 3	,575	,089	,236	,68 3	,80 7	,62 0	,65 5	,712	,55 2	,082	,836	1

Következtetések

A környezetvédelmi kapacitás érték (EPC) számítása megmutatta, hogy a talajok környezetvédelmi terhelhetősége a humuszanyagok mennyisége és minősége mellett egyéb befolyásoló tényezőktől is függ, ami hangsúlyozza az általunk is bemutatott, teljes talajprofilból történő további vizsgálatok szükségességét.

Fontos tényezőnek bizonyult a talajszelek vastagsága és a humusz stabilitási érték mellett a talajok kalcium tartalma is. A mélységi mintázásnál a korábban kapott (Biró et al. 2010, 2012) feltalajban mért értékekkel ellentétben az FDA enzimaktivitás és a humuszmenyiség között nem, vagy csak igen gyenge korrelációt találtunk; ami többek között jelzi a lebontási folyamatok

korlátozottságát a mélyebb talajrétegekben. További mintavételezés és vizsgálatok szükségesek a humuszanyagok mennyisége, minősége valamint a talajok környezetvédelmi kapacitás értékét leginkább meghatározó talajbiológiai tulajdonságok közötti összefüggések feltárására.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a TÁMOP-4.2.2-08/1/2008-0016 számú projekt támogatását.

Irodalomjegyzék

- BIRÓ, B (2002): Talaj- és rhizobiológiai eszközökkel a fenntartható növénytermesztés és környezetminőség szolgálatában. *Acta Agronomica hungarica*, 50: 77-85.
- BIRÓ B. (2006): A környezeti állapot megőrzésének, indikálásának és helyreállításának mikrobiológiai eszközei a növény-talaj rendszerben. Akadémiai doktori értekezés és tézisei, pp. 105+28. MTA, Budapest
- BIRÓ B., DOMONKOS M, PUSZTAI P, RADICS L. (2010): Javítható az FDA talajbiológiai aktivitás egy ökológiai vetésgörög parcelláiban szárnyasok bevonásával. In: Kovács Gy. et al. (szerk.): „Élhető Vidékért” Környezetgazdálkodási konferencia, Siófok. Koppányvölgyi Egyesület, Törökkoppány. p. 149-159.
- BIRÓ B, DOMONKOS M, KISS E. (2012): Catabolic FDA microbiological activity as site-dependent monitoring tool in soils of an industrial town. *International Review of Applied Science and Engineering*, 3 (2012) 1, 1–6.
- BUZÁS I. (1988): Talaj- és Agrokémiai Vizsgálati Módszertkönyv 2. p. 242. Mezőgazdasági Kiadó
- FORRÓ E. (2005): A talajok humuszanyagainak ökológiai szerepe a tápanyagforgalom szabályozásában és a környezetvédelemben. *Talajvédelem (suppl.)*, p. 141-146.
- FORRÓ E., MOLNÁR J., CSOMA Z. (2005): A városi talajok szervesanyag tartalmának környezetvédelmi hatása. *Talajvédelem (suppl.)*, p. 205-214.
- FARSANG A. (2011): Talajvédelem. Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0021_Talajvedelem/ch08.html.
- HARGITAI L. (1955): Összehasonlító szervesanyag-vizsgálatok különböző talajtípusokban optikai módszerekkel. *Agrártudományi Egyetem Kiadványai*, 2:693.
- SZILI-KOVÁCS T., TAKÁCS T. (2008): A talajminőség mikrobiológiai indikációja: lehetőségek és korlátok. *Talajvédelem (suppl.)*, p. 321-328.
- VÁRALLYAY G. (2006): Soil degradation processes and extreme soil moisture regime as environmental problems in the Carpathian Basin. *Agrokémia és Talajtan*. 55. 9-18.
- VILLÁNYI I., FÜZY A., ANGERER I., BIRÓ B. (2006): Total catabolic enzyme activity of microbial communities. FDA analysis. p. 441-442. In: *Understanding and modelling plant-soil interactions in the rhizosphere environment. Handbook of methods used in rizosphere research*. Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf.
- ZSUPOS OLÁH Á, KÁTAI J. (2002): Művelési módok hatása a talaj biológiai aktivitására. In: *Innováció, a tudomány és a gyakorlat egysége az ezredforduló agráriumban*. Nemzetközi Konferencia. p. 203-211. ISBN 963 9274 275

Talajok aggregátum-stabilitásának összehasonlító vizsgálata

Dunai Attila – Harmat Adrienn – Tóth Zoltán – Makó András

Pannon Egyetem Georgikon Kar, Növénytermesztéstani és Talajtani
Tanszék
H-8360 Keszthely, Deák Ferenc u. 16.

Összefoglalás

A talajaggregátumok olyan talajrészecske-csoportosulások, melyekben az alkotó részecskék jelentősen nagyobb erővel kötődnek egymáshoz, mint a környezetükben megtalálható egyéb talajrészecskékhez. Az így kialakult szerkezeti elemek rendkívül nagy fontossággal bírnak, és a talajtulajdonságok széles spektrumára gyakorolnak alapvető hatást. Az aggregátumokat - egyéb folyamatok mellett - leginkább fizikai hatások formálják. Romboló erők hatására a szerkezet szétesik, ami a póruster változását, végső soron pedig minőségi leromlást idéz elő. A romboló erőkkel szembeni ellenállás mértékét az aggregátum-stabilitás, mint talajfizikai mutató fejezi ki. A vizsgálatok eredményeként kapott, vízzel szemben ellenálló stabil aggregátumok számszerű arányának nagyságából következtetni lehet az adott talaj szerkezeti állapotára, az esetleges leromlás formájára, mértékére stb.

A nemzetközi szakirodalomban számos eszköz és módszertan létezik az aggregátum-stabilitás nedves szitálással történő meghatározására. Vizsgálatunk során 6, különböző helyről és mélységből származó talajminta stabil aggregátum-arányát mértük három különböző eszközzel – módosított Kemper és Koch-féle készülék, Eijkelkamp Wet Sieving Apparatus és Retsch AS-200 Digit nedvesszita-sorozat – azonos előkészítés mellett. A kapott eredményeket statisztikai módszerekkel (Variancia-analízis és összefüggés-vizsgálat, IBM SPSS PC Software) értékeltük.

A vizsgálatok eredményeiből megállapítható, hogy mindhárom készülék esetében szoros kapcsolat mutatkozik a talajok két adott készülék által mért stabil aggregátum % értékei között. A talajmintánkénti összehasonlítás esetében azonban az azonos módszerrel elvégzett előkészítés ellenére a mért értékek között sok esetben ezt nehezítő, jelentős különbség mutatkozott.

Irodalmi áttekintés

A talaj szerkezeti állapota, a szerkezeti elemek (aggregátumok) nagysága, valamint vízzel és a művelőeszközökkel szembeni ellenállósága a talaj agronómiai értékének, termékenységének fontos jellemzője ("agronómiai talajszerkezet") (VÁRALLYAY, 1993).

A talajokban kialakult szerkezeti elemek számos talajtulajdonságra gyakorolt hatása, illetőleg a szerkezeti elemek stabilitásának különböző folyamatokban játszott kritikus szerepe miatt az aggregátum-stabilitás vizsgálata napjainkban is a talajtani kutatások homlokterében áll (BAZZOFFI ET AL., 1995, LU ET AL., 1998, SIX ET AL., 1998, 2001, 2002, GALE ET AL., 2000). Habár számos megközelítés létezik a talaj szerkezeti elemeinek stabilitás-vizsgálatára, széles körben mégis elsősorban a nedves szitálással végzett vizsgálatok terjedtek el (ANGERS ÉS MEHUYS, 1993). A nedves szitálás módszerének elterjedését elsősorban az indokolja, hogy az aggregátumokat – egyéb, el nem hanyagolható folyamatok mellett (ALLISON, 1968, LYNCH ÉS BRAGG, 1985) – főleg fizikai hatások formálják (KEMPER ÉS ROSENAU, 1986), ezeken belül pedig a talajfelszíni aggregátumok stabilitásának csökkenésben, ill. szétesésében a víz hatásának meghatározó jelentősége van. Az aggregátumok stabilitása tehát az ilyen típusú vizsgálatokban a víz fizikai romboló hatásával szembeni ellenállás mutatója; ennél fogva a vizsgálat eredményeiből közvetlen következtetések vonhatóak le a talaj szerkezeti állapotára, esetleges eróziós veszélyeztetettségére vonatkozóan (AMEZKETA, 1999, DARAGHMEH ET AL., 2009).

A stabil aggregátumok arányának meghatározására már a múlt század első harmadában történtek kísérletek; ezen ülepítéses, majd a Stokes-törvény segítségével méretcsoportokat számító próbálkozások (DVORACSEK, 1957) hiányosságaira YODER (1936) mutatott rá először. Az ő nevéhez fűződik az első gépesített nedves szitálásos megoldás is. Yoder előtt Tyulin már 1928-ban végzett nedves szitálásos kísérleteket, az ő módszere azonban még kézi kivitelezésre épült (DVORACSEK, 1957). YODER (1936) vizsgálataiban hat különböző szitát használt; módszerének számos eleme a napjainkban használt nedves szitálásos eljárásokban is alapvető fontosságú. A Yoder-féle módszer alapján számos kutató fejlesztett ki saját vizsgálati módszert: Meyer-Rennenkamp-féle készülék a Soxhlet-készülék elve alapján (MEYER AND RENNENKAMP, 1936), vagy a Baksejev-féle, vízzel teljesen feltöltött, billenő mozgást végző rézhenger (DVORACSEK 1957) stb.. Hasonló vizsgálatokat természetesen magyar kutatók is végeztek; megemlítendőek Dvoracsek és Klimes-Szmik módszerei (először kézi szitálással, majd 1950-től módosított Meyer-Rennenkamp-féle készülékkel (DVORACSEK 1957), később pedig KAZÓ (1958) vizsgálatai is.

A fent említett vizsgálatok számos, a gyakorlat számára is fontos és hasznosítható eredményt hoztak; kivitelezésük ugyanakkor sokszor

bonyolult és időigényes volt. A múlt század hatvanas éveire számos kutató foglalt állást a gyakorlatias, egyszerűen kivitelezhető vizsgálati módszerek bevezetése mellett. Ezt a nézetet leginkább KEMPER ÉS KOCH (1966) képviselte; az ő módszerük a „field phenomena” gyakorlatias szempontjainak megfelelően egyetlen, 250 mikronos (mikro- és makroaggregátumok határa) szita használatán alapult. Ezáltal a vizsgálat költség- és időtakarékosabbá vált, továbbá leegyszerűsítette a számítási módszereket is. Vizsgálataikban az 1-2 mm közötti frakciót használták, a készüléken a frekvencia és az ütem is változtatható volt, továbbá Napirofoszfátos kezeléssel az eredmények pontosságát befolyásoló „homokfrakció” problémaköre is megoldottá vált. Bár a Kemper-Koch-féle módszer széles körben elterjedté vált, a frakcionált nedves szitálásos módszerek továbbra is hasonlóan széles körben használatban maradtak (MARSHALL ÉS HOLMES, 1988).

A sokféle, egymástól gyakran jelentősen eltérő módszerrel született eredmény összehasonlíthatóságának problémaköre előre vetítette valamilyen egységes, nemzetközi módszertani szabvány bevezetésének szükségességét. Habár az egységesítésre már korábban is voltak próbálkozások, a legjelentősebb eredménynek mégis a 2012. május 1-el bevezetett ISO 10930:2012 szabvány megszületése tekinthető (ISO, 2012). A szabvány maga a HÉNIN-MONNIER-COMBEAU (1958) kutatóhármassal által kidolgozott módszeren alapul. A három, különböző szakaszból álló vizsgálati sor kétségtelen előnye a lassú nedvesítés szabványba illesztése, ill. a független mechanikai dezaggregációs vizsgálat, hátránya azonban sajnos ennél jóval több ponton megmutatkozik. A vizsgálati sor végig 95%-os etil-alkoholt használ, amely egyrészt jelentősen megrágítja a vizsgálatot, másrészt a természetben a víz által játszott fizikai romboló szerep tiszta alkoholra történő konvertálása meglehetősen nehéz feladatnak mutatkozik. További hátrány, hogy a vizsgálatnak speciális készülékigénye van (Hénin-Féodoroff-féle készülék), mely helikális mozgást is végez; s bár a szabvány megengedi a helikális mozgás kézzel történő kivitelezését is, az így nyert adatoknak már az egymással való összehasonlíthatósága is legalábbis kérdésessé válik. A nedves szitálásos vizsgálatokban állandó problémaforrásként jelentkező „homokkorrekció” szerepel ugyan a vizsgálatban, de csak a 2-5 mm közötti frakcióra vonatkozóan - pedig a korábbi módszerek használták már ezt a korrekciót az 1-2 mm-es tartományban is. Ennek elhagyása az eredményekre torzító hatású lehet.

A fentebb leírtakból következik, hogy habár ez a fajta szabványosítás közelebb visz a mérési eredmények összehasonlíthatóságához, a módszer hátrányai és kevésbé ismert volta (főleg Franciaországban és szórványosan Dél-Amerikában használják) miatt a jelenleg használt egyéb módszerek további alkalmazása széles körben ezután is valószínűsíthető. Noha egy adott talajon végzett kísérlet különböző kezeléseinek hatásai közötti különbségek, ill. változások kimutatására önmagukban alkalmasak lehetnek ezek a különböző módszerek, továbbra sem mellékes, hogy az egyes készülékeken, adott módszerrel kapott eredményeket esetlegesen milyen módon tudjuk mégis összehasonlítani egymással. Jelen vizsgálatunkban arra kerestük a választ, hogy három, különböző elven működő, nedves szítást végző készüléken, azonos előkészítés mellett hogyan alakulnak a stabil aggregátumok %-os értékei egymáshoz viszonyított arányaikban és talajmintánkénti összehasonlításban.

Anyag és módszer

Aggregátum-stabilitási méréseinkhez hat, egymástól nagymértékben különböző, jellemző magyarországi talajtípust választottunk ki, ezeket genetikai szintenként mintáztuk. A begyűjtött mintákat laboratóriumba szállítottuk, légszáraz állapotig szárítottuk, majd Retsch AS200 Digit szitáló készüléken szárazon, a gépet 40-es amplitúdóval 5 percig járattva átszitáltuk.

1. táblázat. A vizsgálatba bevont talajok származási helye, típusa és a mintavétel szintje.

Minta jele	Származási hely	Talajtípus	Genetikai szint és mélység (cm)
1	Magyarszombatfa	Pszudoglejes barna erdőtalaj	B (20-50)
2	Kápolnásnyék	Mészlepedékes csernozjom	A (0-30)
3	Keszthely	Ramann-féle barna erdőtalaj	A (0-30)
4	Várvölgy	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj	A (0-20)
5	Karcag	Réti szolonyec	B (5-30)
6	Kisújszállás	Réti talaj	A (0-30)

2. táblázat. A vizsgálatba bevont talajok fontosabb fizikai és kémiai jellemzői.

Minta jele	K _A	hy ₁	agyag (%)	por (%)	homok (%)	humusz (%)	pH (H ₂ O)	CaCO ₃ (%)
1	59	2,22	31,83	22,00	46,17	0,49	5,74	0,00
2	46	2,25	21,07	30,16	48,77	3,7	7,83	9,52
3	30	1,24	17,12	17,09	65,79	1,55	7,04	0,05
4	29	1,07	12,65	12,69	74,67	1,33	6,59	0,00
5	90	3,90	52,19	36,07	11,74	2,00	6,92	0,13
6	74	4,49	55,56	31,28	13,16	2,76	7,51	1,10

Vizsgálataink során a nedves szitáláshoz három különböző készüléket használtunk. Az első készülék az eredeti Kemper-Koch-féle készüléket alapul véve Kemper (1985) szerinti módosításokkal kiegészített, Eijkelkamp Agrisearch Equipment (Hollandia) által forgalmazott, „Wet Sieving Apparatus” (továbbiakban: WSA; 1. és 2. ábra) nevű nedves szitarázó készülék volt. Ebben 8 darab, az eredeti elv szerinti 250 mikronos lyukméretű, műanyag házú, fémszövetes szita található. A készülék 34/perces ütemmel, 13 mm-es teljes lökethosszal működik. Ennél a készüléknél a sziták a talajmintával együtt mozognak, a vizes fázis pedig álló helyzetben marad.



1. és 2. ábra. Eijkelkamp Wet Sieving Apparatus.

A második készülék a MURER ET AL. (1993) által módosított Kemper-Koch-féle készülék (3 és 4. ábra) volt. A legjelentősebb módosítás az, hogy itt a vizes fázis mozog, a sziták álló helyzetben maradnak. A készülék egyszerre hat mintával dolgozik, 42/perces ütemmel, 12,7 mm-es teljes lökethosszal.



3. és 4. ábra. Módosított Kemper-Koch-féle készülék.

A harmadik készülék a minták száraz szétszítálásához is használt, Retsch AS200 Digit típusú szitarázó készülék nedves szítálásra alkalmas feltétellel ellátott változata (5 és 6. ábra) volt. Ez a készülék alkalmas akár nyolc különböző lyukméretű szita sorba helyezésével frakcionált nedves szítálásra is, jelen vizsgálatban azonban az összehasonlíthatóság érdekében csak a 250 mikronos szitát használtuk. A készüléken egyszerre egy minta vizsgálata végezhető, a folyamat közben a szita mozog, ugyanakkor maguk a talajszemcsék is körkörös irányba mutató, háromdimenziós mozgást végeznek a szitán. A vízáram ebben az esetben felülről éri a szitát és a mintát. Külön kiegészítéssel a beérkező hálózati víznyomást 1,5 bar-ig redukáltuk, ezáltal a mintákat 22 mm/h intenzitású csapadéknak megfelelő fizikai romboló hatásnak tettük ki, 5 perces vizsgálati idővel. A szítálást 40-es amplitúdóval végeztük, ami mindkét irányban a szita 1-1 mm-es kitérésének felel meg.



5. és 6. ábra. Retsch AS200 szitázó gép nedves szitálásra alkalmas feltétellel.

A minták előkészítéshez mindhárom készüléknél Kemper és Koch (1966) módszerét alkalmaztuk. Eszerint a száraz szitálás során keletkezett frakciókból az 1 és 2 mm közöttit használtuk a vizsgálatokhoz. Ebből a WSA és a módosított Kemper-Koch készülék esetében kb. 4-4 grammot, a Retsch készülék esetében 50 grammot mértünk be analitikai pontossággal. A mintákat maradék nélkül átvittük a 250 mikronos szitákra, majd a készülékeket minden esetben pontosan öt percig járattuk. Ezek után a szitákról a fennmaradt mintát maradék nélkül előzetesen lemért főzőpohárba mostuk, majd 105°C-on 48 órán át szárítottuk. A szárítás után a mintákat tartalmazó főzőpoharakat visszamértük, így megkaptuk a stabil frakció mennyiségét. Ezután a főzőpohárba szükség szerinti mennyiségű, 0,1 M Na-pirofoszfátot csepegtettünk, a mintákkal óvatosan elkevertük, majd 2 órát állni hagytuk. Ezután a mintákat maradék nélkül visszamosztuk a szitákra, majd addig mostuk, amíg a szitán csak a 250 mikron feletti („homok”) frakció maradt fenn. A fennmaradt részt főzőpoharakba mostuk, majd 105 °C-on 48 órán át szárítottuk. Ezután a főzőpoharak tömegét visszamértük, így megkaptuk

a homok frakció tömegét. A stabil aggregátum %-os meghatározásához a következő számítást végeztük el:

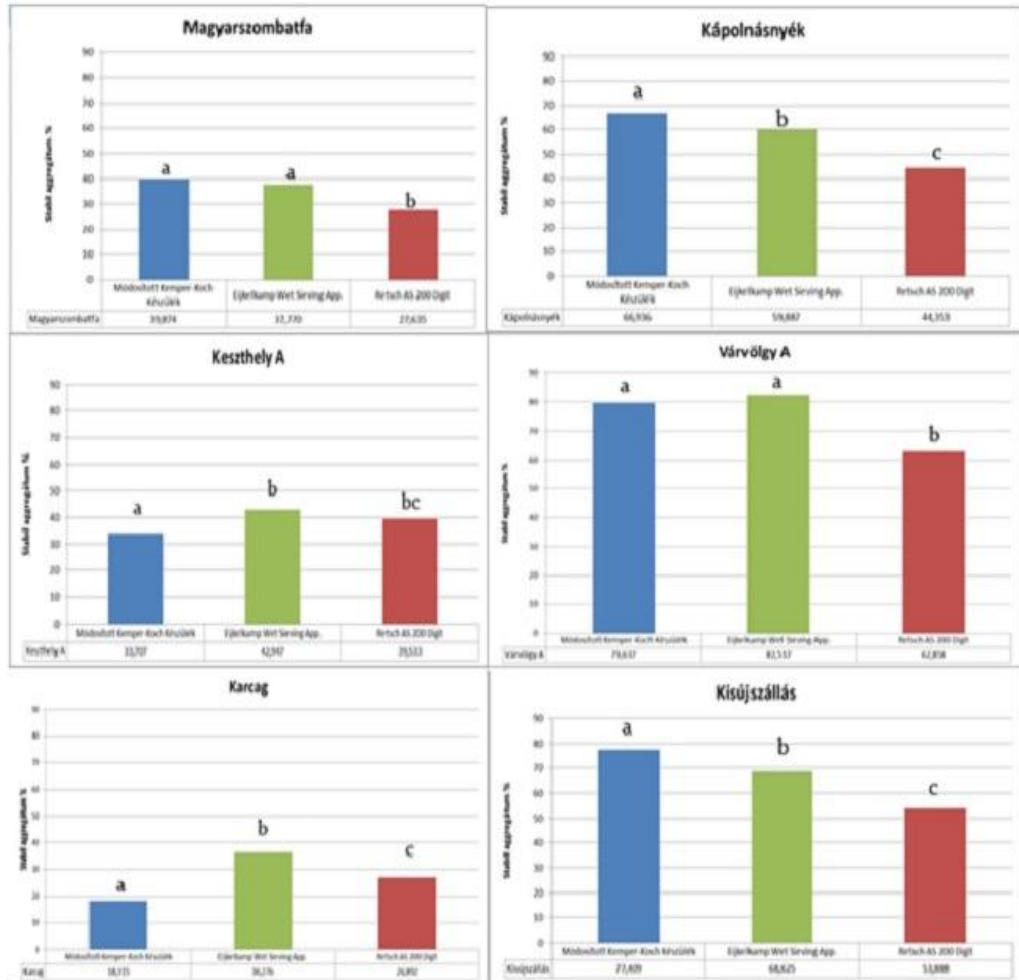
$$\text{Stabil aggregátum \%} = \frac{\{\text{stabil frakció (gr)} - \text{homok frakció (gr)}\}}{\text{bemért talaj (gr)} - \text{homok frakció (gr)}} \times 100$$

A méréseket minden esetben 3 ismétlésben végeztük el. Az eredeti Kemper-Koch módszer 30 %-os relatív páratartalom felett nedvességkorrekciót ajánl (abszolút száraz talajra vonatkoztatva); mi ezt a pontos összehasonlíthatóság érdekében minden esetben elvégeztük.

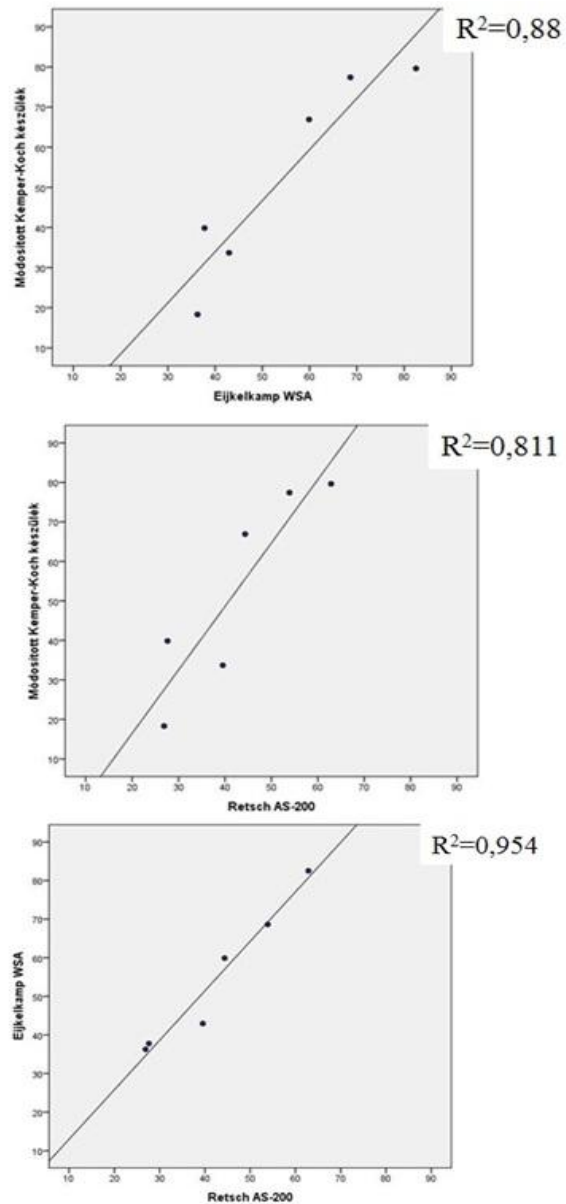
A kapott eredményeket statisztikai módszerekkel (egytényezős varianciaanalízis, majd Duncan post-hoc teszt, ill. összefüggés-vizsgálat, SPSS PC) vizsgáltuk.

Eredmények

A különböző készülékekkel mért stabil aggregátum %-értékek összehasonlításának eredményeit talajtípusonkénti bontásban a 7. ábrán mutatjuk be. A Magyarszombatfáról származó pszeudoglejes barna erdőtalaj minta esetében az Eijkelkamp WSA és a módosított Kemper-Koch készülék közötti kb. 2%-os különbség nem bizonyult szignifikánsnak, a Retsch készülék kb. 10%-kal mutatott kisebb stabilitás értéket, ami a másik két értékhez képest igazolhatóan kisebb. A Kápolnásnyéki csernozjom mintánál mindhárom érték szignifikánsan különböző volt, itt a Retsch készülék által mért stabilitás a WSA-nál 15, a módosított Kemper-Koch-féle készülék által mérténél pedig 22 %-kal volt kisebb. A keszthelyi, Ramann-féle barna erdőtalaj minta esetében a legnagyobb stabilitás-értéket az Eijkelkamp WSA mutatta, az érték statisztikailag igazolhatóan nagyobbnak bizonyult a módosított Kemper-Koch készülék által mutatottnál. A várvölgyi mintánál szintén a WSA mutatta a legnagyobb értéket, a Retsch készülék által mért érték ennél a mintánál is szignifikánsan kisebbnek bizonyult, mint a két másik érték. A karcagi minta esetében a WSA mutatta a legnagyobb értéket, de itt a Retsch által mért érték magasabbnak bizonyult a módosított Kemper-Koch féle készülékekkel mért értéknél. Mindhárom mérés között statisztikailag igazolható volt a különbség. A Kisújszállási minta értékei a Kápolnásnyékihez hasonlóan alakultak, a stabilitás-értékek kb. 10%-kal voltak magasabbak mindhárom készüléknél.



7. ábra. Különböző készülékekkel mért aggregátum stabilitási értékek összehasonlítása talajmintánként (oszlopok balról jobbra: módosított Kemper-Koch készülék, Eijkelkamp WSA, Retsch AS200 Digit). Az egyes mintákon belül a különböző betűk szignifikáns különbséget jeleznek.



8. ábra. A különböző készülékekkel kapott stabilitás-értékek összefüggés-vizsgálatának eredményei.

Következtetések

A különböző készülékekkel mért aggregátum-stabilitási értékek talajmintánkénti összehasonlításának eredményeként megállapítható, hogy az azonos módszerrel elvégzett előkészítés ellenére a mért értékek között sok esetben szignifikáns különbség mutatkozik. Emiatt az aggregátum-stabilitás eredmények közlésénél mindig szükséges megadni az előkészítési módszert és a mérési módszert is. Különösen igaz ez a szitasorozattal történő mérésre. Itt ugyanis több változtatható paramétert találunk, mint pl. a Kemper-Koch-féle készülékek esetében (ilyen pl. a beérkező víz nyomása, mely bár alapvető fontosságú paraméter, a módszerleírásoknál mégis csak kevés szerző említi).

Az összefüggés-vizsgálatok eredményeiből megállapítható, hogy mindhárom készülék esetében szoros kapcsolat mutatkozik a talajok két adott készülék által mért stabil aggregátum % értékei között. Ennek jelentőséget ad az is, hogy míg a módosított Kemper-Koch készülék és az Eijkelkamp WSA az aggregátumokat ért mechanikai hatásokat szimulálja jobban, addig -a vizsgálatunkban alkalmazott körülmények között- a Retsch készülék a nagy intenzitású esőzés erős romboló hatásának szimulálására is alkalmas. Az összefüggés-vizsgálatok eredményei azt mutatják, hogy a különböző készülékekkel mért aggregátum-stabilitási értékek a vizsgált talajminta sorozaton – a talajok fizikai, kémiai és ásványtani paramétereitől függően – hasonló módon változnak. A további elemzésekhez szükségesnek látjuk ugyanakkor a vizsgálati adatbázis kibővítését heterogén talajmintaanyagon végzett újabb mérések eredményeivel.

Köszönetnyilvánítás

Jelen publikáció a TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0003 és a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0025 projektek keretében készült. A projektek a Magyar Állam és az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósulnak meg.

Irodalomjegyzék

- ALLISON, F. E. 1968. Soil aggregation: Some facts and fallacies as seen by a microbiologist. *Soil Science* 106:136–143.
- AMEZKETA, E., 1999. Soil aggregate stability: a review. *J. Sustain. Agric.* 14, 83–151.
- ANGERS, D.A. ÉS G.R. MEHUYS. 1993. Aggregate stability to water. In *Soil Sampling and Methods of Analysis*; Carter, M.R., Ed.; Lewis Publishers: Boca Raton, FL.; 651–657.
- BAZZOFFI, P.; MBAGWU, J.S.C.; CHUKWU, W.I.E. 1995. Statistical models for predicting aggregate stability from intrinsic soil components. *Int. Agrophys.*, 9, 1–9.
- DARAGHMEH, O.A., JENSEN, J.R. ÉS PETERSEN, C.T. 2009. Soil structure stability under conventional and reduced tillage in a sandy loam. *Geoderma* 150 (2009) 64–71.
- DVORACSEK, M. 1957. V/7. fejezet: A talajmorzsák vízállóságának mérése. In: DI GLÉRIA, J., KLIMES-SZMIK, A. ÉS DVORACSEK, M. 1957. *Talajfizika és talajkolloidika*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 449-465.
- GALE, W. J., CAMBARDELLA, C. A. ÉS BAILEY. T.B. 2000. Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates. *Soil Science Society of America Journal* 64:201–207.
- HÉNIN, S, MONNIER, G. AND COMBEAU, A., 1958. Method for the analysis of the structural stability of soils. *Annales Agronomiques*, 9(1), pp. 71-90. (franciául)
- KAZÓ, B., 1958. Homokfelszín megkötés hazai gyártmányú "Solakrol"-lal. *Agrokémia és Talajtan*. 7. p. 141-150.
- KEMPER, W.D. ÉS KOCH, E.J. 1966. Aggregate stability of soils from western portions of the United States and Canada. *U.S. Dep. Agric. Tech. Bull.*, 1355.
- KEMPER, W.D. ÉS ROSENAU, R.C. 1986. Aggregate stability and size distribution. In *Methods of Soil Analysis: Part 1. Physical and Mineralogical Methods*, 2nd Ed.; Klute, A., Ed.; ASA-SSSA: Madison, WI. 425– 442.
- LU, G.; SAKAGAMI, K.I.; TANAKA, H.; HAMADA, R.; LU, G. 1998. Role of soil organic matter in stabilization of water-stable aggregates in soils under different types of land use. *Soil Sci. Plant Nutr.* 44, 147–155.
- LYNCH, J. M. ÉS E. BRAGG. 1985. Microorganisms and soil aggregate stability. *Advances in Soil Science* 2:133–171.

MARSHALL, T.J. AND HOLMES, J.W. 1988. Soil physics. Cambridge Univ. Press, New York, USA.

MEYER, L. AND RENNENKAMP, U. 1936. Ztschrift f. Pflanzern. Düng. Bdk. (Berlin) 43. 268.

MURER, E.J., BAUMGARTEN, A., EDER, G., GERZABEK, M.H., KANDELER, E. ÉS RAMPAZZO, N. 1993. An Improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS). *Geoderma*, 56. 539-547.

SIX, J., ELLIOTT, E. T., PAUSTIAN, K. ÉS DORAN, J. W. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 65:1367–1377.

SIX, J., GUGGENBERGER, G., PAUSTIAN, K., HAUMAIER, L., ELLIOTT, E. T. ÉS ZECH, W. 2001. Sources and composition of soil organic matter fractions between and within soil aggregates. *European Journal of Soil Science* 52:607–618.

SIX, J., CALLEWAERT, P. ÉS LENDERS, S. 2002. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Science Society of America Journal* 66:1981–1987.

Soil quality — Measurement of the stability of soil aggregates subjected to the action of water. ISO International Standard, Genf. Svájc, 2012.

YODER, R.E. 1936. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of physical nature of erosion losses. *J. Am. Soc. Agron.* 28, 337–351.

VÁRALLYAY GY., 1993. A talaj szerkezeti állapotának jellemzése. In: Talaj és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1. A talaj fizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata. (Szerk.: Buzás I.) Inda 4231 Kiadó, Budapest.

Csernozjom talajok *in situ* széleróziós vizsgálata terepi szélcatornával

Farsang Andrea, Bartus Máté, Barta Károly, Szatmári József
SZTE, TTIK, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék (6722
Szeged, Egyetem u. 2-6.) farsang@geo.u-szeged.hu

Összefoglalás

Kutatásunk során Magyarország dél-alföldi csernozjom talajú területeit vizsgáltuk azon céllal, hogy *in situ* körülmények között kvantifikáljuk a különböző szélesemények által okozott talajvesztés mértékét, a feltalaj agronómiai szerkezetében bekövetkező változásokat, valamint az ezzel együtt járó humuszátalmozás nagyságrendjét. Parcellaszintű terepi méréseinket 2011 nyarán eredeti helyzetben levő, bolygatatlan szerkezetű talajon végeztük egy 12 m hosszú, állítható szélerősségű terepi szélcatorna segítségével. Megállapítottuk, hogy már viszonylag alacsony szélebségű (50–60 km/h) és rövid idejű (10 perc) széleseményeknél is 1–1,2 t/ha az elszállított talajanyag. 10 perces 15 m/s-os (30 cm magasan mért) szélesemény hatására a csernozjom talaj aggregátum szerkezete módosul, kb. 10%-kal nő a feltalajban az 1–4 mm-es morzsák aránya. A csapdák talajanyagában a humusztartalom dúsul, a 15 cm-nél magasabban elhelyezett csapdákban 0,6–1,0%-kal magasabb humusztartalom mérhető, mint az eredeti feltalajban. A defláció okozta humuszátalmozás mintegy 45–50 kg/ha. A terepi körülmények között alkalmazott szélcatorna segítségével képet alkothatunk arról, hogy a legnagyobb gazdasági potenciállal rendelkező termőtalajunk az aszályos időszakokban milyen veszélyeknek van kitéve, s hogy a nem megfelelő művelés következtében fellépő szerkezetromlás, porosodás következményeként kialakuló deflációs károk milyen tápanyag-vesztéssel járnak együtt.

Summary

This study is focused on chernozem soils in the SE part of Hungary in order to quantitatively determine the movement and loss of soil *in situ* caused by different wind speed, changes in structure and humus content of the upper soil layer. The undisturbed soil samples were measured in the portable and adjustable 12 m long field wind channel *in situ* on the study plot in the summer of 2011. The results show that at relatively low wind speeds (15 m/s in 0.3 m height) and short wind events (10 minutes) the amount of eroded material can reach 1–1.2 t/ha and the aggregate structure of chernozem soils is changing: sediment in the upper soil layer contains 10% more aggregates in diameter 1–4 mm. The humus content in sediment traps (above 0.15 m) is higher by 0.6–1% than that of the original topsoil's. The amount of relocated humus content caused by deflation can reach 45–50 kg/ha. With the help of portable field wind channel experiments we can conclude that our valuable chernozems with high quality can be struck by wind erosion mainly in drought periods. The loss of soil nutrients (macro- and microelement) by deflation can be determined as a consequence of deterioration of soil structures and dust emission caused by not proper cultivation technologies.

Bevezetés

Jól ismert, hogy a talajdegradációs folyamatok közül a szélerózió világszerte óriási károkat okoz. Ennek köszönhető, hogy kutatása már korán megkezdődött, azonban sokáig csak az okok feltárására és az elszállított anyagmennyiség mérésére koncentrált (GILLETTE, 1978; BÓDIS & SZATMÁRI, 1998). Az össztömeg mérésén, illetve becslésén túlmenően az elmozduló talaj szemeloszlásának, az aggregátumok méretének, a szervesanyag és a tápanyag tartalmának a meghatározása csak a '80-as években indult meg (ZOBECK & FRYREAR, 1986; ZOBECK et al., 1989; LARNEY et al., 1998; BACH, 2008). A mérések szerint a talajtípustól, a fizikai féleségtől és a szervesanyag-tartalomtól függően rendkívül tág határok között mozoghat a hektáronkénti tápanyagvesztés, de egy-egy nagyobb szélesemény alkalmával meghaladhatja a 150 kg N, 200 kg P₂O₅, 200 kg K₂O, 200 kg MgO és 600 kg CaO hatóanyagban kifejezett értékeket is (NEEMANN, 1991).

Hazánkban a defláció által leginkább érintett területek a homokvidékeink (Duna-Tisza köze, Nyírség), így nem véletlen, hogy ezek kerültek a széleróziós vizsgálatok középpontjába (BORSY, 1972; HARKÁNYINÉ & HERKÓ, 1989; LÓKI & SCHWEITZER, 2001; MEZŐSI & SZATMÁRI, 1998; MUCSI & SZATMÁRI, 1998; SZATMÁRI, 1997, 2005), ugyanakkor már a '60-as évektől kezdve találkozhatunk a csernozjomaink veszélyeztetettségét kimutató kutatásokkal is (BODOLAYNÉ, 1966; BODOLAYNÉ et al., 1976). Talajaink defláció veszélyeztetettségének országos értékelésére csak az 1:100.000-es méretarányú talajtérképeink – különös tekintettel a fizikai féleség feltérképezésére – elkészülte után nyílt lehetőség (VÁRALLYAY et al., 1979, 1980). Az erősen veszélyeztetett homokterületek (az ország területének 26,5%-a) mellett a közepesen veszélyeztetett homokos vályog és vályog fizikai féleségű területek hazánk 40%-át teszik ki (LÓKI, 2003). Ez az óriási gazdasági potenciál mindenképpen nagyobb figyelmet érdemel, amint erre BAUKÓ és BEREGSZÁSZI (1990) békés megyei esettanulmányukban is rámutatnak.

Kutatásunkban dél-alföldi csernozjom talajú területen *in situ* körülmények között kíséreltük meg kvantifikálni a különböző szélesemények által okozott talajvesztés mértékét, a feltalaj agronómiai szerkezetében bekövetkező változásokat, valamint az ezzel együtt járó humusz- és tápanyag-áthalmozás nagyságrendjét. Korábban laboratóriumi körülmények között bolygatott mintán már végeztünk ugyanezen talajtípusokon széleróziós vizsgálatokat (FARSANG et al., 2011). Ami jelen munkánk módszertanában azonban újdonságerejű, hogy hazánkban elsőként a nemzetközi gyakorlatban már elterjedt terepi szélcsatornás módszerrel (MAURER et al., 2006; BACH, 2008; FISTER & RIES, 2009) végeztük méréseinket.

A mintaterület

Vizsgálati területünk Békés megyében, Makótól K-re mintegy 10 km-re, Apátfalva külterületén helyezkedik el (1. ábra).



1. ábra A széleróziós vizsgálatban érintett mintaterület elhelyezkedése és jellemző területhasználata

A terület a Csongrádi-sík kistáj része, mely egy 79,5 és 107,6 m közötti tengerszint feletti magasságú tökéletes síkság. Az agyagos-iszapos felszínközeli üledékeket különböző vastagságú infúziós lösztakaró fedi. A kistáj meleg, száraz éghajlatú. Az évi középhőmérséklet 10,3 °C, a tenyészidőszak középhőmérséklete pedig 17,5 °C. Az éves csapadék 560–570 mm körül alakul. A deflációérzékenységre is utaló ariditási index 1,3 körüli. Az uralkodó É-i mellett gyakoriak a DK-i irányú szelek is. Az átlagos szélsébség megközelíti a 3 m/s értéket (DÖVÉNYI, 2010).

A kistáj jellemző talajtípusa a csernozjom, mely a terület 80%-át borítja. Ezen belül a legnagyobb gyakorisággal a vizsgálati területünkre is jellemző réti csernozjom fordul elő. A fűtatási vizsgálatokkal érintett feltalaj fizikai félesége vályog, agyagos vályog, humusztartalma magas (4,5–4,8%), mésztartalma 4–12% közötti. A vizsgálat időpontjában a talaj száraz volt, az aktuális nedvességtartalmat 7–8 v/v% körülnek határoztuk meg. A vizsgált parcellán kukoricát termesztettek. A kukorica növények magassága 25–30 cm volt.

Terepi és laboratóriumi vizsgálati módszerek

Az in situ szélcsatornás kísérleteinket (2. ábra) 2011. június 2–4. között két különböző talajfelszínen végeztük.



2. ábra A hordozható terepi szélcsatorna

Az „A” mérési sorozatot növényborítás-mentes, bolygatatlan szerkezetű talajon, míg a „B” sorozatot kb. 25–30 cm magas kukoricason (3. ábra) végeztük.



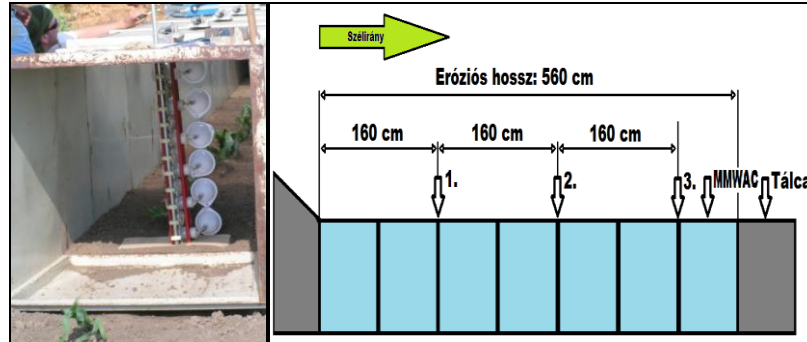
3. ábra Az egyes fűtési kísérletekre jellemző talajfelszínek (bal oldal A sorozat, jobb oldal B sorozat)

Mindkét sorozat 3 párhuzamos, 10 perc hosszú fűtési kísérletből állt. Kísérleteinket 5100-as fordulatszámon, mintegy 15 m/s-os (30 cm magasan mért) szélsébségen végeztük.

Méréseinkhez a kellő sebességű szelet egy 1,2 m átmérőjű turbina szolgáltatotta, melyet egy 7,5 kW-os villanymotor hajtott meg. A kellő nagyfeszültségű áramot aggregátor szolgáltatotta. A turbina egy flexibilis csövön keresztül csatlakozott a szélcsatorna laminátor elemébe, melyből egy szűkítő elem vezette az immár egyenes vonalú légáramlatot az 5,6 m hosszú, alul nyitott szélcsatornába (2–3. ábra). A szélcsatorna által megfűjt talajfelszín összesen 3,36 m² nagyságú.

A szélsébség mérését minden fűtés során horizontális és vertikális profilokban is elvégeztük. A mérés Lambrecht Jürgens 642 típusú anemométer segítségével történt. Mindkét kísérletsorozat esetében a küszöbsebesség 13 m/s-nak adódott.

Minden kísérlet előtt és után mintáztuk a talajfelszínt (0–5 cm) a turbinától távolodva három ponton (E1, E2, E3, U1, U2, U3) (4. ábra).



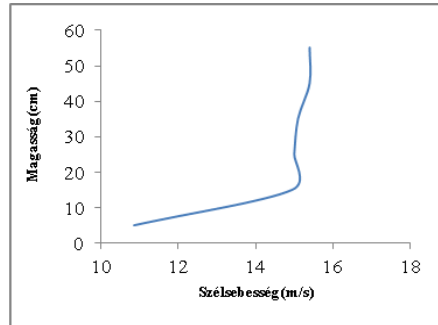
4. ábra A talaj és a csapdázott talajanyag mintavételi helyei. Az elmozduló talajanyag csapdázása süllyesztett tálca, valamint tölcésréekkel ellátott MWAC fogók segítségével történt

A fújatási kísérleteket követően mintáztuk a görgetve szállítódó frakciót, mely a szélcsonna végénél elhelyezett süllyesztett peremes ládában gyűlt össze, valamint ürítettük a szélcsonna végénél 5, 15, 25, 35, 45, 55 cm magasságokban elhelyezett MWAC (Modified Wilson and Cook) csapdasorozatot (4. ábra).

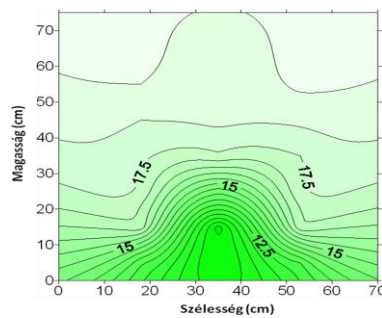
A mintákat 25 °C-on légszárzóra szárítottuk, majd a megfelelő előkészítést követően a következő talajtani paraméterek kerültek meghatározásra: aggregátum méreteloszlás szitálással, Arany-féle kötöttségi szám az MSZ-08-0205:1978 szabvány szerint, pH(H₂O), karbonáttartalom MSZ-08-0206/2:1978 szerint, a szervesanyag-tartalom pedig az MSZ 21470/52:1983 szabvány szerint.

Eredmények és értékelésük

Az egyes fújatási kísérletek során végzett szélprofil vizsgálataink alapján megállapítható, hogy a növényborítás-mentes és a kukorica sorral végzett kísérleteink szélprofilja jelentősen eltér (5. ábra). Az "A" sorozat szélprofilja alapján elmondható, hogy az eredeti morzsás szerkezet, az abból adódó érdes talajfelszín az áramló levegő sebességét a felszínközelségben lefékezi, mintegy 10 cm magasságban éri el a 13 m/s-os, majd 20 cm magasan a 15 m/s-os szélesebességet. A "B" sorozat szélmérési eredményeit teljes keresztmetszetben ábrázoló profil alapján azonban szembevetendő, hogy a 25–30 cm magas kukoric sorok a szél erősségét, s így a talajfelszín defláció-veszélyeztetettségét nem fékezik, hanem az egyes növények környezetében örvénylő mozgásokat generálva, a szél sebességét 16–17 m/s-ra növelve a talajfelszín közelében a defláció-veszélyeztetettségét is növelik.



A sorozat



B sorozat

5. ábra Az “A” és a “B” mérési sorozatok jellemző szélprofiljai
 A: szélesség a magasság függvényében csupasz talajfelszínen
 B: a szélesség (m/s) izovonalas ábrázolása a szélcsatorna keresztmetszetében

A 10 perces szélesemények hatására a feltalajban az aggregátum méretek százalékos aránya jelentősen módosult (1. táblázat, 6. ábra). A porfrakció elszállítódik, a nagyobb aggregátumok aránya megnő a talaj felső 5 cm-ében. Különösen a „B” kísérlet sorozatnál szembeűnő, hogy a nagyobb, 1–4 mm-es aggregátumok aránya a kísérlet után 5–10 %-kal megnőtt a feltalajban a kiindulási talajhoz képest (6. ábra). A nagyobb szaltációs mozgást a kukoricaborítás okozta szélesség-növekedés eredményezte.

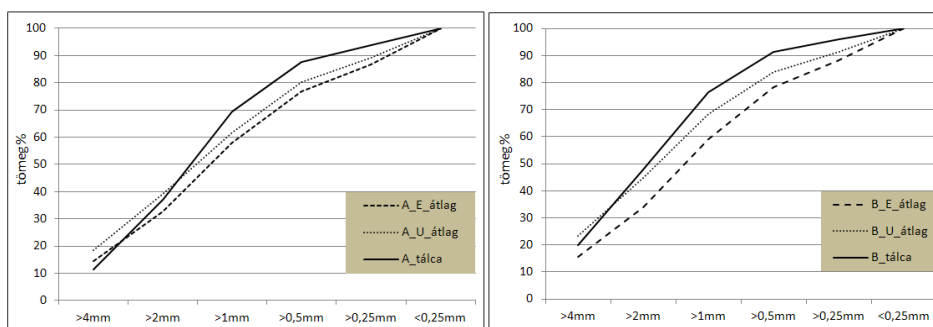
Az eredeti talajfelszín és a tálcákban összegűűlt talajanyag aggregátum-összetételét (tömeg%, n=3) összehasonlítva megállapíthatjuk, hogy az “A” sorozat 15 m/s-os 10 perces széleseményeit követően az 1 és 2 mm átmérőű aggregátumok a sűllyesztett tálcában csapdázott talajanyag 58%-át tették ki (1. táblázat). Az eredeti talajfelszín aggregátum-összetételével összevetésben ezen átmérőű morzsák aránya jelentősen (7–7%-kal) megnőtt a csapdázott talajanyagban. A “B” sorozat 16–17 m/s-os szélessége nagyobb arányban mozdította el a 4 mm, ill. annál nagyobb aggregátumokat is. A tálcában

csapdázódott talajanyag átlagosan 20%-át a 4 mm-nél nagyobb átmérőjű aggregátumok tették ki.

A csapdákban felhalmozódott talajanyagban a humusztartalom dúsul (7. ábra). Az MWAC csapdák anyagának humusztartalmát osztva az eredeti talajfelszín humusztartalmával, szélerősségtől függően a 15 és 25 cm magasan elhelyezett csapdákra 1,1–1,2-s feldúsulási faktorokat kapunk. A 15–55 cm között elhelyezett csapdák anyagában 0,6–1,0 %-kal magasabb H% mérhető, mint az eredeti talajban (8. ábra, 2. táblázat).

mm	„A”sorozat felszín m/m%	Szórás	„A”sorozat tálca m/m%	Szórás	„B”sorozat felszín m/m%	Szórás	„B”sorozat tálca m/m%	Szórás
>4	14,4	3,9	11,3	0,2	15,4	1,7	19,9	9,2
2–4	18,4	1,7	25,7	1,5	18,3	0,5	27,8	3,6
1–2	25,1	1,2	32,3	1,8	25,4	1,04	28,8	4,9
0,5–1	19,0	1,4	18,2	0,6	19,3	0,6	14,7	1,6
0,25–0,5	9,7	1,3	6,3	0,5	9,8	0,6	4,8	0,5
<0,25	13,4	2,6	6,1	0,9	11,8	0,9	3,9	0,2

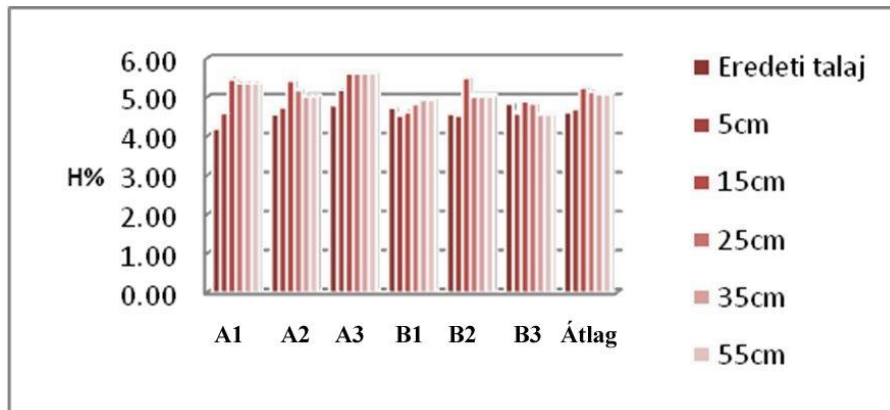
1. táblázat Az eredeti talajfelszín és a tálcákban összegyűlt talajanyag aggregátum összetétele (tömeg%, n=3)



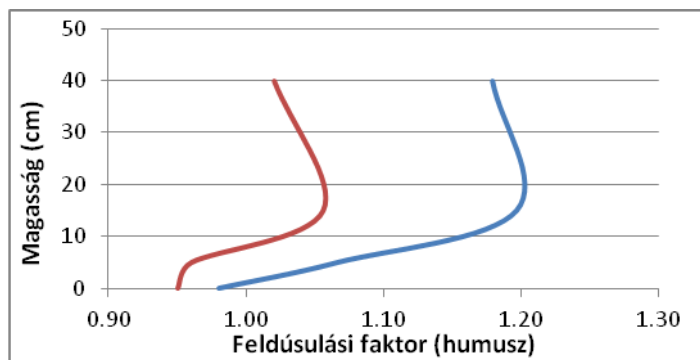
6. ábra A talajfelszín aggregátum összetételének (%) változása (bal oldal: „A” mérési sorozat, jobb oldal: „B” mérési sorozat, „E”: fűjatósi kísérlet előtt, „B”): fűjatósi kísérlet után

A 10 perces szélesemények hatására bekövetkező talajelmozdulás számszerűsítését a csapdákban felhalmozódott talajanyag mennyiségének mérésével, a fűjatót felszín nagysága, valamint az MWAC csapdák bemeneti felszínének ismeretében végeztük (2. táblázat). Az átlagosan 1-1,1 t/ha talajelmozdulás döntő többségét a görgetve szállított talajanyag teszi ki. A

tálcákban felhalmozódott talajanyag alapján a két fűjati sorozat (borítás nélküli és kukorica sorral borított felszín) jelentős különbség nem mutatkozik, az "A" sorozat esetében 970 kg/ha, a "B" sorozat esetében 950 kg/ha görgetve történő talajelmozdulást regisztráltunk. Az MWAC csapdáknál elsősorban a porfrakció gyűlt össze, melynek mennyisége a teljes talajmozgáshoz viszonyítva az "A" sorozat esetében 10,7 %, a "B" sorozat esetében pedig 17,4 %. A talajelmozdulás átlagos értéke az "A" mérési sorozat esetében 1,07 t/ha, a "B" mérési sorozat esetében pedig 1,15 t/ha. Ezen talajanyagból nagyobb távolságra azonban csak az MWAC csapdáknál összegyűlt, lebegtetve szállított finom frakció jut, ami egy 15 m/s-os, 10 perces szélesemény alkalmával átlagosan 150 kg/ha-t tesz ki.



7. ábra A humusz mennyiség a csapdák talajanyagában (H%)



8. ábra A humusfeldúsulási faktorok alakulása a különböző magasságban elhelyezett csapdák anyagában (A-sorozat: jobboldali görbe, B-sorozat: baloldali görbe)

A széleseményenként elmozduló talajanyag mennyiségének, valamint a csapdákban felhalmozódó üledék humusztartalmának ismeretében kalkuláltuk a humuszeltmozdulás mértékét. A defláció okozta humuszvesztés (görgetve és lebegtetve szállított) az „A” mérési sorozat esetén 48,5 kg/ha, a „B” sorozat esetében pedig 51,7 kg/ha (10 perces, 15 m/s-os szélesemény).

	Áthalmazódó talajmennyiség (átlag) (kg/ha)	Humusz (%)		Feldúsulási faktor H% _{erodált/eredeti talaj}	Összes erodált humusz (kg/ha)
		átlag	szórás		
Görgetve szállított talajanyag tálcás fogó alapján					
A - tálca	970,0	4,47	0,08	0,98	43,37
B - tálca	950,0	4,44	0,17	0,95	42,18
Lebegtetve szállított talajanyag MWAC csapdák alapján					
A - 5 cm	55,3	4,86	0,31	1,07	2,69
A - 15 cm	23,5	5,45	0,12	1,20	1,28
A - ≥25 cm	21,2	5,37	0,12	1,18	1,14
B - 5 cm	85,1	4,56	0,03	0,96	3,88
B - 15 cm	52,4	5,01	0,45	1,06	2,63
B - ≥25 cm	62,5	4,85	0,11	1,02	3,03

2. táblázat Az elmozduló talajanyag, a humuszfeldúsulási faktorok, valamint az elmozduló humuszanyag mennyiségének alakulása az „A” és a „B” kísérletsorozatok alkalmával (15 m/s szélesebességen, 10 perces fújatással)

Összegzés

Kutatásunkban terepi szélesatornás méréseket végeztünk dél-alföldi réti csernozjom talajon. A két különböző felszínfedettség mellett 3-3 ismétlésben elvégzett fújatási kísérletek eredményei rávilágítottak arra, hogy legnagyobb gazdasági kincsünket jelentő termőföldjeinken egy 10 perces, 15 m/s-os szélesebesség esetén is már hektáronként 1 tonnánál nagyobb talajmennyiség mozdul el. Ennek döntő többsége görgetve szállítódik a felszínen, és kb. csak 10–15%-a mozog lebegtetve. Ez utóbbi anyagmennyiség jóval nagyobb távolságokra is eljuthat, s így végleg elveszik a mezőgazdaság számára az eredeti talajnál lényegesen nagyobb arányban megtalálható humusztartalma is.

Kutatásunkat az OTKA K 73093, valamint a TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0005 azonosító számú pályázatok támogatták.

Irodalomjegyzék

- BACH, M., 2008. Aolische Stofftransporte in Agrarlandschaftem. PhD Dissertation. Christian-Albrechts Universitat. Kiel.
- BAUKÓ T. & BEREGSZÁSI P., 1990. Egyszerűsödő agrár-tér szerkezet – fokozódó szélkárosodás Békés megyében. Környezetgazdálkodási Évkönyv 1989. Békéscsaba. 87–95.
- BÓDIS K. & SZATMÁRI J., 1998. Eolikus geomorfológiai vizsgálatok DDM felhasználásával. In: VII. Térinformatika a felsőoktatásban szimpózium. Budapest. 102–107.
- BODOLAY I.-NÉ, 1966. A széleróziót befolyásoló változó talajfizikai tulajdonságok. *Agrokémia és Talajtan*. **15**. 372–383.
- BODOLAY I.-NÉ, MÁTÉ F., SZÜCS L., 1976. A szélerózió hatása a Bácskai löszháton. *Agrokémia és Talajtan*. **25**. 96–103.
- BORSY Z., 1972. A szélerózió vizsgálata a magyarországi futóhomok területeken. *Földrajzi Közlemények*. **20**. (2–3) 156–160.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.), 2010. Magyarország kistájainak katasztere. MTA FKI, Budapest. 285–289.
- FARSANG A., SZATMÁRI J., NÉGYESI G., BARTUS M. & BARTA K., 2011. Csernozjom talajok szélerózió okozta tápanyag-áthalmozódásának becslése szélcsatorna-kísérletekkel. *Agrokémia és Talajtan*. **60**. (1) 87–102.
- FISTER, W. & RIES, J.B., 2009. Wind erosion in the central Ebro Basin under changing land use management. Field experiments with a portable wind tunnel. *Journal of Arid Environments*. **73**. (11) 996–1004.
- GILLETTE, D., 1978. A wind tunnel simulation of the erosion of soil: Effect of soil texture, sandblasting, wind speed, and soil consolidation on dust production. *Athmospheric Environment*. **12**. (8) 1735–1743.
- HARKÁNYINÉ SZÉKELY, Zs., HERKÓ, D. 1989. Magyarország homokveréses kártérképe (1977-1986) I. M=1:100 000. ICA Nemzetközi Térképészeti Társulás XIV. Világkonferenciája Budapest
- LARNEY, F. J. et al., 1998. Wind erosion effects on nutrient redistribution and soil productivity. *Journal of Soil and Water Conservation*. **53**. (2) 133–140.
- LÓKI J., 2003. A szélerózió mechanizmusa és magyarországi hatásai. MTA doktori értekezés. Debrecen.
- LÓKI J. & SCHWEIZER F. 2001. Fialat futóhomokmozgások kormeghatározási kérdései–Duna–Tisza közti régészeti feltárások tükrében –. *Acta Geographica Geologica et Meteorologica Debrecina*. **XXXV**. 175–183.
- MAURER, T., HERRMANN, L., GAISER, T., MOUNKAILA, M. & STAHR, K., 2006. A mobile wind tunnel for wind erosion field measurements. *Journal of Arid Environments*. **66**. (2) 257–271.
- MEZŐSI, G. & SZATMÁRI, J., 1998. Assessment of wind erosion risk on the agricultural area of the southern part of Hungary. *Journ. Hazardous Materials*. **61**. 139–153.
- MUCSI, L. & SZATMÁRI, J., 1998. Landscape changes of a blown sand surface on the Great Hungarian Plain. The problems of landscape ecology. **III**. Warsaw. 215–222.
- NEEMANN, W., 1991. Bestimmung des Bodenerodierbarkeitsfaktors für winderosionsgefährdete Böden Norddeutschlands – Ein Beitrag zur Quantifizierung der Bodenverluste. *Geologisches Jahrbuch*. **25**. Hannover.

- SZATMÁRI, J., 1997. Evaluation of wind erosion risk on the SE part of Hungary. *Acta Geographica Szegediensis*. **XXXVI**. 121–135.
- SZATMÁRI, J., 2005. The evaluation of wind erosion hazard for the area of the Danube–Tisza Interfluve using the revised wind erosion equation. *Acta Geographica Szegediensis*. **XXXVIII**. 84–93.
- VÁRALLYAY GY., SZŰCS L., MURÁNYI A., RAJKAI K. & ZILAHY P., 1979. Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100 000 méretarányú térképe I. *Agrokémia és Talajtan*. **28**. 363–384.
- VÁRALLYAY GY., SZŰCS L., MURÁNYI A., RAJKAI K. & ZILAHY P., 1980. Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100 000 méretarányú térképe II. *Agrokémia és Talajtan*. **29**. 35–76.
- ZOBECK, T. & FRYREAR, D. W., 1986. Chemical and physical characteristics of windblown sediment. *Transaction of the ASAE*. **29**. 1037–1041.
- ZOBECK, T., FRYREAR, D. W. & PETIT, R. D., 1989. Management effects on wind-eroded sediment and plant nutrients. *J. Soil & Water Conservation*. **44**. 160–163.

Antropogén talajok sajátosságai a talajszennyezés vertikális terjedésében: a háromfázisú zóna transzportfolyamatainak modellezése városi területen

Fejes Ildikó, Farsang Andrea, Barta Károly

Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék,
Szeged

Összefoglalás

Kutatásunk során a talaj–kolloid–talajvízrendszer szivárgáshidraulikai és transzportfolyamatait modelleztük városi területen. A szegedi talajvíz-monitoring kúthálózat minőségre vonatkozó adatai alapján a hat legszennyezettebb talajvízű kút környezetében talajmintákat vettünk, melyekben hét toxikus szennyező (Cu, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Zn) koncentrációját határoztuk meg. Laboratóriumi vizsgálatok segítségével feltártuk az egyes szelvényekre jellemző adszorpciós-deszorpciós tulajdonságokat a Ni esetében. A talajok textúrájának, a mért komponensek koncentrációinak, a beszivárgó víz tulajdonságainak és egyéb tényezők ismeretében WHI UnSat 2.2 programmal modelleztük a Ni telítetlen zónában való migrációját. Meghatároztuk a különböző időpontokban feltételezhető fémkoncentrációkat a lefelé migráló talajoldatban, valamint azt az időintervallumot, amely után már ténylegesen megjelenhet a csapadékból és a talajból származó szennyezés a gyakran már erősen kontaminálódott talajvízben.

Summary

During our investigation the flow and transport processes of the unsaturated soil zone were modeled in urban area. According to the quality results of the groundwater monitoring network in Szeged, soil samples were taken in the vicinity of six wells with most contaminated groundwater, in which the concentrations of seven toxic pollutants (Cu, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Zn) were determined. The adsorption-desorption properties of Ni in the profiles were defined using laboratory experiments. After the determination of soil texture, metal concentrations, infiltrating precipitation and other parameters, the Ni migration in the unsaturated zone was modeled with WHI UnSat 2.2. Potential metal concentrations were predicted in migrating soil solution in different periods. Furthermore, the period was also determined after which the metals can be detected in heavily contaminated groundwater.

Bevezetés

Városi területen a talajok az emberi beavatkozás hatására jelentősen megváltoztak, átalakultak. A város-specifikus változások közé tartozik a talajvízszint süllyedése, a talaj tömörödése, valamint a fűtésből, ipari tevékenységből és közlekedésből származó szennyezések (H. - P. Blume, 1993). A talajba kerülő szennyezőanyagok, köztük a nehézfémek elsősorban a csapadékvíz közvetítésével szivároghatnak be a felszín alá, elszennyezve a talajvizet. Az e területekre jellemző antropogén talajok speciális tulajdonságai révén sajátos, rétegenként rapszodikusán változó puffer képességgel rendelkeznek. A talaj puffer képessége segítségével a káros anyagoknak csak egy részét képes megkötni – megakadályozva a talajvízbe jutását –, ezért a

szennyezőanyagok transzportfolyamatainak feltárásához elengedhetetlen az egyes talajrétegek adszorpciós-deszorpciós tulajdonságainak ismerete.

Számos kutatásban foglalkoztak különböző talajtípusok nehézfém adszorpciójával (Szegevári I. et al., 2003; H. B. Bradl, 2004; A. R. A. Usman, 2008; Balázs B. R. et al., 2011), melyekben laboratóriumi kísérletekkel és Langmuir izotermák alkalmazásával meghatározták az egyes talajokra jellemző adszorpciós kapacitást és a vizsgált fémek közötti adszorpciós sorrendeket. Városi talajokra vonatkozó fém adszorpciós vizsgálatokban (J. Markiewicz-Patkowska et al., 2005; K. Ljung et al., 2006; X. Dong et al., 2010; F. Madrid, M.C. Florido, 2010) kimutatták, hogy az antropogén hatásokkal erőteljesen módosított talajokra jellemző horizontális és vertikális változékonyság az adszorpciós képességben is megmutatkozik. Az egyes fémek 3 fázisú zónában való migrációjának feltérképezésénél szükséges figyelembe venni ezt a heterogén megkötő képességet, természetesen további, a transzportfolyamatokat meghatározó paraméterekkel (szivárgási tényező, nedvességtartalom, fizikai féleség, stb.) együttesen.

Jelen tanulmány céljai közé tartozik a szegedi városi talajok kémiai állapotának megismerése a legszennyezettebb talajvízű területeken; az egyes szelvényekre jellemző adszorpciós-deszorpciós tulajdonságok feltárása laboratóriumi vizsgálatok alapján, valamint a nehézfémek vertikális migrációjának modellezése a talaj-kolloid-talajvízrendszerben. A vizsgált fémek közül a legtöbb határérték feletti koncentrációt a talajra vonatkozóan a Ni esetében tapasztaltuk, ezért a szorpciós méréseket és a transzportmodellezést is erre az elemre végeztük el.

Vizsgálati anyag és módszer

Kutatásunk során a szegedi talajvíz-monitoring kúthálózat minőségre vonatkozó adatai alapján (Fejes I., Farsang A., 2012) a hat legszennyezettebb talajvízű kút környezetében talajmintákat vettünk (1. ábra). A mintákat a SZTE Akkreditált Talaj- és Vízvizsgáló Laboratóriumában nyolc toxikus szennyezőre (Cu, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Zn, As) vizsgáltunk be atomabszorpciós spektrofotométerrel (AAS), királyvizes feltárást követően. A talajvíz és a csapadékvíz fémkoncentrációit optikai emissziós spektrofotométerrel (ICP OES) mértük meg.

Adszorpciós vizsgálatokkal meghatároztuk az egyes talajrétegek adszorpciós kapacitását, melyhez 20 db mintát választottunk ki. A kísérletek kétszeres ismétléssel valósultak meg, az eredmények 24 °C-ra értendők. A mintákból 12 g \pm 0,001 g (m) talajt kimértünk, majd 30 cm³ különböző koncentrációjú ($C_0 = 0,2$ mg/l; 10 mg/l; 50 mg/l; 100 mg/l) NiSO₄³⁻ oldatot ráöntve, 1 órás rázatást követően AAS-sel meghatároztuk az egyensúlyi oldatkonzentrációt (C_e). A talaj által megkötött fémkoncentrációt (q) az alábbi összefüggéssel számítottuk ki (Filep Gy., Füleky Gy., 1999):

$$q = (C_0 - C_e) * V/m,$$

(ahol q : az egyensúlyi adszorbeált fémmennyiség [mg/kg], C_0 : a törzsoldat kezdeti koncentrációja [mg/l], C_e : az egyensúlyi oldatkonzentráció [mg/l], V/m : a hígítási arány (2,5))

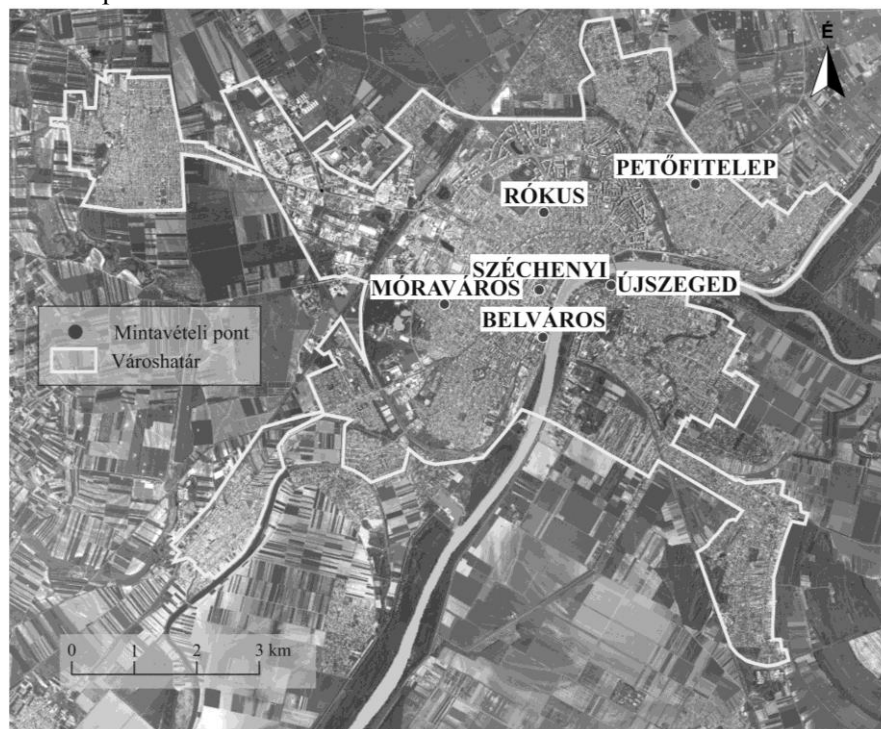
Az adszorpciós izotermák felvételéhez az egyensúlyi oldat Ni koncentrációját (C_e) ábrázoltuk az egységnyi talajon megkötött Ni koncentráció (q) függvényében. Az így kapott adszorpciós izotermák pontjaira Microcal Origin 6.0 szoftver felhasználásával Langmuir izotermát illesztettünk:

$$y = a * x / (1/k + x),$$

(ahol y : a felületi koncentráció [mg/g], a : a szilárd fázis telítési felületi koncentrációja [mg/g], x : az egyensúlyi oldatkonzentráció [mg/l], k : adszorpciós egyensúlyi állandó [l/mg])

A laboratóriumban határoztuk meg a migrációs modellépítéshez szükséges további paramétereket: szivárgási tényező [mm/h], térfogattömeg [g/cm^3], összporozitás [tf%], nedvességtartalom [tf%], pH [-], humusztartalom [%], fizikai féleség (Arany-féle kötöttségi szám alapján).

A telítetlen zóna áramlási és transzportmodelljét a WHI UnSat 2.2 szoftver VS2DT moduljával készítettük el, Langmuir adszorpciót alkalmazva. A modellt 1, 5, 10, 50 és 100 évre futtattuk le a laborban mért, valamint a számított kiindulási paraméterek felhasználásával.

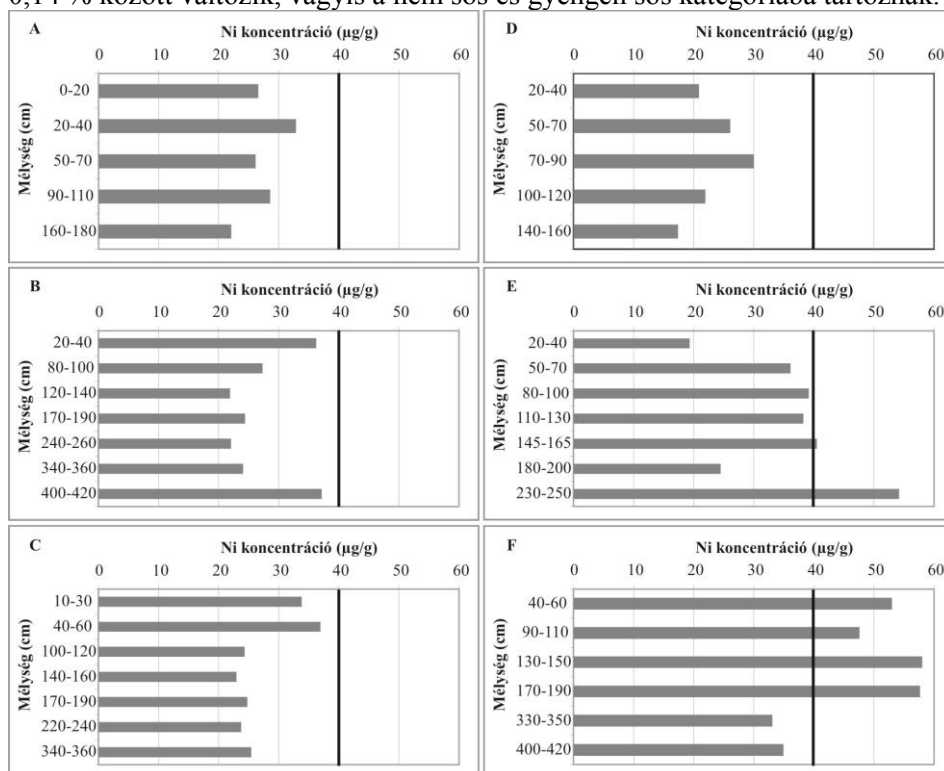


1. ábra: A mintavételi pontok elhelyezkedése a mintaterületen

Vizsgálati eredmények

A talajok fizikai és kémiai tulajdonságai, nehézfém tartalma

A 6 mintavételi pont talajtulajdonságai merőben eltérőek. Városi talajokról lévén szó, nem állapíthatók meg egyértelműen genetikai szintek, ezért rétegeket különítettünk el. Néhány szelvény csak feltöltésből tevődik össze, teljes mélységben antropogén eredetű, ezért rétegenként gyakran igen eltérő fizikai és kémiai paraméterekkel jellemezhetők. A talajminták nagy részének (Arany-féle kötöttségi szám alapján meghatározott) fizikai félesége homokos-vályog, vályog és agyagos vályog, de a két belvárosi szelvényben (SZÉCHENYI, BELVÁROS) homok rétegek is előfordulnak. A pH a mélységgel csökken négy szelvény esetén, míg a Tisza partján található SZÉCHENYI és ÚJSZEGED szelvényekben a kémhatás rapszodikus lefutású. A talajminták só tartalma 0,01–0,14 % között változik, vagyis a nem sós és gyengén sós kategóriába tartoznak.



2. ábra: A Ni koncentrációk változása a szelvényekben (A: BELVÁROS, B: MÓRAVÁROS, C: SZÉCHENYI, D: RÓKUS, E: PETŐFITELEP, F: ÚJSZEGED) a mélység függvényében (B határérték egyenes vonallal jelölve)

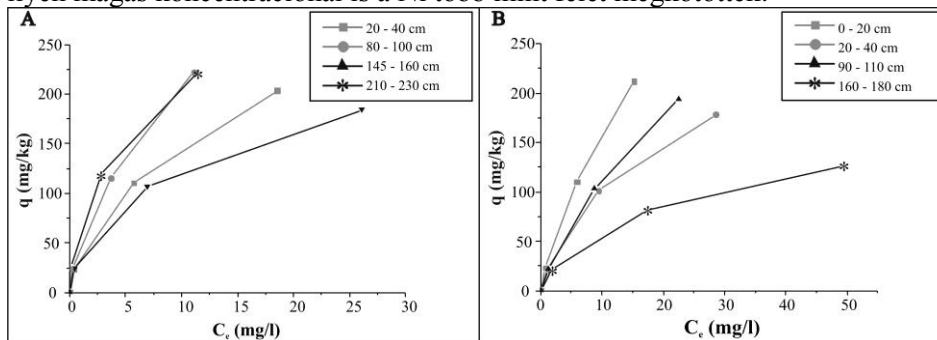
A humusztartalom vertikális megoszlását tekintve nem követi a természetes talajokra jellemző, mélységgel csökkenő mintázatot; értékei döntően a 0,5–4%-os intervallumban mozognak. Kivételt képez a BELVÁROS szelvény, melynek

felső 20 cm-es rétegében 5% feletti humusztartalmat mértünk. E mintavételi pont egy közintézmény udvarában helyezkedik el, ahol folyamatosan vastag avartakaró borítja a felszínt, melynek bomlásából származhat a szervesanyag-többlet.

A nehézfém-vizsgálatok szerint a legszennyezettebb talajvízű kutak környezetében a talaj is magas fém-koncentrációkkal jellemezhető. Néhány mintánál a Ni, a Zn, az Pb és a Cu meghaladta a vonatkozó (B) szennyezettségi határértékeket (6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet). A szelvények közül leginkább a BELVÁROS jelölésű szennyezett, melyben igen magas értékeket mértünk a Ni, a Cu és a Zn tekintetében. A hét vizsgált fém közül egyedül a Cd esetében kaptunk kimutathatósági határ alatti értékeket. A fémek a szelvények többségében a 20–100 cm-es mélységben dúsulnak fel leginkább, majd a mélységgel csökken a koncentrációjuk. A mért komponensek közül Ni-lel szennyezett a legtöbb minta, melynek koncentráció-változását a mélység függvényében a 2. ábra mutatja be.

Nikkel adszorpció

Laboratóriumi sztatikus egyensúlyi kísérletekben a talajok Ni adszorpciós képességét vizsgáltuk, melyek eredményeként megkaptuk az egyensúlyi oldatkonzentrációt, melyből – a kiindulási oldat koncentrációjának ismeretében – kiszámoltuk a szilárd fázis által adszorbeált Ni mennyiséget. A legkisebb töménységű (0,2 mg/l) oldat talajon történő átvezetésekor a minták az összes Ni-t megkötötték az oldatból, viszont a 10 mg/l-es esetben már meredeken csökken az adszorpciós képesség. A minták a legmagasabb kezdeti oldatkonzentráció (100 mg/l) esetén a Ni 10–50 %-át eresztették át, tehát még ilyen magas koncentrációnál is a Ni több mint felét megkötötték.



3. ábra: Az egyensúlyi oldatkonzentráció (C_e) a szilárd fázisban megkötött koncentráció (q) függvényében a PETŐFITELEP (A) és a BELVÁROS (B) szelvény esetében

Az adszorpciós kapacitás meghatározására a kapott pontokra Langmuir izotermákat illesztettünk, melyek elemzésével és a számított adatok segítségével megadható, hogy egy későbbi Ni koncentráció változás során milyen folyamatok játszódnak le a talajban. A vizsgált talajok adszorpciós izotermái egyetlen esetben sem követik a természetes talajokra jellemző – a feltalajtól a

mélységgel csökkenő adszorpciós képességet mutató – vertikális elrendeződést. Több szelvénynél a 2. vagy akár a legalsó réteg (3. A ábra) rendelkezik a legnagyobb meredekséggel, így egyben a legnagyobb adszorpciós kapacitással. Az antropogén talajrétegek heterogenitása látszik a BELVÁROS szelvény esetén is, ahol az adszorpciós sorrend: 1. réteg > 3. réteg > 2. réteg > 4. réteg (3. B ábra).

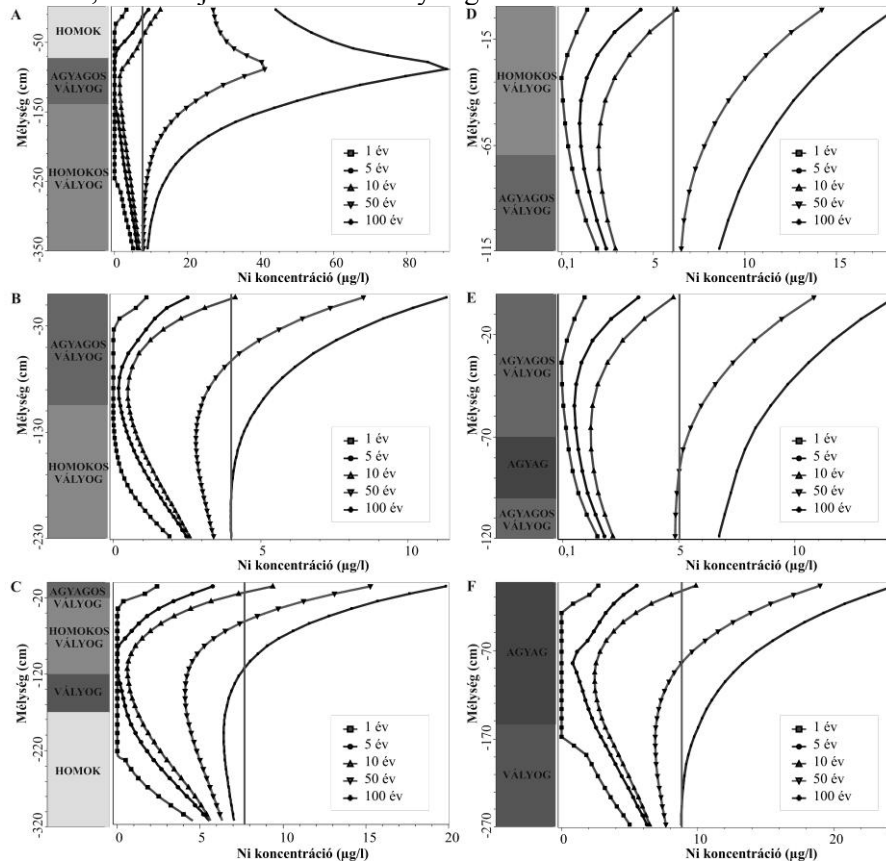
Az adszorpciós kapacitás (a) értékeket tekintve a talajminták között jelentős különbségeket tapasztaltunk, ugyanis a szelvényeken belüli egyes rétegek több mint kétszeres Ni koncentrációt is képesek adszorbeálni, mint szomszédos rétegeik. A nagy különbségek oka a minták eltérő fizikai és kémiai tulajdonságaiban keresendő. A humusztartalmat, a fizikai féleséget, valamint az adszorpciós izotermákra illesztett Langmuir függvények alapján meghatározott paramétereket az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat: A szelvények adszorpciót befolyásoló és adszorpciós paraméterei (a: talaj által maximálisan megköthető koncentráció [mg/g], K: adszorpciós állandó [ml/g])

Szelvény	Mélység [cm]	Fizikai féleség	pH	Humusz [%]	a [mg/g]	K [ml/g]
RÓKUS	0-70	homokos vályog	7,85	2,15	153,31	1,06
	70-100	agyagos vályog	8,14	1,26	294,72	1,24
	100-160	vályog	8,32	0,44	253,45	1,68
ÚJSZEGED	0-60	agyag	8,14	1,49	390,29	0,59
	60-150	agyag	7,97	1,51	386,44	0,70
	150-300	vályog	7,43	0,64	271,00	0,67
PETŐFITELEP	0-70	agyagos vályog	7,69	3,04	314,93	0,98
	70-100	agyag	7,63	2,22	390,44	1,18
	100-160	agyagos vályog	8,17	0,35	241,57	1,21
	160-250	vályog	8,27	0,39	305,00	2,33
BELVÁROS	0-20	vályog	7,47	5,14	480,53	0,52
	20-75	homok	7,83	2,00	278,28	0,62
	75-140	agyagos vályog	7,19	3,94	431,64	0,36
	140-190	homokos vályog	7,62	2,85	169,14	0,58
SZÉCHENYI	0-20	agyagos vályog	7,23	2,49	381,35	0,68
	20-120	homokos vályog	7,94	1,13	266,02	0,52
	220-360	homok	8,18	1,47	376,78	1,40
MÓRAVÁROS	0-70	agyagos vályog	7,72	3,52	330,65	1,13
	70-260	homokos vályog	8,43	0,55	214,23	1,34
	260-420	agyagos vályog	8,43	0,42	250,35	1,20

Nikkel migráció a telítetlen zónában

A Ni vertikális migrációját szimuláló modellekhez szükséges input adatok túlnyomó részét laboratóriumi vizsgálatokkal határoztuk meg. A peremfeltételek fontos elemei közé tartozik a csapadékvíz Ni koncentrációja (mg/l), valamint a beszivárgó víz intenzitása (mm/év). Előbbit egy esős napon vételeztünk, frissen lehullott mintákból mértük. Utóbbit irodalmi adatokra támaszkodva (G. Wessolek, M. Renger, 1998; Hajnal G., 2007; Unger J. 2007; Hajnal G., 2010;) az összes szelvényre egységesen 50 mm/évben határoztuk meg (mely a Szegedre vonatkozó átlagos évi csapadékmennyiség mintegy 10 %-ának felel meg). A szelvények környezetét, illetve beépítettségi fokát ismerve azonban valószínűsíthető, hogy az általunk becsült érték a valósnál alacsonyabb, mely által még több Ni kerülhet a talajba és migrálhat egészen a talajvízig. A modellezésnél feltételeztük, hogy a csapadékvíz Ni koncentrációja állandó, és a talajban lévő Ni mennyisége is változatlan.



4. ábra: 1, 5, 10, 50 és 100 éves Ni migráció a szelvényekben (A: BELVÁROS, B: MÓRAVÁROS, C: SZÉCHENYI, D: RÓKUS, E: PETŐFITELEP, F: ÚJSZEGED) (deszorpció kezdetének időpontja egyenes vonallal jelölve)

A Ni vándorlását a 3 fázisú zónában 100 évre modelleztük, mely segítségével meghatározható az az időpont, és az a mélység, melytől már deszorpció játszódik le a szelvényekben.

A mintavételi helyek közül a leginkább szennyezett, antropogén anyagokkal erősen terhelt szelvény a BELVÁROS jelölésű, melynek Ni migrációs görbéi eltérnek a többi szelvénytől (4. A ábra). Itt az első évben a felső homokos rétegben (0–40 cm) adszorbeálódik a csapadékból beszivárgott Ni, viszont a 10. évben e rétegben az adszorpciós helyek telítődnek, deszorpció zajlik le. Ekkor a beszivárgó víz már a talajban lévő Ni egy részét is kimossa, növelve az alatta lévő rétegek szennyezettségét. A 90 cm-es mélységtől lefelé az agyagos vályog réteg nagyobb adszorpciós kapacitásának köszönhetően csökken a Ni koncentráció a talajoldatban, egészen a talajvízszintig, tehát ez a szelvényrész sikeresen gátolja egy nagyobb Ni mennyiség talajvízbe jutását. Az 50. évtől minden mélységben magasabbak a Ni értékek a csapadékból származónál, tehát a teljes szelvényben deszorpció játszódik le.

Az időbeli változást tekintve az 1. modellezett évben a szelvények többségében a felső 20-40 cm-es mélységben akkumulálódik a legnagyobb része a beszivárgó Ni koncentrációnak, majd a szelvények felépítésétől függően az 5., illetve a 10. évben már az alsóbb, eltérő textúrájú rétegekbe is leszivárog. A MÓRAVÁROS (4. B ábra) és a SZÉCHENYI (4. C ábra) szelvényt kivéve a modellek 100. évében a profilok teljes mélységében deszorpció játszódik le, tehát már a talajból kimosódó Ni is terheli a talajvizet. A BELVÁROS, a RÓKUS (4. D ábra) és a PETŐFITELEP (4. E ábra) szelvények esetében ez a folyamat már az 50. évben is jellemző. Pozitív eredmény mutatkozik a SZÉCHENYI és az ÚJSZEGED (4. F ábra) szelvényeknél, ahol az 1. évben a rétegek nagyjából felébe egyáltalán nem jut be Ni a beszivárgó vízből.

Vizsgálati eredmények értékelése, következtetések

A feltárt szelvények vizsgálata révén képet kaptunk arról, hogy Szeged talajai – függetlenül a belvárosi vagy külvárosi elhelyezkedéstől – jelentősen módosultak az erőteljes emberi beavatkozások következtében. A talajok mind horizontális, mind vertikális tulajdonságait illetően igen változatosak, eltérnek a természetes talajoktól. A különböző fémekkel való szennyezettséget tekintve kijelenthető, hogy nemcsak a talajvíz, hanem a talaj is számos toxikus fémrel terhelt. Elsősorban a közúti közlekedéshez köthető fémek (Ni, Pb, Cr) jelennek meg nagy mennyiségben a talajban, valamint a Cu és a Zn, melyek (a közlekedési eszközök alkatrész-kopásain kívül) az ereszcatornák anyagából, nem megfelelő hulladék elhelyezésből, szennyvízcatornák repedéseiből származhatnak. Az aszfaltra és más felületekre lehullott csapadékmintákban is jelentékeny fémkoncentrációkat mértünk, mely azt bizonyítja, hogy a talajszennyezés egy része a kontaminálódott csapadékvízből juthat a talajba.

A fentiekből is kitűnik, hogy a felszínre kerülő szennyezések az egész környezeti rendszert érintik, és míg a vízben többnyire csak szállítódnak, addig

a talajban a szűrőképesség és az adszorpciós kapacitás révén akkumulálódnak is (Szabó Sz., 2004), ezért fontos a talajok szorpciós tulajdonságainak ismerete. Adszorpciós izotermák segítségével meghatároztuk az egyes rétegekre jellemző adszorpciós kapacitás és adszorpciós állandó értékeket, melyek szelvényenként és rétegenként is nagy különbségeket mutattak. Az adszorpciós folyamatokat elsősorban a pH, a humusz- és agyagmennyiség és minőség befolyásolja. Mivel a pH minden minta esetében az enyhén lúgos, lúgos kategóriába (7,19–8,51) tartozik, nem befolyásolja jelentősen a Ni mobilizációt. A kapott izotermák eredményei alapján az agyagos textúrájú, valamint a magasabb humusztartalmú rétegeknél nagyobb a maximálisan megköthető Ni mennyisége is (1. táblázat), tehát e paraméterek között szoros összefüggés tárható fel. Kimutattuk továbbá, hogy e két befolyásoló tényező közül a Ni adszorpcióban inkább az agyagnak, mint a humusznak van szerepe.

A WHI Unsat szoftverben a telítetlen zóna áramlási és transzportmodelljének kimenő adatai alapján feltártuk a talaj telítetlen zónájában végbemenő adszorpciós-deszorpciós folyamatokat, a szelvényekben a migráló talajnedvesség Ni mennyiségének időbeli változását, valamint az esetlegesen a talajvízbe kerülő Ni koncentrációkat. A modellek eredményei alátámasztják az adszorpciós izotermákból levont következtetéseket, ugyanis például a BELVÁROS szelvény esetén a homok réteg – rosszabb adszorpciós képessége miatt – kevesebb Ni-t köt meg, míg az alatta elhelyezkedő agyagos vályog felső része megköti a Ni koncentráció túlnyomó részét, megvédve (a telítődés eléréséig) az alatta elhelyezkedő talajt. Az agyag réteg jó megköti képessége látványosan jelentkezik az ÚJSZEGED szelvényénél, melynek modellje szerint az első évben e réteg teljesen adszorbeálja a Ni-t, és az 5. évben is csak elenyésző koncentrációt enged át. A legmeredekebb migrációs görbékkel jellemezhető PETŐFITELEP szelvényben a leginkább egyenletes a beszivárgó Ni profilon belüli megoszlása, melynek oka lehet a felszínhez közeli talajvíztükör, valamint a rétegek hasonló textúrája és adszorpciós paraméterei. A SZÉCHENYI szelvény alsó homok rétege jó példa a talajvíz szempontjából kedvezőtlen texturális felépítésre, ugyanis a modellben e réteg talajoldatában relatíve magas a Ni koncentráció, mely könnyen bejuthat a talajvízbe.

A Ni migráció prediktív modelljei alapján kimutattuk, hogy a szelvények többségénél az első években még nem jut el a beszivárgó csapadékvízből származó Ni a talajvíz szintjéig, ám az 50., illetve 100. évben már a szelvények teljes hosszában deszorpció játszódik le, további Ni koncentrációval növelve a már szennyezett talajvizet. Az antropogén talajok sajátosságai a modellek eredményeiben is megmutatkoznak, ugyanis a rétegenként eltérő fizikai és adszorpciós tulajdonságok befolyásolják a lefelé migráló talajoldat jövőbeli Ni koncentrációját. A modellekbe betáplált, évente azonos Ni beszivárgás ellenére az idő előrehaladtával növekszik a Ni koncentráció minden szelvényben, tehát a talajok adszorpciós hatásfoka csökken, mivel a talaj ugyanazon Ni koncentrációból egyre kevesebb hányadot képes visszatartani.

Irodalomjegyzék

- 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EÜM-FVM EGYÜTTES RENDELET a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről. Magyar Közlöny. **51.** 14398–14414.
- BALÁZS, B. R., NÉMETH, T., SIPOS, P., SZALAI, Z. & MAY Z., 2011. A réz megkötődésének vizsgálata egy agyagbemosódásos barna erdőtalaj akkumulációs és kilúgozódási szintjein. In: Talajaink a változó természeti és társadalmi hatások között: Talajvédelem különszám. (Szerk.: Farsang, A., Ladányi, Zs.) 315–322. Talajvédelmi Alapítvány, Budapest; Magyar Talajtani Társaság, Gödöllő.
- BLUME, H. - P., 1993. Böden. In: Stadtökologie. (Eds.: Sukopp, H. & Wittig, R.) 154–171. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-Jena-New York.
- BRADL, H. B., 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science* **277.** 1–18.
- DONG, X., LI, C., LI, J., WANG, J., LIU, S. & YE, B., 2010. A novel approach for soil contamination assessment from heavy metal pollution: A linkage between discharge and adsorption. *Journal of Hazardous Materials* **175.** 1022–1030.
- FEJES, I. & FARSANG, A., 2012. Szervetlen szennyezők monitoring vizsgálata Szeged talajvizében. In: VIII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. (Szerk.: Fejes Lászlóné Utasi, A., Vincze-Csom, V.) 236–241. Göttinger Kiadó, Veszprém.
- FILEP, GY. & FÜLEKY, GY., 1999. A talaj kémiai tulajdonságai. In: Talajtan. (Szerk.: Stefanovits, P.) 86–130. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- HAJNAL, G., 2007. Városi hidrogeológia. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- HAJNAL G., 2009. A vízmérleg összetevőinek számítása városi környezetben. *Hidrológiai Közlöny* **89.** (3.) 49–52.
- LJUNG, K., SELINUS, O. & OTABBONG, E., 2006. Metals in soils of children's urban environments in the small northern European city of Uppsala. *Science of the Total Environment* **366.** 749–759.
- MADRID, F. & FLORIDO, M. C., 2010. Effects of the presence of a composted biosolid on the metal immobilizing action of an urban soil. *Journal of Hazardous Materials* **176.** 792–798.
- MARKIEWICZ-PATKOWSKA, J., HURSTHOUSE, A. & PRZYBYLA-KU, H., 2005. The interaction of heavy metals with urban soils: sorption behaviour of Cd, Cu, Cr, Pb and Zn with a typical mixed brownfield deposit. *Environment International* **31.** 513–521.
- SZABÓ, SZ., 2004. Talajtulajdonságok szerepének értékelése egy tájérzékenység-vizsgálat példáján. In: Talajtulajdonságok szerepének értékelése egy tájérzékenység-vizsgálat példáján. (Szerk.: Kerényi A.) 3–135. *Studia Geographica XIII.*, Debreceni Egyetem, Debrecen.
- SZEGVÁRI, I., SIMON, L. & PROKISCH, J., 2005. Króm(III)-pikolinát vizsgálata a talaj-növény rendszerben. *Agrokémia és talajtan* **54.** (3–4.) 417–426.
- UNGER, J., 2007. A városi területek vízmérlege. In: Földrajzi Tanulmányok 1., Városökológia. (Szerk.: Mezősi G.) 91–98. JATEPress, Szeged.
- USMAN, A. R. A., 2008. The relative adsorption selectivities of Pb, Cu, Zn, Cd and Ni by soils developed on shale in New Valley, Egypt. *Geoderma* **144.** 334–343.
- WESSOLEK, G. & RENGGER, M., 1998. Bodenwasser- und Grundwasserhaushalt. In: Stadtökologie. (Eds.: Sukopp, H. & Wittig, R.) 186–200. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-Jena-New York.

Egy kationos tenzid (CPC) adszorpciója talajokon és talajalkotókon

Földényi Rita¹, Tóth Zoltán¹, Csatári Tünde², Makó András²
Pannon Egyetem, ¹Föld- és Környezettudományi Intézeti Tanszék, Veszprém;
²Növénytermesztéstani és Talajtani Tanszék, Keszthely

Összefoglalás

A felületaktív anyagok (tenzidek) mindennapjaink nélkülözhetetlen vegyszerei. Szerepük rendkívül sokrétű és ellentmondásos is lehet: környezetvédelmi szempontból szennyezések eltávolítására használhatók fel, de egyúttal túlzott és felelőtlen használatuk miatt maguk is szennyezőkké válnak. A kationos tenzidek vizes oldatából szilárd felületen bekövetkező adszorpció természetes önrendeződési folyamat, amit pl. kompozitok előállítása során modell-rendszerként lehet hasznosítani. A szennyezett víz kezelésére alkalmazható organofillett bentonit is ilyen folyamat eredménye. A cetil-piridinium-klorid (CPC) nevű kationos tenzid mint modell vegyület esetében sztatikus egyensúlyi kísérletek segítségével összehasonlítottuk, hogy bizonyos talajtípusok és talajkomponensek (adszorbensek) felülete milyen kiindulási CPC koncentrációértéknél válik hidrofóbbá. Ennek a gyakorlatban pl. a talajba jutó ásványolaj-eredetű szennyezések megkötése szempontjából lehet jelentősége. Munkánk eredményeként megállapítottuk, hogy a hidrofób felület kialakításához szükséges CPC mennyisége és az adszorbens jellemző tulajdonságai szoros kapcsolatban vannak egymással.

Abstract

Surfactants are very important chemicals used in everyday life. Their environmental role is controversial, because they can be used in removal of contaminants from one side, but their intensive and irresponsible application leads to soil contamination. Adsorption process of cationic surfactants dissolved in water result in self-arrangement of the solute on solid surface. This system can be applied as a model, e.g. at the production of composites. Organophilised bentonite used in the treatment of wastewater can be obtained as a result of such processes. Cetylpyridinium chloride (CPC) being a cationic surfactant was the model compound in static equilibrium experiments, where various soils and soil components were applied as adsorbents. It was compared which initial concentration of CPC had to be used in order to make the surface hydrophobic. This result can have significance when contaminants of mineral oil origin are present in the soil and they can be bound to the surface. It was pointed out that the amount of CPC needed to the formation of hydrophobic surface related significantly to the main properties of the adsorbent.

Bevezetés

A XX. század második felétől rohamosan megnőtt az olyan vegyszerek használata, ami környezeti szennyezést eredményezett, így az élővilágot és benne az embert is veszélyeztette. Több súlyos eseménynek kellett ahhoz történnie, hogy a hatóságok is rádöbbenjenek arra, hogy szükség van mennyiségi korlátozásra. Egyes szereket betiltottak (pl. DDT), másokra határértékeket szabtak meg. Jellegetes talajszennyezőkként említhetjük a

mezőgazdasági vegyszereket (növényvédő szerek és egyes műtrágyák), valamint az ásványolajat, illetve komponenseit. Sokan nem gondolnak arra, hogy a felületaktív anyagok (tenzidek) is ide sorolandók, hiszen ezek mindennapos vegyszereink, és a legtöbb forgalomba hozott vegyipari termékben – így a növényvédő szerekben is – jelen vannak adalékanyagként.

Ezek ún. aszimmetrikusan poláris molekulák, amelyek a folyadék/gáz határfelületen felhalmozódnak, ott irányítottan (a felületre merőlegesen) helyezkednek el és jelentősen csökkentik az adott folyadék felületi feszültségét. Attól függően, hogy milyen jellegű poláris csoport részét alkotja hidrofób lánc, megkülönböztetjük a kationos, anionos, nemionos és amfoter felületaktív anyagokat (Szántó, 1992, Juhász, 1995).

A tenzidek egyik alkalmazási területe a talaj- és talajvíztisztítás, ahol attól függően, hogy milyen típusú szennyezést (szerves vagy szervetlen vegyület) milyen közegből (szilárd vagy folyékony) akarunk eltávolítani, különböző szerkezetű felületaktív anyagokat használnak (Sheng et al., 1996, Gao et al., 2001). A szerves anyagokkal (pl. olaj) szennyezett vizek kezelésére szolgáló organofillé tett bentonitot valamely kationos tenzid szilárd felületen bekövetkező adszorpciójának köszönhetően kapjuk, amely önrendezőési folyamat (Gao et al., 2000, Undabeytia et al., 2008).

Ekkor a hidrofób csoportot a felületaktív anyag kationja tartalmazza, amely a negatív töltéssel rendelkező felületen elektrosztatikus kölcsönhatás révén kötődik meg, majd az összes kötőhely elfoglalása után kialakul egy hidrofób réteg, amelyhez csupán apoláris-apoláris kölcsönhatás révén kapcsolódhatnak a további tenzid molekulák (a hidrofób lánc kapcsolódik a hidrofób lánchoz). Az adszorpciós izoterma Giles besorolása szerint H-típusú, ami ioncserére képes anyagok esetében jellemző (Giles et al., 1960). Hogyha logaritmizáljuk a fajlagos adszorbeált mennyiséget és az egyensúlyi koncentrációt (vagy csak ez utóbbit), akkor az izoterma négy szakaszra osztható fel az 1. ábrának megfelelően. A II. és a III. régió metszéspontjához rendelhető a teljesen hidrofóbizált felület (Atkin et al., 2003).

Mivel az ásványolaj-eredetű szennyezések sajnos gyakran előfordulnak mind a talajban, mind a vizekben, a kationos tenzidek szilárd felületen bekövetkező adszorpcióját mindkét környezeti szféra esetében alkalmazhatjuk a hidrofób természetű anyagok eltávolítása során. Annak érdekében, hogy a tisztításra használandó vegyszer ne váljék szennyezővé, hanem valóban a kárelhárítást segítse elő, pontosan meg kell vizsgálni, hogy milyen mértékben célszerű alkalmazni, és ez milyen hatást vált ki az adott közegben.

Jelen munkánk célja, hogy egy felületaktív anyag adszorpcióját tanulmányozza talajalkotókon és talajokon (adszorbensek), ezáltal értelmezze az ásványos összetevőknek és a humuszanyagoknak az adszorpciós mechanizmusban betöltött szerepét. A kísérletek segítségével meghatározható az a fajlagos tenzidmennyiség, amellyel az adszorbenseket kezelve a kialakuló új réteg a felületnek hidrofób jelleget kölcsönöz.

Vizsgálati anyag és módszer

Mivel a talaj és a talajalkotók is jellegzetesen negatív töltésű felülettel rendelkeznek, a kísérletekhez adszorptívumként a cetil-piridínium-kloridot (CPC) (2. ábra), (forgalmazó Sigma Aldrich Kft.) választottuk, amely kationos tenzid. A kísérletek során desztillált vízzel dolgoztunk.

Az adszorbensként használt talajalkotók közül a bentonit és a kaolin ipari eredetű finom por. A homok és a talajok mintavételezése szabványosan (MSZ-08-0202-1977) történt, a minta-előkészítés során a légszáraz mintákat megőröltük, majd 2 mm szemcseátmérőnél kisebb méretűre szitáltuk. Az ásványos összetétel vizsgálata Philips PW 1710 röntgen-pordiffrakciós eljárással történt. A humusztartalmat Tyurin szerint határoztuk meg (Buzás, 1988.). Az adszorbensek jellemző tulajdonságait az 1. táblázatban foglaltuk össze. (Az ásványos összetételnél csak a legfontosabb komponenseket emeltük ki.)

5,000 g analitikai pontossággal bemért szárított adszorbenshez 5-5 mL desztillált vizet adtunk, majd az előkészített mintákat 24 óráig duzzadni hagytuk. Ezt követően a mintákra 45 mL adott koncentrációjú CPC-oldatot mértünk

az 1 - 100 mmol/L közötti koncentráció-tartományban, amelyet az adszorbensek különböző tulajdonságait figyelembe véve (kationcserélő-képesség, humuszanyag-tartalom) az izoterma első lépcsőjéhez igyekeztünk közelíteni. Ezen kívül a későbbi spektrofotometriás analízis elvégzéséhez 0 mg/L-es koncentrációjú (tenzidmentes, ún. vak) mintát is készítettünk. A mérési sorozatokban az egyes koncentrációknak megfelelően három párhuzamos mintával dolgoztunk.

A tenzidtartalmú oldatok adagolása után a mintákat 150 fordulat/perc sebességgel 60 percig rázattuk, majd az adszorpció egyensúly elérése érdekében 24 óráig állni hagytuk.

Az egyensúly beállta után a mintákat 30 percig 3000 fordulat/perc sebességgel centrifugáltuk. A felülúszót redős szűrőn szűrtük a vizes fázisban maradó szilárd alkotók eltávolítása céljából. Mivel a szűrőpapír megkötheti a vízben oldott állapotban maradt tenzid molekuláit, emellett esetlegesen szemmel nem látható mikroszennyezőket is tartalmazhat, a szűrlet első 10 mL-ét kiöntöttük, majd a további maradékot lezárható lombikokban fogtuk fel. Az így előkészített mintákat Varian Cary 50 UV-VIS spektrofotométerrel vizsgáltuk $\lambda=259$ nm-en, a mérési (lineáris) tartomány $2,89 \cdot 10^{-5} - 6,98 \cdot 10^{-4}$ mol/L volt.

A fajlagos adszorbeált mennyiséget az (1) egyenlet segítségével számítottuk ki:

$$q = \frac{(c_0 - c_e) \cdot V}{m} \quad (1)$$

q : fajlagos adszorbeált anyagmennyiség, mol/g adszorbens

c_0 : adszorptívum kezdeti koncentrációja, mol/L

c_e : adszorptívum egyensúlyi koncentrációja, mol/L

V : az oldat térfogata, L

m : az adszorbens tömege, g

Vizsgálati eredmények

Az adszorbensek hidrofób felületének kialakításához szükséges tenzid-mennyiséget minden esetben meghatároztuk az 1. ábrán bemutatott logaritmusos ábrázolás és az (1) egyenlet segítségével. Ezek az eredmények az 1. táblázatban a jellemző adszorbens tulajdonságokkal együtt megtalálhatók. Nem mutatjuk be az összes vizsgált rendszerre vonatkozó adszorpciós izotermát, amelyek alapján a számítást elvégeztük, azonban az alábbiakban kiemelünk néhány, az értékelés szempontjából fontos talajalkotót és talajt, amelyek szembetűnően eltérő tulajdonságokkal rendelkeznek (vö. 1. táblázat).

Ilyen a CPC adszorpciós izotermája a homok, a kaolin és a bentonit esetében. Az eredmények normál (3. ábra) és logaritmusos (4-5. ábra) ábrázolását is bemutatjuk. A talaj adszorbensek közül az agyagbemosódásos barna erdőtalaj *A* és *B* szintjét, valamint a csernozjom talaj *A* szintjét választottuk ki a CPC adszorpciójának szemléltetése céljából (6-7. ábra).

Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések

A talajalkotókon lejátszódott adszorpciót vizsgálva jól látható, hogy a CPC adszorbeált mennyisége a bentonit > kaolin >> homok sorrendben csökken (3. ábra). A bentonit esetén, amelynek a többi adszorbenshez képest nagy a duzzadó agyagásvány-tartalma (montmorillonit), egyértelműen H-típusú izotermát láthatunk, míg a homok esetében a Giles-féle csoportosítás (Giles et al., 1960) szerinti L-típusú izoterma figyelhető meg. A szinte csak nemduzzadó agyagásványt tartalmazó kaolinhoz szintén H-típusú görbe rendelhető, bár az adszorbeált anyagmennyiség viszonylag kicsi. Ez utóbbi két adszorbens és a CPC között kisebb az affinitás, az adszorptívum számára a homokon áll rendelkezésre a legkevesebb kötőhely. A logaritmusos ábrázolásnak köszönhetően (4-5. ábra) a II. és a III. szakaszt jelentő egyenesek metszéspontja egyértelműen megadja, milyen fajlagos adszorbeált mennyiség (q) - egyensúlyi koncentráció (c_e) értékekhez rendelhető, amikor az egyes talajalkotókon kialakul a hidrofób réteg a kationos tenzid által. Az (1) egyenlet segítségével kiszámolható az adott mennyiségű adszorbens hidrofóbbá tételéhez szükséges kiindulási CPC mennyiség.

A 6-7. ábra ugyanilyen módon szemlélteti a kiválasztott talajminták esetében a CPC adszorpcióját. A normál ábrázolásban jól látható a H-típusú izotermák összehasonlítása révén (6. ábra), hogy a nagy humusztartalmú mészlepedékes csernozjom talaj *A* szintjéből vett mintán a legnagyobb az adszorbeált mennyiség, amelyet az agyagbemosódásos barna erdőtalaj *B* szintből származó mintája követ, s csak ezután következik ennek az *A* szintje. A *B* szint

agyagásvány-tartalma nagyobb szerepet játszik a CPC adszorpciójában, mint ugyanannak a talajnak az A szintjében a csernozjoméhoz képest kisebb humusztartalma.

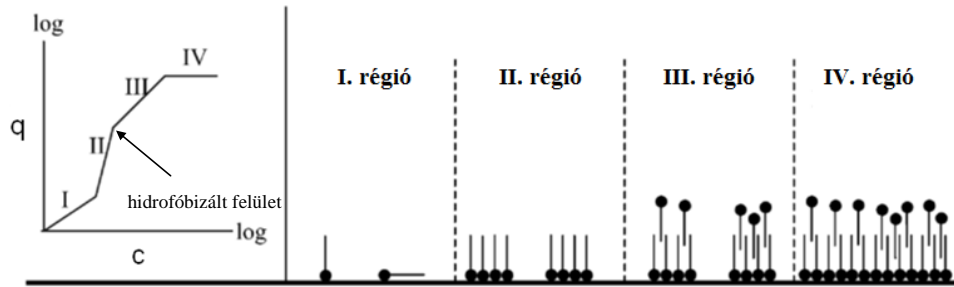
Az 1. táblázatban feltüntetett eredményeket az adszorbens tulajdonságokkal összehasonlítva megállapítható, hogy a CPC adszorpciójában a legnagyobb szerepe a duzzadó agyagásvány-tartalomnak van, de emellett kiemelt szerepet játszik a humusztartalom is. (Az összehasonlítás szempontjából legjelentősebb adszorbenseket és a hozzájuk tartozó értékeket a táblázatban a szürke szín különböző árnyalatai jelzik.)

Köszönetnyilvánítás

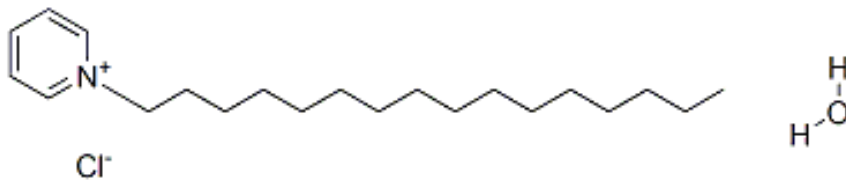
A röntgendiffrakciós felvételeket Balázs Réka készítette az MTA Geokémiai Kutatóintézetben. Az itt bemutatott munka a „TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0003: Mobilitás és környezet: Járműipari, energetikai és környezeti kutatások a Közép- és Nyugat-Dunántúli Régióban” című projekt keretei között, a Magyar Állam és az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

Irodalomjegyzék

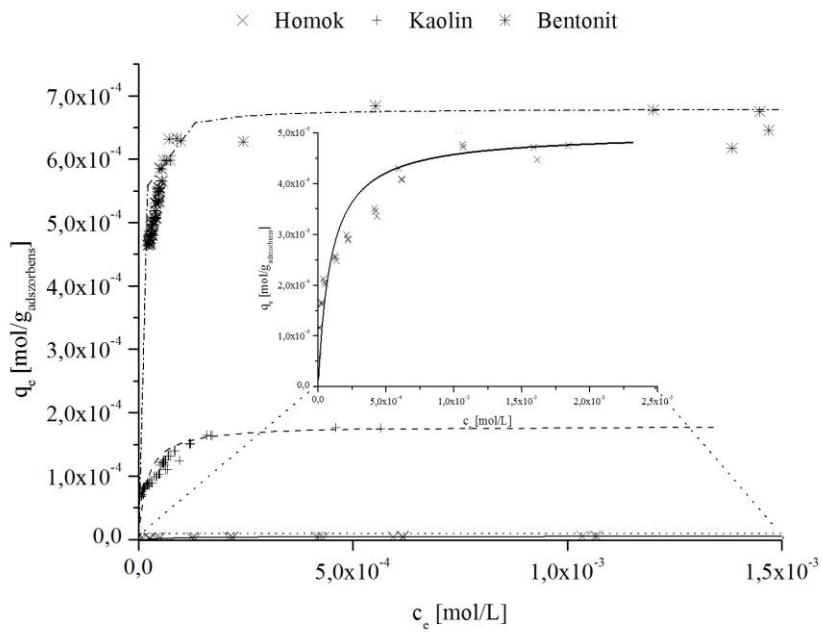
- ATKIN, R., CRAIG, V. S. J., WANLESS, E. J., BIGGS, S., 2003. Mechanism of cationic surfactant adsorption at the solid–aqueous interface. *Adv. Colloid. Interfac.* **103**. 219–304.
- BUZÁS, I. (szerk.) 1988. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- GAO, B., WANG, X., ZHAO, J., SHENG, G., 2001. Sorption and cosorption of organic contaminant on surfactant-modified soils. *Chemosphere* **43**. 1095-1102.
- GAO, B., YANG, L., WANG, X., ZHAO, J., SHENG, G., 2000. Influence of modified soils on the removal of diesel fuel oil from water and the growth of oil degradation micro-organism. *Chemosphere* **41**. 419- 426.
- GILES, C. H., MACEWAN, T. H., NAKHVA, S.N., SMITH, D., 1960. Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids. *J. Chem. Soc.* **3**. 3973-3993.
- JUHÁSZ A. Z., 1995. Általános és szilikátkémiai kolloidika I. VE Egyetemi Kiadó. Veszprém.
- SHENG, G., XU, S., BOYD, S. A., 1996. Cosorption of organic contaminant from water by hexadecyltrimethylammonium-exchanged clays. *Water Res.* **30**. 1483-1489.
- SZÁNTÓ F., 1992. Kolloidika. Tankönyvkiadó. Budapest.
- UNDABEYTIA, T., NIR, S., SANCHEZ-VERDEJO T., VILLAYERDE, J., MAQUEDA, C., MORILLO, E., 2008. A clay-vesicle system for water purification from organic pollutants. *Water Res.* **42**. 1211–1219.



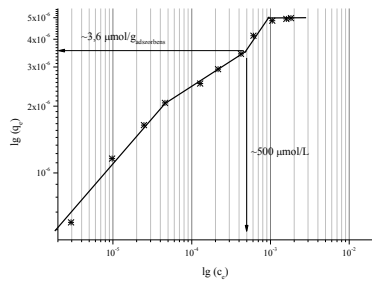
1. ábra: Ionos tenzidek irányított adszorpciója (Atkin et al., 2003 nyomán)



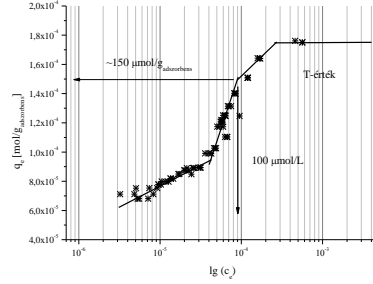
2. ábra: A cetil-piridínium-klorid (CPC) szerkezeti képlete



3. ábra: CPC adszorpciója talajalkotókon normál ábrázolásban

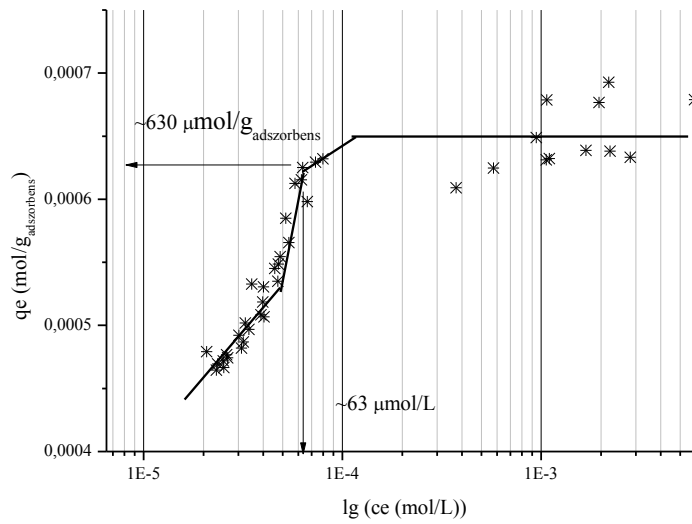


(a)

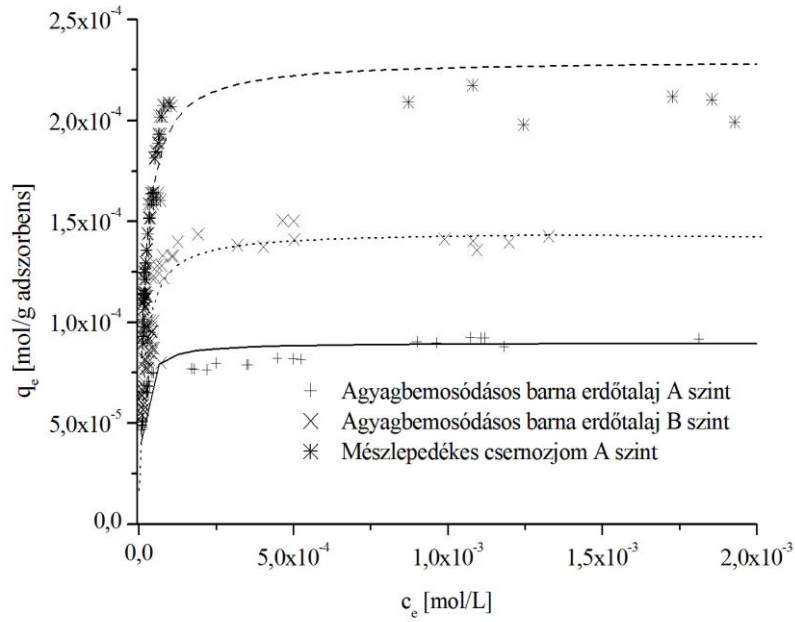


(b)

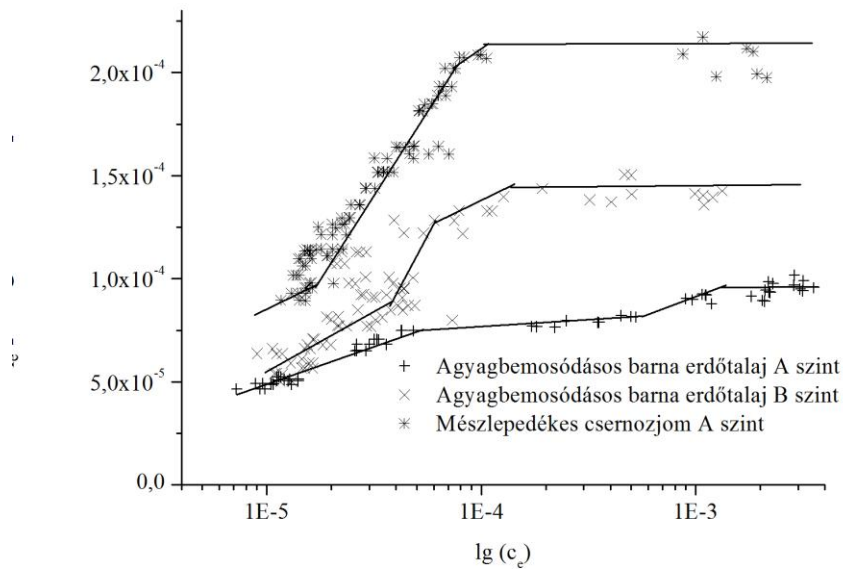
4. ábra: CPC adszorpciója homokon (a) és kaolinon (b) logaritmusos ábrázolásban



5. ábra: CPC adszorpciója bentoniton logaritmusos ábrázolásban



6. ábra: CPC adszorpciója talajokon normál ábrázolásban



7. ábra: CPC adszorpciója talajokon logaritmikus ábrázolásban

1. táblázat: A vizsgált adszorbensek jellemző tulajdonságai és a hidrofób felület kialakításához szükséges CPC mennyisége

Adszorbensek			II-III metszéspontjához tartozó fajlagos adszorbeált mennyiség, mol CPC/g adszorbens	100 g adszorbens hidrofóbizálásához szükséges CPC mennyiség, g CPC/100 g adszorbens
Megnevezés	Jellemző ásványtartalom	Humusz-anyagtartalom, %		
Homok	98,6 % kvarc	n.a.	4,82E-06	0,0027
Kaolin	90 % kaolinit	n.a.	1,75E-04	0,0544
Bentonit	30 % montmorillonit	n.a.	6,50E-04	0,2241
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (A szint)	2 % duzzadó aá.	1,33	8,99E-05	0,0309
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (B szint)	5% duzzadó aá.	0,70	1,43E-04	0,0462
Mészlepedékes csernozjom (A szint)	2 % duzzadó aá.	3,70	2,09E-04	0,0726

aá. agyagásvány

n.a. nincs adat

A belvív–talajszerkezet visszacsatolási rendszer – esettanulmány csernozjom talajú mintaterületen

Gál Norbert, Farsang Andrea
SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék
gálnorbert@geo.u-szeged.hu

Összefoglalás

A talajt érintő, belvív okozta stressz hatások mérséklésének, megelőzésének alapvető feltétele a hatótényezők és hatásviselők képezte rendszer mechanizmusának ismerete. Kutatásunk célja a belvív kialakulását elősegítő fizikai talajtulajdonságok feltárása, illetve a belvízelöntés talajszerkezetre gyakorolt hatásának kimutatása. Ehhez mintaterületünkön 700 méteres katéna mentén gyűjtött feltalajminták, 8 fűrt talajszelvény, valamint 45 hektáros területre kiterjedő kézi penetrométeres felmérés segítségével vizsgáltuk a talajszerkezet és a belvív interakciójának a talaj agronómiai szerkezetére és tömörödésére gyakorolt hatásait. Mérési eredményeink igazolták a belvízmentes és a belvízzel érintett talajminták tulajdonságaiban mutatkozó különbségeket, melyeket a 45 hektáros területről készített tömörödöttségi térképek is alátámasztottak. Míg a belvízképződést kiváltó fő talajtani tulajdonságnak az agyagfrakció nagy aránya bizonyult, addig a tartós belvízelöntés szerkezet degradáló hatását a talajminták rögzösödésre, tömörödésre való hajlamában mutattuk ki.

Summary

Inland excess water is a compound phenomenon which causes large financial and environmental damages in agriculture. To mitigate and prevent the stress effects caused by inland excess water it is initial knowing the mechanism of the relation between causalities and influenced factors. In our research we investigated soil properties which influence the formation of inland excess water and we revealed the effects caused by water inundation on soil structure. On our 45-hectares study area, located in Békés County, South Hungary three inland excess water patches were appointed and eight soil profiles were bored along a catena fitted on the inland excess water patches. Effects of interactions between inland excess water and soil on particle size distribution, agronomical structure, carbonate- and humus content, hydraulic conductivity and salinity of soil were investigated. Furthermore, multilayer maps representing relative moisture content of soil and penetration resistance – measured with 3T System hand penetrometer– were created to detect soil compaction into a depth of 55 cm. Results prove the feedback characteristic of the inland excess water – soil system.

Bevezetés

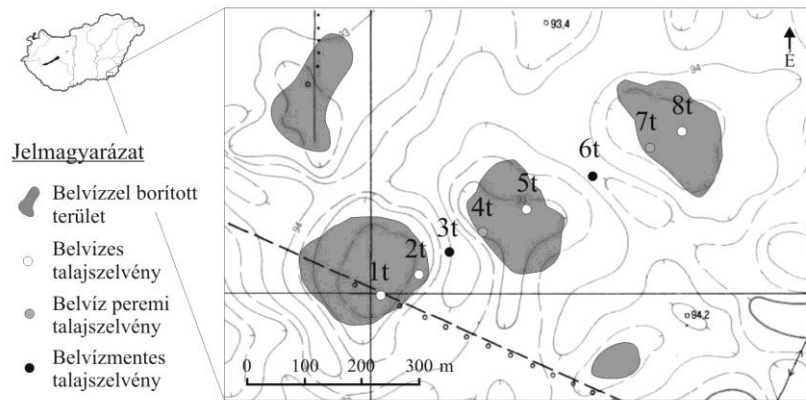
A belvízképződést befolyásoló természeti és antropogén tényezők közül az egyik legfontosabb a csapadék (SALAMIN, 1966; PÁLFAI, 2011), amelynek térbeli és időbeli eloszlása a globális klímaváltozás következtében egyre szélsőségesebbé, szeszélyesebbé vált (OMSZ, 2011). A kiugróan csapadékos évek gyakoriságának növekedésével a szélsőségesen belvizes évek gyakorisága is növekedett, ezt igazolja, hogy az utóbbi év tizedekben 1999-ben, 2000-ben, 2006-ban és 2010-ben is meghaladta a 250 ezer hektárt a belvízzel elöntött területek nagysága (VÍZÜGY, 2011; PÁLFAI, 2011).

Több kutatást végeztek a belvízelöntés és az azt kiváltó közvetlen és közvetett tényezők kapcsolatrendszerének témakörében (SALAMIN, 1966; VÁRALLAY 2005; RAKONCZAI ET AL. 2003; PÁLFAI, 2004; BOZÁN ET AL. 2008; KÖRÖSPARTI ET AL., 2009), amelyek egyetértenek abban, hogy a rendszer elemei közé a hidrometeorológia, domborzat, talajtan, földtan, talajvíz, földhasználat, műszaki tényezők tartoznak. A belvízképződés folyamatában a talaj azonban nemcsak egy meghatározó kiváltó tényező (KÖRÖSPARTI ET AL., 2009), de a belvízelöntés közvetlen hatásviselője, elszenvedője is (RAKONCZAI ET AL., 2011). Kutatásunk célja e talajtani tényező és a belvízképződés közötti ok-okozati összefüggések, a visszacsatolási mechanizmusok működési elveinek meghatározása.

Vizsgálati anyag és módszer

A mintaterület kijelölésének első lépése egy belvízgyakorisági térkép elkészítése volt: az elmúlt évtized leginkább belvizes éveiből (2000, 2006 és 2010-ből) származó Landsat TM műholdképek „isodata” osztályozásával olyan területeket határoltunk le, amelyek a vizsgált időpontok mindegyikén belvízelöntés alatt álltak. Ezek közül agrotopográfiai térkép alapján leválogattuk a jó minőségű, csernozjom talajú, potenciális mintaterületeket. Majd az ALMÁSI-féle regionális hidraulikus rezsimeket ábrázoló térkép (2001) segítségével kijelöltük azokat a lefelé történő vízmozgással jellemezhető régiókat, ahol a belvízképződés oka a nem a megemelkedett talajvíz, hanem feltételezhetően valamilyen kedvezőtlen talajtulajdonság. Így Békés megyében, Mezöhegyes és Pitvaros települések között elhelyezkedő, 45 hektáros, karbonátos réti csernozjom talajú, szántó földhasználatú mintaterületet jelöltük ki, ahol tanulmányozhatók a belvízzel érintett, valamint a belvízmentes (kontroll) terület talajtulajdonságaiban mutatkozó különbségek.

A belvízfoltokat és környezetüket egy 700 m hosszú katéna mentén mintáztuk, mely során spirálfejű fúró segítségével 8 fúrt talajszelvényt tártunk fel (1. ábra).



1. ábra A 8 vizsgált talajszelvény belvízmintázat szerinti elhelyezkedése

A szelvényekből genetikai szintenként, valamint 0–5, 10–15 és 20–25 cm mélységből bolygatott, 5–10, 20–25, 45–50 és 95–100 cm mélységből pedig háromszori ismétléssel bolygatatlan talajmintát vettünk. Laboratóriumi vizsgálat során meghatároztuk a bolygatott talajminták mechanikai összetételét, Arany-féle kötöttségi indexét, humuszmenyiségét és –minőségét, kémhatását (pH(H₂O)), karbonát- és összes sótartalmát (MSZ-08-0205:1978, BUZÁS, 1988). A feltalajmintákon agronómiai szerkezetvizsgálatot végeztünk száraz szítással. A mintákat nyolctagú (20–10–5–3,15–2–1–0,5–0,25 mm-es) szitasorozat rázógépen történő száraz szítással 9 aggregátum-tartományba frakcionáltuk, majd frakciók közepes átmérőjének súlyozott átlagával (KSÁ) jellemeztük a minták agronómiai szerkezetét (FILEP, 1999). Továbbá meghatároztuk a 100 cm³ térfogatú bolygatatlan talajminták térfogattömegét és Eijkelkamp-féle átszivárgásmérőn a hidraulikus vezetőképességét.

A 45 hektáros mintaterület 117, belvízmintázat alapján meghatározott pontjában 3T System kézi penetrométerrel vizsgáltuk a talaj tömörödését. Háromszoros ismétléssel, cm-es felbontásban, 55 cm mélységig mértük a talaj szabadföldi vízkapacitás (2,5 pF) térfogatszázalékában kifejezett nedvességtartalmát, valamint a penetrométer szondájának behatolási ellenállását. Az így kapott, 21060 adatpárból álló adathalmazból manuálisan eltávolítottuk a háromszori mérés alapján a 2 mérési profiltól eltérő értékeket, majd 5 cm-enként átlagoltuk az egy mérési ponthoz tartozó relatív nedvességtartalom és penetrációs ellenállás értékeket. Az 1–5 cm mélységre vonatkozó adatokat elhagytuk a felszíni effektus miatt (ROHANI ÉS BALADI, 1981; SZÖLLŐSI, 2003).

A mért adatokból Golden Softver Surfer 8 program segítségével kriegelésen alapuló interpolációs eljárással térképeket készítettünk, hogy megvizsgáljuk a 6–10, a 16–20, a 26–30 és a 36–40 cm-es talajmélység nedvességi állapotát és tömörödöttségi viszonyait.

Vizsgálati eredmények és értékelésük

Katéna menti vizsgálatok

A 8 fűrt talajszelvényt csoportosítottuk elhelyezkedésük szerint belvízzel érintett (1-es, 2-es, 5-ös, 8-as szelvény), belvíz peremi (4-es, 7-es szelvény) és belvízmentes (3-as, 6-os szelvény) kategóriákba. Az egyes kategóriákba tartozó szelvények genetikai szintjeiből vett minták laboratóriumi vizsgálati eredményeinek főbb statisztikai mutatóit az 1. táblázat tartalmazza. A belvizes és belvízmentes minták humusztartalma közötti átlagos 0,5%-nyi különbség elhanyagolhatónak tekinthető, amely arra utal, hogy a mintaterületen a belvízelöntés okaként, illetve következményeként a szervesanyag-tartalomban rejlő különbségek nem jelölhetők meg. A kémhatás pH értékeiben sem mutatkoznak számottevő különbségek. A belvízzel borított terület szelvényein belül a karbonát-tartalom átlaga (12,2%) kisebb, mint a belvízperemi (13,5%) és belvízmentes (17,2%) szelvények esetében (közel azonos szórás értékek mellett), amely a belvízzel borított időszakban erőteljesebbé váló lefelé irányuló anyagmozgás, kilúgozódás eredménye.

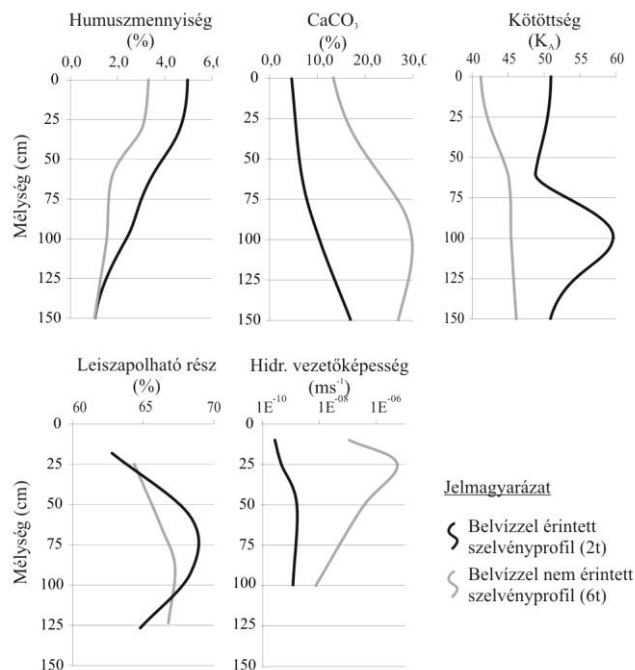
1. táblázat A 8 szelvény genetikai szintjeiben mért talajtani paraméterek belvízmintázat szerint összevont statisztikai értékei

Belvíz-mintázat	Statisztikai mutató	Humusz-tartalom (%)	pH (H ₂ O)	CaCO ₃ (%)	K _A	Összes só-tartalom (%)
Belvizes (n=18)	Átlag	2,76	8,31	12,2	49,4	0,08
	Minimum	0,80	8	5,4	44	0,05
	Maximum	4,80	8,62	23,5	60	0,13
	Szórás	1,18	0,15	5,15	3,17	0,01
Belvízperemi (n=8)	Átlag	2,77	8,15	13,5	47,4	0,06
	Minimum	1,00	7,96	7,0	45	0,03
	Maximum	4,10	8,49	20,9	51	0,11
	Szórás	0,95	0,18	5,67	1,72	0,01
Belvízmentes (n=9)	Átlag	2,25	8,35	17,2	45,8	0,04
	Minimum	0,80	7,92	6,3	41	0,03
	Maximum	4,70	8,72	29,7	50	0,06
	Szórás	1,16	0,31	5,06	2,82	0,01

Az Arany-féle kötöttségi index belvízzel elöntött területen 44 és 60 közötti értékei agyagos vályog – nehéz agyag textúrát jelölnek, míg a belvízmentes szelvényeken belüli 41-es minimum és 50-es maximum értékek agyagos vályog

– agyag fizikai féleséget. Mivel a textúra a szemcseméret-eloszlás függvénye, amely a talaj esetében hosszú időn keresztül alig változik, így a magasabb K_A értékek a belvíz kialakulását elősegítő talajtulajdonságként kezelendők, nem pedig annak következményeként. A talajminták összes sótartalmának 0,03–0,13% közötti értékei alacsony – közepesen kicsi sótartalmat jelölnek (TERBE, 1993), így a sótartalomban mutatkozó különbségek nem indikálják a vízborítás hatását.

A mért talajtulajdonságok eredménye alapján egyértelműen megmutatkozott a 2t (belvízzel előntött) és 6t (belvízmentes) szelvény eltérő jellege. Így a továbbiakban e két szelvény talajmintáin végzett vizsgálatok részletes eredményeit közöljük (2. ábra).

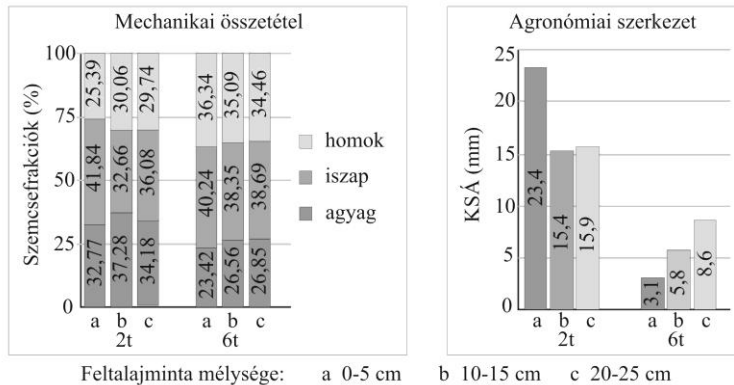


2. ábra Egy belvízzel érintett (2t) és egy belvízmentes (6t) talajszelvény paramétereinek vertikális változása

Ugyan a 2t belvízzel érintett talajszelvény esetében magasabb a humusztartalom, a humuszminőséget jelző stabilitási koefficiens egy nagyságrenddel kisebb a 6t belvízmentes szelvényénél (2t – 0,63; 6t– 1,08). A kisebb humuszstabilitási koefficiens oka az időszakos belvízborítottság okozta levegőtlen, nedves környezet humifikációt gátló hatása. Az Arany-féle kötöttségi index vertikális változása a belvízzel érintett szelvényben rapszodikusabb, értékei a nehézaggyag fizikai féleség felé közelítenek 100 cm mélységben. A belvízképződés okaként említhető az alacsony hidraulikus

vezetőképesség is, amely a belvizes talajszelvényben 3 nagyságrenddel kisebb, mint a kontrollszelvényként szolgáló, nem belvizes mintáknál.

A 2t és 6t jelzésű talajszelvények 3 mélységből vett feltalajmintáinak szemeloszlását és agronómiai szerkezetét az 3. ábra szemlélteti.



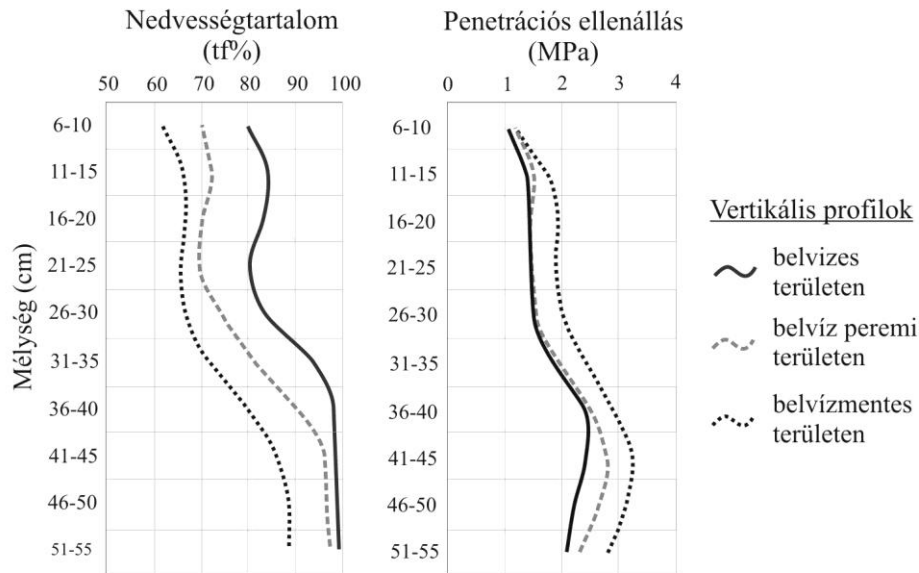
3. ábra A 2t és 6t jelzésű szelvények feltalajmintáinak mechanikai eloszlása és az agronómiai szerkezetet kifejező KSÁ értékei

Mechanikai eloszlás tekintetében a belvizes szelvényből származó feltalajminták esetében az agyagtartalom dominál (32,77–37,28%) a homokfrakcióval szemben (25,39–30,06%). Ugyanezen értékek a kontrollszelvény esetében 23,42–26,85%, valamint 34,46–36,34% között mozogtak. A 2t szelvény feltalajmintáinak a kontrollszelvény feltalajmintáihoz viszonyított egy nagyságrenddel nagyobb agronómiai szerkezetet kifejező KSÁ értékei pedig rögzösödésre, cserepesedésre utaltak. A két szelvény különbözik a feltalajminták agronómiai szerkezetének mélységgel történő változása tekintetében is. Míg a 2t szelvény feltalajmintáinak aggregátumainak KSÁ értéke a mélységgel haladva csökken, addig a 6t szelvéynél ellentétes irányú a változás. Ennek oka, hogy míg a belvizes minták rögzösödnek a nedvesség hatására, addig a kontroll szelvény felső rétegét inkább a porosodás folyamata jellemzi. A rögzösödés, cserepesedés, illetve porosodás intenzitása pedig csökken a mélységgel.

3T System penetrométerrel végzett talajtömöröttség vizsgálat

A 117 penetrométeres mérési helyet csoportosítottuk belvizes (n=40), belvízperemi (n=25), illetve nem belvizes (n=52) pontkategóriákba.

Nedvességtartalmat tekintve átlagosan 17tf%-nyi különbséget mértünk a belvizes és belvízmentes mintázási pontok vertikális profiljánál (4. ábra).



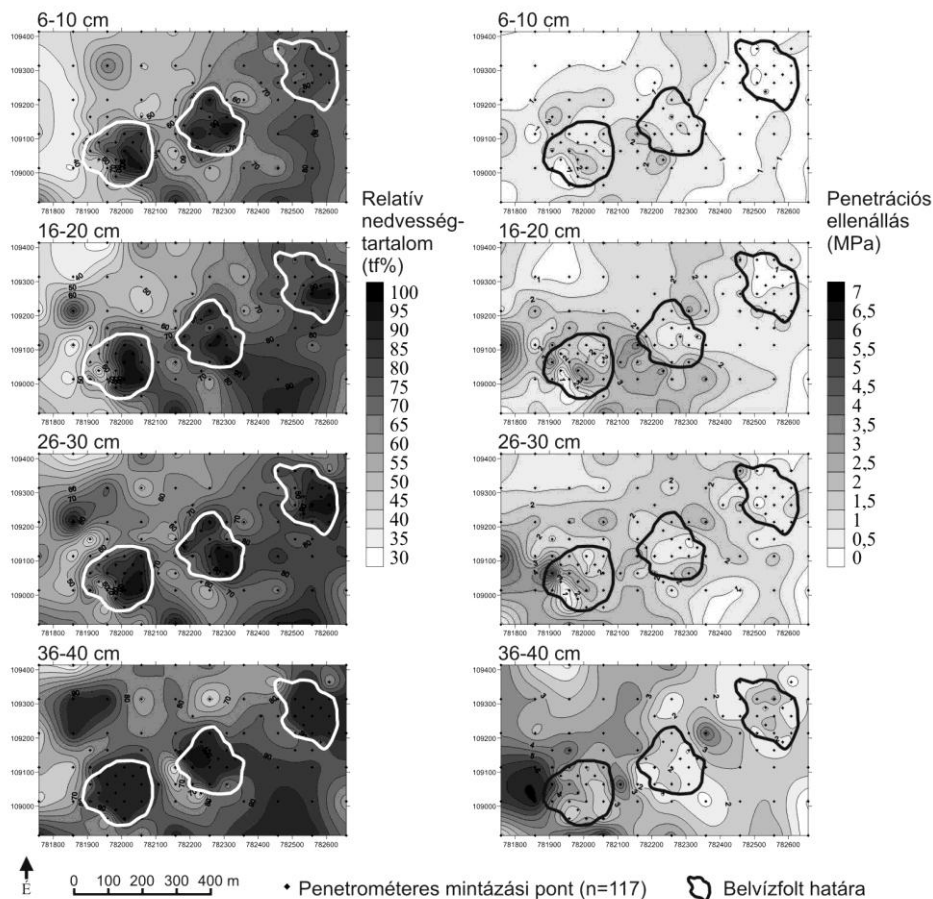
4. ábra. A belvízelöntés szerint csoportosított mintavételi helyek nedvességtartalmának és behatolási ellenállásának átlag értékei a mélység függvényében

Penetrációs ellenállás tekintetében is mérhető különbség a belvizes és kontroll pontok között: szelvény mentén átlagosan 0,2 MPa-lal kisebb a belvizes pontok behatolási ellenállása. A penetrációs ellenállás görbéi két mélységben mutatnak nagyobb értékeket: 16–20 cm (tárcsatalp), valamint 36–45 cm mélységben (eketalp-réteg). A behatolási ellenállás maximum értékei mind a belvizes, mind a belvízmentes pontoknál elérik a 2,5, illetve 3,0 MPa ellenállást (BIRKÁS, 2006), így tömörödést mutatnak.

A penetrométerrel 117 mintavételi pontban mért relatív nedvességtartalom és penetrációs ellenállás értékek kriegelésen alapuló interpolációjával 6–10, a 16–20, a 26–30 és a 36–40 cm mélységekben készítettünk térképeket (5. ábra).

A 6–40 cm közötti mélységről készült, relatív nedvességtartalom térképek nagyobb nedvességtartalmú területei egybe estek az általunk korábban távérzékeléses módszerekkel kijelölt belvízfoltokkal. Mivel 40 cm-nél nagyobb mélységben a talaj már mindenhol elérte a szabadföldi vízkapacitás állapotát, onnantól kezdve a penetrométer már alig differenciálta a nedvességtartalmat (99%-ot jelzett), így nem különböztette meg a belvizes és belvízmentes területeket.

A tömörödést jelző penetrációs ellenállás értékek belvizes területek esetében 6–10, valamint 16–20 cm mélységben nagyobbak a környező, nem belvizes területekhez viszonyítva. Tehát a nem belvizes és belvizes területek közti tömörödésben mutatkozó különbségei itt ábrázolhatók. A teljes mintaterületre vonatkoztatva a penetrációs ellenállás értékek 36–40 cm mélységben érik el a maximumot, amely mélység eketalp-réteget jelöl. A belvízfoltok pereménél mért nagyobb ellenállás értékek feltételezett oka, hogy az időszakos vízborítás miatt a munkagépek a belvízfoltokat kerülgetni kényszerültek, így a belvízfoltok közelében lévő nagyobb talajnedvesség tartalom következtében a járművek nagyobb tömörítő hatást gyakoroltak a talajra.



5. ábra. 3T System penetrométerrel mért relatív nedvességtartalom ($v_{k,sz}$ tf%) és penetrációs ellenállás (MPa) térképek

Összegzés

A belvízzel borított területek talajai mind fizikai, mind kémiai tulajdonságaiban eltérnek az azonos genetikai talajtípusú, ám belvízmentes talajoktól. A belvízképződést kiváltó legfőbb talajtani tényezőnek a mechanikai összetétel nagy agyagtartalma, az agyagos textúra, a magas Arany-féle kötöttségi szám és az alacsony hidraulikus vezetőképesség bizonyult. A belvízborítottság elsősorban a talaj karbonát-tartalmának kilúgozását, valamint az agronómiai szerkezetének a rögzösödés irányába történő változását okozta. A 45 hektáros mintaterületen penetrométerrel végzett első talajtömörödöttségi vizsgálat eredményei kimutatták, hogy miként a belvízzel borított, úgy a belvízmentes terület talaja is tömörödött 35–45 cm-es eketalp mélységben. A továbbiakban ugyanezen a területen a talaj más nedvességi állapotában megismételt penetrométeres vizsgálattal – az előző mérési eredményeket felhasználva – aktuális nedvességtartalomtól független tömörödöttségi térképek elkészítését tervezzük.

Köszönetnyilvánítás

A TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0005 azonosító számú, „Kutatóegyetemi Kiválósági Központ létrehozása a Szegedi Tudományegyetem” című projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Regionális Fejlesztési Alap társfinanszírozásával valósul meg.

Irodalom

- ALMÁSI I., 2001. Petroleum Hydrogeology of the Great Hungarian Plain, Eastern Pannonian Basin, Hungary. Ph.D Dissertation, University of Alberta, Edmonton, Canada
- BIRKÁS M., 2006. Környezetkímélő alkalmazkodó talajművelés, Akaprint Nyomdaipari Kft. Budapest. 367 p.
- BOZÁN Cs., BAKACSI Zs., SZABÓ J., PÁSZTOR L., PÁLFAI I., KÖRÖSPARTI J., TAMÁS J., 2008. A belvív-veszélyeztetettség talajtani összefüggései a Békés-Csanádi löszháton. Talajtani Vándorgyűlés, 2008. május 28-29., Nyíregyháza. pp. 43–52.
- BUZÁS I., 1990. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1. A talaj fizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata. INDA 4231 Kiadó, Budapest. 358 p.
- FILEP Gy., 1999. A talaj fizikai tulajdonságai. – In: Stefanovits, P. (szerk.): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 131–190.
- KÖRÖSPARTI J., BOZÁN Cs., PÁSZTOR L., KOZÁK P., KUTI L., PÁLFAI I., 2009. GIS alapú belvív-veszélyeztetettség térképezés a Dél-Alföldön, magyar Hidrológiai Társaság, XXVII Országos Vándorgyűlés, Baja, 2009. 07. 1–3.

- http://www.hidrologia.hu/vandorgyules/27/dolgozatok/04korosparti_janos.htm
[2012. 08. 24.]
- MSZ-08-0205:1978: A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata, Magyar Szabványügyi Testület, Budapest
- OMSZ, 2011. Magyarország éghajlatának néhány jellemzője 1901-től napjainkig. Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest
- PÁLFAI I., 2011. A csapadékviszonyok szerepe a belvízképződésben, Magyar Hidrológiai Társaság, XXIX. ORSZÁGOS VÁNDORGYŰLÉS konferencia-kiadvány, Eger, 2011. 07. 6–8.
http://www.hidrologia.hu/vandorgyules/29/dolgozatok/palfai_imre.html
[2012.08.28.]
- RAKONCZAI J., FARSANG A., MEZŐSI G., GÁL N., 2011. A belvízképződés elméleti háttere. Földrajzi közlemények, 2011. 135. 4. pp. 339–349.
- RAKONCZAI J., CSATÓ Sz., MUCSI L., KOVÁCS F., SZATMÁRI J., 2003. Az 1999. és 2000. évi alföldi belvív-elöntések kiértékelésének gyakorlati tapasztalatai. Vízügyi Közlemények 1998–2001. évi árvízi külön füzetek IV., pp.317–336.
- ROHANI, B., BALADI, G.Y., 1981. Correlation of mobility cone index with fundamental engineering properties of soil. I. Proc. 7Th Int. Conf. Int. Soc. Terrain-Vehicle Systems. Vol. 3., Calgary. pp. 959–990.
- SALAMIN P., 1966. Vízrendezések. A Mérnöki Továbbképző Intézet kiadványa, M. 166., Tankönyvkiadó, Budapest.
- SZŐLLŐSI I., 2003. Talajok tömörödöttségi állapotának jellemzése penetrométeres vizsgálatokkal, Doktori (Ph.D) értekezés, Debrecen, 157 p.
- TERBE I., 1993. Talajművelés, trágyázás. In: Túri I. (szerk.): Zöldségajtatás. Mezőgazda Kiadó. Budapest
- VÁRALLYAY Gy., 2005. A talaj vízgazdálkodása és a környezet. – In: Németh T. (szerk.): A talaj vízgazdálkodása és a környezet. – MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest. pp. 15–30.
- VÍZÜGY, 2011. Tájékoztató a 2010-2011 évi belvízi helyzetről
<http://www.vizugy.hu/print.php?webdokumentumid=280> [2012.09.06.]

Talajt helyettesítő közegek növényházi termesztésben

Gáspár Tamás, Forró Edit

Budapesti Corvinus Egyetem Kertészettudományi Kar
Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék
H-1118 Budapest Villányi út 29-43.

Összefoglalás

Intenzív növényházi termesztés mellett nagyon fontos a megfelelő termesztéstechnológia alkalmazása, amelyet nagymértékben befolyásol a jó termesztő közeg kiválasztása. Kísérletünk során tőzeg (felláp/baltikum) és kókuszrost tulajdonságait vizsgálatuk termesztési szempontból illetve laboratóriumi körülmények között. A növényházi termesztésben szinte egyedülállóan elterjedt a tőzeg használata, viszont a tőzeg lassú újra termelődése és a tőzeg bányák folyamatos bezárása miatt új termesztő közegeket kell keresni, melyek közel hasonló tulajdonságokkal rendelkeznek (FORRÓ, 1997). A tőzeg pozitív tulajdonságai közül kiemelendő a jó szerkezet, jó víz megtartó és vízáteresztő képesség. Kedvező kémia adottságokkal, savanyú pH-val és jó nitrogén szolgáltató képességgel rendelkezik. Dísznövény- és zöldségtermesztésben egyaránt elterjedt a kőzetgyapot alkalmazása, előnye a jó vízmegtartó kapacitása, megfelelő víz és levegő arány, sterilitás, stabil és magas hozam érhető el. Az utóbbi években terjedt el a növényházi termesztésben a kókuszrost alkalmazása, mely számos kitűnő tulajdonsággal rendelkezik, és a kőzetgyapot mellett szintén alkalmas lehet a tőzeg kiváltására.

Summary

In intensive greenhouse cultures it is really important to apply suitable technologies in which the choice of the distinguished planting substances is crucial. The main goals of this study are to compare the properties of the ground peat and the coco-fiber and to investigate the Liliun as an experimental plant on different substances. Although the application of peat in the glasshouse gardening has spread almost everywhere but its slow reproductive capacity and the closing of peat-mines require other substitute substances of similar properties. Peat-containing mixtures have loose structure and considerable water adsorption and water holding capacity. Peat has advantageous chemical properties such as low pH-value, fibrous structure and excellently available nitrogen supply capacity. Rockwool has also spread in floriculture and vegetable growing. The advantages are good water holding capacity, appropriate water-air ratio, sterility and stabile and high yield can be achieved. In the recent years coco-fiber has been also used as plant growing media in the greenhouse gardening.

Bevezetés

A dísznövénytermesztésben, illetve kereskedelemben kialakuló verseny a termesztőket egyértelműen a jobb minőségű növények előállítására kényszeríti. A kiváló minőség elérése érdekében meg kell találni a legjobb közeget. A termesztés során alkalmazott tényezők közül kutatómunkánk fő csapásvonala, hogy megvizsgáljuk a különböző termesztőközegek hatását a vágott lilium termesztésben.

A XX. század utolsó évtizedében a vágottliliom-termesztés területe jelentősen növekedett mind hazánkban, mind Nyugat-Európában, ezt az ugrásszerű növekedést elsősorban az új fajták megjelenésének, a fajtakinálat soha nem látott bővülésének tulajdoníthatjuk. 1990 és 2000 között a legfontosabb növényházi vágottvirágok közé küzdöttek fel magukat. Nyugat-Európában a 3-4. helyen, Magyarországon a 6-8. helyen szerepelnek a „toplistán” (SCHMIDT és HONFI, 2007). Népszerűségüket az új fajták szépségének, jó vázatartósságának és kiváló időzítettségének köszönhetik (SCHMIDT, 2011). Az értékesített lilium mennyisége 1995 és 2000 között folyamatosan nőtt. A 2000-es évben az eladott mennyiség 380,78 millió szál volt, amelyet átlagosan szálanként 0,39 centért értékesítettek, így a forgalmi érték megközelítőleg 150 millió € lett (HEINRICHS, 2006).

A termesztőknek egyre nagyobb költségekkel kell számolni a termesztés során, mely jelentősen megnehezíti a munkát. Ezért is fontos, hogy minél gazdaságosabb közeget válasszanak ki a jobb minőség és hozam elérése érdekében (ISLAM, et al, 2002).

Termesztő közegek

ISLAM et al. (2002) kutatásokat végeztek kókuszrost, kőzetgyapot és rizshéj felhasználásával, melynek célja volt, hogy találjanak olyan szerves közeget, amelyben nagy mennyiségben fellelhető és könnyen beszerezhető.

A kókuszrost a természetes eredetű termesztőközegek közé tartozik, amely az 1980-as években jelent meg. Jó vízmegtartó képessége, stabil fizikai szerkezete és pH tompító/pufforoló képessége miatt néhány év alatt a termesztők körében népszerűvé vált a használata. A kókuszrostot forgalmazzák szárított, összepréselt tömbökben, illetve brikettként. Az összepréselt tömböket felhasználás előtt kezelni kell. A szállítási költségek csökkentése érdekében forgalmazzák szárított, préselt állapotban. Felhasználás előtt a kókuszrostot be kell nedvesíteni, így már alkalmas konténerek, ágyások feltöltésére. A brikett előkészítést nem igényel.

A kókuszrost a kókuszpálma (*Cocos nucifera*) termésének mezokarpiuma, a kókusztermesztés mellékterméke. Ez a melléktermék jól

felhasználható a tőzeg helyettesítésére, mint termeszőközeg. Fizikai tulajdonságai közül – a fentiekén túl – kiemelendő az összporozitás, mely a kókuszrostnál 95,9 %, amíg a tőzegnél 91,1 %. A felvehető nedvességtartalom a kókuszrostnál 38,5 %, a tőzegnél 44,5 % (REXILIUS,1990). A kókuszrost előállítása olcsó eljárásnak számít, mivel természetes anyag, illetve nagy mennyiségben termelődik (VAN OS, 1995). A kókuszrost tömbök attól függően is eltérő tulajdonságúak lehetnek, hogy a világ mely részéről származnak. A fizikai és kémiai tulajdonságaik is változóak, ezért a termeszőzőnek tájékozódnia kell a pontos jellemzőkről (SHINOHARA et al, 1999). Figyelembe kell venni a közeg rostosságát, ugyanis ez befolyásolja a vízmegtartó képességét, illetve a porozitást. Az egyik legjellemzőbb tulajdonsága, hogy a száraz kókuszrost kockához, ha vizet adnak, négy- ötszörösére megduzzad (MERCURIO, 2002). ABAD et al. (2005) a kókuszrost fizikai tulajdonságait vizsgálva megállapították, hogy a Sphagnum tőzeghez képest kisebb vízmegtartó képességgel, de nagyobb levegőkapacitással rendelkezik. Ennek oka elmondásuk szerint, hogy a kókuszrostnak eltérő a mikroszerkezete. A kókuszrostban alacsony felvehető N, Ca, Mg és mikroelem tartalmat, valamint igen magas P és K értéket mértek. FORNES et al. (2003) is feljegyezték, hogy a kókuszrost fás jellegű biológiai szövettel és kerek pórusokkal rendelkezik, ellentétben a tőzeg ovális alakú pórusaival. A kókuszrost celláiba a víz könnyebben behatol, illetve a vízelvezetése is jelentősebb, mint a tőzegé. ARGO et al. (1996) a kókuszrost és a tőzeg fizikai tulajdonságainak összehasonlításánál arra lettek figyelmesek, hogy a kókuszrostnak nagyobb a vízmegtartó képessége, de a termeszőzői gyakorlat szempontjából rendkívüli fontosságú „újranedvesíthetőség” között nem tapasztaltak jelentős különbséget.

A liliomok legkedvezőbb termeszőzőközege a könnyű, laza szerkezetű, jól levegőzött talaj. Üvegházi termeszőző esetén a talaj sótartalma nem lehet 0,15 – 0,18 % felett. A talaj pH értéke 5,5 és 6,5 között legyen. Szabadföldi termeszőzőre kevés fajta alkalmas, a talajtulajdonságok mellett fontos szempont a környezeti adottság. Célszerű termeszőzői terület a tengerparti régió, ahol a magas páratartalom és a kiadós esőzések a növekedési fázisban kielégítő mértékűek (HAMRICK, 2003).

A tőzeg területek védelme és a környezetvédelem miatt egyre időszerűbb a tőzeget helyettesítő anyagoknak a felkutatása (FORRÓ, 1997).

A kertészeti termeszőzőben kialakult hagyományos gyakorlat szerint elsősorban a a felláp tőzeget kedvelik, a síklap tőzeget korábban csak a komposzt alkotóelemként használták fel (HARGITAI, 1972).

A földkeverékek, mesterséges talajok többféle ásványi és nagyobb mennyiségű szervesanyagból tevődnek össze, ebből adódóan folyamatos tápanyagszolgáltató képességgel is rendelkeznek (FORRÓ, 1999).

Lilium

A lilium földbeni képlete buroklevél nélküli, úgynevezett csupasz hagyma. Az egyes fajok hagymája eltérő nagyságú és formájú, lehet teljesen zárt vagy laza felépítésű, kifejezetten sok vagy éppen kevés számú hagymapikkellyel. A hagymapikkelyeket egy vékony, de kemény hártya veszi körül, a külső hagymapikkelyek felépítése a belsőkkel azonos. Találhatunk fehér színű, de sárgás vagy éppen rózsaszíntől sötétlila színűig többféle hagymát. (GRUNERT, 1980; NÁDASI, 1967)

A pikkelylevelek tartalék tápanyagot raktároznak, mely a rügy fejlődése során felhasználódik. A külső, kimerült pikkelylevelek elhalnak, helyettük a hagyma belsejében újak fejlődnek (NÁDASI, 1967).

A legtöbb liliumfajra jellemző, hogy többféle gyökeret fejleszt. A hagyma fölött, a szár földalatti részéből a legtöbb esetben szárgyökerek fejlődnek. Feladatuk, a talaj felső rétegeiben lévő víz- és tápanyagkészleteinek hasznosítása. Mindezek mellett a szárgyökerek a virágszár megtartásában is fontos szerepet játszanak, ezért is fontos, hogy a hagymákat megfelelő mélységre ültessük. A szárgyökereken kívül a hagyma tönkjéből vastag húzógyökerek (szerepük a természetben a hagyma rögzítése és mélyebbre húzása), illetve vékonyabb tápanyagfelvevő gyökerek, úgynevezett talpgyökerek fejlődnek.

A hagymák ültetésénél – az egyenletes talajhőmérséklet biztosítása és szárgyökerek fejlődése érdekében – ügyelni kell arra, hogy a hagymák csúcsa télen 6-8 cm-re, nyáron 8-10 cm-re kerüljön a talajfelszín alá (SCHMIDT, 2008).

A hazai liliummal foglalkozó termesztők talajon folytatott termesztésük során, a termőközeget több adalékanyag hozzáadásával igyekeznek javítani. Leggyakrabban alkalmazott módszer a baltikumi tőzeg hozzáadása. Az elmúlt pár év során a kertészek kókuszrost hozzáadásával egyre jobb termesztési eredményeket értek el. Több pozitív kutatási eredmény is fellelhető egyéb vágottvirágoknál (rózsa, gerbera) is. A liliumtermesztéssel kapcsolatos hasonló kutatómunkára azonban eddig nem került sor, vizsgálataink egyik tárgyát ezért a kókuszrost hozzáadásával történő vágott-liliumtermesztés vélelmezett pozitív hatásának feltárása képezi. További tervezett vizsgálataink közé tartozik a szármagasság, a bimbószám, a virágképlet, a vegetációs időszak hosszának tanulmányozása az ültetőközegek és az üvegházban beállított hőmérsékleti és légnedvességi paraméterek tükrében.

Anyag

Kísérleti helyszín

Kísérletünket egy jelentős, több mint 20 éves múltra visszatekintő liliomkertészetben állítottuk be, Budapesttől 50 km-re Dabason.

A kertészet kizárólagosan növényházi vágottliliom-termesztéssel foglalkozik, melyhez a szükséges hagymát holland kereskedő és szaktanácsadó cégek közvetítésével a világ számos tájáról importálja. Folyamatos kihívást jelent a liliomválaszték minden szegmensének, legkeresettebb és legújabb fajtáinak beszerzése. A kertészet nagy hangsúlyt fektet arra, hogy egész évben biztosítani tudja a teljes fajta- és színválasztékot, az aktuális piaci igényeket is figyelembe véve állítják össze a termesztéstervüket. Ennek egyik sarokpontja a megfelelő fajta megfelelő időben történő alkalmazása. Folyamatosan termesztenek Ázsiai, LA- és Oriental-hibrideket, esetenkénti piaci igényt követve Longiflorum-fajtákat is. Az LA hibridek: a *L. longifolium* (L) és az ázsiai hibridek (A) keresztezéséből jöttek létre (SCHMIDT és HONFI, 2007).

Alkalmazott ültetőközegek

Kókuszrost

A vizsgálatban felhasznált kókuszrost Indiából érkezett Magyarországra, a jelentős szállítási költségek csökkentése érdekében téglatest alakú tömbökbe préselve. Felhasználás előtt két nappal az összepréselt kókusz-tömböket nagy mennyiségű vízzel öntöttük egy órán keresztül. Az összepréselt kókuszrost tömbök víz hatására jelentős térfogatnövekedésen mentek keresztül, volumenük hozzávetőleg 5-6-szorosára nőtt. Tömör szerkezetük fellazult, a további lazítás érdekében rotációs kis munkagéppel tovább lazítottuk az anyagot, míg a kívánt, bedolgozáshoz szükséges szerkezetet el nem értük.

Baltikumi tőzeg

A kertészetben és a kísérletben alkalmazott baltikumi tőzeget bálákban szállítják. Felhasználás előtti nap a bálákat kibontottuk, nedvesítettük. A baltikumi tőzeg bedolgozás előtt különleges kezelést nem igényel.

Alkalmazott fajták, szaporítóanyag

Az Oriental-hibridek közül a 'Sorbonne' (rózsaszín) és a 'Rialto' (fehér) fajtákat alkalmaztuk. Ezen fajtákat a kertészet egész évben folyamatosan termesztí.

Módszer

A kísérleti növények elhelyezése

A kókuszrosttal kiegészített talajon termesztett kísérleti növényállományt minden esetben a termőfelület aktív részén helyeztük el, kontrollként pedig a környező, az üzemben alkalmazott tőzeggel kiegészített talajon való termesztéstechnológiával nevelt állomány kijelölt része szolgált. A vizsgálat során a 'Sorbonne' és a 'Rialto' Oriental-hibridekből fajtánként 402 db hagymát kókuszrosttal kiegészített talajba ültettünk, valamint 402 db hagymát kontroll gyanánt baltikumai tőzeges talajba. Az Oriental-hibrideket a 10 soros ültető hálóba 6 sorba ültettük, ezzel 60 db/m²-es növényesűrűséget biztosítva.

Liliomhagyma, talaj előkészítése, ültetés

A felhasznált hagyma Hollandiából mélyhűtött állapotban került be az országba.

A 10 soros ültető háló 6 sorába 5-6 cm mélységbe ültettük a hagymákat. A kísérleti állományunk így 6 x 67, azaz 402 db hagymából állt. Az ültetési területre 5 cm vastag kókuszrost terítést helyeztünk el. A kontroll területre szintén 402 db hagymát ültettünk el, itt azonban 5 cm vastag baltikumai tőzeg terítést alkalmaztunk. Ültetés után a területet alaposan beöntöttük.

A téli kísérletben alkalmazott módszerek Oriental-hibridek kísérleti és kontroll állományánál (talajelőkészítés, ültetés, kísérlet módszertana) a nyári kísérlettel azonosak voltak.

A vizsgált növényállományok nevelése, a vegetáció során mért és megfigyelt paraméterek

Mind a kísérleti, mind a kontroll állományt a kertészetben alkalmazott termesztéstechnológiával azonosan kezeltük (öntözés, tápoldatozás, növényvédelem).

Az állományban heti egyszeri mérést végeztünk, mely mérések eredményeit digitálisan táblázatba rögzítettük, minden mérés időpontjában digitális fényképeket is készítettünk a fenológiai állapot jellemzéséhez.

A kezelt és a kontroll állományból az Oriental-fajtáknál 20 egyednél mértük a következő paramétereket:

- Vegetatív tulajdonságok: szármagasság (mérés mérőrúddal), szárvastagság (mérés tolómérővel), esetleg megjelent betegségek, kártevők.

- Generatív tulajdonságok: bimbószám, bimbó méret, első bimbó megjelenésének időpontja a növényen, a szedési érettség elérésének időpontja.

Az állomány felszedésére a vágási érettség elérésekor került sor. A szedés során, a hagymákat gyökerükkel együtt emeltük ki a talajból, hogy a földbeli növényrészek vizsgálatára is lehetőségünk legyen.

A vizsgált paraméterek a következők voltak: a talpgyökerek tömege (a közeg mosással való eltávolítása után), a szárgyökerek tömege (a közeg mosással való eltávolítása után), a hagyma tömege.

Kókuszrost és tőzeg laboratóriumi vizsgálata

A fizikai vizsgálatok elvégeztük az Arany-féle kötöttséget, a közegek sűrűségéből és térgattömegéből kiszámoltuk a pórustérfogatot. Kémiai vizsgálatok közül elvégeztük a vizes pH és kálium-kloridos pH meghatározását, illetve megvizsgáltuk, hogy tartalmaznak-e meszet a közegek. Végül elvégeztük az izzítási veszteség meghatározását is.

Eredmények, következtetések

Labortóriumi vizsgálatok eredményei

A fizikai vizsgálatok elvégzésekor az irodalmi adatoknak megfelelő eredményeket kaptunk (MERCURIO, 2002). Az Arany-féle kötöttségi szám kiugróan nagy értékeket mutatott, mind a kókuszrost, mind a tőzeg nagy mennyiségű vizet köt meg, a kókuszrost azonban közel 2-szer annyit, mint a tőzeg (1. táblázat). A pórustérfogat meghatározásánál a tőzeg és a kókuszrost hasonló eredményeket adott.

Kémiai vizsgálatok során a pH meghatározásánál mindkét közegnél savanyú pH-t mértünk, de a tőzeg savanyúbb pH-val rendelkezik. Mész tartalom vizsgálatánál azt tapasztaltuk, hogy a kókuszrost, hasonlóan a tőzeghez egyáltalán nem tartalmaz meszet. Az izzítási veszteség meghatározásánál közel hasonló eredményeket kaptunk, melyből jól látszik, hogy mindkét közeg magas szerves anyag tartalommal rendelkezik (

2. táblázat).

	K _A	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	CaCO ₃ %	T _S	T _t	P%	összes szerves anyag %
Tőzeg	552	3,77	2,48	—	0,55	0,17	69	97
Kókuszrost	900	5,81	4,72	—	0,72	0,23	68	87

2. táblázat - Kókuszrost és tőzeg fizikai és kémiai tulajdonságai

Termesztési kísérletek eredményei

Vizsgálataink eredményei a kókuszroston történő termesztés pozitív hatását, az eddig alkalmazott baltikumi tőzegen történt termesztéshez képest igazolták. Az eltérő körülmények között, az év eltérő időszakában (nyár, tél) folytatott termesztés és kísérlet egybehangzóan igazolta a kókuszroston történő termesztés jobb hatékonyságát, a szármagasság, a bimbószám és a növények gyökérképzése tekintetében (3. táblázat).

Időszak	Fajta (fajtatípus)	Közeg	Szárhosszúság a szedés időpontjában (cm)	Szárgyökerek tömege (g)	Talpgyökerek tömege (g)	Hagymatömeg (g)	Bimbószám (db)
Nyári termesztés	Sorbonne (Oriental)	Tőzeg	78,40	37,79	3,52	19,17	4,20
		Kókuszrost	85,00	64,24	4,64	21,78	4,65
	Rialto (Oriental)	Tőzeg	95,35	71,71	2,93	34,73	4,95
		Kókuszrost	91,30	126,21	3,47	36,19	5,85
Téli termesztés	Sorbonne (Oriental)	Tőzeg	107,20	70,92	2,36	29,38	3,65
		Kókuszrost	115,90	176,62	7,05	45,80	4,05
	Rialto (Oriental)	Tőzeg	109,95	130,45	5,18	75,74	3,50

3. táblázat - Kókuszrost és tőzeg hozzáadásával előkészített talajon termesztett liliumok fontosabb vegetatív tulajdonságai

A 'Sorbonne' fajtánál a kókuszrost hozzáadásával előkészített talajon nevelt növények szármagassága mind a nyári mind a téli időszakban 2-5 %-kal volt magasabb, mint a baltikumi tőzeget tartalmazó talajon fejlődött növényeké. Ezzel ellentétben a 'Rialto' fajta esetén nyári időszakban a baltikumi tőzeges közegen, télen azonban itt is a kókuszrost hozzáadásával előkészített talajon tapasztaltunk nagyobb szármagasságot.

A 'Sorbonne' fajtánál a szedés előtti időszakban a kókuszroston nevelt növények nagyobb szármagasságot értek el. Az első mérési adatokban, tehát a termesztés kezdetén, jelentős eltérés nem mutatkozott, a kimutatott különbség csak a tenyésztési időszak végén bizonyult szignifikánsnak.

A 'Rialto' fajta esetében a kókuszrostos közegen előállított növények nyáron kezdettől fogva kisebb szármagasságot mutattak, mint a kontroll állomány növényei, az eltérés azonban igen csekély volt, de a kultúra teljes időszakában megmaradt, mindazonáltal nem bizonyult szignifikánsnak.

Bimbószám tekintetében egyöntetű eredményt kaptunk, a kókuszrost hozzáadásával előkészített talajon előállított növények bimbószáma magasabb volt. A kókuszrost hatására az Oriental-fajták esetében jelentős változást tapasztaltunk: a 'Sorbonne' fajtánál nyári időszakban 10,2 %-os, téli időszakban 11,0 %-os, míg a 'Rialto' fajtánál nyári időszakban 18,2 %-os, téli időszakban 4,3 %-os bimbószám-növekedés mutatkozott.

A szárgyökér-tömeg mind a 'Sorbonne' -, mind a 'Rialto' fajta esetében a kókuszrost termelt növényeknél jelentősen magasabb. A gyökértömeg-különbség fajtaspecifikus. Az Oriental-fajták kókuszrost hatására nagyobb tömegű szárgyökert nevelnek, mint más fajták. Az eltérések 95 %-os megbízhatósági szinten szignifikánsnak bizonyultak.

A kókuszrost és a baltikumi tőzeg hozzáadásával előkészített termesztőközegen nevelt növények hagymájának tömege között a nyári kísérleti időszak után jelentős eltérés mutatkozott: a kókuszrost alapú közegen a hagymák tömege 'Sorbonne' fajtánál 3,6 %-kal nagyobb, 'Rialto' fajtánál 4,2 %-kal nagyobb volt, a különbségek mindazonáltal nem tekinthetők szignifikánsnak. A téli vizsgálatok lezárásakor az eredmény ezzel azonosnak tekinthető, igaz, a különbségek mértéke eltérő: a kókuszrost alapú közegen a hagymák tömege a 'Sorbonne' fajtánál 55,9%-kal, 'Rialto' fajtánál 19,7%-kal. Az eltérés ebben az esetben mindkét fajtánál szignifikáns.

A szárgyökerekhez hasonlóan a kókuszroston termelt növények talpgyökér-tömege is jelentősen nagyobb. A fajtaspecifikusság ebben az esetben is igazolható, más fajták esetén a talpgyökerek tömege alapvetően is nagyobbak bizonyult, mint az Oriental-fajták esetén. A különbségek a nyáron a 'Rialto' fajta kivételével szignifikánsnak tekinthetők.

A kókuszroston nevelt növények bimbóinak tömegében is jelentős eltéréseket igazoltunk, a kókuszrost hozzáadásával előkészített talajon nevelt növények bimbótömege a 'Rialto' fajta esetében kimagasló volt.

A szárvastagság vizsgálat esetén a nyári időszakban a tőzeg hozzáadásával kezelt talajon termelt növények mutatnak nagyobb szárvastagságot az Oriental-fajták, a 'Sorbonne' és 'Rialto'. Ennek hátterét azonban nem sikerült tisztáznunk. A téli kísérlet során a szárvastagság vizsgálat esetén a kókuszrost hozzáadásával kezelt talajon előállított növények mutatnak nagyobb szárvastagságot mind a 'Sorbonne' -, mind a 'Rialto' fajta esetében. Jelentősebb eltérés a 'Rialto' fajtánál mutatkozik.

Felhasznált irodalom

- ABAD, M., F. FORNES, C. CARRION, V. NOGUERA (2005): Physical properties of various coconut coir dusts compared to peat. *HortScience* 40 (7) 2138-2144. p.
- ARGO, W.R., J.A. BIERNBAUM (1996): Component comparisons: coconut coir. *GrowrTalks*. 59 (12) 62-66. p.
- FORNES, F., R. M. BELDA, M. ABAD, P. NOGUERA, R. PUCHADES, A. MAQUIERIA, V. NOGUERA (2003): The microstructure of coconut coir dust for use as alternatives to peat in soilless growing media. *Austral. J. Expt. Agr.* 43 1171-1179. p.
- FORRÓ, E. (1997): Fosszilis nitrogénkészletünk, a tőzeg kertészeti hasznosításának és védelmének ellentmondásai. XI. Országos Környezetvédelmi Konferencia Kiadványa. 227-235. Siófok, 1997. október 14-16.
- FORRÓ E. (1999): A termésmínőség biztosításának lehetőségei fólia alatti termesztésben mesterséges talajokban és közegekben. *XLI. Georgikon Napok Kiadványa*, 1999. szeptember 23-24. Keszthely 419-423. p.
- GRUNERT, C. (1980): *Das Blumenzwiebelbuch*, Stuttgart, 199-243. p.
- HAMRICK, D. (2003): *Ball redbook*, USA, 487-506. p.
- HARGITAI L. (1972): Kertészeti föld és tápanyagkeverékek előállításának új, egységes rendszere. Budapest, A Kertészeti Egyetem Közleményei 36 231-246. p.
- HEINRICHS, FLORIAN, (2005): *International Statistics. Flowers and Plants*. AIPH / Union Fleurs, Hannover, 133. p.
- ISLAM, MD. S., KHAN S., ITO T., MARUO T., SHINOHARA Y. (2002): Characterisation of the physico-chemical properties of environmentally friendly organic substrates in relation to rockwool. *Journal of Horticultural Sciences and Biotechnology* 77: 143-148 p.
- MERCURIO, G., 2002: *Gerbera cultivation in greenhouse*. SCHREURS cég, termesztési jegyzet
- NÁDASI M. (1967): *A liliom*. Budapest, Mezőgazdasági Kiadó.
- REXILIUS, R. (1990): *Kokosfasern für Kultursubstrate*. *Deutscher Gartenbau*. 44 (13) 856. p.
- SCHMIDT G. (2011): *Liliom*. In: Tillyné Mándy A., Honfi P.(szerk): *Növényházi dísznövénytermesztés*. BCE KETK Dísznövénytermesztési és Dendrológiai Tanszék, Budapest. 279-285. p.
- SCHMIDT G., HONFI P. (2007): Vágott virágok rangsorának alakulása Európában és kihatásuk a magyar termesztésre. "Lippay János - Ormos Imre - Vas Károly" Tudományos Ülésszak 2007. november 7-8. Dísznövénytermesztési és Dendrológiai Szekció. Összefoglalók. Kertészettudomány. Budapest.
- SHINOHARA, Y., HATA, T., MARUO, T., HOHJO, M., ITO, T. (1999): Chemical and physical properties of the coconut fiber substrate and the growth of tomato plants. *Acta Horticulturae*, 481, 145-149. p.
- VAN OS E. A. (1995): Engineering and environmental aspects of soilless growing system. *Acta Horticulturae*, 396, 25-32. p.

Biogázüzemi erjesztési maradék mezőgazdasági felhasználásának vizsgálata

Gulyás Miklós – Szegi Tamás – Füleky György
SZIE Környezettudományi Intézet Talajtani és Agrokémiai Tanszék

Összefoglalás

Növekvő tendenciát mutat a biogáz üzemek száma, ezáltal nő a kezelt termék, erjesztési maradékok mennyisége. A felhasználásához, ismerni kell az anyag tulajdonságait illetve a talajban indukált változásokat. A fermentálási maradék értékes alapanyag a talajok tápanyag-utánpótlására. A kísérlet célja egy biogázüzemi fermentlé hatásainak bemutatása különböző talajok fizikai és kémiai tulajdonságaira tenyészedényes modellkísérleten keresztül. A melléktermék kémiai vizsgálatából kiderült, hogy a Cr(VI) kivételével minden tekintetben megfelel a jogszabályoknak. A kezelésekkkel nagy mennyiségű ammónium só kerül a talajokba, mely sótartalom növekedést okoz. Ugyanakkor a nagy mennyiségű hozzáadott ammónium ionból, a nitrifikáció során felszabaduló H^+ ionok miatt a talaj kémhatása csökkenő tendenciát mutat. A szerves széntartalomban és a talajok kationcsere kapacitásában bekövetkező változások nem voltak szignifikánsak. A biotesztek eredményeként kiderült, hogy a nagy adagú kezelések az angolperje gyökerein depressziót okoznak.

Summary

More and more biogas plants are opened which increases the amount of treated digestate. In use, we have to know the properties of materials and induced changes in the soil. This valuable raw material is ideal to use as a fertilizer. The aim of our study is to demonstrate the impacts of digestate on various soil physical and chemical properties in pot model experiments. Chemical analysis of by-product showed that the values are harmony with the law except the Cr(VI) content. Large amount of ammonium salts were added to the soil with treatments which caused increasing salinity in soil. However, from the large amounts of added ammonium-ione, released H^+ ion during the nitrification process which caused decreasing of the soil pH. The change of organic carbon content of the soil and the value of CEC were not statistically significant. The results of biotests were found the high dose treatment caused depression for roots growth of the ryegrass.

Bevezetés

A talajok természetes termékenységét, termőképességét az emberi társadalmak már ősidők óta igyekeznek hasznosítani, megőrizni, illetve kedvezőtlen tulajdonságaikon javítani. Modern korunk egyik kiváló technológiája az anaerob kezelés, mellyel sikeresen kezelhetők a hulladékok szerves frakciói. Ezen üzemekre komplex egységként kell tekintenünk, hiszen a hulladékkezelés, hulladékhasznosítás mellett energiatermelést végeznek, és értékes, tápanyag-utánpótlásra alkalmas maradék az egyik végtermék (LUKEHURST, 2003).

Napjainkban rohamosan növekszik azon biogáz üzemek száma, ahol főleg mezőgazdasági és élelmiszeripari alapanyagokat dolgoznak fel (AEBIOM, 2009). Magyarországon 26 ilyen jellegű üzem működik, és a közeljövőben további üzemek építése várható (SOMOSNÉ, 2011). A feldolgozott alapanyagok mennyiségével arányosan megnőtt a mezőgazdasági területeken hasznosítható fermentum mennyisége is.

Az utóbbi években egyre több cikk, publikáció jelenik meg kimondottan a felhasználási tapasztalatokról. Magyarországon eltérő vélemények és álláspontok hangoznak el a maradékról, annak felhasználási lehetőségeiről, mert részben hiányoznak a hazai tapasztalatok, nincsen megfelelő alapkutatás a témában. Nemzetközi szinten jelenleg a komposztok minőségbiztosításához hasonló rendszer kidolgozásán dolgoznak, ami kategóriákba sorolná a felhasználható alapanyagokat és így az erjesztési maradékot. Meghatározná az egyes kategóriákban teljesítendő minőségi elvárásokat (pl.: patogének, nehézfémek) (www.compostnetwork.info).

Hazánkban, 2008-ban a BOKOMP4 projekt keretében készült egy összehasonlító adatbázis az akkor működő hat magyarországi mezőgazdasági biogáz üzem erjesztési maradékának kémiai tulajdonságairól. Az adatértékelés kiderítette, hogy az üzemekből kikerülő fermentlevek szárazanyag-tartalma alacsony, ennek ellenére szervesanyag-tartalma jelentős, kémhatásuk enyhén lúgos. A növények számára könnyen felvehető $\text{NH}_4\text{-N}$ aránya magas (SOMOSNÉ, 2009).

2005-2007 között a Debreceni Egyetem AMTC Kutató Központjában tenyészedényes kísérleteket állítottak be a nyírbátori biogáz üzemben képződő erjesztési maradék, tápanyag-utánpótlásra alkalmas anyag talaj-növény rendszerben tapasztalható hatásainak tanulmányozására kukorica (*Zea mays* L.) teszt növényen.

A növények a talajban lévő tápanyagokat hasznosítják így közvetve az erjesztési maradék hatóanyagait is. Ezért fontos ismerni, hogy a fermentlé milyen hatással van a talaj kémiai és mikrobiológiai tulajdonságaira, ami a talaj tulajdonságaitól is függ (MAKÁDI et al., 2006).

Két talajféleségen állítottak be kísérletet, vizsgálták a kémhatást és a hidrolitos aciditást. A fermentlé a várttal ellentétesen viselkedett, a tapasztalt savanyodást a fermentlé magas ammónia tartalma mellett, a reaktortérben képződő szerves savak talajbeli polikondenzációja, kolloidokhoz történő kapcsolódása és átalakulása okozza. Mivel a tenyészedényekben alkalmazott réti talajnak nagyobb a kolloid tartalma, ezek a folyamatok ott erőteljesebbek, ez magyarázza a réti talaj nagyobb mértékű savanyodását (MAKÁDI, 2010).

A fermentlé kezelés hatására nem tapasztaltak a humusztartalomban statisztikailag igazolható növekedést (MAKÁDI, 2010). Megfelelő nedvesség-, hőmérsékleti-, pH viszonyok között, nem halmozódik fel nagyobb mennyiségű szervesanyag (STEVENSON, 1994), így rövid idő alatt nem is várható, hogy az erjesztési maradék alkalmazása humusztartalom változást eredményezzen

Fuchs és munkatársai (2008) kísérleteikben arról számoltak be, hogy a kémiai paramétereknek a komposztok és erjesztési maradék minden tekintetben megfelelt, mégsem fejlődtek a növények megfelelően, ezért fitotoxicitási tesztekkel végeztek. A zsátsával végzett tesztből kiderült, hogy depressziót okozott a növények fejlődésében, ami a gyökértömegben és gyökérhosszban is megmutatkozott.

Anyag és módszer

A vizsgálatokhoz szükséges mintákat az ELMIB csoporthoz tartozó Green Balance Kft. dömsödi biogáztelepén vettük, míg a kísérletekben alkalmazott talajokat különböző helyekről gyűjtöttük be, a felső 0-25 cm talajszintből véve a mintákat.

A Szent István Egyetem Növénytermesztési Tanüzem szárítópusztai telephelyéről vettük a rozsdabarna erdőtalajt az angolperjével (*Lolium perenne*) végzett bioteszthez.

A kukoricával (*Zea mays*) végzett kísérletben ökológiai művelésből származó talajt használtunk, melyet egy Pély környéki gazdaság területéről szereztünk be.

Az erjesztési maradékkal biotesztekkel végeztünk, melyek gyakorlati alkalmazása modellként szolgál a későbbi szabadföldi felhasználáshoz. Ezért két különböző talajon, különböző körülmények között végeztük el kísérleteinket. Laboratóriumi körülmények között rozsdabarna erdőtalajon angolperjét vetettünk.

Rozsdabarna erdőtalajon a következő kezeléseket állítottuk be angolperje (*Lolium perenne*) tesztnövénnel:

- **Kontroll:** 200g talaj – 36cm³ desztillált víz (0 kg ha⁻¹ N)
- **1.kez.:** 200g talaj–9cm³ fermentlé+27cm³ desztillált víz (25 kg ha⁻¹ N)
- **2.kez.:** 200g talaj–18cm³ fermentlé+18cm³ desztillált víz (50 kg ha⁻¹ N)
- **3.kez.:** 200g talaj–27cm³ fermentlé+9cm³ desztillált víz (75 kg ha⁻¹ N)
- **4.kez.:** 200g talaj 6cm³ fermentlé (100 kg ha⁻¹ N)

Másik kísérletben 30 kg-os réti talajjal feltöltött tenyészedényekbe kukorica magot ültettünk, melyeket a SZIE Növényvédelmi Kísérleti terében helyeztünk el 2 hónap időtartamra.

Réti talajon a következő kezeléseket állítottuk be kukorica (*Zea mays*) tesztnövénnel:

- **Kontroll:** 30kg talaj – 2,5 dm³ víz (0 kg ha⁻¹ N)
- **1.kez.:** 30kg talaj–1dm³ fermentlé+1,5dm³ víz (170 kg ha⁻¹ N)
- **2.kez.:** 30kg talaj–1,5dm³ fermentlé+1dm³ víz (255 kg ha⁻¹ N)

Az erjesztési maradék kémiai tulajdonságait tekintve az üzem által rendelkezésünkre bocsátott akkreditált mérési eredményeket vettük munkánk során alapul.

A biotesztekot követően a talajon a következő vizsgálatokat végeztük el: Arany-féle kötöttség, pH, sótartalom, kationcsere kapacitás, szerves széntartalom meghatározást Tyurin módszerrel.

Eredmények

Paraméter	Mért érték	Szárazanyagra átszámított érték (mg/kg)	Határérték 50/2001 iszap (mg/kg)
pH	7,51		
Sűrűség g/l	995		
össz. sza. m/m %	5,04		
össz. szerva. m/m %	3,28		
hamu m/m %	1,76		
ö N mg/l	5276	104682,54	
ö P mg/l	1420	28174,60	
ö K mg/l	657	13035,71	
Al mg/l	321	6369,05	
As mg/l	0,173	3,43	75,00
B mg/l	1,62	32,14	
Ca mg/l	2920	57936,51	
Cd mg/l	0,035	0,69	10,00
Co mg/l	0,415	8,23	50,00
Cr össz. mg/l	1,07	21,23	1000,00
Cr (VI) mg/l	0,052	1,03	1,00
Cu mg/l	8,41	166,87	1000,00
Fe mg/l	547	10853,17	
Hg mg/l	0,006	0,12	10,00
Mg mg/l	451	8948,41	
Mn mg/l	14,7	291,67	
Mo mg/l	0,233	4,62	20,00
Na mg/l	590	11706,35	
Ni mg/l	0,983	19,50	200,00
Pb mg/l	1,01	20,04	750,00
S mg/l	510	10119,05	
Se mg/l	0,177	3,51	100,00
Zn mg/l	37,7	748,02	2500,00
SZ.O.E. mg/kg	19831		

1. táblázat Fermentlé vizsgálati alapadatai

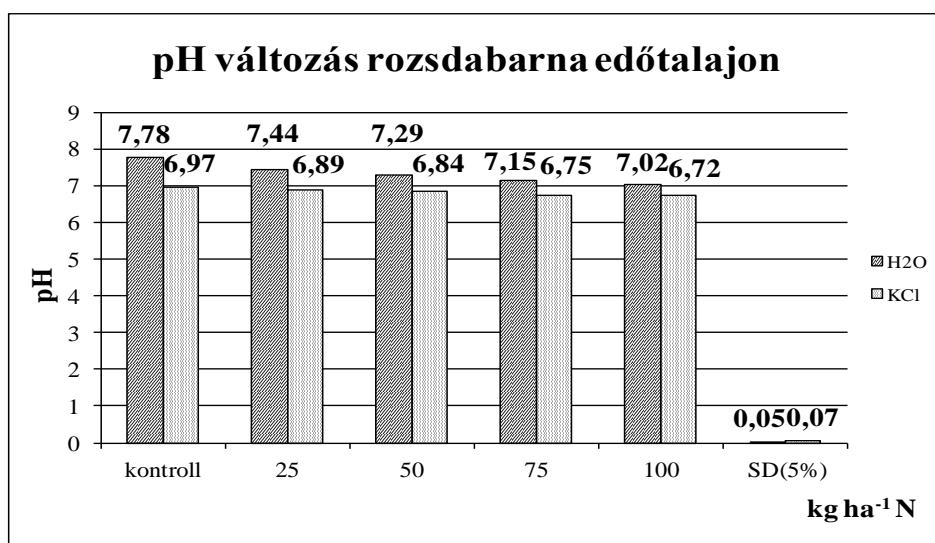
Az erjesztési maradék oldott formában tartalmazza a tápelemeket, amiket így a növények könnyen fel tudnak venni a talajból. Az 50/2001. Korm.

rendeletben a szennyvíziszapokra előírt határértéket, a vizsgált nehézfémek közül a Cr(VI) mennyisége haladta meg (1. táblázat) minimálisan.

Arany-féle kötöttség vizsgálat során nem tapasztaltunk változást a talajok textúrájában, továbbra is a homok kategóriába sorolható (26-27 K_A) a rozsdabarna erőtalaj, réti talaj estében vályog (38-42 K_A) kategóriába tartozik.

Ezek az eredmények megfelelnek a talajok eredeti tulajdonságainak, melyek a területi adottságokból következnek.

Angolperje kísérlet rozsdabarna erdőtalajon

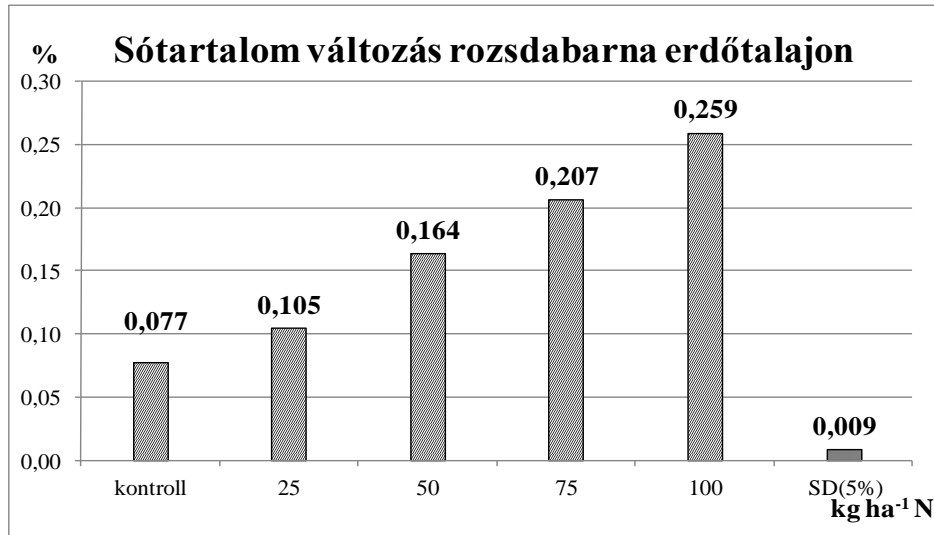


1. ábra Kezelések hatása a rozsdabarna erdőtalaj pH-ra

Bár az anyag lúgos kémhatású, az nagy mennyiségben tartalmaz ammónium iont, melyből a nitrifikáció során felszabaduló H^+ ionok miatt a talaj kémhatása csökkenő tendenciát mutat.

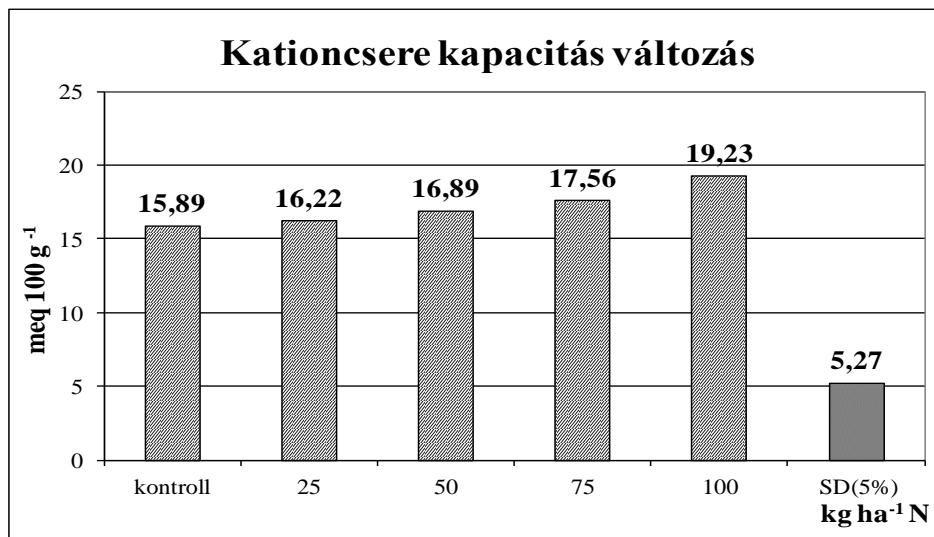
Rozsdabarna erőtalaj esetében a varianciaanalízis kimutatta, hogy az ismétléseknek nem, azonban a kezeléseknek volt hatása ($p=0,1\%$). Kijelenthető, hogy a kontrollhoz és a kezelések esetében egymáshoz viszonyítva is szignifikánsan csökkent a H_2O -os pH (SZD5%=0,05). A KCl-os pH esetében a mért értékek a talaj rejtett savanyúságáról nyújtanak információt (1. ábra).

Sótartalom vizsgálatot követően a varianciaanalízis kimutatta, hogy az ismétléseknek nem volt hatása a talaj sótartalmára, azonban a kezeléseknek igen ($p=0,1\%$). A kezelések hatására a kontrollhoz viszonyítva szignifikánsan, nőtt a talaj sótartalma (SZD5%=0,009). Ezek hatására a nem sós kategóriából a gyengén sós tartományba mozdult el a talaj sótartalma (2. ábra).



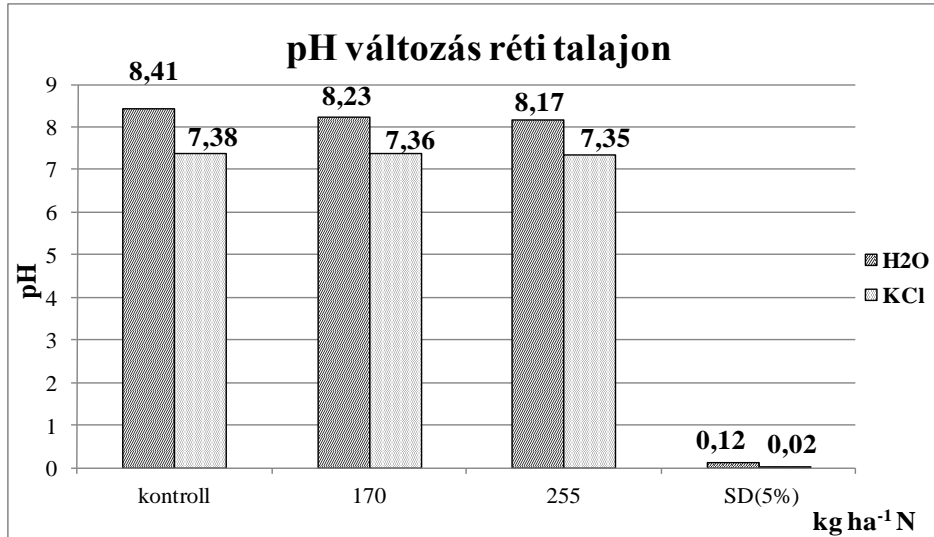
2. ábra Kezelések hatása a rozsdabarna erdőtalaj sótartalmára

A kationcsere kapacitás (3. ábra) meghatározásánál a statisztikai elemzés során kiderült, hogy az ismétléseknek és a kezeléseknek sem volt hatása. 5 %-os hibavalószínűség mellett nem tapasztaltam szignifikáns változást a talaj T-értékében semelyik esetben sem (SZD5%=5,27), bár látható növekedő tendencia az értékekben.



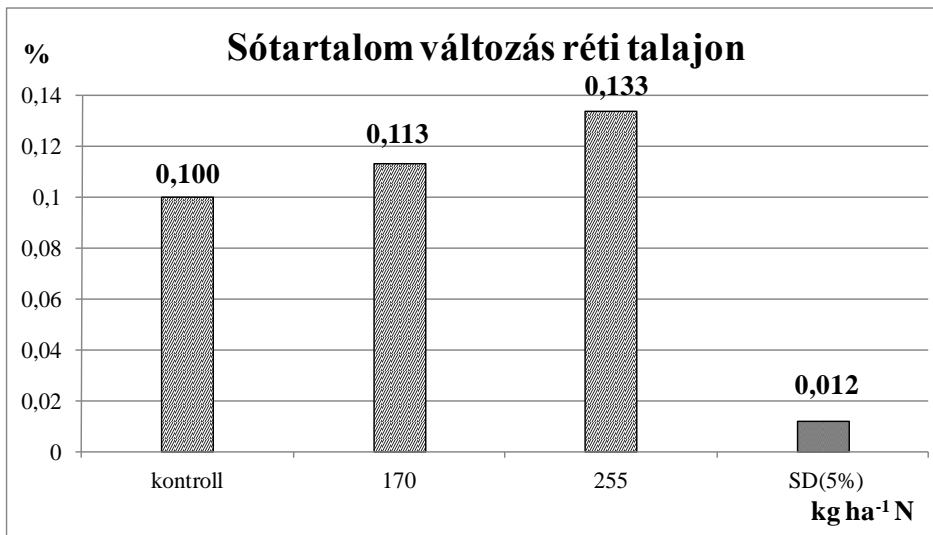
3. ábra Kationcsere kapacitás változása rozsdabarna erdőtalajon

Kukorica kísérlet réti talajon



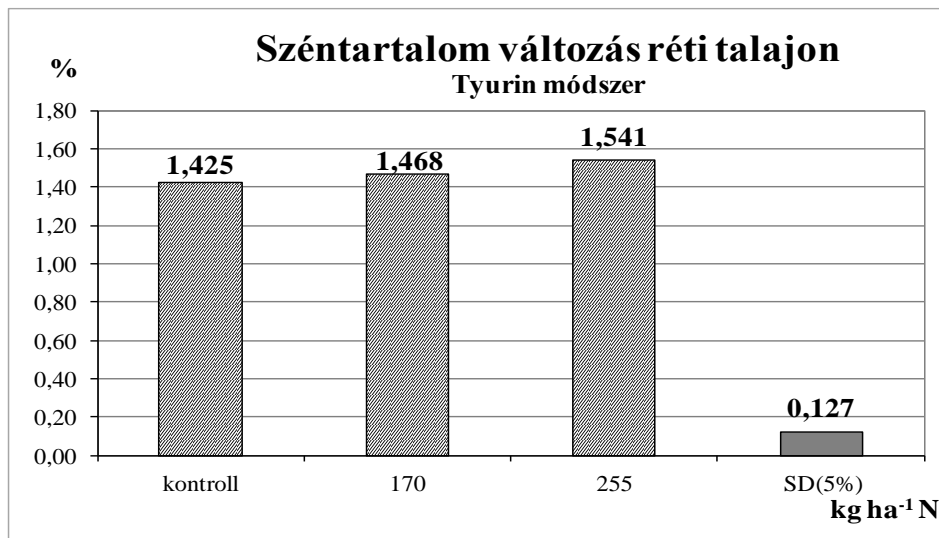
4. ábra Kezelések hatása a réti talaj pH-ra

A kémhatás értékelése kimutatta, hogy a kezeléseknek volt hatása ($p=5\%$). Kijelenthető, hogy szignifikánsan csökkent a H₂O-os pH (SZD5%=0,12). A KCl-os pH esetében a kontrollhoz képest csak a legnagyobb adagú kezelés esetében tapasztalható statisztikailag igazolható csökkenés (4. ábra).



5. ábra Kezelések hatása a réti talaj sótartalmára

Réti talaj esetében a varianciaanalízis kimutatta, hogy az ismétléseknek nem volt hatása, azonban a kezelések hatása igazolt ($p=1\%$). 5 %-os hibavalószínűség mellett kijelenthető, hogy a kezelések hatására a kontrollhoz viszonyítva szignifikánsan nőtt a talaj só tartalma ($SZD5\%=0,012$), így a kezeléseknek köszönhetően a nem sós kategóriából a gyengén sós tartományba mozdult el a talaj só tartalma (5. ábra).



6. ábra Széntartalom változása réti talajon

Réti talajon Tyurin módszerrel mért C% (6. ábra) esetében a varianciaanalízis kimutatta, hogy az ismétléseknek és a kezeléseknek sem volt hatása. 5 %-os hibavalószínűség mellett nem tapasztaltam szignifikáns változást a talaj C%-ban semelyik esetben sem ($SZD5\%=0,127$).

A kísérletek során alkalmazott tesztnövények fejlődését nyomon követtük illetve a kísérletek bontását követően a gyökerekre gyakorolt hatásokat is feljegyeztük, hogy a talaj-növény rendszer közötti összefüggéseket is tanulmányozhassuk.

Angolperje esetében elhúzódó csírázás figyeltünk meg a $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ kezelésnél, azonban ez csak az első egy-két nap volt megfigyelhető. A gyökérzetet megvizsgálva az ammónium-ion okozta, csökevényes fejlődést tapasztaltunk.

A kukoricával végzett kísérletben a nagyobb kezelések ellenére sem tapasztaltunk sem kezdeti, sem gyökér depressziót. A tapasztaltakat az egységnyi felület és a talaj mennyisége közötti összefüggéssel magyarázhatjuk.

Következtetések

Az elvégzett vizsgálatok értékeléséhez figyelembe kell venni, hogy az általam vizsgált erjesztési maradék előállításához szennyvíziszapot is felhasználtak. A vizsgált paraméterek közül csupán a Cr(VI) estében lépte túl a határértéket az erjesztési maradék. A toxikus nehézfémek lényegesen alacsonyabb koncentrációban találhatók a maradékban, mint a megadott határérték. A kezelésekkel nagy mennyiségű ammónium-ion kerül a talajokba, melynek hatására megnő a talajok só tartalma. Ugyanakkor a nagy mennyiségű hozzáadott ammóniumból, a nitrifikáció során felszabaduló H⁺ ionok miatt a talaj kémhatása csökkenő tendenciát mutat. A kezelésekkel nem csak tápanyagot, de szervesanyagot is kijuttatunk a talajba, amely hosszú távon akár a humusztartalom növelésével is járhat. Mindemellett javíthatjuk vele talajaink szerkezetét, növelhetjük a talajszemcsék ellenállóságát, a talajok víztartó képességét, tápanyag szolgáltató képességét. Azonban ezek csak hosszabb távon következhetnek be.

Irodalomjegyzék

- EUROPEAN BIOMASS ASSOCIATION (2009): A Biogas Road Map for Europe
- J. G. FUCHS, A. BERNER, J. MAYER, E. SMIDT, K. SCHLEISS (2008): Influence of compost and digestates on plant growth and health: potentials and limits. Compost and digestate: sustainability, benefits, impacts for the environment and for plant production. CODIS 2008 International congress, 27th – 29th February 2008 Switzerland, Solothurn
- LUKEHURST, C.T. (2003): 'Biogas from AD as a key technology for nutrient management in Great Britain and Northern Ireland' in Al Seadi, T and Holm-Nielsen J.B (2003).The Future of Biogas in Europe II Proceedings Report of the. European Biogas Workshop October 2-4, University of Southern Denmark, Esbjerg
- M. MAKÁDI, A. TOMÓCSIK, V. OROSZ, J. LENGYEL, Á. MÁRTON (2006): Agricultural utilization of a liquid manure originated from a biogas plant. Biological Waste Management. From Local to Global, International Conference ORBIT 2006, 13th to 15th of September 2006, Weimar, Germany.
- MAKÁDI M. (2010): Ásványi és szerves adalékanyagok hatása a nyírségi homoktalajok mikrobiológiai tulajdonságaira. Doktori Értekezés, Gödöllő
- SOMOSNÉ N. A. (2011): Biogáz körkép. Biohulladék magazin, 6. évfolyam, 2. szám, 2011. július, 6-10. p.
- SOMOSNÉ N. A., SZOLNOKY T. (2009): A biogáz-üzemi kiejedt fermentlé hasznosítása. Agrokémia és Talajtan 58.kötet 2. szám p. 381-386
- STEVENSON F. J. (1994): Humus chemistry. 2nd edition Jhon Wiley and sons, New York. p.: 440-449.
- http://www.compostnetwork.info/wordpress/wp-content/uploads/2011/06/120330_ECN_NEWS_01_2012.pdf

A réztartalom változása egy laza homoktalajú tartamkísérletben az agyag- és humusztartalom függvényében

Henzsel István – Hadházy Ágnes

Debreceni Egyetem AGTC KIT Nyíregyházi Kutatóintézet
4400 Nyíregyháza, Westsik Vilmos u. 4-6.

Összefoglalás

A vizsgálatokat egy olyan tartamkísérletben végeztük, mely a tápanyag-utánpótlás lehetőségeit mutatja be. A kísérletben megtalálható a szalma- és istállótrágyázás, a fő- és másodvetésű zöldtrágyázás.

Bemutatjuk az EDTA-oldható réztartalom változását egy laza homoktalajon az agyag- és humusztartalom függvényében, valamint, hogy a szerves trágyázási módok hogyan befolyásolják azt.

Egy alacsony humusztartalmú, kis agyagtartalmú laza homoktalajon az EDTA-oldható réztartalom szorosabb összefüggésben van az agyagtartalommal, mint a humusztartalommal.

Azokon a területeken, ahol kevés a talaj réztartalma, lehet javítani a rézellátottságot nagyobb humusztartalmat eredményező termesztéstechnológiák alkalmazásával. A szerves trágyázási módok közül az istállótrágyázás az, mellyel lehet növelni a réztartalmat a talajban. Istállótrágya rendszeres kijuttatásával el lehet kerülni, vagy meg lehet szüntetni a rézhiányt.

Summary

The tests were carried out in a long-term experiment, which shows the possibilities of nutrient supply in acidic sandy soils. Straw- and farmyard manure and main- and secondary green manure are applied in this crop rotations.

In case of low humus content and low clay content of the loose sandy soil EDTA-soluble copper is stronger related to the clay content than to the humus content.

In areas where the copper content of the soil is low, the copper content can be improved by using production technology resulting in higher humus content.

Among the organic fertilization modes the farmyard manure can increase the copper content in the soil.

With regular application of farmyard manure copper deficiency can be avoided or can be eliminated.

Bevezetés

A réz enzimek alkotórészeként az elektronszállításban vesz részt. Serkenti a fotoszintézist. Hiánya esetén a kalászosoknál a levelek csúcsa kifehéredik, a levelek besodródznak, a virágzás és a termésképződés elmarad (Pethő, 1993).

A talajban a réz kis mennyiségben (0,0002-0,01%) található. Szervetlen és szerves formában is előfordul. A talajszelvényen belül az agyagtartalommal változik az eloszlása (Stefanovits, 1992). Molnáros és Gráczol (2000) különböző kivonószeres vizsgálatokkal is azt az eredményt kapták, hogy a kötöttség növekedésével meredeken nő a kivont réz mennyisége. A réz- és a humusztartalom összefüggés-vizsgálatánál a következőt állapították meg: 2,5% humusztartalomig emelkedett a kivont réz mennyisége, 2,5-3,0% között nem változott, 3,0% felett mérsékelten csökkent a kivont réz mennyisége. Azt hogy a 3% feletti humusztartalom esetén kevesebb mennyiségű rezet tudtak kivonni, a szerves anyag rézmegkötésével magyarázták.

Hasonló eredményre jutottak Kremper és társai (2008). Összefüggést találtak a talaj réztartalma, valamint az Arany-féle kötöttségi érték és a humusztartalom között. Nagyobb a talajban az összes és az oldható réz is ott, ahol nagyobb a kötöttség, vagyis nagyobb az agyagtartalom. Vizsgálataik alapján a növekvő humusztartalommal is nőtt a kivont réz mennyisége.

Tápanyagellátással lehet befolyásolni a növény rézfelvételét. Kádár és Shalaby (1984) azt találta, hogy nitrogénnel jól ellátott talajon nőtt a növény rézfelvétele.

Munkánkban bemutatjuk az EDTA-oldható réztartalom változását egy laza homoktalajon az agyag- és humusztartalom függvényében, valamint hogy a szerves trágyázási módok hogyan befolyásolják azt.

Vizsgálati anyag és módszer

A vizsgálatokat a Debreceni Egyetem Nyíregyházi Kutató Intézetének területén található 83 éves tartamkísérletben végeztük. A kísérlet a homoktalaj termékenységének növelési lehetőségeit vizsgálja. A tartamkísérlet vetésforgó rendszerűen lett kialakítva. A kísérletben 15 vetésforgó található, melyek közül tizenhárom három éves, és van egy, mely négy éves (1. táblázat). A kísérletben különböző trágyaformákkal végrehajtott kezelések találhatók.

Az I. vetésforgó kontrollnak tekinthető, itt sem szerves, sem műtrágyázás nem történik. Az első szakaszban pihentetve van a talaj, ekkor kultúrnövényt nem vetünk. A II. vetésforgóban zöldtrágyázás történik fővetésben. A III. vetésforgó első szakaszában csillagfürt található magtermesztés céljából. A IV., V., VI. és VII. vetésforgókban szalmatrágyázás történik. A IV. vetésforgót

nyersszalmával (3,5 t/ha) trágyázzuk, az V. vetésforgóban nitrogén műtrágyával erjesztett szalmatrágya (11,3 t/ha), a VI. és VII. vetésforgókban műtrágya nélkül, vízzel erjesztett szalmatrágya (26,1 t/ha) kerül kijuttatásra. A VIII. vetésforgóban a csillagfürt a vetésforgóciklus alatt kétszer is megtalálható; fővetésben magtermesztés céljából, és másodvetésben zöldtrágyának. A IX. vetésforgóban a csillagfürt zöldtakarmánynak van vetve. A X. és XI. vetésforgókban istállótrágyázás történik (26,1 t/ha). A XII. vetésforgóban őszi vetésű takarmánytermesztés folyik. Itt a takarmánynövény betakarítását követően csillagfürtöt vetnek zöldtrágyának. Ez későbbi vetésű, mint a fővetésű zöldtrágyázás esetén, de korábbi, mint a másodvetésű zöldtrágyás vetésforgókban. A XIII., XIV. és XV. vetésforgókban másodvetésű zöldtrágyázás történik. A XIV. vetésforgóban ősszel kerül leszántásra a zöldtrágyanövény, míg a XIII. vetésforgóban tavasszal.

1. táblázat. A Westsik-féle kísérlet vetésforgó szakaszai

Vetésf. jele	1. szakasz	2. szakasz	3. szakasz	4. szakasz
I	Parlag	Rozs	Burgonya	
II	Csillagfürt zöldtr.	Rozs	Burgonya	
III	Csillagfürt	Rozs	Burgonya	
IV	Rozs	Burgonya	Rozs	
V	Rozs	Burgonya	Rozs	
VI	Rozs	Burgonya	Rozs	
VII	Rozs	Burgonya	Rozs	
VIII	Csillagfürt	Rozs+csf. ztr.	Burgonya	Rozs
IX	Csillagfürt zöldtak.	Rozs	Burgonya	
X	Zabos bükköny	Rozs	Burgonya	
XI	Zabos bükköny	Rozs	Burgonya	
XII	Rozs ztak.+csf.ztr.	Rozs	Burgonya	
XIII	Rozs+csillf.zöldtr.	Burgonya	Rozs	
XIV	Rozs+csillf.zöldtr.	Burgonya	Rozs	
XV	Rozs+csillf.zöldtr.	Burgonya	Rozs	

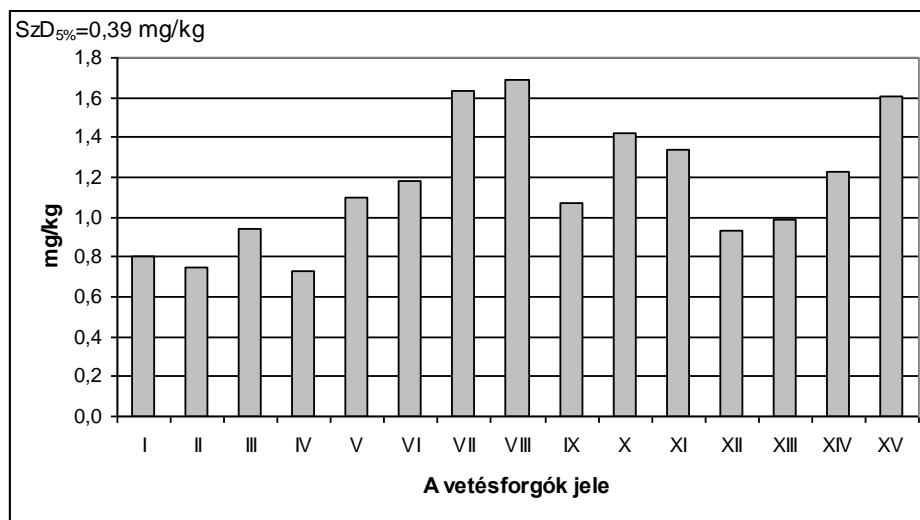
Tizenegy vetésforgó műtrágyázásban részesül, négyben viszont egyik szakaszban sem juttatunk ki semmilyen műtrágyát. A műtrágya nélküli vetésforgók a következők: az I. parlagoltatásos, a VII. szalmatrágyás, a X. istállótrágyás, és a XV. másodvetésű zöldtrágyás vetésforgók. A műtrágyázott vetésforgók a 3, illetve 4 (VIII.) év alatt összesen, egységesen 94 kg/ha/3év P₂O₅ és 84 kg/ha/3év K₂O hatóanyag műtrágyát kapnak. A nitrogén műtrágya dózisokban különbségek vannak. Kevesebbet kapnak a II., III., XI. és XII. vetésforgó kísérletek, ezek 43 kg/ha/3év hatóanyag N-t kapnak. Több nitrogént juttatunk ki a VIII., IX., XIII. és XIV. vetésforgókban: 86 kg/ha/3, ill. 4 év. A

vetésforgók közül a legnagyobb mennyiségű nitrogént kapják a szalmatrágyás vetésforgók (IV., V. és VI.), melyek 108 kg/ha/3év hatóanyag N műtrágyázásban részesülnek.

A vetésforgókból 5 ismétlésben szedtünk talajmintát. Az EDTA-oldható réztartalom az MSZ 20135:1999. 5.1. és 5.2., a humusztartalom megállapítása az MSZ 21470:1983. 2., az agyagtartalom megállapítása az MSZ 08-0205:78. 2. vizsgálati módszer szerint történt. Az adatokat az MS Excel és az SPSS 13.0 program segítségével dolgoztuk fel. A statisztikai értékeléshez egytényezős variancia analízist és lineáris korrelációs számítást végeztünk.

Eredmények

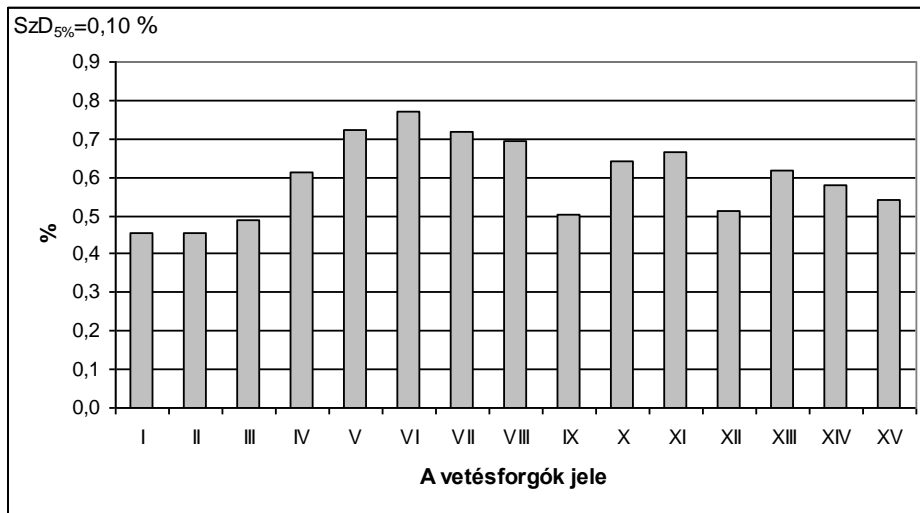
Az EDTA-oldható réztartalom 0,8 mg/kg alatti a II. fővetésű zöldtrágyás, és a IV. erjesztés nélküli szalmatrágyás, 0,8-1,0 mg/kg közötti az I. trágyázás nélküli, a III. gyökértrágyás, a XII. őszi vetésű takarmánytermesztés és a XIII. másodvetésű zöldtrágyás vetésforgókban (1. ábra). Ezeknél nagyobb a réztartalom a talajban az V. nitrogén műtrágyával erjesztett szalmatrágyás, a VI. vízzel erjesztett szalmatrágyás, a IX. csillagfűrt zöldtakarmány termesztéses vetésforgókban (1,0-1,2 mg/kg), valamint a XI. istállótrágyás és a XIV. másodvetésű zöldtrágyás vetésforgókban (1,2-1,4 mg/kg).



1. ábra. EDTA-oldható réztartalom a Westsik-féle vetésforgó kísérlet talajában

A legnagyobb réztartalom a VII. vízzel erjesztett szalmatrágyás, a VIII. fő- és másodvetésű csillagfürtöt is tartalmazó, a X. istállótrágyás és a XV. másodvetésű zöldtrágyás vetésforgókban volt mérhető (1,4-1,7 mg/kg).

A kezelések mellett két tényező függvényében vizsgáljuk a réztartalmat: a humusztartalom és az agyagtartalom alapján. A vetésforgók talajában található humusztartalom a 2. ábrán látható. Kisebb a humusztartalom ott, ahol sem szerves, sem műtrágyázást nem alkalmazunk (I.), a fővetésű csillagfürtöt tartalmazó vetésforgókban (II. fővetésű zöldtrágyás, a III. gyökértrágyás, a IX. csillagfürt zöldtakarmány termesztéses) és a XII. őszi vetésű takarmánytermesztéses vetésforgóban, ahol csillagfürt van másodvetésben zöldtrágyának, de ez korábbi vetésű, mint a XIII., XIV. vagy XV. vetésforgókban. E vetésforgóktól nagyobb a humusztartalom a IV. vetésforgóban, melyben erjesztés nélküli szalmatrágya kerül kijuttatásra, a XIII., XIV. XV. másodvetésű zöldtrágyás vetésforgókban, ahol a 3 éves vetésforgó ciklus alatt két évben is megtalálható a rozs, valamint az istállótrágyás vetésforgókban (X., XI.). A vetésforgókat összehasonlítva, nagy a humusztartalom a VIII. egyetlen négy éves vetésforgóban is, ahol a vetésforgó ciklus alatt a csillagfürt magtermesztés céljából és másodvetésben zöldtrágyaként is megtalálható, és van két rozs szakasz is. 0,7 % feletti a humusztartalom azokban a vetésforgókban, ahol erjesztett szalmatrágya kerül kijuttatásra (V., VI., VII.).

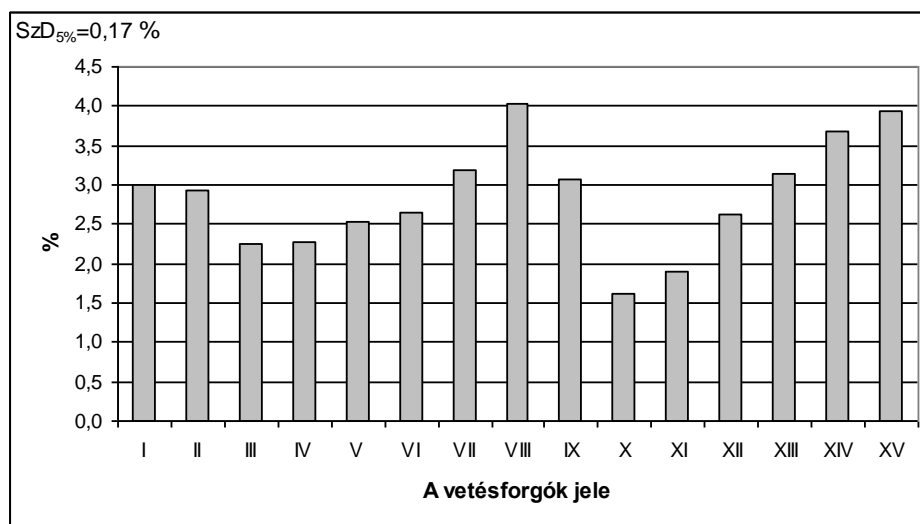


2. ábra. Humusztartalom a Westsik-féle vetésforgó kísérlet talajában

A humusztartalmat kedvezően befolyásolja az, ha a vetésváltásban gyakrabban szerepel kalászos, mint amikor kapás, pillangós és kalászos

növények hasonló részarányban találhatóak. Az istállótrágyázással akkor is lehet növelni a humusztartalmat, ha a 3 éves vetésciklus alatt egyszer van rozsa. A talaj humusztartalmának növeléséhez a szalmatrágyaformák közül az erjesztett szalmatrágya előnyösebb, mint az erjesztés nélküli szalmatrágya.

A kísérlet talajában az agyag részaránya 1,5 – 4,5% közötti (3. ábra). A legkisebb agyagtartalom a X. és XI. istállótrágyás vetésciklus talajában található (1,5 - 2,0%). 2,0 és 3,0% közötti az agyagtartalom az I. trágyázás nélküli, a II. fővetésű zöldtrágyás, a III. gyökértrágyás, a IV, V., VI. szalmatrágyás és a XII. őszi vetésű takarmánytermesztéses vetésciklus talajában. Az agyagtartalom 3,0 és 3,5 % közötti a VII. szalmatrágyás, a IX. csillagfürt zöldtakarmány termesztéses és a XIII. másodvetésű zöldtrágyás vetésciklus kísérletekben. A legtöbb agyag a XIV. és XV. másodvetésű zöldtrágyás, valamint a VIII. fő- és másodvetésű csillagfürtöt is tartalmazó vetésciklusban mérhető.



3. ábra. Agyagtartalom a Westsik-féle vetésciklus kísérlet talajában

Vizsgáltuk, hogy milyen összefüggés mutatható ki az EDTA-oldható réztartalom, valamint a humusz- és az agyagtartalom között. A Pearson-féle korrelációs értékek a 2. táblázatban láthatók. A réztartalommal pozitív közepes összefüggést találtunk a humusztartalom ($r=0,547$) esetén, az agyagtartalommal viszont pozitív laza a kapcsolat ($r=0,362$). Többnyire nagyobb a talajban az EDTA-oldható réztartalom ott, ahol nagyobb a humusztartalom.

2. táblázat. A lineáris összefüggés korrelációs koefficiensei (r-értékek)

Pearson-féle korreláció	Humusz (%)	Agyag (%)
Réztartalom (mg/kg)	0,547	0,362

Az ábrákon megfigyelhető, hogy vannak olyan vetésforgók, ahol kicsi az agyagtartalom, a réztartalom viszont jóval az átlag feletti. Végeztünk korrelációs számítást olyan módon is, hogy ezeket nem vettük figyelembe. A 3. táblázatban azok a korrelációs értékek láthatók, ahol a számítást az istállótrágyás vetésforgók nélkül végeztük el. A réztartalom a humusztartalommal továbbra is közepes összefüggést mutatott ($r=0,523$), azonban a réz- és az agyagtartalom között már jóval szorosabb összefüggést kaptunk. ($r=0,735$).

3. táblázat. A lineáris összefüggés korrelációs koefficiensei (r-értékek) az istállótrágyás vetésforgók nélkül

Pearson-féle korreláció	Humusz (%)	Agyag (%)
Réztartalom (mg/kg)	0,523	0,735

Egy alacsony humusztartalmú, kis agyagtartalmú laza homoktalajon az EDTA-oldható réztartalom szorosabb összefüggésben van az agyagtartalommal, mint a humusztartalommal. Istállótrágyával lehet növelni a talaj réztartalmát. Istállótrágyázással kis agyagtartalom esetén is el lehet érni hasonló, vagy nagyobb réztartalmat, mint a többi szerves trágyázási mód esetén.

Következtetések

Azokon a területeken, ahol kevés a talaj réztartalma, lehet javítani a rézellátottságot az által, hogy olyan természetstechnológiákat alkalmazunk, amelyek nagyobb a humusztartalmat eredményeznek. A szerves trágyázási módok közül az istállótrágyázás az, mellyel lehet növelni a réztartalmat a talajban. Istállótrágya rendszeres kijuttatásával a rézhiányt meg is lehet szüntetni a talajban.

Köszönetnyilvánítás

Munkánkat a HUSK/0901/1.2.1/0129 számú pályázat keretében végeztük.

Irodalomjegyzék

- Kádár, I. és Shalaby, M. H. 1984: A nitrogén- és réztrágyázás közötti kölcsönhatások vizsgálata meszes homoktalajon. *Agrokémia és Talajtan*. Tom. 33. No. 1-2. 268-274. p.
- Kremper R., Berényi, S., Nagy, P. T., Balláné, K. A. és Loch, J. 2008: Összefüggések a különböző talaj-kivonószerekkel kivont mikroelem-tartalom és a fontosabb talajtulajdonságok között. In: *Talajtani Vándorgyűlés 2008*. Szerk. Simon, L. Talajvédelmi Alapítvány, Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza, 441-446. p.
- Molnáros, I. és Gráczol, Cs. 2000: A talajok réz-, cink- és mangántartalmának összehasonlítása KCl-EDTA, Lakanen-Erviö és töménysavas feltárással a Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer vizsgálatai alapján. *Agrokémia és Talajtan*. Tom. 49. No. 1-2. 127-144. p.
- Pethő, M. 1993: *Mezőgazdasági növények élettana*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 507. p.
- Stefanovits, P. 1992. *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 379.p.

Talajminták különböző szabványok szerint előkészített szemcseösszetételének meghatározása ülepitéses és optikai eljárással

Hernádi Hilda¹ - Makó András¹ - Andrzej Bieganowsky² - Magdalena Ryżak²

¹ Pannon Egyetem, Georgikon Kar, Növénytermesztéstan és Talajtani Tanszék

² Polish Academy, Institute of Agrophysics

E-mail: hhilduci@gmail.com

Összefoglalás

A talajok szemcseösszetételének meghatározására a talajtani és talajmechanikai, illetve a környezetvédelmi gyakorlatban használt eljárások közül az ülepitéses módszerek (pipettás eljárás: MSZ-08 0205:1978 és a hidrométeres eljárás: MSZ 14043-2:2006) a legelterjedtebbek, míg a kutatásban egyre több kísérleti eredmény bizonyítja az optikai módszerek alkalmazhatóságát is.

A hazai szabvány szerinti előkészítéssel szemben a nemzetközi szabványok (pl. ISO/DIS 11277:2009) javasolják a minták teljes roncsolásos előkészítését, melyben a talajminták humusz-, és mésztartalmát, illetve vastartalmát is eltávolítjuk vegyszeres kezeléssel. Emellett azonban elfogadott az is, ha az előkészítésnek csak meghatározott lépései történnek meg, szakmai megfontolások alapján. A minták előkészítésének módja azonban jelentős mértékben meghatározhatja a szemcseösszetétel mérések eredményét. Jelen vizsgáltunkban mértük négy fizikai és kémiai tulajdonságaiban eltérő talajminta szemcseösszetételét pipettás és lézeres módszerrel (MALVERN; Mastersizer 2000), a hazai és a nemzetközi szabvány szerinti előkészítéssel, az egyes előkészítési fokozatokat követően.

Abstract

In the soil physical, soil mechanical and environmental research practice the most commonly used methods for determination the soil particle size distribution (PSD) are the sedimentation methods (pipette and hydrometer method – MSZ-08 0205:1978 and MSZ 14043-2:2006). Besides, a relative new method based on the laser diffraction of soil particles has been received.

According to the national standard (ISO/DIS 11277:2009) the elimination of organic material, carbonate and iron content of soils are suggested. In addition, only the executing some of these steps is accepted. However, the method of pretreatment of the soil samples may strongly influence the results of the particle size distribution measurements. Thus, in our recent study, the PSD of soil samples with different chemical and physical properties were determined according to the different methods (Hungarian and the national standard, laser diffraction methods after different pretreatment steps) and the results were compared with statistical analysis (SPSS ver. 20.0).

Bevezetés

A talaj mechanikai összetétele mind a talajfizikában, talajmechanikában, mind pedig a környezetvédelmi gyakorlatban egyaránt az egyik legfontosabb talajtulajdonság. A talajt alkotó elemi szemcsék százalékos összetételének meghatározására a hazai talajfizikai gyakorlatban az ún. „pipettás módszerek” alkalmazása terjedt el (MSZ-08 0205:1978). Nemzetközi viszonylatban ennek megfelelője az ISO 11277:2009 szabvány. Az elmúlt húsz év kutatási és ipari tapasztalatai alapján elfogadott a porózus minták lézerfény diffrakciójának mérésén alapuló módszer is (ISO 13320: 2009).

A vizsgált talajminta mechanikai összetétele azonban eltérő lehet a minta tulajdonságaitól, a mérési módszertől, mérőeszköz és az adatok kezelésére szolgáló szoftver típusától, illetve az előkészítési eljárástól függően is.

A különböző módszerekkel meghatározott százalékos agyag-, por- és homoktartalom értékek összevetését nemzetközi viszonylatban az is nehezíti, hogy a legtöbb országban különböző mérettartományokat alkalmaznak (Nemes, 1999). A lézer diffrakciós mérések előnye ebből a szempontból az, hogy a szemcseanalizátor szoftvere a számítás során meghatározott algoritmus szerint (Rosin Rammler formula, lognormális eloszlás, iteratív módszerek, stb.) egy folytonos függvényt (szemeloszlási görbe) képez, így a különböző módszerek szerint végzett mérések mérés eredményei könnyebben összevethetők.

A lézer diffrakciós és az ülepítéses eljárásokkal meghatározott mechanikai összetétel értékeket összehasonlítva azonban többen is azt tapasztalták, hogy az előbbi esetben a minták agyagtartalmát alulbecsülhetjük az utóbbihoz képest (McGave et al., 1986; Syvitski et al., 1991; Di Stefano et al. 2010).

Az elektronmikroszkópos vizsgálatok igazolták, hogy a lézer diffrakciós eljárással valamivel nagyobb átmérő értékek mérhetők, mint a valósan tekinthető átmérő értékek (Allen, 1990 Pieri et al., 2006).

Di Stefano és munkatársai (2010) és Sochan és munkatársai (2012) szerint a különböző textúra csoportoknak megfeleltethető értékek közötti átszámítás különféle matematikai összefüggések képzésével lehetséges csak megfelelő pontossággal.

A legtöbb vizsgálati eredmény szerint a különböző mérési módszerekkel kapott eredmények átszámításánál elsősorban a minták agyagtartalma és az agyagásvány összetétele meghatározó (Beuselink et al. 1998; Allen 1990; Muggler et al., 1997; Pieri et al., 2006; Loizeau et al., 1994).

A mechanikai összetételt jelentős mértékben meghatározhatja a részecskék alakja, tömege vagy sűrűsége (Eshel et al., 2004; Bah et al., 2009), illetve a szuszpenzió hőmérséklete (pl. ülepítéses méréseknél) vagy a színe (lézer diffrakciós mérésnél) is (Eshel, et al., 2004; Mathews, 1991).

A pipettás és lézer diffrakciós mérések közötti átszámításra képzett összefüggések pontosíthatók, ha a talajmintát alkotó szemcsék alakját is figyelembe vesszük (Matsuyama & Yamamoto, 2004; Blott & Pye 2006).

A különböző eljárásokkal meghatározott mechanikai összetételben tapasztalt eltérések egy másik oka lehet, hogy a lézeres mérés optikai paramétereit (refraktív és/vagy adszorpciós index) nem megfelelően választják meg (Eshel et al., 2004), vagy pl. a régebbi lézeres szemcseanalizátorok korlátos mérési tartománya miatt nem összevethető az eredmények (Beuselink et al., 1998).

A szemcsék mért méret szerinti megoszlását – a lézerefény diffrakcióján alapuló mérések esetében - meghatározhatja a mérő berendezés típusa (az alkalmazott lézersugár hullámhossza, a mérési tartomány, stb.) (Buurman et al., 2001).

Egyes vizsgálati eredmények szerint (pl. Goossens, 2008) több különböző lézeres szemcseanalizátorral (Malvern Mastersizer S., Coulter LS 2000, Fritsch Analysette 22, és Horiba Partica LA-950) meghatározott kumulált szemeloszlási görbéket és statisztikai paramétereket összevetve (medián átmérő, hisztogram értékek, ferdeség (*skewness*) és lapultság (*kurtosis*) index), nem tapasztalható jelentős eltérés a különböző berendezésekkel mért eredmények között.

Feltételezhető, hogy a publikált eredmények közötti eltérések oka lehet az is, hogy nincsen szabványosítva a mérés folyamata, és a kutatási eredményekben sok esetben nem teljességében publikált az alkalmazott módszer. A szerzők általában nem közlik az sem, hogy milyen számítási módszerrel érték el az adott eredményeket (Ryzak & Bieganowsky, 2010).

Körültekintően kell megválasztani azt is, hogy a mért diffrakciós adatokból milyen összefüggés segítségével számítjuk a szemeloszlási adatokat, illetve a szemeloszlási függvény illesztési egyenletét is.

A diffrakciós adatokból szemeloszlási adatok számítására a gyártók által készített szoftverekkel többségében alapvetően kétféle lehetőség van. Az ISO 13320:1999 standard a Fraunhofer által kidolgozott összefüggést javasolja 50 mikronnál nagyobb átmérőjű részecskéket tartalmazó minták mérése esetén, míg 50 mikron alatt a Mie elmélet szerinti számítást. A legtöbb publikált vizsgálatban a számítás a Mie elmélet alapján történt, mivel ezek az agyagrészecskék mennyiségére jobb becslést adnak (Eshel et al., 2004, Arriaga et al., 2006; Sperazza et al., 2004; Ryzak & Bieganowski, 2010; 2011).

A mechanikai összetétel mérés eredményét jelentős mértékben meghatározhatja a mérést megelőzően alkalmazott minta-előkészítési eljárás is. A nemzetközi szabvány szerinti pipettás eljárás esetében javasolt a talajminták teljes roncsolásos előkészítésére is (szerves anyag, mész és vastartalom eltávolítása). A szabvány szerint azonban elfogadott az is, ha az előkészítést csak részlegesen végezzük el – szakmai megfontolások alapján – a talajminta egyéb tulajdonságainak ismeretében.

A lézer diffrakciós mérés során a diszpergálás szintén történhet kémiai és/vagy mechanikai úton is. A kémiai diszpergálásnál általában vagy Na-hexametafoszfát vagy a szakirodalomban kalgonként nevezett (Na-hexametafoszfát és Na-karbonát keverék) diszpergálószeret alkalmaznak. Csak néhány publikált vizsgálatot ismerünk, melyben a talajminták szerves anyag tartalmát peroxiddal roncsolták (Beuselink et al., 1998; Di Stefano, et al.,

2010), és csak elvétve található példa a szakirodalomban a méisztartalom és a minta vastartalmának eltávolítására lézer diffrakciós mérést megelőzően (Makó & Hernádi, 2010).

A szakmai tapasztalatok alapján egyre elterjedtebb az ultrahangfürdők alkalmazása a talajminták előzetes diszpergálására is (Gee & Bauder, 1987; Konert & Vanderberghe, 1997.), sőt napjainkban a gyártók által készített szemcseanalizátorok nagy része ezt már beépített vagy beépíthető egységként tartalmazza.

A szakirodalomban a két eljárás kombinációjával is találkozhatunk (Arriaga et al., 2006.). Sperazza és munkatársai (2004), Chappel (1998), valamint Ryzak és Bieganowski (2011) vizsgálati eredményeik alapján azonban nem javasolják a kombinált módszerek alkalmazását, mert a kívánt hatással ellentétes eredményeket okozhat, mint pl. a másodlagos aggregátumok képződése. Ezt támaszthatják alá az ultrahangfürdővel végzett aggregátum stabilitási vizsgálatok eredményei is (Fristensky & Grismer, 2008).

Chappel (1998) szerint az ultrahangfürdő diszpergáló hatása erősebb, mint a kémiai diszpergálószerké. Ennek csak részben mondanak ellent Ryzak és Bieganowski (2010; 2011) vizsgálati eredményei, amelyek azt mutatják, hogy az ultrahangos előkezelés hatása a kezelés kezdetén ugyan erősebb, mint a kémiai diszpergálásé, 10 perc után azonban a diszpergáltság mértékének jellemzésére jól alkalmazható medián átmérő értéke stabilizálódik, nagyjából azonos értéken, mint a kalgonnal végzett diszpergálást követően.

Az eddigi vizsgálatok alapján nem sikerült választ kapnunk arra, hogy a teljes roncsolásos előkészítés különböző lépéseit alkalmazva mennyiben várhatók eltérő eredmények a pipettás és a lézeres módszerrel, különböző előkezelések és előkészítési lépéseket követő mérésekkel, illetve a fizikai féleség kategóriák megállapításakor. Ismertetni kívánt mérésorozatunkat a fenti kérdések tisztázása céljából állítottuk be.

Vizsgálati anyag és módszer

A mechanikai összetétel meghatározását elvégeztük pipettás és lézer diffrakciós módszerrel is az Magyar (MSZ 08-0205:1978) és a FAO szabvány (ISO 11277:2009) szerinti előkészítést követően, illetve a FAO szabványban javasolt redukált lépéseknek megfelelően is. Az általunk alkalmazott előkészítés különböző fokozatai a következők voltak.:

1. csak vízzel kezelt talajok – kontrollként
2. diszpergálás (Na-hexametafoszfát/Na-karbonát)
3. szerves anyag eltávolítás hidrogén peroxiddal, majd diszpergálás
4. a szerves anyag eltávolítása után a mész kivonása (sósavval), majd diszpergálás
5. szerves anyag, mész eltávolítása után a vas kivonása (Na-ditionittal), majd diszpergálás

A mechanikai összetétel méréseket fizikai és kémiai tulajdonságaikban eltérő talajmintákon végeztük el (1. táblázat).

1. táblázat. A vizsgálatba vont talajminták tulajdonságai

talaj-minta	talajtípus	mintavételi hely	CaCO ₃ (%)	Humusz (%)	K _A	pH _{DV}
1	Réti szolonyec	Karcag	0,13	2,00	90	6,92
7	Pszudoglejes barna erdőtalaj	Magyarszombatfa	0,00	0,49	59	5,74
9	Mészlepedékes csernozjom talaj	Kápolnásnyék	9,52	3,70	46	7,83
12	Nem karbonátos réti talaj	Kisújszállás	1,10	2,76	74	7,51

A lézeres szemcseanalizátor (Mastersizer 2000; Malvern) Hydro MU adapterrel felszerelt, amellyel az ultrahangos diszpergálás lehetősége is biztosított. A berendezés mérési tartománya 0.020-2000 mikron. A mérések 633 és 466 nm hullámhosszon történtek a különböző előkészítési lépéseket követően elkülönített szuszpenziókból.

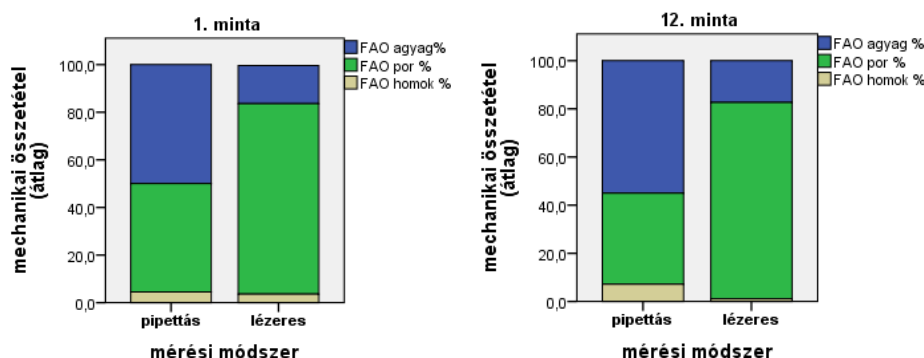
Mivel az ISO és MSZ szabvány eltérő szemcseméret-tartományokat különít el (a homok frakció alsó határa 0,05 mm, illetve 0,02 mm) és a lézeres módszerrel több (100) különböző mérettartományban végezhető mérések ezért mindig a lézeres mérés eredményeit összegeztük az adott szabványban meghatározott mérettartományoknak megfelelően.

Végül statisztikai módszerekkel (SPSS ver 20.0) vizsgáltuk, hogy a különböző mérési (pipettás, lézeres) és előkészítési módszerek (MSZ szabvány és FAO szabvány szerinti teljes és lépésenkénti előkészítés, esetében a meghatározott mechanikai összetétel értékek milyen mértékben térnek el.

Vizsgálati eredmények

A teljes roncsolásos előkészítés (FAO – 5. kezelés) során, a lézeres méréssel, minden minta esetében nagyobb portartalom és alacsonyabb agyagtartalom mérhető, mint a pipettás módszerrel. A legtöbb esetben a talajminták homoktartalma is kisebb.

Az eredményeket két minta adatait tartalmazó diagramokon mutatjuk be (1. ábra).



1.ábra. A talajminták mechanikai összetétele különböző mérési módszerekkel meghatározva, FAO előkészítést követően

A talajminták FAO szabvány szerint előkészített és lézeres módszerrel mért agyagtartalma jobb pontossággal átszámítható az azonos módon előkészített, és pipettás eljárással mért agyagtartalom értékekből ($R^2 = 0,817$), mint az MSZ szabvány szerint meghatározottakból ($R^2 = 0,555$).

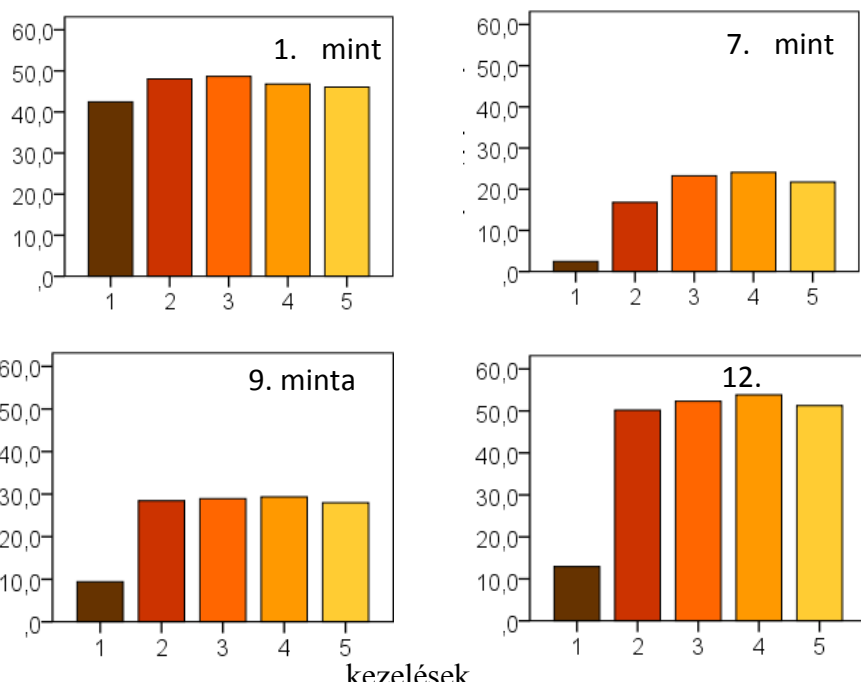
A lézeres módszerrel mért portartalom szinte minden minta esetében nagyobb, mint a pipettás módszerrel meghatározottak – az agyagtartalom rovására -, ami a fizikai féleség meghatározásakor jelentős eltéréseket okozhat (2. táblázat).

1. táblázat. A talajminták fizikai félesége a különböző kezelési lépéseket követően lézeres és pipettás eljárással meghatározva

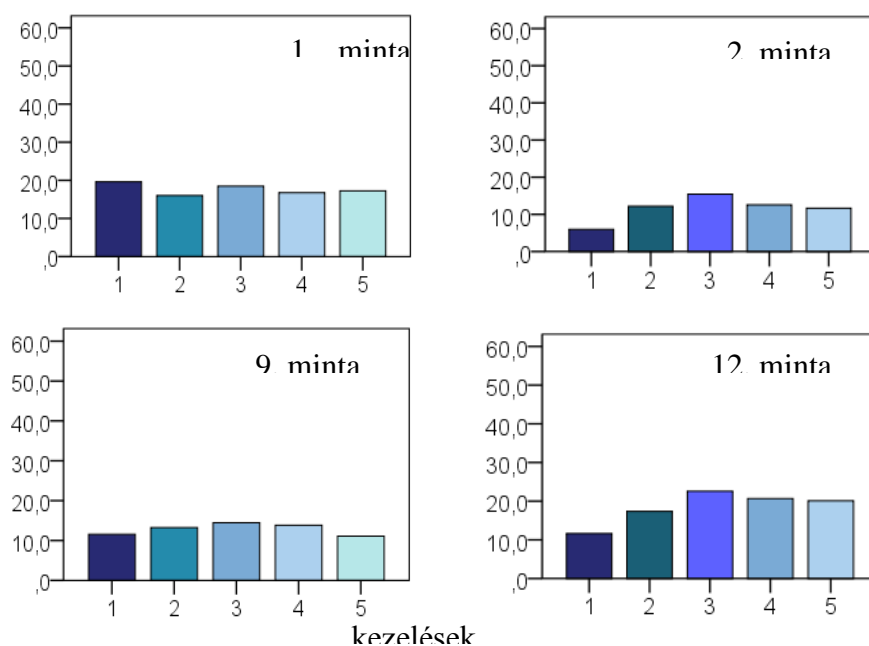
mintajel	MSZ	FAO (teljes előkészítés, pipettás mérés)	FAO (teljes előkészítés, lézeres mérés)
1.	agyag	iszapos agyag	iszapos-vályog
7	vályog	iszapos-vályog	iszapos-vályog
9	agyagos-vályog	iszapos-vályog	vályog
12	agyag	iszapos-agyag	iszapos-vályog

A különböző előkészítési fokozatokat követően mért agyagtartalom értékek között szignifikáns eltérést tapasztaltunk, mindkét mérési módszer alkalmazása esetén (2, 3. ábra és 3. táblázat).

A Duncan teszt betűjelei a minták különböző kezeléseiben mért agyagtartalmának értékeit jelölik abc szerint csökkenő sorrendben.



2. ábra. A négy talajminta agyagtartalma a FAO előkészítést és pipettás mérést követően



3. ábra. A négy talajminta agyagtartalma a FAO előkészítést és lézeres mérést követően

3. táblázat. A különböző kezeléseket követően pipettás és lézeres módszerekkel mért agyagtartalom értékek statisztikai összehasonlítása (SPSS 20.0. /Duncan teszt)

Kezelés Mintajel	agyag %							
	FAO előkészítés, pipettás mérés				FAO előkészítés, lézeres mérés			
	1	7	9	12	1	7	9	12
1	E	E	E	E	A	D	E	E
2	B	C	D	D	E	C	C	D
3	A	AB	B	B	B	A	A	A
4	C	A	A	A	C	B	B	B
5	D	D	C	C	D	E	D	C

Kiseb agyagtartalom értékeket mértünk a teljes roncsolásos előkészítést követően, mint az azt megelőző kezelési lépések után. Az agyagtartalom csökkenése a mész és/vagy a vas eltávolítását követően feltehetően a minták agyagásvány szerkezetének megváltozásával, illetve az előkészítési lépések során mérhető veszteségekkel (kolloidális vas és mésztartalom mennyiségének csökkenése) magyarázható. Eltérő mértékű változás valószínűsíthető a talajminták fizikai és kémiai tulajdonságaitól függően is.

Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések

Jelenlegi vizsgálatunk eredményei szerint a talajminta fizikai féleség besorolása több kategóriával is változhat attól függően, hogy mely szabványok szerint végezzük a mechanikai összetétel mérését. A fizikai féleség kategóriák közt nem tapasztalható ekkora eltérés akkor, ha egy mérési módszertan (FAO) szerint, de különböző előkészítési fokozatok alkalmazásával mérjük a mechanikai összetételt.

A mért értékekre illeszthető szemeloszlási görbék (PSD) képzésével a mért eredmények közötti különbségek pontosíthatók, az illesztési paramétereinek statisztikai vizsgálatát követően a különböző eljárásokkal meghatározott százalékos agyag-, por- és homoktartalom átszámítási lehetőségei a későbbiekben tanulmányozhatók.

A további módszertani kutatások során tervezzük a különböző mértékű előkezeléseket követő előkészítési veszteség okainak feltárását.

Tapasztalataink felhívják a figyelmet az egyes előkészítési fokozatok indokolt elhagyásának lehetőségére, a vizsgált talajminta egyéb fizikai és kémiai tulajdonságaitól függően.

Köszönetnyilvánítás

„Jelen publikáció a TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0003 és a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0025 projektek keretében készült. A projektek a Magyar Állam és az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósulnak meg.”

Irodalomjegyzék

- ALLEN, T.A., 1990. Particle size measurement (4th Edition). London, Chapman & Hall.
- ARRIAGA, F. J., LOWERY, B. & MAYS, M. D., 2006. A fast method for determining soil particle size distribution using laser instrument. *Soil Sci. Soc.* **171**. (9) 663-674.
- BAH, A. R., KRAVCHUK, O., KIRCHHOF, G., 2009. Fitting performance of particle -size distribution models on data derived by conventional and laser diffraction techniques. *Soil Science And Soc. Am. J.* **73**. 1101-1107.
- BEUSELINK, L. G., GOVERS, G., POESEN, J. & DEGRAER, G., 1998. Grain-size analysis laser diffractometry: comparison with the sieve-pipette method. *Catena* **32**.193-208.
- BUURMAN, P., PAPE, TH., REIJNEVELD, J.A., DE JONG, F., & VAN GELDER, E., 2001. Laser-diffraction and pipette-method grain sizing of dutch sediments: correlations for fine fractions of marine, fluvial and loess samples. *Netherland Journal of Geosciences.* **80**. 49-57.
- BLOTT, S.J. & PYE, K., 2006. Particle size distribution analysis of sand-sized particles by laser diffraction: an experimental investigation of instrument sensitivity and the effects of particle shape. *Sedimentology*, **53**. 671-685.
- CHAPPEL, A., 1998. Dispersing sandy soil for the measurement of particle size distributions using optical laser diffraction. *Catena* **31**. 1998 271-281.
- DI STEFANO, C., FERRO, V. & MIRABILE, E., 2010. Comparison between grain-size analysis using laser diffraction and sedimentation methods. *Biosystems Engineering* **106**. 205-215.
- ESHEL, G., LEVY, G. J., MINGELGRIN, U. & SINGER, M. J., 2004. Critical Evaluation Of The Use Of Laser Diffraction For Particle-Size Distribution Analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **68**. 736-743.
- FRISTENSKY, A. & GRISMER, M.E., 2008. A modeling approach for ultrasonic soil aggregate stability assessment. *Catena* **74**. 153-164
- GEE, G. W. & BAUDER, J. W., 1987. Particle-Size Analysis, In Klute A. (Ed.): *Methods Of Soil Analysis, Part 1. Physical and Minearological Methods. Agronomy Monograph No. 9.* 2nd Edition, American Society Of Agronomy And Soil Science Of America, Madison, Wi, Usa, 383-411.
- GOOSSENS, D., 2008. Techniques to measure grain-size distribution of loamy sediments: A comparative study of ten instruments for wet analysis. *Sedimentology*, **55**. 65-96.
- KONERT, M. & VANDENBERGHE, J., 1997. Comparison of laser grain-size analysis with pipette and sieve analysis: A solution for the underestimation of clay fraction. *sedimentology* **44**. (3), 523-535.
- LIU, T. K., ODELL, R. T., ETTER, W. C. & THORNBURN, T. H., 1996. Comparison of clay contents determined by hydrometer and pipette methods using reduced major axis analysis. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **30**. 665-669.
- LOIZEAU, J.-L., ARBOUILLE, D., SANTIAGO, S., & VERNET, J.-P., 1994. Evaluation of wide range laser diffraction grain-size analyser for use with sediments. *Sedimentology* **41**. 353-361.
- MATSUYAMA, T. & YAMAMOTO, H., 2004. Particle shape and laser diffraction: a discussion of the particle shape problem. *Journal Of Dispersion Sciences and Technology*, **25** (4) 409-416.
- MAKÓ, A. & HERNÁDI, H., 2010. A talajok szemcseösszetételének meghatározása során alkalmazott különböző előkészítési módszerek összehasonlító értékelése. *Mérnökgeológia-*

- Kőzetmechanikai 2010. (szerk.: Török, Á. & Vásárhelyi, B. Műegyetemi Kiadó, Budapest. a Mérnökgeológia-Környezetmechanika 2010. c. konferencia kiadványa 2010. március 25. 99-107.
- MATHEWS, M. D., 1991. The effect of grain shape and density on the size measurement. in: Principles, methods, and applications of particle size analysis. J. (Ed. P. M. SYVITSKI). 22-33. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- MCCAVE, I.N., BRYANT, R.J., COOK, H.F., COUGHANOWR, C.A., 1986. Evaluation of wide range laser diffraction grain-size analyser for use with sediments. *J. Sedim. Petrol.* **56**. 561-564.
- MUGGLER, C.C., PAPE, TH & BUURMAN, P., 1997. Laser grain size determination in soil genetic studies: 2. clay content, clay formation and aggregation in some brasilian oxisols. *Soil Science*, **162**. 219-228.
- NEMES, A., WÖSTEN, J.H.M., LILLY, A. & OUDE VOSHAAR, J.H., 1999. Evaluation of different procedures to interpolate particle-size distributions to achieve compatibility within soil databases. *Geoderma*. **90**. 187-202.
- PIERI, L., M. BITTELLI, & P.R. PISA., 2006. Laser diffraction, transmission electron microscopy and image analysis to evaluate a bimodal Gaussian model for particle size distribution in soils. *Geoderma* **135**. 118–132.
- RYZAK, M. & BIEGANOWSKI, A. 2010. Determination Of Particle Size Distribution Of Soil Using Laser Diffraction. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 1-10.
- RYZAK, M. & BIEGANOWSKI, A. 2011. Methodological Aspects Of Determining Soil Particle-Size Distribution Using Laser-Diffraction Method – Comparison With Aerometric Method. *Int. Agrophys.* **24**. 177-181.
- SPERAZZA, M., MOORE, J.N. & HENDRIX, M. S., 2004. High-Resolution Particle Size Analysis Of Naturally Occurring Very Fine-Grained Sediment Trough Laser Diffractometry. *J. Sediment. Res.* **74**. 736-743.
- SOCHAN, A., BIEGANOWSKI, A., RYZAK, M., DOBROWOLSKI, R. & BARTMIŃSKI, P., 2012. 2 Comparison of soil texture determined by two dispersion units of Mastersizer 2000** *International. Agrophysics.* **26**. 99-102.
- SYVITSKI, J.P.M., LEBLANC, K.W.G., ASPREY, K.W., 1991. Laboratory, Instrument Calibration Experiment. In: Syvitski, J.P.M. (Ed.), Principles, Methods And Application Of Particle Size Analysis. Cambridge Univ. Press, Cambridge, Uk 174-193.

Talajtulajdonságok vizsgálata Szombathelyen

Horváth Adrienn – Szűcs Péter – Kámán Orsolya – Németh Eszter – Bidló András

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar,
Termőhelyismerettani Intézeti Tanszék
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4., hadri@emk.nyme.hu

Összefoglalás

Kutatásaink során Szombathely városi talajainak fizikai és kémiai tulajdonságait vizsgáltuk 88 gyűjtési ponton. A minták $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ átlaga 6,8, a minták többsége a semleges kategóriába tartozik. A minták kémhatása alacsonyabb volt a külvárosi mezőgazdasági területeken. A minták fele nem tartalmazott kalcium-karbonátot. A városközpontból kifelé haladva folyamatosan csökkent a mésztartalom, mely erős összefüggést mutatott a kémhatással. A város talaja általában humuszban gazdag, annak ellenére, hogy a vizsgált minták 42%-a lakóövezetből vagy közlekedési zónából származik. A talajok fizikai félesége mindkét rétegben jellemzően agyagos vályog volt. A talajok felső rétegének 69%-a nitrogénnel jól ellátott volt, hasonló igaz az alsó rétegre is. A legmagasabb nitrogénértéket Gyöngyös patak partján mutattuk ki. Az AL-oldható káliumtartalom 2,2 és 43,7 mg $\text{K}_2\text{O}/100\text{g}$ talaj érték közé esett. A maximális AL-oldható foszfor értékek közlekedési utak mentén fordultak elő. A magas KCl-oldható kalciumértékek ritkák, a KCl-oldható magnézium értékek között se fordultak elő magas értékek. A magasabb EDTA/DTPA-oldható vas értékekhez magas oldható cinkkoncentráció társult. Az oldható mangánértékek 63%-a 0 és 100 mg Mn /kg talaj érték kategóriába sorolható mindkét rétegben. A szélsőséges oldható réztartalmi értékek nem voltak jellemzőek. Nagyon magas oldható cinkértékeket mértünk a Gyöngyös parton több mintavételi ponton is.

Summary

In the course of our investigation we analysed the physical and chemical parameters of soil samples collected at 88 sites in Szombathely. The average of the aqueous pH values was 6.8, the majority of the samples belonged to the neutral category. The values of the acidity were lower the agricultural areas in the suburb, where the artificial fertilizers are still typically used. Half of samples did not contain calcium-carbonate. The lime content in the soil samples from the centre of the town decreased successively outward and this tendency shows connection with the acidity. The urban soils of the town were rich in humus, despite that 42% of the samples originated from the traffic zones or residential areas. The physical kind of soil samples were clayey loam in both soil layers. In the case of 69% of the samples the soil was well supplied with nitrogen in both in the upper and in the lower layers. The highest nitrogen values were detected on the bank of the Gyöngyös Creek. The AL extractable potassium content ranged between 2.2 and 43.7 mg/100 g soil. The maximum AL extractable phosphorus values were

found near the traffic zones. The salient values of KCl extractable calcium content are rare and the KCl extractable magnesium values followed this trend. The highest EDTA/DTPA extractable iron values could be associated with the highest concentration of EDTA/DTPA extractable zinc contents. The 63% of the EDTA/DTPA extractable manganese values belonged to the 0 and 100 mg Mn / kg soil category in both layers. Extreme EDTA/DTPA extractable copper values were not typical, but very high EDTA/DTPA extractable zinc values were detected along the bank of the Gyöngyös Creek at several sampling points.

Bevezetés

Az urbanizáció átalakító hatása egyre jelentősebb változásokat idéz elő a városok talajaiban. Az ember és környezete közti egyensúly elmozdulóban van, mivel az ilyen területeken az antropogén folyamatok rendszerint túlsúlyba kerülnek. A városi talajok vizsgálata a 70-es évektől fogva folyamatosan fejlődött a modern talajtan egyik kutatási ágává és publikációk születtek elsősorban az USA-ban, és Németországban (CRAUL 1985, BULLOCK – GREGORY eds. 1991, BLUME – RUNGE 1978). Az első eredmények után több más országban is felfedezték az embert körülvevő városi környezet minőségének fontosságát, és megindult a városi talajok osztályozására irányuló klasszifikációk kidolgozása (BAIZE – GIRARD eds. 1995; FINNERN ed. 1994; SHISHOV et al. 1997). A városi talajkutatás erősödő fontosságát jelzi, hogy elsősorban Lehmann szorgalmazására a városi talajok és az ipari területek taljai „Technosol” elnevezés címén besorolásra kerültek a 2006-ban kiadott WRB (World Reference Base for Soil Resources) osztályozásba (LEHMANN 2007). Kutatásunk során csak a talaj felső 20 cm-es rétegéből vettünk mintákat, így az egyes pontok talajrendszertani besorolására nem volt lehetőségünk.

A hazai viszonylatban városaink közül Budapestről készült közterületi nehézfém tartalom vizsgálat, mely magas Pb-koncentrációt mutatott ki (KOVÁCS – NYÁRI 1984). Debrecenben játszóterekről, kiskertekből és útmenti legelőkről származó talajmintákat vizsgáltak, mely során szintén kimutatható volt a magas ólomtartalom az utak mellett (SZEGEDI 1999). Szegedről születtek még írások a Lehmann-féle talajosztályozás felhasználásával (LEHMANN 2004) (PUSKÁS – FARSANG 2007; PUSKÁS et al. 2008), amelyek az emberi jelenlét környezet-átalakító hatását egyértelműen igazolták. A legtöbb kutatás során egyértelműen kiderült, hogy az ipari tevékenység és a közlekedés hatására nagy mennyiségben felhalmozódott tápelemek akadályozzák a természetes öntisztulási folyamatokat (SZEGEDI 1999, FARSANG – PUSKÁS 2007, BIDLÓ et al. 2012a, 2012b).

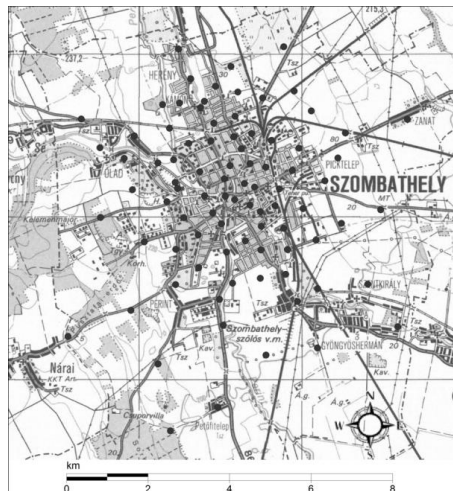
Szombathely közel 85.000 lélekszámú, 420 km² kiterjedésű település, amely Vas megyében az alföldies jellegű Gyöngyös síkon terül el. A terület felszínét jégkorszaki vályog, agyagos vályogos löszös üledék és lösz borítja, uralkodó talajtípusai az erdőtalajok. A Gyöngyös és a Perint völgyében kis szervesanyag-

tartalmú, mészmentes, nyers öntéstalajok találhatók. A medencealjzatot főleg a Kelet-alpi takaró mélybesüllyedt kőzetei alkotják, ezekre késő-miocén és késő-pannon képződmények települtek. Éghajlata mérsékeltén hűvös–mérsékeltén száraz, az évi középhőmérséklet 9,0–9,5°C. Az évi csapadék sokéves átlaga 630–650 mm. A talajvíz mélysége a Sorok-Perint völgyében 2–4 m között, máshol 4 m alatt van. Szombathely közcsatornázottsága teljes körűnek mondható. Vegetációja alapján átmeneti jellegű terület, flórája eléggé elszegényedett, de még megtalálhatók és általában meghatározók az Alpokalja elemei. Szombathely térsége a mezőgazdálkodás számára alkalmas talajok miatt csaknem erdőtlenné vált (DÖVÉNYI ed. 2010). A természeti adottságok és a jellemző tájhasználat hatást gyakorol a talaj tulajdonságokra.

Kutatásaink során három nyugat-magyarországi városban végeztünk vizsgálatokat, melyek közül most a Szombathely városban végzett kutatásaink eddigi eredményeit szeretnénk ismertetni. A kapott eredmények azért jelentősek, mert tudomásunk szerint a Nyugat-Dunántúlon még nem zajlott hasonló jellegű talajtani kutatás, így az adatok jó kiindulási alapot adnak a város talajállapotának feltérképezéséhez és a jövőbeli településfejlesztéshez. Jelen munkánkban elsősorban Szombathely város talajainak általános jellemzésére törekedtünk.

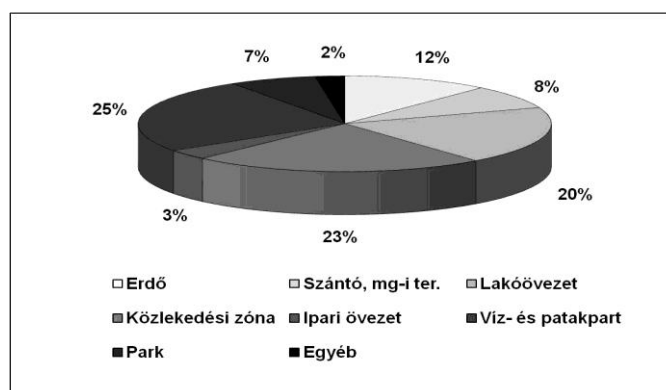
Anyag és módszer

Szombathelyen térinformatikai módszerrel elkülönített egyes felszínborítási típusok kiválasztott pontjaiban és további, folytonos alapsokaságon értelmezett random bolyongásos módszer által felvett mintavételi pontokban vizsgáltuk a talajok állapotát. A város kül- és belterületén 0-10 és 10-20 cm-es talajrétegben 88 ponton vizsgáltunk talajmintákat (1. ábra).



1. ábra: A Szombathely területén elhelyezett 88 mintavételi pont

Minták nagy része épített környezetből származik, ahol gyakran kevert, illetve mesterségesen lerakott rétegek voltak, ezért genetikai szintek elkülönítésére nem volt lehetőségünk. A helyszíni mintavételek során feljegyeztük az egyes pontok GPS-koordinátáit, tengerszint feletti magasságát, a gyűjtés időpontját, a lakóközvet típusát, a jellemző tájhasználatot (2. ábra), a vegetációt, a gyepterítást, a fedés típusát és a talaj eredetét.



2. ábra: A mintavételi pontok tájhasználat szerinti megoszlása

A város területét két vízfolyás – a korábban említett Gyöngyös és Perint – is tagolja, így a vizsgált minták negyede (25%) vízfelület közeléből illetve patakparttól származik. Bár a természeti adottságok ismertetésénél említettük, hogy a terület alkalmas művelésre, ennek ellenére a közigazgatási határok miatt csak 8%-nyi minta gyűjtése történt szántó illetve mezőgazdasági területekről. A minták további 46%-a származik lakóövezetből, közlekedési zónából vagy ipari területről. A mintavételi pontok eloszlása a város területén nem egyenletes.

Az egyes talajminták esetén a következő paramétereket írtuk le, illetve vizsgáltuk meg: humuszmenyiség, szerkezet, tömődöttség, gyökérzet, váz százalék, Munsell-féle szín, fizikai féleség, kiválás, talajhiba, átmenet (SZABOLCS 1966). A begyűjtött talajmintákat laboratóriumban a következő paraméterek szerint vizsgáltuk: kémhatás ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pH_{KCl}), szénsavas mésztartalom, hidrolitos és kicserélődési aciditás, szemcseeloszlás, humusztartalom, összes nitrogéntartalom, ammónium-laktát-ecetsav-oldható foszfor- és káliumtartalom, KCl-oldható kalcium- és magnéziumtartalom, etilén-diamin-tetraecetsav (EDTA) és dietilén-triamin-pentaecetsav (DTPA) oldható réz-, vas-, mangán- és cinktartalom. A talajok leírását és laboratóriumi vizsgálatát az irodalmakban ismertetett módon végeztük (BELLÉR 1997; BUZÁS ed. 1988). A terepi és a laboratóriumi mérési eredményeinket digitálisan rögzítettük, majd térinformatikai módszerekkel dolgoztuk fel (DigiTerraMap), továbbá következtetéseket vontunk le a helyszíni adatok, a laboratóriumi értékek és az elkészített tematikus térképek alapján. A mérési eredmények

alapján kimutatható, hogy az egyes pontokban a talajok tulajdonságait milyen mértékben határozza meg a természeti környezet (földtani adottságok, klíma, hidrológia, természetes vegetáció) és az emberi jelenlét okozta környezet-, valamint terület-átalakítás az intenzíven növekvő tájhasználat függvényében milyen mértékű változást okoz.

Eredmények és kiértékelésük

	pH _{H2O}		hy		CaCO ₃		K _A		A %		I %		Fh %		Dh %		H %	
Mértékegység	-		-		%		-		%		%		%		%		%	
Réteg	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
Átlag	6,8	6,9	2,41	2,26	4,69	5,14	51	47	19,93	20,89	22,00	22,82	45,57	44,00	12,50	12,30	5,09	3,73
Minimum	4,2	4,3	0,68	0,61	1,62	2,18	36	27	1,00	3,00	4,00	2,00	28,90	24,85	0,15	0,25	0,82	0,91
Maximum	8,0	8,0	4,14	3,58	10,71	11,73	100	93	37,00	37,00	50,00	48,00	80,90	80,20	43,60	51,15	12,95	11,08
Szórás	0,83	0,89	0,74	0,68	1,80	1,93	10,51	10,74	8,66	8,45	8,81	7,95	11,89	11,48	9,51	10,07	2,26	1,65

	N%		AL-K		AL-P		KCl-Ca		KCl-Mg		EDTA/DTPA-Fe		EDTA/DTPA-Mn		EDTA/DTPA-Cu		EDTA/DTPA-Zn	
Mértékegység	%		mg K ₂ O/100g talaj		mg P ₂ O ₅ /100g talaj		g/kg		g/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg	
Réteg	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
Átlag	1,45	1,05	15,49	9,90	33,24	26,04	1,26	1,33	0,26	0,25	216,73	213,39	116,10	121,80	5,43	5,08	11,05	9,42
Minimum	0,05	0,04	2,21	2,58	3,05	1,97	0,06	0,01	0,05	0,03	14,33	15,89	6,12	4,21	1,32	0,71	0,84	0,83
Maximum	7,30	6,58	43,72	30,53	119,20	120,40	4,88	4,75	0,61	0,49	1541,08	1732,86	551,52	641,89	30,64	20,19	107,66	127,71
Szórás	2,06	1,50	8,99	5,99	24,64	22,11	0,92	0,95	0,12	0,11	264,57	292,35	137,25	149,53	5,02	3,76	16,43	17,34

1. táblázat: A két talajréteg vizsgálati eredményei

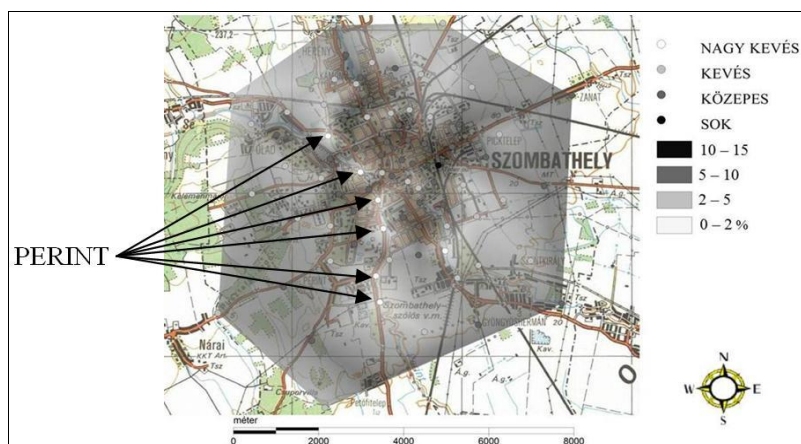
Az 1. táblázat az általunk gyűjtött 0-10 cm-es és 10-20 cm-es talajrétegekből származó talajminták laboratóriumi vizsgálatainak átlagát, minimumát, maximumát és szórását mutatja be.

A vizsgált talajminták alapján a város talajainak kémhatása mindkét rétegben túlnyomó részt semleges kémhatást mutatott. A város belterületétől kifelé haladva a pH-értékek a gyengén savanyú, illetve savanyú kategóriába tolódnak el. A korrelációs vizsgálatok alapján, a pH_{H2O} és a pH_{KCl} értékei között – értelemszerűen – szoros kapcsolat állt fenn mindkét szintben, a kapcsolat a 10-20 cm-es talajrétegben szorosabb volt. A savanyú talajok elsősorban a város DNY-i peremén fordultak elő jellemzően, hiszen itt terül el a várost övező Parkerdő, valamint a lombhullató erdővel borított Oladi-domb is. A tájhasználati kategóriák megoszlása szerint a leglúgosabb talajokat az ipari övezetek talajaiban találtuk.

A korábban már említett mészsavas öntéstalajok miatt a begyűjtött talajminták közel fele nem tartalmazott szénsavas meszet. Meszes talajokat főként a belvárosban találtunk, mely belterületi építkezések során felhasznált anyagok jelenlétére utalhat. A város ipari területén és ahhoz közel is, magasnak mondható mésztartalommal (12%) rendelkező talajmintákat gyűjtöttünk mindkét vizsgált rétegből.

A talajok fizikai féleségét szemcseeloszlási vizsgálat és az Arany-féle kötöttségi érték alapján állapítottuk meg. A felső (0-10 cm) réteg talajmintáinak túlnyomó többsége az agyagos vályog (41%), illetve agyag (34%) fizikai féleségű kategóriába tartozott, az alsó (10-20 cm) réteg mintái pedig főként vályog (29%), agyagos vályog (41%) fizikai féleségűek. Az általunk kapott értékek szerint tehát a vályog és az agyagos vályog fizikai féleség az uralkodó területen, melyet DÖVÉNYI (2010) is említ a Gyöngyös-sík jégkorszaki vályog és agyagos vályoggal fedett erdőtalajainak leírásánál. Az ilyen talajok a vizet nehezebben fogadják be, de a beszivárgott vizet jól megtartják. A Kuron-féle higroszkóposág értékei mindkét általunk vizsgált talajrétegben korreláltak az A% és Fh% értékekkel, mely megkönnyítette az egyes minták fizikai féleségének meghatározását.

A város talaja humuszban gazdag, annak ellenére, hogy a vizsgált minták 42%-a lakóövezetből vagy közlekedési zónából származik. DÖVÉNYI (2010) szintén említi a löszös üledéken képződött barnaföld termékenységét, valamint a Perint völgyének alacsony szervesanyag-tartalmú öntéseit, melyet a 4. ábra is mutat, mivel igen kevés humuszt találtunk 0-10 cm-es talajrétegben a Perint partról származó mintáinkban. A város talajainak felső rétegében a minták 67%-a erősen humuszos, míg az alsó réteg mintáinak csak 36%-ára igaz.

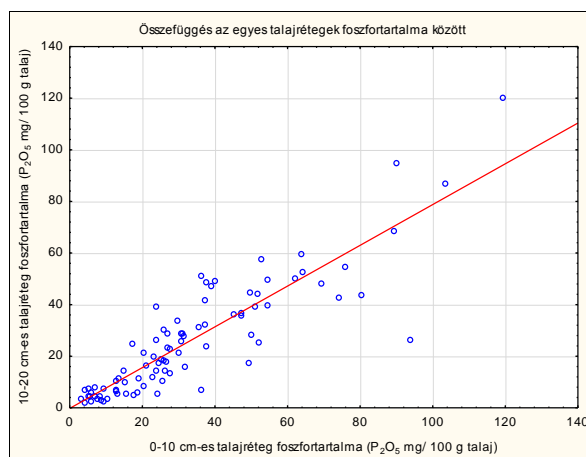


4. ábra. A humusztartalom eredmények eloszlása 0-10 cm talajmélységben

A felső réteg mintáinak 69%-a 0,25% feletti nitrogént tartalmazott, ami az igen jó ellátottsági szintnek felel meg (STEFANOVITS, 1992) az alsó rétegben kisebb volt a nitrogéntartalom, de még így is a minták több mint felében (56%) igen jó ellátottságot találtunk. A 0-10 cm-es talajrétegben a H% és a N% értékei között erős korrelációt találtunk, ez a kapcsolat az alsó talajréteg mintáiban már gyengébb, ennek oka lehet, hogy az alsóbb réteg nitrogénjének egy része más formában van. Az értékek átlaga alapján az erdő és a park tájhasználati kategóriába tartozó területeken mértük a legmagasabb nitrogéntartalmakat. A

legnagyobb nitrogén értékeket a Jókai-parkban (7,3 N%) és a Kámoni arborétumban a Gyöngyös-patak mellett mértük (6,58 N%).

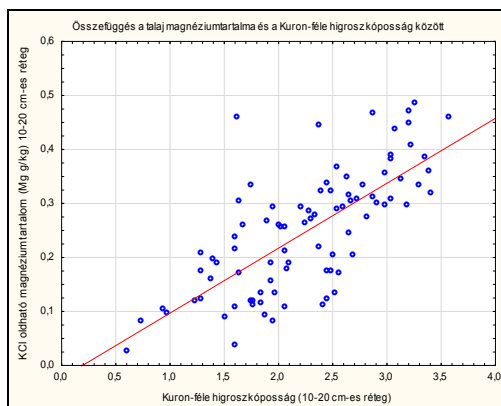
A legmagasabb AL-oldható káliumtartalom-értékeket közlekedési zónában és parkok talajaiban mutattuk ki. A tájhasználati átlagértékek alapján a felső rétegben magasabb koncentrációt találtunk, mint az alsóbb talajmélységben. Az AL-oldható káliumtartalom 2,2 és 43,7 mg $K_2O/100g$ talaj érték közé esett.



5. ábra. Összefüggés az egyes talajrétegek foszfortartalma között

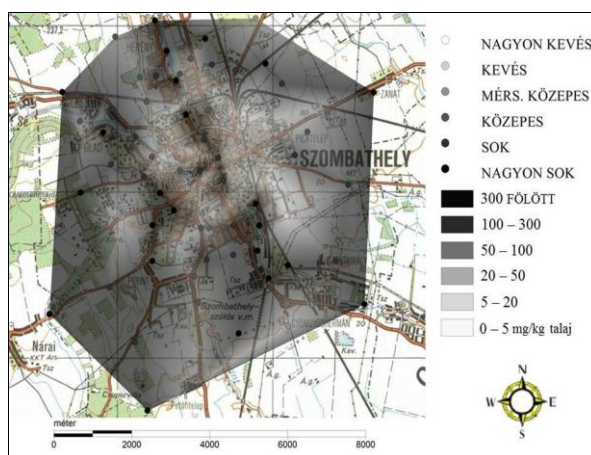
A város belterületén magasabb AL-oldható foszfor koncentrációt mértünk, főként a közlekedési zónákban és parkokban. Legmagasabb foszfor értéket egy forgalmas belvárosi közlekedési csomópontban – a Petőfi és a Paragvári utca kereszteződésében – mértünk, mely érték a felső rétegben 119,2 mg $P_2O_5/100g$ talaj, az alsóban pedig 120,4 mg $P_2O_5/100g$ talaj volt. Igen szoros korreláció ($r=0,90$) volt a vizsgált két réteg foszfortartalma között (5. ábra).

Az alkalmazott kategóriák alapján a KCl-oldható kalciumtartalmi vizsgálatok során a minták 92%-a mindkét rétegben 2,6 g Ca/kg alattinak bizonyult, mely eloszlás egyenletesnek nevezhető. A KCl-oldható magnéziumtartalom az oldható kalciumértékekhez hasonlóan egyenletesnek mondható mindkét rétegben. A különbség a két elemtartalom között, hogy míg az oldható kalcium értékek a kevés vagy nagyon kevés kategóriába sorolhatók, addig a város területe oldható magnéziummal jól ellátott és a város centruma és K-ÉK-i része magnéziumban kifejezetten gazdagnak mondható. Viszonylag szoros összefüggést találtunk a talaj magnéziumtartalma és a Kuron-féle higroszkóposság, illetve az A% között (6. ábra). Ennek oka lehet az, hogy a több szerves anyagot, illetve agyagot tartalmazó rétegekben nagyobb a magnézium tartalom.



6. ábra. Összefüggés a talaj magnéziumtartalma és a Kuron-féle higroszkópossága között

Az EDTA/DTPA-oldható vasértékek mindkét talajrétegben hasonlóan alakultak, de kiugró értékeket tapasztaltunk több esetben is (7. ábra), ahol az oldható cink-tartalom is kiugró értékeket mutatott (Bogáti-fasor: 1541,1 mg Fe/kg, Gayer-park: 1732,9 mg Fe/kg). Ezek a minták – tájhasználati átlageredmények szerint is – erdős területről, valamint patak- és vízpartról származnak.

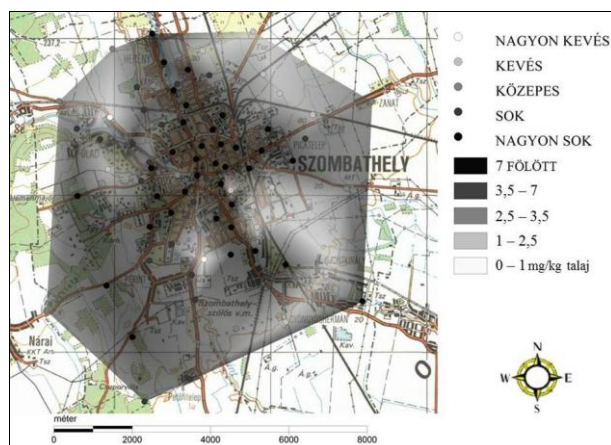


7. ábra: A vastartalom eredményeinek eloszlása 0-10 cm talajmélységben

A belvárosi pontokról gyűjtött mintákban alacsonyabb oldható mangán-koncentrációt mértünk, míg a magasabb értékek inkább parkosított területekről és a külvárosi részről – erdős illetve művelés alá vont területről – származnak.

A felső rétegben a minták 84%-a, az alsóban pedig 87%-a tartozott a mérsékeltan közepes, közepes vagy sok kategóriába. A felső rétegben 6

talajminta esetében 15 mg Cu/kg talaj fölötti értékeket találtunk. A legmagasabb értéket erdős vagy parkos területről származó minták esetében mértük a 0-10 cm-es rétegben, míg a 10-20 cm-es talajmélységben az ipari övezet mintái bizonyultak magas réztartalmúnak, ez nyilván az ipari terhelésre utalhat.



8. ábra: A cinktartalom eredményeinek eloszlása 0-10 cm talajmélységben

A vizsgált minták 41%-ból magas oldható cink értékeket mutattunk ki a felső rétegben, mely a 10-20 cm-es talajréteg mintáinak már csak 28%-nál fordult elő. A belvárosi úthálózat magas oldható cinkértékekkel lefedettnek tekinthető (8. ábra). Kiugró értékeket a Gyöngyös-patak partjáról származó minták esetében tapasztaltunk éppen ugyanabban a talajmintában – a Bogáti-fasor patakparti mintájának felső rétegében (107,7 mg Zn/kg), illetve a Gayer-park patakpartjának az alsó rétegében (127,7 mg Zn/kg) –, mely a kiugró oldható vastartalomnál már említésre került. Szoros ($r=0,80$) kapcsolat mutatkozott emellett a 0-10 cm-es talajréteg oldható cink és a 10-20 cm-es réteg réztartalma között is.

A korrelációs vizsgálatok eredményeképpen megállapítható, hogy a két vizsgált réteg eredményei között szoros kapcsolat van az K_A és az $A\%$ kivételével. További vizsgálatot igényel annak megállapítása, hogy mi lehet az oka annak, hogy az egyes rétegek fizikai félesége között gyenge a kapcsolat.

Kutatásainkat a jövőben a begyűjtött talajminták nehézfém tartalmának vizsgálatával szeretnénk bővíteni, hogy teljes képet kapjunk az ipari és az antropogén hatások mértékéről. A nehézfém tartalom vizsgálatok elvégzése azért is fontos, mert ezek az elemek akkumulálódva a talajokban nemcsak a környezetre, hanem az emberi egészségre is káros hatással lehetnek.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet Varga Zsófia és Stark Miklósné laboránsoknak, valamint Pulger György hallgatónak, akik a laboratóriumi vizsgálatokban közreműködtek. Kutatásunkat a TÁMOP 4.2.1.B-09/1/KONV-2010-0006 és a TÁMOP-4.2.2.B-10/1-2010-0018 számú projekt keretében valósítottuk meg.

Irodalomjegyzék

- BAIZE, D. – GIRARD, M. C. (eds., 1995): *Référentiel Pédologique*. – Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, France (in French).
- BELLÉR P. (1997): *Talajvizsgáló módszerek*. – Egyetemi jegyzet, Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar. Termőhelyismerettani Tanszék, Sopron. 118. p.
- BIDLÓ, A. – SZÜCS, P. – KÁMÁN, O. – NÉMETH, E. – HORVÁTH, A. (2012a): *Soil Conditions in Szombathely*. – In: NEMÉNYI, M. – HEIL, B. – KOVÁCS, A J. – FACSKÓ, F. (eds.) *International Scientific Conference on Sustainable Development and Ecological Footprint: The Impact of Urbanization, Industrial and Agricultural Technologies on the Natural Environment*, Sopron: Nyugat-magyarországi Egyetem, p. 1–6.
- BIDLÓ, A. – HORVÁTH, A. – KÁMÁN, O. – NÉMETH, E. – PÖDÖR, A. – SZÜCS, P. (2012b): *Soil Investigation in Cities of West Hungary*. – In: NEMÉNYI M. – HEIL B. (eds.): *The Impact of Urbanization, Industrial, Agricultural and Forest Technologies on the Natural Environment*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp: 147–160.
- BLUME, H-P. – RUNGE, M. (1978): *Genese und Ökologie innerstädtischer Böden aus Bauschutt*. – *Pflanzenernährung und Bodenkunde* 141: 727–740.
- BULLOCK, P. – GREGORY, P. J. (1991): *Soils in the Urban Environment*. – Blackwell, Oxford, 174. p.
- BUZÁS I. (ed., 1988): *Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv II., A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 243. p.
- CRAUL, P. J. (1985): *A description of urban soils and their desired characteristics*. – *J. Arboric.* 11: 330–339.
- DÖVÉNYI Z. (ed., 2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. – MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 p.
- FINNERN, H. (ed., 1994): *Pedological mapping manual*. 4. – *Verbesserte und erweiterte Auflage*. Hannover, 392. p.
- KOVÁCS M. – NYÁRI I. (1984): *Budapesti közterületek talajainak nehézfém-tartalma*. [Heavy metal contents of the soils in public places in Budapest]. *Agrokémia és Talajtan* 33: 501–510.
- LEHMANN, A. (2004): *Proposal for the consideration of urban soils within the WRB (World Reference Base for Soil Resources)*. In KRASNILIKOV, P. V. (ed.), *Soil Classification*, Petrozavodsk, Russia.
- LEHMANN, A. – STAHR, K. (2007): *Nature and significance of anthropogenic urban soils*. – *Journal of Soils and Sediments* 7(4): 247–260.

- PUSKÁS I. – FARSANG A. (2007): A városi talajok osztályozása és antropogén bélyegeinek meghatározása Szeged példáján [Classification of urban soils, differentiation of their antropogenic diagnostic properties of the example of soils in Szeged]. –Tájökológiai Lapok 5(2): 371–379.
- PUSKÁS I. – PRAZSÁK I. – FARSANG A. – MARÓY P. (2008): Antropogén hatásra módosult fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságok értékelése Szeged és környéke talajaiban [Evaluation of anthropogenic modifications to the physical, chemical and biological properties of soils in Szeged and its vicinity (SE Hungary)]. – Agrokémia és Talajtan 57(2): 261–280.
- SHISHOV, L. L. – TONKONOGOV, V. D. – LEBEDEVA, I. I. (eds., 1997): Classification of soils of Russia. – Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 236 p.
- SZABOLCS I. (1966): A genetikus üzemi talajtérképezés módszerkönyve. – Országos Mezőgazdasági Minőségvizsgáló Intézet, Budapest, 335 p.
- SZEGEDI S. (1999): Közlekedési eredetű nehézfémek Debrecen talajaiban és növényzetében, ennek talajtani összefüggései és városökológiai hatásai. Doktori értekezés. – Kossuth Lajos Tudományegyetem, Debrecen, 138. p.

Az egri Líceum építése (1765-1785) során részben elbontott Árpád-kori település környezeti rekonstrukciója földtani, talajtani, paleobotanikai és régészeti adatok alapján

Horváth, Z.¹, Thury L.², Pelikán P.¹, Kárpáti, J.², Bertalan Éva¹, Kovács J. I.¹, Szentpétery I.¹, Domonkos M.³

¹Magyar Földtani és Geofizikai Intézet, ² Magyar Nemzeti Múzeum, Nemzeti Örökségvédelmi Központ, ³ Budapesti Corvinus Egyetem

Összefoglalás

Az egri Líceum felújítása során a pinceszintben üledékföldtani és talajtani vizsgálatokat végeztünk, régészeti szakfelügyelet alkalmával. A sekélyfúrásaink mellett archív mérnökgeológiai fúrások adatait is felhasználtuk, majd rutin laborvizsgálatokat, talaj-mikromorfológiai és pollenelemzést végeztünk. Az eredmények alapján azonosítottuk az egykori mocsaras környezetet, amelyben Árpád-kori megtelepedés nyomok kerültek elő. A mocsaras környezetet a barokk időkre feltöltötték, ami a Líceum építésének alapját is jelentette.

Abstract

Sedimentary and soil survey were done in the basement of Líceum during its renewal under archeological supervision in Eger. Data of our shallow drillings and geotechnical drillings in archives were used, than rutin laboratory analyses, soil micromorphology and paleobotanical analyses were carried out. Based on the results marshy environment including traces of Árpád Age settlement were identified. Marshy environment were filled up until Barokk Ages ensuring the bottom of Líceum.

Bevezetés

Az üledékföldtani–talajtani megfigyelések, a fúrási adatok és a laboratóriumi vizsgálatok segítenek pontosítani az egykori üledék- és talajképződési környezet emberi megtelepedést befolyásoló részleteit. A kiegészítő vizsgálatok, mint a malakológiai- és pollenelemzés a talaj fejlődése idején a területen elterjedt vagy attól távolabbi területekről származó növényekről is szolgáltatathat információt. A környezetrekonstrukcióhoz ritkán alkalmazott talaj-mikromorfológiai vizsgálatok a talaj jelenségek azonosítása mellett a talajképződési folyamatok időbeli egymásutánosságának megállapítását teszi lehetővé, a régészeti megfigyelések és leletek pedig az időben való elhelyezést segítik. Az eredmények tükrében és a történeti háttér ismeretében az ember és környezetének kapcsolata válik jobban megérthetővé. A jelen kutatás itt bemutatott eredményeivel is Eger Belvárosának jelentősebb középkori beépítése előtti környezetére és a városfejlődésre vonatkozó ismereteinket szeretnénk pontosítani. Az egri Líceum 2009-2011. évi felújítása során lehetőségünk nyílt egy, az Árpád-kori objektumokat és leleteket magába foglaló „fekete agyagnak”

nevezett képződmény részletesebb vizsgálatra az épület pinceszintjén, régészeti szakfelügyelet keretében.

Módszerek

A "fekete agyag" környezetjelző szerepének tisztázásához és a Líceum alatti egykori környezet rekonstrukciójához 12 fúrást végeztünk el a kibontott pinceszintben, illetve 22 db Líceum környéki mérnökgeológiai fúrás (Kleb 1976) adatait használtunk fel. A terepi adatgyűjtés és a mintázás során üledékföldtani-talajtani alapadatokat vettünk fel (pl. Munsell szín, talajszerkezet, redox bélyeg, mésztartalom, gyökércsatornák, ásványkiválások). Több rétegsor több szintjéből a következő vizsgálatokat végeztük: iszapolás, szervesanyag-meghatározás (Tyurin), pH-mérés (desztvíz), kalcium-karbonát tartalom meghatározása (Scheibler), Röntgendiffrakció (RTG), indukív csatolású plazma optikai emissziós vizsgálat (ICP-OES), indukív csatolású plazma-tömegspektrometriás (ICP-MS) műszerkombinációs mérés (LiBO₂ és királyvizes feltárás), talaj-mikromorfológiai elemzés (Bullock et al. 1985 alapján). A pollenelemzés a Zólyomi Bálint által leírt, cink-kloridos módszerrel készült (Zólyomi 1952), amit kontrollanyag hozzáadásával (*Lycopodium*-tablettá) és mikroszűrővel egészítettünk ki.

Földtani és talajtani háttér

A történelmi városrész átlagos tengerszint feletti magassága 150-160 m, a 160-200 m tengerszint feletti magasságú teraszokra a vár és az újabb városrészek települtek. Nagy területen ismertek a miocén riolittufák, amelyekre helyenként sekélytengeri-partközeli kifejlődésű molluszkás agyagmárga, homokkő, mészmárga települ (Kozárdi Formáció). Eger központi, K-i és ÉK-i részén oligocén kiscelli agyag ismert. Az Eger-patak völgyében a teraszokon pleisztocén folyóvízi homokos kavics, e felett deluviális (lejtő) üledék települ. A patak környezetében holocén meder-ártéri üledékek találhatóak (agyag, kőzetliszt, homok és kavics) (Gyalog et al. 2005). A városi építkezések miatt a belváros fiatal üledékeiről és természetes talajairól keveset tudunk, átlagosan 1-3 m vastag épülettörmelékes feltöltés fedi azokat, vagy megsemmisültek. Pleisztocén édesvízi mészkő a belvárostól ÉK-re található (Vár-domb: 2b terasz, Tetemvár). Ezt a travertínót használták a tufák mellett a Líceum építéséhez. A riolittufán nagyrészt agyagbemosódásos barna erdőtalaj és Ramann-féle barna erdőtalaj fejlődött ki, ezen kívül előfordul fiatal nyers öntéstalaj a völgyekben, és csernozjom-barna erdőtalaj Eger környékén.

Régészeti háttér

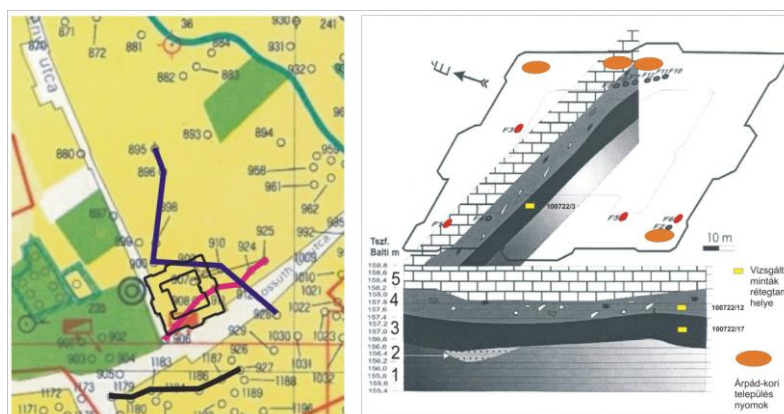
Eger és környéke a kőkorszak óta folyamatosan lakott. A 9. századi területfoglalás után Szent István püspökséget alapított Egerben. A barokk korban kezdődött a Belváros nagyszabású beépítése. A Líceum Eszterházy Károly püspök kezdeményezésére 1765-től (tereprendezés kezdete) 1785-ig

épült. 2009 és 2011. között az Eszterházy Károly Tanárképző Főiskola, majd a felújítást végző Hunép Zrt. megbízásából kezdetben a Kulturális Örökségvédelmi Szakszolgálat, később jogutódja, a Magyar Nemzeti Múzeum Nemzeti Örökségvédelmi Központ munkatársai végeztek régészeti vizsgálatokat a Líceum udvarán, a mélyföldszinten és a homlokzatok előterében (Kárpáti és Thury 2010). A régészeti megfigyelések igazolták, hogy a Líceum alatt Eger Árpád-kori településének egy része húzódott. A régészeti feltárás során egy feldolgozóműhelyre, illetve földbemélyített halászkunyhóra, lakóházakra és gazdasági épületekre utaló objektumok és leletek kerültek elő. A Csillagvizsgáló torony alatt megtalált Árpád-kori ház egy 10-13. századi rétegsorral fedve került elő, melyben III. Béla király pénze (1172-1196) is jelzi, hogy a ház még ettől is korábbi. A leletek alapján egy 10. században épült, a tatárjáráskor (1241-1242) elpusztult épület maradványai váltak ismertté. A közelben egy másik földbe vájt gazdasági épület részleteinek vizsgálata közben a vas alapanyagok (vascipó) és szerszám (vasfogó) maradvány előkerülése alapján egy kovács-vasolvasztó műhely képe bontakozott ki. A leletek, falmaradványok, építési-bontási rétegek alapján a területet az Árpád-kor után is folyamatosan használták és lakták. A középkor vége óta a területen már kőházak álltak, amelyeket a Líceum építésekor elbontottak és építőköveiket a Főiskola falaiba beépítették.

Eredmények

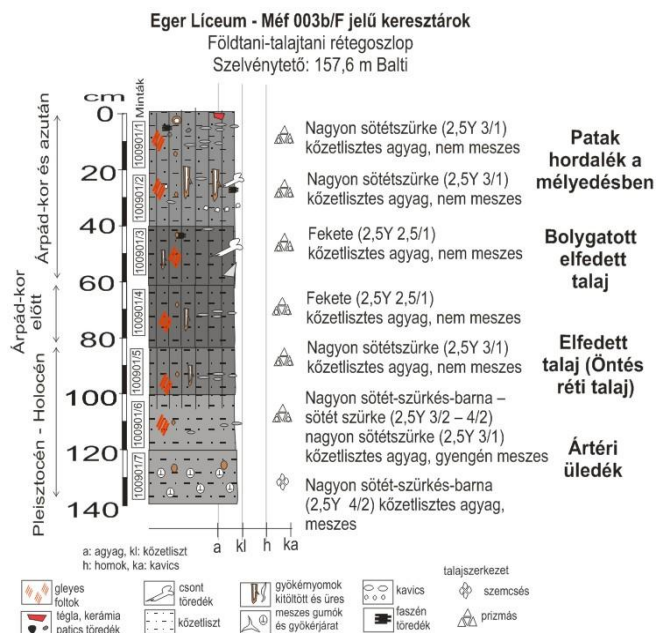
Rétegszlopok, szelvények

12 db fúrásban és metszetfalakban a következő képződményeket azonosítottuk (alulról felfelé): 1. Ártéri üledék, 2. Patak hordalék, 3. Elfedett talaj („fekete agyag”), 4. Régészeti rétegek/feltöltés, 5. Líceum alap (1. ábra).



1. Ábra: bal oldala: mérnökgeológiai fúrások a Líceum (vékony fekete vonal) körül. A Líceumon átmenő, ÉK-DNy irányú, világosvörös szelvényvonal a 4. ábrán látható. A lila és fekete szelvényvonalakat a Talajtani Vándorgyűlésen poszteren mutattuk be (Horváth et al. 2012). Ábra jobb oldala: a Líceum alatti újabb sekély talajfúrások rétegsora alapján megrajzolt szelvények.

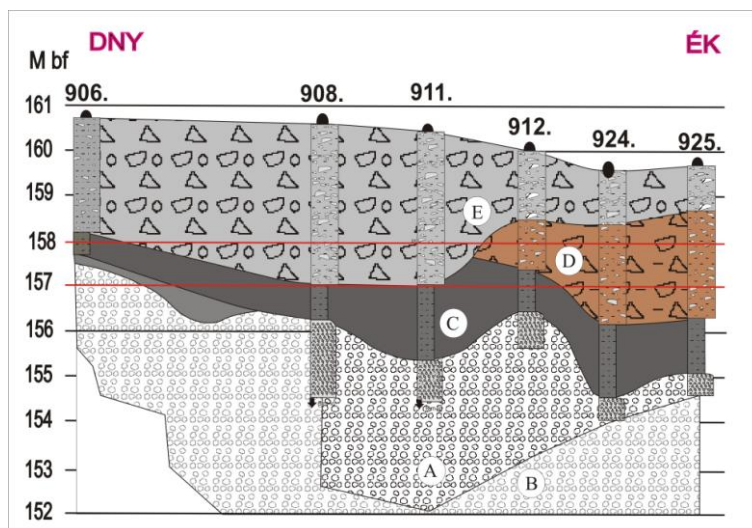
A képződmények szintadatai alapján az egykori felszín K felé való enyhe lejtését, É-D irányban pedig kisebb terephullámok jelenlétét mutattuk ki. Az egyik keresztárok egy vízfolyás finomszemcsés lerakódását tárta fel (2. ábra), amely később, vagy a lerakódás során is időről-időre talajosodott, rajta nádszerű növények telepedtek meg időszakosan. A „fekete agyag” (3. ábra; a.) a mai öntés réti talajokhoz és a humuszos öntés jellegű talajokhoz hasonlítható. Az előbbi kifejlődés (vastagsága kb. 40 cm felett) a Líceum ÉK-i és DK-i részén (F4, F6 elhelyezkedést l. az 1. ábra jobb oldalán) és a torony alatt fordul elő Ny-on (F10-12). A 40 cm-nél vékonyabb kifejlődések az építkezés miatti csonkulás eredményei is lehetnek. A szelvényekben gyakoriak voltak a vas-oxid/oxihidroxiddal cementált gyökércsatornák (3. ábra; b.), vasas gumók, a rozsdabarna elszíneződések, amelyek a redox viszonyok megváltozását, a talajvízszint ingadozását mutatják. A szelvény alján észlelt alacsony mésztartalom, helyenként mészgumók származhatnak a talajszelvény felső részének kilúgozásából (a szelvény nagy része mészmentes), de talajvízből is képződhetnek. A Líceum közelében 22 db mérnökgeológiai fúrás alapján ábrázoltuk a legfontosabb képződményeket (Horváth et al. 2012), melyek a jelen munkában: az Eger-patak kavicsos mederüledékei, különböző színű kavicsos agyag üledékek és agyagos vagy épülettörmelékes feltöltések. A képződmények térbeli elrendeződése alapján megállapítható, hogy: ÉNY-DK (4. ábra) irányban a kavicsos patakhordalék hullámos lefutású, ami származhat az Eger-patak fonatos mederelrendeződéséből, az időszakos mederelhagyások, kavicsátonyok kialakulásából.



2. ábra: Az egyik vizsgált szelvény (keresztárok) az alkalmazott jelkulccsal.



3. ábra: a: A „fekete agyag” a keresztárokban; b: vasas gyökérmenti rhizokongréciók

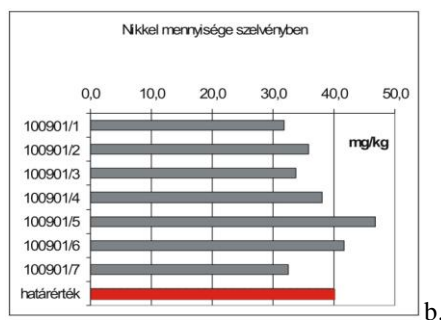
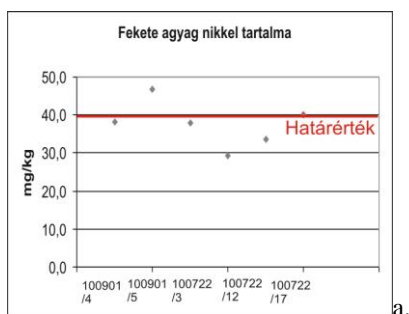


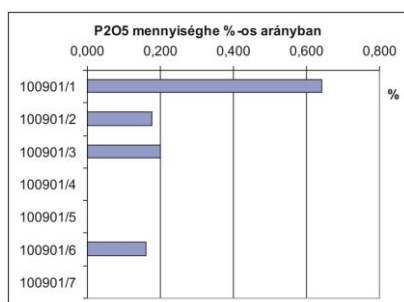
4. ábra: DNy-ÉK irányú szelvény rétegsora 6 db fúrás alapján. A: pleisztocén kavics; B: Valószínűsíthető pleisztocén kavics; C: holocén „fekete agyag”; D: holocén barna kavicsos agyag; E: újkori feltöltés.

A nyugodt, talajképződést is lehetővé tevő környezetben fejlődő “fekete agyag” az ártéri üledékekkel együtt éri el az 1-2 m vastagságot és nagyjából követi a kavicsos felszínt. A piros vonalakkal a 157-158 m közelében a feltárás során azonosított Árpád-kori szintet jelöltük. A szelvény tanúsága szerint az Árpád-kori területhasználat kezdetekor még bizonyosan enyhén hullámos térszín és nedves, patakággal/ágakkal tagolt környezet lehetett a területen. A DNy-ÉK irányú szelvény megerősíti ezeket a következtetéseket, illetve láthatóan ÉK felé hullámosan, de mélyül a térszín, illetve a DNy-i szakaszhoz képest a “fekete agyag” vastagodik. A feltöltésekkel kiegyenlített térszín lehetett kialakítani. (4. ábra).

Labor eredmények

A függőleges szelvényekben vizsgált minták pH értékei között nem volt jelentős különbség, az értékek 7,37 és 7,90 között változnak, ide értve a “fekete agyagot” is. Az egyik szelvény (Méf 003b/F) 100-140 cm mélységközében terepen észlelt kevés mésztartalom a mérés során 0,21 és 2,5 % értékeket mutatott. A “fekete agyag” szervesanyag tartalma 1,35 %-nak adódott. A stabilitási koefficiens 8,9, ami a humusz jó minőségére utal. A geokémiai eredmények közül azokat emeljük ki, amelyeknél a szennyezetlen talajhoz képest, a határérték (6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM) feletti vagy ahhoz közeli értékeket kaptunk. A nehézfémek közül a króm és a nikkelt mennyisége haladta meg a hatályos határértéket. A króm mennyisége a teljes szelvényben túllépi a határértéket. Kifejezetten a “fekete agyag” vonatkozásában: a nikkelt egyetlen helyen haladta meg a határértéket (a keresztzelvény alsóbb részein, 5. ábra; b.). Ez a nikkelnél talajok való viszonylagos mozgékonyaságával is magyarázható. Habár Cornelius Tacitus szerint már a rómaiak is találkoztak Pannóniában fejlett vasipari tevékenységgel (bucakohászat) Tacitus leírása alapján Zólyom, Gömör, Kis-Hont, Szepes és Nógrád területén is (Fenyvesi 2005). A Líceum alatti „fekete agyagban” talált magas nikkelt tartalom (5. ábra; a.) eredhet természetes és mesterséges forrásokból is. Természetes körülmények között az agyagnak, a szervesanyagoknak és a vasborsóknak van ionszűrő, ionkoncentráció növelő hatása, de a magas Ni tartalom miatt érdemes mesterséges forrást is keresni. A nikkelt származhat ötvözetek készítéséből (vas megmunkálás, érckohó, fémolvasztás). Figyelemre méltó, hogy már a IX-XIII. századi vasbucsa feldolgozás során keletkező salakok kapcsán is feltűnik a Ni, mint jellemző nyomelem, esetenként uralkodó fázisként (Molnár 2006). Árpád-kori hidegségi kovácsműhelyekben készült vasszegekben tízed súly % mennyiségű nikkelt van jelen (Gömöri 2000), de metallográfiai vizsgálatok X-XI. századi kovácsműhelyből származó fémtermékekben is mutattak ki nikkelt (Valter 1979). A Mária Terézia idején Egerben is működő Fazola Henrik féle vasfeldolgozó tevékenység során is készülhettek a hozott vasérből olyan tárgyak, amelyek mállása során is kerülhetett a talajba nikkelt.





5. ábra: Geokémiai eredmények: a: fekete agyag nikkeltartalma; b: nikkeltartalma a szelvényben; c: P₂O₅ mennyisége a szelvényben.

A foszfát mennyisége (5. ábra; c.) a régészetileg érintett rétegben volt a legmagasabb (0,6410 % átszámítva 6410 mg/kg). A “fekete agyagban” észlelt érték alacsonyabb volt (0,161 %, 1610 mg/kg) vagy kimutatási hatás alatti (kevesebb, mint 0,15 %) volt. A kimutatott foszfát tartalom, ami származhat organikus maradványokból (Füleky 2009) (pl. csont, trágya), itt utalhat a korábbi, akár Árpád-kori területhasználatra.

A RTG eredményeket az 1. táblázat mutatja.

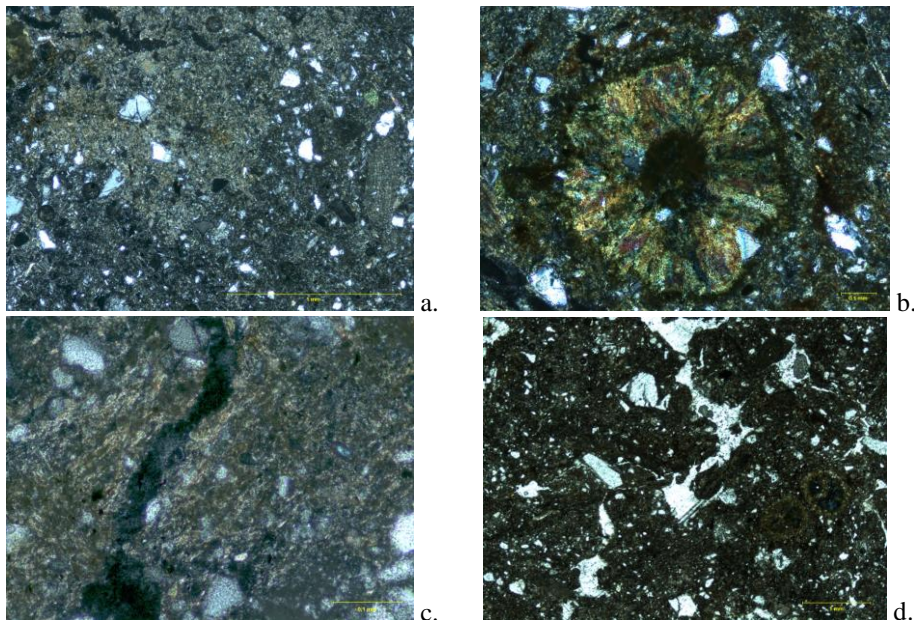
1. táblázat: Az RTG vizsgálat eredményei; 100901/2: bolygatott fekete agyag, 100901/4: bolygatatlan fekete agyag, ny – nyomokban. A számok %-ot jelentenek.

Minta	Montmorillonit + illit/szmektit	Illit	Klorit	Kvarc	Kálföldpát	Plagioklász	Kalcit	Goethit	Amfibol	Gipsz	Amorf
100901/2	20	14	4	44	3	5	3	2	2	ny	3
100901/4	23	18	5	39	2	5	2	1			5

Talaj-mikromorfológiai vizsgálatok (A “fekete agyag” (100722/12):

Mikroszerkezet: repedezett, foltokban masszív, kevés csatornával, gyengén-közepesen fejlett szemcsés aggregátumok, kevés pórus. Alap ásványos összetétel *Durva/finom* (c/f, 10 µm) 20:80. *Durva*: kevés, átlag 0,05-0,25 mm kvarc; kevés, 0,05-0,1 mm csillám; kevés, 0,1 mm plagioklász; kevés, ~ 1 mm, porózus szenesedett elegyrész. *Finom*: kvarc, csillám, agyag, vas-oxid/oxihidroxidok. D/f kapcsolódó eloszlás: nyílt porfíros. Szervesanyag: finom diszperz eloszlás, kevés szerkezetes növényi elegyrész, kevés detritális. Alapanyag kettőtörő szövet: differenciáltan a szervesanyagtól vagy foltokban zónás, pórusorientált. Talajbélyegek: *szöveti*: kevés agyagszegély, kevés vasas szegély. *Kriptokristályos, amorf*: kevés az alapanyagban, repedés mentén, növényi elegyrészek mentén gyakori, vas-oxid/oxihidroxid kiválás. *Kerekded szemcse*: exkrementumként értékelhető szemcse nem volt a mintában. Egyéb:

Másodlagos $CaCO_3$ kiválás: kevés mikrites repedés mentén. *Kerek szemcse, sugaras szerkezettel, magas kettőtöréssel lehet vivianit ($Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8 H_2O$).* A mikroszerkezet a kiszáradás és átnedvesedés és a gyenge bioturbáció során alakulhatott ki. A durva/finom arány alapján fizikai félesége iszapos (kőzetlisztes) agyag. Elszórtan az alapanyagban és növényi elegyrészek mentén a gyakori, rozsdabarna vas-oxid/oxihidroxid kiválások a talajvíz ingadozás során alakulhattak ki. A kevés mikrites repedés mentén látható másodlagos mészkiválások lehetnek talajvíz eredetűek. A vivianit nedves, mocsaras üledékekben is keletkezik foszfátoldatok és ferrovegyületek oxigénszegény környezetben történő reakciójából. Az agyagüledéket kékre színezi. A talaj mikromorfológiai felvételek a 6. ábrán láthatóak.



6. ábra: talaj vékonycsiszolatok: a: Mikrites folt repedés mentén a „fekete agyag” alapanyagában. Talajvíz eredetű lehet. 5 x, + N.; b: Valószínűsíthetően vivianit a „fekete agyagban”. 10 x, + N.; c: Agyagos szegély repedés mentén a „fekete agyag” alapanyagában. A kiszáradás-átnedvesedés során fellépő összehúzódás-duzzadás során alakul ki. 10x, + N.; d: Kevés csatornát tartalmazó mikroszerkezet a „fekete agyagban”, jobbra vivianitként értékelhető szemcsék láthatók. 2 x, 1 N.

Pollenelemzés

A vizsgálatot Dr. Medzihradszky Zsófia (Magyar Természettudományi Múzeum) végezte. A vizsgálatról részletes jelentés készült (Medzihradszky 2012). Jelen cikkben a legfontosabb következtetéseket mutatjuk be:

1. A minták nagyon pollenszegények, statisztikai vizsgálatra nem alkalmasak. A pollenszegénységet a talaj hajdani periodikus kiszáradása okozhatta, illetve feltárási hiba.

2. A mintákban előforduló néhány fapollen (pl. tölgy *Quercus sp.*, bükk *Fagus sp.*, éger *Alnus sp.*, hárs *Tilia sp.*, erdei fenyő *Pinus sp.*) egy teljesen természetes vegetációs képre utalhat, azonban egy-egy pollenből messzemenő következtetés nem vonható le.
3. A lágyszárúak közül dominálnak a fészkesvirágzatúak. Ezek fala rendkívül ellenálló, általában a rossz megtartású anyagokban túlreprezentáltak, így jelenlétük a mintában nem utalhat a környékbeli vegetáció összetételére.
4. Két esetben figyelhetünk meg gabonapollent.
5. A mintákban minden esetben előforduló pernyetörredék hajdani tűz nyomaira utal. A pernyedarabok általában kis méretűek, talán a talaj változásai során aprózódhattak. Méretük és mennyiségük nem utal épület tűzre, inkább csak a mindennapi használatra.

Összefoglalás

Archív és a régészeti feltáráskor szerzett fúrési adatok, illetve a geopedológiai eredmények alapján sikerült az egykori környezet leírását pontosítani. Az Árpád-kort közvetlenül megelőzően, de akár a barokk időkig a terepi adottságokat az Eger-patak folyóvízi környezete határozta meg kisebb mederágakkal, kavicszátonyokkal, mocsaras, vizenyős területekkel tagoltan. Térszíni süllyedések terephullámokkal DK és ÉK felé voltak azonosíthatók. A szervesanyag megmaradását a gyakori vízhatás-túlnedvesedés elősegíthette. A „fekete agyag” a mai öntés réti talajokhoz és a humuszos öntés jellegű talajokhoz hasonlítható. A rozsdabarna elszíneződés, a vasas gumók és a nádtól származó gyökérnyomok is a gyakori vízhatásra utalnak. A terület időről-időre kiszáradhatott. A pollenelemzés a szűk környezetre specifikus növényfajt nem adott. Elkészült a „fekete agyag” talaj-mikromorfológiai leírása. Az így kimutatott vivianit megerősíti, hogy a „fekete agyag” időszakosan mocsaras, vizenyős környezetben képződött. Történelmi háttérbe ágyazva a geozakemberek és a régészek együttműködésének eredményét, a következő folyamat vázolható. A település a várdombtól kezdett kiépülni (2b terasz). Később a település a várdomb és a patak közötti szűk völgyben is terjeszkedett (2a terasz). A népesség gyarapodásával a patak Ny-i partja is benépesült (1 terasz). A város terjeszkedésével folyamatosan töltötték fel talaj-, üledék- és épülettörmelék anyaggal a mocsaras, vízjárta területeket, így az újkori házakat, végül a Líceumot is már egy feltöltött, korábban vizenyős területen építették fel. Fentiek alapján tehát az urbángeológiai folyamatok is jól nyomonkövethetők a városi régészeti ásatások természettudományos feldolgozásával, ugyanakkor a régészeti

kérdésekre kapott válaszok mellett fontos földtani-talajtani, környezeti információkhoz juthatunk hozzá.

Köszönetnyilvánítás:

A laborvizsgálatokban való segítségért köszönet illeti Szilágyi Gábornét, Báthory Miklósnét, Kónya Pétert, Budai Ferencet. A részletes geokémiai vizsgálatok, RTG elemzés és a cikk elkészítése a 210-2999-072-es számú projekt keretén belül valósulhatott meg (Magyar Földtani és Geofizikai Intézet).

Irodalom

- 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről. http://www.complex.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A0900006.KVV
- Bullock, P., Fedoroff, N., Jongeriuous, A., Tursina, T., Stoops, G. (1985): Handbook for soil thin section description. Waine Research Publications, England, 151.
- Fenyvesi Attila (2005): Az Európai Vaskultúra Útja, Miskolci Bölcsész Egyesület Nagy Lajos Király Magánegyeteme users.atw.hu/vaskultura/kar_pat_me_den_ce.htm
- Füleky Gy. (2009): Geokémiai körfolyamatok. Szent István Egyetem. Gödöllő. p. 108.
- Gömöri J. (2000): Az avar kori és Árpád-kori vaskohászat emlékei Pannóniában. Soproni Múzeum Régészeti Gyűjteménye, 373 p.
- Gyalog, L. (Szerk.) 2005. Magyarország földtani térképe, M 1: 100 000, MÁFI kiadvány (Eger).
- Horváth, Z. (2010): Urbángeológiai kutatás terepi földtani, illetve talajtani módszerekkel az Egeri Líceum területén (ásatásvezető: Thury László). Geo-pedológiai jelentés, MNM-NÖK, Budapest, 18 p.
- Horváth, Z., Thury L., Pelikán P., Kárpáti, J., Bertalan É., Kovács J. I., Szentpétery I., Domonkos M. (2012): Az egeri Líceum építése (1765-1785) során részben elbontott Árpád-kori település környezeti rekonstrukciója földtani, talajtani, paleobotanikai és régészeti adatok alapján. Talajtani Vándorgyűlés (Abstract kötet), 46-47.
- Kleb Béla (1976): Észlelési magyarázó Eger 1:10000-es építésföldrajzi térképsorozathoz. Eger-Felnémet. Budapest, Közlekedési Dokumentációs Vállalat.
- Medzihradzky Zs. (2012): Jelentés. Az Eger-Líceum lelőhelyről származó minták pollenanalitikai vizsgálatáról. Magyar Földtani és Geofizikai Intézet. 2 p.
- Molnár F. (2006): Az Árpád-kori Kolon (Balatonmagyaród) település vassalak-depójának anyagvizsgálata: a technológia és a nyersanyag eredet kérdése. Zalai Múzeum, 281-294.
- Kárpáti J. és Thury L. (2010): Eger, Eszterházy Károly Tanárképző Főiskola, "Líceum". Tájékoztató a K.Ö.SZ. 2009. évi tevékenységéről, 40. Budapest.
- Valter L. (1979): Árpád-kori kovácsműhely Csatáron. Zalai Gyűjtemény 12 (1979) 43-74.
- Zólyomi B. (1952): Magyarország növénytakarójának fejlődéstörténete az utolsó jégkorszaktól. MTA Biol. Oszt. Közl. 1. 491-530.

A vas és a mangán oldhatóságának vizsgálata réti és láptalajban

Horváth-Szabó Kata¹ – Szalai Zoltán^{1,2} – Balázs Réka³ – Kiss Klaudia² – Jakab Gergely² – Fehér Katalin¹ – Németh Tibor³ – Mészáros Erzsébet² – Sipos Péter³ – Madarász Balázs²

¹ELTE TTK FFI Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék, Budapest

²MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest

³MTA CSFK Földtani és Geokémiai Intézet, Budapest

Összefoglalás

A tájat alkotó legkisebb homogén területi egységek (ökotópok) talajai között a talajfizikai és talajkémiai paraméterek is jelentősen eltérhetnek egymástól kis távolságon is. E területi különbségek nem állandóak, a téli időszakban nem észlelhetők, a vegetációs időszakban markánsabbak. Ez a közlemény egy síkvidéki vizes élőhely példáján mutatja be a redox viszonyok növényzet által meghatározott területi különbségeit, és ezek hatását a talajoldat vas- és mangántartalmára. Jelentős évszakos ingadozást csak a talajoldat redox viszonyai mutattak, ez a növénytakaró vastagságával (ami pl. kaszálás hatására is változhat) és a domináns faj(ok)kal, míg napszakosan a párolgás mértékével állt összefüggésben. A redoxpotenciál (Eh) csökkenésével az oldott vas és mangán koncentrációja is emelkedett, ám más és más Eh-tartományban.

Abstract

Physical and chemical soil parameters of the ecotopes (the smallest homogeneous landscape-forming units) could be diverse even on short distances. These differences are not constant in time: they are negligible in winter, while in the vegetation period they are more apparent. This article presents the spatial differences of redox states originating from the diverse vegetation and their influence to the iron and manganese content of the soil solution measured in a wetland of the Great Plain. Notable seasonal variation could only be observed by the redox states of the soil which is connected to the thickness of the vegetation (that can change because of e. g. reaping) and to the dominant species. Daily variance is caused by the respiration rate. With the fall of the redox potential (Eh) the iron and manganese concentration was rising, but in different Eh ranges.

Bevezetés

A növényzet és talaj kapcsolatának beható ismerete elengedhetetlenül fontos a talajok anyagforgalmának megismeréséhez. A kapcsolat bonyolultsága és sokrétősége azonban határt szab a vizsgálati lehetőségeknek. Hiszen nem mindegy, hogy hosszú-, vagy rövidtávú, közvetlen, vagy közvetett hatást vizsgálunk. Hosszútávon a növényzet szerepe a talaj kialakításában van, amely mindig visszahat a növényzetre,

és zavartalan esetben egyre összetettebb növénytakaró létrejöttét segíti elő. Egy vizsgált konkrét talaj pedig magán viseli az őt kialakító aspektus-változások nyomait. Rövidtávon a növényzet anyagcseréje (évszakosan, és napszakosan is) meghatározza a talajban végbemenő jellemző kémiai folyamatokat. (WIESSNER, A. et al. 2005)

A vizsgálat nehézségei miatt a folyamatok megértéséhez többnyire tenyészedényes kísérletek útján jutottunk eddig közelebb (pl. FU, S. et al. 2002; FARSANG A. et al. 2007). Ezek során a valós élőhely egy részletét (pl. néhány növényegyetet és a talaj felső szintjét) bevitték laboratóriumba, és a klimatikus paraméterek (pl. megvilágítás) mesterséges változtatásával idéztek elő változásokat a növény anyagcseréjében, majd vizsgálták, hogy ez hogyan jelentkezik a talaj paramétereiben. Nagyon fontos információkhoz jutott ezek által a tudomány, és ezek a vizsgálatok tették lehetővé egy alkalmazás, a mesterséges vizes élőhelyeken történő szennyvízkezelés megvalósulását. Ez utóbbiak hatékonyságvizsgálatai – bár már „szabad ég alatt” folytak – még mindig nem tekinthetők valódi terepi kutatásnak, az alkotó elemek egyszerűsége miatt (általában monokultúra, kavics/homokágy talaj helyett, stb.). (SZABÓ SZ. et al. 2008) A szakirodalmat áttekintve valóban nagyon kevés valódi terepen végzett, talaj-anyagforgalommal foglalkozó közlemény olvasható, ezek nagy része is mikrobiológiai megközelítésű, vagy az éghajlatváltozás kapcsán főként a szénforgalom alakulására koncentráló. (pl. DOLINAR, N. & GABERŠČIK, A. 2010)

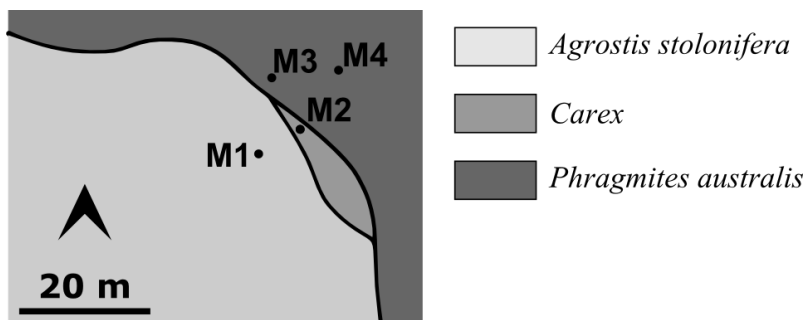
A valódi terepen végzett kutatások többnyire vizes élőhelyen történtek, ami nem véletlen: az anyagforgalom ilyen talajokban (réti talaj, láptalaj) követhető nyomon legjobban, mert a talajoldat magán viseli a talajban végbemenő folyamatok egy részének nyomait, mintázása, vizsgálata pedig egyszerű, és olcsó. A vas mobilizációja Magyarországon kifejezetten csak ilyen területeken figyelhető meg.

A vas és mangán előfordulása talajainkban az ásványok mállásának eredménye. Kondenzációs tulajdonságaik szerint eltérő karakterű elemek, ezért a mangán jóval kisebb gyakorisággal fordul elő a Földön, mint a vas. Felszíni körülmények között azonban gyakran együtt fordulnak elő, együtt mozognak hasonló kémiai viselkedésük miatt. A talajban rendkívül fontos tápelemek, hiányuk a fotoszintézis zavaraihoz vezet a növényekben (REID, R. J. 2001). Talajtani szempontból jó állapotjelzők, hiszen különböző oxidációs állapotukban eltérő mértékben oldódnak vízben, egyértelműen kötődnek a szilárd fázishoz, illetve éles átmenettel jutnak a talajoldatba.

Kutatócsoportunk ilyen, viszonylag állandó vízállapotú területeket választott vizsgálati területül. A kutatás céljai között szerepel a különböző ökotópok vizsgálata is, amely vizes élőhelyen megint csak egyszerű, hiszen a növényzet igen sűrűn változó és élesen elkülönülő foltokban jelenik meg. Korábbi eredményeink összefoglalása a Talajvédelem 2011-es különszámának SZALAI Z. et al. (2011) közleményében olvasható, jelen dolgozatban csupán összefoglalásra kerül, és további eredmények lesznek részletesebben kifejtve.

Anyag és módszer

Vizsgálati területünk Budapesttől mintegy 60 km-re délkeleti irányban, Ceglédbercel határában, egy természetközeli állapotú mocsárréten található. Ez a Duna-Tisza-közi homokhát legészakibb részére esik. 2008 óta folynak itt különböző vizsgálatok, rendszerint a koranyári időszakban (július eleje), illetve egy-egy alkalommal 2010 őszén, és 2011 tavaszán. A rét a Gerje-csatornával áll összeköttetésben, viszonylag állandó vízállapotú.



5. ábra A vizsgálati pontok helyszínrajza

2011-től négy, korábban három pontban végeztünk méréseket (1. ábra), amelyeket a vízhatás gradiense mentén vettünk fel. Ezek közül az első kettő (M1, M2) meszes, típusos réti talajként, míg a második kettő (M3, M4) tőzeges láptalajként lett meghatározva a korábbi években (SZALAI Z. et al. 2011).

Az ökotópok növényzete jól mutatja a vízborítottság mértékét. Az M1 pontban tarackos tippán (*Agrostis stolonifera*) az uralkodó növényfaj, amit a nádas felé haladva, az M2 pontig fokozatosan sásos vált fel (*Carex riparia*, *Carex acutiformis*). Az M3 és M4 pont a nádasban (*Phragmites*

australis) található. A növényzet összetétele korányári aszpektusban, 1 m élhosszúságú kvadrátok segítségével lett meghatározva, évente követve az esetleges változásokat.

A kijelölt pontokon PONSEL típusú redoxpotenciál-, illetve pH-mérők kerültek kitelepítésre. Ezek előnye, hogy hosszú távon és sűrűn képesek automata adatgyűjtésre, hátrányuk, hogy az elektródák védőburka miatt a közvetlen gyökérkörnyezetben nem tudják érzékelni a változásokat. Ezért a korábban használt TESTO 230 típusú műszereket is telepítettük az adatok összehasonlítása végett. Mindkét műszerrel 4 napon keresztül percenként rögzítettük az értékeket.

A talajoldat-mintákat 4 cm átmérőjű, az alsó szekcióban 15 cm-es, vízszintes, perforált gyűjtőtérrel ellátott, saját fejlesztésű talajvízgyűjtő kutakból vettük a gyökérkörnyezetből (0-30 cm mélységben, az egyes pontokban eltérő talajvízszint-mélység miatt), két órás időközönként. A fémanalízishez gyűjtött vízmintákat 1,5 pH-n, salétromsavval, a szén és nitrogénanalízishez használtakat fagyasztással (-20°C) tartósítottuk. Az oldott vas- és mangánkoncentrációkat Perkin-Elmer fl-AAS-sel, az oldott szerves széntartalmat (DOC) Tekmar Dohrmann Apollo 9000 C/N analizátorral mértük.

A talaj szilárd fázisáról a talajvíz kutak furatanyagából jutottunk információhoz. A jelen dolgozatban megemlítésre kerülő ásványos összetétel a finomföld-frakció XRD-analízisével lett meghatározva.

Eredmények és megvitatásuk

A korábbi években a kutatás elsődleges célja a talajjellemzők alakulásnak megfigyelése, és klimatikus paraméterekkel (amelyek a növényzet anyagcseréjét alakítják), valamint a talajoldat makroelem-tartalmával való kapcsolat keresése volt. A szakirodalmi adatokkal ellentétben (DUŠEK et al. 2008) a redoxpotenciál alakulása nem mutatott a megvilágítás mértékétől függő napi dinamikát: alakulása trendszerű volt, és a növényzetben mért párolgással mutatta a legszorosabb kapcsolatot. Évszakos változásokat egy másik helyszínen, a Tolnai-dombság egy felvízi mocsárterén, hasonló ökotópokban sikerült megfigyelni: a téli időszakban oxidatívabb, nyáron redukzívabb állapotok uralkodtak. Kulcsparaméternek a talajhőmérséklet adódott, amely alapvetően a növénytakaró vastagságától függ. Erre utalnak a kaszálási események, illetve időszakos szárazságok okozta oxidatívabb időszakok. A talajoldat makroelem-tartalma sok esetben igen intenzíven változott akár egy napon

belül is, de semmilyen klimatikus paraméterrel nem lehetett kapcsolatba hozni a változást.

A batch scale kísérletek során a talajoldat vastartalmának növekedését egyértelműen a redoxpotenciál csökkenésével párhuzamosan állapították meg, mégpedig kb. -100 – +200 mV között. Ekkor alakul át az oldhatatlan csapadékokat képező Fe^{3+} vízben oldható Fe^{2+} -sá, és jelenik meg a talajoldatban. Az oldott szerves szénformák nagy koncentrációja is befolyásoló tényező lehet, hiszen a talajbaktériumok számára elektron-donorként funkcionálnak a vegyületek, így módosítják a vas oldékonyságát (FILEP GY.– FÜLEKY GY. 1999). A mi vizsgálataink sem ezt a befolyásoló hatást, sem a $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ redoxrendszer működésének állandó (akár a szakirodalmi adattól eltérő) redoxpotenciál-tartományát nem tudták egyértelműen kimutatni. A rendszer sokkal bonyolultabbnak bizonyult a fenti két tényező eredőjénél.

1. táblázat A mérési pontok talajának összetétele

	M1	M2	M3	M4
TOC (%)	2,9155	5,434	15,26	25,16
SOM (%)	5,19	9,67	27,16	44,78
Fe (%)	2,55	2,91	10,59	10,59
CaCO ₃ (%)	3,20	3,50	7,69	33,20
Kvarc	++	++	+	+
K-Földpát	+	+	+	-
Szmektit	+	+	+	+
Kalcit	++	++	+	+
Dolomit	+	+	-	-
Goethit	-	-	+	+
Sziderit	-	+	-	-
Vivianit	-	-	+	+

(Jelmagyarázat: TOC% – összes szerves szénmennyiség a száraz tömeg %-ában;
SOM% – a talaj szervesanyag-tartalma a száraz tömeg %-ában; + – jelen van a talajmintában, ++ – a minta fő tömegét alkotja)

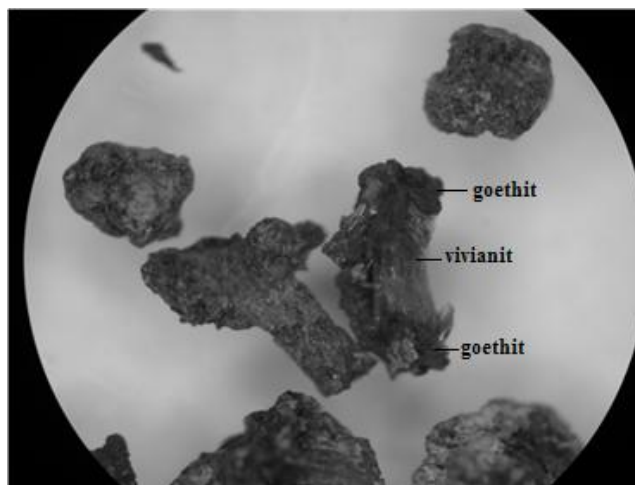
2010-ben és 2011-ben folytatódott a korányári monitorozás a területen. A kutatás továbbá kiegészült a talaj szilárd fázisának vizsgálatával, hogy jobban lássuk, pontosan milyen formában fordul elő a vas és a mangán a talajban, hiszen ez nagymértékben befolyásolja az oldékonyságot. Az 1. táblázat mutatja a szilárd fázis tömegszázalékos összetételét a legfontosabb ásványi alkotókra az egyes pontokban.

Ez Bár az M1-M2, és az M3-M4 pontokban ugyanazon talajtípusokat határoztuk meg, a talaj ásványi fázisának összetétele számos alkotó szempontjából markánsan különbözik (pl. szerves anyag-, karbonát tartalom).

az ökotópokban lejátszódó különböző, vagy különböző ütemben lejátszódó folyamatokra utal. Az M2, M3 pontban, ahol a vízhatás már erősebb volt, szemmel is jól látható volt a talajvízszinten húzódó rozsdás színű réteg, amelyben a magas vízszintnél oldatba menő és a víz visszahúzódsakor mélybe vándorló vas a levegő hatására ismét kicsapódott és összegyűlt. Az XRD-analízis szerint az M2 pontban szideritként (FeCO_3), míg az M3-M4 pontban goethitként (FeOOH) jelent meg az oxidált vas. A redukált vas az M1-M2 pont mélyebb rétegeiben (kb. 60 cm mélységtől, ahol a víz állandóan jelen van a talajszemcsék között) ún. *green rust* (fougerite) bevonatot képez a homokszemcsék felületén, míg a láptalaj mélyebb szintjeiben (kb. 40 cm mélységtől) vivianitot ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$) találtunk. A mélyebb szintekből gyűjtött furatminták ferro-vasa a levegőre kerülve azonnal elkezdett oxidálódni, ami során a vivianit kristályok felületén goethit képződése indult meg (2. ábra).

A 3. ábra grafikonjai a vas talajoldatban mért koncentrációit ábrázolják a redoxpotenciál függvényében, összesítve az eddigi mintavételezések adatait. A görbéken megjelöltük a vaskoncentráció-csúcsokhoz tartozó redoxpotenciál értékeket.

Látható, hogy minden egyes pontban más és más redox potenciál-tartományban nőtt meg a vas koncentrációja. Ezen adatokból három ilyen tartományt lehet megállapítani: + 300 mV környékén (+268 (M1) és +317 mV-os (M3) csúcsok alapján), 0-100 mV környékén (+81 mV (M1), +8 mV (M2) és az M4 alapján), valamint -160 mV környékén (-159 (M2) és -161 mV-os (M3) csúcs alapján). A szakirodalomban található igen tág, -100 - +200 mV-os tartományba ezek részben beleesnek, ám pozitív és negatív irányban is megfigyelhető kb. 100 mV-nyi kitolódás. A területi különbségek feltételezhető oka a magasabb rendű növényzet mintázatában és az azok gyökérfelületéhez kapcsolódó mikrobiális életközösségekben keresendő.

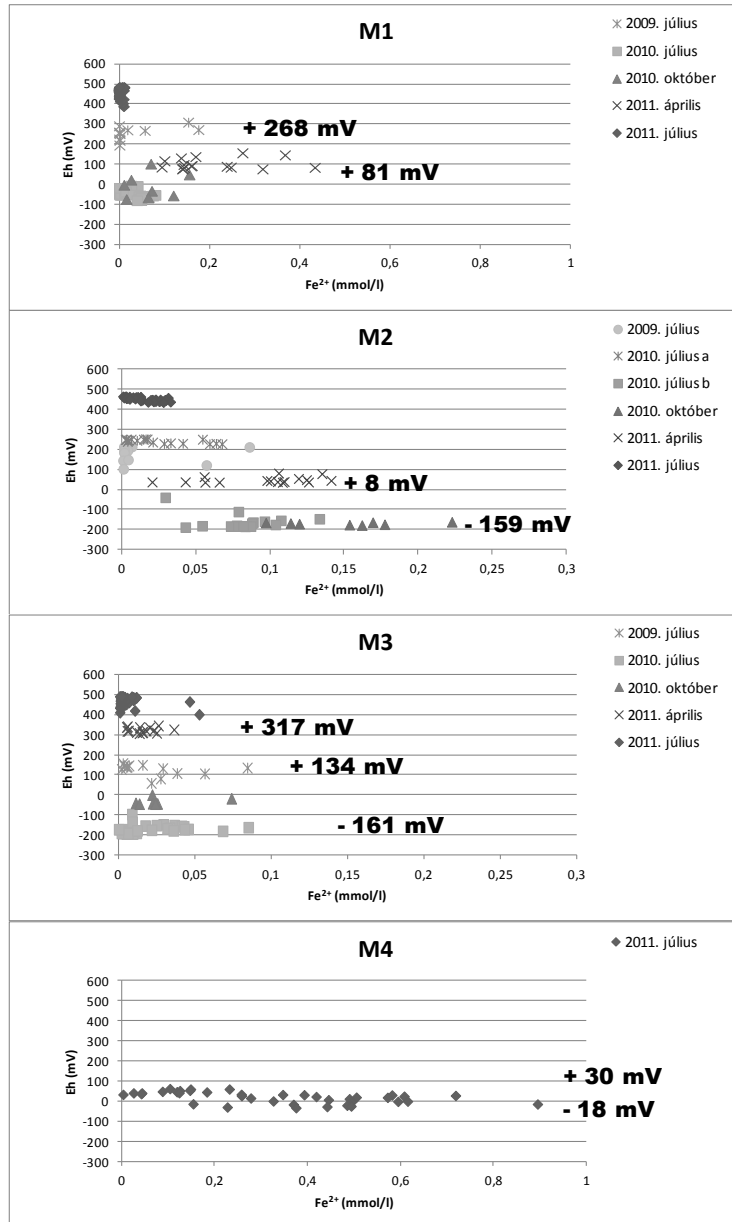


6. ábra A mintavételi hellyel analóg környezetből gyűjtött (a mintaterületől mintegy 500 m-re) gyűjtött mintáról készült 10x nagyítású fénymikroszkópos felvétel
(Balázs Réka)

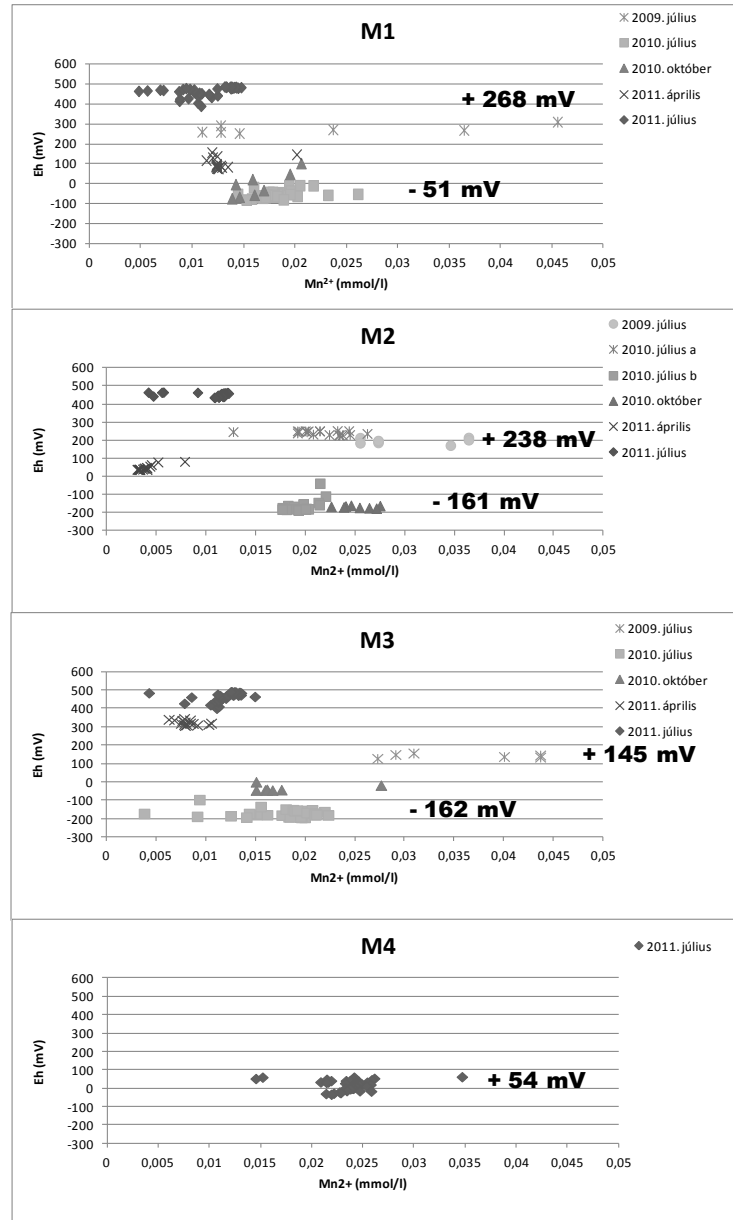
A szakirodalmi adatokkal egyezően a redukтивabb környezet általánosan fokozza talajoldat fémtartalmát, de itt is megfigyelhetők az ökotópok különbségei. Pl. az M3 pontban még a legkedvezőbb körülmények között sem jutott annyi vas a talajoldatba, mint a szomszédos pontokban, amelynek nem a talaj lokálisan kis vastartalma volt az oka (ld. *I. táblázat*).

A várttal ellentétben ezek a koncentrációk nem telítési görbe jellegűek, hanem inkább haranggörbe-szerűek, azaz a vaskoncentráció a redukтивabb környezetben is elkezd csökkenni, ami az oldatfázisból való újabb eltávozást jelzi. Ezt -50 mV-nál sziderit (ROH, Y. C. et al, 2003) míg -180 mV alatt vivianit (NRIAGU, J. O. 1972) képződése magyarázhatja meg, amelynek nyomait meg is találtuk a szilárd fázis vizsgálatakor.

Évszakos dinamika csupán a redoxpotenciál változásán figyelhető meg a 2010. július – 2010. október – 2011. április sorozatban. Eszerint a nyári időszakban mutatkoznak a legredukтивabb viszonyok, amelyek megőrződnek ősszel is. Tavasszal ezeknél minden pontban magasabb értékeket mértünk. A legoxidatívabb környezet érdekes módon 2011 júliusában volt, ennek magyarázata a terület sajnálatos kiszáradása, a vízhatás tartós csökkenése.



7. ábra A vaskoncentráció és a redoxpotenciál összefüggései 2009-2011.



8. ábra A mangánkoncentráció és a redoxpotenciál összefüggései 2009-2011.

A 4. ábrán látható grafikonokon a vashoz hasonló módon ábrázoltuk a talajoldatban mérhető Mn^{2+} koncentrációit a Eh függvényében. A vaséhoz képest mintegy tízedes akkora koncentrációk a mangán kisebb gyakoriságából adódnak (1. táblázat). Az elemzéskor csak a 0,02

mmol/l-nél nagyobb értékeket vettük figyelembe, mert ez alatt a mérési módszer érzékenysége nem teszi lehetővé a pontos meghatározást.

A Mn^{2+}/Mn^{4+} redoxrendszer működési tartományát +100 - +250 mV között állapították meg (FILEP GY.– FÜLEKY GY. 1999). Mi – a vashoz hasonlóan – itt is több aktivitási tartományt különítettünk el: 200-300 mV között (a +268 (M1) és 238 mV-os (M2) maximumok alapján), 0 mV környékén (-51 (M1) és + 54 mV (M4) alapján), illetve -160 mV környékén (-161 (M2) és -162 mV-os (M3) csúcsok). A koncentrációk alapján ezek közül az elsőben a „legeredményesebb” a mangánredukció, amely részben egyezik a szakirodalmi tartománnyal. A többi tartományban éppen csak észrevehető a növekedés, ezért elképzelhető, hogy a mangán redukciója ilyen körülmények között a vas oldódásához kapcsolódva megy végbe.

Következtetések

Eddigi terepi méréseink lehetővé tették, hogy több adattal, nagyobb rálátásunk legyen a ceglédberceli mocsárréten végbemenő folyamatokra. Megállapítottuk, hogy a vas oldódása több fázisban megy végbe, és hogy nem marad oldatban, hanem más formában újból kicsapódik. Az oldódási Eh-tartományok, illetve az ásványi formák ökotóponként eltérőek voltak, amelynek elsősorban a növényzet, illetve a kapcsolódó talaj-mikrobióta lehet az oka (BADRI, D. V. et al. 2009). Jó lenne, ha a területen észlelhető teljes Eh-tartományban lennének koncentráció-adataink is, hiszen ez jobban mutatná az oldékonysági tartományok karakterisztikáját, ám (pl. egy teljes éven át tartó) folyamatos mintavétel megszervezése meghaladta eddigi lehetőségeinket.

Évszakos dinamikát sikerült megfigyelni: a korábbi eredményekhez hasonlóan a nyári időszakban uralkodnak a legreduktívabb állapotok, tavasszal sokkal átlegezőzöttebb a talaj. Ennek pontos oka még nem tisztázott: az eltérő aszpektus, intenzívebb anyagcsere, esetleg valamilyen klimatikus tényező okozhatja.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást az OTKA K100180 és K100181 pályázata támogatta. A szerzők köszönetet mondanak Ceglédbercel Önkormányzatának a terepi munkához nyújtott segítségért, és Plutzer Lénárdnak a terület biztosításáért.

Irodalomjegyzék

- BADRI, D. V., WEIR, T. L., VAN DER LELIE, D., VIVANCO, J. M. 2009. Rhizosphere chemical dialogues: plant-microbe interactions. *Current Opinion in Biotechnology* **20**. 642-650.
- DOLINAR, N. & GABERŠČIK, A. 2010. Mycorrhizal colonization and growth of *Phragmites australis* in an intermittent wetland. *Aquatic Botany* **93**. 93-98.
- DUŠEK, J., PICEK, T., CÍZKOVÁ, H., 2008. Redox potential dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment: Diel, seasonal and spatial fluctuations. *Ecological Engineering* **34**. 223-232.
- FARSANG A., CSER V., BARTA K., MEZŐSI G., ERDEI L., BARTHA B., FEKETE L., POZSONYI E. 2007. Indukált fitoextrakció alkalmazása extrém szennyezett földszerű anyagon. *Agrokémia és Talajtan* **56** (2) 317-332.
- FILEP GY., FÜLEKY GY. 1999. A talaj kémiai tulajdonságai In: Stefanovits P. (szerk.) *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 86-129.
- FU, S., CHENG, W., SUSFALK, R. 2002. Rhizosphere respiration varies with plant species and phenology: A greenhouse pot experiment. *Plant and Soil* **239**. 133-140.
- NRIAGU, J. O. 1972. Stability of vivianite and ion-pair formation in the system $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2\text{-H}_3\text{PO}_4\text{-H}_2\text{O}$. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. **36** (4). 459-470.
- REID, R. J. 2001. Mechanisms of micronutrient uptake in plants. *Aust.J.Plant Physiol.* **28**. 659-666.
- ROH, Y. C., ZHANG, L., VALI, H., LAUF, R. J. ZHOU, J., PHELPS, T. J. 2003. Clays and clay Minerals, **51** (1). 83-95
- SZABÓ, SZ., SZABÓ, GY., FODOR, CS., PAPP, L. 2008. Investigation of two sewage disposal sites from the aspect of environmental impacts on soil and groundwater in the County of Hajdú-Bihar (Hungary). *Moravian Geographical Reports* **16**. 37-45.
- SZALAI Z., KISS K., HORVÁTH-SZABÓ K., JAKAB G., NÉMETH T., SIPOS P., FEHÉR K., SZABÓ M., MÉSZÁROS E., MADARÁSZ B., 2011. A vas oldékonyságának évszakos és napszakos dinamikája típusos réti talajban és tőzeges láptalajban. *Talajvédelem különszám*. 167-175.
- WIESSNER, A., KAPPELMEYER, U., KUSCHK, P., KÄSTNER, M. 2005. Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland. *Water Research* **39**. 248-256.

Néhány tápanyag-utánpótlási mód hatása egy csernozjom talajra tenyészedenyes kísérletben

Jakab Anita – Balláné Kovács Andrea – Sándor Zsolt – Tállai Magdolna –
Kátai János

Debreceni Egyetem, Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma,
Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar,
Agrokémiai és Talajtani Intézet, 4032 Debrecen, Böszörményi út 138.

Összefoglalás

A DE AGTC MÉK Agrokémiai és Talajtani Intézet tenyészházában, tenyészedenyes kísérletben vizsgáltuk néhány tápanyag-utánpótlási mód hatásait mészlepedékes csernozjom talajon (Debrecen, Látókép). A kísérletben egy műtrágya, három baktériumkészítmény (Bactofil A10, EM-1 és Microbion UNC) és búzaszalma talajba keverésével vizsgáltuk azok talajra és tesztnövényre gyakorolt hatását. A kísérletet két évben állítottuk be, azonos körülmények között (2010-2011). Tesztnövényeként angolperjét (*Lolium perenne*, L.) alkalmaztunk, amely jól mutatta a talajban lezajló folyamatokat. Jelen dolgozatunkban az alkalmazott kezelések egyes talaj paraméterre és tesztnövény biomasszájára kifejtett hatását ismertetjük, miként alakultak a kísérlet különböző éveiben.

Summary

Some methods of nutrient supply were studied on calcareous chernozem soil in the greenhouse of the Institute of Agricultural Chemistry and Soil Science, University of Debrecen. The impact of an artificial and three bacterial fertilizers (Bactofil A, EM-1 and Microbion UNC) and chopped wheat straw were studied in pot experiment. The experiment was set up under the same conditions in 2010 and 2011. The testplant applied was perennial ryegrass (*Lolium perenne*, L.), which clearly showed the changes in the soil. In this paper, the effects of treatments applied were studied on some parameters of soil and biomass of testplant.

Bevezetés

A fenntartható növénytermesztés esetében a hangsúly a talaj állapotát kímélő és megőrző művelési módok megválasztására, a vetésváltás megfelelő alkalmazására, valamint az alternatív tápanyag-utánpótlás, környezetbarát anyagok tápanyagként történő felhasználására helyeződik. Talajaink termékenységének biztosításában a mikrobiológiai szervezetek nagyon fontos szerepet töltenek be (SZILI-KOVÁCS & TAKÁCS, 2008). Hazánkban az 1960-as évektől terjedt el a mikrobiológiai készítmények mezőgazdasági felhasználása (MANNINGER & SZEGI, 1963). Számos kutatásban vizsgálták a

különböző összetételű oltóanyagok talaj tulajdonságokra, valamint növényre kifejtett hatásait. Főként pozitív hatás jelentkezett az oltóanyagok műtrágyával kombinált kezeléseiben IBRAHIM (1993), KUMAR et al., (1999), MAKÁDI et al., (2007), AFZAL et al., (2010), LEAUNGVUTIVIROJ et al., (2010), DADNIA et al., (2010) kutatásainál. Ezzel ellentétben gátló hatást tapasztalt MISRA & NAIDU (1990) és SCHWEINSBERG-MICKAN & MÜLLER (2009). Azonban a talajban élő mikroorganizmusok számának meghatározása nem jelzi megfelelően a mikrobiális biomasza tényleges mennyiségét, mely lényeges szerepet tölt be egyes növényi tápelemek (C, N) átalakulásában és felvehetőségében. A talaj CO₂-termelésének és a mikrobiális biomasza-C tartalmának tanulmányozása, mint a talajok C forgalmának egyes elemei, bővebb információt nyújthatnak talajainkban zajló mikrobiológiai folyamatokról, állapotokról. Ezt támasztják alá SZILI-KOVÁCS & SZEGI (1992), TÖRÖK et al. (2000), CSITÁRI & HOFFMAN (2005), KÁTAI et al. (2005), SZILI-KOVÁCS et al. (2008) és TÁLLAI (2011) kutatásai. Jelen dolgozatban a talaj C forgalmának egyes elemeit vizsgáltuk 2010-ben és 2011-ben beállított tenyészedenyes kísérletben. Mértük a talajok összes-baktériumszámát, CO₂ termelését, mikrobiális biomasza-C tartalmát (CFI), valamint a tesztnövényként alkalmazott angolperje száraz tömegét.

Vizsgálati anyag és módszer

A tenyészedenyes kísérletet a DE AGTC MÉK Agrokémiai és Talajtani Intézet tenyészházában állítottuk be 2010 májusában és 2011 áprilisában mészlepedékes csernozjom talajon (Debrecen, Látókép). Az alkalmazott talaj fontosabb tulajdonságai 2010-ben a következők voltak: K_A: 38; leiszapolható rész: 51%; pH_{KCl}: 5,5; pH_{H2O}: 6,6; Hu%: 2,8; AL-P₂O₅: 140mg kg⁻¹; AL-K₂O: 316mg kg⁻¹. Mérési eredményeink alapján a gyengén savanyú, vályog fizikai féleségű kísérleti talaj nitrogénnel és foszforral közepesen, káliummal jól ellátott. 2011-ben: K_A: 37,5 (vályog kötöttség); Leiszapolható rész: 51%; pH_{KCl}: 5,5; pH_{H2O}: 6,6; Hu%: 2,8; AL-P₂O₅: 312mg kg⁻¹; AL-K₂O:360 mg kg⁻¹. A tulajdonságok alapján megállapítottuk, hogy talajunk jó nitrogén, és nagyon jó foszfor és kálium ellátottsággal rendelkezett.

A kísérlet tesztnövénye mindkét évben angolperje (*Lolium perenne*, L.) volt. A tenyészedenyekbe 1-1 kg légszáraz talajt mértünk be. Edényenként 0,6g angolperje magot vetettünk el. A tenyészedenyek talajfelülete körülbelül 50cm²-nek felelt meg. A tenyészedenyeket éjszaka és eső idején tető alatt tartottuk. A perje csírázását követően a tenyészedenyeket minden nap a szabadföldi vízkapacitás 60%-ra öntöttük, tömeg-kiegészítés alapján. A kísérlet éveiben mért hőmérsékleti átlagértékeket, illetve azok eltéréseit a 30 éves átlagtól az 1. táblázatban ismertetjük.

A műtrágyás kezelésben a nitrogént NH_4NO_3 ($0,2857\text{g edény}^{-1}$), a foszfort KH_2PO_4 ($0,1915\text{g edény}^{-1}$), a káliumot pedig KH_2PO_4 ($0,1915\text{g edény}^{-1}$) és K_2SO_4 formájában ($0,0625\text{g edény}^{-1}$) adagoltuk ki. A szalmakezelés és kombinációi esetében 3g körülbelül 1cm-es mérettartományú, aprított szalmát alkalmaztunk edényenként, amely 7 t ha^{-1} mennyiségnek felelt meg. A Bactofil A és EM-1 baktériumtrágyákat kétezerszeres hígítás után kevertük a talajba edényenként 20 és 15 cm^3 oldatban. A kísérletben a Microbion UNC mikrobiológiai oltóanyagot $0,01\text{ g}$ mennyiségben adtuk ki edényenként. Az alkalmazott baktérium készítmények a hektáronként ajánlott kijuttatandó adag (Bactofil A esetében 15 liter ha^{-1} , EM-1 30 liter ha^{-1} és Microbion UNC 3 kg ha^{-1}) kétszeresének feleltek meg.

A kísérlet felszámolásakor (8. hét elteltével) a növényi és talajminták begyűjtésére került sor. A növényi minták begyűjtését követően 50°C -on való tömegállandóságig történő szárítást követően meghatároztuk azok száraz tömeg átlagértékeit. A talaj összes-baktériumszámát (húsleves-agar táptalaj) lemezöntéses eljárással állapítottuk meg (SZEGLI, 1979). A talaj CO_2 termelését WITKAMP (1966. cit. SZEGLI, 1979) szerint végeztük. A talaj mikrobiális biomassza-C tartalmát kloroform fumigációs eljárással, inkubáció (CFI) elvégzését követően határoztuk meg JENKINSON & POWLSON (1979) módszere alapján.

A kísérletet véletlen blokk elrendezésben állítottuk be, kezelésként három ismétlésben, amely összesen 36 edényt jelentett. Az eredmények átlagértékei között statisztikailag igazolható eltérések vizsgálatához TOLNER et al. (2008) statisztikai adatelemzésének egytényezős varianciaanalízisét alkalmaztuk, amelyben meghatároztuk az eredmények átlagértékeit, 5%-os szignifikáns differencia értékeit. Az adatok közötti kapcsolatok jellegét a MS Office 2003 statisztikai adatelemzésének korreláció analízisével elemeztük (SVÁB, 1967).

1. táblázat *Hőmérsékleti átlagértékek*

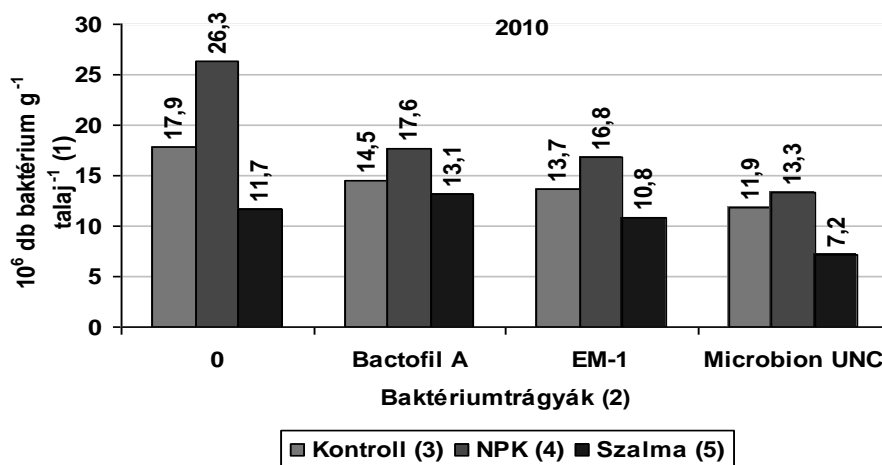
	Havi átlag-hőmérséklet ($^\circ\text{C}$) 2010 (1)	Havi átlag-hőmérséklet ($^\circ\text{C}$) 2011 (2)	30 éves átlag-hőmérséklet ($^\circ\text{C}$) (3)	Eltérés a 30 éves átlagtól ($^\circ\text{C}$) 2010 (4)	Eltérés a 30 éves átlagtól ($^\circ\text{C}$) 2011 (5)
Április (6)	11,59	12,18	10,70	-0,89	-1,48
Május (7)	16,59	16,39	15,80	-0,79	-0,59
Június (8)	19,68	20,45	18,80	-0,88	-1,65
Átlag (9)	15,95	16,34	15,10	-0,85	-1,24

*Forrás: Dr. Ráthonyi Tamás mérései alapján (*Source: Measurements of Dr. Tamás Ráthonyi.)

Table 1. The average values of temperature. (1) Average temperature of month in 2010 and (2) in 2011 (3) Average temperature of 30 years (4) Deviation of the average temperature of 30 years in 2010 and (5) in 2011 (6) April (7) May (8) June (9) Mean.

Vizsgálati eredmények

A összes-baktériumszámot (1. ábra) NPK műtrágyázás növelte, míg szalma talajba keverésével szignifikánsan csökkentette 2010-ben. Mindhárom baktériumtrágya kijuttatása mellett a baktériumszám csökkenését figyeltük meg. A műtrágya+baktériumtrágya kombinációk a műtrágyázáshoz képest szignifikáns csökkenést eredményeztek. A szalma+baktériumtrágya kombinációk a szalmakezeléshez viszonyítva egy esetben növelték a baktériumszámot (szalma+Bactofil A), minden más esetben csökkenést mértünk.

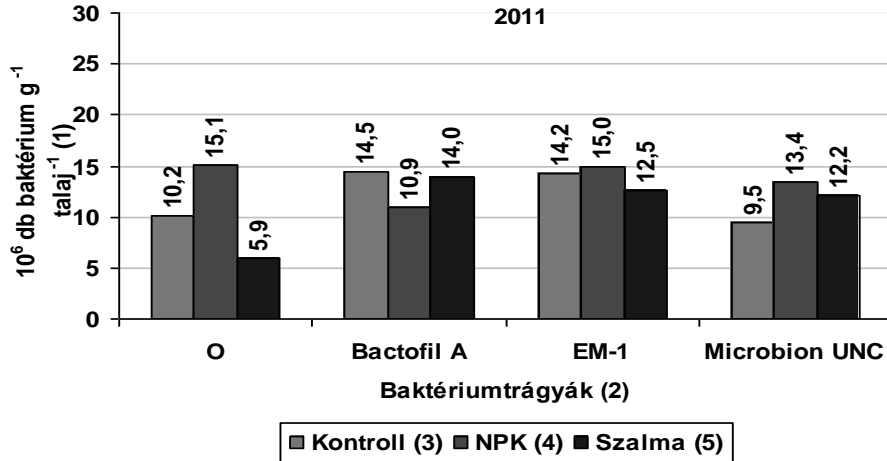


1. ábra Az összes-baktériumszám 2010-ben (SzD_{5%}-0,37)

Figure 1. The total number of bacteria in 2010 (LSD_{5%}-0.37)

(1) 10⁶ db g⁻¹ soil⁻¹ (2) Bacterial fertilizers (3) Control (4) NPK fertilizer (5) Wheat straw treatments.

2011-ben (2. ábra) az NPK műtrágyázás növekedést, szalmakezelés szignifikánsan csökkenést eredményezett az összes-baktériumszámában. A Bactofil A és EM-1 kezelések szignifikánsan növelték, a műtrágya+baktériumtrágya kombinációk csökkentették, míg a szalma+Bactofil A kezelés szignifikánsan növelte a baktériumok mennyiségét.

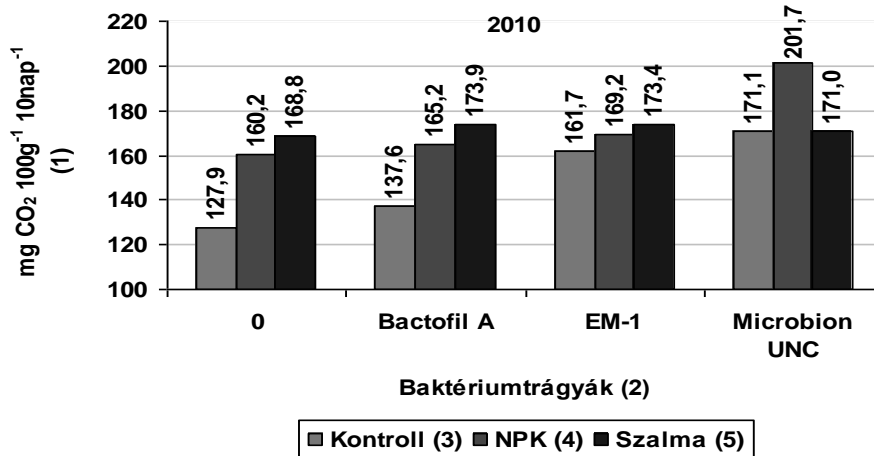


2. ábra Az összes-baktériumszám 2011-ben (SzD_{5%}-0,24)

Figure 2. The total number of bacteria in 2011 (LSD_{5%}-0,24)

(1) 10^6 db g^{-1} soil $^{-1}$ (2) Bacterial fertilizers (3) Control (4) NPK fertilizer (5) Wheat straw treatments.

A talaj CO_2 -termelését 2010-ben (3. ábra) a kezeléskombinációk minden esetben növelték. A hatás azonban csak a műtrágya, NPK+EM-1 és NPK+Microbion UNC kezeléseknél volt szignifikáns.



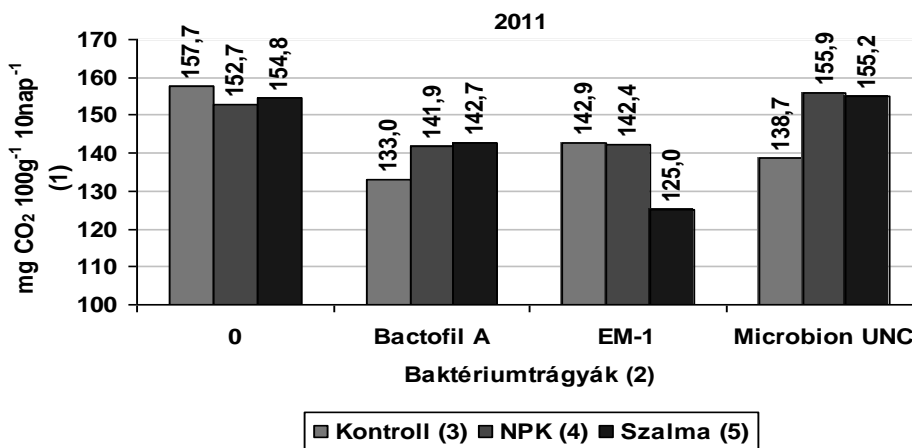
3. ábra A talaj CO_2 termelése 2010-ben (SzD_{5%}-6,02)

Figure 3. The CO_2 production of soil in 2010 (LSD_{5%}-6,02)

(1) $mg CO_2 100g^{-1} 10day^{-1}$ (2) Bacterial fertilizers (3) Control (4) NPK fertilizer (5) Wheat straw treatments.

2011-ben (4. ábra) a kezelések csökkenést eredményeztek szinte minden esetben, kizárólag az NPK+Microbion UNC kombinációnál tapasztaltunk

szignifikáns növekedést. A szalma+Microbion UNC kezelés kivételével szignifikáns csökkenést mértünk.

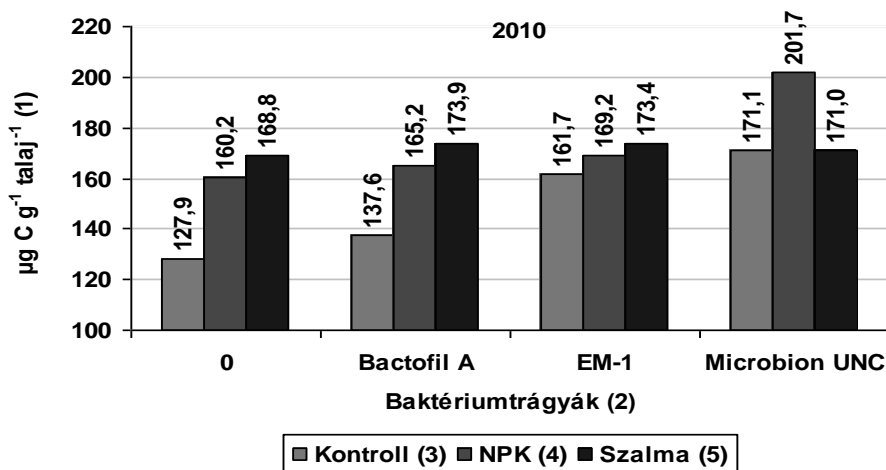


4. ábra A talaj CO₂ termelése 2011-ben (SzD_{5%}-1,67)

Figure 4. The CO₂ production of soil in 2011 (LSD_{5%}-1.67)

(1) mg CO₂ 100g⁻¹ 10day⁻¹ (2) Bacterial fertilizers (3) Control (4) NPK fertilizer (5) Wheat straw treatments.

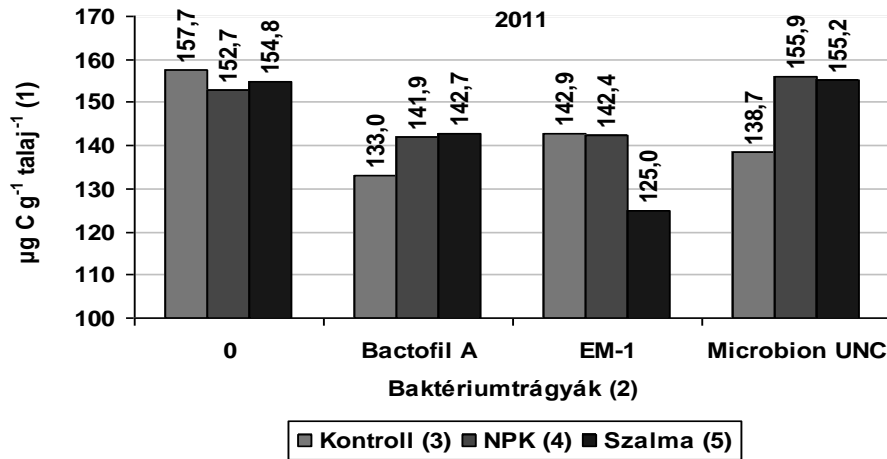
A mikrobiális biomassza-C mennyisége 2010-ben (5. ábra) minden kezeléskombináció esetében szignifikánsan nőtt.



5. ábra A mikrobiális biomassza-C mennyisége 2010-ben (CFI) (SzD_{5%}-2,92)

Figure 5. The microbial biomass-C content in 2010 (CFI) (LSD_{5%}-2.92)

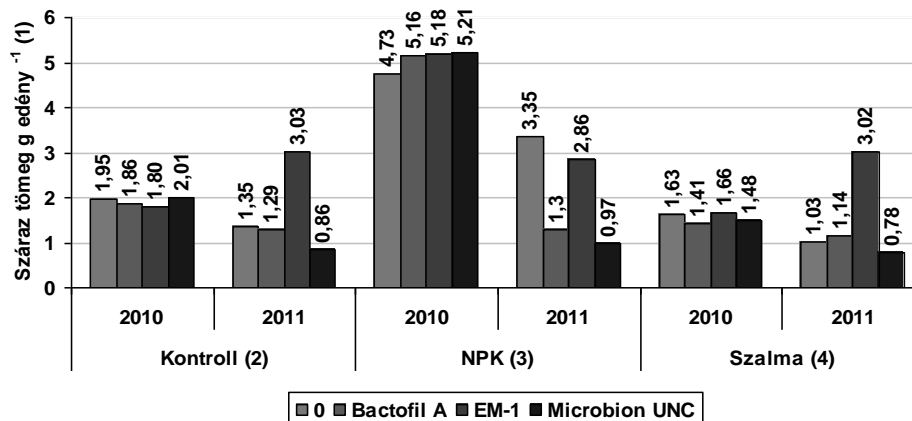
(1) µg C g⁻¹ soil⁻¹ (2) Bacterial fertilizers (3) Control (4) NPK fertilizer (5) Wheat straw treatments.



6. ábra A mikrobiális biomassza-C mennyisége 2011-ben (CFI) (SzD_{5%}-2,17)
 Figure 6. The microbial biomass-C content in 2011 (CFI) (LSD_{5%}-2.17)
 (1) $\mu\text{g C g}^{-1} \text{ soil}^{-1}$ (2) Bacterial fertilizers (3) Control (4) NPK fertilizer (5) Wheat straw treatments.

2011-ben (6. ábra) szignifikáns csökkenést okozott a műtrágyázás és a szalma kijuttatás. A baktériumtrágyázás önmagában és műtrágyával kombináltan hasonlóan csökkentette a mikrobiális biomassza-C mennyiségét a NPK+Microbion UNC kezelés kivételével. A szalma+baktériumtrágya kezelések szignifikáns csökkenést okoztak, a szalma+Microbion UNC kezeléskombináció kivételével.

A növényi száraz tömegek (7. ábra) 2010-ben a műtrágyázással, a műtrágya+baktériumtrágya kezelésekkel szignifikánsan növekedtek. A szalma önálló kijuttatása és baktériumtrágyákkal kombináltan szignifikáns csökkenést eredményezett. 2011-ben a műtrágyázás, EM-1 baktériumtrágyázás, az NPK+EM-1 kezelés és a szalma+EM-1 kombináció alkalmazása szignifikáns növekedést eredményezett. Az EM-1 készítmény önálló és kombinált kezeléseit pozitív hatásuk miatt emeljük ki.



7. ábra A növényi száraz tömeg átlagértékek 2010-2011
(SzD_{5%} 2010= 0,83; 2011= 0,28)

Figure 7. The average values of dry mass of ryegrass, 2010-2011 (LSD_{5%} 2010=0.83, 2011=0.28)

(1) Dry mass g pot⁻¹ (2) Control (3) NPK fertilizer (4) Wheat straw treatments without and with bacterial fertilizers (without and with Bactofil A, EM-1 and Microbion UNC).

Következtetések

Eredményeink alapján megállapítottuk, hogy a mikrobiológiai készítmények a kezelések többségénél pozitívan befolyásolták a vizsgált paramétereket. Mindkét vizsgálati évben tapasztaltuk pozitív hatásukat mind a talaj, mind a növényi paraméterek esetében. Eredményeink közötti kapcsolatok jellegét korreláció analízissel támasztottunk alá.

Megállapítottuk, hogy 2010-ben pozitív szoros összefüggés volt megfigyelhető a talaj CO₂-termelése és a mikrobiális biomasz-C tartalma között (r=0,898). Negatív, közepes összefüggést tapasztaltunk az összes-baktérium szám és a talajlégzés (r= -0,574), valamint az összes-baktériumszám és a mikrobiális biomasz-C (r = -0,643) mennyisége között. Pozitív, közepes kapcsolat állt fenn a növényi száraz tömeg és a talaj összes-baktériumszáma között (r=0,528). Pozitív, közepes kapcsolatot figyeltünk meg a kezelések és talajlégzés (r=0,657), illetve a kezelések és a mikrobiális biomasz-C mennyisége (r=0,695) között.

2011-ben negatív közepes kapcsolatot tapasztaltunk a talajlégzés és a mikrobiális biomasz-C között (r = -0,653).

Főbb megállapításaink a következők:

- * A műtrágyázás szignifikáns változást eredményezett 2010-ben minden, 2011-ben szinte minden esetben (a CO₂ és mikrobiális biomassza-C (CFI) kivételével).
- * A szalma kijuttatása kizárólag a talajlégzést és a mikrobiális biomassza-C mennyiségét fokozta 2010-ben.
- * A baktériumtrágyázás növelte a talaj CO₂-termelését, mikrobiális biomassza-C mennyiségét, és a növényi száraz tömeget 2010-ben. 2011-ben az összes-baktériumszámot (Bactofil A, EM-1) és a növényi száraz tömeget (EM-1) illetően jelentkezett kedvező hatásuk.
- * A műtrágya+baktériumtrágya kezeléskombinációk szinte minden esetben pozitív hatást eredményeztek (összes-baktériumszám kivételével a 2010 és 2011 években is).
- * A szalma+baktériumtrágya kezeléseknél mindkét tenyészévben a legtöbb paramétert esetében növekedést, eközben a növényi biomassza csökkenését tapasztaltuk.

Irodalomjegyzék

- AFZAL, A., BANO, A. & FATIMA, M., 2010. Higher soybean yield by inoculation with N-fixing and P-solubilizing bacteria. *Agronomy for Sustainable Development*. **30**. 487–495.
- CSITÁRI G. & HOFFMAN S., 2005. Comparative study on soil biological parameters at a longterm field experiment. *Archives of Agronomy and Soil Science*. **51**. 563–569.
- DADNIA, M. R., ASGHARZADEH, A. & POOR, S. L., 2010. Effect of organomineral fertilizer (Pseudomonas, Azospirillum and Azotobacter) on nutrient uptake by wheat (Triticum aestivum L.) crop. *Research on Crops*. **11**. 620–623.
- IBRAHIM, N., A., 1993. Role of biofertilizers in maintaining and restoring soil fertility as a main aid for sustainable increase in crop production. *Agrokémia és Talajtan* **42**. 121–126.
- JENKINSON, D.S. & POWLSON, D.S., 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soils. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* **27/8**. 209–213.
- KÁTAI J. – VÁGÓ I. & LUKÁCSNÉ VERES E. 2005. Relationships between the carbon content and some microbial characteristics in the different soil types. *Cereal Res. Comm.* **33**. 389–392.
- KUMAR, V. et al. (1999): Effect of phosphate solubilizing analogue resistant mutants of *Azotobacter chroococcum* on sorghum. *Indian Journal of Agricult. Sci.* **69**. 198–200.
- LEAUNGVUTIVIROJ, C. et al. (2010): Development of a new biofertilizer with high capacity for N₂-fixation, phosphate and potassium solubilization and auxin production. *Bioscience Biotechnology and Biochemistry*. **74**. 1098–1101.
- MAKÁDI M., TOMÓCSIK A., OROSZ V., LENGYEL J., BIRÓ B. ÉS MÁRTON Á., 2007. Biogázüzemi fermentlé és Phylazonit MC baktériumtrágya hatása a silókukorica zöldtömegére és a talaj biológiai aktivitására. *Agrokémia és Talajtan* **56**. 367–378.

- MANNINGER E. & SZEGI J., 1963. A „baktériumtrágyák” alkalmazásáról tartott nemzetközi koordinációs konferencia Leningrádban. *Agrokémia és Talajtan*. **12**. 171–174.
- MISRA, A. & NAIDU, K. M., 1990. Effect of biofertilizers and their method of application on nitrogen economy in sugarcane. *Indian Journal of Agronomy*. **35**. (1–2) 120–125.
- SCHWEINSBERG-MICKAN, M. SZ. & MÜLLER, T., 2009. Impact of effective microorganisms and other biofertilizers on soil microbial characteristics, organic matter decomposition, and plant growth. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. **172**. 704–712.
- SVÁB J. (1967): *Biometriai módszerek a mezőgazdasági kutatásban*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZEGI J. (1979): *Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 250-256.
- SZILI-KOVÁCS T. & SZEGI J., 1992. Néhány Magyarországi talaj mikrobiális biomassza-C tartalmának meghatározása kloroform fumigációs és szubsztrát indukált respirációs módszerrel. *Agrokémia és Talajtan* **41**. No. 3-4. 227-239.
- SZILI-KOVÁCS T. & TAKÁCS T., 2008. A talajminőség mikrobiológiai indikációja: lehetőségek és korlátok. In: *Talajtani Vándorgyűlés, Nyíregyháza* (Szerk.: Simon, L.) 321-328. Talajvédelmi Alapítvány. Bessenyei György Könyvkiadó. Nyíregyháza.
- SZILI-KOVÁCS T., SZABÓ R., HALASSY M. ÉS TÖRÖK K. (2008): Homokpusztagyepek természetvédelmi restaurációja a talaj-nitrogén immobilizációjával. 3. Mikrobiális biomassza C és N, ásványi N értékek alakulása a 2000-2002. évek között. *Agrokémia és Talajtan* **57**. 1. 133-146.
- TÁLLAI M., 2011. Bentonit és zeolit hatása savanyú homoktalajok tulajdonságaira és biológiai aktivitásának változására. Doktori (Ph.D.) értekezés. Debrecen.
- TOLNER L. et al., 2008. Field testing of new, more efficient liming method. *Cereal Research Commun.* **36**. 543–546.
- TÖRÖK K. et al. (2000): Immobilization of soil nitrogen as a possible method for the restoration of sandy grassland. *Applied Vegetation Science*. 3. 7–14.
- WITKAMP M. (1966): Decomposition of leaf litter in relation to environment microflora and microbial respiration. In: *Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek*. 1979. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. (Szerk: SZEGI J.). Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

Erózió és művelés okozta anyagvándorlás szántóföldön

*Jakab Gergely¹, Centeri Csaba², Kiss Klaudia¹, Madarász Balázs¹,
Szalai Zoltán¹*

¹MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest

²SZIE MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő

Összefoglalás

A szántóföldi művelés meredek lejtőkön jelentősen gyorsítja az eróziót. A lehordódott feltalaj a tábla aljában akár több méter vastag humuszos réteget hozva létre halmozódik fel. Az erózió szelektivitása és az eltemetett rétegekben lezajló folyamatok miatt a szedimentálódott rétegek jelentősen különbözhetnek az eredeti művelt réteg tulajdonságaitól. Egy külső-somogyi szántó lejtőhordalék szelvényét mintáztuk, a mintákból meghatároztuk a szemcseösszetételt a szervesanyag-tartalmat, szénsavmész-tartalmat és a humuszminőséget. Ezen értékeket egymáshoz és a terület kevésbé erodált referencia szelvényének értékeihez hasonlítva becsültük az erodált és eltemetett rétegekben lejátszódó stabilizációs, mineralizációs és vándorlási folyamatok intenzitását. A mintegy 3 m mély szelvény eltemetett rétegeinek szemcseösszetételében tapasztalt változások nem egyértelműek. A szervesszén-tartalom a felszíntől távolodva fokozatosan csökken, a humuszösszetétel nem változik, azaz az eltemetődött humusz minden frakciója egyenletesen mineralizálódik, illetve e területen nem mutatható ki a humuszanyagok szelektív eróziója.

Summary

Tillage applications significantly increase soil erosion especially on steep slopes. Soil loss is generally deposited at the bottom of the arable land forming a several meters thick humic horizon. Due to selective erosion and because of the processes taken place in the profile the deeper horizons have different properties than the original topsoil has. A catena situated on forest, pasture and arable field was sampled in five points to determine the particle size distribution, CaCO₃ content, soil organic carbon and humus quality. Comparing the results with each other estimations were made to describe the mineralisation, sequestration or migration processes in the deposited soil layers. Particle size distribution changes among the layers of the three meter deep depositional profile are not tendentious. Soil organic carbon decreases with depth while humus quality does not change in the profile that means each humus fraction as a whole uniformly mineralises and there are no signs of selective organic matter erosion in the deposited horizons.

Bevezetés

A legújabb kutatások szerint a talajerózióknak – a makrotápelemek mozgatása mellett – jelentős szerepe van a globális szén körforgalomban is (KERTÉSZ & CENTERI, 2006). A felületi rétegerózió a talajok legfelső rétegét

érinti, ahol a legmagasabb a szervesszén mennyisége (KERTÉSZ, 2004). Az aggregátumok által védett szerves széntartalom a csepperózió szerkezetromboló hatására feltáródik (KERÉNYI, 1991). Mivel ez az alkotó kisebb fajsúlyú, mint az ásványi részek, ezért a megmozdított anyagban jelentős, akár az *in situ* talajhoz képest ötszörös mennyiségben (LAL, 2005) jelenik meg. E folyamat a szelektív erózió, melynek hatására a talaj nem teljes egészében erodálódik, hanem egyes, jellemzően kolloid méretű összetevői a megmozdított anyagban feldúsulnak, míg a többi talajalkotó aránya szükségszerűen lecsökken. A szerves anyag mennyisége jól korrelál a talaj agyagtartalmával (FUCHS et al. 2010), ezért a felhalmozódás térszínein nagyobb szerves szén- és agyagtartalom várható, bár ez a környezeti feltételek függvényében el is maradhat (STAVI & LAL, 2011). Egyes eső-szimulátoros mérések alapján a szén feldúsulása jelentősebb az agyagásvány dúsulásánál (WANG et al., 2010). Vonalas erózió esetén nem mutatható ki szelektivitás (SCHIETTECATTE et al., 2008).

A humusz nagyon változatos összetételű, nehezen definiálható szervesanyag, melyet leggyakrabban funkcionalitás és morfológia (ZANELLA et al. 2011), ill. kémiai összetétel (STEVENSON, 1982) alapján osztályoznak. Eltérő jellegű növényzeti borítás alatt eltérő összetételű humusz alakul ki (AIKEN et al., 1985), bár esetenként az alapkőzet és a klíma jobban hat a humusz minőségére, mint a növényzet (PONGE et al., 2011). A humusz és a talaj agyag frakciója szorosan kötődik egymáshoz, és alapvetően határozza meg a talaj tulajdonságait. A kis molekulatömegű, savas karakterű, vízdoldható, mobilis fulvósavaknak egyszerűbb az összetétele ezért velük kapcsolatban sokkal több kutatási eredménnyel rendelkezőnk (GHABBOUR & DAVIES, 2009). Ezeknek aktív ligandumuk van, ezért kationcsere kapacitásban, komplexképzésben és a talajszerkezet kialakításában is csekélyebb a szerepük mint a polimerizáltabb humuszalkotóknak, bár e tulajdonság igen intenzíven változhat az aktuális pH és kation-koncentráció függvényében (TOMBÁ CZ et al., 1996). Egyes szénfrakciók csak kis távolságra szállítódnak, mások pedig jó eséllyel eljutnak az élővizekig is. Ezzel összhangban a kisebb molekulatömegű, labilisabb formák ásványosodása is sokkal jelentősebb. Hazai, művelt, erdőtalajjal fedett területeken, a lejtés irányában megnő a kisebb molekulatömegű alkotók aránya a polimerizáltabb, értékesebb humuszanyagok rovására (BORCSIK et al., 2011). A talaj szervesszén-tartalmának feldúsulása a hordalékban időben és térben is eléggé változékonny, függ a csapadékeseményektől, a területhasználatától és az évszaktól. Esetenként a talaj szervesszén-tartalmának térbeli változékonyságát jobban befolyásolja a művelésmód, mint az erózió (ABBASZADEH AFSHAR et al., 2010)

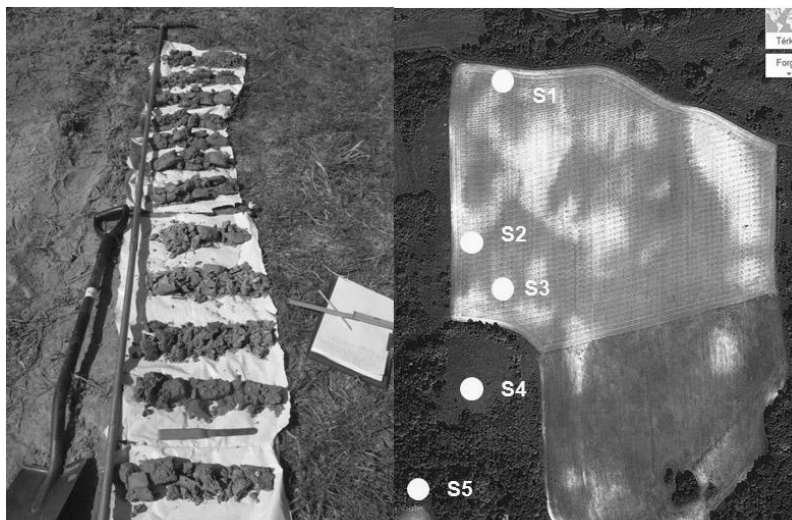
A lerakódott hordalékban található szerves szén sorsa nem pontosan tisztázott (KUHN et al., 2009). Az egyik felfogás szerint eltemetődik, és ezzel hosszútávra kikerül a körforgásból (CHAPLOT & POESEN, 2011). E szénraktár becsült nagysága mintegy 0,5–1,5 Gt év⁻¹ szén (SMITH et al., 2001). A másik felfogás alapján a hordalékban lévő szerves szén hasonló nagyságrendben (1Gt

év⁻¹) mineralizálódik, és ezzel ismét belép a körforgásba (LAL, 2003; JACINTHE et al., 2004). Az intenzív talajművelés szintén csökkenti a talaj szerveszéntartalmát, ennek ellenére a mineralizáció a hordalékban jellemzően nagyobb, mint az eredeti feltalajban (LAL, 2005).

Jelen közlemény célja, hogy egy külső-somogyi mintaterületen mélyített fúrások alapján számszerűsítsük a szelektív erózió általi mennyiségi és minőségi változásokat az eltemetett hordalékrétegekben. A vizsgálatok az egyes rétegek agyag, szerves szén, összes nitrogén és szénsavasmész tartalmára, valamint a humuszanyagok összetételére irányulnak. További célként jelöltük meg az alkalmazott humuszminőség vizsgálatok metodikájának értékelését és a lehetséges fejlesztési irányok kijelölését.

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat Somogyacsa külterületén, Gerézdpuszta mellett (N46,5979°; E17,9879°) végeztük. A mintaterület egy összetett lejtővel jellemezhető katéna, melynek alsó részén intenzíven művelt szántó, e fölött lágyszárú vegetációval fedett terület, a hegytetőn akácerdő található. A lejtőn lösz alapkőzeten csernozjom barna erdőtalaj különböző mértékben erodált változatait találjuk, melyeket helyenként földes kopárok tagolnak (DÖVÉNYI, 2011).



1. ábra Az S1 szelvény fúrásmagjai és a mintavételi helyszínek (Google)

A katéna mentén, az eltérő fedettségű és talajvastagságú foltokat mintázva 5 fúrást mélyítettünk (1. ábra). A mintákat szintenként, illetve 20–30 cm-es rétegenként osztottuk fel és laboratóriumban vizsgáltuk.

A minták szemcseösszetételének meghatározása nátrium-pirofoszfátos peptizálás után az 500 µm feletti frakcióból nedves szitálással, az 500 µm alatti frakcióból lézeres diffraktometriával történt (Fritch Analysette22 MicroTech).

A minták szénsavasmész-tartalmát Scheibler-féle kalciméterrel, összes szervesszén- és összes nitrogén-tartalmát Tekhmar-Dohrmann Apollo NDIR spektroszkóppal határoztuk meg. A humuszminőséget a HARGITAI (1955) féle két oldószeres módszer és az E4/E6 módszer (TAN 2003) szerint is vizsgáltuk. Mindkét módszer a Na-sók által oldott humuszanyagok fényelnyelését méri a látható fény tartományában. Az oldatok abszorbanciáját Shimadzu 1800 UV-VIS fotométerrel mértük. A Hargitai-féle humuszstabilitási számot (Q) a NaF-os és a NaOH-os szűrletnek a látható tartomány meghatározott hullámhosszain mért abszorbanciáinak arányából, az E4/E6 értékét a NaOH-os szűrlet 465 és 665 nm-en mért abszorbanciájának hányadosából számítottuk. A fényelnyelést a 190–400nm (UV) tartományban is mértük, mert a humuszanyagok jellegzetességei e tartományban is jelentkeznek (TOMBÁ CZ et al., 2001).

Eredmények

A legmagasabb ponton, az erdőben található szelvényben 10 cm, a gyepen feltártban 60 cm, a szántó aljában pedig 290 cm a szolum vastagsága. Az S2 és S3 szelvényekben földes kopárt (alapkőzet a felszínen) és a B szint középig erodált erdőtalajt (alapkőzet 35 cm mélységben) találtunk.

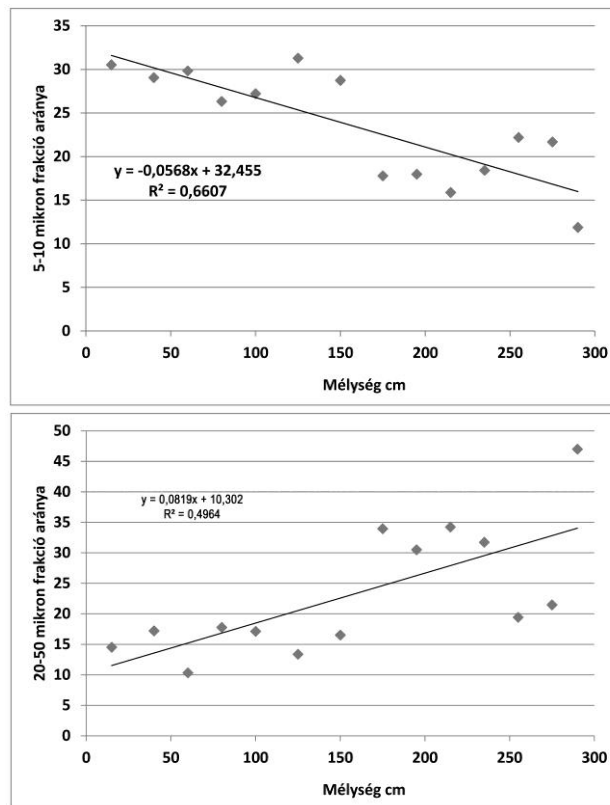
Szelvény	Mélység cm	Agyag <0,002mm %	Iszap 0,002-0,02mm %	Homok 0,02-2mm %	CaCO ₃ %	pH _d
S1	0-30	10,7	73,3	16,0	13,1	8,4
	30-50	11,3	69,8	18,9	11,1	8,3
	50-70	10,1	71,9	18,0	9,3	8,2
	70-90	15,9	65,8	18,3	8,9	8,1
	90-110	14,3	67,4	18,3	6,4	8,2
	110-135	10,8	75,4	13,8	8,9	8,2
	135-165	10,6	71,4	18,1	14,8	8,2
	165-185	13,9	46,9	39,1	23,7	8,2
	185-205	12,8	49,1	38,1	23,3	8,2
	205-225	13,2	44,2	42,6	26,7	8,2
	225-245	16,1	49,4	34,5	20,4	8,3
	245-265	19,8	59,0	21,1	9,3	8,2
	265-285	18,4	58,3	23,3	12,7	8,2
290-	11,6	37,1	51,3	20,0	8,3	
S4	0-20	8,5	67,0	24,5	5,4	8,1
	20-35	12,8	61,3	25,9	5,0	8,3
	35-50	15,0	57,8	27,2	3,3	8,3
	50-	12,1	37,9	50,0	22,2	8,2

1. táblázat S1 (felhalmozódási) és S4 (referencia) szelvény szemcseösszetétel, szénsavas-mész tartalom és kémhatás értékei

Minden szelvény minden szintje – beleértve az erdő alatti szelvényt is – tartalmazott szénsavasmészet ami alapvetően az erdőirtások utáni

visszameszeződés eredménye, azonban a katénán történő, gyakran az alapkőzetet érintő eróziós áthalmozódások is jelentős mennyiségű CaCO_3 -ot szállítottak.

A katéna legkevésbé zavart szelvénye a jelenleg permanens lágyszárú vegetációval fedett S4, mely ugyan szintén erodált, de itt található a legalacsonyabb CaCO_3 tartalom, illetve a textur-differencia is számottevő (1. táblázat).

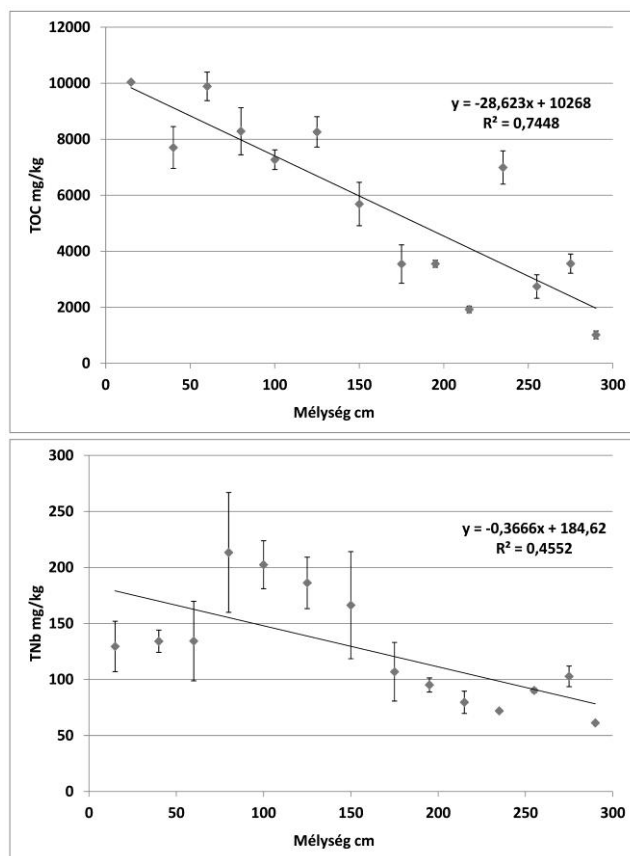


2. ábra Az 5 és 10 mikron közötti frakció, illetve a nagyon finom homok frakció arányának változása az S1 szelvényben, a mélység függvényében

A területet eredetileg fedő barna erdőtalajok teljes visszameszeződése miatt az egyes rétegek szénsavmész-tartalma nem tájékoztat a lepusztulás, illetve felhalmozódás mennyiségéről, üteméről. Az S1 szelvény rétegeiben az agyag, az iszap és a homok frakciók arányát tekintve nem látunk jelentős eltéréseket, szembevetendő azonban a 150–165 cm környékén húzódó éles határvonal a homok és iszapfrakció tekintetében. Az ennél mélyebben rétegekben jellemzően alapkőzet eredetű hordalék halmozódhatott fel, ami a felsőbb térszínek földes kopár foltjaiból származott, míg 150 cm mélység felett döntően

a szolumból származó hordalék szedimentálódott. A szemcsefrakciók részletesebb vizsgálatával találtunk olyan szűkebb osztályokat, melyek gyengén korrelálnak a mélységgel (2. ábra). Ez utalhatna a szelvényen belüli átrendeződési folyamatokra, azonban sokkal valószínűbb az egyes rétegek teljes függetlensége.

A szerves szén a referencia szelvény "A" szintjében 2,12%, ami a szántott területeken jelentősen lecsökken. Az S1 szelvény legfelső rétegében is éppen hogy meghaladja az 1%-ot, illetve a szelvény mélyebb rétegei felé folyamatosan csökken (3. ábra). A szerves szén esetében sokkal inkább meghatározó a szelvényen belüli folyamatok – jellemzően a mineralizáció – jelentősége, mint a szemcseösszetétel tekintetében.



3. ábra Az összes szerves szén (TOC) és a nitrogén (TNb) tartalom változása az S1 szelvényben, a mélység függvényében

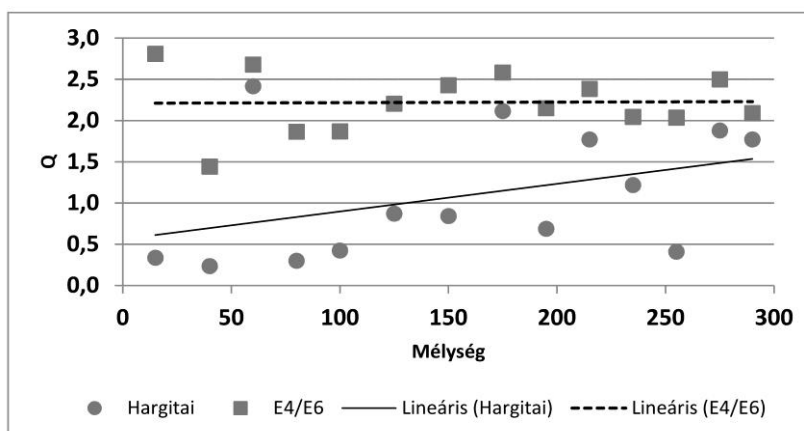
A nitrogén mennyisége és az S1 szelvény mélysége között nincs értékelhető összefüggés. Igaz, hogy a legkisebb értékek a szelvény legmélyebb

részén vannak, de a 170–300 cm-es rétegen belül nem találunk jelenős különbséget. A 80–150 cm közötti réteg elkülönül a szelvény többi részétől, itt a mélységgel konzekvensen csökkenő, de így is magas N tartalmat mértünk. E N többlet nem a humuszból származik, valószínűleg a N műtrágyázás és az erózió együttes hatása tükröződik benne, azonban pontosabb becslést csak további vizsgálatokkal tehetnénk.

A Hargitai módszer szerinti szuszpenziós arányok esetében – dacára a jellemzően alacsony (0,3–3,6 %) humusztartalom értékeknek – minden esetben a műszer felső méréshatára (4 abszorbancia) feletti értékeket mértünk. Következésképpen célszerűnek tűnik az 1:10 szuszpendálás helyett az 1:40 arány alkalmazása, mert – méréseink alapján – a szuszpendált mintából mért és annak hígítása után kapott abszorbanciák aránya a hullámhossz függvényében jelentősen változik.

Mindkét módszer a látható fény tartományában vizsgálja a humuszanyagok elnyelését. Ez érthető, hiszen az oldat színe összefügg a humusztartalom minőségével, azonban a két változó között nincs direkt összefüggés. Méréseink szerint egyik vizsgálandó hullámhossz értéknél sincsen elnyelési csúcs, valószínűleg ezen hullámhossz értékek kitüntetett szerepe nem az anyagminőségből adódik. Ezzel szemben a 300 nm alatti tartományban mind a NaOH-os, mind a NaF-os oldat emelkedő abszorbanciát mutat, sokszor csúcsokkal (TOMBÁ CZ et al. 2001). Igaz, hogy a NaOH esetében az UV tartomány esetenként meglehetősen zajos, és mint ilyen, nehezen értelmezhető, azonban a NaF-dal oldott mintáknál határozott csúcsot tapasztaltunk 200 nm-en.

A humuszösszetétel tekintetében sem a Hargitai, sem az E₄/E₆ módszer szerinti vizsgálatokkal nem tapasztaltunk változást az eltemetett rétegekben (4. ábra). Habár a nagyobb E₄/E₆ arány kisebb molekulatömeget, vagy kevesebb aromás komponens feltételez (SENESI et al., 2003), TOMBÁ CZ et al. (2001) leírt olyan frakcionált huminsavat, melynek E₄/E₆ értékei a fulvosav kategóriába estek. A szántóföldön és a lágyszárú vegetációval borított területen mért humuszminőség adatok nem különülnek el egymástól, ellenben a másodlagosan erdősült, igen vékony talajú területen (S5) magasabb Q értékeket mértünk, ami polimerizáltabb humuszra utal.



4. ábra A Hargitai féle Q érték és az E4/E6 értékének változása a mélység függvényében az S1 szelvényben

A különbség oka nem egyértelmű, valószínűleg a szántóföldi művelés okozta talajfizikai degradáció és a minimális, kedvezőtlen C:N arányú szervesanyag visszapótlás következménye. Habár mindkét módszer a humuszminőség változásait hivatott számszerűsíteni, meglehetősen gyenge összefüggés adódik a két módszer által mért eredmények között.

Következtetések

A vizsgált mintaterületen jelentős mennyiségű, nagy szervesanyag tartalmú feltalaj erodálódott. A hordalék jelentős része nem jutott el az élővizekbe, mintegy 2,5m vastagságban halmozódott fel a szántó aljában. A vizsgált erdőtalajok visszameszeződése és az erőteljes erózió miatt a szénsavmész tartalom vizsgálata ezen a mintaterületen nem váltotta be a hozzá fűzött reményeket, e módszer használata csak mészmentes szolumú katénák esetében javasolható. Az egymásra rétegződött hordalékszintek között szemcseösszetétel tekintetében nincs kapcsolat, a szelvényen belüli szemcse osztályozódás nem mutatható ki. Szemben az ásványi alkotók mélységtől független rendszerével a szervesszén tartalom a lejtőhordalék szelvény mélyebb rétegei felé haladva egyértelmű csökkenést mutat. Ennek oka, hogy az ásványi fázissal ellentétben a szerves széntartalom változásához nincs szükség az egyes alkotórészek fizikai elmozdulására. Az eltemetett humuszanyagok helyben mineralizálódnak, és feltehetően CO₂ formájában távoznak el a talajból. A feltáródás folyamata egyformán érinti a szerves szénkészlet egészét, a humuszösszetételben az egyes rétegek között nincs eltérés.

A látható fény hullámhosszain végzett humuszminőség vizsgálatok nem mutattak jelentős különbséget az eltemetett rétegekben. A másodlagos akácerdő alig pár centis feltalajában polimerizáltabb humuszt mértünk, mint a vizsgált rétegek bármelyikében, ami ellentmond a klasszikus, vegetáció függő humuszszódási alapvetésnek. Ez arra enged következtetni, hogy a meredek térszínen végzett intenzív talajművelés és a talajerózió nemcsak a humusz mennyiségét, hanem annak minőségét is károsan befolyásolja. A folyamatok konkrét leírásához a vizsgálatok térbeli kiterjesztése szükséges.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton fejezzük ki köszönetünket DI GLÉRIA MÁRIÁNAK és MÉSZÁROS ERZSÉBETNEK a laboratóriumi vizsgálatok során nyújtott segítségükért, illetve az OTKA PD-100929 témájának a támogatásért.

Irodalomjegyzék

- ABBASZADEH AFSHAR F., AYOUBI S. & JALALIAN A. 2010. Soil redistribution rate and its relationship with soil organic carbon and total nitrogen using ^{137}Cs technique in a cultivated complex hillslope in western. Iran Journal of Environmental Radioactivity **101**. 606–614.
- AIKEN, G. R., MCKNIGHT, D. M., WERSHAW, R. L. & MACCARTHY, P. 1985. Humic substances in soil, sediment, and water: geochemistry, isolation and characterization. Wiley, New York, USA, pp. 692.
- BORCSIK Z., FARSANG A., BARTA K. & KITKA G., 2011. Humuszanyagok mennyiségi és minőségi eróziójának mérése a Tolna megyei Szálka település melletti vízgyűjtőn. Talajvédelem különszám 127–139.
- CHAPLOT, V. & POESEN, J., 2012. Sediment, soil organic carbon and runoff delivery at various spatial scales. Catena **88**. 46–56.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.), 2010. Magyarország kistájainak katasztere. MTA FKI Budapest, Hungary.
- FARSANG, A., KITKA, G., BARTA, K. & PUSKÁS, I., 2012. Estimating element transport rates on sloping agricultural land at catchment scale (Velence mts., NW Hungary). Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences **7**(4). 15–26.
- FUCHS M., GÁL A. & MICHÉLI E. 2010. Depth distribution of SOM stock in fine-textured soils of Hungary AGROKÉMIA ÉS TALAJTAN **59**(1). 93–98.
- GHABBOUR, E.A. & DAVIES, G. 2009. Spectrophotometric analysis of fulvic acid solutions – a second look. Annals of Environmental Science **3**. 131–138.
- HARGITAI L., 1955. Összehasonlító szervesanyag-vizsgálatok különböző talajtípusokon optikai módszerekkel. Agrártudományi Egyetem Agronómiai Kar kiadványa **2**. 1–27.
- JACINTHE, P. A., LAL, R., OWENS, L. B. & HOTHEM, D. L., 2004. Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. Soil and Tillage Research **77**. 111–123.

- KERÉNYI A., 1991. Talajerozió, térképezés, laboratóriumi és szabadföldi kísérletek. Akadémiai Kiadó. Budapest pp. 219
- KERTÉSZ, Á. & CENTERI, Cs. 2006. Hungary. In: Soil erosion in Europe. (Eds.: BOARDMAN, J. & POESEN, J.) 139–154. John Wiley & Sons Ltd. Chichester.
- KERTÉSZ, Á. 2004. Soil erosion and mass movement processes on the loess covered areas of Hungary. *Földrajzi Értesítő*. **53**(1–2). 13–20.
- KUHN, N. J., HOFFMANN, T., SCHWANGHART, W., & DOTTERWEICH, M., 2009. Agricultural soil erosion and global carbon cycle: controversy over? *Earth Surface Processes And Landforms* **34**(7). 1033–1038.
- LAL, R. 2005. Soil erosion and carbon dynamics. *Soil & Tillage Research* **81**. 137–142.
- NAGY, R., ZSÓFI, Zs., PAPP, I., FÖLDVÁRI, M., KERÉNYI, A. & SZABÓ, Sz., 2012. Evaluation of the relationship between soil erosion and the mineral composition of the soil: a case study from a cool climate wine region of Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* **7**(1). 223–230.
- PONGE, J.F., JABIOL, B. & GÉGOUT, J.C. 2011. Geology and climate conditions affect more humus forms than forest canopies at large scale in temperate forests. *Geoderma* **162**. 187–195.
- SCHIETTECATTE, W., GABRIELS, D., CORNELIS, W. M. & HOFMANN, G., 2008. Enrichment of organic carbon in sediment transport by interrill and rill erosion processes. *Soil Science Society of America Journal* **72**. 50–55.
- SENESI, N., D'ORAZIO, V. & RICCA, G. 2003. Humic acids in the first generation of EUROSOILS *Geoderma* **116**. 325–344.
- SMITH S. V., RENWICK, W. H., BUDDEMEIER, R. W. & CROSSLAND, C. J., 2001. Budgets of soil erosion and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States. *Global Biogeochemical Cycles* **15**. 697–707.
- STAVI, I. & LAL, R., 2011. Variability of soil physical quality in uneroded, eroded, and depositional cropland sites. *Geomorphology* **125**. 85–91.
- STEVENSON, F. J. 1982. Humus chemistry. Genesis, Composition, Reactions. John Wiley and Sons, New York. pp. 443.
- TAN, K. H., 2003. Humic Matter in Soil and the Environment. Principles and Controversies, Marcel Dekker Inc., pp. 176–181.
- TOMBÁ CZ E., LÁMFALUSI E., SZEKERES M. & MICHELI E. 1996. Humuszanyagok hatása a talajok felületi tulajdonságaira. *Agrokémia és Talajtan*. **45**(3–4). 238–248.
- TOMBÁ CZ, E., MÁDI, É., SZEKERES, M. & RICE, J.A. 2001. Electrolyte induced spontaneous fractionation of polydisperse humate solutions. In: SWIFT, R.S., SPARK, K.M. (Eds) Understanding and managing organic matter in soils, sediments, and waters. IHSS St. Paul, Minn. International Humic Substances Society pp. 53–60.
- WANG, Z., GOVERS, G., STEEGEN, A., CLYMANS, W., VAN DEN PUTTE, A., LANGHANS, C. MERCKX, R. & VAN OOST, K., 2010. Catchment scale carbon redistribution and delivery by water erosion in an intensively cultivated area. *Geomorphology* **124**. 65–74.
- ZANELLA, A., JABIOL, B., PONGE, J.F., SARTORI, G., DE WAAL, R., VAN DELFT, B., GRAEFE, U., COOLS, N., KATZENSTEINER, K., HAGER, H. & ENGLISCH, M., 2011. A European morpho-functional classification of humus forms *Geoderma* **164**. 138–145.

A földminősítés, talajbonítási módszerei a nemzetközi szakirodalomban

Juhos Katalin

BCE, Kertészettudományi Kar, Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék, Budapest
e-mail: katalin.juhos@uni-corvinus.hu

Összefoglalás

Lokális tervezési szinten a talajminősítés módszertanát a helyi gazdálkodási célok, földhasználati módok és ökológiai viszonyok figyelembevételével kell kialakítani. A talajminősítési munka során a következő kérdések merülnek fel: milyen paraméterek jellemzik a talaj termékenységét; hogyan válasszuk ki a minősítéshez szükséges indikátorokat; azok hogyan interpretálhatók és integrálhatók a felhasználási cél szerint? A nemzetközi szakirodalom segítségével ezekre a kérdésekre kerestem választ. A talajminősítő munka a szubjektív értékeléstől, csoportosítástól a matematikai modellezésig fejlődött, ami tanulságos lehet a hazai adottságok között is.

Abstract

The method of the soil quality assessment at local level needs to be elaborated in consideration of the agriculture management system and ecology conditions. The following questions arise in the course of soil quality assessment: what kind of parameters characterise the soil fertility; how should be chosen the necessary indicators; how could be interpreted and integrated these according to the purpose of employment? I looked for the answers to these questions in the international specialist literature. The soil quality assessment developed from the subjective estimation for the mathematical modelling. This can be instructive under Hungarian circumstances.

Bevezetés

A talaj a mezőgazdaság legfontosabb erőforrása, ezért a fenntartható gazdálkodás feltétele a talajtani adottságokhoz alkalmazkodó földhasználati forma megválasztása. Ehhez szükség van olyan talajminősítési módszerekre, amelyek talajvizsgálatokon, mért talajtani paramétereken alapulnak, módszerükben igazodnak a helyi talajtani és gazdálkodási viszonyokhoz, növény-specifikusak, és beleilleszthetők az ország szaktanácsadási rendszerébe.

A talajok mezőgazdasági célú minősítésének (termékenységének meghatározása) módszertana a nemzetközi szakirodalom alapján két csoportra osztható: kategória- és paraméterrendszerű értékelésre (MCRAE & BURNHAM, 1981). A kategóriarendszerű értékelés kiindulópontja az agroökológiai potenciál, a termékenységet gátló talajdegradációs folyamatok meghatározása, térbeli lehatárolása, amely alapján a növénytermesztés számára

talajalkalmassági kategóriák képezhetők (KLINGEBIEL & MONTGOMERY, 1961; CUTLER, 1962; SCHREIER & ZULKIFLI, 1983; DA COSTA et al., 2008). A földminőség ily módon történő meghatározása közvetlen, kvalitatív módszernek tekinthető. Az értékelés lehet növény-specifikus is, amely segítségével meghatározhatók az egyes termesztett növények optimális termőhelyei. Példaként hozható BEHZAD et al. (2009), vagy a hazai irodalomból BEKE (1933), GÖRÖG (1954) és GÉCZY (1968) munkája.

A földminőség kifejezhető mennyiségi paraméterekkel is (kvantitatív módszer), amelyek általában produkció-becslésen alapulnak, ahol a növényi produktivitást leginkább befolyásoló környezeti és talajtulajdonságokat statisztikai módszerekkel határozzák meg, és mérhető paraméterek formájában építi be az értékelésbe. A nemzeti szintű földminősítések között a paraméterrendszerre az egyik klasszikus példa a Hollandiában kidolgozott módszer, de Európában, az USA-ban és Kanadában az erdőértékelés szintén paraméteres (DÖMSÖDI, 2007). Magyarországon az ún. D-e-Meter földértékelési rendszer is a terméshozam adatok feldolgozásán, a talajtulajdonságokkal való összefüggéseinek vizsgálatán alapul, amely kvantitatív módon határozza meg a termőhelyek produkciós potenciálját a főbb gazdasági növényekre ill. növénycsoportokra, tápanyag-ellátottsági szintenként és trágyázási intenzitás szerint (GAÁL et al., 2005; MAKÓ et al., 2007).

A paraméteres földminősítés módszertana általában az indikátorok hatásának vizsgálatát jelenti a terméshozamra egy- és többváltozós statisztikai elemzés segítségével. Ezek azonban többnyire nem vállalkoznak sem az egyes indikátorok növény-specifikus interpretálására, sem pedig a talaj agár-ökoszisztémákban betöltött szerepének értékelésére. Megoldás lehet az indikátorok matematikai modellezésen alapuló interpretálása és értékelése. A többtényezős értékelési eljárások (*multiple attribute ranking technique*) a talajfunkciókat (pl. termékenység, biodiverzitás, pufferképesség) leíró indikátorokat a standard vagy optimális értéktől való eltérésük alapján újraskálázzák, és a funkciókban betöltött szerepük szerint súlyozzák (STILLWELL et al., 1981; LIEBIG et al., 2001; ANDREWS & CARROL, 2001). A faktorsúlyok meghatározása és a szükséges indikátorok (*minimum data set*) kiválasztása többváltozós statisztikai módszerek segítségével történik. Egyes szerzők ezt a módszert alkalmazzák a mezőgazdasági rendszerek fenntarthatóságának összehasonlítására (pl. KARLEN et al., 1994a; ERICKSEN, MCSWEENEY, 1999; GLOVER et al., 2000; SCHIPPER & SPARLING, 2000; LIEBIG et al., 2001; ANDREWS et al., 2002a; ANDREWS et al., 2002b).

Dolgozatomban arra keresem a választ a nemzetközi szakirodalom feldolgozása alapján, hogy milyen többtényezős értékelési eljárás lehet alkalmas lokális szinten a földhasználat, művelési intenzitás és termesztéstechnológia optimalizálására, hogyan választhatók ki az ehhez szükséges talajtani indikátorok, ezeket hogyan interpretáljuk a felhasználási cél szerint, és ezekből milyen mutatók, indexek számíthatók.

Anyag és módszer

Kutatásom alapvetően a szakirodalom feldolgozásán alapul, amely során a felmerülő kérdésekre kerestem a válaszokat. A talajtermékenységet kifejező indikátorokat az egyes szerzők nagyon különbözően adják meg, ill. különböző módon választják ki. Első lépésben ezeket próbáltam meg rendszerezni. A paraméterek számának szűkítésére először a szántóföldi növénytermesztési irodalomban megjelenő, a termesztéstechnológiát és a növények talajigényeit leíró tulajdonságokat tekintettem át, majd figyelembe vettem a szaktanácsadási gyakorlat adatigényeit. Ezek alapján összeállítottam azt a szempontrendszert, ami mentén a szántóföldi növénytermesztés számára egy gyakorlati talajminősítési rendszer összeállítható. A szempontok alapján választottam ki az irodalomban megjelenő indikátorokból a legszükségesebbeket.

Az indikátorok interpretálására és integrálására vonatkozó irodalom rendszerezése után a növénytermesztés információigénye alapján javaslatot tettem a talajtani paraméterek növény-specifikus értékelésére, valamint a termesztéstechnológiát segítő indexek számítására.

Eredmények

A talajminőség indikátorok és információtartalmuk

A talajminőség indikátorok olyan mérhető paraméterek, amelyek befolyással vannak a talajfunkciókra (KARLEN et al., 1994a). A talajminősítés az egyes funkciók (pl. termékenység, biodiverzitás, pufferkapacitás) minősítését jelenti a megfelelő indikátorokkal. A növénytermesztés számára közvetlenül a termékenység funkció a lényeges, a többi funkció pedig hosszú távon a természeti erőforrások védelme szempontjából vizsgálendő.

MUELLER et al. (2010) szerint a talajtermékenységet meghatározó tényezők globális szinten 3 csoportba sorolhatók: (1) hő- és vízgazdálkodási tulajdonságok; (2) a termőréteg vastagsága, tápanyag-tartalma, kémiai tulajdonságok és szennyezőanyag-koncentráció; (3) topográfiai adottságok, erózió.

KARLEN et al. (1994a) A következő termékenységet kifejező indikátorokat/indikátorcsoportokat nevezi meg:

- gyökerezés fizikai feltételei: térfogattömeg, hozzáférhető vízkészlet;
- vízgazdálkodási tulajdonságok: hozzáférhető vízkészlet, porozitás, szerves szén;
- tápanyag-gazdálkodási tulajdonságok és az azt befolyásoló tényezők: pH, kationcsere kapacitás, összes nitrogén és szerves szén, mikrobiális biomassza, légzés.

A Muencheberg Soil Quality Rating (M-SQR) ún. alap és kockázat indikátorokat különböztet meg, amelyek alapján 1-100 értékszámmal fejezi ki a talaj agráralkalmasságát (MUELLER et al., 2007):

- alap indikátorok: „A” szint mélysége, talajszerkezet, gyökérszóna vastagsága, pangó víz, hasznos vízkészlet, nedvesség és porozitás, lejtőszög és domborzat;
- kockázat indikátorok: szennyezők, sótartalom, kicserélhető Na-tartalom, savanyúság, alacsony tápanyag-tartalom, sekély termőréteg, aszályérzékenység, belvíz és elöntés kockázata, meredek lejtő, durva frakció nagy aránya, nem megfelelő hőgazdálkodási tulajdonság, defláció, erózió, szedimentáció.

SEYBOLD et al. (1996) szerint a talaj termékenységet leíró indikátorok a textúra, termőréteg-vastagság, víznyelő képesség és térfogattömeg, vízkapacitás, szervesanyag tartalom, pH, EC, felvehető NPK-tartalom, mikrobiális C és N, potenciálisan mineralizálható N, levegő- és nedvességtartalom, hőmérséklet.

A talajtani paraméterek lehetnek időben gyorsan változóak, vagy viszonylag állandóak. DE LA ROSA (2005) szerint földminősítésre az állandó fizikai és kémiai tulajdonságok alkalmasak. A biológiai tulajdonságok viszont (pl. mikrobák populációja, mikrobiális biomassa és légzése, mikorrhiza asszociáció, enzimaktivitás, szervesanyag-összetétel) dinamikusán változnak, és rendkívül érzékenyen reagálnak a talajvédelmi, talajhasználati gyakorlatra, így azok a földhasználati módok ökológiai hatásának vizsgálatára alkalmasak.

A talajtani és növénytermesztési szakirodalmak konklúziójaként a növények talajigényeit kifejező indikátorok három csoportba sorolhatók:

1. *gyökerezés fizikai feltételei, termőréteg vastagság*: talajtextúra (szemcseösszetétel), térfogattömeg/porozitás víztartó képesség, vízvezető képesség, talajszerkezet, aggregátumstabilitás, humuszos réteg vastagsága, termőréteg vastagsága, talajvíz mélysége.
2. *termőréteg kémiai tulajdonságai*: pH, savanyúság, mésztartalom, vízdoldható sótartalom, sóösszetétel, Na_2CO_3 , adszorpciós kapacitás, szennyezőanyagok.
3. *tápanyag-gazdálkodási tulajdonságok*: szerves C, humuszminőség, összes N, mésztartalom, felvehető tápelemek, tartalék tápanyagok, talajbiológiai tulajdonságok.

A fizikai és kémiai alapparaméterek kifejezik az egyes növények természetességét, a termesztés talajtani kockázatait (talajdegradációs folyamatok), hatással vannak a tápelem- és vízfelvételekre, így alkalmasak a föld mezőgazdasági célú minősítésére és a termésbiztonság számszerűsítésére. A harmadik csoportba olyan indikátorok tartoznak, amelyek nem feltétlenül korlátozzák a növénytermesztést, inkább annak ráfordítás-igényét jelzik. Az egyes indikátorcsoportok között van átfedés, hiszen a talajtulajdonságoknak több szerepe is van az agrár-ökoszisztémákban.

A szükséges talajminőség indikátorok kiválasztása

A talajminőség hely- és célspecifikus munka. A minimálisan szükséges talajminőség indikátorokat (*minimum data set*) a felhasználási és gazdálkodási cél szerint kell kiválasztani a helyi ökonómiai és ökológiai viszonyok figyelembevételével.

A talajminősítéshez szükséges paraméterek kiválasztása történhet szakértői vélemény alapján, de statisztikai módszerekkel is. Utóbbira példaként hozható DORAN & PARKIN (1996), WANDER & BOLLERO (1999), SCHIPPER & SPARLING (2000), ANDREWS et al. (2002a, 2002b), DE ARAUJO et al. (2009) munkái, ahol a talajtulajdonságok jelentőségét az egyes földhasználati típusokban főkomponens analízissel határozták meg. DELARME LINDA et al. (2011) diszkriminancia analízissel, a diszkriminációs függvények együtthatói alapján határozták meg az agráralkalmasságot leginkább meghatározó talajtani tényezőket.

A talajminőség növénytermesztésben való gyakorlati használhatósága érdekében a talajtani indikátorok kiválasztásának szempontjai véleményem szerint a következők:

- a növénytermesztésre való alkalmasság szempontjából releváns, a növénytermesztési szakirodalomban használt paraméterek;
- egyszerűen mérhető, jól ismételtető, (viszonylag) állandó talajtulajdonságok;
- szabványos, a nemzeti szaktanácsadási rendszerbe illeszthető;
- tükrözze a mintaterület talajképződési és degradációs folyamatait, a termesztés talajtani kockázatait;
- információt adjon a növényválasztáshoz, a termesztéstechnológia termőhelyhez való igazításához.

Ez alapján az 1. táblázatban szereplő indikátorokkal képzelem el a növény-specifikus, termőhelyi alkalmazkodást és technológiát segítő talajminősítést.

1. táblázat A szántóföldi műveléshez szükséges talajtermékenység indikátorok és természetesi jelentőségük.

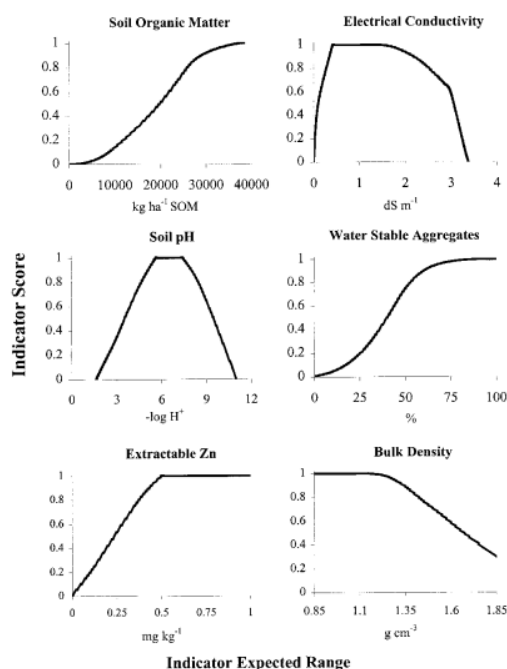
Indikátor	Talajtani információ, növényekre gyakorolt hatás	Agrotechnikai vonatkozások
leiszapolható rész, agyag(%), Arany-féle kötöttség a felső 60 cm-es rétegben	gyökerezés fizikai feltételei, növények számára hozzáférhető vízmennyiség, összes nedvességtartalom, makroporozitás, tápanyag-megkötő képesség	talajművelés módja, öntözés
talajvíz mélysége (m)	redoxipotenciál, víz- és levegőgazdálkodási tulajdonságok, belvíz kockázata	talajművelés módja, vízrendezés
pH _{KCl} a felső 60 cm-es rétegben	talaj lúgossága, savanyúsága, tápanyagok felvehetősége	műtrágya-választás
CaCO ₃ (%) vagy y1 a felső 60 cm-es rétegben	növények mészigénye, tápelemek felvehetősége, víztartó képesség, talajszerkezet	mésztrágyázás, melioratív meszesítés, műtrágya-választás
összes vízoldható sótartalom (%) és Na ₂ CO ₃ (%) -ban kifejezett lúgosság a felső 60 cm-es rétegben	szikesedés, növények vízfelvétele, tápelemek felvehetősége, a mész oldódása	öntözés, vízrendezés
humusztartalom (%) a felső 30-40 cm-es rétegben	szervesanyag-felhalmozódás, tápanyag-körforgalom, N-szolgáltató képesség, biológiai aktivitás, talajszerkezet, vízmegtartó képesség	szervesanyag-gazdálkodás, N-műtrágyázás
AL-P ₂ O ₅ és AL-K ₂ O (mg/kg) a felső 40 cm-es rétegben	felvehető P és K	tápanyag-visszapótlás

A talajtulajdonságok interpretálása a felhasználási cél szerint

A talajtulajdonságok interpretációja és integrálása az egyszerű, szubjektív értékeléstől és csoportosítástól a matematikai modellezésig fejlődött.

A talajtani indikátorok matematikai interpretálása történhet lineáris és nem lineáris skálázással (*scoring*), aszerint, hogy azok milyen hatással vannak a talajfunkciókra, és mik az optimális értékeik (1. ábra). LIEBIG et al. (2001) lineáris transzformációval interpretálta a talajtulajdonságokat. Sokkal elfogadottabb és gyakoribb azonban a nem lineáris *scoring*. Például aszimptotikus felső korlátos szigmoid függvényekkel írja le több szerző a szervesanyag-tartalom, a szerves szén (TOC), az összes nitrogén, a kicserélhető Ca és K, a kationcsere kapacitás, az aggregátum-vízállóság és a biológiai

paramétereket (KARLEN et al., 1994a; TIESSEN et al., 1994; ANDREWS & CARROL, 2001; ANDREWS et al., 2002a; KURTENER et al., 2008). Alsó korlátos szigmoid görbét adnak meg térfogattömeg és a növényi produktót korlátozó tényezők, pl. a SAR érték és az EC esetében (ANDREWS & CARROL, 2001; ANDREWS et al., 2002a; ANDREWS et al., 2002b). Valamilyen haranggörbével interpretálják a pH, a porozitás, a nitrát, a felvehető foszfor, valamint a víztartó képesség paramétereit (KARLEN et al., 1994a; KARLEN et al., 1994b; ANDREWS & CARROL, 2001; ANDREWS et al., 2002a; ANDREWS et al., 2002b).



1. ábra. Példa a talajtani indikátorok interpretálásának nemlineáris módszerére (ANDREWS et al., 2002a)

Az egyes talajtulajdonságok interpretálása a termesztett növények ökológiai igénye alapján is lehetséges, amihez viszont szükség van az egyes paraméterek terméshozamra gyakorolt hatásának ismeretére. A skálázásnál így pl. 0 értéket kap az az érték, amely már kizárja az adott növény termesztését, 1 értéket kap a számára optimális, vagyis a maximális terméshozamot eredményező érték. Ebben az országos, több évtizedes múltra visszatekintő műtrágyázási és talajjavítási tartamkísérletek eredményei felhasználhatók.

2001.); de történhet statisztikai módszerekkel, pl. főkomponens analízissel (ANDREWS & CARROL, 2001; ANDREWS et al., 2002a; ANDREWS et al., 2002b) is.

Talajminőség indexek az egyes talajfunkciókra külön-külön is számíthatók, pl. LIEBIG et al. (2001) a talaj négy agroökológiai funkciójára – (1) élelmiszer-termelés, (2) nyersanyag-termelés, (3) tápanyag-körforgás, (4) üvegház-hatású gáz szabályozás – számított talajminőség indexeket.

Ezen példákat követve a kapott új változókból olyan talajminőség indexek hozhatók létre, amelyek kifejezik a növénytermesztés talajtani kockázatait, a talaj termékenységét, és segítséget nyújtanak a földhasználat tervezéséhez, a növény- és technológiaválasztáshoz. Például:

Fizikai kockázat index: $q_{fiz} = (y_{KA} + y_{agyag} + y_{tszf})/3$

Kémiai kockázat index: $q_{kém} = (y_{pH} + y_{s0} + y_{szoda})/3$

Tápanyag-gazdálkodás index: $q_{tápa} = (y_{mész} + y_{humusz} + y_{P2O5} + y_{K2O})/4$

Az újraskálázott változók használhatóságát a földminősítésben az egyes növények terméshozamával való összehasonlításával lehetne tesztelni, pl. többváltozós lépésenkénti regresszióanalízis segítségével. Így meghatározhatók azok a talajtulajdonságok, amelyek az adott területen lényegesek az ott termesztett növény szempontjából, és valóban meghatározzák a terméshozamot és a termésbiztonságot. Az adatok újraskálázása nélkül ugyanis fennáll annak a lehetősége, hogy a rendelkezésünkre álló adatbázis alapján olyan összefüggéseket is kimutatunk, amelyeknek semmi köze a termés alakulásához, ill. a látens összefüggések nem derülnek ki. A komplex talajminőség index számításánál a többváltozós lépésenkénti regresszióanalízissel kapott együtthatók alapján az egyes változók súlyozhatók.

Következtetések

A termesztési gyakorlatban használható talajminősítési rendszernek tükröznie kell a talaj ökológiai funkciói és a különböző gazdálkodási módok közötti ok-okozati kapcsolatokat. A földhasználók számára hozzáférhető, nem túl költséges, racionális és informatív monitoring rendszeren kell alapulnia.

A talaj termékenységének számszerűsítése 3 lépésben lehetséges: (1) az indikátorok kiválasztása, (2) az indikátorok interpretációja a felhasználási cél szerint, (3) az indikátorok integrálása egy indexbe. Az indikátorok kiválasztásánál alapelv lehet a növények talajigényének leírására és a termesztéstechnológia tervezésére leggyakrabban használt állandó talajtulajdonságok használata. Az indikátorok a növények igényei szerint interpretálhatók matematikai módszerekkel, amelynek reprezentálnia kell a változó szerepét a tápanyag-körforgásban, a víz időbeli és térbeli megoszlásában és a növényi termelésben. Az újraskálázott talajtani paramétereiből többváltozós statisztikai módszerekkel meghatározhatók azok a tényezők, amelyek az adott területen relevánsak az ott termesztett növény

szempontjából, valóban meghatározzák a termés hozamot és a termésbiztonságot. Továbbá olyan additív indexek számíthatók, amelyek a termesztéstechnológia termőhelyhez való alkalmazkodáshoz nyújtanak segítséget.

Irodalomjegyzék

- ANDREWS, S. S., CARROL, C. R. (2001): Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management. *Ecolog. Appl.* 11. (6) pp. 1573-1585.
- ANDREWS, S. S., KARLEN, D. L., MITCHELL, J. P. (2002a): A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agric. Ecos. Environ.* 90. pp. 25-45.
- ANDREWS, S. S., MITCHELL, J. P., MANCINELLI, R., KARLEN, D. L., HARTZ, T. K., HORWATH, W. R., PETTYGROVE, G. S., SCOW, K. M., MUNK, D. S. (2002b): On-farm assessment of soil quality in California's Central Valley. *Agron. J.* 94. pp. 12-23.
- BEHZAD, M., ALBAJI, M., PAPAN, P., NASAB, S.B. (2009): Evan region qualitative soil evaluation for wheat, barley, alfalfa and maize. *Journal of Food Agric. Environ.* 7. (2) pp. 843-851.
- BEKE L. (1933): Mezőgazdasági termelésünk átszervezése természeti adottságok alapján. Kivitelre mit és hol termesszünk? Piatnik Rt. Budapest
- CUTLER, E. J. B. (1962): Soil capability classification based on the genetic soil map. International Soil Conference, New Zealand. Soil Bureau Publication No. 281, New Zealand, pp. 1-8.
- DA COSTA, G.P., DE SOUZA, J.L.M., DE JESUS, M.R.G. (2008): Contrasts between two methodologies used to determine the agricultural potential of land in rural villages located in Rio Negro, Parana State, Brazil. *Acta Scientiarum-Agron.* 30. pp. 687-695.
- DE ARAUJO, J.L., DOS ANJOS, L.H.C., PEREIRA, M.G. (2009): Soil attributes and distinction of pedoenvironments for agriculture in the Mbya Indian Reserve in Ubatuba. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 33. (6) pp. 1765-1776.
- DELARMELINDA, E.A., WADT, P.G.S., DOS ANJOS, L.H.C., MASUTTI, C.S.M., DA SILVA, E.S., COELHO, R.M., SHIMIZU, S.H., DO COUTO, W.H. (2011): Evaluation of agricultural suitability of soils in Acre by different experts. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 35. (6) pp. 1841-1853.
- DE LA ROSA, D. (2005): Soil quality evaluation and monitoring based on land evaluation. *Land Degr. Dev.* 16. pp. 551-559.
- DORAN, J.W., PARKIN, T.B. (1996): Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, J.W., JONES, A.J. (ed.) *Methods for assessing soil quality*. Soil Sci. Soc. Am., Special Publication 49. pp. 25-37.
- DÖMSÖDI J. (2007): A földértékelés, földminősítés módszertani elemzése (rendszerzése) és továbbfejlesztése. *Geodézia és kartográfia.* (3) pp. 26-33.
- ERICKSEN, P.J., MCSWEENEY, K. (1999): Fine-scale analysis of soil quality for various land uses and landforms in central Honduras. *Am J. Alternative Agric.* 14. pp. 146-157.
- GAÁL Z., TÓTH G., VASS J., NIKL I., SPEISER F. (2005): A D-e-Meter intelligens földminősítési rendszer információs technológiája. *Agrárinformatika 2005. Konferencia, Debrecen, 2005. augusztus 23.* pp. 1-6.
- GÉCZY G. (1968): Magyarország mezőgazdasági területe. Akadémiai Kiadó, Budapest

- GLOVER, J.D., REGANOLD, J.P., ANDREWS, P.K. (2000): Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. *Agric. Ecos. Environ.* 80. pp. 29-45.
- GÖRÖG L. (1954): Magyarország mezőgazdasági földrajza. Tervgazdasági Kiadó, Budapest
- KARLEN, D.L., WOLLENHAUPT, N.C., ERBACH, D.C., BERRY, E.C., SWAN, J.B., EASH, N.S., JORDAHL, J.L. (1994a): Crop residue effects on soil quality following 10-years of no-till corn. *Soil Till. Res.* 31. pp. 149-167.
- KARLEN, D.L., WOLLENHAUPT, N.C., ERBACH, D.C., BERRY, E.C., SWAN, J.B. (1994b): Long-term tillage effects on soil quality. *Soil Till. Res.* 32. pp. 313-327.
- KLINGEBIEL, A. A., MONTGOMERY, P. H. (1961): Land Capability Classification. In: DAVIDSON, D. A. (ed.) (1986): *Land Evaluation*. Van Nostrand Reinhold Company, New York, pp. 160-180.
- KURTENER, D., BADENKO, V. (2000): Precision agriculture experimentation on the base of fuzzy models synthesized with GIS. *Asp. Appl. Biol.* 61. pp. 139-143.
- LIEBIG, M.A., VARVEL, G., DORAN, J.W. (2001): A simple performance-based index for assessing multiple agroecosystem functions. *Agron. J.* 336. pp. 313-318.
- MAKÓ A., TÓTH G., MÁTÉ F., HERMANN T. (2007): A talajtermékenység számítása a változati talajtulajdonságok alapján. In: Tóth T. et al. (Szerk.): *Földminőség, földértékelés és földhasználati információ*. Budapest-Keszthely, MTA TAKI, pp. 39-44.
- M CRAE, S. G., BURNHAM, C. P. (1981): *Land Evaluation*. Clarendon Press, Oxford. Monographson Soil Survey, No. 7.
- MUELLER, L., SCHINDLER, U., MIRSCHEL, W., SHEPHERD, G., C. BALL, B., HELMING, K., ROGASIK, J., EULENSTEIN, F., WIGGERING, H. (2010): Assessing the productivity function of soils. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30. pp. 601-614.
- MUELLER, L., SCHINDLER, U., BEHRENDT, A., EULENSTEIN, F., DANNOWSKI, R. (2007): Das Muenchenberg Soil Quality Rating (SQR): ein einfaches Verfahren zur Bewertung der Eignung von Boeden als Farmland. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 110. pp. 515-516.
- SEYBOLD, C.A., MAUSBACH, M.J., KARLEN, D.L., ROGERS, H.H. (1996): Quantification of soil quality. In: LAL R., KIMBLE J.M., FOLLET R.F., STEWART B.A. (eds.). *Advances in Soil Science* CRC Press. Boca Raton. Florida pp. 387-404.
- SCHIPPER, L.A., SPARLING, G.P. (2000): Performance of soil condition indicators across taxonomic groups and land uses. *Soil Soc. Am. J.* 64. pp. 300-311.
- SCHREIER, H., ZULKIFLI, M. A. (1983): A numerical assessment of soil survey data for agricultural management and planning. In: DAVIDSON, D. A. (ed.) (1986): *Land Evaluation*. Van Nostrand Reinhold Co., New York, pp. 285-297.
- STILLWELL, W.G., SEEVER, D.A., EDWARDS, W. (1981): A comparison of weight approximation techniques in multiattribute utility decision making. *Organizational Behavior & Human Performance* 28. (1) pp. 62-77.
- TIESSEN, H., CUEVAS, E., CHACON, P. (1994): The role of organic matter in sustaining soil fertility. *Nature* 371. pp. 783-785.
- WANDER, M.M., BOLLERO, B.A. (1999): Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois. *Soil Sci. Soc. Am.* 63. pp. 961-971.

Talajok tömörödési tulajdonságainak jellemzésére használható tradicionális és újszerű vizsgálati módszerek fejlesztése

Kántor Tamás, Kovács Balázs
Miskolci Egyetem, Környezetgazdálkodási Intézet
3515 Miskolc-Egyetemváros

Összefoglalás

A Föld népességének növekedése által globális problémává vált megfelelő mennyiségű és jó minőségű élelmiszer előállítás. A mezőgazdaság feladatává vált a megnövekedett igények biztosítása, a termőtalaj minőségének megőrzése, a termőképesség fenntartása, javítása. Az egyik legfontosabb feladat a termőtalaj szerkezeti és minőségi változásának nyomon követése, illetve minősítése a későbbi racionális talajhasználat érdekében.

A Miskolci Egyetem, Geotechnikai Talajvizsgáló Laboratóriuma amellett, hogy a hagyományos geotechnikai eljárási módokkal jellemez laza mezőgazdasági talajokat, fontos kutatási és fejlesztési feladatokat is ellát. Fő célunk más tudományterületeken fejlesztett eszközök bevonása a talajvizsgálatokba és a geotechnikai alapvizsgálatok továbbfejlesztése.

Jelen dolgozatban az általunk használt újításokat és fontosabb eredményeket kívánjuk bemutatni, amelyek segíthetik a talajok osztályozásának, jellemzésének pontosabbá tételét a laboratóriumi és terepi geotechnika vizsgálatok szemszögéből.

Abstract

Nowadays the importance of good quality and enough quantity of agricultural fields is much higher and higher. The growing population of the Earth has high needs of food and water as well. The basement of these needs is the soil. Everybody knows that there are a lot of soils all around the World and the behavior of these types are different against stresses.

The Geotechnical Soil Testing Laboratory of University of Miskolc has started to determine unconsolidated loose agricultural soil in the way of geotechnics with standard investigation methods and worked out some innovative methods and equipments for the better results and unorthodox parameterization.

To develop our equipments we used experiences and observations of other parts of science, for example the sensor technology, computer tomography, agro sciences and so on. Thanks to these the geotechnical science is improved and built contact between the applied sciences.

This paper tries to summarize our main results and conclusions of investigations and share these to search new contacts with other parts of science.

Bevezetés

A Miskolci Egyetem, Műszaki Földtudományi Karán működő Agrogeotechnikai Kutatócsoport fő feladata a hagyományos geotechnikai

vizsgálati módszerek és eszközök alkalmazhatóságának vizsgálata különböző konszolidálatlan mezőgazdasági talajokra és szilárd hulladékokra.

A vizsgálati módszereket három csoportra oszthatjuk úgy, mint ödométeres vizsgálatok, triaxiális mérési módszerek, valamint nyíróvizsgálatok. Ezen módszerek hagyományos elvégzését szabványok, empirikus tapasztalatokon alapuló előírások segítik, s ezek által eredményeik is könnyen felhasználhatóak alapozásoknál, gátépítéseknél, talajvizsgálatoknál valamint bármely mérnöki műtárgy tervezésénél illetve kivitelezésénél, amely a talajt, mint teherviselőt használja (Kézdi 1976). A mezőgazdasági talajok vizsgálata során a talajok deformációja és teherbírási jellemzői kiemelten fontosak a művelhetőség és a gépek mobilitása szempontjából, míg a hulladéktestek vizsgálatát ipari igények, a biztonságos hulladék-elhelyezéshez kapcsolódó tervezési törekvések indukálják (Kovács et.al 2007).

Kutatócsoportunk fejlesztési tevékenységének eredményeként mindhárom vizsgálati módszer esetében születtek új megoldások, eszközök, amelyek mind azt szolgálják, hogy a vizsgált anyagról minél több információt kapjunk minél kisebb energia- illetve időráfordítással. Ez azért fontos, mert minél hosszabb ideig és minél több lépésben vizsgálunk egy anyagot, annál nagyobb lesz a mérés során fellépő hibák lehetősége, illetve annál inkább valószínű, hogy az anyagtulajdonságok (pl.: víztartalom, homogenitás) megváltoznak. Hatékony mérési megoldások kidolgozása a szűk határidők miatt is előnyös.

A fentebb említés szintjén bemutatott két vizsgálati módszer eredményeit is felhasználva indultak el a nagyméretű, távlatilag mind egyszerű, mind direkt nyírások elvégzésére alkalmas berendezés fejlesztési, majd kivitelezési munkálatai. A kivitelezéssel párhuzamosan, a mechanikus egységeket vezérlő flexibilis szoftver fejlesztése is zajlott, aminek eredményeképp megszülethetett egy, a hagyományostól eltérő, többlépcsős (Multi-Step, MS) nyíróvizsgálati módszerre is képes nyíróberendezés.

1. Vizsgálati anyag és módszer

Kutatócsoportunk fejlesztési tevékenységének eredményeként mindhárom vizsgálati módszer esetében születtek új megoldások, eszközök, amelyek mind azt szolgálják, hogy a vizsgált anyagról minél több információt kapjunk minél kisebb energia- illetve időráfordítással. Ez azért fontos, mert minél hosszabb ideig és minél több lépésben vizsgálunk egy anyagot, annál nagyobb lesz a mérés során fellépő hibák lehetősége, illetve annál inkább valószínű, hogy az anyagtulajdonságok (pl.: víztartalom, homogenitás) megváltoznak. Hatékony mérési megoldások kidolgozása a szűk határidők miatt is előnyös.

Kutatásaink során különböző mezőgazdasági talajokat használtunk, melyeket Miskolc közeli területekről szereztünk be. A talajok kiválasztásának fő szempontja azok agyagásvány tartalma volt, emellett azok pH-ját, nedvesség tartalmát és kation-csere kapacitását is vizsgáltuk. Ezek alapján háromféle talajjal dolgoztunk:

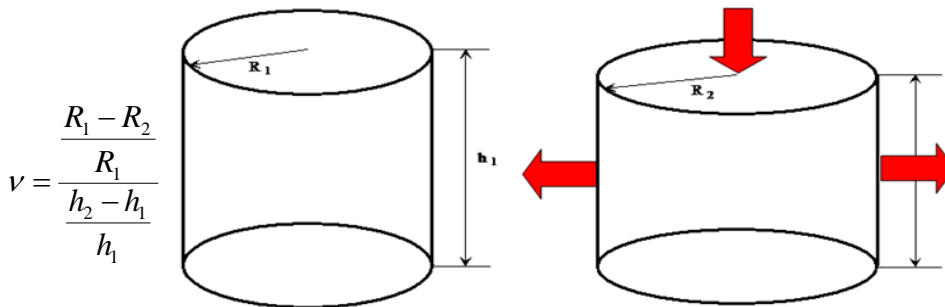
- Homoktalaj
- Vályog talaj
- Agyag talaj

2. Ödométeres és triaxiális vizsgálatok

Ödométeres vizsgálataink során legfőbb újtásként említhető a terhelő- és alaplapba, valamint az ödométeres henger falába épített rádiós nyomásmérő szenzorok alkalmazása, melyek lehetővé teszik, hogy vizsgáljuk az ödométeres vizsgálatok során használt primer vertikális erők és az ezekből eredő, talajon keresztül az oldalfalra átadódó szekunder oldalirányú erők viszonyát. Említésre méltó a 100 mm-es átmérőjű speciális nagyméretű ödométeres egység kifejlesztése.

Kutatásaink során laza, konszolidálatlan mezőgazdasági talajok rugalmas-képlékeny viselkedését vizsgáltuk. Ennek kivitelezésére egy általános triaxiális vizsgáló berendezésre és a hozzá fejlesztett számítógépes szoftverre volt szükség. Ezek tették lehetővé, hogy a mintatestet ciklikus hidrosztatikus terhelésnek vessük alá, mely során a terhelő erőkön kívül a mintatest térfogatváltozását és összenyomódását is alkalmunk volt mérni. Mivel igen laza minták ($e=2,4 - 2,8$) vizsgálatát végezzük el ezért akár 250 cm³-es térfogatváltozások is fellépnek, melyek pontos mérésére speciális térfogatmérő eszközt fejlesztettünk ki. A mérési eredményekkel a laza talajok CAM-CLAY anyagtörvény szerinti viselkedésének paramétereit határoztuk meg (Sárközi et al., 2005.).

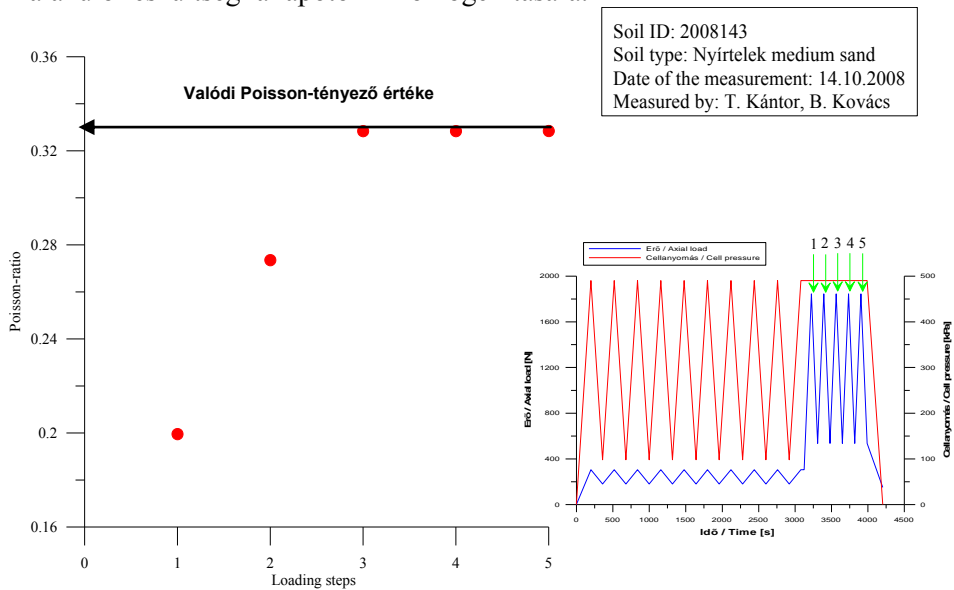
Talajjellemezésre használható paraméter a képlékeny Poisson-tényező is. A Poisson-tényező a talajok deformációját leíró vizsgálati módszer, amely az egységnyi tengely irányú összenyomódás arányában adja meg a mintatest sugarának változását a kiindulási értékhez képest (1. ábra). Ha egy vizsgálat során csak rugalmas (nem maradandó) változás lép fel, akkor Poisson-tényezőről beszélünk, ha viszont maradó alakváltozások is észlelhetők, akkor képlékeny Poisson tényezőnek nevezzük (Kovács et al. 2007.). Laza, konszolidálatlan talajok esetén a tönkremenetel nagyon kis szakaszán észlelhetőek rugalmas alakváltozások (Kézdi), ezért talajok esetén a képlékeny Poisson tényezőt, mint deformációt jellemző paramétert használjuk.



$$\nu = \frac{\frac{R_1 - R_2}{R_1}}{\frac{h_2 - h_1}{h_1}}$$

9. ábra: Poisson-tényező elméleti alapjai

A képlékeny Poisson-tényező meghatározásának eredményei (2. ábra) megmutatták, hogy a talajok normál illetve laterális alakváltozásai jól leírhatók, s ráirányították a figyelmet, hogy a normálfeszültségek hatására laterális feszültségek alakulnak ki, melyeknek fontos szerepe van a talajban kialakuló feszültségi állapotok inhomogenitására.



2. ábra: Poisson-tényező mért értékei

Az inhomogén feszültségtér hatására a talaj hízagtényezője is különbözőségeket mutat, s mivel ez a talaj minden használati formájában fontos paraméter, ezért ennek meghatározására irányuló módszer kidolgozását kezdtük el.

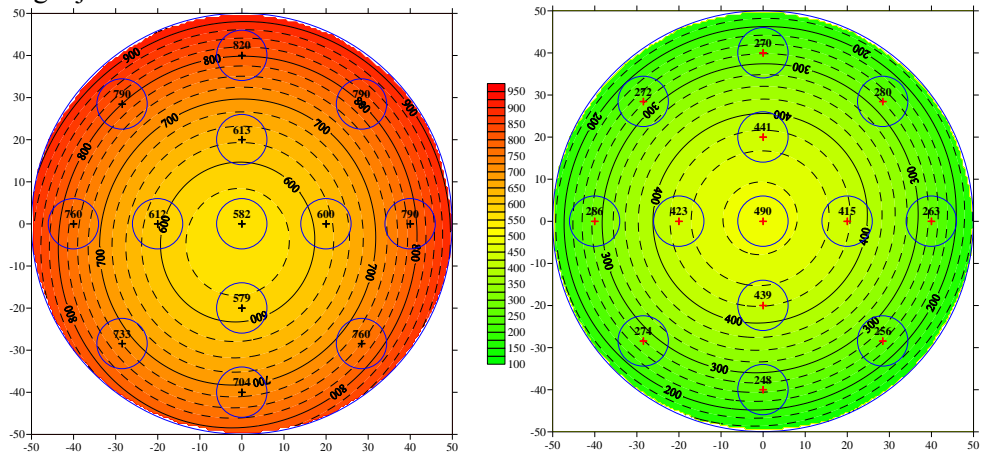
Ennek során két darab 10 cm átmérőjű, 13 db nyomásmérő szenzort tartalmazó terhelő egységet került kifejlesztésre a Geotechnikai Talajvizsgáló Laboratórium és a Pedinfo Kft. együttműködésével. (3. ábra)

Az eszközt mind ödométeres mind triaxiális vizsgálatoknál használhatjuk, mivel vízálló kialakítású és a kommunikációs csatornák vezeték nélküliek.



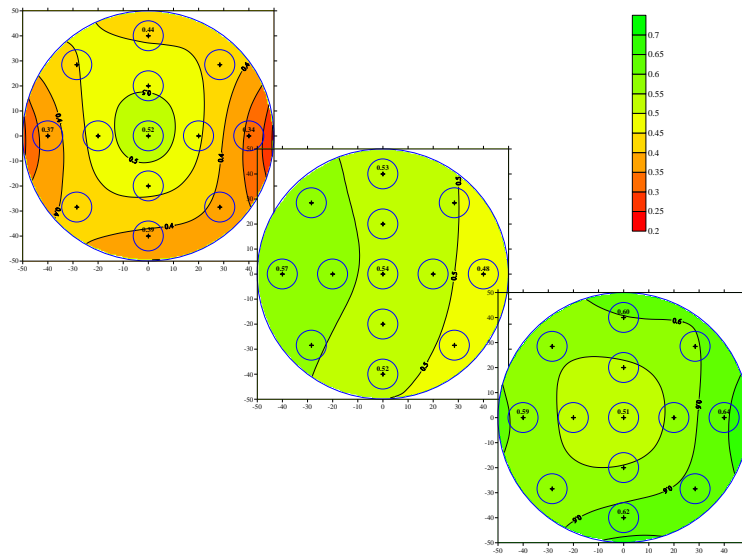
3. ábra: Szenzoros terhelő egység

Számos vizsgálat elvégzése után egy magas mintatesten végzett ödométeres mérés eredményeit foglalja össze a 4. ábra. Az 4. ábra bal oldala a mintatest terhelt, felső részén létrajövő feszültség mezőt mutatja, a jobb oldali pedig a mintatest alján elhelyezett 13 db szenzor adataiból interpolált felületet foglalja össze.



4. ábra: Szenzoros terhelő egység

A 4. ábra jól mutatja, hogy míg a minta felső részén a vizsgálat során alkalmazott 7 báros normál terhelés sugárirányban kifelé növekvő értéket ad, míg a mintatest alján ugyanennek ellenkezője figyelhető meg. Ennek elsődleges oka, a mintatest magasságában keresendő. A vizsgálat során fellépő, a laterális feszültségekből származó, talaj és fal között fellépő súrlódási érték a minta tetején a normálfeszültséggel ellentétes irányú erőket generált melyek a fal mentén mérhető magas értékeket okozták, s ez által kisebb hézagternyezőt (nagyobb tömörség) indukáltak (Kriston et al. 2009.).



5. ábra: Szenzoros terhelő egység

Ennek bizonyítására a mintatestből rögöket emeltünk ki a hézagternyező meghatározására. Ennek eredményeit az 5. ábra foglalja össze, amelyen jól látszik a 4. ábrával való összevetés során, hogy a mérési típusok eredményei között igen erős korreláció van. Ez azt bizonyítja, hogy a nyomásmérésen alapuló feszültségtér leírás alkalmas a talajok tömörödési viselkedésének vizsgálatára. A két mérési módszer közötti átszámítási eljárás kidolgozása még várat magára.

3. Nagyméretű nyíróberendezés

A Miskolci Egyetem egyedi gyártású, speciális vezérlőszoftverrel irányított nagyméretű nyíróberendezése első ránézésre méreteiben tér el egy hagyományos nyíróberendezéstől (Szabó et al., 1992.). A fizikai méreteken túl azonban fontos tényező még az a széles terhelési tartomány is, amin a szerkezet dolgozni képes. Jellemző paramétereit ebben a fejezetben foglaljuk össze.

A nyírógép főbb mechanikus paraméterei

A szerkezet befoglaló méretei impozánsak, szélessége 1400 mm, hosszúsága 4600 mm, magassága pedig eléri a 2300 mm-t, össztömege meghaladja a 5,5 tonnát. Ezen kívül a gép része még egy elektromos és kommunikációs szekrény valamint a hidraulikus rendszert ellátó hidraulika-szivattyú.

Az alapgépet is további három részre oszthatjuk, amelyek a mérések során külön részfeladatokért felelősek. Az első rész a szerkezet minta-előkészítő tere, ahol a vizsgálandó anyag betöltésre kerül az aktuális nyíródobozba, valamint a mérést követően itt építjük ki a nyírásón átesett próbatestet. A középső egységben történnek a mérési folyamatok. Ide csatlakozik be a hidraulikus rendszer, amely a vizsgálatok során a normál irányú terhelést biztosítja, valamint itt található a nyíródobozok felső részét elhúzó megfogó keret, ez felel a nyíródoboz felső részének rögzítéséért, valamint kapcsolatot biztosít a nyírógép harmadik főegységével, a vonóerőért felelős motortérrel (6. ábra). Jelenleg 2 darab elektromotor végzi a vízszintes irányú mozgatást, egy a lassú elhúzásért felelős (LS), a másik a gyors elhúzásokat (HS) végzi. A két motor külön-idejű csatlakoztatását manuális kuplungrendszer biztosítja.



6. Ábra. Nyírógép részei

A nagyméretű nyírógéphez háromféle nyíródoboz áll rendelkezésünkre:

- Nagyméretű nyíródoboz: 700 x 700 x 700 mm
[szélesség x hosszúság x magasság]
- Közepes méretű nyíródoboz: 400 x 400 x 300 mm
[szélesség x hosszúság x magasság]
- Kis nyíróhenger: Ø315 x 300 mm
[átmérő x magasság]

Látható, hogy a szokványostól (100 mm átmérőjű kör keresztmetszetű, vagy 100 mm oldalhosszúságú szögletes minták) eltérően kutatócsoportunk nagy mintákkal dolgozik, ami a fejlesztés része. A nyíródobozok jelentős magasságát a tervezett hagyományostól eltérő vizsgálati megoldások indokolták. A szerkezet moduláris felépítéséből adódóan lehetőség van más nyíródobozok alkalmazására egyéb, a nagyméretű nyíródoboznál kisebb méretekben is (1.Táblázat).

4. Táblázat. Nyírógép főbb paramétere

Minta mérete [mm]:	Nagy nyíródoboz	700 x 700 x 700
	Közepes nyíródoboz	400 x 400 x 300
	Kicsi nyíródoboz	Ø 315 x 300
Normálfeszültség [kPa]	Nagy nyíródoboz	0 - 500
	Közepes nyíródoboz	0 - 1200
	Kicsi nyíródoboz	0 - 1900
Nyírófeszültség [kPa]:		0 - 400
Maximális horizontális elmozdulások [mm]:	Nagy nyíródoboz	100 - 300
	Közepes nyíródoboz	100 - 250
	Kicsi nyíródoboz	20
Horizontális elmozdulás sebességtartománya [mm/min]:	Nyírás	0,001 - 100
	Egyéb tesztek	50 - 500
Mért paraméterek:	<ul style="list-style-type: none"> - Idő [s] - Terhelő erő, illetve feszültség [N, kPa] - Nyíróerő illetve nyírófeszültség [N, kPa] - Horizontális elmozdulás [mm] - Vertikális elmozdulás [mm] 	

3.2. A nyírógép vezérlése

A nagyméretű nyírógépben lévő szenzorok, egyéb elektromos és hidraulikus berendezések összehangolt működése érdekében a szerkezeti kivitelezéssel párhuzamosan a vezérlés fejlesztése is folyt. Ennek keretében egy külön ezzel az egyedileg fejlesztett géppel kommunikáló szoftver írása is megtörtént.

A szoftver alkalmas arra, hogy a nyírógép PLC-jén keresztül kapcsolatban legyen a szenzorokkal, azok jeleit feldolgozza, s egy előre meghatározott vezérlő függvényből számított adat alapján vezérlési utasítást adjon ki a megfelelő egységnek. Jelenleg a hidraulikus rendszer nyomását valamint a horizontális elmozdulás sebességét tudjuk vezérelni.

A vezérlésnél használt előre definiált függvényekben akár töréspontok is beállíthatóak, mind az elhúzás sebességére, mind a hidraulikanyomásra vonatkozóan, így lehetőség van olyan függvények előállítására, amelyben gyorsításokkal, lassításokkal, növekvő illetve csökkenő normálfeszültségekkel szeretnénk a vizsgált anyagunkat terhelni. A szoftverfejlesztés egy többlépcsős folyamat volt, melynek végeredményeként a gép vezérlése alkalmassá vált egy többlépcsős vizsgálati módszer kidolgozására.

A szoftveres vezérlés mellett lehetőség van még a nyírógépre szerelt vezérlőpanel használatával is a gépet mozgásba hozni.

3.3. Feszültségmérő egység a nyírógépben

A nagyméretű nyírógép vezérlésének és széles terhelési tartományainak köszönhetően, s az ödométeres és triaxiális vizsgálatok eredményei alapján elkezdődött egy szenzoros betét fejlesztése és gyártása, amely lehetővé teszi a nagyméretű mintákon végzett nyíróvizsgálatok közben a talajminta felületén kialakuló feszültségek mérését (7. ábra).

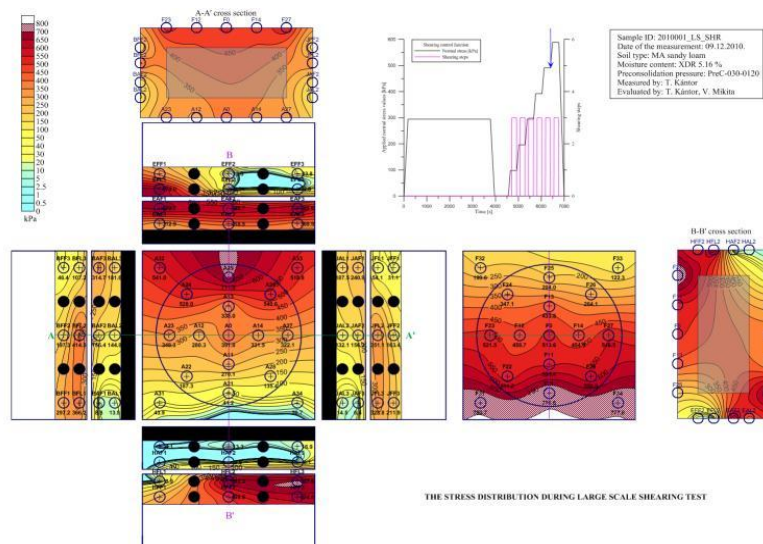


7. ábra Szenzoros nyíródoboz

Az összesen 82 darab szenzor adataiból térbeli feszültségmérő építhető fel a különböző interpolációs eljárásokkal. Ezeket ábrázolva az idő függvényében nyomon követhető a feszültségtér változása, ezáltal meghatározhatók a tömörödési zónák.

A 8. ábra pillanatképet ábrázol. A nyírási folyamat 5. lépése során rögzített értékek jól mutatják, hogy a nyíródobozba helyezett talajmintában a feszültségtér erős inhomogenitást mutat. A 8. ábra jobb oldalán látható hosszirányú metszeten látható legjobban az, hogy haránt irányú

feszültségeloszlás alakult ki, amely kapcsolatban van a szemcsés közegre jellemző belső súrlódási szöggel.



8. ábra Nyíróvizsgálat során rögzített feszültség eloszlási kép

Irodalomjegyzék

KÁNTOR T., KOVÁCS B (2010) Laza, (konszolidálatlan) talajok nyíróvizsgálatai nagyméretű nyíróberendezéssel, Mérnökgeológia Kőzetmechanika, Budapest, Mérnökgeológiai-Kőzetmechanikai Kiskönyvtár 8. kötet 113-122. old., ISBN 978-963313-001-8 (Kántor-Kovács)

T. KÁNTOR, B. KOVÁCS (2011.): Developing of an innovative large-scale shearing machine and conclusions of first measurements. Geotechnical Engineering: New Horizons, pp 267-272. Rotterdam

KÉZDI Á. (1976) Talajmechanikai praktikum Budapest, Tankönyvkiadó

B. KOVÁCS, L. SÁRKÖZI, S. KRISTON, V. MIKITA, T. KÁNTOR Soil mechanical behaviour of soft unconsolidated soils Miskolci Egyetem Közleményei, A sorozat, Bányászat, 72. kötet (2007)

S. KRISTON, T. KÁNTOR, I. CZINKOTA (2009.): The evolution of stress field in loose, agricultural soils, 8th Alps-Adria Sci. Workshop,

SZABÓ, KOVÁCS, CZINEGE. (1992.) Korszerű nyírószilárdságvizsgáló berendezések a Hidrogeológia-Mérnökgeológiai Tanszéken. Ráckeve. Geotechnika konferencia kiadványa , p.72.

A tanulmány/kutató munka a TÁMOP-4.2.1.B-10/2/KONV-2010-0001 jelű projekt részeként – az Új Magyarország Fejlesztési Terv keretében – az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg

**Egy baktériumkészítmény (Bactofil[®] A10) és egy műtrágya
[Ca(NO₃)₂] hatása humuszos homoktalaj felvehető
tápanyagtartalmára és a talaj szén-körforgalmának néhány elemére**

Kátai János – Sándor Zsolt - Jakab Anita– Tállai Magdolna

Debreceni Egyetem Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma,
Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási
Kar, Agrokémiai és Talajtani Intézet, Debrecen

Összefoglalás

Tenyészedényes modell-kísérletben (2008-2010) vizsgáltuk egy baktériumkészítmény (Bactofil[®] A10) és egy műtrágya [Ca(NO₃)₂] különböző dózisainak hatását humuszos homoktalaj (Pallag) néhány tulajdonságára. Tesztnövényünk az angolperje (*Lolium perenne* L.) volt. A talaj nitrát-N- és AL-oldható foszfortartalmát a műtrágya-kezelések dózisa szignifikánsan növelték, a talaj káliumtartalmában nem volt különbség a kezelések hatása között. A baktériumkészítmény kétszeres dózisa statisztikailag is igazolható módon növelte az összes-csíraszámot, a cellulózbontó baktériumok számát, a talajlégzés mértékét, valamint a szacharáz enzim aktivitását. Vizsgálati eredményeink alapján a Bactofil[®] A10 baktériumkészítmény megfelelő dózisa alkalmas lehet a talaj felvehető tápanyagtartalmának növelésére és ezen keresztül biológiai aktivitásának serkentésére. A mikrobiológiai készítmények alkalmazásával lehetőség nyílik - megfelelő alapkezelés mellett - a talajok termékenységének természetes anyagokkal történő megőrzésére.

Summary

Pot experiment (2008-2010) was carried out comparing the effects of a natural (Bactofil[®] A10) and an artificial fertilizer [Ca(NO₃)₂] on certain parameters of the humic sandy soil (Pallag). The test plant was rye-grass (*Lolium perenne* L.). The different dose of artificial fertilizer treatment increased the nitrate-N- and the AL-soluble phosphorus content of the soil significantly, there was no different in the AL-soluble potassium content by the effects of treatments. The applied double dose of bacterial fertilizer increased the total number of bacteria and cellulose decomposing bacteria, the soil respiration, and the sacharase enzyme activity, statistically determined. According our experimental results the adequate dose of Bactofil[®] A10 bacterial products may be suitable for enrich the soil available nutrient content and through stimulate their biological activity, their use possible – by appropriate basic treatment – conservation of soil fertility by natural substances.

Bevezetés

Napjaink mezőgazdaságában, valamint az egészséges élelmiszerek előállításánál is folyamatosan növekszik a környezetünk megővésének igénye, a környezetvédelem jelentősége. A korszerű növénytermesztéssel és mezőgazdasági tevékenységgel szemben így fokozott elvárás a környezetkímélő és fenntartható gazdálkodás.

A talaj tápanyagtartalmának pótlására, illetve szerkezetének javítására a legrégebbi időktől kezdve a szerves trágyázást, mind a zöldtrágyázást használták.

A fokozott termelés azonban maga után vonta a műtrágyák alkalmazását is, amelyek okszerű dózisainak megválasztásával, azok hatásának vizsgálatával különböző talaj-növény rendszerben, illetve a gazdaságos kijuttatásuknak kérdésével ma is számos kutató foglalkozik (Németh, 2006; Vágó et al., 2007). Kutatási eredmények bizonyítják, hogy a műtrágyák alkalmazása megváltoztatja a talajok fizikai, kémiai tulajdonságait, illetve mikrobiológiai jellemzőit (Damaska & Knozková, 1972; Schinner et al., 1980; Zsuposné, 2002). A túlzott kemikáliák használatának egyik legáltalánosabb következményévé vált a talajsavanyodás, melynek hatására megváltozott bizonyos ionok adszorbeálhatósága, így a tápelemek felvehetősége, a talaj mikroorganizmusok mennyisége, faji összetétele (Biró, 2007; Kátai et al., 2009).

A környezetvédelmi problémák megoldásának sürgető igénye miatt napjainkban egyre inkább terjed a talajainkat ért károk mikrobiológiai preparátumok, pl: baktériumkészítmények segítségével történő remediációja. Oltóanyagok alkalmazásával helyre lehet állítani a leromlott talajtermékenységét, így javítani lehet a makro- és mikroelemek felvehetőségét. Szerepük egyre jelentősebb, különösen a „fenntartható” mezőgazdasági termelés gyakorlatában (Biró, 2002a).

Ez indokolta, hogy megvizsgáljuk egy baktériumkészítmény, a Bactofil® A10 és a $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ műtrágya különböző dózisainak hatását savanyú, humuszos homok talajon a talaj néhány kémiai jellemzőjére, valamint talajmikrobiológiai paramétereire.

Vizsgálati anyag és módszer

A tenyészedényes kísérlet beállítására a DE MÉK Agrokémiai és Talajtani Intézetében került sor 2008-2010-ben. A kísérletet véletlen blokk elrendezésben kezelésként a vizsgált években három ismétlésben állítottuk be. A kísérlet talajtípusa humuszos homok – mely a Pallagi Kísérleti telep területéről származott - kémhatása savanyú, $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ 5,53 volt. Minden edénybe egy kg légszáraz talaj került, majd a talajok alapkezelésként 100 mg P_2O_5 és ugyanennyi K_2O -t kaptak kálium-dihidrogén-foszfát és kálium-szulfát közös oldata formájában. A talajok nedvességtartalmát a maximális vízkapacitás 60%-

ára állítottuk be, és naponta állandó tömegre öntöttük. A nitrogént Ca(NO₃)₂ oldat formájában adtuk a talajhoz. Mintavételi időpontjaink minden tenyészévben a kelést követő negyedik és nyolcadik héten voltak. A három ismétlés edényeiből mindkét mintavételezés alkalmával laboratóriumban alapos homogenizálás után végeztük a vizsgálatokat az Agrokémiai és Talajtani Intézet talajkémiai és mikrobiológiai laboratóriumaiban. Tesztnövényként angolperjét (*Lolium perenne* L.) vetettünk. A tenyészedényekben az alkalmazott trágya dózisok – tekintettel az edények méretére – korábbi vizsgálati tapasztalatok alapján - mind a műtrágya, mind a baktériumtrágya esetében emelt dózisok voltak. A kísérletben alkalmazott kezeléseket és dózisokat, valamint azok kijuttatásának módját az **1. táblázat** tartalmazza.

1. táblázat: A kísérletben alkalmazott kezelések és dózisok, valamint azok kijuttatásának módja (Debrecen, Tenyészédes kísérlet 2008-2010)

Kezelések	Dózisok	Fenofázis	Mód
1. Kontroll	-	Vetés előtt DC00	-
2. BACTOFIL® A10	10,75x 10 ⁶ baktérium kg ⁻¹	Vetés előtt DC00	Talajra permetezve
3. BACTOFIL® A10	21,50x 10 ⁶ baktérium kg ⁻¹	Vetés előtt DC00	Talajra permetezve
4. Ca(NO ₃) ₂	100 mg N kg ⁻¹ .	Vetés előtt DC00	Talajra permetezve
5. Ca(NO ₃) ₂	200 mg N kg ⁻¹	Vetés előtt DC00	Talajra permetezve

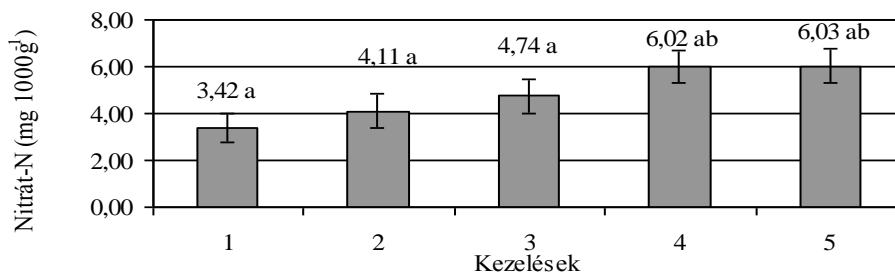
A vizsgálatok során mértük a talaj nitrát-N tartalmát Felföldy (1987) szerint, valamint a talaj AL-oldható foszfor-, és káliumtartalmát (Egner et al., 1960). A talajmikrobiológiai vizsgálatok közül meghatároztuk az összes-csíraszámot (húsleves-agaron), valamint a mikroszkopikus gombák mennyiségét (pepton-glükóz agaron) talaj-vizes szuszpenzióból lemezöntéses módszerrel (Szegei, 1979). A cellulózbontó baktériumok számát Pochon & Tardieux, (1962) legvalószínűbb csíraszám módszerével állapítottuk meg. Mértük továbbá a talajból 10 nap alatt felszabaduló szén-dioxid (Witkamp, 1966. cit. Szegei, 1979) mennyiségét, és a szacharáz (Frankenberger & Johanson, 1983) enzim aktivitását.

Az eredmények statisztikai értékelése során kiszámoltuk a szórást, a szignifikáns differencia értékét 1- és 5%-os szinten. A dolgozatban az eredmények statisztikai értékelését 5%-os valószínűségi szinten végeztük, és az egymástól statisztikailag különböző értékeket a táblázatokban és az ábrákban az „abc” kisbetűivel jelöltük. Továbbá a változók közötti összefüggések feltárására Pearson-féle korreláció analízist végeztünk mindkét tápanyag-utánpótlási mód alkalmazásánál (Huzsvai, 2004).

Eredmények

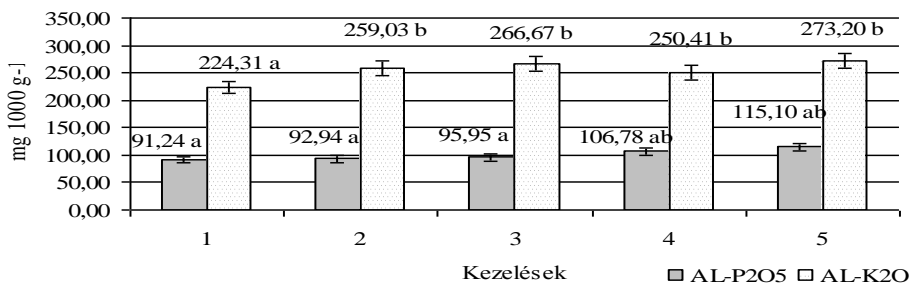
Az eredményeket a három kísérleti év (2008-2010) átlageredményei alapján értékeltük.

A talaj könnyen felvehető tápanyagtartama (1. és 2. ábra) – eltekintve az AL-kálium értékeitől – a *baktériumtrágya* kezeléseiben a kontroll talaj értékeitől szignifikánsan nem változott. Mindhárom tápelemre igaz, hogy az alkalmazott kétszeres dózis mellett meghatározott értékek nagyobbak bizonyultak. A talaj nitrát-N (**1. ábra**), és könnyen felvehető foszfortartalma a Bactofil-kezelésekben kismértékben, míg a talaj káliumtartalma (**2. ábra**) szignifikáns mértékben nőtt. A dózisok hatása között szignifikáns különbséget nem tudtunk kimutatni. A talaj tápanyagtartalma a *műtrágya-kezelésekben* a dózisok növelésével szignifikánsan nőtt. A talaj könnyen felvehető foszfor- és káliumtartalma a kétszeres dózis mellett 1%-os valószínűségi szinten is szignifikánsan nőtt. A műtrágya-kezelések dózisainak hatása között azonban nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget.



SzD_{5%}=2,08 SzD_{1%}=2,85

1. ábra: Tápanyagutánpótlás módjainak hatása a talaj nitrát-N tartalmára (Debrecen, Tenyészedényes kísérlet, 2008-2010)



AL-P₂O₅ SzD_{5%}=12,84 SzD_{1%}=17,59

AL-K₂O SzD_{5%}=24,91 SzD_{1%}=34,12

2. ábra: Tápanyagutánpótlás módjainak hatása a talaj könnyen felvehető foszfor- és káliumtartalmára (Debrecen, Tenyészedényes kísérlet 2008-2010)

A talaj mikrobiológiai tulajdonságai közül öt – a talaj szén-körforgalmához kapcsolódó - paraméterét vizsgáltunk (2. táblázat). A baktériumtrágya-kezelések kétszeres dózisa szignifikánsan növelte az összes-csíraszámot, a cellulózbontó baktériumok mennyiségét, és a talajlégzés mértékét, valamint a szacharáz enzim aktivitását. A Ca(NO₃)₂-műtrágya-kezelések serkentőbbnek bizonyultak a mikrobiológiai tulajdonságokat illetően. Már az alkalmazott egyszeres dózis szignifikánsan növelte a cellulózbontó baktériumok számát – melyek száma két és félszeresére nőtt – illetve a szacharáz enzim aktivitását. A kétszeres dózis minden vizsgált mikrobiológiai tulajdonságot – statisztikailag is igazolható módon – növelt.

2. táblázat: Tápanyagutánpótlás módjainak hatása a talaj néhány mikrobiológiai tulajdonságára (Debrecen, Tenyészedenyes kísérlet 2008-2010)

Kezelések sorszáma	Összes-csíraszám (*10 ⁶ g ⁻¹ talaj)	Mikroszkopikus gombaszám (*10 ³ g ⁻¹ talaj)	Cellulózbontó baktériumok (*10 ³ g ⁻¹ talaj)	CO ₂ -termelés (CO ₂ mg 100g ⁻¹ 10 nap ⁻¹)	Szacharáz (glükóz mg 100 g ⁻¹ 24h ⁻¹)
1	4,00 a	58,55 a	2,56 a	5,15 a	5,03 a
2	4,59 a	59,61 a	3,81 a	5,01 a	6,29 a
3	7,00 b	57,50 a	5,59 ab	5,49 b	7,30 ab
4	4,99 a	64,17 a	*6,38 ab	5,40 ab	*7,88 ab
5	*6,15 ab	65,61 ab	*8,64 c	*6,28 c	*8,19 ab
LSD _{5%}	1,22	6,82	1,71	0,34	1,81
*LSD _{1%}	1,68	9,37	2,35	0,47	2,49

Statisztikai értékelésünk során korreláció analízis segítségével összefüggéseket kerestünk a vizsgált talajtulajdonságok kezelésekre hatására bekövetkező változásai között. Közlésre a dolgozatban azok a korrelációs értékek kerültek, melyek a kétféle tápanyag-utánpótlási forma talajba keverésével statisztikailag egyaránt igazolhatóvá váltak (3. táblázat).

A talaj könnyen felvehető tápanyagtartalmával kapcsolatosan közepes, pozitív irányú kapcsolatot mutattunk ki a talaj nitrát –nitrogén tartalma és az összes-csíraszám (Bactofil® A10-kezelés r=0,635; Ca(NO₃)₂-kezelés r=0,644), valamint a cellulózbontó baktériumok mennyisége között (Bactofil® A10-kezelés r=0,531; Ca(NO₃)₂-kezelés r=0,692). Az AL-foszfortartalom az összes-csíraszámmal szintén közepes korrelációban állt (Bactofil A10-kezelés r=0,584; Ca(NO₃)₂-kezelés r=0,676). A mikrobiológiai tulajdonságok közül az összes-csíraszám a talaj CO₂-termelésével állt közepes, pozitív irányú kapcsolatban (Bactofil® A10-kezelés r=0,590; Ca(NO₃)₂-kezelés r=0,695), továbbá ugyanígy a szacharáz enzim aktivitása és a talajlégzés között is tapasztaltunk kapcsolatot

(Bactofil® A10-kezelés $r=0,534$; $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -kezelés $r=0,687$). A baktériumtrágya kezeléseknél közepes korreláció állt fent a cellulózbontó baktériumok mennyiségi alakulása és az összes-csíraszám között ($r=0,672$).

A kísérletben szoros negatív irányú korrelációt bizonyítottunk a mikroszkopikus gombák száma és a baktériumszám között (Bactofil® A10-kezelés $r=-0,931$; $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -kezelés $r=-0,756$), továbbá szoros, pozitív kapcsolat volt a műtrágya-kezelésekben a cellulózbontó baktériumok mennyisége és az összes-csíraszám között ($r=0,832$).

3. táblázat: Összefüggés a vizsgált talajtulajdonságok között (Debrecen, Tenyészedényes kísérlet 2008-2010) (Pearson-korreláció, $n=18$)

Humuszos homoktalaj		r-érték*	
Vizsgált talajtulajdonságok		Bactofil® A10	$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$
		Közepes	
-	-		
Nitrát-N-tartalom	Összes-csíraszám	0,635	0,644
	Cellulózb. baktériumok	0,531	0,692
AL-foszfortartalom	Összes-csíraszám	0,584	0,676
Összes-csíraszám	CO_2 -termelés	0,590	0,695
Szacharáz		0,534	0,687
Cellulózb. baktériumok	Összes-csíraszám	0,672	-
		Szoros	
-	-		
Mikroszk. gombaszám	Összes-csíraszám	-0,931	-0,756
Cellulózb. baktériumok		-	0,832

*A korreláció 1%-os szinten szignifikáns

Következtetések, javaslatok

A humuszos homok talaj *könnyen felvehető tápanyagtartama* – eltekintve az AL-kálium értékeitől – a *baktériumtrágya kezeléseknél* a kontroll talaj értékeitől szignifikánsan nem változott. Mindhárom vizsgált tápelem értéke az alkalmazott kétszeres dózis mellett bizonyult nagyobbak.

A talaj tápanyagtartalma a *műtrágya-kezelésekben* egyértelműen – szignifikáns módon – nőtt. A dózisok hatása között szignifikáns különbséget nem tudtunk kimutatni, de megállapítottuk, hogy a dózisok növelésével a talaj felvehető tápanyagtökéje nőtt. A talaj könnyen felvehető foszfor- és káliumtartalma a kétszeres dózis mellett 1%-os valószínűségi szinten is szignifikánsan nőtt.

Megállapítottuk továbbá, hogy a baktériumtrágya-kezelések átlagosan a három év adatai alapján 17%-al növelték a talaj könnyen felvehető tápanyagtartalmát, míg a műtrágya-kezelések átlagosan 38%-al. A

tápanyagtartalmi mutatókban mindkét tápanyag-utánpótlási forma kétszeres dózisa mellett határoztuk meg a nagyobb értékeket.

Humuszos homoktalajon a *baktériumkészítmény-kezelések* – eltekintve a dózisoktól – a talaj *mikrobiológiai aktivitását* 24%-al növelték. Serkentőbbnek a kétszeres dózis bizonyult, mely kezelés mellett jelentős mértékben – statisztikailag is igazolható módon – nőtt az összes-csíraszám, a cellulózbontó baktériumok száma, a talajlégzés mértéke, valamint a szacharáz enzim aktivitása. A *Ca(NO₃)₂ műtrágya-kezelésekben* a dózisokkal párhuzamosan növekedtek az aktivitásértékek.

Az eredmények *korrelációs feldolgozása* során mindkét tápanyag-utánpótlási forma talajba keverésével tapasztaltunk néhány összefüggést a vizsgált talajkémiai és talajmikrobiológiai paraméterek között.

A kísérleti eredményeink alapján elmondható, hogy a Bactofil® A10 baktériumkészítmény megfelelő dózisa alkalmas lehet a talaj tápanyagtartalmának szinten tartására, esetleges növelésére és ezen keresztül biológiai aktivitásának serkentésére. Alkalmazásukkal lehetőség nyílik - megfelelő alapkezelés mellett - a talajok termékenységének természetes anyagokkal történő megőrzésére.

Irodalom

- BIRÓ B. 2002a. A mikrobiális oltóanyagok alkalmazási lehetőségei a mezőgazdaságban és a környezetvédelemben. In: Mag, Kutatás, Fejlesztés és Környezet. 2. 29-30 p.
- BIRÓ B. 2007. „Fitotechnológiák a fenntartható földhasználat és az élelmiszerbiztonság szolgálatában”. „Arbuskuláris mikorrhiza termékek és alkalmazásuk a mezőgazdaságban” (A COST 8. 59. és 8. 70. számú akciói). Agrokémia és Talajtan, Vol. 56. No. 1 pp 191-192.
- DAMASKA, J. & KNOZKOVÁ, E., 1972. The effect of organic and mineral fertilisation on the seasonal dynamic of soil respiration. Ved. Pr. Vyzk. Ust. Rostl. Vyr. Praze-Ruzyni, Praha. 17. 91-98.
- FELFÖLDY, L. 1987. A biológiai vízminősítés. (4. Javított és bővített kiadás). Budapest. 172-174.
- FRANKENBERGER, W. T. & JOHANSON J. B. 1983. Method of measuring invertase activity in soil. Plant and Soil 74; 301-311.
- EGNER, H. - RIEM, H. & DOMONGO, W. R. 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Kungl. Lantbrukshögskolans Annaler, 26: 199-215.
- HUZSVAI, L., 2004. Biometric methods in SPSS. SPSS applications. (In Hungarian) Manuscript. Debrecen University, Debrecen. 75-77.
- KÁTAL, J. – ZSUPOSNÉ, O. Á. – SÁNDOR, ZS. & TÁLLAI, M. 2009. Soil microbiological consequences of the stress effect of soil acidification in a long term experiment. Cereal Research Communication, Vol 37/1. Bosnia – Hercegovina, Neum. 403-406.

- NÉMETH, T. 2006. Nitrogen in the soil-plant system, nitrogen balances. Cereal Research Communications, Proceedings of the V. Alps-Adria Workshop Opatija, Croatia, 6-11 March, 2006, Vol. 34. No. 1. Akadémiai Kiadó, 61-65.
- POCHON, J. & TARDIEUX, P. 1962. Techniques D'Analyse en Micobiologie du Sol. Collection „Techniques de Base”. 102.
- SCHINNER, F. A. – NIEDERBACHER, R. & NEUWINGER, I. 1980. Influence of compound fertilizer and cupric sulfate on soil enzymes and CO₂-evolution. Plant and Soil. Vol. 57. Iss. 1. 85-93.
- SZEGI J. 1979. Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 250-256.
- VÁGÓ, I. – KOVÁCS BALLA, A. & NAGY P. T. 2007. Effect of boron, calcium and magnesium foliar fertilization on apple (*Malus domestica*) yields. Cereal Research Communications, Vol. 35. No. 2. pp. 1261-1264.
- ZSUPOSNÉ O. Á. 2002. Javítás hatása a talajtulajdonságokra és a talajmikrobákra agyagbemosódásos barna erdőtalajon. In: Talaj és Környezet (szerk: Kátai J.- Jávor A.). Talaj és Környezet Tudományos Ülés. ISBN: 9639274313. DE Agrártudományi Centrum. Konf. Kiadvány. 268-280.
- WITKAMP, M. 1966. Decomposition of leaf litter in relation to environment microflora and microbial respiration. Ecology, 47. 194-201.

A talaj tápanyag-szolgáltató képességének változása bio- és hagyományos termesztésben

Kincses Sándorné, Balláné Kovács Andrea, Kremper Rita
DE AGTC MÉK Agrokémiai és Talajtani Intézet

Összefoglalás

A kísérletünket, melynek eredményeit e dolgozatban foglaltuk össze, vöröshagyma (*Allium cepa* L.) tesztnövényvel állítottuk be 2011 tavaszán a DE AGTC MÉK Agrokémiai és Talajtani Intézetének tenyészedeny házában, pallagi humuszos homoktalajon A kísérlet során 35 edényben, 2,5 kg talajon termesztettünk 4-4 db vöröshagymát. 15 edénybe műtrágyával (NPK), 15-be érett szerves marh trágyával (Bio) pótoltuk a tápanyagokat, míg 5 edény képezte a kontrollt. A kísérlet felszámolását a hagyma piacos állapotában (zöldhagyma) végeztük el. Ekkor vettük a növény - és a talajmintákat.

A növényminták tömege mellett azok elemtartalmát is meghatároztuk, így ezek ismeretében terméssel kivont mennyiségeket számoltunk. Vizsgáltuk a talajminták 0,01M-os CaCl_2 oldható elemkoncentrációit és pH-ját. Eredményeinkből két fontos nem trágyázott elem változását mutatjuk be.

Kísérleti eredményeink alapján megállapíthatjuk, hogy

- a műtrágyákkal kijuttatott tápanyagok termésnövelő hatása nagyobb volt, mint az ugyanabban az időben (tenyészidőszak elején) szerves trágyával pótolta anyagoké,
- a műtrágyázott növények föld alatti és feletti részének tömegaránya a vásárlók szempontjából kedvezőtlenebbül alakult, mint a biotermesztésűeké,
- a talaj pH-ja a tenyészidőszakban a műtrágyázott kezeléseknél csökkent, mely a további termesztéseknél problémát okozhat, míg a szerves trágyát kapott kezeléseknél talajának pH-ja kismértékben emelkedett,
- A talajok 0,01M-os CaCl_2 -oldható Mn-koncentrációja a műtrágyázott kezelésben a tenyészidőszak végére emelkedett, A szerves trágyázott talajoknál ez a probléma nem merülhet fel.
- A talajok 0,01M-os CaCl_2 -oldható Mg-koncentrációja a bio kezelésű talajoknál a tenyészidőszak végére alig változott, így megfelelő mennyiséget tud szolgáltatni magnéziumból a következő tenyészidőszak növényeinek is. A műtrágyázott kezeléseknél talajainak 0,01M-os CaCl_2 -oldható Mg-tartalma a termesztés hatására lecsökkent, így hosszú távú termesztésnél a magnézium pótlásáról is gondoskodni kell.

A talajok vizsgált paramétereinek összehasonlításával újabb adatokat szeretnénk szolgáltatni arról, hogy a különböző termesztésmód során, a talaj tápanyag-szolgáltató képessége hogyan változik, néhány nem trágyázott elem esetében.

Summary

A greenhouse experiment was carried out with bulb onion test plant on humus sandy soil from Pallag at the Agrochemical and Soil Science Department of Debrecen University in 2011. Four onions were planted in a pot containing 2,5 kg soil. We applied NPK fertilizers by 15 pots, organic cattle manure by another 15 pots, and we set 5 pots as control treatment. We harvested the onion in its green state as it can be bought in a market. Mass and element content of the plant samples were determined, so we could calculate the element uptake as well. Beyond it we measured the 0.01M CaCl₂ soluble element content of the soils, and the pH of the soil samples. In this paper the change of two important elements is demonstrated from our results.

We drew the following conclusions:

- The yield increasing effect of fertilizers is greater than that of organic manure that is applied at the beginning of the experiment.
- The mass ratio of underground and above ground plant parts was more unfavourable by fertilizers than by organic manure (from the aspect of customers).
- The pH of the soil decreased in case of fertilizers treatment, which can cause problems by further plant productions, while the soil pH raised to a slight extent in case of manure treatment.
- The 0.01M CaCl₂ soluble Mn concentration is also raised by the fertilized soil samples. This problem can not occur by applying organic manure.
- The 0.01M CaCl₂ soluble Mg concentration did not change significantly at bio-treated soils during the experiment. The 0.01M CaCl₂ soluble Mg concentration of fertilized soils decreased, so by long term plant production the Mg is to be supplied also.

Comparing some soil parameters we would like to provide further data on how soil nutrient providing ability changes during various plant production ways for some non-fertilized elements.

Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben a mezőgazdaság fő feladata az volt, hogy elegendő mennyiségű és megfelelő minőségű élelmiszert és ipari alapanyagot állítson elő. A növénytermesztésben a természettel elvont tápelemeket - szerves trágyák mellett - elsősorban műtrágyákkal pótolták, melyek szakszerűtlen használata, illetve túladagolása környezetkárosító lehet (LOCH – NOSTICZIUS, 1992). A nagy műtrágya dózisok alkalmazása talajsavanyodást idézhet elő (CHANDER – ABROL, 1972; FELIZARDO et al., 1972; NAGY P.T, 2003; NAGY et al. 2007). A talajok kémhatása közvetlenül és közvetve hat a növények életére, a termésük mennyiségére és minőségére. Közvetlen hatása a tápanyagok oldódásában, azok felvételében érvényesül. A közvetett hatásként említhetjük a talajmikrobák életének befolyásolását és ezáltal a tápelemek mobilizációjának módosítását.

Ma már - a cél elérése mellett - az is fontos szemponttá vált, hogy a termelés során csökkenjen, illetve megszűnjön az agrárium okozta környezeti terhelés, a vegyszerfelhasználás minimalizálódjon. Ebből a törekvésből fejlődött ki az egész fejlett világban sikeres biogazdálkodás. Hazánkban is elterjedtek a környezetkímélő gazdálkodási formák, ahol a vegyi készítmények alkalmazása nélkül megőrzik, sőt javítják a talaj termékenységét (VERES et al. 2007; SHEN 1997; ZSUPOSNÉ 2007), igyekeznek a talajszerkezet és a talajban élő szervezetek egyensúlyának fenntartására. A talaj szervesanyag-tartalmának a növelésével mérséklük az ásványi tápanyagok kilúgozódását, kimosódását.

Anyagok és módszer

A vöröshagyma (*Allium cepa* L.) tesztnövényvel végzett kísérletet 2011 tavaszán állítottuk be a DE AGTC MÉK Agrokémiai és Talajtani Intézetének tenyészedény házában, pallagi humuszos homoktalajon.

A talaj legfontosabb fizikai-kémiai jellemzőit a 1. táblázatban mutatjuk be.

1. táblázat: Pallagi humuszos homoktalaj jellemzői

Humusz %	1,4
pH (CaCl ₂)	5,84
CaCl ₂ -os NO ₃ ⁻ (mg/kg)	6,15
CaCl ₂ -os NH ₄ ⁺ (mg/kg)	1,91
CaCl ₂ -os szerves N (mg/kg)	7,55
CaCl ₂ -os összes N (mg/kg)	15,6
CaCl ₂ -os K (mg/kg)	159
CaCl ₂ -os Mg (mg/kg)	9,65
CaCl ₂ -os Mn (mg/kg)	11,75
AL-Mg (mg/kg)	118
AL-Ca (mg/kg)	1185
AL-P ₂ O ₅ (mg/kg)	274
AL-K ₂ O (mg/kg)	286,6

A talajadatok alapján a talaj nitrogénre közepesen-megfelelően ellátott, káliumra nézve igen jól ellátott, míg foszfortartalma soknak mondható.

A kísérlet során 35 edényben, 2,5 kg talajon termesztettünk 4-4 db vöröshagymát. 15 edénybe műtrágyával (NPK), 15-be érett szerves marhatrágyával (Bio) pótoltuk a tápanyagokat, míg 5 edény képezte a kontrollt. Az alkalmazott kezeléseket a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat: Az alkalmazott kezelések

Mintaszám	Kezelések	Tápanyagmennyiség (g/edény)
1-15	NPK (hagyományos)	0,25 g N 0,15 g P ₂ O ₅ 0,27 g K ₂ O
16-30	Bio	0,25 g N 0,15 g P ₂ O ₅ 0,27 g K ₂ O
31-35	Kontroll	-

Az NPK kezelésnél a nitrogént és a foszfort ammónium-dihidrogén-foszfát és ammónium-nitrát oldat formájában, míg a káliumot kálium-klorid oldat formájában juttattuk a talajokba. A Bio kezelés esetében érett marhatrágyával ugyanolyan mennyiségű tápanyagokat vittünk be.

A vetés (dughagymával) április 27-én, míg a kelés május 9-én történt.

A tenyészedenyek naponkénti súlyra öntözésével biztosítottuk a maximális vízvisszatartó képesség 60 %-ának megfelelő vízellátottsági szintet.

A kísérlet felszámolását a hagyma piacos állapotában, június 21-én végeztük el. Ekkor vettük a növény-és a talajmintákat.

A vöröshagyma elemtartalmának meghatározása iCAP 6300 Dual (ThermoFisher Scientific) típusú ICP-OES készülékkel történt, HNO₃-as - H₂O₂-os roncsolatból.

A hagyma termésének száraztömegét, annak elemtartalmát felhasználva kivont mennyiségeket számoltunk. Ezeket az eredményeket is feldolgoztuk a dolgozatban.

A talaj 0,01 M CaCl₂-os pH-ját (HOUBA et al., 1994; JÁSZBERÉNYI et al., 1994) üveg-kalomel kombinált elektróddal (Radelkis OP-0808P digitális pH-mérő) mértük. A szűrllet Mg- és Mn-tartalmát atomabszorpciós spektrofotométerrel (Varian AA10 Plus) határoztuk meg.

Eredményeink statisztikai kiértékeléséhez a Microsoft Excel egytényezős varianciaanalízis programját használtuk fel.

Eredmények

Terméseredmények

3. táblázat: A zöldhagyma föld feletti és a föld alatti részének nedves tömege, a termésével a talajból kivont magnézium és mangán mennyisége

Kezelések (a)	Nedves tömeg (g/edény)		Terméssel kivont Mg (mg/edény) (e)	Terméssel kivont Mn (mg/edény) (f)
	föld feletti rész ©	föld alatti rész (d)		
NPK	36,0	31,3	15,7	9,0
BIO	17,7	23,0	9,5	6,2
KONTROL	16,1	21,3	8,2	5,5
SzD _{5%}	12,5	6,1	4,5	2,1

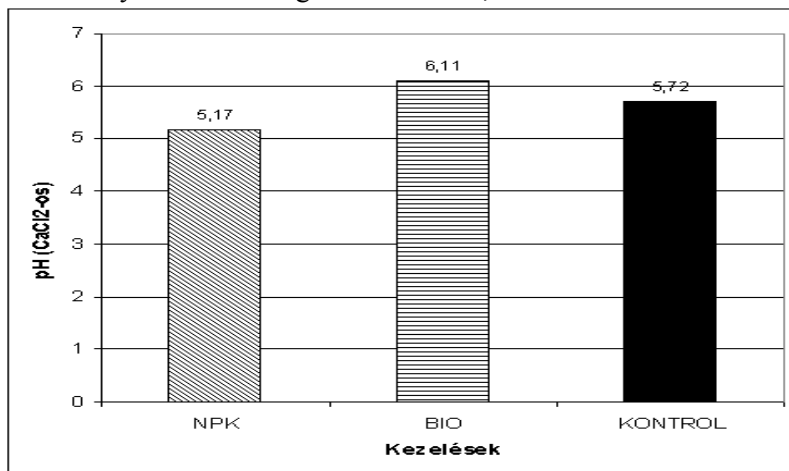
A 3. táblázatban, ahol a zöldhagyma föld feletti és föld alatti nedves tömegét mutatjuk be, látható, hogy a műtrágyázott hagymák tömege, statisztikailag igazolhatóan, nagyobb volt, mint a bio kezelésűeké és a kontrolé. Az adatokból az is megállapítható, hogy míg a bio és a kontrol növényeknél a föld alatti rész tömege volt a nagyobb, addig a műtrágyázott kezelésekben a föld feletti rész.

A nem trágyázott elemek közül az egyik fontos makroelem a Mg. A 3. táblázat adatai szerint a legnagyobb termést produkáló NPK kezelések növényei vették fel a talajból a legtöbb magnéziumot. (Ez statisztikailag is igazolható.) A bio termesztésben növő növények és a kontrol növények kevesebb Mg –ot vontak ki a talajból.

A nem trágyázott mikroelemek közül a mangánból (3. táblázat), a Mg-hoz hasonlóan, a műtrágyát kapott kezelések növényei vonták ki a legtöbbet a talajból, míg a kontrol növények a legkevesebbet.

A 0,01M-os CaCl₂-os talajoldatból mért eredmények

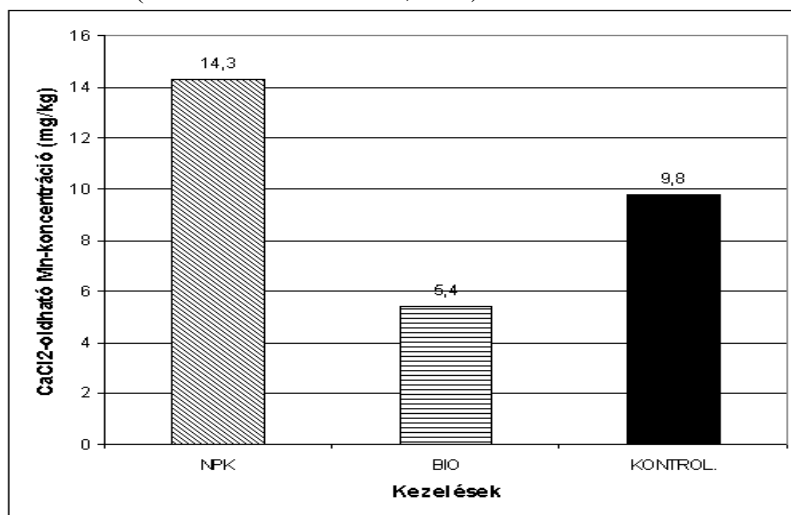
A 0,01M-os CaCl₂-os pH eredményeket a 1. ábrán mutatjuk be. Az ábráról leolvasható, hogy a tápanyag-utánpótlás módja, nagymértékben módosította a talaj kémhatását. A kísérlet beállításakor mért 5,84-es pH-érték a tenyészidőszak végére alig csökkent a kontroll edényekben, míg a műtrágyák talajsavanyító hatása ebben a kísérletben is mérhető volt. A szerves trágyát kapott kezelések talajának kémhatása a tenyészidőszak végére növekedett, kedvezőbbé vált.



1. ábra: A talajok 0,01M-os CaCl₂-os pH értékei

A 2. ábrán a kísérlet talajainak 0,01M-os CaCl_2 -oldható Mn-koncentrációit mutatjuk be.

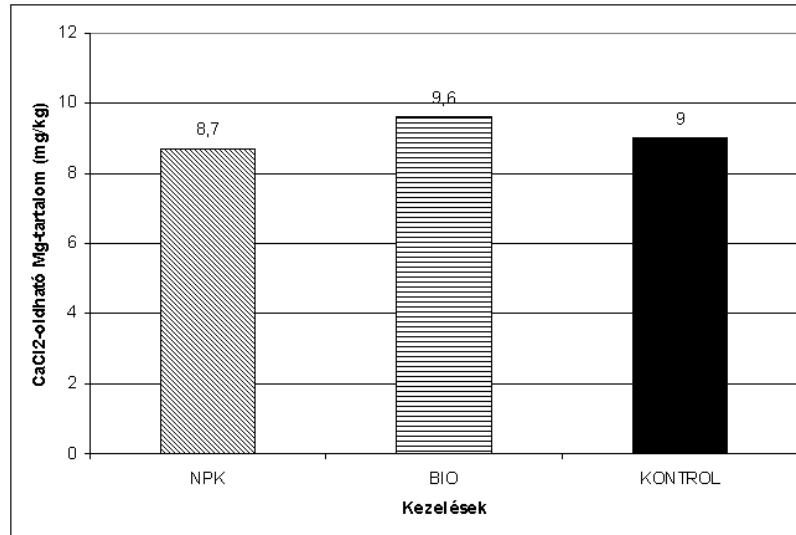
Ennek a nem trágyázott mikroelemnek, a legtöbb mikroelemhez hasonlóan, az oldhatósága megnövekszik savanyú kémhatású talajokban. Erősen savanyú talajoknál toxikus mennyiségű mikrotápelem oldódás és felvétel is bekövetkezhet (LOCH-NOSTICZIUS,1992).



2. ábra: A talajok 0,01M-os CaCl_2 -os Mn-koncentrációja ($\text{SzD}_{5\%} : 5,0$)

A kísérlet eredményei szerint, bár a műtrágyázott növények vontak ki a talajból a legtöbb mangánt, mégis a tenyésztés végén a növények számára könnyen felvehető Mn-formából ezen kezelések talajaiban volt a legnagyobb mért érték. A kiugróan magas Mn-tartalom, mely több, mint a tenyésztés elején (11,75 mg/kg), a talaj kémhatásának savanyodásával magyarázható. Eredményeink statisztikailag igazolhatóak.

A talajok CaCl_2 -oldható Mg-koncentrációit a tenyésztés végén a 3. ábrán mutatjuk be.



3. ábra: A talajok 0,01M-os CaCl₂-os Mg-koncentrációja (SzD_{5%} : 0,52)

A kísérlet eredményei szerint a talaj CaCl₂-oldható Mg-tartalma a bio kezeléseknel a tenyészidőszak alatt alig csökkent. A műtrágyát kapó növények talajaiban mértük a legkisebb Mg-koncentrációt. A kiindulási koncentráció (9,65 mg/kg) közel 10%-kal csökkent. Ez az eredmény is azt mutatja, hogy a hagyományos termesztésmódban a Mg tápanyag-utánpótlásáról is gondoskodni kell.

Következtetések

Kísérleti eredményeink alapján megállapíthatjuk, hogy a műtrágyákkal kijuttatott tápanyagok termésmenővelő hatása nagyobb volt, mint az ugyanabban az időben (tenyészidőszak elején) szerves trágyával pótolta anyagoké.

A műtrágyákban a tápanyagok a növények számára könnyen felvehető formában vannak jelen, míg az érett szerves trágyák tápanyagainak egy részét csak a talajban élő mikroorganizmusok élettevékenysége általi átalakulása után tudnak a növények hasznosítani. A szerves trágyákat hamarabb ki kell juttatni a talajba, mint a műtrágyákat.

A könnyen és nagy mennyiségben felvett nitrogén (NPK) arányaiban jobban növelte a föld feletti rész tömegét, így a műtrágyázott növények föld alatti és feletti részének tömegaránya a vásárlók szempontjából kedvezőtlenebbül alakult, mint a biotermesztésűeké. A vizsgálati eredmények szerint a talaj pH-ja a tenyészidőszakban a műtrágyázott kezelésekben csökkent, mely a további termesztéseknél problémát okozhat.

A szerves trágyát kapott kezelések talajának pH-ja kismértékben emelkedett, így a talaj ezen tulajdonsága a következő tenyészidőszakra kedvezőbbé vált.

A talajok 0,01M-os CaCl_2 -oldható Mn-koncentrációja a műtrágyázott kezelésben a tenyészidőszak végére - a termesztés ellenére- emelkedett, mely a műtrágyák talajsavanyító hatásával magyarázható. Sok éves termesztés után, egy rosszul pufferoló talaj esetében a Mn oldódása olyan nagymértékűvé válhat, hogy az a növények toxicitásához is vezethet. A szerves trágyázott talajoknál ez a probléma nem merülhet fel.

A nemtrágyázott Mg 0,01M-os CaCl_2 -oldható mennyiségét vizsgálva megállapíthatjuk, hogy a bio kezelésű talajoknál a tenyészidőszak végére, a talaj ezen magnézium frakciója alig változott, így megfelelő mennyiséget tud szolgáltatni a következő tenyészidőszak növényeinek is. A szerves trágyák N, P és K mellett más tápelemeket, így Mg-ot is tartalmaznak. A szerves trágyák kijuttatásával (nagy részben) pótolható a talajból a terméssel kivont Mg-mennyisége. A műtrágyázott kezelések talajainak 0,01M-os CaCl_2 -oldható Mg-tartalma a termesztés hatására lecsökkent, így hosszú távú termesztésnél a magnézium pótlásáról is gondoskodni kell.

Irodalomjegyzék

- CHANDER, H. & ABROL, I. P. 1972: Effect of three nitrogenous fertilizers on the solution composition of a saline sodic soil. *Commun. Soil Sci. Pl. Ana.*, **3**, 1. 51-56.
- FELIZARDO, B. C.; BENSON, N. R.; CHENG, H. H. (1972): Nitrogen, salinity, and acidity distribution in an irrigated orchard soil as affected by placement of nitrogen fertilizers. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **36**: 803-808.
- HOUBA, V.J.G.; NOVOZAMSKY, I.; TEMMINGHOFF, E. (1994): Soil and plant analysis. Part 5A. Soil analysis procedures extraction with 0.01 M CaCl_2 – Wageningen Agricultural University Wageningen 12-22 pp.**
- JÁSZBERÉNYI, I.; LOCH, J.; SARKADI, J. (1994): Experiences with 0.01 M CaCl_2 as an extraction reagent for use as a soil testing procedure in Hungary – *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* vol. **25** 1771-1777 pp.**
- LOCH J. & NOSTICZIUS Á. (1992): *Agrokémia és növényvédelmi kémia*. Mezőgazda kiadó, Budapest 18-20pp.
- NAGY P. T. (2003): A trágyázás hatása a 0,01 M kalcium-kloridban oldható nitrogénformák mennyiségének változására. *Agrártudományi Közlemények* 10. 166-170.
- NAGY, P.T.; LAZÁNYI, J.; LOCH, J. (2007): Comparative analysis of chemical and biological soil examination to determine the plant available N content of soil in the Nyírlugos long term field experiments. *Joint International Conference on Long-term Experiments, Agricultural Research and Natural Resources*. pp.226-233.
- SHEN, D. (1997): Microbial diversity and application of microbial products for agricultural purposes in China – *Agric. Ecosyst. Environ.* vol. 62 237-245 pp.
- VERES, SZ., LÉVAI, L., MÉSZÁROS, I., GAJDOS, É. (2007): The effects of bio-fertilizers and nitrogen nutrition on the physiology of maize. *Cereal Research Communications* 35, 2. 1297-1300
- ZSUPOSNÉ, Á. O. (2007): Changes of biological activity in different soil types. *Cereal Research Communications*, **35**: 2. 861-864.

A Tardonai-dombságra jellemző, aszimmetrikus keresztmetszetű völgy katénája

Kovács Károly Zoltán, PhD hallgató
Miskolci Egyetem, Műszaki Földtudományi Kar, Földrajz Intézet

Összefoglalás

A talajsorozatok (katénák) vizsgálata rámutat a talajtípusok térbeli egymásmellettségének összefüggéseire, mely ismeretek a talajtérképezés terepi munkáit gyorsítják, leegyszerűsítik. Ismerve a domborzat, a földtani adottságok és az ezekkel összefüggésben lévő talajjellemzők kapcsolatát képesek vagyunk nagy területek talajtani jellemzőit, viszonylag kevés adatból képezni. Munkám célja, egy konkrét példa alapján, ezen „exportálható” paraméterek felkutatása.

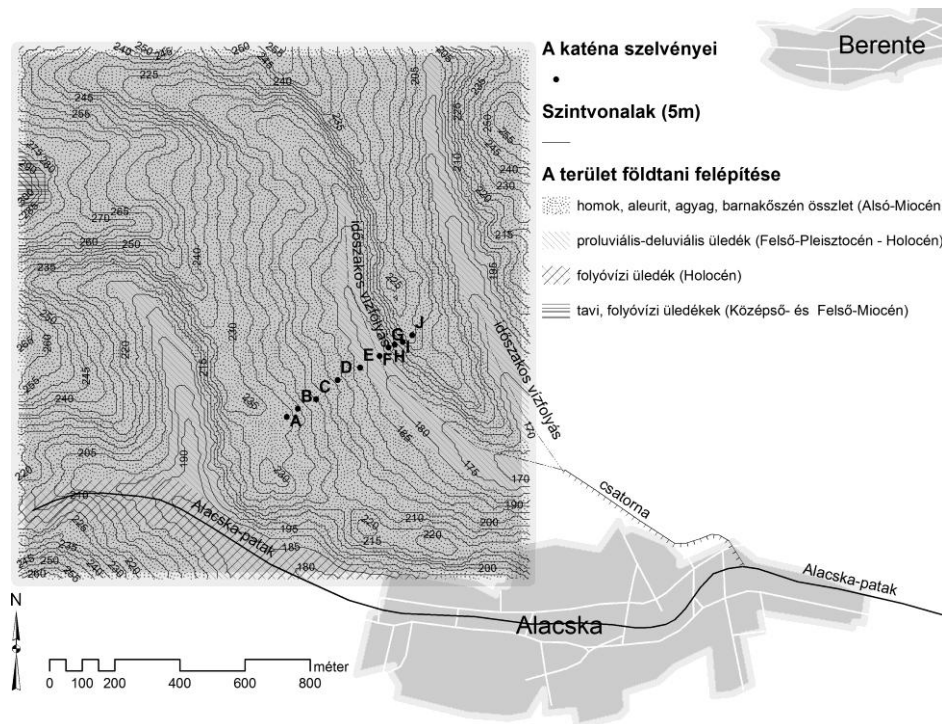
Abstract

The studies of catena indicate the correlation of the adjacency of soil types, that information reduce and accelerate the field work of soil mapping. Knowing the relief, the geological (parent material) characteristics of the studied area and the correlation between these factors and certain soil characteristics makes possible to model soil data of larger areas using few measured data. In this study these certain soil characteristics are sought by a particular example.

A szelvények környezetének leírása

Az általam vizsgált talajsorozat az Alacska-patak felső szakaszán, Alacska falutól 1 km-re ÉK-re található, a Tardonai-dombság területén (*1.ábra*). A kutatásom szempontjából érdekes aszimmetrikus keresztmetszetű völgy a pliocén-pleisztocén folyamán lejátszódó élénk tektonikai mozgások felszínalakító munkájának eredménye, az ekkor létrejövő DNy-ÉK irányú törések, illetve a törések mentén kialakuló völgyek szabdalják fel a bükki hegyláb felszínt. Később az újpleisztocén-óhlocén idején lejátszódó mozgásokkal magyarázható a völgyek széles torkolati szakaszának lesüllyedése, valamint a köztük lévő táblatöredékek kiemelkedése, mely darabok az Alacska-patak völgye mentén a kiemelkedés mellett meg is billentek, így hozva létre az aszimmetrikus völgykeresztmetszetet (*1.ábra*). A Tardonai-dombság felszínének körülbelül 60%-át fedi alsó miocén homok, kavics, agyag. Ezek előfordulása a középső, illetve K-i részeken uralkodó, mely területen található az Alacska-patak völgye. A vizsgált katéna talajképző kőzete a

völgy mindkét lejtőjén ez az alsó miocén meszes homok, a völgytalpon pedig felső-pleisztocén – holocén proluviális-deluviális üledékek (1.ábra).



1.ábra - A katéna környezetének földtani, domborzati és topográfiai viszonyai
(Készítette: Kovács Károly Zoltán)

A katéna három különböző adottságú részből áll. A völgy első egysége a lankás (változóan 8-15 %), ÉK-i kitettséű oldal, ehhez az **A, B, C, D** és **E** jelű szelvények tartoznak. A feltárt talajszelvények mélysége 80 cm, a talajképző kőzetet nem sikerült elérni. A terület szántó volt, de utoljára az 1970-es években szántották, azóta kaszáló, melyet éves rendszerességgel égetnek. Az **A, B, C** és **D** jelű szelvények genetikai talajtípusa agyagbemosódásos barna erdőtalaj, melynek „A” szintjén a hajdani szántás nyomai látszanak. Az **E** szelvény, a lankás lejtő alján, pszeudoglejes barna erdőtalaj, melynek legfelső szintje szintén bolygatott.

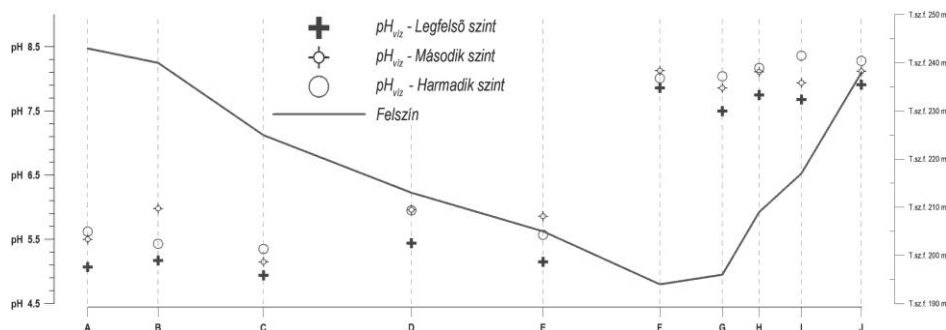
Második egység a völgytalp. Patak csak nagy esőzések idején folyik az apró, időszakos mederben. A talaj itt igen mély, az **F** szelvény

típusos réti talaj, a **G** jelű pedig lejtőhordalék talaj. Ezt a területet is rendszeresen égetik, egyéb antropogén hatás nem valószínű.

A katéna harmadik egysége a DNy-i kitétséggű, meredek (25-35%) oldal, melyről a **H**, **I** és **J** jelű szelvények adnak információt. Ezen a lejtőn évtizedekkel ezelőtti szőlőművelés nyomai láthatók, jelenleg rendszeresen égetett, kaszáló jellegű rét. A **H** és **I** szelvények talajtípusa humuszos homok, míg a **J** jelű szelvény jelenleg humuszos homokként osztályozható, de környezetét megvizsgálva feltételezhető, hogy a lankás oldal talajaihoz hasonló agyagbemosódásos barna erdőtalaj volt, melynek kilúgzási és felhalmozódási szintjét a mezőgazdasági művelés hatására felgyorsult erózió faragta le.

A katénán belüli összefüggések

Alapvetően feltételezhetjük, hogy a völgy teljes keresztmetszetében azonos a talajképző kőzet, végig ugyanaz a miocén meszes homok. Először tehát érdekes megnézni, milyen különbségeket mutatnak a pH értékek (2. és 3. ábra) és a karbonát-tartalom adatok (4. ábra). Mint a grafikonokon is jól látszik, óriási a különbség a völgy két különböző meredekségű oldala között. Egyértelműen megfigyelhető, milyen fontos a talajképző tényezők sorában a felszín, a domborzat.



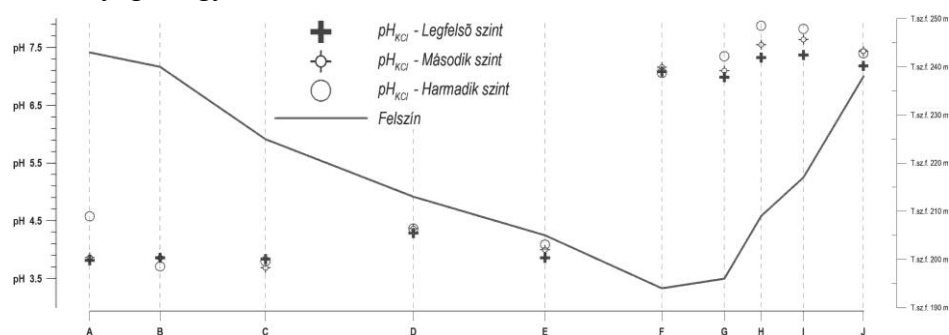
2. ábra - A talajszelvények felső három elkülöníthető szintjén mért $pH_{\text{víz}}$ adatok

A lankás oldalon nem kell számítani a csapadékvíz olyan gyors távozására (felszíni lefolyás, elszivárgás), mint a szemközti, igen meredek lejtőn, nagyobb arányú a beszivárgás, s így a nedvességnek jut ideje oldani, szállítani, mállasztani. Amint néhány lágyszárú meg tudott telepedni a területen, a termelt CO_2 és gyökérsavak segítségével, a beszivárgó víz hamar kilúgozta a homok karbonát-tartalmát. A homok, fizikai féleségének köszönhetően, a beszivárgó vizet igen gyorsan engedi át, a kapillárisokban

folyamatosan friss oldat mozog, nincs lehetőség a visszaoldódásra. Ez is közrejátszik a folyamat gyors lefolyásában.

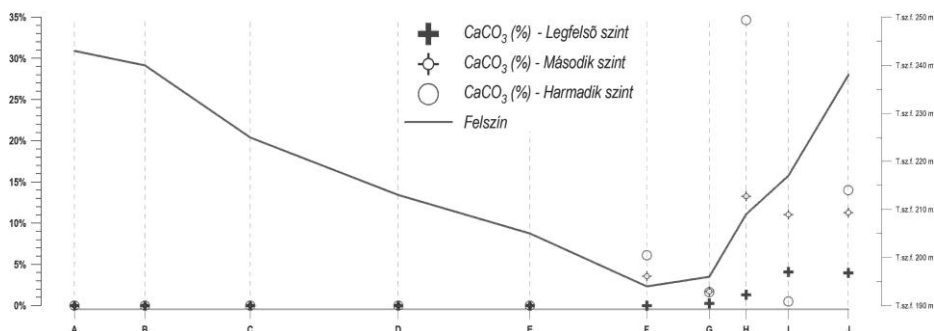
A meredek oldalon máig is „csak” itt tart a talajképződés. Ellenben a lankán a tartósabb vízhatás miatt már volt lehetőség agyagosodásra és ezt követően agyagbemosódásra. Persze figyelembe kell vennünk a meredek oldalon végzett szőlőművelés felgyorsította eróziót is. Vályi András írta Alacsckáról: „Szőlőhegye is némely helyen meredek, és földgye nehéz a megtartásra”. Mégis feltételezhetjük, hogy antropogén hatás nélkül is hasonló típusú talajt találunk itt; hiszen nem valószínű, hogy valaha is olyan mély talaj alakulhatott ki ilyen meredek lejtőn, melynek csak az erózió által feltárt alsóbb szintjei lennének az itt található rétegek.

A felhalmozódó agyag vízzáró réteget képezve teljesen megváltoztatta a lankás oldalon kialakult talaj vízelvezető viszonyait. Nagyon jól látszik ennek a vízzáró rétegnek a hatása. Mint korábban említettem, a terület szántották, ennek hatására nagyon éles az átmenet a kilúgzási és a felhalmozódási szint között. Ez az éles határvonal a lejtőn lefelé haladva fokozatosan eltűnik, és egy átmeneti, kevertebb szint jelenik meg köszönhetően a víz lejtőirányú, de nem a talaj felszínén történő elfolyásának. A víz a felhalmozódási szint felső határán mozog, összedolgozva ezzel a két szint anyagait, így tüntetve el az éles átmenetet.



3.ábra - A talajszelvények felső három elkülöníthető szintjén mért pH_{KCl} adatok

Szintén az agyag-felhalmozódási szint felső határán, lejtőirányba mozgó víz hatását jelzi az **E** szelvény „B_t” szintjében, nagyjából 35 cm mélységtől felfedezhető pszeudoglej eredetű, 2-3 mm átmérőjű vas- és mangángumók, illetve a vörös (10YR 5/6) mátrixú talaj repedései mentén megjelenő szürke (10YR 6/1) foltok. Ezt a pangóvíz-glej foltosságot a lejtőirányba leszivárgó víz okozza, ahogy az alacsonyabban fekvő térszínekre, csapadék hullást követően, hosszabb ideig, felszín alatti utánpótlást biztosít, ami tartósan eredményez redukív viszonyokat.

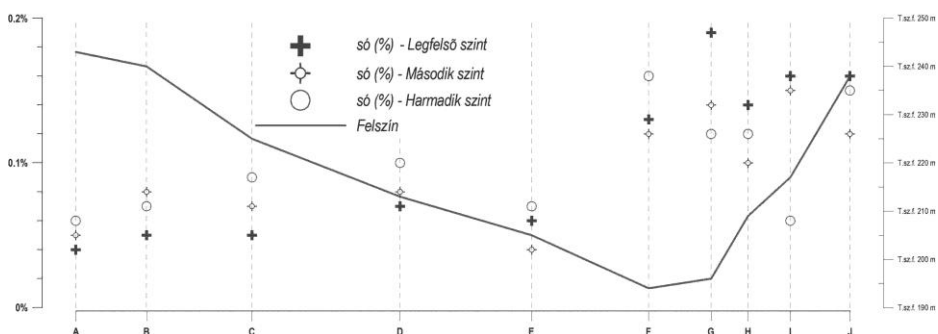


4.ábra - A talajszelvények felső három elkülöníthető szintjén mért összes karbonát-tartalom (%)

A fent leírt folyamatok lúgozták ki a meszet a miocén meszes homokból és ugyanezen folyamatok alakították ki a jelentős különbséget a talajok pH-értékei között is. Egyértelmű, hogy a karbonátok jelenléte nagyban befolyásolja a kémhatást, de emellett az agyagbemosódásos barna erdőtalaj esetében a beinduló agyagszétesés további savanyodást okoz, mint az a 2. és 3. ábrákon látszik, hatalmas különbséget alakítva ki ezzel a két oldal tulajdonságai között. Meg kell még említenünk, ami a grafikonokon jól megfigyelhető, hogy a hasonló körülmények mennyire hasonló értékeket produkálnak. Észrevehető, hogy a lankás lejtő szelvényei (A, B, C, D, E) szinte ugyanazon értékeket mutatják, míg a völgytalpi (F és G) és a merdek oldalon található szelvények (H, I, J) mások, de egymáshoz közeli lúgos pH-t adnak.

Világosan látszik az is, hogy melyik oldal szolgáltatja a katéna kolluviális szakaszának a lejtőhordalékot. A grafikon egyértelműen jelzi, hogy völgytalpi szelvények jellemzői a merdek oldal adataihoz hasonlóak, sőt a pH értékek esetében szinte egyezők. Ugyanezt mutatják a karbonát- (4.ábra) és az összes oldható só (5.ábra) tartalmat leíró görbék is. Mindez a merdek oldalra jellemző, jóval intenzívebb erózióval magyarázható. A lepusztulás folyamataiban jellemző a felszíni lefolyás okozta erózió is, de alapvetően a szállítóközeg nélküli lejtős tömegmozgások mozgatják a lejtőhordalékot. Ez azért van, mert a homok fizikai féleségű talajokon – amelyek a merdek oldalt jellemzik – a lehulló csapadék könnyen elszivárog, nem kell számítani a felszínen lezúduló víz pusztító hatására. Tehát a felszín, a fekvés befolyásolja az erózió mértékét és jellegét is. Egyértelmű, hogy a meredekebb lejtőn gyorsabb és erősebb az eróziós hatás. Jelen esetben erózió alatt főleg a

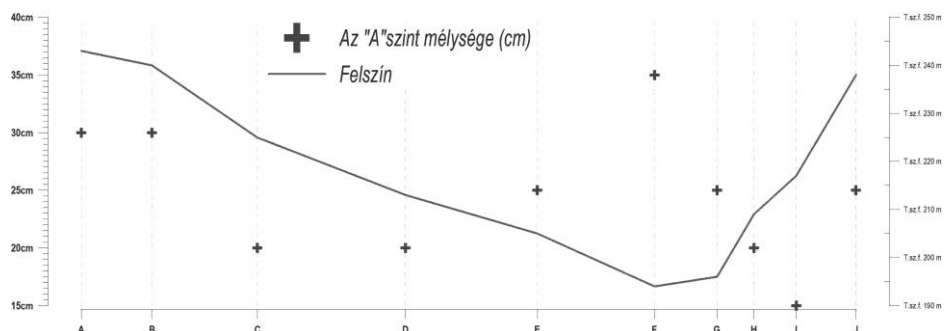
csapadékvíz lepusztító hatását értem, illetve a szállítóközeg nélküli lejtős tömegmozgásokat, a talajkúszást, a talajfolyást és kevésbé a csuszamlást.



5.ábra - A talajszelvények felső három elkülöníthető szintjén összes só-tartalom

Az eróziós hatásra jó példa a **J** jelű szelvény. A szelvényt nem tetőn ástam ki, hanem valamivel lejjebb, egy régi szekérút bevágásában. Igazából már nem is a meredek lejtő talajsorozatához tartozik, hanem a következő, hasonló keresztmetszetű, a vizsgálattal párhuzamos völgy lankás, délkeleti oldalának teteje (*1.ábra*), mely oldal szintén szántó volt jó három évtizeddel ezelőtt. A szántás során, megbolygatva a talaj felső szintjét, szerkezetét megváltoztatták, az eróziós folyamatok nagyobb határfokkal pusztították. Ezt az bizonyítja, hogy néhány méterre a szelvénytől, ahol már erdő van, szépen kialakult agyagbemosódásos barna erdőtalajt találtam, míg a **J** szelvény maga érdekes szerkezetű humuszos homok. A másik bizonyítéka ennek a leiszapolható részt (*8.ábra*), illetve az Arany-féle kötöttségi számot (*9.ábra*) bemutató grafikonokon látható. A **H** és **I** szelvények igen alacsony értékei után hirtelen ugrik ki a **J** mintára jellemző adat. Tehát a lejtőn található agyagbemosódásos barna erdőtalajt mintegy „lefejezte” az antropogén hatásra felgyorsult lepusztulás. Persze a szelvény elhelyezkedése nagyban befolyásolta a folyamatot, hiszen a szóban forgó területről több irányú lefolyás is lehetséges, tehát az erózió többszörös erővel hatott.

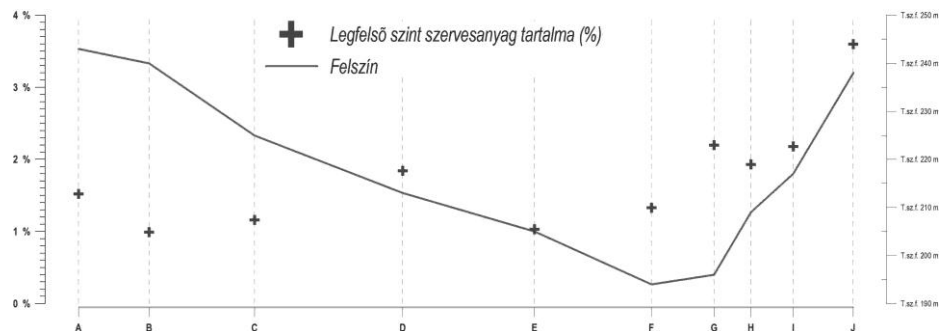
Az erősebb lejtéshez tartozó erősebb lepusztító hatást igen jól ábrázolja az „**A**” szint mélységének változását ábrázoló grafikon (*6.ábra*), azon belül is az **F** szelvénytől az **I**-ig futó szakasz. (A **J**-t azért nem említem, mert a többihez képest plató helyzetben van.) Látható, miként csökken a dombnak felfelé a talaj legfelső rétegének mélysége.



6.ábra – Az „A”szint mélységének változása (cm)

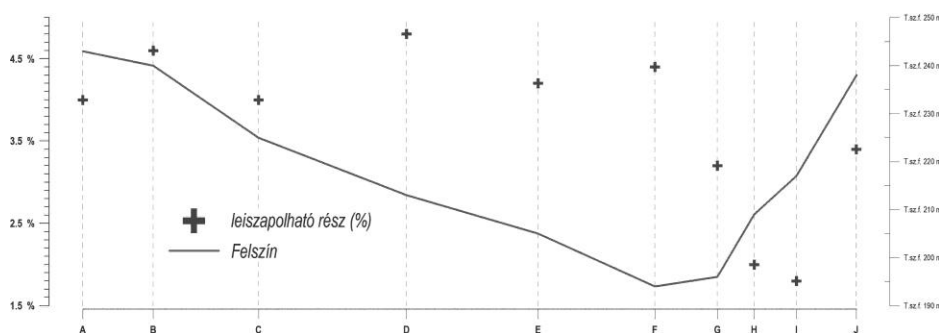
A meredek oldal szelvényei – **H**, **I** és **J** jelű – esetében feltártam a talajképző kőzetet, mely 75 cm-től, a meszes homok alatt mésszel erősebben cementált homokkő, illetve márga. Alacska környezetében több párhuzamos, egymáshoz hasonló keresztmetszetű völgy fut le kelet, délkelet felé, s mint már említettem, kialakulásukban tektonikai jelenségek játszottak szerepet, melyek során a feltöredezett tábladarabok megbillentek. Az így kialakult völgy lankás oldala a tábla-darab háta és a rövid, meredek oldal a törésfelület. Ez szintén megmagyarázza a két oldal talajainak fejlettsége közötti jelentős különbséget. A lankás oldal agyagbemosódásos barna erdőtalajai már jóval a újpleisztocén-óholocén során lejátszódó tektonikai mozgások előtt megkezdték kialakulásukat. Míg a meredek oldal humuszos homokjai a 10-12 ezer éve feltáródott meszes homok felszínén alakultak ki.

Érdekes dolgokat figyelhetünk meg az „**A**” szint szerves-anyag tartalmára vonatkozó ábrán (7.ábra). Újabb egyértelmű utalás a hasonló körülmények miatt kialakult hasonló jellemzőkre. A lankás oldal adatai alig szólnak, a **D** szelvény kiugró értéke valószínűleg mérési hiba. Ez számunkra igen fontos lehet, hiszen okot ad azt feltételezni, hogy hasonló körülmények között, de más területeken ugyanilyen jellemzők alakultak ki és ez az, ami lehetőséget ad arra, hogy a katéna szelvényeinek eredményeit kiterjesszük nagyobb területre.



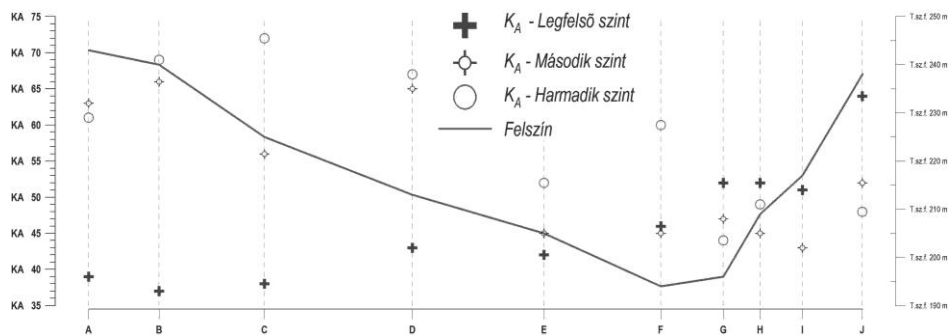
7.ábra - A talajszelvények felső három elkülöníthető szintjén mért szervesanyag-tartalom

Milne fogalmazott úgy, hogy a katéna a talajtérképezésben egy olyan egység, mely egyszerűbbé teszi a terepi munkát. A meredek oldalon, a lejtés irányával ellentétesen növekvő szerves-anyag tartalom a felfelé egyre kevesebb ideig tartó vízhatásnak köszönhető. A humuszosodás a domináns folyamat, míg a kilúgzás elég jelentéktelen. A lejtőn lefelé haladva az elszivárgó csapadékvíz egyre tovább jelen van, hisz fentről egy darabig érkezik utánpótlás, ez a víz gyorsítja a humuszanyagok bomlását, és szemben a gyorsan kiszáradó talajokkal, nem halmozódik fel annyi szerves-anyag. Erre utalhat még az „A” szint szerves-anyag tartalmának (7.ábra) és szintén a legfelső szintre vonatkozó Arany-féle kötöttségi szám grafikonja (9.ábra), melyeknek jól látszik hasonló lejtése, rajza. Ezen paraméterek esetében is szinte biztosak lehetünk abban, hogy a lejtés irányára merőleges sávok mentén extrapolálhatjuk a talajsorozat jellemzőit.



8.ábra - A teljes talajosodott részre vonatkozó leishapalható rész

Néhány szóval érdemes megemlíteni a völgytalpi szelvényeket. A völgy legalján, a 80-100 cm mély, időszakos patakmeder oldalába vágott **F** jelű szelvény, egy típusos réti talaj szelvénye. Jellemzően a lejtőhordalék és a patak hordaléka biztosítja számára az alapkőzetet. Kialakulásában olyan folyamatok játszanak fő szerepet, melyek kevésbé jellemzőek a katéna többi talajára. Főként a hosszabb ideig redukív környezet hatására alakulnak ki jellemzői. A diagramon is látszik, hogy nem igazán magas a szerves-anyag tartalma, és legkevésbé sem akkora, mint azt színe alapján elvárnánk. Fontos jelenség a vasmozgás is, mely folyamat előfeltétele a víztelítettség és az anaerob baktériumok működésének alapja, a szerves-anyag. Következménye a glejesedés és a rozsdafoltok, illetve tömör és porló vas- és mangánkiválások. A katénának ez az a része, melynek paraméterei legbiztosabban vetíthetők ki a patakmeder mentén. A **G** minta egy lejtőhordalék talaj, mely jellemzőit (só-, karbonát- és szerves-anyag tartalom, pH, fizikai féleség, stb.) a felette lévő meredek lejtő talajai után örökli.



9.ábra - A talajszelvények felső három elkülöníthető szintjén mért Arany-féle kötöttségi szám (az I szelvény harmadik szintje a fonalpróbát nem mutatta)

Következtetések

Látható tehát, hogy bizonyos talajjellemzők (pH, fizikai féleség, szervesanyag-tartalom, a szintek elhelyezkedése és az azok közti átmenet stb.) milyen szoros összefüggésben állnak a helyi domborzati, és földtani adottságokkal.

Hiszem, hogy a fent leírtak hasznos gondolatébresztőként szolgálnak a digitális talajtérképezés területén, hiszen segíthetnek a már

rendelkezésünkre álló adatbázisok (talajtérképek, terepi adatok stb.) kiterjesztésére digitális domborzatmodell és távérzékelt adatok alapján. A katénák összefüggései alapján bizonyos talaj-jellemzőket gyorsan és hatékonyan térképezhetünk.

Irodalomjegyzék

- STEFANOVITS PÁL. 1992. Talajtan. Mezőgazda kiadó, Budapest;
MILNE, G. 1936. Normal erosion as a factor in soil profile development. Nature 138. pp.:541-548;
VÁLYI ANDRÁS. 1799. Magyar országnak leírása. Buda;
MAROSI SÁNDOR (Szerk.), SOMOGYI SÁNDOR (Szerk.). 1990. Magyarország kistájainak katasztere. MTA FKI, Budapest;
KARÁTSZON DÁVID (Főszerk.), SZÁRAZ M. GYÖRGY (Szerk.). Pannon Enciklopédia - Magyarország földje. Kertek2000 Kiadó, Budapest;
CONACHER, A.J. , DALRYMPLE, J.B.. 1977. The nine-unit land surface modell: an approach to pedogeomorphic research. Geoderma 18. pp.:1-154;
HANS JENNY. 1941. Factors of soil formation. USA;
GERRAD, A.J.. 1981. Soils and landforms. London;
RAYMOND B. DANIELS, RICHARD D. HAMMER. 1992. Soil geomorphology. USA;

Mikorrhiza gyökérkolonizáció vizsgálata Jázmin szőlőfajtánál a termőre-fordulás évében.

Kovács Márk¹, Imri Ádám¹, Kozma Pál², Árvay Gyula¹, Czakó-Vér Klára¹

Pécsi Tudományegyetem, TTK, ¹Környezettudományi Intézet, 7624 Pécs, Ifjúság u. 6., ²Szőlészeti és Borászati Intézet, 7634. Pécs, Pázmány P. u. 4.

Email: mark.kovacs.mail@gmail.com

Összefoglalás

A növénytermesztésben régóta ismert és tanulmányozott jelenség az arbuskuláris mikorrhiza (AM) gombák és szőlőnövény (*Vitis spp.*) gyökerei között kialakult kapcsolat. A kereskedelmi forgalomban kapható mikorrhiza oltóanyagok alkalmazása növénytermelési szempontból számos lehetőséget rejt magában. A készítmények elsősorban a növények számára nehezen hozzáférhető, nagy tápanyagtökével rendelkező talajokban, illetve száraz, aszályos területeken alkalmazhatók nagy hatékonysággal. Az oltóanyagok alkalmazásánál a növény mellett elsődlegesen meghatározó tényező az adott terület talaja, illetve annak jellemzői. Ezek ismeretében lényegi kérdés a megfelelő gombatorzseket tartalmazó oltóanyag(ok) megválasztása.

Szabadföldi kísérletben mikorrhiza oltás hatékonyságát vizsgáltuk „Jázmin” szőlőfajtán. Szőlőtelepítés (2008) során két, kereskedelmi forgalomban kapható oltóanyagot alkalmaztunk: AMYKOR és SYMBIVIT készítményeket. Telepítést követően az első mikorrhiza vizsgálatainkat 2010-ben végeztük 2 éves növényeken, mely vizsgálatokat a termőre fordulás évében (2012) megismételtünk. Eredményeink alapján kijelenthető, hogy négy év elteltével a szőlő-gomba közötti kapcsolat továbbra is fennáll, sőt a kolonizáció jelentős mértékben növekedett. A szőlőgyökér kolonizáció hatékonysága a két oltóanyag kezelésnél jelentősnek bizonyult a kontrolhoz viszonyítva. A két oltóanyag közötti különbségek igazolták a megfelelő talaj-növény-gomba kompatibilis kapcsolat kialakításának a fontosságát.

Summary

Association between arbuscular mycorrhiza (AM) fungi and grapevine (*Vitis spp.*) roots is a well known phenomenon in agriculture. Applying commercial mycorrhizal products holds many potential in plant production. These inoculums can be used efficiently in soils with potentially high nutrient availability which is hardly accessible for plants or mainly at dry areas. Beside the hostplants, application of mycorrhizal products primarily depends on the soil properties. For this reason, it is an essential question to choose the appropriate inoculum with the most beneficial fungal strain(s).

Mycorrhiza inoculation efficiency on „Jazmin” variety of grapevine was investigated among vineyard conditions. AMYKOR and SYMBIVIT, two commercial mycorrhizal products were used at the plantation of grape plants in 2008. First examinations were in

2010 on two-years-old plants, which has been followed by another in the year of the first harvest (in 2012). According to our results association between grapevine roots and mycorrhiza fungi is not only still exists, but remarkably increased after four years. Two commercial mycorrhiza product treatments were the most effective regarding quality of root colonization. The differences among the 2 inoculums was showing the necessity for developing the appropriate soil-plant-mycorrhiza fungal compatible interaction at a certain environmental condition.

Bevezetés

Az arbuskuláris mikorrhiza (AM) szimbiózis a növényvilágban általánosan elterjedt gomba-növény kapcsolat. A magasabb rendű szárazföldi növények mintegy 90%-a él ilyen kapcsolatban a talajban található gombákkal. Természetes és mezőgazdasági területeken egyaránt megfigyelhető jelenség. A talajt behálózó gomba hifák kolonizálják a növényi gyökereket így sokszorosára növelik a gyökerek felszívó felületét. Az így kialakult komplex rendszeren keresztül megy végbe a két partner közötti anyagtranszport. A kapcsolat mindkét fél számára előnyös: javul a növény víz- (Augé, 2001) és tápanyag ellátása, továbbá a gazdanövény megnövekedett rezisztenciát mutat a különböző (biotikus, abiotikus) stressztényezőkkel szemben (Smith et al., 2000; Ruiz-Lozano, 2003), míg a növény a fotoszintézise során fixált szén (szerves tápanyagokat) biztosít a gomba számára. Az így kialakult hasznos kapcsolat (szimbiózis) a növény-gomba igénye szerint folyamatosan változik és specifikus szezonális, évszabadi dinamikát mutat (Bíró et al. 2008).

A szőlő gyökerek (*Vitis vinifera L.*) kolonizációjában elsődlegesen a *Glomus* nemzetségbe tartozó AM gombák vesznek részt (esetenként *Acaulospora*, *Gigaspora*, *Scutellospora* és *Sclerocystis* fajok is előfordulhatnak). A gombapartner a szőlőnövény fejlődése során szükséges mikro-, és makrotápelemek (különösen P, N) jelentős hányadát képes biztosítani (Cheng and Baumgartner, 2006). Foszforban szegény talajokban a növény foszfor felvétele nagy mértékben függ a vele szimbiózisban élő AM gombáktól. Magasabb biomassza-produkció, intenzívebb növényi növekedés figyelhető meg a kialakult kapcsolatnak köszönhetően. Tápanyagokban jól ellátott talajoknál (magas hozzáférhető P) azonban ez a pozitív hatás kevésbé nyilvánul meg (Schreiner, 2007).

A tápanyagfelvétel mellett a szőlő növény vízfelvételében is fontos szerepet játszanak az AM gombák. A kolonizált gyökerek vízfelvétele jóval hatékonyabb, mindez magasabb növekedési rátát eredményez a szárazságra érzékeny növényeknél (Nikolaou et al., 2003). Fiatal szőlőoltvány telepítésénél, átültetésénél kedvezőbb víz-ellátottsági paraméterek figyelhetők meg AM gombával történő kezelést követően. A növények átültetésével járó stressz csökken a mikorrhizált növények esetében (Van Rooyen et al., 2004).

A gazdanövény és a mikorrhizagomba egymástól való függése a kapcsolat fennállása során végig kiegyensúlyozott. A szimbiózisért cserébe a gazdanövény a fotoszintézise során előállított szerves szén egy részét átadja a gomba számára. A szénvesztés jelentős, mely akár a fotoszintetikusán fixált szén mennyiségének a 20-23%-át is elérheti. Az AM gombák C felvétele összhangban van a gombák növekedésével, illetve az új struktúrák kialakításával és a spórák fejlődésével (Mortimer et al., 2005). Ha azonban a gomba a növényi szén készlethez mérten túl sokat követel, akkor a szimbiózis eredménye a gazdanövényre negatív előjelű is lehet, ezért a gombák megfelelő megválasztására ügyelni kell.

A mikorrhiza gombák szőlőre gyakorolt, különösen hosszabb távon kedvező hatásának köszönhetően napjainkra Magyarországon is egyre szélesebb körű a különböző gombatörzseket tartalmazó mikorrhiza oltóanyagok felhasználása a szőlőtermesztésben (Zanathy et al., 2011). Kereskedelmi forgalomban egyre több készítmény kapható, de hatásukról rendszerint információ nincs. Szőlőtelepítés során nem elegendő csupán a megfelelő szőlőfajta kiválasztása, mérlegelni kell az adott terület talajának tulajdonságait is. A talajparaméterek figyelembe vétele kulcsfontosságú, melyet szintén elsődleges szempontként kell kezelni oltóanyag alkalmazása esetén (Herrera-Peraza et al., 2011).

Vizsgálatainkban a fenti szempontok figyelembevételével két kereskedelmi mikorrhiza oltóanyag hatását elemeztük a Jázmin szőlőfajtával a termőre-fordulás évében, az előzetes eredményekkel (Czakó-Vér et al., 2011) összevetve.

Vizsgálati anyag és módszer

A szabadföldi kísérlet beállítása a Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar Szőlészeti és Borászati Intézet Szentmiklóshegyi kísérleti telepén (é. sz. 46,07°; k. h. 18,17°) történt 2008-ban. A területre jellemző fő talajtípus a vörösayagos rendzina, mely potenciálisan nagy mennyiségű tápanyagtökével rendelkezik. Ammonlaktát-oldható (AL) P₂O₅ alapján a terület talajának felső 60 cm-es rétege luxusellátott, azaz közel 4000 ppm. P₂O₅ értékek a telepítéskori feltöltő foszfortrágyázásnak a többszöröse (1. táblázat).

Ha megnézzük ugyanezen talaj vízdoldható foszfortartalmát, megállapítható, hogy az AL-P₂O₅ értékekhez viszonyítva két nagyságrenddel kisebbek (2. táblázat).

A két foszfor frakció eredményeinek összevetéseiből világosan látszik a genetikai típusra jellemző ellentmondás, a rendkívül nagy tápanyagtöke és az igen kicsi, növények által felvehető tápanyagmennyiség.

A fenti két extrakt K₂O értékei lényegesen kisebb eltérést mutatnak. A vízdoldható kálium mennyisége az ammonlaktát-oldható káliumfrakció közel

50%-a, szemben a foszforral, ahol ez az arány kettő nagyságrendet mutat. A két frakció káliumkoncentrációját tekintve megállapíthatjuk, hogy a kísérleti terület 0-60 cm-es rétegének talaja vélhetően kevés 2:1 típusú agyagásványt tartalmaz.

A mintázás időpontjában a terület talajának ásványi nitrogén szintje rendkívül alacsony volt. A talajsavanyúság értékei a genetikai típusra jellemzőek.

Az ültetés előtt vett talajminták fizikai és kémiai vizsgálatát a Fejér Megyei Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal Növény- és Talajvédelmi Igazgatóság Talajvédelmi Laboratóriuma végezte. A vizsgálatok elvégzésének időpontja: 2008.11.13. - 2008.11.26.

1. táblázat: Az oltási kísérlet talajának legfontosabb fizikai-kémiai tulajdonságai és tápanyag tartalma a vizsgált két rétegben (F1=0-30, F2=30-60 cm). Pécs, 2008.

Minta azonosító	F₁	F₂
Mv. Mélység (cm)	0-30	30-60
pH (KCl)	7,08	7,17
pH (H ₂ O)	8,03	8,00
KA	36	36
Sótartalom (m/m%)	< 0,02	< 0,02
CaCO ₃ (m/m%)	0,0	1,3
Humusz (m/m%)	1,76	1,49
[NO ₂ +NO ₃]-N (mg/kg)	2,18	3,6
AL-P ₂ O ₅ (mg/kg)	3150	3330
AL-K ₂ O (mg/kg)	125	185
AL-Na (mg/kg)	12,1	29,5
KCl-Mg (mg/kg)	188	222
Cu (mg/kg)	10,2	10,9
Zn (mg/kg)	8,37	8,2
Mn (mg/kg)	451	313
SO ₄ -S (mg/kg)	15,5	18,4

2. táblázat: A vizsgálatba vont vörösmartyagos rendzina vizes kivonatának P és K tartalma két talajmélységben (F1=0-30, F2=30-60 cm).

Minta azonosító	F ₁	F ₂
P (mg/kg)	14,4	10,4
K (mg/kg)	85,1	86,6

Tesztnövényként Jázmin szőlőfajtát (*Vitis vinifera* L., Berlandieri x Riparia Teleki 5C) telepítettünk 2008-ban. A szőlőoltványok telepítésénél 4 féle kezelést alkalmaztunk, hatszori ismétléssel: K1: kezeletlen kontroll, K2: szerves trágya (2,5 kg/ültető gödör, azaz 115q/ha), K3: AMYKOR (*Glomus intraradices*), illetve K4: az 5 mikroba törzset tartalmazó SYMBIVIT (*Glomus intraradices*, *Glomus claroideum*, *Glomus microagregatum*, *Glomus mosseae*, *Glomus etunicatum*) elnevezésű mikorrhiza oltóanyagok. Az oltóanyagokat 50%-nál nagyobb agyagtartalmú (szemcseméret: <0,002 mm) talajpéppel, ún. „vitalizáló oltással” juttattuk az oltványok frissen metszett gyökerére. Az első mikorrhiza vizsgálatokat 2010-ben végeztük (Czakó-Vér et al., 2011).

A szőlő termőrefordulásának évében (2012) történő mintavétel során a talaj 30-40cm-es rétegeiből vettünk gyökérmintát. Mintavételt követően a begyűjtött gyökereket megtisztítottuk és 10%-os KOH-ban főztük (100°C.-on). Főzést követően a gyökereket vízzel átmostuk, az erősen lúgos pH megszüntetése érdekében, majd ezt követően anilinkékkel festettük. A festék fixálásához a mintákat 40%-os tejsavba helyeztük. A mikroszkópos vizsgálatokhoz 1 cm-es gyökérszegmenseket vettünk, mintánként 30 darabot, melyekből a mikorrhiza kolonizáció mértékét (M%) és arbuszkulum gazdagságot (A%) határoztunk meg az egyes kezeléseknél (Trouvelot et al., 1986).

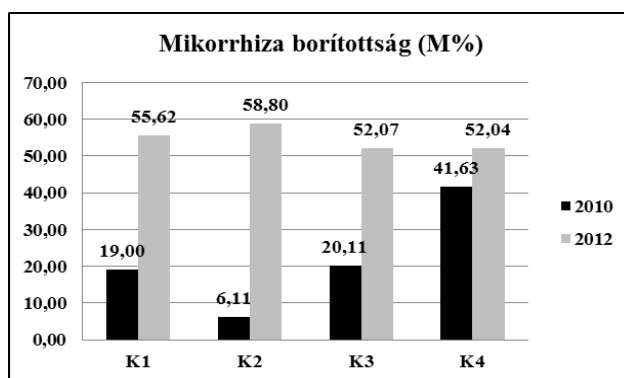
A vizsgálatokhoz Nikon SE 881616 típusú fénymikroszkópot használtunk, 10x-es, illetve 20x-os nagyítású objektívvel. A kapott eredményeket Mycocalc programmal értékeltük ki, majd összevetettük a 2010-ben végzett vizsgálatainkkal.

Vizsgálati eredmények

A begyűjtött gyökérminták mikroszkópos vizsgálatait követően megállapítható, hogy statisztikailag igazolható eltérést a mikorrhiza kolonizáció (M%) mértékében nem tudunk kimutatni az egyes kezelések között.

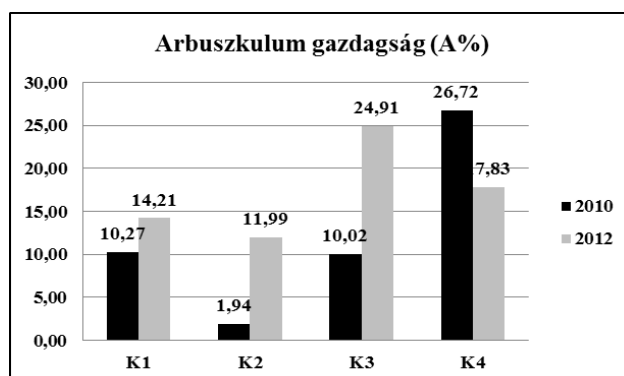
A telepítést követő 4. évben azonban jelentős növekedés figyelhető meg mind a négy alkalmazott kezelésnél, a 2010-es adatokhoz viszonyítva (Czakó-Vér et al., 2011). A mikorrhiza kolonizációs intenzitás legnagyobb mértékben a szerves trágyával (K2) történt kezelésnél növekedett (1. ábra), közel tízszeres

mértékben. A kontrolnál (K1) közel háromszoros, míg az AMYKOR (K3) kezelés esetében két és félszeresére növekedtek a mikorrhiza kolonizáció (M%) mértéke. Az első három kezeléshez viszonyítva kisebb mértékű változás figyelhető meg SYMBIVIT (K4) kezelésnél.



1. ábra: Mikorrhiza kolonizáció (M%) átlagos értékei két vizsgálati évben a kezelések (K1-K4) függvényében.

Az arbuszkulum gazdagságot (A%) tekintve megállapítható, hogy szignifikáns különbség mutatkozott az AMYKOR mikorrhiza oltás (K3) és a kezeletlen kontrol (K1) között: SzD5%=10,58% (2. ábra).



2. ábra: Arbuszkulum gazdagság (A%) alakulása két vizsgálati évben a kezelések (K1-K4) függvényében.

Szintén növekedés figyelhető meg a K1 és K2-es kezeléseknél is. Korábbi méréseinkkel összevetve megállapítható, hogy 2012-re az M% mellett az A% is magasabb értékeket mutat (kivételem a SYMBIVIT kezelés).

Következtetések

A termőrefordulás évében elvégzett vizsgálatainkat követően megállapítható, hogy a szőlőnövény és a gombapartner közötti kapcsolat igazoltan továbbra is létezik, melyet minden kezelés esetében sikerült igazolni (natív, illetve oltott).

A szerves trágyás (K2) kezelésnél tapasztalt jelentős M% növekedés, a tápanyag forrás megszűnését követő intenzív gomba kolonizációval magyarázható. A telepítés során kijuttatott szerves trágya 4 év elteltével elbomlott, így a növény igénye a szimbiózis kialakulására fokozódott. Összességében a nagyobb M% értékek a folyamatosan fejlődő növény-gomba kapcsolatot támasztják alá.

A kolonizáció minőségét tekintve megállapítható, hogy továbbra is a két oltóanyaggal kezelt növényeknél kaptuk a legnagyobb A% értékeket, SYMBIVIT-nél azonban visszaesés figyelhető meg a 2010-es adatokhoz képest. A kapott A% eredményeket tekintve megállapíthatjuk, hogy a SYMBIVIT kezelés kedvező hatása elsősorban a kezdeti dinamikus fejlődés során nyilvánult meg. Az eredmények alátámasztják az oltóanyagok alkalmazásának az adott talaj-növény-mikróba rendszerhez igazított szükségességét.

Köszönetnyilvánítás

A munka a Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Doktori Iskola támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- AUGÉ R. M. (2001): Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Mycorrhiza*, **11**:3–42.
- BIRÓ B., FÜZY A., MORVAI B., ANTON A. (2008): Annual pattern of mycorrhizosphere colonization and heavy metals uptake in sewage sludge treated soils. *Cereal Research Communication*, **36**: 235-239.
- CHENGA X. and BAUMGARTNER K. (2006): Effects of mycorrhizal roots and extraradical hyphae on ¹⁵N uptake from vineyard cover crop litter and the soil microbial community. *Soil Biology & Biochemistry*, **38**:2665–2675.
- CZAKÓ-VÉR K., KOVÁCS M., IMRI Á., BIRÓ B. and ÁRVAY GY. (2011.): Mycorrhiza Inoculation for Improved Grapevine Production at Vineyard Conditions. *Növénytermelés*, **60**:211-214.
- HERRERA-PERAZA R. A., HAMEL C., FERNÁNDEZ F., FERRER R. L. and FURAZOLA E. (2011): Soil-strain compatibility: the key to effective use of arbuscular mycorrhizal inoculants? *Mycorrhiza*, **21**:183-193
- LEYVAL C., TURNAU K. and HASELWANTER K. (1997): Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function physiological, ecological and applied aspects. *Mycorrhiza*, **7**:139–153.

- MORTIMER, P. E., ARCHER, E., VALENTINE, A. J. (2005): Mycorrhizal C costs and nutritional benefits in developing grapevines. *Mycorrhiza*, **15**:159-165.
- NIKOLAOU, N., K. ANGELOPOULOS and N. KARAGIANNIDIS (2003): Effects of drought stress on mycorrhizal and non-mycorrhizal Cabernet Sauvignon, grapevine, grafted onto various rootstocks. *Experimental Agriculture*, **39**:241-252.
- RUIZ-LOZANO J. M. (2003): Arbuscular mycorrhizal symbiosis and alleviation of osmotic stress. New perspectives for molecular studies. *Mycorrhiza*, **13**:309-317.
- SCHREINER R. P. (2007): Effects of native and nonnative arbuscular mycorrhizal fungi on growth and nutrient uptake of 'Pinot noir' (*Vitis vinifera* L.) in two soils with contrasting levels of phosphorus. *Applied Soil Ecology*, **36**:205-215.
- SMITH S. E., FACELLI E., POPE S. and SMITH F. A. (2010): Plant performance in stressful environments interpreting new and established knowledge of the roles of arbuscular mycorrhizas. *Plant Soil*, **326**:3-20.
- TROUVELOT A., KOUGHT J. L., GIANINAZZI-PEARSON V. (1986): *Ler symposium europeen sur les mycorrhizes*. INRA Paris. 217-221.
- VAN ROOYEN, M., VALENTINE, A. J. and ARCHER, E. (2004): Arbuscular mycorrhizal colonisation modifies the water relations of young transplanted grapevines (*Vitis*). *South African Journal for Enology and Viticulture*, **25**:37-42
- ZANATHY G., DONKÓ Á., LUKÁCSY GY., BODOR P., BISZTRAY GY. D. (2011): A mikorrhiza gombák jelentősége a szőlőtermesztésben (review). *Kertgazdaság* **43**:34-46

A talaj oldható cink és foszfortartalmának alakulása tenyészedényes kísérletben NPZn trágyázás hatására

Kremper Rita, Balláné Kovács Andrea, Kincses Sándorné, Szabó Anita, Loch Jakab

Debreceni Egyetem Agrár és Műszaki Tudományok Centruma. Agrokémiai és Talajtani Tanszék. Debrecen
E-mail: kremper@agr.unideb.hu

Összefoglalás

Tenyészedényes kísérletben karbonátos (CaCO_3 tartalom: 7,8%) réti csernozjom talajon NP és Zn műtrágyák hatását vizsgáltuk a talaj oldható foszfor és cink tartalmára (0,01M CaCl_2 - PO_4^{3-} -P, AL-P, KCl-EDTA-Zn és DTPA-Zn) valamint a növény tápelem felvételére. A talajba jutott Zn mennyiségek a trágyázás után két héttel a vizsgált trágyaadagok mellett közel 100%-ban kimutathatóak voltak KCl-EDTA oldható formában. A DTPA-által kivont cinktartalom ennél kisebb volt, a trágyaadagoknak kb. 30% jelenik meg DTPA oldható formában. A nagyobb cink kezelések hatására a növény cinkfelvétele megkétszereződött. Az AL által kioldott P mennyiség a trágyázás után két héttel közelítőleg megegyezik a talaj eredeti AL- P_2O_5 tartalma és a hozzáadott P_2O_5 adag mennyiségével. Ennek 0,003-0,005-öd része a közvetlenül felvehető P formát jellemző CaCl_2 -os kivonat P tartalma. A növény P felvétele a nagyobb foszforadagok hatására másfélszeresére nőtt. A kísérlet során az AL oldható P illetve a Zn tartalom nagyobb mértékben csökkent, mint ami a növényi elemfelvétellel megmagyarázható. A kiindulási állapotban megkötött formák egy része a tenyészidő alatt valószínűleg átalakult erősebben kötött formává, melyet a kivonószer nem képes kioldani. Korábbi eredményeinket figyelembe véve regresszió analízis segítségével meghatároztuk az optimális ellátottsághoz tartozó oldható P elemtartalmakat: AL- P_2O_5 : 344 mg/kg, 0,01M CaCl_2 - PO_4^{3-} -P: 1,7 mg/kg,

Summary

The effect of NP and Zn fertilizers were studied on the soluble phosphorus and zinc content of the soil (0,01M CaCl_2 - PO_4^{3-} -P, AL-P, KCl-EDTA-Zn and DTPA-Zn) and the element uptake of the plant respectively. A greenhouse experiment was carried out with chernozem soil (CaCO_3 content: 7.8%). We measured the soluble element contents in initial state (after two weeks from fertilization) and at the end of the experiment. In the initial state the DTPA soluble Zn content was only 30% of the KCl-EDTA soluble Zn content that reflected the applied fertilizers amount in 100%. All of the applied P fertilizer doses could be measured in the AL- P_2O_5 extract too. The dissolved CaCl_2 -P content was 0,003-0,005 part of the AL-P amount. The P-uptake increases 1,5 times, the Zn uptake increases twice due to the application of larger fertilizer doses. During the experiment the AL-P and the soluble Zn contents decrease to a greater extent than that could be explained by the plant element uptake. We assume that the Zn and P forms were transformed such forms that bond more strongly in soil.

Bevezetés

Az intenzív növénytermesztés feltétele a szakszerű tápanyaggazdálkodás. A három fő makroelem (NPK) pótlásán túl a mikroelemek megfelelő ellátottságára is törekedni kell. Hazánk talajainak a 40-45%-a cinkhiányos (Elek et al., 1984). A cinkhiány általában a cink korlátozott felvehetőségéből származik. Ennek egyik legjelentősebb oka a magas pH illetve nagy foszfortartalom (Armour et al., 1993). Kísérletünkhöz egy karbonátos (CaCO_3 tartalom: 7,8%); réti csernozjom talajt választottunk. Munkánk célja a cink- és foszforforgalom jellemzése volt különböző kivonószerek segítségével változó NPZn trágya-adagok mellett.

Anyag és módszer

A nitrogén, foszfor és cink trágyázás hatását a talajok oldható tápelem-tartalmára tenyészedény kísérletben vizsgáltuk. A vizsgálatához karbonátos réti csernozjom talajt választottunk, melynek főbb jellemzőit az 1. táblázat mutatja.

1. táblázat. A vizsgált talaj főbb jellemzői

K_A	Hu%	$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	CaCO_3 (%)	AL- P_2O_5 (mg/kg)	KCl-EDTA-Zn (mg/kg)
42	2,66	7,9	7,8%	262	3,39

A tenyészedényekbe 2,5 kg talajmintát mértünk be. Jelzőnövényként angolperjét választottunk. Az edények öntözését naponta végeztük a szabadföldi vízkapacitás 75%-ra beállítva. Kísérletünkben N,P és Zn kezeléseket alkalmaztunk Box-Wilson kísérleti elrendezés szerint, a kezelések vázlatát a 2. táblázat mutatja. Összesen öt N, P és Zn lépcsőt alkalmaztunk, a Box-Wilson módszerrel ez 15 kezelésnek felel meg. Minden edény emelett egységes kálium adagot kapott. Az 1.-14. kezelést négy ismétlésben, az utolsó 15. kezelést nyolc ismétlésben hajtottuk végre, az edények száma ennek megfelelően 64 volt.

A műtrágyákat a talajba a következő oldatok formájában jutattuk: NH_4NO_3 , KH_2PO_4 , KCl és $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. A kísérlet kezdetén további 15 edényt használtunk, melyekbe nem ültettünk növényt, de a kezelések műtrágya adagjait ezekbe is bekevertük. Két hét desztillált vizes öntözés után a talajokat megszáritottuk, majd laboratóriumba vittük. Ezen talajmintákon keresztül jellemeztük a kezeléseknél a trágyázás utáni kiindulási állapotot.

A talajmintákból az oldható cinktartalmat kétféle kivonószerezrel mértük. A nemzetközileg széles körben használt DTPA- CaCl_2 -TEA (Lindsay és Norvell, 1978) és a hazai szabvány által javasolt KCl-EDTA (MSZ 20135 1999) oldatokat használtuk. A talajminták oldható foszfortartalmát is kétféle kivonószerekből mértük: a közvetlenül felvehető PO_4^{3-} -P tartalmát 0,01M CaCl_2

kivonatból (HOUBA és munkatársai,1990) határoztuk meg.. Ezenkívül a minták ammónium-laktátos(AL) kivonatát is elkészítettük a növény által felvehető foszforformák jellemzésére (MSZ 20135 1999). A kivonószerek főbb jellemzőit az 1. táblázatban összegeztük. Az első és második vágásból származó fűmintákat légszárason megdaráltuk. 50 °C-os szárítás után H₂SO₄+H₂O₂-os (kénsavas). illetve HNO₃+H₂O₂-os (salétromsavas) roncsolatot készítettünk. A növényminták cinktartalmát a salétromsavas roncsolatból mértük atomabszorpciós spektrofotométerrel, a foszfortartalmát ammónium-molibdenát-vanadátos UV-VIS spektrofotometriás módszerrel (Tahmm és mtsi. 1968) mértük. A kísérlet végén a minták gyökérzetét is összegyűjtöttük. a talaj nagy részét kikalapáltuk a gyökerekből. majd egy rövid (egy perces) desztillált vizes mosás után eltávolítottuk a talaj többi részét is. A gyökerek cink és foszfortartalmának mérése az előzőekben leírtak alapján történt. A szárazanyag tartalom valamint az elemtartalmak ismeretében kiszámítottuk a növények összes cink és foszforfelvételét.

Vizsgálati eredmények

A talajok DTPA illetve KCl-EDTA oldható cinktartalmának változása

A KCl-EDTA által kioldott Zn mennyiség a trágyázás után két héttel közelítőleg megegyezik a talaj eredetileg kioldott Zn tartalma (3,39 mg/kg) és a hozzáadott Zn adag mennyiségével, tehát a kivonat jól jellemzi a kezelés mennyiségét. A kísérlet végére a KCl-EDTA oldható Zn tartalmak lecsökkentek, ez a csökkenés az esetek többségében közel 30%-os. Ha a kiindulási és a végállapot KCl-EDTA oldható Zn tartalmának különbségét edényre vonatkoztatjuk, a növény által felvett Zn tartalomnál legalább egy nagyságrenddel nagyobb értéket kapunk. Hasonló kísérleti eredményt kapott Shalaby és Kádár (1984) tenyészedényes kísérletükben kukorica jelzőnövényen. A kezdeti és végállapot különbsége feltételezésünk szerint nem csak a növény által felvett cinktartalomnak tulajdonítható. A kiindulási állapotban megkötött cinkformák egy része a tenyészidő alatt valószínűleg átalakult erősebben kötött formákká. melyet a kivonószer nem képes kioldani. Kumar és Quershi (2012) cikkükben arra utalnak, hogy hosszabb idő alatt a cink is lekötődhet az agyagásványok rétegrácsai közt.

A DTPA kivonószerezrel kivont cinktartalmak kisebbek az EDTA-s értékektől, közelítőleg 40 százalékuk. A kísérlet végén a Zn tartalmak itt is lecsökkentek nagyobb mértékben, mint amennyit a növényi cinkfelvétele okoz.

A kivonószerek által kivont cinktartalmak (a kísérlet végén visszamaradt talajokra vonatkozóan) a növény által felvett cinktartalommal hasonló korrelációt mutattak a két kivonószer esetében $r_{EDTAZn-Zn\text{ felvétel}} = 0,561$. $r_{DTPAZn-Zn\text{ felvétel}} = 0,532$. A kétfajta kivonószer által kioldott cinktartalom között erős

korreláció mutatkozott: $r_{\text{DTPAZn-EDTAZn}} = 0,965$ (n=64). A növény Zn felvétele mintegy megkétszereződött a nagyobb Zn adagok hatására

2.táblázat Az oldható Zn tartalom változása és a növény által felvett Zn

No	N	P ₂ O ₅	Zn	KCl-EDTA-Zn			DTPA-Zn			A növény által felvett Zn (mg) (1)
				I. ($\frac{\text{mg}}{\text{kg}}$)	II. ($\frac{\text{mg}}{\text{kg}}$)	Δ ($\frac{\text{mg}}{\text{edény}}$)	I. ($\frac{\text{mg}}{\text{kg}}$)	II. ($\frac{\text{mg}}{\text{kg}}$)	Δ ($\frac{\text{mg}}{\text{edény}}$)	
1	120	120	6	8,89	6,14	6,87	3,29	2,21	2,70	0,42
2	40	120	6	9,62	7,00	6,55	3,88	2,54	3,34	0,26
3	120	40	6	9,16	5,88	8,21	3,53	2,14	3,47	0,43
4	40	40	6	6,55	6,47	0,19	2,53	2,39	0,35	0,27
5	120	120	2	5,33	2,96	5,94	2,23	1,19	2,60	0,32
6	40	120	2	5,08	3,01	5,17	2,45	1,20	3,13	0,18
7	120	40	2	4,59	3,18	3,55	2,13	1,26	2,18	0,33
8	40	40	2	4,20	3,05	2,87	1,90	1,26	1,59	0,21
9	160	80	4	6,78	4,68	5,27	2,65	1,91	1,84	0,42
10	0	80	4	5,95	4,35	3,99	2,58	1,85	1,83	0,15
11	80	160	4	6,75	5,27	3,71	2,61	2,13	1,19	0,36
12	80	0	4	4,26	5,05	-1,98	2,09	2,28	-0,48	0,32
13	80	80	8	12,39	7,76	11,58	5,20	3,42	4,44	0,40
14	80	80	0	3,39	1,27	5,29	1,26	0,58	1,71	0,20
15	80	80	4	5,92	4,36	3,90	2,40	1,74	1,65	0,30

I. mintavétel a trágyázás után két héttel. II: mintavétel a kísérlet végén. Δ : A kezdeti és végállapot oldható Zn tartalmának különbsége tenyészedényre vonatkoztatva

(1) Zn uptake of plant

A talajok 0,01 M CaCl₂ oldható PO₄³⁻-P illetve AL oldható P₂O₅-tartalmának változása

A talajkivonószerek által kioldott foszformennyiség illetve a növény foszforfelvétele a 3. táblázatban látható. A 0,01 M CaCl₂ oldható PO₄³⁻-P által kioldott P mennyiség a trágyázás után két héttel arányosan növekszik a felhasznált trágyaadagokkal. Ez a kivonat a növény által közvetlenül felvehető formák mennyiségét jellemzi. A táblázatból látható, hogy ez az alkalmazott adagnak csak egy töredéke. A kísérlet végére ezek az értékek lecsökkentek. A kiindulási és a végállapot CaCl₂ oldható P tartalmának különbségét edényre vonatkoztatjuk, a növény által felvett P mennyiségénél kisebb értéket kapunk, tehát a növény a tenyészidő folyamán P szükségletének túlnyomó részét a P-tartalékokból pótolta.

3. táblázat A különböző kivonószerekkel kioldott P tartalom változása és a növény által felvett P

No	N	P ₂ O ₅	Zn	0,01 M CaCl ₂ oldható PO ₄ ³⁻ -P			AL-P ₂ O ₅			A növény által felvett P (mg) (1)
				I. ($\frac{\text{mg}}{\text{kg}}$)	II. ($\frac{\text{mg}}{\text{kg}}$)	Δ ($\frac{\text{mg}}{\text{edény}}$)	I. ($\frac{\text{mg}}{\text{kg}}$)	II. ($\frac{\text{mg}}{\text{kg}}$)	Δ ($\frac{\text{mg}}{\text{edény}}$)	
1	120	120	6	1,61	1,15	1,15	373	315	144	29,4
2	40	120	6	2,26	1,29	2,43	396	308	219	27,3
3	120	40	6	1,27	0,97	0,75	309	262	116	24,0
4	40	40	6	1,16	0,95	0,53	303	258	113	20,5
5	120	120	2	1,32	1,17	0,38	367	303	160	32,5
6	40	120	2	2,06	1,16	2,25	354	307	117	25,9
7	120	40	2	1,26	0,89	0,93	309	263	116	24,4
8	40	40	2	1,32	1,09	0,58	312	266	113	20,6
9	160	80	4	1,54	1,07	1,18	333	282	127	30,2
10	0	80	4	1,53	1,11	1,05	340	283	143	17,9
11	80	160	4	2,84	1,36	3,70	411	328	207	32,8
12	80	0	4	1,28	0,9	0,95	262	238	59	19,5
13	80	80	8	1,56	1,1	1,15	336	270	165	27,0
14	80	80	0	1,34	1,08	0,65	320	272	121	26,8
15,	80	80	4	1,36	1,06	0,75	327	281	115	26,3

I. mintavétel a trágyázás után két héttel. II: mintavétel a kísérlet végén. Δ: A kezdeti és végállapot oldható P₂O₅ tartalmának különbsége tenyészedényre vonatkoztatva

(1) P uptake of plant

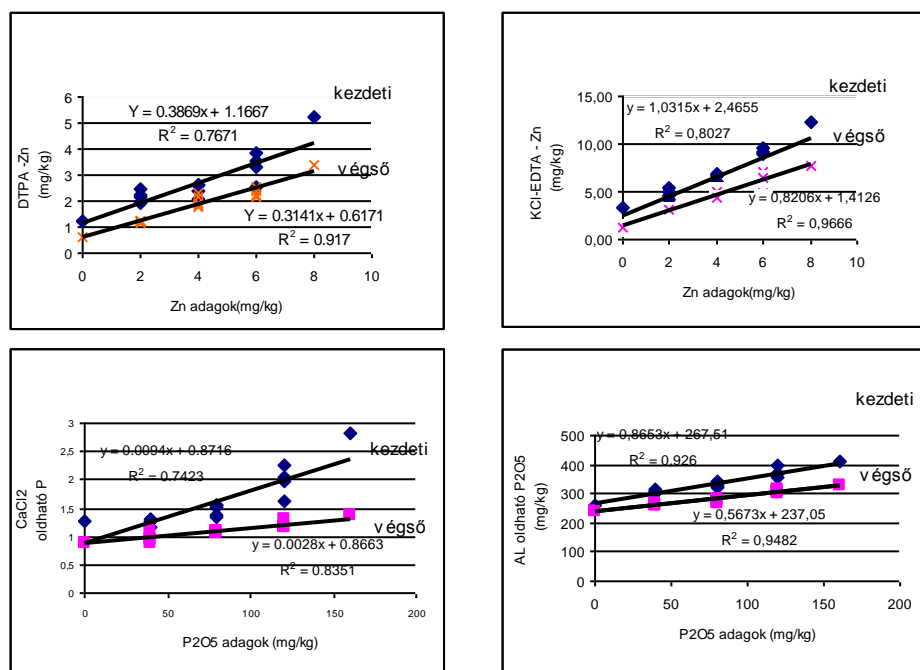
Az AL által kioldott P mennyiség a trágyázás után két héttel közelítőleg megegyezik a talaj eredeti AL-P₂O₅ tartalma és (238 mg/kg) és a hozzáadott P₂O₅ adag mennyiségével, tehát a kivonat jól jellemzi a kezelés mennyiségét,

Ha a kiindulási és a végállapot AL oldható P_2O_5 tartalmának különbségét edényre vonatkoztatjuk látható, hogy a különbség nagyobb, mint a növényi foszfor felvétel, tehát a kísérlet során a foszfor formák egy része erősebben kötött formákká alakult.

A kísérlet végén a kivonószerek által kivont foszfortartalom a növény által felvett foszfortartalommal illetve egymással a következő korrelációt mutatták $r_{CaCl_2-P-P\text{ felvétel}} = 0,470$, $r_{AL-P-P\text{ felvétel}} = 0,812$. $r_{CaCl_2:P-AL-P} = 0,779$ ($n=64$). A növény P felvétele másfélszeresére nőtt a nagyobb P adagok hatására.

A kivonatok és a műtrágya-adagok közti kapcsolat vizsgálata

Az 1. ábrán a műtrágyaadagok függvényében ábrázoltuk a kísérlet elején ($n=15$) és végén ($n=64$) mért oldható Zn tartalmakat. A kísérlet végén mért 64 adatra először kiszámítottuk a kezelések szerinti átlagokat, majd ezeket ábrázoltuk. Mindkét elemnél a vizsgált kivonószerek által kioldott elemtartalmak szoros korrelációt mutattak a trágyaadagokkal. A kísérlet végén visszamaradt talajokra kapott korrelációs érték nagyobb volt, mint a kísérlet elejére vonatkozó adatoké mivel itt a mintaszám is nagyobb volt.



1. ábra Az oldható cink és foszfortartalom alakulása az alkalmazott műtrágyaadagok függvényében

Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések

Vizsgálataink alapján az alábbi következtetéseket vontuk le.

- A kísérlet során az oldható cinktartalom mindkét kivonószer esetén nagyobb mértékben csökkent, mint ami a növényi elemfelvétellel megmagyarázható. A kiindulási állapotban megkötött cinkformák egy része a tenyészidő alatt valószínűleg átalakult erősebben kötött formákká, melyet a kivonószer nem képes kioldani.
- Korábban közölt cikkünkben (Kremper et al.2011) megállapítottuk, hogy az optimális cinkellátottság ebben kísérletben 2,9 mg/kg Zn alkalmazásával érhető el. A műtrágyaadag és a kioldott cinktartalom közti regressziós egyenlet segítségével megállapítottuk, hogy ez KCl-EDTA-Zn tartalomra 5,47 mg/kg, DTPA-Zn tartalomra 2,29 mg/kg ellátottságnak felel meg. Ugyanakkor a cink termésmenővelő hatása a kísérletben igen kicsi volt, a maximális termés 92%-a már cink trágyázás nélküli is elérhető (optimális NP ellátottságnál), ami KCl-EDTA-Zn tartalomra 3,39 mg/kg, DTPA-Zn tartalomra 1,26 mg/kg ellátottságnak felel meg.
- Az AL által kioldott P mennyiség a trágyázás után két héttel közelítőleg megegyezik a talaj eredeti AL-P₂O₅ tartalma és (238 mg/kg) és a hozzáadott P₂O₅ adag mennyiségével, aminek 0,003-0,005-öd része a CaCl₂-os kivonat P tartalma.
- A kísérlet során az AL oldható foszfortartalom nagyobb mértékben csökkent, mint ami a növényi elemfelvétellel megmagyarázható. A kiindulási állapotban megkötött formák egy része a tenyészidő alatt valószínűleg átalakult erősebben kötött formákká, melyet a kivonószer nem képes kioldani.
- Az optimális foszforellátottság a vizsgált karbonátos réti csernozjom talajon 89 mg/kg P alkalmazásánál figyelhető meg (Kremper et al. 2012) a kísérletben. Regresszió analízis segítségével megállapítottuk, hogy ez AL-P₂O₅ tartalomra 344 mg/kg, 0.01 M CaCl₂ oldható PO₄³⁻-P tartalomra 1,7 mg/kg értéknek felel meg.

Irodalomjegyzék

- ARMOUR J.D. and BRENNAN R.F. Zinc in Soil Analysis an Interpretational Manual Commissioned by ASPAC 1993 CSIRO publishing p. 281-285.
- ELEK É., PATÓCS I. (1984).: A magyarországi I. talajvizsgálati ciklus eredményeinek értékelése. MÉM NAK Kiadványa, Budapest
- HOUBA V.J.G., NOVOSAMSKY. I., TEMMINGHOF. E. Soil and plant analysis. Part 5A. Soil analysis procedures extraction with 0.01 M CaCl₂ – Wageningen Agricultural University Wageningen 12-22 pp 1994

- KREMPER R., BERTA SZABÓ E., LOCH J.: Determination of Optimal Nitrogen, Phosphorus and Zinc Doses in a Multifactorial Pot Experiment 2011 Communications in Soil Science and Plant Analysis Volume 42, Issue 18 p. 2229-2243
- KUMAR M.- QURESHI F. M.: Dynamics of zinc fractions, availability to wheat (*Triticum aestivum* L.) and residual effect on succeeding maize (*zea mays*. L.) in Inceptisols Journal of Agricultural Science Vol 4. No 6 236-243p 2012
- LINDSAY. W.L & NORWELL. W.A. Q.. (1978): Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. **42**. 421-428.
- MAGYAR SZABVÁNYÜGYI TESTÜLET: A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása MSZ 20135 1999.
- SHALABY, M. H. – KÁDÁR I. (1984): A foszfor- és cinktrágyázás közötti kölcsönhatások vizsgálata meszes homoktalajon. Agrokémia és Talajtan. 33:261-267p
- TAHMM- F.-NÉ KRÁMER- M.-SARKADI J.:1968. Növények és trágya-anyagok foszfortartalmának meghatározása ammónium-molibdovanadátos módszerrel. Agrokémia és Talajtan. 17. 145-156 p.

Térbeli talajinformációs rendszerek INSPIRE kompatibilitásának vizsgálata

Pásztor László – Laborczi Annamária – Bakacsi Zsófia – Sieglerné Matus Judit – Szabó József*

MTA Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet,
Környezetinformatikai Osztály, Budapest
**laborczi.annamaria@agrar.mta.hu*

Összefoglalás

Vizsgálataink célja a nemzetközi GS Soil projekt keretében kidolgozott, – és végleges formájában majdan az EU tagországok számára kötelezően beépítendő – INSPIRE séma, illetve a saját térbeli talajinformációs rendszereink és szolgáltatásaink megfeleltethetőségének tesztelése és értékelése volt. Ennek során az INSPIRE által definiált objektumokat azonosítottuk a két kiindulási adatbázisunkban, az AGROTOPO-ban és a Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszerben (DKTIR). A megfeleltetés a kapott INSPIRE sémákkal csak részlegesen megvalósítható, adatbázisaink térbeli objektumai nem illeszthetők teljes mértékben az INSPIRE séma-tervezetbe. Az AGROTOPO talajfoltokból építkező, poligon geometriai állományú adatrendszer, nem szerepelnek benne talajszelvény adatok, ezért a sémába csak részben, származtatott adatként, vagy csatolt magyarázattal együtt illeszthető be. Kilencféle attribútuma sem feleltethető meg maradéktalanul a sémának. A DKTIR esetében az adatbázis háromféle, különböző szempont szerinti interpretálása révén sikerült az INSPIRE kompatibilitáshoz közelíteni. A www.gssoil-portal.eu webes portálon publikált térképek között mindezek mellett megjelentethető az AGROTOPO, valamint mintaterületi szinten a DKTIR is.

Abstract

An INSPIRE schema, whose final version will be mandatory for all of the EU member state countries, was elaborated in the framework of the GS Soil project. Our goal was to evaluate and test the compatibility between this schema and our spatial soil information systems. In the process of testing, we identified INSPIRE objects in our databases: AGROTOPO and Digital Kreybig Soil Information System (DKSIS). Interoperability can only be partly accomplished, the spatial objects of databases cannot fit perfectly in the draft schema. AGROTOPO, being a polygon based database, can be partly fit into the schema, or with additional explanations. This is also true for its nine soil attribute parameters. As far as DKSIS is concerned, we have elaborated three different interpretations of the database to approach its INSPIRE compatibility. AGROTOPO and a sample area of DKSIS is integrated into www.gssoil-portal.eu portal.

Bevezetés



1. ábra: A különböző léptékű és tematikájú térbeli talajtani információk feldolgozásának és publikálásának folyamata

A talajokra vonatkozó adatok elérhetőségében nagy különbségek tapasztalhatók az egyes országok között. Magyarország jelentős

hagyományokkal bír a talajtérképezések terén. Hatalmas mennyiségű talajtani információ érhető el, az adatgyűjtések különböző léptékekben történtek a gazdálkodásitól az országos szintig. Az egymást követő térképezések felvételezési célja és módszere is különbözött, így az eltérő célok eltérő talajtani jellemzők hangsúlyozásához vezettek. Az 1980-as évektől kezdődően a térképi alapú talajtani információk jelentős része került digitális feldolgozásra és épültek be különböző térbeli talajinformációs rendszerekbe (TTIR). A két leginkább ismert és széles körben használt TTIR az AGROTOPO és a Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer az MTA ATK TAKI fejlesztésének eredménye.

A korábban gyűjtött, térképezések, felvételezések által szolgáltatott információk hosszú időn keresztül jól kiszolgálták a felmerült társadalmi igényeket. Az aktuálisan rendelkezésre álló, illetve a felhasználók által specifikusan megkívánt információk azonban nem mindig fedik egymást; az adatgyűjtés, felvételezés, térképezés célja, az annak alapján elvégzett munka, illetve az ezek eredményeképpen született adatok direkt módon nem feltétlenül alkalmazhatók egy adott, talajtani információkat igénylő problémakör kapcsán és így nem alkalmazhatók megfelelő hatékonysággal a döntéshozók jelenlegi igényeinek kielégítésére. Ezen probléma megoldása érdekében számos próbálkozás született a létező talajtani információk kiegészítésére, javítására és integrálására (1. ábra).

A térbeli alapú talajtani információk és szolgáltatások felhasználó barát(abb) reformjához egy újabb lökés az INSPIRE részéről érkezett. Mivel a talajtani információk jelentős térbeli és környezeti jelleggel bírnak, a bevezetés előtt álló INSPIRE Direktíva természetesen ezeket is érinteni fogja. A talajtani információk INSPIRE kompatibilitásának megteremtése egyszerre egy lehetőség és egy jövőbeli kötelezettség is.

Anyag és módszer

Az Európai Parlament és a Tanács 2007/2/EK irányelve szól az Európai Közösségen belüli térinformációs infrastruktúra (INSPIRE - Infrastructure for Spatial Information in Europe) kialakításáról (AZ EURÓPAI UNIÓ HIVATALOS LAPJA, 2007), melynek III. Mellékletében szerepel a talaj, mint téradattéma. A Közösség környezetpolitikájának kialakításához és végrehajtásához térinformációra van szükség, amelyekbe be kell illeszteni a magas szintű környezetvédelmi követelményeket. Ennek érdekében olyan fokú koordinációt kell

megvalósítani az információ felhasználói és szolgáltatói között, amely lehetővé teszi, hogy a különböző szektorokból érkező információk és ismeretek összekapcsolhatóak legyenek.

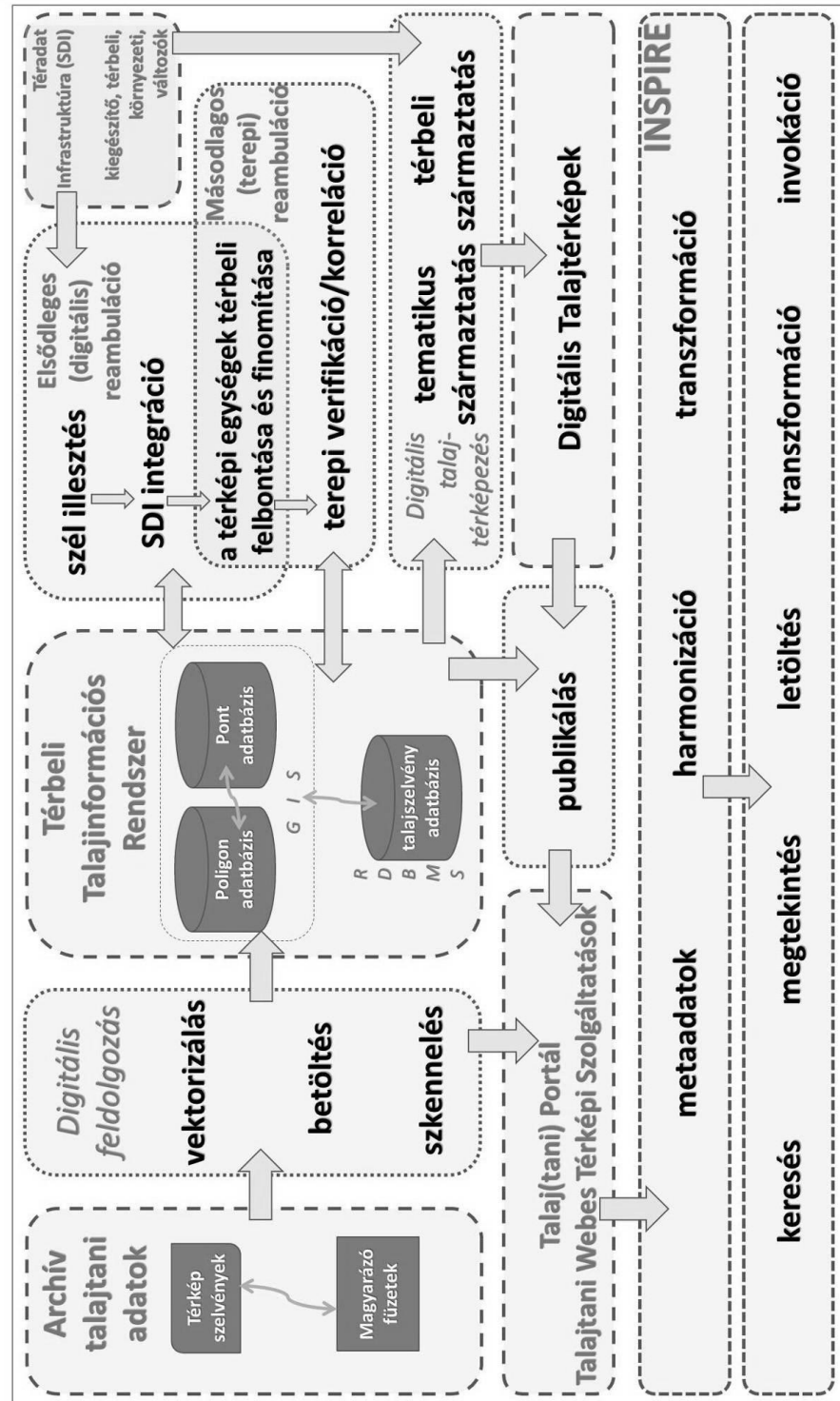
Az adatvesztés elkerülése és a minél pontosabb megfeleltethetőség érdekében a nemzetközi GS Soil projekt egyik céljává tűzte ki, hogy az INSPIRE irányelvek talajra vonatkozó sémáit a résztvevő országok talajtani szakembereinek bevonásával alakítsák ki. Ezért a projekt vezetése kidolgozott egy egységes sémát, az ún. „Soil Core”, Talaj Mag modellt, amelyet a résztvevők kaptak véleményezésre. Célunk a kapott séma használhatóságának, megfeleltethetőségének tesztelése volt, továbbá ennek megfelelően javaslatok kidolgozása a végleges, – majdan a tagországok számára kötelezően megvalósítandó – lépésekhez.

A tesztelés során az INSPIRE THEMATIC WORKING GROUP SOIL (2011) kiadványát vettük alapul. Első lépésként az INSPIRE által definiált objektumok azonosítását végeztük el két kiindulási adatbázisunkban, az AGROTOPO-ban és a Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszerben (2. ábra).

A Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer (DKTIR) az 1:25.000-es méretarányú Kreybig-féle Átnézetes Talajismereti Térképsorozat (KREYBIG 1937) - a mindmáig egyetlen, az országot teljes egészében lefedő ilyen jellegű nagyléptékű térképsorozat - térinformatikai adaptációja és reambulációja alapján létrejövő, a mai kor követelményeit kielégítő, korszerű, dinamikus térinformatikai rendszer (PÁSZTOR et al. 2012).

Az AGROTOPO az Agrotopográfiai térképsorozat (VÁRALLYAY et al. 1979, 1980) tematikus adataiból kialakított térbeli talajinformációs rendszer, amely EOTR szabványos, 1:100 000 méretarányú, országos adatokat tartalmaz. Az adott felbontásban homogén agroökológiai egységekhez a termőhelyi talajadottságokat meghatározó főbb talajtani paraméterek tartoznak: genetikai talajtípus, talajképző kőzet, fizikai talajféleség, agyagásvány összetétel, talaj vízgazdálkodási tulajdonságai, kémhatás és mészállapot, szervesanyag készlet, termőréteg vastagság, talajértékszám.

Az objektumok azonosítását követő lépés a megfeleltetés a kiindulási és a cél séma, a Talaj Mag modell között. A megfeleltetési, sémába illesztési folyamatot a HALE (HUMBOLDT Alignment Editor) adatbázis konverziót segítő szoftver segítségével végeztük.



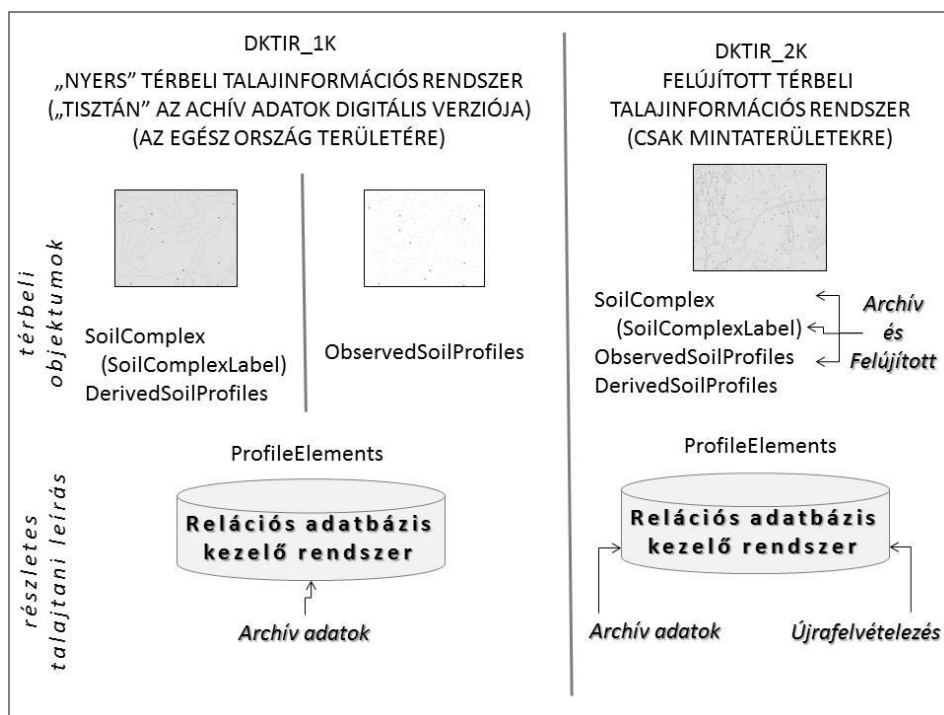
2. ábra: Az INSPIRE kompatibilitás elérésének folyamata az archív talajtani adatokból kiindulva

Eredmények

A tesztelésről a következő tapasztalatokat tudtuk visszacsatolásként megosztani a döntéshozókkal:

- A kapott INSPIRE sémákkal a megfeleltetés részlegesen megvalósítható, a kiindulási adatbázisok térbeli objektumai nem illeszthetők teljes mértékben az INSPIRE séma-tervezetbe.

- Az AGROTOPO poligon alapú állomány, nem szerepelnek benne talajszelvény adatok, ezért a sémába csak részben, származtatott adatként, vagy csatolt magyarázattal együtt illeszthetők be. Kilenc féle attribútuma sem maradéktalanul feleltethető meg a sémának (pl. a talajtípus a magyarországi besorolás, és nem a szabványos WRB szerint szerepel.)



3. ábra: A DKTIR „Talaj Mag” modellbe illő értelmezése (az angol kifejezések a séma objektumok elnevezései)

- A DKTIR esetében az adatbázist három különböző reprezentációban történő értelmezése révén tudtuk a Talaj Mag modell sémáját közelíteni, az adatbázis egyes objektumait a sémában definiált elemekhez illeszteni. (3. ábra)

1. Az eredeti Kreybig-féle felvételezés jellemző pontjainak fizikai és kémiai paraméterei és a hozzájuk tartozó poligonok, mint talaj-komplexek (országosan rendelkezésre álló adat).

2. A Kreybig-féle felvételezés összes talajszelvény adata (pont adat, országos kiterjedés).

3. Felújított, finomított adatbázis, részben a Kreybig-féle adatokkal, részben újrafelvételezett szelvények adataival, csak mintaterületekre.

A projekt egyik „kézzel fogható” eredménye a projekt honlapjába integrált talajtérképeink (<http://gssoil-portal.eu/ingrid-portal>). A portálon a „Térképek” menüpontban megjeleníthető az AGROTOPO, valamint mintaterületi szinten a DKTIR is. Az itt szereplő adatokat az általunk működtetett ArcGIS Server 9.2 WMS szabvány protokoll szerinti szolgáltatása biztosítja. Publikált adatainkhoz INSPIRE kompatibilis metaadat-szolgáltatás is tartozik. A metaadatokat a GDI-DE Testsuite (<http://testsuite.gdi-de.org/gdi>) INSPIRE Metadata moduljával ellenőriztük. A validálást sikeresen teljesítettük.

Következtetések

Az INSPIRE direktíva lényeges és hasznos folyamatokat indít az adatok harmonizációjában, de eredményeink alapján az eddig kidolgozott, talajra vonatkozó sémák még módosításokra szorulnak. Mivel a cél a modellek első verziójának tesztelése volt, remélhetőleg a döntéshozók minden résztvevő ország, így Magyarország tapasztalatait is figyelembe veszik majd a végleges sémák kialakításában. Terveink szerint a direktíva kötelező bevezetésének további előkészítő munkálataiban is részt veszünk.

Köszönetnyilvánítás

Munkánkat a GS Soil projekt („INSPIRE szabványos, európai talajadatokra vonatkozó geoadat szolgáltatás kiépítése eContentplus”, ECP-2008-GEO-318004) keretében és finanszírozásában végeztük.

Irodalomjegyzék

- AZ EURÓPAI UNIÓ HIVATALOS LAPJA L 108., 2007. Az Európai Parlament és a Tanács 2007/2/Ek Irányelve (2007. március 14.) az Európai Közösségen belüli térinformációs infrastruktúra (INSPIRE) kialakításáról. 2007/ L 108.1-14.
- INSPIRE THEMATIC WORKING GROUP SOIL, 2011. D2.8.III.3 Data Specification on SOIL – Draft Guidelines
- REITZ, T., TEMPLER, S., DEVRIES, M., GISBERT, N., PITAEV, A. & BURCHERT, A., 2011. HUMBOLDT Alignment Editor 2.1.1 (HALE software), <http://www.esdi-community.eu/projects/hale>
- KREYBIG L., 1937. A M. Kir. Földtani Intézet talajfelvételi, vizsgálati és térképezési módszere. M. Kir. Földtani Intézet Évkönyve, **31**.147-244.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J., BAKACSI Zs. & LABORCZI A., 2012. Elaboration and applications of Spatial Soil Information Systems and Digital Soil Mapping at Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences. Geocarto International, DOI:10.1080/10106049.2012.685895
- VÁRALLYAY GY., SZŰCS L., MURÁNYI A., RAJKAI K. & ZILAHY P., 1979. Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100.000 méretarányú térképe. I. Agrokémia és Talajtan **28**. 363-384.
- VÁRALLYAY GY., SZŰCS L., MURÁNYI A., RAJKAI K. & ZILAHY P., 1980. Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100.000 méretarányú térképe II. Agrokémia és Talajtan **29**. 35-76.

Kvantitatív algológiai vizsgálatok a Balaton-felvidék talajainak élő bevonataiban

Lepossa Anita¹ – Ördög Vince² - Hoffmann Sándor¹

¹Pannon Egyetem, Georgikon Kar, Növénytermesztéstani és Talajtani Tanszék, 8360 Keszthely, Deák F. u. 16. Tel./Fax: +36-83-545-133/+36-83-545-254

²Nyugat-Magyarországi Egyetem, Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar, Növénybiológiai Intézet, 9200 Mosonmagyaróvár, Vár 2. Tel./Fax: +36-96-566-631/+36-96-566-620

Összefoglalás

Algák, zuzmók, mohák, gombák és baktériumok társulásai gyakran szemmel is jól látható élő bevonatokat alkotnak a talaj néhány mm-es felszíni rétegében. E társulások összetételével és működésével már több évtizede foglalkoznak, számos szakirodalom említi szerepüket a talajnedvesség megőrzésében, az eróziós hatások enyhítésében, a légköri nitrogén és szén megkötésében, vagy kapcsolatukat magasabb rendű növényekkel. Egyéves vizsgálat sorozat részeként a Balaton-felvidék három jellemző talajtípusán havonként vizsgáltuk az élő bevonat alga közösségének mennyiségét közvetlen (epifluoreszcens mikroszkópos) sejtszám-meghatározási módszerrel. A cianobaktériumok, kovamoszatok és egyéb eukarióta algák abundancia változását különböző talaj- és meteorológiai paraméterek függvényében értékeltük, és megbecsültük az aktív alga biomasza nagyságát. A sejtszámokban az év folyamán jelentős ingadozások mutatkoztak, a vizsgált paraméterek közül a bolygatottság és a talajtípus alapvetően befolyásolták az algacsoportok mennyiségi előfordulását.

Kulcsszavak: biológiai talajkéreg, alga, cianobaktérium, abundancia, biomasza

Bevezetés

Kis borítottságú, nyílt talajfelületeken gyakran megfigyelhető feketésbarna, kékeszöld, vagy zöldes színű, algák, gombák, mohák és zuzmók közösségéből álló ún. élő bevonat vagy biológiai talajkéreg (biological soil crust). A szakirodalom használja a kéregalkotó szervezetre utaló kifejezéseket is, mint kriptogám, mikrobióta, kriptobióta vagy mikrofita kéreg. A biológiai kéreg tehát különböző élő szervezetek és az általuk kiválasztott szerves anyagokkal összekötött talajrészecskék alkotják, melynek vastagsága néhány mm-től néhány cm-ig terjedhet. A kémiai és fizikai kéreg ugyanakkor szervesetlen képződmény, mint például a sókiválás, vagy az általában taposás hatására kialakuló talajfelszíni kéreg (BELNAP ET AL. 2001).

A biológiai kéreg fontos szerepet játszik az erózióknak kitett, gyenge szerkezetű talajokon, vándorló homokdűnéken, sivatagos és félsivatagos területeken, a kutatások ezért főként ezekre a területekre összpontosítanak (BOND & HARRIS 1964, METTING 1991, PAINTER 1993, PLUIS & DE WINDER 1993, BELNAP 2003, TIRKEY & ADHIKARY 2005, VELUCI ET AL. 2006). E bevonatoknak köszönhetően javul a vízbeszivárgás és átszűrődés, nő a talaj vízmegtartó képessége, kiegyenlítettebbé válik a talaj mikroklímája, csökken a N-kimosódás, és a talaj felső rétegének rögzítésével jelentős mértékben csökkennek az eróziós veszteségek. Már a múlt század elején úgy vélték (FRITSCH 1907), hogy a talajfelszínen kialakuló algabevonatoknak a mulcshoz hasonló hatása van, és ezt BOOTH (1941) vizsgálatai is alátámasztották, ahol az algabevonatok alól gyűjtött felső talajréteg nedvességtartalma közel hétszer nagyobb volt, mint a csupasz felszín alól vett minták esetében.

Az algák és cianobaktériumok alkotta bevonatok szerepe sokrétű: a már említett talajszerkezetet javító hatáson túl a légköri C és N megkötése, valamint néhány naponta megújuló szervesanyag termelésük révén hozzájárulnak a talajtermékenység növeléséhez, bioaktív anyagaikkal magasabb rendű növények fejlődését befolyásolhatják, a domináns algafajok pedig a talajok állapotát mutató indikátorok. Szerkezet nélküli, öntözött talajokra kijuttatva a palmelloid, kocsonyás burokkal rendelkező zöldalgák (pl. *Chlamydomonas* sp.) talajjavító hatását igazolták (METTING 1987).

Jelen dolgozat a Balaton-felvidék talajainak felszíni rétegében élő algák mennyiségi változásait vizsgálja a talaj- és meteorológiai paraméterek függvényében.

Anyag és módszer

Mintavételi területek jellemzése

A Balaton-környék talajtakarója igen változatos. Kialakulásában a felszínen lévő kőzetek geológiai eredetének és tulajdonságainak sokfélesége, a természetes növénytakaró és a víz játszották a fő szerepet. A Balaton vízgyűjtő területének legnagyobb részén így barna erdőtalajok különböző típusai, változatai alakultak ki. A talajképződés sajátos folyamata ment végbe a mészkövek, dolomitok esetében, amely rendzina talajok kialakulását eredményezte. A síklápok csoportjába tartozó

Balaton-környéki láptalajokat a vízi és mocsári növényzet elhalt maradványainak feltöltődése hozta létre az egykori tavak területén (MÁTÉ 1981).

Három talajtípuson összesen hat területet választottunk 1:10000 méretarányú genetikus üzemi talajtérképek alapján a már korábban is védettséget élvező Tapolcai- és Káli medencékben, valamint a Tihanyi félszigeten. A mintavételi helyeken 0,5 ha nagyságú művelt, illetve olyan műveletlen területet jelöltünk ki, ahol a talaj keverésével vagy forgatásával járó művelést évek óta nem végeztek (1. táblázat).

1. táblázat. Mintavételi területek

Jelölés (a)	Terület elhelyezkedése (b)	Művelés (c)	Talaj (d)
I.a	Szigliget (É 46,8078°, K 17,4317°)	szántó (kukorica) (e)	lecsapolt és telkesített rétláp talaj /vályog (f)
I.b	Balatonederics (É 46,8073°, K 17,4086°)	kaszáló (g)	lecsapolt és telkesített rétláp talaj /homokos vályog (h)
II.a	Tihany (É 46,9202°, K 17,8655°)	levendula (i)	rendzina /vályog (j)
II.b	Tihany (É 46,9190°, K 17,8661°)	rét (k)	rendzina /homokos vályog (l)
III.a	Mindszentskállya (É 46,8760°, K 17,5636°)	szántó (őszi búza) (m)	Ramann-féle barna erdőtalaj /agyagos vályog (n)
III.b	Mindszentskállya (É 46,8722°, K 17,5653°)	ösgyep (o)	Ramann-féle barna erdőtalaj /agyagos vályog (n)

Talajminta-gyűjtés

Kvantitatív algavizsgálatok céljából a kijelölt területeken - két ismétlést képezve – 5-5 véletlenszerűen megválasztott mintavételi helyről gyűjtöttük a felszíni (0-1 cm) talajréteget steril spatula segítségével, majd az ismétlésenkénti 5 almintát tiszta nejlonzacskóba tettük, kellő mennyiségű levegőt biztosítva. A mintákat sötét, hűvös helyen legfeljebb három napig tároltuk. A homogenizált almintákból képzett mintákban meghatároztuk az algasejtszámot.

Sejtszámlálás, biomassza-beclés

A talajok adott időpontban aktív alगतartalmának meghatározására - LUKEŠOVÁ (1993) módszerét követve - klorofill autofluoreszcencián

alapuló közvetlen sejtszámlálást végeztünk. Tíz gramm friss talajt ezred pontossággal 250 ml-es lombikba mértünk, és steril desztillált vízzel 100 ml-re hígítottunk. Az alumínium fóliával lezárt talajszuszpenziót ezt követően 4 perces, ultrahangos kádban (Tesla UC 002 BM1, 50Hz) történő rázatásnak tettük ki, hogy a talajrögök szétessenek, illetve az algasejtek leváljanak a talajszemcsék felületéről. Az algasejtek számlálását Olympus BX60 típusú epifluoreszcens mikroszkóppal végeztük. A cianobaktériumok észleléséhez zöld szűrőt (WG, ex. 510-550 nm, em. 610+), az eukarióta algákhoz kék szűrőt (NBV, ex. 420-440 nm, em. 455+) használtunk. Alapos összerázást követő fél perces ülepedési idő elteltével a talajszuszpenzió felszíne alól 20 µl mennyiséget mikropipettával kivettünk és tárgylemezre tettük, majd 22x22 mm-es fedőlemezrel fedtük le, ügyelve arra, hogy a szuszpenzió teljes mennyisége a fedőlemez alatt terüljön el. A fedőlemez alatti teljes területen a fluoreszkáló algasejteket megszámláltuk. A méréseket mintánként három ismétlésben végeztük, feljegyeztük a cianobaktérium (CB), kovamoszatok (D) és az egyéb eukarióta (Eu-D) algák csoportjába tartozó sejtszámokat. Az aktív alga biomassa becsléséhez a vizsgált talajokban algacsoportonként leggyakrabban előforduló fajok paramétereit használtuk. A sejttömeg meghatározásához NÉMETH (1998) által javasolt térfogatszámítási képleteket használtunk.

Környezeti paraméterek mérése

A meteorológiai tényezők (csapadékösszeg, hőmérsékleti átlag, radiációs minimum átlaga, napfényes órák átlaga) adatait - az egymást követő mintavételi időpontok között eltelt időtartamra vonatkozóan - a keszthelyi Éghajlati Állomás jelentései szolgáltatták. A mintagyűjtések alkalmával mértük a talaj- és levegő hőmérsékletet, a talaj nedvességtartalmát (tömegszázalékos abszolút nedvességtartalom "Nt%", 20 g friss talaj, 105°C, 24 h) és kémhatását (5 g friss talaj + 12,5 ml desztillált víz, RADELKIS OP-264/1 ammónia- és pH-mérő készülék). A vizsgálat sorozat végén egyszeri alkalommal történt a talajok térfogattömegének meghatározása, az egyéves átlagmintákból Atterberg-féle módszerrel mechanikai elemzés, valamint tápanyagvizsgálat (MSZ 20135/1999).

Talajalgákra ható tényezők statisztikai vizsgálata

A különböző talajok összehasonlíthatósága érdekében az 1 g légszáraz talajra számított sejtszám értékeket a talajok térfogattömegével

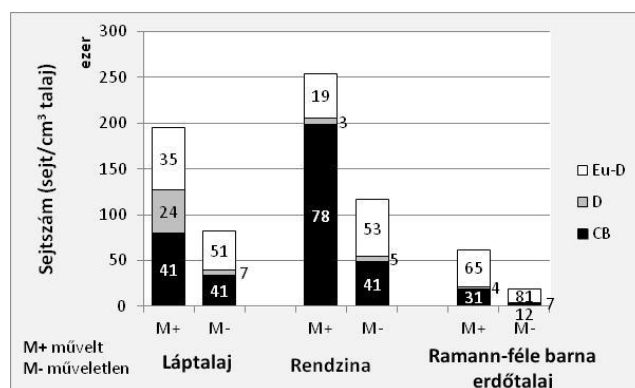
módosítottuk OESTERREICHER (1988) alapján. Kétmintás párosított t-próbával $P=5\%$ -os szinten jelentős különbség nem mutatkozott a sejtszámokban a területenkénti ismétlések között. A mintázott területek az algák megoszlása tekintetében tehát homogénnek mondhatók, az alkalmazott gyűjtési és számlálási módszer megfelelt a célnak. Miután az éves sejtszám-adatsorok nem normális eloszlásúak, a kiugró értékek tompítására a mediánt használtuk a talajok átlagos alगतartalmának jellemzésére.

A talajtípus, a hónapok, a művelés, valamint a talajmélység és az algák felszíni abundanciája közötti összefüggések vizsgálatára nemparaméteres Kruskal-Wallis ANOVA és Mann-Whitney U-próbákat és Spearman rangkorrelációt alkalmaztunk (StatSoft, Inc. 2001. STATISTICA data analysis software system, version 6.).

A vizsgált algacsoportok log-transzformált sejtszámai és a környezeti változók összefüggésének vizsgálatára többszörös regresszió-analízist végeztünk, mely előtt a talajvizsgálati- és meteorológiai paramétereket főkomponens-analízis segítségével - varimax-rotációval – kevés számú főkomponens-változókká vontuk össze (HUNT ET AL. 1979). A talaj- és meteorológiai komponenseknek variancia tényezőkön keresztül az algák kvantitatív előfordulására gyakorolt hatását főkomponens-regresszióval, a megfigyelési változók hasonló közvetett hatását az alga-abundanciára "forward" regresszióval értékeltük (STATISTICA 1984-2000).

Eredmények

Az algabevonatok jellemzése. A vizsgált talajokban a cianobaktériumok túlnyomó többségét fonalas szerveződésű fajok alkották (*Nostocales*). Ebben a csoportban az egysejtűek a szántó művelésű tőzeges láptalajból (I.b) hiányoztak, míg a Ramann-féle barna erdőtalajokon (III.a,b) többséget alkottak. Az eukarióta talajalgáknál az egysejtű szerveződésűek domináltak valamennyi mintában (*Chlorellales*, *Chlorococcales*, *Chlamydomonadales*), kisebb számmal voltak jelen a sejttársulást alkotó fajok, majd őket a fonalas zöld és sárgászöld algák követték. Utóbbiak jelenléte csaknem egész éven át kimutatható volt a láptalajokon, míg a levendulás (II.a) talajában csupán a nyári hónapokban mutatkoztak. A kovamoszatokat legnagyobb számban a *Pennales* rendhez tartozó fajok képviselték.



1. ábra. Átlagos sejtszámok a vizsgált algacsoportok százalékos arányával

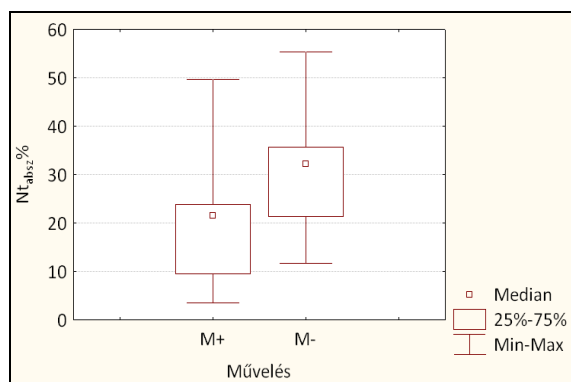
Sejtszámok, biomassa. Az algacsoportok százalékos megoszlása tekintetében a vizsgált talajok különböznek egymástól (1. ábra). A felszíni 1 cm-es talajrétegben a cianobaktériumok átlagosan 30-40%-os, a kovamoszatok 4-7%-os, az egyéb eukarióta algák 35-65%-os arányt képviselnek. A vizsgált talajok közül a levendula-ültetvény (II.a) jelentős cianobaktérium-dominanciájával (78%), a bolygatatlan ősgyep (III.b) az Eu-D algacsoport nagy arányával (81%), a szántó művelésű láptalaj pedig a kovaalgáknak az átlagost háromszorosan meghaladó arányával (24%) tűnik ki. A talajbevonatok aktív alga tömegét (CB $0,458 \cdot 10^{-10}$ g, D $4,712 \cdot 10^{-10}$ g, Eu-D $9,048 \cdot 10^{-10}$ g) a megfigyelési csoportonként leggyakrabban előforduló fajok sejtméretei alapján, 1 g/cm^3 sejtsűrűséget feltételezve becsültük meg. Az eredmények azt mutatják, hogy a művelt területek algabevonatának biomasszája 70%-kal nagyobb a műveletlen területekhez képest (2. táblázat). Megállapítható, hogy a vizsgált talajok felszíni 1 cm-es talajrétegében az algák átlagosan 5,3 kg/ha működő és folyamatosan megújuló biomasszát képeznek.

2. táblázat. Becsült aktív alga biomassa a talajok felszíni 1 cm-es rétegében

Algacsoport (a)		I.a	I.b	II.a	II.b	III.a	III.b
Becsült biomassa (kg/ha) (b)	CB	0,37	0,16	0,91	0,22	0,09	0,01
	D	2,23	0,29	0,33	0,29	0,12	0,06
	Eu-D	6,12	3,79	4,45	5,61	3,63	1,36
	Min.	0,1	1,8	0,7	1,5	0,3	0,5
	Max.	64	10,4	20,4	10,8	31,6	2,9
	Medián	10	4,4	6	6	4,1	1,4

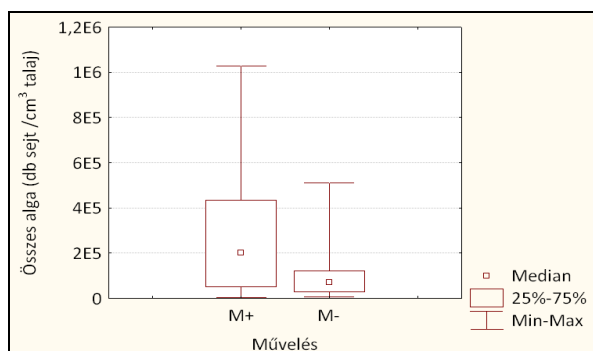
A teljes vizsgálati periódusban megfigyelt legkevesebb (0,1 kg/ha) és egyben legtöbb biomassza (64 kg/ha) a szántó művelésű láptalajban mutatkozott. Az elemzésből az is kiderül, hogy a nagy sejtszámok nem minden esetben járnak együtt nagy biomassza értékkel, amennyiben a bevonatot alkotó társulásban a cianobaktériumok dominálnak (II.a). Lényeges tehát a kérget alkotó talajalgák biomassza-becslésekor a cianobaktériumok és eukarióta algák arányának figyelembevétele, mert sejttömegük jelentősen eltérhet.

Talajnedvesség. A művelt talajok felszíni 1 cm-es rétegét szignifikánsan kisebb ($p < 0,05$) nedvességtartalom jellemzi, mint a bolygatatlan talajokét (2. ábra). A sejtszámok és a talaj nedvességtartalma között összefüggést statisztikai vizsgálatokkal nem tudtunk igazolni. A havi csapadékösszeg és a talajok aktuális nedvességtartalma között sem volt bizonyítható kapcsolat. Kis talajnedvesség-tartalom mellett is mértünk sejtszám maximumot (III.a, augusztus, $Nt\% = 7,5\%$).



1. ábra. Talajfelszín nedvességtartalma a művelés függvényében

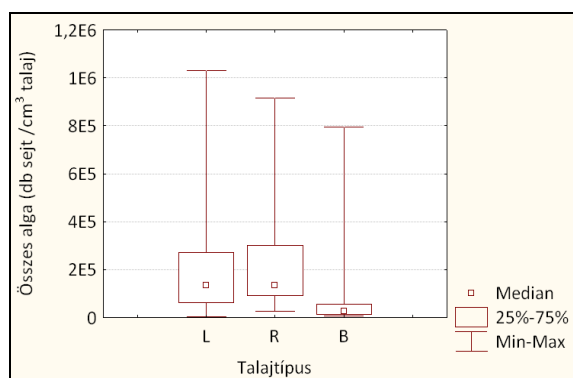
Művelés. Eredményeink a művelt talajokon szignifikánsan nagyobb ($p < 0,05$) alga abundanciát mutatnak a bolygatatlan területekhez képest (3. ábra). Regresszió-vizsgálat során a művelt területek kisebb humusztartalma mutatkozott a legfontosabb, sejtszámot befolyásoló tényezőnek valamennyi algacsoport esetében, különösen a cianobaktériumoknál.



2. ábra. Alga sejt számok a művelés függvényében

Talajtípus. A talaj típusa befolyásolja az algák előfordulási gyakoriságát. A Ramann-féle barna erdőtalaj szignifikánsan ($p < 0,05$) kevesebb algasejtet tartalmazott (4. ábra) a másik két vizsgált talajtípussal összevetve.

A többszörös regresszióanalízis eredménye azt mutatta, hogy a cianobaktériumok rendzina talajokon mért nagyobb jelenléte azok nagyobb só-, K- és Mg-tartalmával, valamint kisebb mész, Na és felvehető N-tartalmával hozható összefüggésbe. Kovaalgák lápterületen megfigyelt nagyobb aránya pedig a láptalajok nagyobb mész- és Na-tartalmának, illetve kisebb K- és Mg tartalmával magyarázható. A talajok kémhatása és a sejt számok között szoros összefüggést igazolni nem lehetett.



3. ábra. Alga sejt számok a talajtípus függvényében

Évszakhatás. A sejt számok havonkénti változásait elemezve ún. évszakhatás nem volt igazolható. Szignifikáns különbség ($p < 0,05$) egyes

hónapok között csak az eukarióta algák (Eu-D) esetében mutatkozott, de a nyári maximum és kora tavaszi minimum-értékeket az általunk figyelembe vett meteorológiai tényezők nem magyarázták meg.

Eredményeink alapján az algák talajfelszínen való mennyiségi előfordulását csupán kis százalékban magyarázták a vizsgálatba vont talaj- és meteorológiai paraméterek. Ennek értéke cianobaktériumok esetében 16,1%, kovaalgák esetében 14,6%, egyéb eukarióta algák esetében 8,0%.

Értékelés, következtetések

A szakirodalmi adatok általában magasabb abundancia-értékeket közölnek az általunk mért értékekhez képest. Ezt a közvetett- és közvetlen sejtszámlálási módszerek közötti különbségek, az átlagos sejtmérettel (10 μm átmérőjű, gömb alakú sejt, SHIELDS 1982) és átlagos talajsűrűséggel (3 g/cm^3 , METTING 1994) számított biomassza, a prokarióta és eukarióta algák külön számlálásának hiánya, valamint az magyarázhat, hogy a nem normális eloszlású sejtszám adatok esetében a számtani átlaggal számolás jelentősen túlbecsülhet.

A mintavételezéskor mért levegőhőmérséklet és a talaj aktuális nedvességtartalma minden esetben nagyobb arányban járult hozzá a sejtszámok variációjának magyarázatához, mint a figyelembe vett meteorológiai paraméterek havi átlaga. Ez azt feltételezi, hogy gyakoribb mérésekkel a talajkéregben élő algák sejtszámváltozása a környezeti paraméterek függvényében jobban értelmezhető, és ehhez a sejtszámlálási technikák közül az általunk is használt fluoreszcens mikroszkópos számlálási módszer a legmegfelelőbb.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetüket fejezik ki Józsa Sándornak és Nagy Szabolcsnak az eredmények statisztikai értékelésében nyújtott segítségükért!

Irodalomjegyzék

BELNAP, J., 2003. The world at your feet: desert biological soil crusts. *Frontiers in Ecol. Environ.* 1. 181-189.

- BELNAP, J., ROSENTERER, R., LEONARD, S., KALTENECKER, J. H., WILLIAMS, J. & ELDRIDGE, D., 2001. Biological Soil Crusts: Ecology and Management. Techn. Ref. 1730-2. 118 p.
- BOND, R. D. & HARRIS, J. R., 1964. The influence of the microflora on physical properties of soils. I. Effects associated with filamentous algae and fungi. *Aust. J. Soil Res.*, **2**. 111-122.
- BOOTH, W. E., 1941. Algae as pioneers in plant succession and their importance in erosion control. *Ecology*, **22** (1). 38-46.
- FRITSCH, F. E., 1907. The role of algal growth in the colonization of new ground and in the determination of scenery. *Geogr. J. (London)*, **30**. 531-548.
- HUNT, M. E., FLOYD, G. L. & STOUT, B. B., 1979. Soil algae in field and forest environments. *Ecology*, **60** (2). 362-375.
- LUKEŠOVÁ, A., 1993. Soil algae in four secondary successional stages on abandoned fields. *Algol. Stud.* 71. 81-102.
- MÁTÉ, F., 1981. A Balaton környéke talajai. In: Tavunk, a Balaton (Ed. Illés I.). *Natura*. 34-40.
- METTING, B., 1987. Dynamics of wet and dry aggregate stability from a three-year microalgal soil conditioning experiment in the field. *Soil Sci.* **143** (2). 139-143.
- METTING, B., 1991. Biological Surface Features of Semiarid Lands and Deserts. In: *Semiarid Lands and Deserts. Soil resource and reclamation* (Ed.: Skujiņš J.). Marcel Dekker, Inc., New York, Basel, Hong Kong. 257-293.
- METTING, F. B., 1994. Algae and cyanobacteria. In: *Methods of Soil Analysis, Part 2. Microbiol. Biochem. Prop. SSSA*. 427-458.
- MSZ 20135., 1999. A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest. 1-12.
- NÉMETH, J., 1998. A fitoplankton biomassájának becslése. In: *A biológiai vízminősítés módszerei. VTKV-7*. 132-139.
- OESTERREICHER, W., 1988. Quantitative Erfassung der Bodenalgengflora mit dem Fluorezenzmikroskop. *Leitz Mitt. Techn.*, Bd. IX, **3**. 112-116.
- PAINTER, T. J., 1993. Carbohydrate polymers in desert reclamation: the potential of microalgal biofertilizers. *Carbohydrate Polymers*, **20**. 77-86.
- PLUS, J. L. A. & DE WINDER, B., 1990. Natural stabilization. *Catena Suppl.*, **18**. 195-208.
- TIRKEY, J. & ADHIKARY, S. P., 2005. Cyanobacteria in biological soil crusts of India. *Curr. Sci.* **89** (3). 515-521.
- VELUCI, R. M., NEHER, D. A. & WEICHT, T. R., 2006. Nitrogen fixation and leaching of biological soil crust communities in mesic temperate soils. *Microb. Ecol.* **51**. 189-196.

Quantitative algological studies of the biological soil crusts in the Balaton Upland National Park (Hungary)

Anita Lepossa¹ – Vince Ördög² - Sándor Hoffmann¹

¹Univ. Pannonia, Georgikon Faculty, Dept. Crop Production and Soil Science, H-8360 Keszthely, Deák F. str. 16. Phone/Fax: +36-83-545-133/+36-83-545-254

²Univ. West Hungary, Fac. Agricultural and Food Sciences, Inst. Plant Biology, H-9200 Mosonmagyaróvár, Vár 2. Phone/Fax: +36-96-566-631/+36-96-566-620

Summary

Associations of algae, lichens, mosses, fungi and bacteria often form clearly visible soil crusts in the upper few millimeters of the soil. The composition and co-operation of these communities has been studied for several decades, their role in the conservation of soil moisture, decreasing erosion, atmospheric nitrogen and carbon fixation, or their relationship with higher plants are discussed in details. The abundance of algal community in the biological soil crusts of the characteristic soil types in the Balaton Upland National Park (Hungary) was measured monthly during a year, using a direct cell count (epifluorescent microscopic) method. The relationships between the algal abundance and different soil and meteorological parameters were analysed, the amount of active algal biomass was estimated, too. Considerable annual variations in the cell numbers were detected, while disturbance and the type of soil influenced mostly the quantity of algal groups.

Keywords: biological soil crust, algae, cyanobacteria, abundance, biomass

Table 1. Sampling sites. (a) code, (b) site description, (c) cultivation, (d) soil type, (e) field (maize), (f) Sapric Histosol /loam, (g) meadow, (h) Sapric Histosol /sandy loam, (i) lavender field, (j) Rendzic Leptosol/loam, (k) meadow, (l) Rendzic Leptosol/sandy loam, (m) field (winter wheat), (n) Haplic Cambisol/clay-loam, (o) grass.

Table 2. Evaluated algal biomass in the upper 1 cm layer of investigated soils. (a) Investigated algal groups (CB – cyanobacteria, D – diatoms, Eu-D – other eukaryotic algae), (b) evaluated biomass (kg/ha).

Fig. 1. Annual average cell numbers with the ratio of the investigated algal groups.

Fig. 2. Relationship between water content in the upper 1 cm soil layer and cultivation.

Fig. 3. Relationship between algal abundance and cultivation.

Fig. 4. Relationship between algal abundance and soil type.

Szántásos és talajkímélő művelések talaj és vízgazdálkodási vizsgálata

Madarász Balázs, Jakab Gergely, Csepinszky Béla, Bádonyi Krisztina, Szalai Zoltán, Kertész Ádám

MTA Csillagászati és Földtudományi Központ, Földrajztudományi Intézet,
Budapest

Összefoglalás

Az MTA CSFK FKI szentgyörgyvári kísérleti telepén kilencedik éve folyik parcellákon a hagyományos és a talajkímélő talajművelés összehasonlító vizsgálata. Jelen munkában a 2005-ben, illetve 2010-ben végzett talaj és vízgazdálkodási vizsgálatok (humusz, pH, szemcse, mésztartalom, pórustérfogat, tömődöttség, víznyelés, vízáteresztés stb.) eredményeit hasonlítjuk össze abból a szempontból, hogy a talajok a kísérleti kezelések hatására hogyan változtak meg. Az eredmények alapján már öt év alatt is jelentős változásokat tapasztaltunk a művelt rétegben. A vizsgált öt év alatt egyértelmű humusztartalom-növekedését (0,3–0,5%) regisztráltunk mindkét kezelésnél. A két kezelés hatására alakuló pórustérfogat változásában is lényeges különbséget találtunk. A hagyományos művelés esetén a tenyészidőszakban folyamatosan csökkenő, míg a talajkímélő művelés esetén a talaj edafon szervezeteinek köszönhetően növekvő gravitációs pórustérfogattal kell számolnunk. A talajkímélő technológia szántással szembeni gazdasági előnye a többlet-vízbefogadáson túl, annak megőrzésében, a növények részére biztosított egyenletesebb vízszolgáltatásában rejlik. Így a termelés biztonságosabbá, a talaj- és vízvédelem hatékonyabbá válhat.

Summary

A comparative study of the conventional and conservation tillages is in progress for nine years on the experimental site at Szentgyörgyvár of the MTA CSFK FKI. In this study, the results of soil and water management analyses (humus content, pH, grain-size, CaCO₃ content, porosity, soil compaction etc.) are compared, with special emphasize on the alteration of the soils at the different tillage types. According to these results, changes of the cultivated layer are significant already in five years. During this period, an increase of the humus content (0,3–0,5%) was observable on both tillages. Another difference was in the porosity of the soils. It was in a constant decrease during the growing season on the conventional plots. On the other hand, soil porosity is increasing on the conservation plots due to the edaphon organisms of the soil. Besides the increased water reception capacity, another economical advantage of the conservation plots with respect to the conventional tillage is their increased water retention capacity and more constant water supply of the plants. This way crops will be more secure and the soil and water conservation will be more effective.

Bevezetés

Az agroökoszisztémák részeként a mezőgazdasági területek olyan természeti erőforrások, amelyek ésszerű működés mellett megújíthatók (Csete & Láng, 2004). Jövőbeni alakulásukban a fenntartható gazdálkodási rendszerek jelenthetik a megoldást, mert ezek költséghatékonyak, víztakarékosak, s így a felmelegedés, szárazság, időjárási anomáliák körülményei között is esélyt jelentenek. Ilyen fenntartható gazdálkodási forma a talajkímélő művelés. Az MTA CSFK FKI szentgyörgyvári kísérleti telepén kilencedik éve folyik 4 db 1200 m²-es kísérleti parcellán a hagyományos (HM) és a talajkímélő művelés (TKM) összehasonlítása. Az agyagbemosódásos barna erdőtalajon végzett kísérletsorozat azt vizsgálja, hogy az általános forgatásos talajműveléshez képest az ún. talajkímélő sekély művelés hazai alkalmazása milyen technológiai, agronómiai és gazdasági igényekkel és következményekkel jár, különös tekintettel e művelési beavatkozások közvetlen természeti-környezeti hatásaira (Bádonyi et al., 2008a; Bádonyi et al., 2008b; Benke et al., 2010; Csepinszky et al., 2012; Madarász et al., 2011). Jelen munkában a 2005-ben, illetve 2010-ben végzett talaj és vízgazdálkodási vizsgálatok eredményeit hasonlítjuk össze abból a szempontból, hogy a kezelt talajok a kísérleti kezelések hatására hogyan változtak meg térben és időben.

Vizsgálati anyag és módszer

A Zalai-dombságon, Hévíztől DNy-ra, Szentgyörgyvár határában található 2 ha-os, 9-10% egyenletes lejtésű kísérleti területen a hagyományos és talajkímélő művelés eróziós vizsgálatához, 2003-ban, két ismétlésben beállítva, összesen 4 db 24 x 50 m-es parcellát alakítottunk ki. Vizsgálatainkat, 2005-ben napraforgóban, 2010-ben kukorica kultúrában végeztük. A köztes évek növényssorrendje: 2006 kukorica, 2007 őszi búza, 2008–2009 kukorica volt. A kétféle parcellatípus csak a talajművelés tekintetében tért el. Ugyanannyi kemikáliát juttattunk ki, a művelés iránya ugyanúgy szintvonalmenti volt stb. A HM parcellákon az őszi mélyszántás során 25–30 cm mélyen műveltük a talajt, míg a TKM parcellákon csak 8–10 cm mélységig tárcsáztunk. A TKM parcellákon 30%-os növényi maradványokkal való fedettséget biztosítottunk, a menetek számát kombinált gépek használatával csökkentettük.

A mintavételeket az eróziós parcellák mellett, egy időpontban 3–3 helyén (parcella tetejénél, közepénél, aljánál) végeztük. A talajmintákat 3 szintből, míg a bolygatlan talajmintákat tömödöttségi szintenként 4 szintből (felszíni, művelt, tömödött, altalaj) vettük. A mintavételek 2005-ben tavasszal, 2010-ben tavasszal és ősszel történtek. Vízáteresztési vizsgálatok csak 2010 két mintavételi időpontjában történtek. A talajminták laboratóriumi elemzése az érvényben lévő szabványok alapján, az MTA CSFK FKI laboratóriumában

történt. A talajminták CaCO_3 -tartalmát Scheibler-féle gázvolumetrikus módszerrel (Buzás, 1988a), kémhatását ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) potenciometriás eljárással határoztuk meg (Buzás, 1993b). A térfogattömeget, víznyelést és vízáteresztés ismert térfogatú, bolygatatlan mintákon végeztük (Buzás, 1993b). A mechanikai összetétel meghatározását Na-pirofoszfátos előkészítéssel Fritsch lézerdiffrakciós analizátorral vizsgáltuk. A szervesszén-tartalmat (Tekmar Dohrmann) NDIR spektrométerrel, a talajok humusztartalmát a $\text{Humusz}\% = \text{TOC}\% \times 1,72$ egyenlet alapján kalkuláltuk (Stefanovits et al., 1999).

Eredmények

Mechanikai összetétel

A két vizsgálati év szemcseösszetétel vizsgálati adatai némileg eltérőek, ám ezek a kísérleti terület fizikai talajféleségét egyértelműen átlagos vályogtalajként írják le. A talaj típusából adódóan (ABET) az agyagfrakció részaránya a felszínen alacsonyabb (0–8 cm 7,8% (2004), 13,5% (2010)) és a mélyebb szintek felé fokozatosan nő az állandóan aprózódó részek folyamatos bemosódása következtében (40–50 cm 13,9% (2004), 19,7% (2010)). Az agyagfrakció növekedése mintegy 0,7 súly%/dm. A leiszapolható rész látszólagos növekedése, feltételezhetően a terület természetes inhomogenitásából adódik. A talaj fizikai felépítésének stabil eleme a domináns vályogfrakció 4,5 súly%-os szórással ($\text{CV}\%=6$), míg az agyagnál 3,5, a homoknál 6 súly% szórást észleltünk (a CV % itt rendre 22,3% ill. 24,9%), amely szórásértékek a fent meghatározott fizikai besorolás szélső értékeit meg sem közelítik (1. táblázat).

1. táblázat. 2004 és 2010-ben mért szemcseösszetétel frakciónként mért átlagai

	Agyag	Iszap	Homok
	%		
2004 június	9,9	51,2	38,8
2010 június	15,6	60,3	24,1

Az Arany-féle kötöttségi szám az egész terület átlagában (K_A) 2005-ben 38–39 volt. Ez nem változott azóta, sem az idő, sem a kezelés hatására, 2010-ben a K_A 38,5-nek bizonyult. Az anyagbemosódás eredményeképpen a felszíni talajrétegben (0–8 cm) viszont a K_A 36,3, a művelt rétegben (10–30 cm) 37,1, az altalajban (40–50 cm) pedig 42,2 K_A rétegtáblákat kaptunk.

A talaj kémhatása

A talaj kémhatása mind két terület átlagában gyengén savanyú (pH 6,2–6,3) volt a 2005. évi mérések alapján, ami 2010-ben némileg csökkent (5,7–5,9), de a kezelések közt nem volt lényeges különbség. Azonban, ha a 2010-es év júniusi és szeptemberi adatait külön vizsgáljuk, mindkét művelés mindegyik szintjében

a pH közel 1 értékkel csökkent, amely azonban feltételezhetően a csapadékos nyár következménye. Így 2010 szeptemberében az egész vizsgálati terület pH-ja kifejezetten savanyúra változott.

A termőréteg humusz állapotának változása

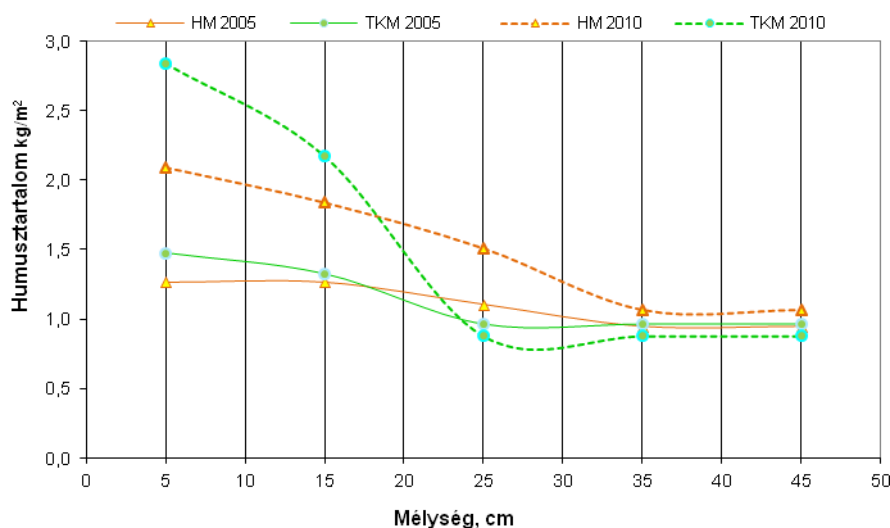
A 2005-ös adatok alapján, a terület egészére vonatkozóan a termőréteg vastagsága 80–90 cm. A terület a II. termőhelyi kategóriába sorolható (Buzás, 1979). A N-szolgáltatás szempontjából a humusztartalom 2005-ben még kimondottan gyenge volt (<1,25%), azonban 2010-re a legfelső rétegek már a közepes (1,5–2%) szolgáltatású kategóriákba tartoznak, míg a többi vizsgált réteg értékei (egy kivétellel) a 2005. évi alacsony besorolását megtartotta (2. táblázat). Az eredmények az elmúlt öt esztendő egyértelmű humusztartalom-növekedését mutatják a felszíni és felszín közeli rétegekben, mind két kezelésnél. A humusztartalom növekedése meglepő, ugyanakkor a TKM rendszerek esetén, hasonló, bár kisebb ütemű humusztartalom növekedését számos szerző publikált (Sombrero & Benito, 2010; Plaza et al., 2012; Wright et al., 2005).

2. táblázat. A kezelések hatása a talaj térfogattömegére és humusztartalmára, Szentgyörgyvár 2005. és 2010. években

Rétegek	2005				2010			
	1 Térfogattömeg g cm ⁻³		2 Humusz %		1 Térfogattömeg g cm ⁻³		2 Humusz %	
	HM	TKM	HM	TKM	HM	TKM	HM	TKM
a) Felszín	1,35	1,59	0,93	0,93	1,35	1,39	1,55	2,04
b) Művelt	1,48	1,68	0,81	0,79	1,56	1,58	1,18	1,37
c) Altalaj	1,65	1,60	0,56	0,60	1,59	1,58	0,57	0,56
d) Átlag (0-50 cm)	1,49	1,62	0,77 ^a	0,77 ^b	1,50	1,52	1,10 ^c	1,32 ^d
	3 Talajréteg vastagsága, cm		4 Humusztőke, kg m ⁻²		3 Talajréteg vastagsága, cm		4 Humusztőke, kg m ⁻²	
	HM	TKM	HM	TKM	HM	TKM	HM	TKM
	a) Felszín	10	10	1,26	1,47	10	10	2,09
b) Művelt	20	10	2,41	1,32	20	10	3,68	2,17
c) Altalaj	20	30	1,85	2,90	20	30	1,80	2,64
e) Összesen	50	50	5,52	5,70	50	50	7,57	7,65
f) Súlyozott átlag			1,10	1,14			1,51	1,53
g) Humusztőke változása, %			100	103,2			137,1	138,5

Szórás értékek: a) 0,14; b) 0,11; c) 0,09; d) 0,17

Az egyes részadatokhoz tartozó valós rétegvastagságokkal és a talaj aktuális térfogattömegével súlyozott humusztartalmak kb. 0–50 cm mélységig összességében mindkét kezelésnél nagyjából azonos humusztőkét jelentenek. 2005-ben mindkét kezelésnél egyformán 5,5–5,7 kg/m², 2010-ben pedig 7,7 kg/m² humuszt becsültünk, amelyek összességében 34–37% növekedést jelentenek öt év alatt. (1. ábra).



1. ábra. A kísérleti talajok humusz tőkéjének (kg/m²) rétegenkénti változása a mélység függvényében, 2005–2010

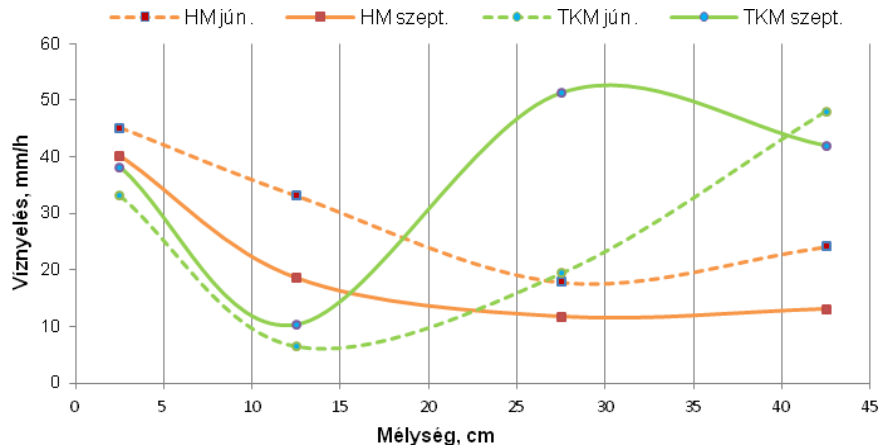
A talaj pórustérfogata, víznyelés és vízáteresztése

A 2005-ben felvett a TKM bolygatatlan talajminták térfogat-tömege a felszínen és művelt rétegben (1,59–1,68) közel 15%-al bizonyultak magasabbnak, mint HM azonos rétegeiben (1,35–1,48). Azonban a TKM taljának kezdeti tömörödése valószínűsíthetően az edafon szervezeteknek köszönhetően megállt (lásd alább), és 2010-re a minták térfogat-tömege átlagában és rétegenként is a két művelés tekintetében egyformának (~1,5 g/cm³) találtuk (2. táblázat). Így 2005-ben a TKM művelt rétegének talaja 82 tömődöttségi fokkal az erősen tömődött kategóriába tartozott (Vér, 1982), míg a HM területénél (77,5) közepesen tömődöttnek adódott. Ez utóbbi állapot jellemző a 2010. évben már mindkét kezelés esetén egyformán közepesen tömődöttnek (77) bizonyult. Ez az állapot a szabadföldi vízkapacitás teljes feltöltöttsége esetén is biztosítja a gyökérzet jó oxigén ellátását.

A TKM művelt rétegének levegőt befogadó és vízszállító gravitációs pórustérfogat-rendszere, amely 6 évvel ezelőtt 2,4 tf%-kal volt kevesebb a 10,3

tf%-os HM talajénál, 2010 őszére plusz 10% fölé emelkedett és a két művelés gravitációs pórustérfogata közel azonos lett. Azonban ezek a tenyészidő-alatti változása igen érdekesen alakul. A méréseink időpontjában, június végén ebben a „versenyben” 11,4:9,4 arányban a HM „vezetett”. A szántás elsősorban a gravitációs terek talajbéli növelését célozza (a vízbefogadás gyorsítására), amely aztán a következő forgatásig fokozatosan csökken. Ezt mértük mi is, s a HM talaj szeptember közepére már csak 9,8 tf% gravitációs pórustérrel bírt. A TKM talajánál ez az érték viszont 10,6tf%-ra emelkedett! Ebben az esetben nem közvetlenül a sekély lazító művelés, hanem a talaj élővilágának hatását kell kiemelnünk. Az edafon minden egyes élőlénye élettevékenységével építi, javítja a fennmaradásának, szaporodásának feltételeit. Tartóssá igyekszik tenni a talaj egészséges struktúráját biztosító aggregátumokat, az igen bonyolult felépítésű, funkciók tucatjait ellátó talajmorzsákat. Növekedésükkel és mozgásukkal, lebontó–építő biológiai tevékenységükkel akkor is képesek a talajszerkezet-romboló hatásokat ellensúlyozni, amikor szinte minden külső körülmény ellenük dolgozik (Bádonyi et al., 2008b; Madarász et al., 2011). Így eshet meg az, hogy egy tenyészidőben folyamatosan csökkenőnek ismert paramétert a talaj gravitációs pórustérfogatát az edafon szervezetei növelni képesek (Johnson-Maynard et al., 2007).

A két kezelés nyomán a talaj rétegeiben kialakult víznyelésének és vízáteresztésének ($\sigma < 2,6$ mm/h) jelentős különbsége adódik a kora nyár felszíni 0–15 cm-es mélységből származó mintáinál a HM talaj javára, amely a szántás kedvező hatásának eredménye (2. ábra). Azonban ez a különbség, mint azt a talaj fizikai állapotának (pórusviszonyainak) tárgyalásánál kifejtettük, az ősz beköszöntésére már jelentősen tompul, sőt a mélyebb (15cm <) talajrétegekben megfordul. A TKM vízáteresztése 25 cm-es mélységtől az egész évben magasabb szinten állandósul.



2.ábra. A kísérleti talajok víznyelése, 2010 június és szeptember

Ez pedig csak a talaj élőlények fokozottabb tevékenységének tulajdonítható. A víznyelési vizsgálatok eredményei azt sugallhatják, hogy mivel épp a felszíni rétegekben a TKM víznyelése kisebb, a lefolyás jelentősebb lehet, azonban ezt a parcellákról lefolyó vizek mennyisége nem támasztja alá (Bádonyi et al., 2008a; Madarász et al., 2011). Feltevésünk szerint biológiailag aktív talajoknál az erős lefolyás-szűkületeket az állatok járatai „megkerülhetővé” teszik. A talajkímélő művelés nyomán a felszínen négyzetméterenként 100-200 db, átlagosan 2,5 mm átmérőjű, állandóan „karbantartott” gilisztajarat (makro-pórus) is található, amelyek a felület 0,5–1 ezrelékét is kitehetik, (s amelyekből néhány a bolygatatlan talajmintánkat e vizsgálat szempontjából akadályozta). Meggyőződésünk szerint e függőleges (akna-szerű) és vízszintes (galéria) kiterjedésű járat-rendszerek áthidalhatják a beszűkült pórusrendszerű rétegeket, s a talajrétegek vízvezetése szempontjából fontosabbak, mint azt általában feltételezik.

Következtetések

A talajkímélő technológia szántással szembeni gazdasági előnye a többlet-vízbefogadáson túl, annak megőrzésében, a növények részére biztosított egyenletesebb vízszolgáltatásban rejlik. A „vízhiány-stressz” hatásainak tompítása biztonságosabbá teheti a termelést.

E tény agronómiai következménye: a termelési kockázat jelentősen csökkenthető az TK művelés bevezetésével és használatával. Ezzel azonban nemcsak a termelés válik biztonságosabbá, hanem a talaj- és vízvédelem is hatékonyabb lesz. Ugyanis a TK művelésű területekről évente hektáronként

akár több száz m³-rel kevesebb víz folyhat le, mint a HM-ről, csökkentve a talajerózió-, valamint az élővíz- terhelés kártételét.

Irodalomjegyzék

- BÁDONYI K., MADARÁSZ B., KERTÉSZ Á., CSEPINSZKY B., 2008a. Talajművelési módok és a talajerózió kapcsolatának vizsgálata zalai mintaterületen. *Földrajzi Értesítő* **57.** 147–167.
- BÁDONYI K., HEGYI G., BENKE SZ., MADARÁSZ B., KERTÉSZ Á., 2008b. Talajművelési módok agroökológiai összehasonlító vizsgálata. *Tájökológiai Lapok* **6.** 145–163.
- BENKE SZ., MADARÁSZ B., BÁDONYI K., KERTÉSZ Á., 2010. A hagyományos és talajkímélő művelés madártani viszonyai, a szegélyterületek jelentősége a szántóföldi madarak előfordulásában. *Tájökológiai Lapok* **8.** 437–455.
- BUZÁS I. (szerk.), 1988a. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertan 2. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- BUZÁS I. (szerk.), 1993b. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertan 1. INDA 4231 Kiadó, Budapest.
- BUZÁS I. (szerk.), 1979c. A műtrágyázás irányelvei és üzemi számítási módszer. MÉM-NAK Budapest.
- CSEPINSZKY B., KERTÉSZ Á., MADARÁSZ B., BENKE SZ., 2012. A talaj művelésének és vízháztartásának jelentősége. In: *Jót s jól. Táplálkozás és életmód* (Szerk.: Szijártó I.). A Százak Tanácsa konferenciája. Keszthely, 2012. május 11–12., ISBN 978-963-89475-1-2, pp. 45–60.
- CSETE L. & LÁNG I., 2004. Agroökoszisztémák, regionalitás és biodiverzitás. „Agro-21” füzetek. **37.** 186–204.
- JOHNSON-MAYNARD, J. L., UMIKER, K. J., GUY, S.O., 2007 Earthworm dynamics and soil physical properties in the first three years of no-till management. *Soil and Tillage Research* **94.** 338-345.
- MADARÁSZ, B., BÁDONYI, K., CSEPINSZKY, B., MIKA, J., KERTÉSZ Á., 2011. Conservation tillage for rational water management and soil conservation. *Hungarian Geographical Bulletin* **60.** 117–133.
- PLAZA, C., COURTIER-MURIAS, D., FERNÁNDEZ M. J., POLO, A., SIMPSON, J. A., 2012. Physical, chemical, and biochemical mechanisms of soil organic matter stabilization under conservation tillage systems: A central role for microbes and microbial by-products in C sequestration. *Soil Biology and Biochemistry* (In Press)
- SOMBRERO, A. & DE BENITO, A., 2010. Carbon accumulation in soil. Ten-year study of conservation tillage and crop rotation in a semi-arid area of Castile-Leon, Spain. *Soil and Tillage Research*, **107.** 64–70.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY., 1999. Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- VÉR F., 1982. Talajszerkezet vizsgálatának és javításának fontossága növénytermesztési szempontból. Keszthelyi Agrártudományi Egyetem–Somogy megyei tanács–Keszthelyi Egyetem Termelés Fejlesztési Intézet, Keszthely.
- Wright, L. A., Hons, M. F., Matocha Jr., E. J., 2005. Tillage impacts on microbial biomass and soil carbon and nitrogen dynamics of corn and cotton rotations. *Applied Soil Ecology*, **29.** 85–92.

A szőlőültetvények telepítését megelőző alaptrágyázásról

Markó András¹, Labant Attila²

¹RUSCUS Talajvédelmi BT Kaposvár

²Somogy Megyei KH Növény- és Talajvédelmi Igazgatóság Kaposvár

Összefoglalás

A szőlőültetvények telepítését megelőző alaptrágyázás irányelveit tartalmazó kiadványt a MÉM-NAK 1979-ben adta ki. A dokumentációban az alaptrágyázással elérendő foszfor- és kálium-ellátottsági szintek meghatározása az irányelvek megalkotásában résztvevő szakemberek kompromisszumos megegyezésével történt. Az elmúlt három évtized során a telepítéseket előkészítő alaptrágyázási szakvélemények az irányelvek alapján, valamint az egyes borvidékek termőhelyi adottságainak figyelembe vételével készültek.

Az elmúlt évtizedekben a Balatonboglári borvidék területére készített alaptrágyázási szakvélemények adatainak feldolgozása, értékelése alapján levont következtetésünk, a káliumra vonatkozó ellátottsági szintek lényegében elfogadhatók. A foszfor alaptrágyázásra vonatkozó ellátottsági szintek elérésével azonban túlbiztosításra törekszünk, ami az általában lejtőre telepített szőlőültetvények esetében, a talajerózió miatt, a környezet foszforterhelésének kockázatát jelenti.

Summary

The brochure including guidelines for basic fertilization, which shall be carried out prior to vine planting, was published in 1979 by MÉM-NAK (Plant Protection Centre of Ministry of Food and Agriculture). The target phosphorous and potassium levels have been determined by a compromise agreement among the experts taking part in specifying the guidelines. In the last three decades the expert opinions about the basic fertilization before vine is planted were made on the basis of these guidelines and considering the production abilities of the local wine-producing areas.

The expert opinions about basic fertilisation having been made in the last decades in the Balatonboglár wine region were evaluated and data were processed. The conclusions drawn from the data show the potassium levels are acceptable while there is an intention to overdose the phosphorous fertilizer. Since the vine is planted in sloping areas and soil erosion can occur the overdose can result in risk of phosphorous load of the environment.

Bevezetés

A szőlőültetvények telepítésének tervezése és megvalósítása során érvényesítendő szempontok az elmúlt évtizedekben módosultak. A gazdasági cél, jellemzően a rendszerváltás előtt a minél nagyobb termés elérése. Jelenleg viszont inkább a jó minőségre törekednek a szőlősgazdák. Természetesen az adott szőlővidék termőhelyi adottságainak, környezetének figyelembe vétele is elengedhetetlen.

A szőlőültetvények telepítésekor a tervezési szempontok között szerepel a talaj tápanyaggal történő feltöltése is. A telepítést megalapozó talajvizsgálat alapján, a szőlő gyökérzete által átszőtt 0-60 cm-es talajréteg „jó” ellátottságának eléréséhez, a pótlendő foszfor és kálium makroelem meghatározásra kerül. A szükségesnek tartott műtrágya és esetleg a szerves-trágya kiszórását követően, a gyökérszférába történő egyenletes bekeverés az egymást követő tárcsázás, szántás és mélyforgatás műveletével valósítható meg.

A szőlő tápanyagmérlegére vonatkozóan (KOZMA, 1966) az irodalmi adatokból lehet következtetést levonni. Az intenzív, nagyüzemi szőlőtermesztés esetén a talajból felvett 87-156 kg/ha nitrogénből 11 % a borral és törkölyvel elvitt és 89 % marad a levéllel és venyigével a helyszínen. A foszfor esetében a talajból felvett 35-60 kg/ha P_2O_5 -ből 19 %-ot viszünk el és 81 % marad a szőlőültetvény területén. A káliumigényesnek tartott szőlő a talajból 104-173 kg/ha K_2O -t vesz fel, amiből 25 % van a területről elvitt szőlőben és 75 % marad a helyszínen.

A szőlő szempontjából a talaj tápanyag ellátottságát az egyes szerzők kisebb-nagyobb eltéréssel ítélték meg. MOSER (1952) szerint a rendszeres nagy terméshez >150 mg P_2O_5 és >400 mg K_2O szükséges. Hazai viszonylatban ÉBÉNYI (1963) >200 mg P_2O_5 és a talaj fizikai féleségétől függően >150 - 250 mg K_2O szintet tartotta szükségesnek a nagy termés eléréséhez. TERTS (1971) a szőlő számára kedvező ellátottságát 150 mg AL- P_2O_5 és a talaj fizikai féleségétől függően 150 - 250 mg AL- K_2O értékben határozta meg. BÁLÓ (1969) megítélése szerint a jó ellátottság >300 mg P_2O_5 és a >350 mg K_2O érték. DIÓFÁSI (1974) adatai szerint >300 mg AL- P_2O_5 és 300 - 500 mg AL- K_2O szint a jó ellátottság.

A MÉM-NAK által 1979-ben kiadott irányelv szerint az elérendő AL- P_2O_5 szint a szőlőtermesztési termőhelytől és a karbonátosságtól függően 80 - 200 mg; az AL- K_2O szint a termőhely és a talaj kötöttségének (K_A) figyelembe vételével 100 - 300 mg. Ezek az értékek az irányelv kialakításában részt vevő kertész szakemberek (André János, Báló Endre, Eifert József, Mérei Zsuzsa, Miklay Frigyes, Prilevszky Gyöngy, Szabó Péter, Szücs Endre, Víg Péter) és talajtanos szakemberek (Fekete Attila, Fórizs Józsefné, Heckenast Bálint, Jassó Ferenc, Kárpáti József, Margittay Miklós, Markó András, Pollák István)

kompromisszumos megegyezésével került meghatározásra. (MÉREI, ZS. szerk. 1979)

Vizsgálati anyag és módszer

A szőlőültetvények telepítését megelőző alaptrágyázás témakörének vizsgálatát két módon közelítettük meg. Az egyik közelítés szerint az ültetvények alaptrágyázására (MÉREI szerk. 1979) és a szántók műtrágyázására (ANTAL et. al., 1979) vonatkozó irányelvek adatait hasonlítottuk össze. A másik közelítés pedig a Balatonboglári borvidék területén lévő szőlőtelepítésekhez készített alaptrágyázási szakvéleményekből levonható következtetés.

1. táblázat: A szőlőültetvényeknél a feltöltő trágyázással elérendő AL-P₂O₅ értékek összehasonlítása a szántóra kialakított értékekkel (mg/kg)

1 Termőhely	2 CaCO ₃ %	3 Szőlőnél elérendő AL-P ₂ O ₅	4 Szántónál „jó” AL-P ₂ O ₅ ellátottság	5 Eltérés a szántóhoz viszonyítva
I.	> 1	200	>150	+50
	< 1	150	>130	+20
II.	> 1	160	>120	+40
	< 1	120	>100	+20
IV.	> 1	100	>130	-30
	< 1	80	>100	-20
VI.	> 1	180	>130	+50
	< 1	150	>100	+50

2. táblázat: A szőlőültetvényeknél a feltöltő trágyázással elérendő AL-K₂O értékek összehasonlítása a szántóra kialakított értékekkel (mg/kg)

1 Termőhely	2 K _A	3 Szőlőnél elérendő AL-K ₂ O	4 Szántónál „jó” AL-K ₂ O ellátottság	5 Eltérés a szántóhoz viszonyítva
I.	>52	300	>240 >200	+10 -
	52-42	250		
	41-37	200		
	<37	180		
II.	52-42	250	>210 >160	-10 -10
	41-37	200		
	36-30	150		
	<30	120		
IV.	37-30	150	>160 >120	-10 -20
	<30	100		
VI.	>42	250	>220 >180	+30 +20
	41-37	200		
	<37	150		

3. táblázat: A gyümölcs ültetvényeknél a feltöltő trágyázással elérendő AL-P₂O₅ értékek összehasonlítása a szántóra kialakított értékekkel (mg/kg)

1 Termőhely	2 CaCO ₃ %	3 Gyümölcsnél elérendő AL-P ₂ O ₅	4 Szántónál „jó” AL-P ₂ O ₅ ellátottság	5 Eltérés a szántóhoz viszonyítva
I.	> 1	100	>150	-50
	< 1	80	>130	-50
II.	> 1	100	>120	-20
	< 1	80	>100	-20
III.	> 1	100	>110	-10
	< 1	80	>100	-20
IV.	> 1	80	>130	-50
	< 1	60	>100	-40
VI.	> 1	100	>130	-30
	< 1	80	>100	-20

4. táblázat: A gyümölcs ültetvényeknél a feltöltő trágyázással elérendő AL-K₂O értékek összehasonlítása a szántóra kialakított értékekkel (mg/kg)

1 Termőhely	2 K _A	3 Gyümölcsnél elérendő AL-K ₂ O	4 Szántónál „jó” AL-K ₂ O ellátottság	5 Eltérés a szántóhoz viszonyítva
I.	>52	250	>240 >200	-40 -20
	52-42	200		
	41-37	180		
	<37	160		
II.	52-42	250	>210 >160	-10 -10
	41-37	200		
	36-30	150		
	<30	120		
III.	>52	250	>380 >330	-130 -130
	51-42	200		
	<42	180		
IV.	37-30	120-160	>160 >120	
	<30	80-120		
VI.	>42	250	>220 >180	+30 +20
	41-37	200		
	<37	160		

Az ültetvények alaptrágyázására vonatkozó irányelv adatait mind a szőlőültetvényekre, mind a gyümölcsösökre vonatkozóan összehasonlítottuk. A szőlő- és gyümölcsstermesztési termőhelyek PK ellátottsági kategóriáit összehasonlítva a szántó kategóriáival, megállapítható:

- a szőlő I., II. és VI. termőhelye esetében az elérendő $AL-P_2O_5$ szint 20-50 ppm-el magasabb, csupán a laza talajú termőhelyre vonatkozó adat alacsonyabb, 20-30 ppm;
- ugyanakkor a káliumigényesnek tartott szőlőre vonatkozóan az elérendő $AL-K_2O$ szint az I., II. és IV. termőhely esetében megegyező vagy 10-20 ppm-el alacsonyabb, és csak a vékony termőrétegű, erodált talajok VI. termőhelye esetében magasabb 20-30 ppm-el ;
- a gyümölcsösök esetében viszont az elérendő $AL-P_2O_5$ szint összes termőhelyre 10-50 mg/kg-mal alacsonyabb, és az elérendő $AL-K_2O$ szint is általában alacsonyabb értékkel került meghatározásra.

Vizsgálatunk tárgya a Balatonboglári borvidék szőlőterületeire 2001. és 2012 között készített talajtani szakvélemények anyaga. A Balatonboglári borvidék termőhelyi adottságaira jellemző:

- általában ÉÉNY-DDK-i tájolású dombhátak lejtőire telepítenek;
- a talajképző kőzet löszös üledék (általában homokos lösz);
- domináns talajtípus a Ramann-féle barna erdőtalaj és annak erodált változatai;
- a szőlőtelepítésre kijelölt területek:
 - korábbi nagyüzemi szőlők helyén telepítés;
 - zártkerti, szőlőhegyi területeken korábbi szőlők helyén;
 - szántón szőlőtelepítés;
 - erdőrészesleten, cserjésedett területen telepítés.

Vizsgálati eredmények

A Balatonboglári borvidék szőlőtelepítéseinek megalapozásához készített talajtani szakvélemények készítése alapján az alábbi megállapításokat tehetjük. A rendszerváltás előtti nagyüzemi szőlők telepítésekor az akkori „boglári” szemlélet szerint foszforból és káliumból bőséges, 1000-2000 kg hatóanyag tartalmú műtrágya mennyiséggel történt a feltöltés. Ezekon a területeken a jelenlegi telepítések előkészítésekor megállapítható, mindkét tápelemből jó vagy túlzott az ellátottság.

A zártkerti, szőlőhegyi telepítések esetében a szőlősgazdák az előző ültetvény alaptrágyázását nem végezték el, jellemzően az ültetvény élettartama idején történt különböző mértékű műtrágyázás, ami a felső 0-30 cm-es talajréteg adataiban tükröződik. Ezekon a területeken változó az ellátottság miatt egyik vagy másik tápelemből szükséges a feltöltés.

A szántón tervezett szőlőtelepítések esetében jellemző, a vetésszerkezeten belül meghatározó kalászosok foszforigénye miatt a talaj foszforból fel lett

töltve, káliumból viszont nem vagy csak mérsékelten. A szántókon tervezett szőlőtelepítéseknel elsősorban a káliummal történő alaptrágyázás indokolt.

Az erdőszült vagy cserjés területek, ahol korábban nem, esetleg évtizedekkel ezelőtt volt mezőgazdasági kultúra, a talajnak csak a természetes, alacsony szintű tápanyag ellátottsága állapítható meg a vizsgálattal. Az ilyen jellegű területeken a foszfor- és kálium tápelemmel az alaptrágyázás indokolt

Ha Balatonboglár térségének a talaj összes foszfortartamára vonatkozó adatokat értékeljük, - a hagyományos gazdálkodás idején, a Kreybig-féle talajtérképezés keretében végzett királyvizes feltárás szerint 839 mg/kg volt a jellemző érték. (SÍK, E. 1941, 1950) Jelenleg viszont a Talajvédelmi Információs Monitoring keretében, HNO₃-H₂O₂-as feltárással meghatározva, a szántóterületeken 1.116 mg/kg, a nagyüzemi szőlőültetvények területén a tápanyagfeltöltés eredményeként 2.065 mg/kg a talaj összes elemi foszfortartalma. (TIM, 1995)

5. táblázat: Balatonboglári borvidéken tervezett tápanyag feltöltések 2001-2012.

1 Település	2 Előző kultúra	3 P ₂ O ₅				4 K ₂ O		
		Mért érték mg/kg	Hiány mg/kg	Írány- elv kg/ha	Javas- lat kg/ha	Mért érték mg/kg	Hiány mg/kg	Pótlás kg/ha
I. termőhely: > 1 %; AL-P ₂ O ₅ : 200 mg/kg; AL-K ₂ O : 180 mg/kg								
Látrány	szántó	433	+233	0	0	138	-42	391
Sz.györök	szőlőhegy	170	-31	284	0	170	-29	265
B. boglár	szőlő üzemi	207	+57	0	0	269	+89	0
II. termőhely: > 1 %; AL-P ₂ O ₅ : 160 mg/kg; AL-K ₂ O : 200 mg/kg								
B. lelle	erdő	33	-127	1185	809	59	-141	1 311
Kötcese	szántó	300	+140	0	0	72	-128	1 194
Kötcese	szőlőhegy	82	-79	730	353	143	-57	524
Sz. györök	szőlő üzemi	172	+12	0	0	209	+9	0
II. termőhely: < 1 %; AL-P ₂ O ₅ : 120 mg/kg; AL-K ₂ O : 150 mg/kg								
Kéthely	szántó	116	-4	42	0	138	-12	110
Sz. györök	szőlőhegy	102	-18	167	0	230	+80	0
B.lelle	szőlő üzemi	222	+62	0	0	286	+137	0
VI. termőhely: > 1 %; AL-P ₂ O ₅ : 180 mg/kg; AL-K ₂ O : 150 mg/kg								
Látrány	erdő	85	-95	883	418	103	-47	437
B. lelle	szőlőhegy	84	-96	893	428	176	+26	0
Sz. györök	szőlő üzemi	165	-15	140	0	181	+31	0

Következtetések

Az ültetvények alaptrágyázására és a szántók műtrágyázására vonatkozó irányelvek összehasonlítása, valamint a Balatonboglári borvidék szőlőtelepítéseinek megalapozásához készített talajtani szakvélemények

értékelése alapján a véleményünk, - a szőlőültetvények talajának feltöltő foszfor trágyázásokor túlbiztosításra törekszünk. Az alaptrágyázás tervezésekor nem hagyhatjuk figyelmen kívül, a dombvidéki szőlőterületek talajeróziója következtében növekszik a környezet foszforterhelése.

Javaslatunk, a szőlőtelepítések előkészítésekor a foszforral történő tápanyag-feltöltés a szántóknál elfogadott „jó” ellátottsági szintet ne haladja meg. Kivétel a IV. termőhely (laza talajok), ahol az irányelv szerinti szint betartása célszerű.

6. táblázat: A tápanyag feltöltés az irányelv és a javaslat szerinti értékei

1 Szőlőtermesztési termőhely	2 CaCO ₃ %	3 pH (H ₂ O)	4 Elérendő AL-P ₂ O ₅ szint mg/kg	
			Irányelv	Javaslat
I. Csernozjomok	>1	>7,5	200	150
	<1	<7,5	150	130
II. Barna erdőtalajok	>1	>7,5	160	120
	<1	<7,5	120	100
IV. Laza talajok	>1	>7,5	100	100
	<1	<7,5	80	80
VI. Sekély termő-rétegű, erodált, lejtős talajok	>1	>7,5	180	130
	<1	<7,5	150	100

Irodalomjegyzék

- ANTAL, J., BUZÁS, I., DEBRECZENI, B., NAGY, M., SIPOS, S., SVÁB, J., (1979): A műtrágyázás irányelvei és üzemi számítási módszer. MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Központ. Budapest.
- BÁLÓ, E. (1969): Talajerőgazdálkodás kérdései nagyüzemi gyümölcsösökben. Balatonboglári Állami gazdaság, kézirat.
- DIÓFÁSI, L. (1972-1980): A készlet- és a fenntartó trágyázás okszerű mértékének kidolgozása főbb talajtípusokra és talajféleségekre. Szőlészeti és Borászati Kutató Intézet Pécsi Kutató Állomásának évi jelentései, kézirat.
- ÉBÉNYI, GY. (1963): Talajerőgazdálkodás a szőlőben. Budapest.
- KOZMA, P. (1966): Szőlőtermesztés 2. VIII. A szőlő trágyázása. 417-455. Mezőgazdasági kiadó. Budapest.
- MÉREI, ZS. (szerk.) (1979): Állókultúrák telepítését és ültetvények korszerűsítését megelőző alaptrágyázások irányelvei. MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Központ. Budapest.
- MOSER, L. (1952): Weinbau einmal anders. Wien.
- SÍK, K. (1941, 1950): Kreybig-féle 1:25 000 méretarányú országos átnézetes talajismereti térképezés, Balatonboglár, 5259/4 szelvény.
- TERTS, I. (1971): Kertészeti állókultúrák szaktanácsadásának módszertana. Dunántúli Talajjavító és Talajvédelmi Vállalat. Budapest.
- TIM Szakértői Bizottsága (1995): Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer 1. kötet, Módszertan. Budapest.

Előtanulmány egy Tarnavidéki talajszelvény mezofaunájának vizsgálatáról

Németh Eszter¹ – Horváth Adrienn¹ – Kámán Orsolya¹ – Winkler Dániel² – Bidló András¹

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron
¹Környezet- és Földtudományi Intézet, Termőhelyismerettani Intézeti Tanszék
²Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

Összefoglalás

A talajállatok fontos szerepet töltenek be a talajra kerülő szerves anyag mineralizációjában. A termőtalaj kialakulása közvetve a talajlakó állatok jelenlétének és aktivitásának a függvénye. A talajfauna a humuszképződés segítségével hozzájárul a jó termőtalaj és talajszerkezet kialakulásához. Vizsgálataink során Járdánháza határában egy bükkös állomány alatt található, agyagbemosódásos barna erdőtalajban vizsgáltuk az egyes rétegek mezofaunáját. A talajszelvényt 0-120 cm-ig alakítottuk ki; 5 cm-ként vizsgáltuk a talaj általános fizikai és kémiai tulajdonságait, illetve meghatároztuk az egyes rétegekben lévő mezofauna mennyiségét és összetételét. A begyűjtött minták alapján elemeztük a talaj tulajdonsága és a talajlakók szintenkénti előfordulása közötti összefüggéseket. A mintákban mindössze 82 ugróvillás egyedet találtunk, melyek 11 fajhoz tartoztak. Az ugróvillások és a talaj humusztartalma között szignifikáns pozitív kapcsolatot ($R^2=0,5632$) figyelhetünk meg. További elemzést igényel, hogy a vizsgált talajszelvényben miért csak kis egyedszáma jelent meg a faunának, mi korlátozza tevékenységüket és ez által a talaj fejlődését.

Summary

Soil fauna plays an important role in the breakdown of the organic matter getting onto the soil. Topsoil development depends on the presence and the activity of the soil fauna indirectly. By enhancing humification soil fauna contributes to the development of quality topsoil and soil structure. In the present research we analysed the mezofauna of the different layers of a lessivage brown woodland soil originating from a beech stands at the confines of Járdánháza village. We formed a soil profile from 0 to 120 cm depth and analysed the common physical and chemical parameters of the soil in 5-cm layers also determining the composition (species) and number of their fauna. Based on the collected samples we evaluated the relationship between the features of the layers and their fauna. In the samples we found altogether 82 Collembola specimens, belonging to 11 different species. Between the number of Collembola and the humus content we observed a positive linear correlation ($R^2=0,5632$). More research needs to be carried out to unveil the reasons for the small number of the fauna in the investigated soil segment and to find out what parameters hinder their activity, hence the proper development of the soil.

Bevezetés

A talajokban rendkívül összetett életközösségek vannak, melyek nagyon különböző szervezetek ezreiből és millióiból tevődnek össze (KÁTAI et al. 2004). A talajban élő mezofauna igen fontos szerepet játszik a talajképző folyamatokban. Különösen jelentős a szerepe az avar lebontásában és a humuszképződés elősegítésében, 1 m² területen kb. évi 180 g humuszt termelnek (GRUIZ 2011, PAPP 1997). Egyik legismertebb csoportjuk az ugróvillások (Collembola), amelyek legsűrűbben a talaj felső néhány cm-es rétegét népesítik be, azonban mélyebb rétegekben is előfordulnak képviselőik (TAKEDA 1978; HÁGVAR 1983; HOPKIN 1997). A vertikális gradiens mentén változik az ugróvillás-közösségek fajösszetétele, ebben számos talajökológiai faktornak (talajszerkezet, kémhatás, víztartalom), illetve ezzel összefüggésben a táplálékkínálatnak (humusz, detritusz) is jelentősége van (PONGE 1980, DEHARVENG – LEK 1995).

Munkánkkal szerettünk volna hozzájárulni a talajban előforduló egyes fajcsoportokról szóló ismeretek bővítéséhez. Kutatásunk fő célkitűzése a talaj tulajdonsága és a talajlakók rétegenkénti előfordulásának megismerése, valamint összefüggések keresése volt. Mivel az egyes talajtípusok eltérő környezeti körülmények között alakulnak ki, így a lokális környezeti feltételek termőhelyre és talajlakó állatokra gyakorolt hatása is eltérő. A talajlakó állatok diverzitása talajtípusonként függ a szervesanyag-tartalomtól, a talajszerkezettől, a kémhatástól és a talajhasználatától (JEFFERY et al. 2010) egyaránt. Az ugróvillások talajtani jelentősége és ökológiai szerepe egyaránt fontos a talajtan számára; jól jelzik a talaj öregedését (ilyenkor csak a legfelső rétegben fordulnak elő) és felhasználhatóak a talaj fizikai és kémiai jellemzésére. A Collembolák érzékenyek a túl magas hőmérsékletre (levándorolnak), extrém alacsony hőmérsékletre azonban nem olyan érzékenyek, akár meg is fagyhatnak, de ha felmelegszik a talaj, újra aktívvá válhatnak. Általában segítik a szerves anyagok lebontását, a tápanyagok mineralizációját, és relatíve kevés biomasszát termelnek (NAGY in GRUIZ 2011). Ennek megfelelően egy részletesen megvizsgált, a helyszínen, frissen ásott talajszelvényben kívántuk tanulmányozni magát a talajt és a benne élő fajok előfordulását.

Anyag és módszer

Természeti adottságok, talajtípus

A vizsgált talajszelvény a Tarnavidéki Tájvédelmi Körzet határán helyezkedik el. A területet nyugatról a Tarna, keletről a Sajó völgye fogja közre, északnyugaton a Hevesaranyos-Mikófalvi medencére tekint, északon a Bükkhát a Szilvás, majd a Bán patak völgyéig terjed, míg délen a Bükkalja széles heglábfelületével ereszkedik a Heves-Borsodi Mezősége (BESENYEI 2010). A változatos köztani felépítés eltérő talajféléseket eredményezett a területen, ahol hűvös, hegyvidéki éghajlat uralkodik. Különlegesség, hogy a szomszédos

alföldi és dombvidékekhez képest, a területre a tavasz késve érkezik. A hegység aprólékosan tagolt formakincse a mikroklímát sajátosan módosítja. A vidéken a természetes növénytakaró szinte mindenütt erdő, így az éghajlati és növényföldrajzi tényezők együttes hatásaként a kőzeteken különböző erdőtalajok alakultak ki (HEVESI 1977). A terepi és a laboratóriumi vizsgálatok alapján a leírt talajszelvény az agyagbemosódásos barna erdőtalaj típusba tartozik, amelyen egy középkorú bükkös állomány állt.

A területen egy talajszelvényt nyitottunk. A szelvénynek csak a felső 120 cm-es rétegét mintáztuk meg, oly módon, hogy 5 cm-ként vettünk egy-egy mintát. Az összehasonlíthatóság érdekében minden rétegből két-két mintát vettünk.

A talajszelvény nyitása után feljegyeztük a mintavételi pont GPS-koordinátáit, tengerszint feletti magasságát, a gyűjtés idejét, a jellemző vegetációt, az avar takaró vastagságát és a domborzati viszonyokat (kiettség). Az egyes rétegekből leírtuk a szint, az átmenetet, a humusz mennyiségét, a szerkezetet, a tömődöttséget, a gyökérzet mennyiségét és a fizikai féleséget. A talajban vázat és talajhibát nem találtunk.

A laboratóriumba beszállított mintákat megfelelő módon előkészítettük (szárítás és szitálás) majd meghatároztuk a kémhatásukat, ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pH_{KCl}), a hidrolitos aciditási értéküket (y_1), továbbá a szemcseeloszlást, a humusztartalmat, az ammónium-laktát-oldható P-, és K-tartalmat (AL-oldható P, K), a kálium-klorid-oldható Ca-, és Mg-tartalmat (KCl-oldható Ca-, Mg), az etilén-diamin-tetraecetsav/dietilén-triamin-pentaecetsav-oldható Fe-, Mn-, Cu-, és Zn-tartalmat (EDTA/DTPA-oldható Fe-, Mn-, Cu-, és Zn) (BELLÉR 1997). A legfontosabb eredményeket az 1. táblázat tartalmazza.

sorszám	szint	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	y ₁ %	A%	P%	Fh%	Dh%	Humusz %
1.	0-5 cm	5,1	3,7	17,71	7	8	28	57	3,31
24.	115-120 cm	5,8	3,9	6,83	15	12	22	51	0,40
ÁTLAG		5,42	3,8	9,66	8,42	11,67	26,30	53,62	0,95
MIN		4,7	3,5	5,52	3	8,0	21,6	24,30	0,31
MAX		6	4	18,48	17	16,0	54,7	59,40	3,31
sorszám	szint	AL P(mg/100g)	ALK(mg/100g)	KCl Ca(g/kg)	KCl Mg(g/kg)	EDTA/DTPA Fe(mg/kg)	EDTA/DTPA Mn(mg/kg)	EDTA/DTPA Cu(mg/kg)	EDTA/DTPA Zn(mg/kg)
1.	0-5 cm	3,70	8,70	0,50	0,07	318,60	81,60	0,60	1,73
24.	115-120 cm	2,40	6,80	1,09	0,21	93,00	21,50	0,32	0,52
ÁTLAG		3,75	6,66	0,70	0,08	153,77	28,59	0,33	0,74
MIN		2,19	3,97	0,10	0,00	74,50	13,70	0,20	0,40
MAX		5,03	11,02	1,60	0,20	487,10	81,60	0,60	1,70

1. táblázat: A laboratóriumban vizsgált paraméterek eredményeinek összefoglaló táblázata - átlag, minimum és maximum értékekkel

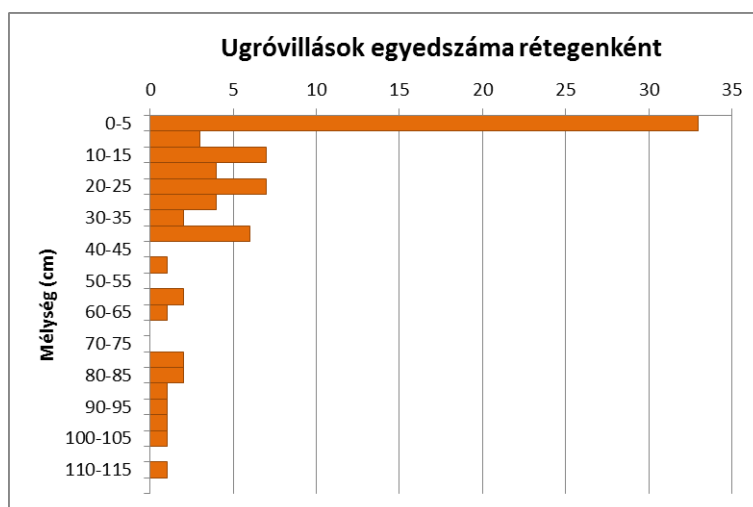
A talajfaunisztikai (Collembola) vizsgálatokhoz szintenként összesen 2x100 cm³ mintát vettünk, amelyeket még a gyűjtés napján papírtölcséres futtatóra (BALOGH 1958) helyeztünk. A talajmintákat két hétig hagytuk a futtatón, a

kihulló állatokat 96%-os etanollal feltöltött üvegfiolákban gyűjtöttük, majd ezt követte a mikroszkópos válogatás és határozás. A hazai ugróvillás faunával való összehasonlításhoz DÁNYI – TRASER (2008) névjegyzékét vettük alapul.

Eredmények

A vizsgált szelvény mezofaunája

Szelvényünkben meglehetősen kevés, összesen 82 Collembola egyedet találtunk, amely 7 családot, illetve 11 genust képvisel (a faj szintű határozás a fiatal egyedek nagyarányú jelenléte miatt nem minden esetben volt lehetséges). Az előfordult fajok/genusok talajrétegenkénti abundancia-értékeit az 2. táblázat tartalmazza. A felső talajrétegekben elsősorban az Entomobryidae és az Isotomidae család fajai, míg a mélyebb talajrétegekben az Onychiuridae és a Tullbergiidae család féregszerűen megnyúlt testű, ugróvilla nélküli fajai fordultak elő.



1. ábra: Az ugróvillások egyedszáma rétegenként

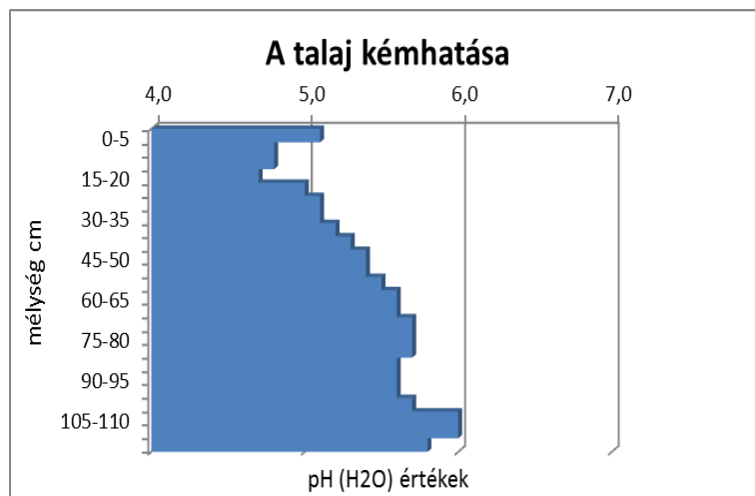
Az eredmények rendkívül alacsony példányszámot jeleznek, ugyanakkor még nagyobb mélységben is találtunk állatokat (1. ábra).

Mélység (cm)	COLLEMBOLA										
	<i>Ceratophysella</i> sp.	<i>Micranurida</i> sp.	<i>Protaphorura</i> sp.	<i>Mesaphorura</i> sp.	<i>Pseudosinella wahlgeri</i>	<i>Folsomia manolachei</i>	<i>Folsomia</i> sp.	<i>Isotomiella minor</i>	<i>Parisotoma notabilis</i>	<i>Proisotoma</i> sp.	<i>Oncopodura</i> sp.
0-5	1	0	1	1	2	22	0	4	2	0	0
5-10	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0
10-15	0	0	0	1	0	0	0	6	0	0	0
15-20	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0
20-25	0	0	1	2	0	0	0	4	0	0	0
25-30	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0
30-35	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
35-40	0	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0
40-45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
45-50	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
50-55	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
55-60	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
60-65	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
65-70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
70-75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
75-80	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
80-85	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
85-90	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
90-95	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
95-100	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
100-105	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
105-110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
110-115	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
115-120	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

2. táblázat: Az előfordult Collembola fajok abundanciája (egyed/200 cm³) a vizsgált talajrétegekben

A talaj kémhatása és a mezofauna

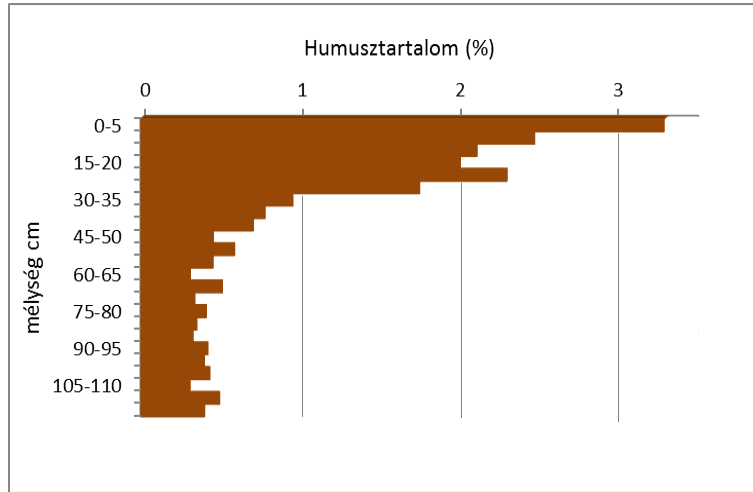
A kémhatást vizsgálva a talajszelvényben gyenge kilúgzás érvényesült, a talajminták kémhatása túlnyomórészt (2. ábra) gyengén savanyú volt, melyet összevetve a mezofauna szintenkénti előfordulásával megállapítható, hogy a talaj kémhatása és a mezofauna között, erre a szelvényre vonatkozóan nincs kimutatható szignifikáns kapcsolat.



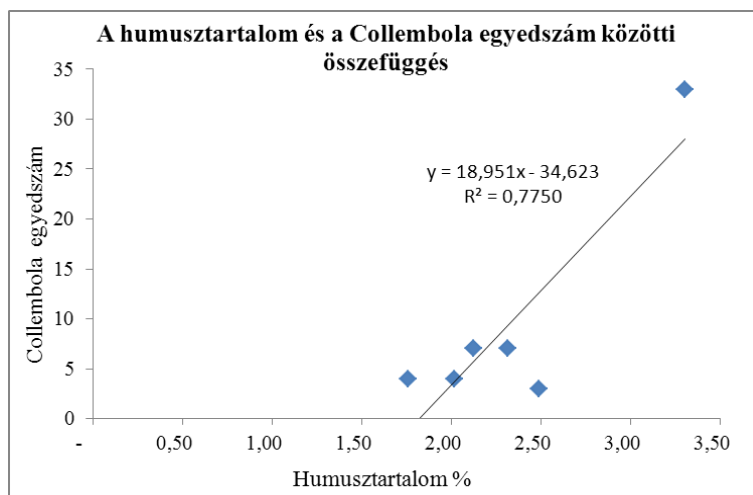
2. ábra: A talaj kémhatása szintenként

A talajszelvény szervesanyag- és tápelem-tartalma és a mezofauna

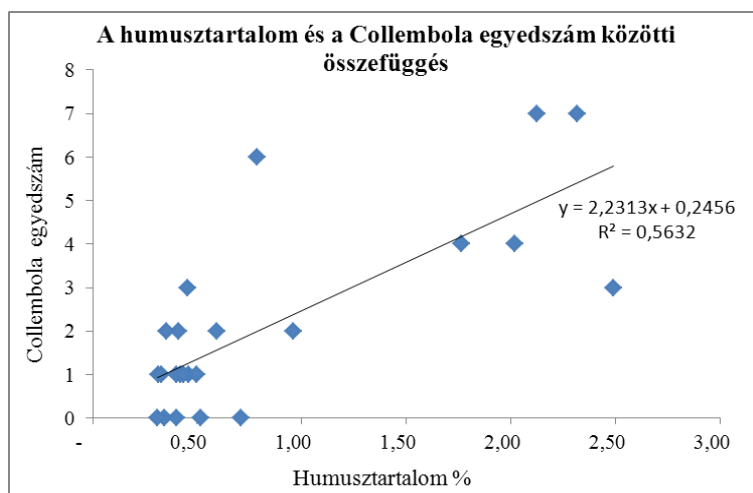
A humusztartalmi vizsgálatok - az elvárásoknak megfelelően - azt mutatták, hogy a talajszelvény felső 10 cm-ben magas, majd 25 cm-ig közepes, és lefelé haladva igen csekély a szervesanyag-tartalom (3. ábra). A humusz mennyisége közvetve a talajban lakó állatok aktivitásától is függ, így a szelvényünkben lévő felső 30 cm-t találtuk érdemesnek összefüggés keresésére. A kapcsolat a 4. ábrán látható. Az ábrából látható, hogy a kiugró humusztartalomhoz magas Collembola szám tartozott, ugyanakkor megjegyezzük, hogy ezt a humusztartalmi értéket a 0-5 cm közötti rétegben mértük, így valószínű, hogy a magas szervesanyag-tartalom és felszín közeli kedvező helyzet együttesen okozta a kiugró ugróvillás számot. A kiugró értéktől eltekintve, tehát a felső 0-5 cm-es rétegtől lefelé, 5-120 cm-ig vizsgálva a humusztartalom és a Collembola egyedszám közötti összefüggést, a kapcsolat kicsit gyengébb, de a pozitív szignifikáns kapcsolat így is kimutatható ($R^2=0,5632$) (5. ábra).



3. ábra: A humusz mennyisége szintenként



4. ábra: A humusztartalom és a Collembola egyedszám közötti kapcsolat a felső 30 cm-ben



5. ábra: A humusztartalom és a Collembola egyedszám közötti kapcsolatot 5-120 cm-ig

A mezofauna és a talaj oldható fémtartalma

A talajminták AL-oldható P-, és K-, KCl-oldható Ca-, és Mg-, EDTA/DTPA oldható Zn, Fe, Mn, Cu-tartalma és a mezofauna szintenkénti gyakorisága között vizsgálva az összefüggéseket jelentősebb eredmény nem látható, de mivel ez egy komplex, több paramétertől függő ökológiai rendszer, egyetlen talajszelvényre nézve nem vonható le egyértelmű összefüggés.

Vizsgálati eredmények értékelése

A kiásott talajszelvényünk mintái kevés faj és egyedszámmal rendelkeztek ahhoz, hogy határozott kapcsolatot tudjunk felállítani a vizsgált tulajdonságok (pH, szerves anyag-tartalom, oldható fémtartalom) és az ugróvillások előfordulása között. Mivel több tényezőtől is függő, komplex biológiai rendszerről van szó így a vizsgált kapcsolatok eredményei kimondottan erre a talajszelvényre érvényesek.

A kis egyedszám utalhat arra, hogy a talajszelvényben olyan kedvezőtlen tulajdonságok vannak, amelyek erőteljesen korlátozzák a Collembolák tevékenységét, és így a talajfejlődést. A mezofauna egyik legfontosabb életfeltétele ugyanis a megfelelő táplálék mellett a megfelelő talajszerkezet és porozitás (BEGON et al. 1986). Szelvényünkben meglehetősen kevés, összesen 82 Collembola egyedet találtunk, míg egy liter erdei földben átlagosan 1000

példány fordul elő (TRASER in MÁTYÁS 1996). Az állatok számában, az elvárásoknak megfelelően, a talajszelvényben lefelé haladva csökkenő tendencia mutatkozott.

Az alacsony mezofauna egyedszám okának kutatása további, átfogó és részletes vizsgálatokat igényel, érdemel. A vizsgálatok ismétlése is szükséges ugyanezen a mintaterületen, amivel helytálló magyarázatot tudunk adni az alacsony faj és egyedszám megjelenésére, illetve ezeknek a vizsgálatoknak is az ismétlése ugyanerre a mintaterületre, további talajszelvényekre vonatkozóan.

Köszönetnyilvánítás

Kutatásunk a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0004 és a TÁMOP-4.2.2.B-10/1-2010-0018 projekt keretében valósult meg.

Irodalomjegyzék

- BALOGH J. (1958): *Lebensgemeinschaften der Landtiere*. – Akadémia kiadó, Budapest-Berlin.
- BELLÉR P. (1997): *Talajvizsgálati módszerek*. – Egyetemi jegyzet, Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar. Termőhelyismerettani Tanszék, Sopron. 118. p.
- BESENYEI GY. (2010): *A Középső-Bükk forrásainak állapotfelmérése*. – Debreceni ATC, Debrecen.
- BEGON, M. – HARPER, J. L. – TOWNSEND, C. R. (1986): *Ecology: individuals, populations and communities*. – Blackwell. Oxford.
- DÁNYI, L. – TRASER, GY. (2008): *An annotated checklist of the springtail fauna of Hungary (Hexapoda: Collembola)*. – *Opuscula Zoologica* 38: 3–82.
- DEHARVENG, L. – LEK, S. (1995): *High diversity and community permeability: the riparian Collembola (Insecta) of Pyrenean massif*. – *Hydrobiologia* 312: 59–74.
- GRUIZ K. (2011): *Környezeti mikrobiológia és biotechnológia* – Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Egyetemi Jegyzet
- JEFFERY, S. – GARDI, C. – JONES, A. – MONTANARELLA, L. – MARMO, L. – MIKO, L. – RITZ, K. – PERES, G. – RÖMBKE, J. – van der PUTTEN, W.H. (eds., 2010): *European Atlas of Soil Biodiversity*. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- HÁGVAR, S. (1983): *Collembola in Norwegian coniferous forest soils. II. Vertical distribution*. – *Pedobiologia* 25:383-401.
- HEVESI A. (1977): *Bükk útikalauz*. – Sport Kiadó, Budapest.
- HOPKIN, S. P. (1997): *Biology of the Springtails (Insecta: Collembola)*. – University Press, Oxford.
- KÁTAI J. – ZSUPOSNÉ OLÁH Á. – SÁNDOR ZS. (2004): *Termőhelyismeret*. – Egyetemi jegyzet, Debrecen.
- LÁSZLÓ R. (2004): *Cseri talaj és erdőállományaik kapcsolata Kemenesalja erdőgazdasági tájban Iván példáján*. – PhD-értekezés, Sopron.

- NAGY F. (2011): Talajlakó mikro- és mezofauna: begyűjtés, fajok azonosítása, értékelés. – In: GRUIZ K. (2011): Környezeti mikrobiológia és biotechnológia – Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Egyetemi Jegyzet.
- PAPP L. (1997): Zootaxonómia. – Magyar Természettudományi Múzeum–Dabas-Jegyzet Kft., Dabas.
- PONGE, J. F. (1980): Les biocénoses des Collemboles de la forêt de Sénart. In: PESSON, P. (ed): Actualités d'écologie forestière. – Gauthier-Villars, Paris, pp: 151–176.
- STEFANOVITS P. (1992): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 380.p.
- TAKEDA, H. (1978): Ecological studies of collembolan populations in a pine forest soil. II. Vertical distribution of Collembola. – Pedobiologia 18: 22-30.
- TRASER GY. (1996): Lebontók. – In: MÁTYÁS CS. (1996): Erdészeti Ökológia. – Mezőgazda Kiadó, Budapest.

A Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer továbbfejlesztésének irányai és eredményei

*Pásztor László – Bakacsi Zsófia – Vass-Meyndt Szilvia – Laborczi Annamária –
Sieglerné Matus Judit – Szabó József*

MTA Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet,
Környezetinformatikai Osztály, Budapest
pasztor.laszlo@agrar.mta.hu

Összefoglalás

A Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer (DKTIR) a mintegy 60 évvel ezelőtti Kreybig-féle talajismereti térképezés adataira épülő, de egyúttal a térinformatika nyújtotta lehetőségeket is kihasználó és 2010. év elejére országos állománnyá bővült térbeli talajinformációs rendszer. A kialakított térinformatikai adatbázis a felhasználási igények változására reagálva, maga is folyamatosan alakult, lehetővé téve a rugalmasabb és többcélú alkalmazást. Fejlesztésének több iránya van, mely egyrészt az archív adatokat tartalmazó, alpnak tekintett nyers (ún. *1K*) adatrendszert, másrészt az ebből kiinduló, javított, tematikájában és geometriájában is megújított, integrált (ún. *2K*) adatrendszert érinti.

Az alap, *1K* verzióban folyamatosan zajlik az archív adatok ellenőrzése, valamint az adatbázis építése során, vagy valószínűsíthetően még az eredeti térképezéskor bekerült hibák szűrése. Folyik továbbá az adattári kutatás eredményeként előkerült, az eredeti felvételezési módszertantól eltérően készült térképek, illetve mérési adatsorok rendszerbe illesztése.

A DKTIR továbbfejlesztésének, a *2K* verzió tematikus és térbeli megújításának több iránya van:

- a hazai adatrendszerekkel történő korreláltatása;
- egy korszerű adat- és információigény kielégítését célzó megfeleltetési rendszer kidolgozása, egy célszerűen választott talajtani paraméter-lista segítségével;
- feladat specifikus, digitális talajtérképezési eljárásokban történő többcélú felhasználása;
- webes térképi szolgáltatások támogatására az INSPIRE kompatibilitás megteremtése.

Abstract

The Digital Kreybig Soil Information System (DKSIS), originally based on the knowledge of Kreybig soil survey performed about 60 years ago, but exploiting the opportunities offered by GIS, became a national soil database at the beginning of 2010. The developed system responds to changing application needs, and evolves continuously, allowing more flexible and multi-purpose applications. There are several

direction of its development, which effects on the one hand the raw (*1K*) database, considered as basis with legacy data, and on the other hand, starting from this, the integrated *2K* database with improved geometry and renewed thematic content.

The basic *1K* version is continuously improved by the monitoring of the legacy data and with the filtering of the errors – either generated during the construction of the database or originating from the discrepancies evolved due to the prolonged survey. Furthermore, as a result of the exhaustive investigation of the archives, additional maps and laboratory data records emerged, which were fitted into the database.

There are several directions of the development of DKSIS, the thematic and spatial renewal of its *2K* version:

- correlations with other national datasets;
- elaboration of a compliance system intended to meet the advanced data and information needs based on a suitable soil parameter list;
- multipurpose application in task specific, digital soil mapping procedures;
- development its INSPIRE compatibility for web map services.

Bevezetés

A Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer a Kreybig-féle térképezés (Kreybig, 1937) adataira épülő, 2010-re országos állománnyá bővült talajtani adatrendszer (Pásztor et al., 2010a). Az analóg módon tárolt Kreybig-féle adatokból kinyert, az eredeti adatszerkezetet és a legmagasabb feldolgozottsági állapotúnak tekinthető (nyomtatott térképekre épülő) térbeli struktúráját tükröző digitális állományt tekintjük a DKTIR *1K-verziójaként*. 2010-ben vált először országosan lekérdezhetővé és megjeleníthetővé a teljes felvételi adatállomány (Pásztor et al., 2010b), ugyanakkor nyilvánvalóvá vált az is, hogy az analóg adatrendszer helyenként ellentmondásos, vagy hibás adatokat is tartalmaz. A felvételi anomáliák egy része a felvételezés hosszú idejére vezethető vissza; a csaknem 20 év alatt felmerült felvételezési és kartográfiai igények természetesen már nem voltak „visszavezethetők” a korábbi lapokra, ennek megoldása már az utókorra maradt.

Az országos állományban előfordultak olyan, adatokban szegény területek is, amelyeknél látszólag nem volt indokolt a környezetükhöz viszonyítva nagymérvű információhiány. Mintaterületi alkalmazásoknál is nyilvánvalóvá vált, hogy a nyers adatok digitális formában történő közvetlen alkalmazása nem vezet a megfelelő eredményre. Szükséges volt az *1K* verzió megújítása, az adatrendszeren belül feltárt anomáliák feloldása, és egy ebből kiinduló, javított, tematikájában és geometriájában is megújított, integrált ún. *2K adatrendszer* kialakítása.

Módszer

Az 1K verzió folyamatos vizsgálatának és újbóli ellenőrzésének elsődleges célja, hogy valamennyi elérhető analóg információ hiány-, és hibamentesen immár digitális formában álljon rendelkezésre. Az állományok tisztázásának eredményeképp az eltérő adatbázis elemek (talajparaméterek, mintavételi hely, talajfolt, stb.) vizsgálati egységen (lapon) belüli és azok közötti összekapcsolásával az adatbázis koherenciája vizsgálhatóvá válik.

Jellemző ellentmondások egy-egy lapon belül:

1. az adatelemek hiánya (elveszett térkép), vagy alacsony száma és színvonala (kevés és nem valós térbeli pont);
2. a vizsgálati helyek jelölésénél és csoportosításánál egyedi, az egységestől eltérő módszer alkalmazása (számsorozat, római számok, azonos adottságú pont eltérő betűs jelölése);
3. az egységes térképi jelkulcs hibás, vagy hiányos alkalmazása;
4. a terepi vizsgálat térképelemeinek egyszerűsítése, elhagyása, hibás átvezetése;
5. a jegyzőkönyvi adatok és a térképi objektumok kapcsolatának hiánya (jellemzően a hibás hivatkozási névhasználat miatt);
6. a talajfolt és az őt jellemző szelvény közötti logikai kapcsolat elégtelensége (folt több jellemző ponttal vagy pont nélkül);
7. időben vagy térben eltérő többszöri felvételezés miatti párhuzamosságok.

Jellemző ellentmondások az egyes lapok között:

1. az egyes lapok információtartalmának, részletgazdagságának különbségei (különös szembevető módon szomszédos térképszelvények esetén);
2. térképlap szélek illeszkedési hibái (geometrikus, vagy tematikus ellentmondás a szomszédos lapok között);
3. „kakukktójás” lapok (nem a „nagy” felmérési időszakban felvett lapok, más logikával, vagy más léptékben készültek);
4. a korábban kiadott jelkulcshoz képest (meg)új(ult) kartográfiai elemek megjelenése a térképezés későbbi szakaszában (kövesség jelölésének utólagos bevezetése).

A 2K változat létrehozásának elsődleges célja, hogy a későbbi kutató-elemző munkákhoz, egy maximalizált adattartalmú, egységes módszertani háttérrel rendelkező, metaadatokkal kiegészített, az 1K változatnál konzisztensebb adatrendszer álljon rendelkezésre.

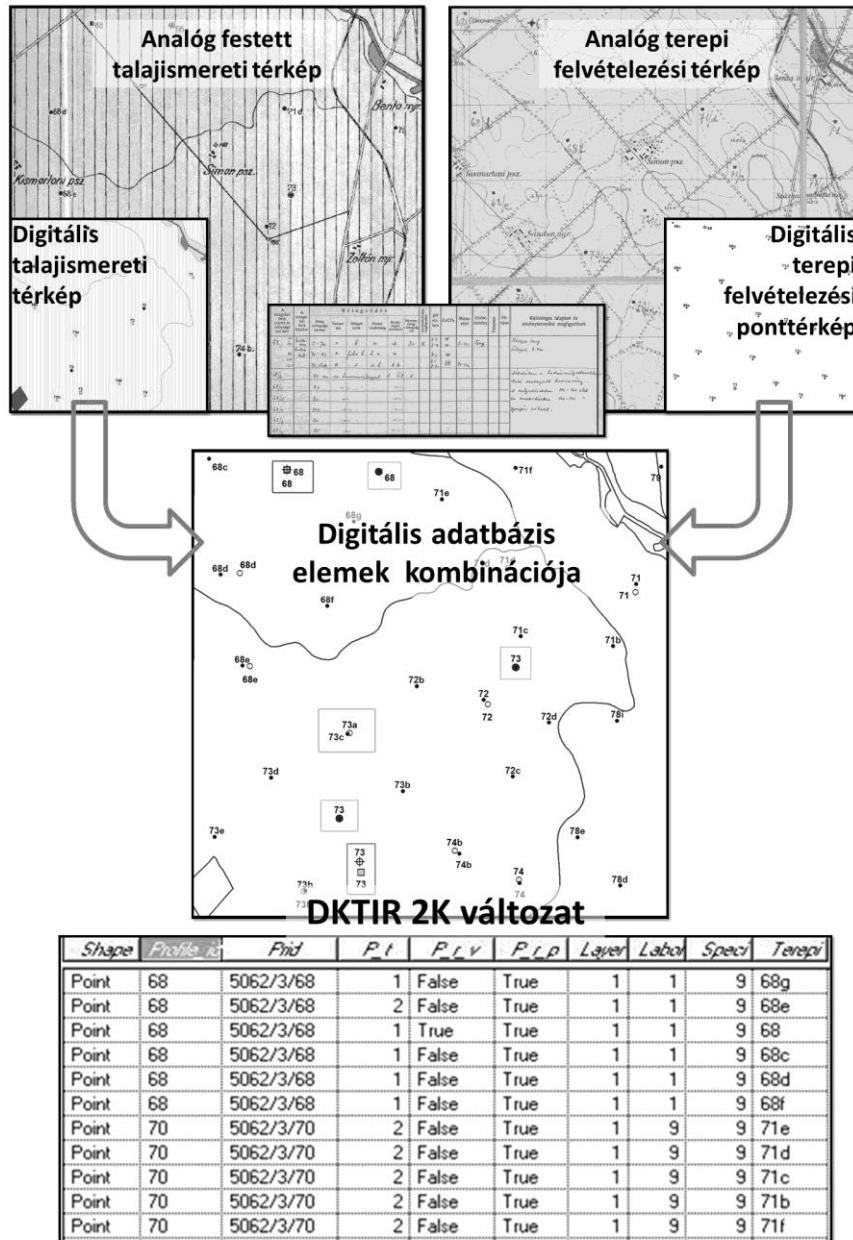
Jellemző feladatok a 2K adatrendszer kialakításához:

1. a rendelkezésre álló adatcsoportokból a legnagyobb mennyiségű és legjobb minőségű adatkombináció kialakítása és a többi elvetése;
2. átkódolás (a helyes logikájú, de az egységes jelöléstől eltérő elemek átkódolása);

3. átfordítás (az egységes logikától eltérően kialakított, „hibás” adategységek bevonása) adathiányok pótlása saját forrásból (talajtani szaktudás és a töredékes adatok birtokában a hiányzó információ szakértői rekonstrukciója, becslése);
4. adathiányok pótlása külső forrásból (a Kreybig-féle módszertantól eltérő rendszerben létrehozott talajadatok -pl. Tatai járás felvételezése-integrálása);
5. metaadatok létrehozása az adatbázis egyes elemcsoportjainak minősítése érdekében (az egyes felvételezők, felvételezések esetleges hibáinak és azok javításának katalógizálása)
6. metaadatok létrehozása az adatbázis egyes elemcsoportjai közötti elvárt adatkapcsolatok értékelhetősége érdekében (az egyes feltérési pont attribútum adatai közé bevezetésre kerül a ponthoz kapcsolható adattartalom mennyiségére és minőségére vonatkozó információ);
7. reambulálás (újabb adat felvételezéssel, illetve speciális térinformatikai módszerekkel az 1K térbeli és tematikus tartalmának konstruktív pontosítása és kiegészítése);
8. pontokhoz kötött információk tematikus megújítása, azok konverziója révén, új típusú térképek készítése (pl. diagnosztikai tulajdonságok előfordulási valószínűségét feltüntető térképek).

Eredmények

Az egységes módszertantól eltérő rendszerű adatokkal való kiegészítés során számos, az eredeti felvételezésből eredő anomália tárult fel, mind a felvételi lapokon belül, mind a lapok között. Általában egy adott lap részletes vizsgálatával ezek a „hibák” értelmezhetők és javíthatók voltak, mivel a felvételi lapok önmagukban koherensek, logikusak, viszont az egyes lapok egymáshoz való kapcsolódása nem mindig egyértelmű és tisztázása nem nélkülözheti a talajtani-térképezési ismereteket. Az eltérések javítása nem önkényes, értelmezéséhez minden egyes felvételi lap valamennyi felvételezési állapotának megfelelő térképet és az összes, akár csak kéziratosan, vagy töredékben meglévő leíró adatot figyelembe vettük. Az adatbázis elemek összevetésével feltárt anomáliákat nyomon követhető módon korrigáltuk. Néhány feltárt anomáliát és a feloldásukra elvégzett korrekciókat az 5062/3-as lap egy részletének példáján keresztül mutatjuk be (*1. ábra és 1. táblázat*).



1. ábra. A pontadatokból nyerhető információ „maximalizálása” a 2K adatállomány kialakításakor

FELTÁRT ANOMÁLIÁK	KORREKCIÓJUK
Valós felvételi helyszínek jelölésének elhagyása	Valamennyi valós felvételi helyszín megjelenítése
A pontok térbeli helyének részleges módosítása (térképrajzolási technika miatti elcsúszás)	A párhuzamosságok felszámolása, azon pontok megtartása, amelyek térbeli helyének pontossága jobb
A foltra jellemzőnek minősített pontok nem valóságosak	A nem valós pontok törlése, ha marad a foltnak jellemző pont (Ha nincs a foltnak jellemző pont akkor – amennyiben lehetséges- annak pótlása egy a többtől jól elkülöníthető jelöléssel.)
A fűrésnek jelölt pontok (kék négyzet) valójában a mintavételi helyek	A pontokhoz tartozó fűrészi és mintázási attribútum adatok javítása, átkódolása
A pont hivatkozási nevének elírása	A pont hivatkozási nevének javítása
A talajszelvények jelölése (betűk használata) hibás, mert az egységes kiterjesztési logika szerint az egy mintázott „anyaszelvényvel” azonos valamennyi szelvény jelölése is azonos kell, hogy legyen.	A hibás jelölések átfordítás az egységes logika, a jegyzőkönyvi és talajtani információk, és az adattartalom maximalizálási cél figyelembevételével.

1. táblázat: Az adatbázis elemek összevetésével feltárt alapvető ellentmondások és azok javítása.

Az értelmező-javító munka legnagyobb hozadéka a foltokra jellemzőnek tekinthető, illetve laboratóriumi vizsgálati eredménnyel rendelkező pontok számának érdemi növekedése (2. táblázat). Ez utóbbi pontok az adatbázis kapcsolat „helyreállításából” származnak, amikor bizonyíthatóan a felvételező az általa azonosnak ítélt felvételi pontokat az eredeti módszertantól eltérően „alásorolta” a jellemző pontnak (pl. 11-es pont), azzal a megjegyzéssel, hogy tulajdonságaikban megegyeznek az előzővel (pl. 11a, 11b, 11c stb.). Ekkor, a Kreybig térképezés során alkalmazott módszer szerint (Kreybig, 1937), a jellemző pont laboratóriumi adatait érvényesnek tekintettük az alárendelt pontokra is.

		Festett talajismereti térkép digitalizált változata	Terepi felvételezési térkép digitalizált változata	DKTIR 2K változat
Valós felvételezésen alapuló fúrások száma (pont objektum)		14	28	28
Ebből:	Egyedinek meghatározott szelvények száma (egyedi azonosító)	11	28	9
	Mélyfúrás (jele: □)	2	0	0
	A foltban jellemző szelvény (jele: ⊙)	2	0	14
	Mintázott szelvény (jele: +)	0	2	2
Ebből:	Saját terepi szelvényleírással rendelkező pont	8	6	28
	Adatbázis keretek között értelmezhetetlen részben ismétlődő szelvényleírással rendelkező pont	6	22	0
	Saját laborvizsgálati adatokkal rendelkező pont	0	2	2
	Továbbvitt laborvizsgálati adatokkal rendelkező pont	5	0	13

2. táblázat: Az ellentmondások értelmezése és javítása eredményeként letisztult adattartalom az 5062/3-as lap bemutatott részletén.

A DKTIR 2K verzió tematikus és térbeli megújításának további irányait részletesebben tárgyaljuk egyéb, többek közt a jelen kötetben megjelenő, cikkeinkben. A hazai adatrendszerekkel történő korreláltatás, illetve egy korszerű adat- és információigény kielégítését célzó megfeleltetési rendszer kidolgozásának lehetőségeiről Bakacsi et al. 2012, illetve Waltner et al. 2012 számol be. A DKTIR néhány, feladat specifikus, digitális talajtérképezési eljárásban történő alkalmazását Pásztor et al., 2012a és 2012b mutatja be. A DKTIR-re alapozott webes térképi szolgáltatások INSPIRE kompatibilitásának megteremtése során elért eredményeket Laborczi et al. 2012 közli.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást az NK73183 és a K105167 sz. OTKA pályázatok, illetve a Bolyai Kutatási Ösztöndíj Program támogatta.

Irodalomjegyzék

- BAKACSI ZS, SZABÓ J., WALTNER I., MICHÉLI E., FUCHS M., LABORCZI A., PÁSZTOR L., 2012. Diagnosztikai szemléletű talajtérképek szerkesztése korrelált talajtani adatrendszerek alapján (ebben a kötetben)
- KREYBIG, L., 1937. A M. Kir. Földtani Intézet talajfelvételi, vizsgálati és térképezési módszere. M. Kir. Földtani Intézet Évkönyve. 31. p. 147–244.
- LABORCZI A., PÁSZTOR L., BAKACSI ZS, MATUS J., SZABÓ J., 2012. Térbeli talajinformációs rendszerek INSPIRE-kompatibilitása és tesztelése (ebben a kötetben)
- PÁSZTOR, L., SZABÓ, J., BAKACSI, ZS., 2010a. Digital processing and upgrading of legacy data collected during the 1:25 000 scale Kreybig soil survey. *Acta Geodaetica et Geophysica Hungarica* 45. 127-136.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J, BAKACSI ZS., 2010b. Application of Digital Kreybig Soil Information System for the delineation of naturally handicapped areas in Hungary. *Agrokémia és Talajtan*. 59:(1), p. 47-56.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J, BAKACSI ZS., MATUS J., LABORCZI A., 2012a. Compilation of 1:50,000 scale digital soil maps for Hungary based on the digital Kreybig soil information system. *Journal of Maps*. 8: p. 215-219.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J, BAKACSI ZS., LABORCZI A., 2012b. Elaboration and applications of Spatial Soil Information Systems and Digital Soil Mapping at RISSAC HAS. *Geocarto International*. 27:(3), p. 15.
- WALTNER I., FUCHS M., MICHÉLI E., LÁNG V., 2012. Hazai archív talajadatok beillesztésének lehetőségei nemzetközi adatbázisokba. *Agrokémia és Talajtan*. 61. p. 263-276.

Glicerin melléktermék hatása a talaj Zn megkötő képességére

Rétháti Gabriella, Vejzer Adrienn, Czinkota Imre

Szent István Egyetem, Talajtani és Agrokémiai Tanszék, Gödöllő

Összefoglalás

A biodízel gyártás melléktermékeként képződött glicerín jelentős mennyiségű szennyezőanyagot tartalmaz, melyek között szerepel számos növényi makro és mikroelem, illetve tartalmazhat metanolt (CH_3OH) továbbá a biodízel gyártás során katalizátorként használt kálium-hidroxidot (KOH) is.

Felvetődik a kérdés, hogy hasznosítható-e ez az anyag a talaj szerves anyag, makro- illetve mikroelem visszapótlására úgy, hogy közben ne tegyünk kárt ebben a sokdimenziós rendszerben.

Kísérleteinkkel választ szerettünk volna kapni arra, hogy hogyan hat a talaj Zn szorpciós képességére a glicerín melléktermék.

Vizsgálatainkat egy Putnokról származó savanyú erdőtalajon hajtottuk végre. Ennek során 4 hétig tartó talajinkubációs kísérletet végeztünk. A kísérleti során a talajt glicerín melléktermékkel (1%), glicerín melléktermék nélkül, ZnSO_4 oldattal (500 mg Zn/kg talaj), illetve ZnSO_4 oldattal és glicerinnel érleltük zárható műanyag edényben. Az inkubációs idő eltelte után az edényeket kinyitottuk, a talajt szárítottuk, szitáltuk, majd elvégeztük az adszorpciós illetve a forróvizes extrakciós (HWP) vizsgálatokat.

Az adszorpciós kísérletek alapján megállapítható, hogy a glicerines kezelés hatására kevesebb Zn kötődik meg a talajon.

A Zn deszorpciós viselkedésére vonatkozó kísérletek eredményei azt mutatták, hogy azok a talajok, amelyek glicerinnel voltak érlelve lassabban, időben elhúzódva adják le a közel azonos cink mennyiségeket.

Summary

Glycerol that is produced as by-product of biodiesel production contains methanol, potassium hydroxide, macro and microelements valuable for plants

The question arises, whether this material can be utilized to supplement the soil organic matter and macro- and microelements, so that this multidimensional system is not damaged.

We wanted to find out how the glycerol by-product affect the Zn adsorption capacity of soils.

The examinations were carried out on an acidic, brown forest soil from Putnok. During the experiment, soil incubation has been carried out for four weeks

Soil with 1% glycerol by-product, without glycerol by-product, with ZnSO_4 solution (500 mg Zn/kg soil), and with glycerol and ZnSO_4 solution were incubated in a closed plastic vessel. After the incubation period was over, we opened the vessels, dried the soils and sieved them, then we carried out the adsorption and Hot Water Percolation (HWP) analyses.

Based on the adsorption experiments, we can conclude that by the effect of glycerol less Zn is adsorbed in soils. According to the desorption experiments we can conclude that

the two samples treated with glycerol released almost equal amount of Zn slower than the samples were not treated with glycerol.

Bevezetés

A biodízel gyártás során nagy mennyiségben keletkezik glicerin. A tiszta glicerin színtelen, szagtalan, viszkózus folyadék, melyet előszeretettel használnak fel mind az élelmiszeriparban, mind a kozmetikaiiparban erős vízmegtartó képessége miatt. A biodízel gyártás melléktermékeként képződött glicerin azonban jelentős mennyiségű szennyezőanyagot tartalmaz, ami megnehezíti annak élelmiszeripari és gyógyászati felhasználását. Tartalmazhat metanolt illetve az észter képzés során katalizátorként használt kálium-hidroxidot is (1. táblázat). A metanol sejtmérég hatása ismert, a KOH erős lúg lévén szintén felveti azt a problémát, hogy milyen módon lehet gazdaságosan illetve hatékonyan felhasználni például a mezőgazdaságban ezt a nagy mennyiségben képződő mellékterméket.

A talajok cink tartalmát sokszor toxikusként emlegetik, ami egy bizonyos koncentráció felett igaz is, azonban mivel esszenciális mikroelem bizonyos mennyisége elengedhetetlen a növények számára. Így számtalan esetben nem a cink magas koncentrációjára, hanem hiánya okoz problémát, például a foszforral jól ellátott területeken. Magyarország talajainál sarkalatos probléma a Zn ellátottság. Vizsgálataink során választ szeretnénk volna kapni, hogy hogyan hat a glicerin melléktermék a talaj cink megkötő képességére.

A glicerin víznél nagyobb sűrűségű, azzal korlátlanul elegyedő háromértékű alkohol. Savbázis tulajdonságát tekintve amfoter jellemű, szerves és szervetlen savakkal vízkilépés közben észterképzésre hajlamos.

A glicerin, mint szerves anyag, jól hasznosítható a talajlakó mikrobák számára mind aerob mind anaerob anyagcsere útvonalon (Németh és Sevelle, 2007).

Tulajdonság		Tulajdonság	mg/kg
pH (1% vizes oldat)	10,35	Magnézium*	19,4
Szárazanyag (%)	92,25	Réz*	3,23
Glicerin tartalom (%)	86,30	Foszfor*	12,8
Metanol (%)	0,05	Cink*	0,84
Nyerszsír (%)	0,50	Ezüst*	<0,05
Nyershamu%	5,4	Alumínium*	0,21
Nátrium* (g/kg)	20,540	Bárium*	<0,50
Klór* (g/kg)	31,67	Kobalt*	<2,00
Kálium* (g/kg)	0,24	Króm*	<0,50
Bór* (mg/kg)	<0,50	Mangán*	<0,20
Kalcium* (mg/kg)	88,7	Nikkel*	<0,40
Vas* (mg/kg)	13,4	Ólom*	<2,00

*a nyerszsírban

1.táblázat Glicerin melléktermék összetétele (Schmidt és Zsedely, 2010)

Hazánkban a talajsavanyodás ténye bizonyított (Csató, 2001; Kádár, 1998). A melléktermék megfelelő adagban történő alkalmazása lúgos kémhatása miatt ellensúlyozhatná azt. Vizsgálva a glicerín melléktermék hatását a talaj ásványi nitrogénforgalmára megfigyelték, hogy 1% glicerín hatására a műtrágya-N és részben a talaj ásványi-N tartalma gyorsabban immobilizálódik mint glicerines kezelés nélkül (Tolner és mts. 2010), így meggátolva, hogy az igen mozgékony nitrát nitrogén (NO_3^- -N) lemosódjon, ezzel környezeti és gazdasági kárt okozzon. Glicerín hatására az ásványi nitrogén feltehetően gyorsabban beépül a talaj szerves anyag készletébe, hosszabb időn keresztül képes nitrogén (N) forrásként szolgálni a növények számára.

A nehézfémek természetes komponensként is jelen vannak a talajban és a vízben. Egy részük esszenciális mikroelem a növények számára. (Adriano, 1986a, 2001; Alloway, 1990).

A talajok felvehető Zn készlete és a növényi Zn-tartalmak kiugró, extra nagy értékeket nem mutattak, a termőterületek nem szennyezettek. A meszes és foszforral is jól ellátott talajokon a Zn-igényes kultúrák (elsősorban a kukorica) Zn-trágyázást igényelhetnek. (Kádár, 2008).

A mozgékony Zn mennyiségét a pH, az agyag és a humusztartalom jelentősen befolyásolja. Kalcium és oldható foszfátok jelenlétében csökken a felvehetősege. Az agyagásványok a Zn^{2+} ionokat kicserélhetően adszorbeálják, a humuszkolloidok pedig komplex kötésbe viszik (Filep, 1995).

Érdekes megfigyelés, hogy a talajok cink telítődésekor, a cinkadszorpció csökkenésével, a talajoldatban növekvő mennyiségű H^+ ion mérhető, ami a pH savas irányba történő elmozdulását is előidézhetheti (Rétháti és mts. 2011).

Vizsgálati anyag és módszer

Vizsgálatainkat egy Putnokról származó savanyú erdőtalajon hajtottuk végre, melynek paramétereit az 2. táblázat tartalmazza.

típus	Agyagbemosódásos erdőtalaj	Humusz(%)	2,0
K_A	38	T-érték(mgce/100g)	27,33
Összesó (%)	0,03	Homok(%)	11,6
pH_{H₂O}	6,03	Iszap(%)	57,1
CaCO₃(%)	0	Agyag(%)	31,3

2.táblázat A tesztalaj (Putnok) paramétereit

A kísérlet során 4 hétig tartó talajinkubációs kísérletet végeztünk. 50-50 g légszáraz talajt glicerín melléktermékkel (1%), glicerín melléktermék nélkül, ZnSO_4 oldattal (500 mg Zn/kg talaj), illetve ZnSO_4 oldattal és glicerín melléktermékkel együtt érleltük zárható műanyag edényben. A nedvességet az

Arany-féle kötöttségi érték 50% -nak megfelelő desztillált víz hozzákeverésével állítottuk be. A kísérletet 4 kezelésben (3. táblázat) és 3 ismétlésben végeztük.

Kezelés neve, Jele	összetétel
gli (1)	50g talaj + 10 cm ³ oldat (0,5g glicerin melléktermék + deszt. víz)
(gli + 500 Zn) (2)	50g talaj + 10 cm ³ oldat (0,5g glicerin melléktermék + 1,25 cm ³ ZnSO ₄ oldat + deszt. víz)
gli Ø / Zn Ø (3)	50g talaj + 10 cm ³ deszt. víz
Gli Ø / 500 Zn (4)	50g talaj + 10 cm ³ oldat (1,25 cm ³ ZnSO ₄ oldat + deszt. víz)

3. táblázat Az érlelési kísérlet összetétele

A kezelések beállításának megtervezésekor választ szerettünk volna kapni arra, hogy hogyan hat a talaj Zn szorpciós képességére a glicerin melléktermék (1), illetve, hogy mennyiben és hogyan befolyásolja ezt a hatást egy előzetesen adagolt 500 mg/kg -nak megfelelő Zn mennyiség (2).

A további két kezelés, melyben a talajra sem glicerint, sem cinket (3), illetve csak cinket (4) tettünk, a viszonyítási alapot szolgálta.

Az inkubációs idő eltelte után az edényeket kinyitottuk, a talajt szárítottuk, szitáltuk (2 mm), majd elvégeztük az adszorpciós valamint a forróvízes extrakciós (HWP) vizsgálatokat.

Az adszorpciós kísérletek során a minták 2-2 g-ját 20-20 ml rázóoldattal rázattuk 8 órán keresztül 22±1 °C hőmérsékleten, centrifugacsőben körkörös rázógéppel segítségével. Az izoterma illesztéséhez 1 minta esetén 6 különböző koncentrációjú ZnSO₄ rázóoldatot (0; 25; 50; 100; 250; 500 mgZn/dm³) alkalmaztunk, amelyek rendre 0; 250; 500; 1000; 2500 és 5000 mg/kg adszorpciós terhelésnek felelnek meg. Centrifugálás és szűrés után az egyensúlyi oldatok Zn koncentrációját atomabszorpciós spektrofotométerrel mértük.

A kísérleti pontokra Langmuir adszorpciós izotermát illesztettünk:

$$q = \frac{A \cdot k \cdot c}{1 + k \cdot c}$$

q = talaj által megkötött Zn mennyiség (mg/kg)
 A = talaj által megköthető maximális Zn mennyiség
 k = adszorpció egyensúlyi állandója (dm³/mg)
 c = egyensúlyi oldat Zn koncentrációja (mg/dm³)

A forróvízes extrakció során a minták 30-30 grammnyi mennyiségéből HWP módszerrel (Czikota és Füleky, 1993) 10-10 frakciót (100-100 cm³) gyűjtöttünk. A frakciók Zn koncentrációját atomabszorpciós spektrofotométerrel határoztuk meg. A kísérleti pontokra elsőrendű kinetikát leíró görbét illesztettünk.

$$y = A_{1(d)}(1 - e^{-k_1 t}) + A_{2(d)}(1 - e^{-k_2 t})$$

y = deszorbeálódott Zn mennyiség (mg/kg)

A_1 = maximálisan deszorbeálódó Zn mennyisége az egyik folyamatban

k_1 = sebességi állandó az egyik folyamatban

A_2 = maximálisan deszorbeálódó Zn mennyisége a másik folyamatban

k_2 = sebességi állandó a másik folyamatban

t = idő (s)

$A_{max} = A_1 + A_2$

Vizsgálati eredmények

Kezelés	egyensúlyi oldat (átlag) mgdm ⁻³	megkötött mennyiség (átlag) mgkg ⁻¹	Kezelés	egyensúlyi oldat (átlag) mgdm ⁻³	megkötött mennyiség (átlag) mgkg ⁻¹
gli	0,26	-2,6	gliØ/ZnØ	0,13	-1,3
	1,25	237,4		1,00	239,9
	4,51	454,9		3,42	465,8
	18,3	817,5		15,6	843,6
	127,3	1226,7		96,9	1530,8
	348,4	1515,7		307,9	1920,1
gli+500Zn	3,53	-35,3	500Zn	3,3	-32,7
	8,15	168,4		6,91	180,9
	15,4	345,8		12,4	376
	42,7	572,8		35,6	643,6
	169,8	801,9		128,3	1217,5
	406,2	937,9		326,8	1732,1

4. táblázat A cink adszorpciós kísérlet eredményei

Kezelés	Langmuir izoterma paraméterei	
	A (mgkg ⁻¹)	k (dm ³ mg ⁻¹)
	3 ismétlés átlaga	3 ismétlés átlaga
gli	1453	0,083
gliØ	1928	0,059
gli+500Zn	1029	0,030
500Zn	2154	0,013
SzD _{5%}	263	-

5. táblázat A Langmuir adszorpciós izoterma paraméterei

Kezelés	V (cm ³)	idő (s)	HWP-vel extrahált mennyiség mg/kg	Kezelés	V (cm ³)	idő (s)	HWP-vel extrahált mennyiség mg/kg
gli	100	89	0,68	gliØ/ZnØ	100	15	0,40
	200	250	1,12		200	45	0,67
	300	473	1,57		300	85	1,06
	400	712	1,97		400	132	1,49
	500	997	2,28		500	180	1,89
	600	1315	2,61		600	230	2,23
	700	1657	2,88		700	287	2,55
	800	2020	3,17		800	348	2,88
	900	2334	3,45		900	615	3,20
	1000	2660	3,71		1000	480	3,52
gli+500Zn	100	67	21,97	500Zn	100	11	16,46
	200	184	30,80		200	25	20,03
	300	328	34,32		300	41	22,28
	400	485	36,69		400	61	23,98
	500	631	38,41		500	80	25,38
	600	779	39,87		600	98	26,56
	700	925	41,09		700	118	27,60
	800	1091	42,20		800	140	28,53
	900	1254	43,18		900	163	29,39
	1000	1413	44,20		1000	184	30,15

6. táblázat A forróvizes extrakció (HWP) eredményei

Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések

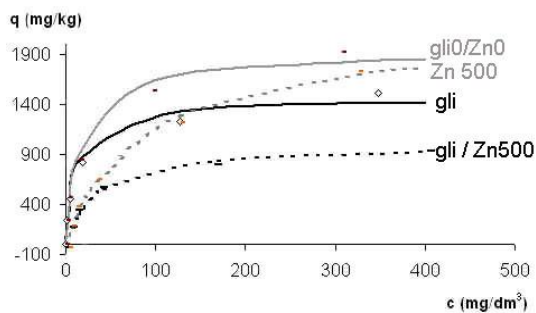
Az adatokra illesztett Langmuir adszorpciós izotermákat és azok paramétereit az 1. ábra és a 5. táblázat mutatja. Az ábrán jól látható, hogy Langmuir izoterma segítségével jól leírhatóak a lejátszódó folyamatok, mivel az izotermák jól illeszkednek a kísérleti pontokra.

A glicerinnel kezelt talajok izotermái jól láthatóan elkülönülnek a glicerin melléktermékkel nem kezelt talajok izotermáitól, illetve megfigyelhető az is, hogy a cinkkel nem terhelt talajok görbéi meredekebbek, mint a cinkkel nem terhelteké, vagyis kisebb rázóoldat koncentrációnál nagyobb mennyiségű cinket képesek megkötni.

Az adszorpciós izotermák lefutását vizsgálva megállapíthatjuk, hogy a 500 mg/kg Zn terhelés alapvetően két csoportra osztja a görbéket. Azoknál a mintáknál ahol a talajokat nem terheltük előzetesen cinkkel (gliØ/ZnØ és gli kezelések), a görbék kezdeti lefutása hasonló. Nagyobb cink koncentrációnál azonban már elválik egymástól a két görbesereg úgy, hogy a glicerinnel kezelt

talaj kisebb telítési értékre állt be, mint a glicerinnel nem érlelt talaj. Ugyan ez a jelenség tapasztalható a cinkkel előzetesen érlelt kezelések (500Zn, gli+500Zn) esetében is, vagyis a kezdeti hasonló lefutás után a glicerinnel kezelt minta kisebb telítési értéket mutat.

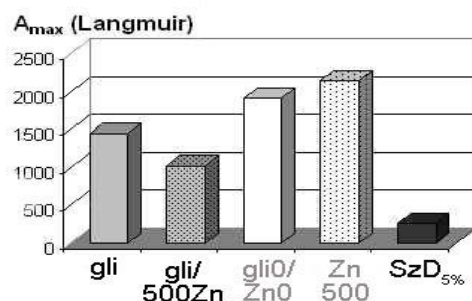
Adott rázóoldat koncentráció esetén (rázóoldat koncentráció > 250mgZn/kg) a legtöbb cinket az a minta kötötte meg, amely sem glicerint sem Zn terhelést nem kapott. Ettől kevesebbet köt meg az a minta, amely előzetes Zn terhelést kapott, viszont glicerint nem. Valamivel jobbnak bizonyult cinkmegkötés szempontjából a csak cinkkel terhelt minta cink adszorpciója attól a mintától, amely csak glicerinnel volt érlelve. A talaj által megkötött cink mennyiség jelentősen csökkent az 500mgZnkg⁻¹ terhelés és 1% glicerin együttes alkalmazásával.



10.ábra Glicerin melléktermék hatása a talaj cink adszorpciójára

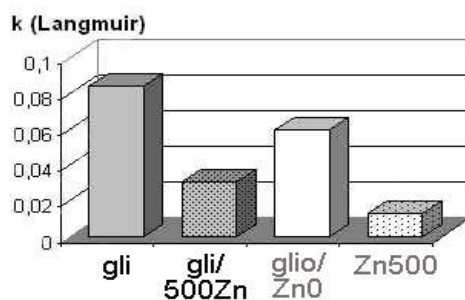
A Langmuir izoterma paramétereit vizsgálva (5.táblázat, 2.ábra, 3.ábra) további különbségek figyelhetők meg a különbözőképpen kezelt talajok Zn megkötő képességét illetően.

Az egyes kezelésekhöz tartozó maximálisan megköthető Zn mennyiségek (Langmuir izoterma „A” paramétere) értékei alapján megállapíthatjuk, hogy a glicerinnel nem kezelt talajok több cinket köthetnek meg mint azok a minták, amelyek nem tartalmaznak glicerint (2 ábra).



11. ábra A Langmuir adszorpciós izotermák "A_{max}" értékei

Az adszorpciós izotermák k értékei összefüggésbe hozhatóak az adszorpció energiájával. Megállapítható, hogy a glicerinnel való érlelés hatása nem olyan kifejezett, mint az előzetesen adagolt Zn terhelés, amely jelentősen lecsökkenti a talaj Zn-re vonatkoztatott affinitását (3. ábra).

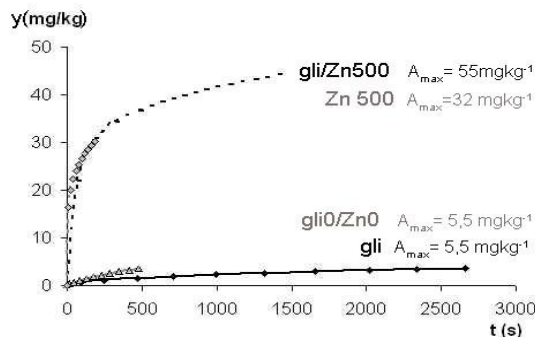


3. ábra A Langmuir adszorpciós izoterma „k” értékei

Az adszorpciós kísérletek alapján megállapítható, hogy a glicerines kezelés hatására, kevesebb Zn kötődik meg talajon.

A **deszorpciós** vizsgálatok eredményei a 6. táblázatban és a 4. ábrán láthatóak. A kísérleti pontokra legjobban a kétagú elsőrendű kinetika egyenlete illeszkedett. Az előzetesen cinkkel terhelt minták kinetikai görbéi egyértelműen elkülönülnek a cinket nem kapott minták görbéitől. Az előzetesen adagolt nagy mennyiségű cink hatása az A_{max} értékben tükröződik vissza.

A glicerinnel, mint deszorpciós folyamatokat módosító tényező ebben a vizsgálatban úgy jelentkezik, hogy azok a talajok, amelyek glicerinnel voltak érlelve lassabban, időben elhúzódva adják le a közel azonos cink mennyiségeket, amelyek azonban a cinkkel előzetesen terhelt talajok esetében nem összemérhetőek az előzetes terhelés nagyságrendjével (500 mg/kg).



4. ábra A forró vizes (HWP) cink extrakció kinetikai görbéi

Következtetésként megállapíthatjuk, hogy a glicerín melléktermék hatással van a talaj cink szorpciós képességére. A glicerín melléktermékkel kezelt talaj kevesebb cinket képes megkötni, viszont a megkötött mennyiséget lassabban, időben elhúzódva képes leadni a talaj, ami köszönhető a talaj kisebb vízáteresztő képességének.

A glicerín melléktermék értékes makro és mikroelem tartalma, szerves széntartalma és lúgos kémhatása miatt, megfelelő mennyiségben alkalmazva, potenciális lehetőség lehet savanyú talajok talajerő visszapótlására.

Irodalom

- Adriano, D.C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. Springer-Verlag. New York.
- Alloway, B.J. (ed.), 1990. Heavy Metals in Soils. Blackie and Son Ltd. Glasgow and London. John Wiley and Sons Inc. New York.
- Csathó, P., 2001. Összefüggés a talajsavanyúság mértéke és a mészhatások között a hazai szabadföldi kísérletek adatbázisán, 1950-1998. I. A mészformák és a talajtulajdonságok szerepe a mészhatások megjelenésében. *Agrokémia és Talajtan* **50**: 103-113
- Filep, Gy., 1995. Talajtani alapismeretek I. Általános talajtan. Egyetemi jegyzet. Debreceni Agrártudományi Egyetem
- Fülek, Gy., Czinkota, I., 1993. Hot water percolation (HWP) a new rapid soil extraction method. *Plant and Soil*, **157**, 131-135.
- Kádár, I., 1998. Savanyú talajok meszesítésének szükségessége teljeskörű állami támogatással. In: Talajsavanyodási helyzetkép és megoldások. (Ed.: Schmidt R., Szakál P.). Pannon Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar. Mosonmagyaróvár. 13-71.
- Kádár, I., 2008. A mikroelemkutatások eredményeiről, különös tekintettel a Cu és Zn elemekre. *Acta Agronomica Óvariensis*. **50/1**. 9-14.
- Németh, Á., Sevella, B., 2007. Kutatások a biodízel melléktermékének hasznosítására. *Magyar Kémiai Folyóirat – Előadások*. **113/2**. 58-61

- Rétháti, G., Issa, I., Tolner, L., 2011. Relationship between soil acidification and Zinc fertilization in a model experiment. *Növénytermelés* 60 Suppl. 235-238.
- Schmidt, J., Zsédely, E., 2010. Glicerín felhasználása a monogasztrikus állatok takarmányozásában. *Állattenyésztés és Takarmányozás*. **59**.457-469.
- Tolner, L., Zódi, M., Kovács, A., Kertész B. 2010: Biodízelgyártás melléktermékeként keletkező glicerín hatása a talaj ásványi nitrogén tartalmára. *Konferenciakiadvány* **110-114**. ISBN: 978-963-9941-12-0

Három, újgenerációs herbicidek hatásának vizsgálata a talaj mikroorganizmusaira inkubációs kísérletben

Sándor Zs., Tállai M., Jakab A., Kátai J., Zsuposné Oláh Á.
Debreceni Egyetem, Agrár és Gazdálkodástudományi Centrum,
Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar
Agrokémiai és Talajtani Intézet

Összefoglaló

A kémiai növényvédelem nélkül elképzelhetetlen az intenzív mezőgazdasági termelés. A herbicidek nem csak gátló hatást fejthetnek ki a mikroorganizmusokra, hanem az egyes baktériumok és mikroszkopikus gombák tápanyagforrásként tudják hasznosítani. Jelen dolgozatomban arra keresem a választ, hogy három különböző hatóanyag tartalmú herbicid milyen hatást gyakorolt a talaj mikrobiológia aktivitására. A Debrecen környékéről begyűjtött három jelmező talajtípussal és három herbiciddel állítottunk be inkubációs kísérletet a Debreceni Egyetem Agrokémiai és Talajtani Intézetében. Meghatároztuk az összes csiraszámot, a mikroszkopikus gombák és nitrifikáló baktériumok mennyiségét, a nitrát feltáródást valamint a kataláz enzimaktivitást. Az eredmények értékelését az 1, 3, és 7. hét mintavétele alapján végeztük el és azt tapasztaltuk, hogy:

- az összes csiraszám az inkubáció harmadik hetére megduplázódott, majd a kísérlet végére lecsökkent az első mintavétel szintjére;
- a talajban lévő nitrát mennyisége szintén növekedett a második mintavételi időpontra, majd a hetedik hétre visszaesett a nitrátfeltáródás mértéke. Hasonlóan alakult a nitrifikáló baktériumok mennyiségi változása is.

Summary

The intensive agricultural production is unimaginable without chemical plant protection. In the plant production the protection against the pathogens and pests, in the regulation of weeds are important technologies for growing the plant production. Authors reported that the number of microscopic fungi and soil bacteria increased by the application of normal field dose of herbicides.

In a laboratory incubation experiment the effect of three herbicides with different agents was examined on some parameters of the soil biological activity. Three different soil types from Debrecen surrounding was used for the experiment which took place in the soil microbiological laboratory of the Institute.

Along the soil microbiological investigation the number of total bacteria and microscopic fungi, quantity of nitrifying bacteria, nitrate exploration and the activity of catalase enzyme were determined.

In evaluating the results, we found that:

- the total number of bacteria increased along the incubation time till the third week of incubation and decreased by the seven week of experiment;

- the nitrate content of soil increased in the first half of the incubation period, but by the end of the experiment decreased, parallel with the number of nitrifying bacteria.

Bevezetés

Az intenzív mezőgazdasági termelés – mely a növekvő népességet élelmiszerekkel látja el csökkenő művelésbe vonható földterületek mellett – nehezen képzelhető el kémiai növényvédelem nélkül. Jelenleg a mezőgazdasági kemikáliák közül újabb gyomirtó szerek is kerülnek forgalomba, amelyek szelektivitása kifejezettebb és alkalmazási koncentrációjuk kisebb lehet a korábban használt herbicidekhez képest (INUI et al., 2001). A növénytermesztésben a kórokozók és a kártevők elleni védekezés mellett a gyomszabályozás a sikeres növényvédelem egyik meghatározója, a készítményeket úgy választják meg, hogy azok az adott talajon és az ott előforduló gyomok ellen a leghatékonyabbak legyenek (KÁDÁR, 2001), és olyan gyomirtó szereket kellene felhasználni, amelyeknek ismerjük a gyomnövényekre és a talajban élő mikroszervezetekre kifejtett hatását is (GYŐRI, 1984). A peszticidek specifikusságának az lenne a célja, hogy csak a célfajokra hasson, de a szelektivitásuk korlátozott (MLADINICA et al., 2009). Napjainkban a szennyező anyagok közül a peszticidekre irányul a legtöbb figyelem, mivel jelentős környezeti károkat okozhatnak (STAMER et al., 1995).

A talajban élő mikroorganizmusok nélkülözhetetlenek az élet fennmaradása szempontjából, hiszen a talaj fontos „gén-megőrző” funkciót is ellát (VÁRALLYAY, 2002). SZILI-KOVÁCS - TAKÁCS (2008) javasolta, hogy a talaj élővilágát ért károsodások monitorozására a biológiai indikáció legyen a megfelelő módszer. A talajökológiai indikációs eljárások az élőhelyeken fellépő, degradációs folyamatok hatásait teszik mérhetővé. Azt jelzik, hogy az adott élőhely talajaiban az életközösségek ökológiai állapotjelzői, adott környezeti terhelés mellett (peszticid szennyezés) mennyire különböznek a kevésbé terhelt területek életközösségei ökológiai állapotjelzőitől (DOBOS-SZALKAI, 2004).

A talajba kerülő herbicidek talajmikrobiológiai hatásait nagymértékben befolyásolja, hogy milyen az adott talaj adszorpciós képessége (FILEP 1979). A herbicidek nem csak gátló hatást fejthetnek ki a mikroorganizmusokra, hanem foszfor- szén- és nitrogénforrásként hasznosulhatnak a herbicideket bontani képes baktériumoknál. (VAN EERD et al., 2003). Más kutatások is alátámasztották, hogy a szántóföldi dózisok alkalmazása mellett a mikroszkopikus gombák és baktériumok mennyisége növekedett (BUSSE et al., 2003, ZABALOY & GOMEZ 2008).

Vizsgálataink során arra kerestük a választ, hogy három különböző hatóanyag tartalmú herbicid (1. táblázat), milyen változást idéz elő a talaj mikrobiológiai

aktivitásában a Debrecen környékéről begyűjtött, három jellemző talajtípuson beállított inkubációs kísérletben.

1. táblázat A kísérlet beállításánál használt talajtípusok és herbicid hatóanyagok és a dolgozatban használt jelölések.

Talaj típus /WRB	Talajtípus jelölése	Herbicid hatóanyagtartalma	Herbicid jelölése
Mészlepedékes csernozjom Calcic chernosem	Ck	tembotrion	Tb
Típusos réti Pellic Vertisol	Vp	2,4-diklorofenoxi-ecetsav	2,4D
Humuszos homok Lamellic Arenosol	Ql	tienkarbazon-metil	T-m

Vizsgálati anyagok és módszerek

Az inkubációs kísérletet 2011-ben a Debreceni Egyetem Agrokémiai és Talajtani Intézetében állítottuk be. Minden herbicidet két különböző koncentrációban (normál és a kétszeres dózis) adagoltuk ki 1 kg talaj felületére 100ml vízzel, majd a mintákat homogenizáltuk. A nedvességtartalmat a minimális vízkapacitás értékére állítottuk be és 25°C- on inkubáltuk a kezeléseket szabályozott környezetben. A 2. táblázatban mutatjuk be az inkubációs kísérletben felhasznált talajok fontosabb fizikai és kémiai tulajdonságait.

2. táblázat A dolgozatban bemutatott talajtípusok fontosabb fizikai és kémiai tulajdonságaik.

Talajtípus jelölése	Aranyféle kötöttségi szám	Leiszapolható rész %	Textúra	pH _{H2O}	pH _{KCl}	CaCO ₃ %	Hu%
Ck	35	32	homokos vályog	6,59	5,14	-	2,87
Vp	49	57	agyagos vályog	7,73	7,04	-	1,07
Ql	24	9,56	homok	7,44	7,35	-	4,82

A három talajtípussal minden herbicid kezelésből három ismétlést készítettünk, valamint herbicid kezelés nélküli kontroll beállítása is megtörtént. A mintákból kezelés után egy- három- és hét-héttel mintát vettünk és elvégeztük a mikrobiológia vizsgálatokat. Meghatároztuk lemezöntéses módszerrel az összes csíraszámot húsleves agaron és a mikroszkopikus gombák mennyiségét pepton-glükóz agaron. A nitrifikáló baktériumok mennyiségi meghatározásánál az MPN (Most Probable Number = legvalószínűbb élő sejtszám) módszert

alkalmaztuk, folyékony táptalajon 5 párhuzamos leoltással és a mikrobaszaporodást mutató csövek száma alapján statisztikai módszerrel (Hoskins-féle táblázat) következtettünk a mikroorganizmusok mennyiségére. A nitrátfeltáródás meghatározásánál a behozott talajmintákból frissen, majd két hetes 28 C°-on való inkubálás után határoztuk meg a nitrát-nitrogén mennyiségét (FELFÖLDY, 1987). Értékeléskor a két hetes inkubálás során feltárt nitrát-nitrogénből kivontuk a kiindulási talajban mért nitrát tartalmat. Az eredményeket az első mintavételi időpontban mért kontroll értékekhez hasonlítva értékeltük ki a súlyozott középérték százalékban történő kifejezésével.

Vizsgálati eredmények és értékelésük

Az összes csíraszám (3. táblázat) a mészlepedékes csernozjom talajon az első mintavételi időpontban minden kezelésben növekedett a kontrollhoz viszonyítva. A harmadik és a hetedik héten is nőtt a baktériumszám de a két mintavételi időpont között már számottevő változást nem tapasztaltunk. A típusos téti talajban az alapkezelésben növekedett a sejtszám, de az első két szer esetében a nagyobb dózist nem tudták tolerálni. Nőtt az összes csíraszám mennyisége a második mintavételi időpontban minden kezelés hatására majd a harmadik mintavételre (7-hét) visszaállt a kontroll értékére. A humuszos homoknál az első mintavételkor minden kezelés gátlóan hatott a baktériumok mennyiségére. Valószínűsíthető, hogy a herbicidek által elpusztított mikroorganizmusok szerves bomlástermékén szaporodtak fel a toleráns szervezetek és a tápanyag elfogyása után visszaállt az eredeti mikroba szám.

3. táblázat Herbicidek hatása a talajban élő baktériumok mennyiségére a kontroll százalékában kifejezve

Kezelések	1 hét	3 hét	7 hét	Kezelések	1 hét	3 hét	7 hét	Kezelések	1 hét	3 hét	7 hét
Ck Ø	100	171	171	Vp Ø	100	169	96	QI Ø	100	270	97
Ck Tb 1x	107	198	175	Vp Tb 1x	125	188	97	QI Tb 1x	93	269	105
Ck Tb 2x	122	196	176	Vp Tb 2x	87	147	101	QI Tb 2x	74	242	102
Ck 2,4D 1x	121	176	173	Vp 2,4D 1x	122	185	108	QI 2,4D 1x	89	247	92
Ck 2,4D 2x	129	197	176	Vp 2,4D 2x	62	181	105	QI 2,4D 2x	85	267	100
Ck T-m 1x	127	186	176	Vp T-m 1x	77	271	104	QI T-m 1x	86	264	96
Ck T-m 2x	101	176	169	Vp T-m 2x	171	279	101	QI T-m 2x	85	265	97

A mikroszkopikus gombák (4. táblázat) száma csernozjom talajon a kezelések hatására nőtt mindhárom mintavételi időpontban, valószínűsíthető, hogy tápanyag forrásként tudták hasznosítani a herbicideket. A vertisol talajban élő mikroszkopikus gombák nagy része nem volt toleráns a herbicidekre így a mennyiségük csökkent az első mintavételi időpontban. Megállapítható, hogy legkisebb mértékben a 2,4-diklorofenoxi-ecetsav gátolta a gombaszámot, a további mintavételi időpontban már növekedést is tapasztaltunk. A homoktalaj esetében volt a legnagyobb gátlás, mert a kezelés után egy héttel a mikroszkopikus gombák mennyisége közel a felére esett vissza a kontroll értékéhez képest. A toleráns szervezetek azonban már a második mintavételkor felszaporodtak és az utolsó mintavételkor visszaállt az eredetihez hasonló sejtszám.

4. táblázat Herbicidek hatása a talajban élő mikroszkopikus gombák mennyiségére a kontroll százalékában kifejezve

Kezelések	1 hét	3 hét	7 hét	Kezelések	1 hét	3 hét	7 hét	Kezelések	1 hét	3 hét	7 hét
Ck Ø	100	220	261	Vp Ø	100	69	104	Ql Ø	100	111	93
Ck Tb 1x	129	404	297	Vp Tb 1x	72	64	107	Ql Tb 1x	64	131	103
Ck Tb 2x	211	409	335	Vp Tb 2x	60	63	109	Ql Tb 2x	58	124	96
Ck 2,4D 1x	130	287	337	Vp 2,4D 1x	95	127	165	Ql 2,4D 1x	57	151	103
Ck 2,4D 2x	209	276	274	Vp 2,4D 2x	93	127	126	Ql 2,4D 2x	58	138	91
Ck T-m 1x	280	231	290	Vp T-m 1x	88	118	122	Ql T-m 1x	68	124	96
Ck T-m 2x	189	232	272	Vp T-m 2x	87	122	99	Ql T-m 2x	66	147	91

A nitrifikáló baktériumok (5. táblázat) mennyiségének és a nitrát feltáródásának (6. táblázat) a közös értékelésekor azt tapasztaltuk, hogy a potenciálisan jobb minőségű talajoknál (csernozjom és réti) a kezelések hatására megnövekedett a nitrát feltáródás és a sejtszám is az első két mintavételi időpontban.

Valószínűsíthető, hogy az elpusztult mikroorganizmusokból felszabaduló és a herbicidek bomlásakor keletkező tápanyagok a hetedik hétre lecsökkentek, ezért a felszaporodó mikroorganizmusok a keletkezett nitrátot asszimilatív nitrát redukció során használták fel a szervezetük felépítéséhez. A humuszos homoktalajban élő nitrifikáló baktériumok érzékenyebben reagáltak a kijuttatott herbicidekre és minden kezelésben csökkent a mennyiségük a kontrollhoz viszonyítva.

5. táblázat Herbicidek hatása a talajban élő nitrifikáló baktériumok mennyiségére a kontroll százalékában kifejezve

Kezelések	1 hét	3 hét	7 hét	Kezelések	1 hét	3 hét	7 hét	Kezelések	1 hét	3 hét	7 hét
Ck Ø	100	105	121	Vp Ø	100	138	62	QI Ø	100	180	90
Ck Tb 1x	236	351	121	Vp Tb 1x	231	400	62	QI Tb 1x	105	89	77
Ck Tb 2x	217	356	79	Vp Tb 2x	217	406	68	QI Tb 2x	88	91	45
Ck 2,4D 1x	130	205	54	Vp 2,4D 1x	187	235	68	QI 2,4D 1x	54	79	29
Ck 2,4D 2x	421	477	88	Vp 2,4D 2x	75	88	62	QI 2,4D 2x	107	80	48
Ck T-m 1x	279	481	77	Vp T-m 1x	319	90	54	QI T-m 1x	61	76	45
Ck T-m 2x	356	356	89	Vp T-m 2x	239	86	62	QI T-m 2x	62	77	47

6. táblázat Herbicidek hatása a talaj nitrát feltáródás mértékére az első hét eredményeihez képest százalékban kifejezve.

Kezelések	3 hét	7 hét	Kezelések	3 hét	7 hét	Kezelések	3 hét	7 hét
Ck Ø	126	78	Vp Ø	69	81	QI Ø	127	73
Ck Tb 1x	165	73	Vp Tb 1x	73	65	QI Tb 1x	154	75
Ck Tb 2x	164	78	Vp Tb 2x	102	101	QI Tb 2x	184	58
Ck2,4D 1x	157	57	Vp 2,4D 1x	77	81	QI 2,4D 1x	135	71
Ck2,4D 2x	130	68	Vp 2,4D 2x	153	78	QI 2,4D 2x	131	74
Ck T-m 1x	112	76	Vp T-m 1x	237	42	QI T-m 1x	128	96
Ck T-m 2x	138	73	Vp T-m 2x	161	99	QI T-m 2x	147	60

A tapasztalatainkat összegezve megállapítható, hogy a különböző talajtípusokban élő mikroorganizmusok eltérő módon reagáltak a hatóanyag-tartalomban eltérő és növekvő koncentrációjú herbicidekre. A vizsgálatunkat három eltérő humusz- illetve agyag-tartalmú talajon végeztük el, mely az adott talajok kolloid tulajdonságait nagymértékben befolyásolják. A nagyobb adszorpciós képességgel rendelkező talajok jobban megkötötték a herbicideket így hatásuk kevésbé volt mérhető. Talajbiológiai méréseink alapján legszerűlekenyebb mikroba közösséget a humuszos homoktalajban találhatunk, melynek a legkisebb a pufferkapacitása a vizsgált talajok közül.

Irodalomjegyzék

- BUSSE M. D. – RATCLIFF A. W. – SHESTAK C. J. – POWERS R. F. (2001): Glyphosate toxicity and the effect of long-term vegetation control on soil microbial communities. *Soil Biol. Biochem.* **33**. 1777-1789. p.
- DOBOS M., SZALKAI T., (2004): Inkubációs modellek és alkalmazásuk a talajökológiában. *Agrokémia és Talajtan.* **53**. 169-174. p.
- FELFÖLDY L. (1987): A biológiai vízminősítés. Vízgazdálkodási Intézet, Budapest, pp. 172-174.
- FILEP GY. – KÓNYA J. – KÁPOSZTÁSSY A. (1979): Herbicidek talajbani adszorpciójának értékelése. *Agrokémia és Talajtan.* **28**. 181-194. p.
- GYÖRI, D.: 1984. Talajok termékenysége. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 231-238. p.
- INUI H., SHIOTA N., MOTOI Y., IDO Y., INOUE T., KODAMA T. (2001): Metabolism of herbicides and other chemicals in human cytochrome P450 species and in transgenic potato plants co-expressing human CYP1A1, CYP2B6 and CYP2C19. *Journal Pesticide Sciences* **26**. 28-40.p.
- KÁDÁR A. (2001): Vegyszeres gyomirtás és gyomszabályozás. Factum Bt. Kiadó, Budapest, 376. p.
- STAMERR, K. J. – GUNDERSON, K. D. – RYAN, J. B. (1995): Atrazine Concentration in the Delaware River. USGS Fact Sheet. 1-94.p.
- MLADINICA, M. – PERKOVIC, P. – ZELJEZIC, D. (2009): Characterization of chromatin instabilities induced by glyphosate, terbuthylazine and carbufuran using cytome FHIS assay. *Toxicology Letters* **189**. 130-137. p.
- SZILI-KOVÁCS T., TAKÁCS T (2008): A talajminőség mikrobiológia indikációja: lehetőségek és korlátok. *Talajvédelem ?* 321-328 p.
- VAN EERD L. L. – HOAGLAND E. R. – HALL J. C. (2003): Pesticide metabolism in plants and microorganisms. *Weed Sci.* **51**. 472-495.
- VÁRALLYAY GY. (2002): A talajok környezeti érzékenységének értékelése. *Debreceni Egyetem Agrártudományi közlemények.* **9**. 62-75. p.
- ZABALOY M. C. – GOMEZ M. A. (2008): Microbial respiration in soils of the Argentine Pampas after metsulfuron-methyl, 2,4D and glyphosate treatments. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.* **39**. 370-385. p.
- ZABALOY M. C. – GARLAND J. L. – GOMEZ M. A. (2010): Assessment of the impact of 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) on indigenous herbicide-degrading bacteria and microbial community function in an agricultural soil. *Appl. Soil Ecol* **46**. 240-246. p.

Nitrogénműtrágyák hatása az energianövényként termesztett fehér akác tápelem-felvételére és hozamára

Simon László¹ – Szabó Béla² – Vincze György¹ – Varga Csaba¹ – Kalmárné Vass Eszter¹

Nyíregyházi Főiskola ¹Tájközelítési és Vidékfejlesztési Tanszék,

²Agrártudományi Tanszék, Nyíregyháza

E-mail: simonl@nyf.hu

Összefoglalás

Barna erdőtalajon beállított 4 éves szabadföldi kísérletben tanulmányoztuk, hogy a rövid vágásfordulóú energianövényként termesztett fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) miként reagál az ammónium-nitrát és a mézszammon-salétrom műtrágyák (előállító Nitrogénművek Vegyipari Zrt., Pétfürdő) talajba juttatására. A fenti nitrogénműtrágyákat 300-300 kg/ha/év dózissal 2009 júniusában, 2010 májusában, illetve 2011 májusában juttattuk ki a talajba. Mindkét nitrogénműtrágya három-ötszörösére növelte kijuttatása után a nitrátnitrogén-tartalmat a talajban, mely a vegetációs időszak végére (decemberre) eltűnt a feltalajból. Az akác leveleinek és levélnyeleinek nitrogéntartalma azonban csak kis mértékben emelkedett meg a műtrágyázások hatására. A kezelt kultúrák leveleiben és levélnyeleiben több foszfort mértünk, mint a kontrollban, míg a kalciumfelvétel kisebb volt. A kezelések nem változtatták meg a levelek vagy a levélnyelek magnéziumtartalmát. 2012 márciusában a 4 éves akácfaék átlagos nedves ösztömege a betakarításkor 22%–28%-kal nagyobb volt az ammónium-nitráttal, illetve mézszammon-salétrommal kezelt kultúrákban, mint a kontrollban.

Summary

In a 4-year-old open-field experiment the effects of ammonium nitrate and ammonium nitrate + calcium-magnesium carbonate artificial fertilizers (producer Nitrogénművek Vegyipari Co., Pétfürdő, Hungary) were studied on the mineral nutrition and yield of short-rotation coppice black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) energy plants. The brown forest soil was treated with 300 kg⁻¹ ha⁻¹ year⁻¹ doses of these fertilizers during June 2009, May 2010, and May 2011, respectively. Both fertilizers increased three to five times the nitrate content of the upper soil just after their application. At the end of the vegetation period (in December) the nitrate concentration in the soil was similar to control plots. The nitrogen content of the leaves and leaf stalks (petiolus) was only slightly higher in the treated cultures. The fertilizations increased the phosphorus, and reduced the calcium uptake in the leaves and leaf stalks, while magnesium content was not influenced. In March 2012, when whole trees were harvested, 22%–28% higher wet weight was detected in fertilized cultures, as compared to untreated controls.

Bevezetés

Az Európai Unió célkitűzéseivel összhangban a megújuló energiaforrások hasznosítási arányának 2020-ra el kell érnie a 14,65%-ot (minimum 13%-ot) Magyarországon. A fosszilis energiahordozók fogyasztásával és a folyamatosan emelkedő szén-dioxid kibocsátással világszerte előtérbe került a biomassa energetikai célra történő hasznosítása. Olyan növénykultúrát tekintünk energiaültetvénynek, amelyet elsődlegesen biomassa-termelés és energetikai felhasználás céljából telepítettek (BLASKÓ, 2008; RÉNES, 2008).

A fás szárú energetikai ültetvényekben telepíthető alapfajok közé tartozik a fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) (45/2007 (VI. 11.) FVM RENDELET). Az energetikai célra termesztett akác rövid vágásfordulójú hasznosításra is alkalmas, mert a betakarítás után intenzív tősarj és gyökérsarj képződés indul meg, a föld feletti biomassa évente újraképződik (RÉDEI, 1997; KAPUSI, 1999; VÁGVÖLGYI és SZABÓ, 2007). Az akác évenként betakarítható száraz vesszőhozama homoktalajokon is elérheti a 8-10 tonnát hektáronként. Az energianövény-fajok akár 15-20 éven át is folyamatosan termesztethők az energiaültetvényekben, ezért gondoskodnunk kell a talajok rendszeres tápanyag-utánpótlásáról (GYURICZA et al., 2010).

A rövid vágásfordulóban termesztett fehér akác ásványi táplálkozása, tápanyag-igénye, makro- és mikroelem-felvétele kevésbé feltárt, ez irányú szabadföldi kísérleteink 2008 óta folynak (SIMON et al., 2008; SIMON et al., 2010; SIMON, 2011abc; SZABÓ et al., 2011ab). A 2 éves korban lomb nélkül betakarított akácfák hozamadatai alapján kijelenthető, hogy az akác már az egyszeri ammónium-nitrát, illetve mézszammon-salétrom műtrágyák talajba juttatására is hozamnövekedéssel reagált. A nedves hozam az ammónium-nitrát kijuttatás hatására 47%-kal, a pétisó hatására pedig 19%-kal emelkedett meg a kontrollhoz viszonyítva. Míg a számított száraz faanyag a kontroll esetén 3,91 tonna volt hektáronként, addig az ammóniumnitrát-kezelés esetén 5,92 t/ha (+51%), pétisó-kezelés esetén pedig 4,67 t/ha (+19%) volt az extrapolált, 1 hektárra vetített hozam (SIMON et al., 2010; SIMON et al., 2011bc).

E tanulmányban az egyszeri alkalommal a talajba juttatott ammónium-nitrát és mézszammon-salétrom (pétisó) műtrágyák hatását mutatjuk be a talaj nitrát-tartalmára, valamint a 2 éves akác leveleinek és levélgyeinek makro (N, P, K, Ca, Mg)-, mikro (Cu, Mn, Zn)- és toxikuselem (Cd, Pb)-összetételére. Bemutatásra kerül továbbá a háromszori műtrágyázás hatása a 4 éves fehér akác föld feletti hozamára.

Vizsgálati anyag és módszer

Szabadföldi kísérlet fehér akáccal

A rövid vágásfordulójú akác ültetvényt 2008 tavaszán létesítettük Nyíregyházán, a Westsik Vilmos utcával párhuzamosan elhelyezkedő, a

Nyíregyházi Főiskola kezelésben lévő bemutatókert barna erdőtalaján, magról nevelt egyéves csemetékkel (előállító: Holland-Alma Kft., Piricse). A növényeket 0,5 m-es tőtávolsággal és 1,2 m-es sortávolsággal ültették el. A kezelések 2009 júniusában, 2010 májusában, illetve 2011 májusában az alábbiak voltak:

- kontroll (nem részesült semmilyen kezelésben),
- 300 kg/ha (102 kg N/ha) ammónium-nitrát (34% N),
- 300 kg/ha (81 kg N/ha, 21 kg CaO/ha, 15 kg MgO/ha) mészzammonsalétrom (pétisó; 27% N; 7% CaO, 5 % MgO).

A műtrágya (előállító Nitrogénművek Vegyipari Zrt., Pétfürdő) kijuttatás 2 független ismétléssel történt, kezelésenként 84-84 m²-en, az akácfa sorok fél-félméteres sávjában. A műtrágyát rotációs kapával azonnal beforgattuk a feltalajba. A kísérletbe bevont terület (6 db 35 méter hosszú sor) összesen 252 m² volt. A kezelésekből részesült 2-2 sor között 2 kezeletlen sor alkotta a védőtávolságot.

A kísérleti sorok talaját 2009. június 18-án és 2009. december 14-én mintáztuk meg (SIMON et al., 2011b). 2009. október 29-én kezelésenként 30-30 fáról min. 2-2 összetett levelet szedtünk le 2-2,5 m-es magasságból, így valamennyi kezelés esetén 2 kevert átlagmintát kaptunk (részletesen ld. SIMON et al., 2011b). Az összetett leveleket levélnyelre és levelekre bontottuk szét. A talaj- és növényminták analízishez történő előkészítését korábbi publikációnkban (SIMON et al., 2011b) írtuk le részletesen. A talaj- és növényminták elemanalízise az MTA ATK TAKI-ben történt Jobin-Yvon ULTIMA 2 típusú ICP-AES készülékkel és Gerhard Vapodest 10s vízgőzdesztillálóval (SIMON et al., 2011b) 2-2 független ismétléssel.

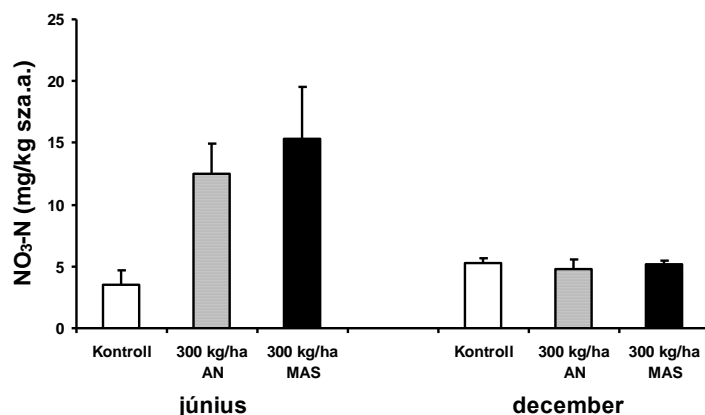
A 2009, 2010 és 2011-ben történt műtrágyázások fahozamra gyakorolt hatását 2012. március 28-29-én értékeltük. A kísérletbe bevont 6 sorban 30-30 db 4 éves lomb nélküli akácfa tőből kivágtunk, majd megmértük a fák legnagyobb hosszúságát azaz magasságát, és a föld feletti nedves ösztömeget. Az akác törzsekből ezután 2 m-es magasságban egy-egy 30 cm hosszú hasábot vágtunk ki. A hasábot 25 napig laboratóriumban előszárítottuk. Kezelésenként 15-15 minta (fahasáb) szárazanyag-tartalmát szárítószekrényben, 105 °C-on 48 óráig történt szárítás után határoztuk meg.

Vizsgálati eredmények és értékelésük

A kísérlet talajának általános jellemzői a nitrogén műtrágyák kijuttatása után 2 héttel, 2009. június 18-án az alábbiak voltak: pH(H₂O) 8,13; pH(KCl) 7,50; K_A 30; összes só (m/m%) < 0,02; CaCO₃ (m/m%) 3,78; H (m/m%) 1,31; AL-K₂O (mg/kg) 144; AL-P₂O₅ 350 (mg/kg). Az ültetvény eltemetett kovárányos barna erdőtalajon helyezkedik el, az Arany-féle kötöttségi szám (K_A) alapján fizikai félesége homokos vályog. A megvizsgált terület vizes

szuszpenzióban mért pH-ja gyengén lúgos. A kémhatás a barna erdőtalajokra jellemző pH-tól eltér, annál nagyobb. Minderre magyarázatot jelenthet, hogy a kísérleti területet a vele párhuzamosan folyó Érpatak (VIII. főfolyás) lúgos kémhatású kotrási iszapjával töltötték fel a múltban. A talaj pH-t a savanyító hatású műtrágyák (pl. ammónium-nitrát) rendszeres kijuttatása lecsökkentheti. Mivel a talaj mésztartalma 3,3-3,8% között változik, az ammónium-nitrát jelentős pH-csökkentő hatásával hosszú távon sem kell ebben az ültetvényben számolnunk. A talaj összes sótartalma jelentéktelen (kisebb, mint 0,02%), humusztartalma (1,3%) pedig a talajtípusra jellemző. A talaj PATÓCS (1987) szerint foszforral (átlagosan 350 mg/kg AL-P₂O₅) nagyon jól, káliummal (átlagosan 144 mg/kg AL-K₂O) pedig megfelelően ellátott. A talaj nitrogénellátottsága a humusztartalom alapján közepes (PATÓCS, 1987). CSATHÓ (2002), KOVÁCS & CSATHÓ (2005) szerint a talaj foszforellátottsága túlzott, káliummal igen jól ellátott, humusztartalma közepes.

Az 1. ábrán a barna erdőtalajban található nitrátnitrogén-tartalmakat mutatjuk be 2 héttel a műtrágyázás után 2009. június 18-án, illetve a vegetációs időszak végén 2009. december 14-én.



1. ábra: Nitrátnitrogén-tartalom a fehér akáccal beállított szabadföldi kísérlet talajában (0-25cm) (Nyíregyháza 2009 június, 2009 december) (AN=ammónium-nitrát, MAS=mészammon-salétrom, n=2).

Az egy alkalommal kijuttatott ammónium-nitrát és mészammon-salétrom műtrágyák jelentősen; 3,5-, illetve 4,4-szeresére emelték a talaj júniusban mért nitrátnitrogén-tartalmát. Ez a nitrát-többlet decemberre teljesen eltűnt a talajból, melyek nitráttartalma akkor 4,82-5,24 mg/kg között változott.

A kijuttatott nitrogénműtrágyák nem változtatták meg azonban számottevő mértékben a talaj össznitrogén-tartalmát, mely a műtrágyázás után 0,075-0,086 tömeg%, a vegetációs időszak végén pedig 0,075-0,081 tömeg% tartományban változott (SIMON et al., 2011b). Az aminosnitrogén-tartalom júniusban 4,91-6,11

mg/kg volt, decemberben pedig 5,93-6,52 mg/kg között változott – a műtrágyázás erre sem gyakorolt számottevő hatást (SIMON et al., 2011b).

Felmerül a kérdés, hogy a nitrát-nitrogént felvették-e a növények és beépítették-e a szöveikbe, vagy az lemosódott-e a talajmélyebb rétegeibe?

Az 1. táblázatban az ammónium-nitrát és mészammon-salétrom műtrágyázás hatását szemléltetjük a fehér akác levélgyeleteinek és leveleinek elemösszetételére 2009. október 29-én, a vegetációs időszak végén.

1. táblázat: Fehér akác levélgyeleteinek és leveleinek elemtartalma 2009. október 29-én (Nyíregyháza, szabadföldi kísérlet; ammónium-nitrát (AN) és mészammon-salétrom (MAS) kijuttatás 2009. június 4, levélmintázás 2009. október 29-én).

Kezelések	Σ N	P	K	Ca	Mg	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
	m/m%									
Levélgyelet										
Kontroll	1,37 ^a	1528 ^a	7608 ^a	12915 ^a	1561 ^a	<kh	5,79 ^a	9,54 ^a	<kh	21,4 ^a
300 kg/ha AN	1,50 ^a	1837 ^a	7567 ^a	9830 ^a	1727 ^a	<kh	5,56 ^a	8,94 ^a	<kh	20,2 ^a
300 kg/ha MAS	1,40 ^a	1899 ^a	6444 ^a	11921 ^a	1582 ^a	<kh	6,04 ^a	9,71 ^a	<kh	21,0 ^a
Levél										
Kontroll	2,16 ^a	1658 ^a	5510 ^a	28643 ^a	3918 ^a	<kh	5,13 ^a	36,65 ^a	<kh	27,5 ^a
300 kg/ha AN	2,17 ^a	1898 ^a	6695 ^a	25625 ^a	3442 ^a	<kh	5,07 ^a	30,69 ^a	<kh	27,5 ^a
300 kg/ha MAS	2,25 ^a	1985 ^a	7090 ^a	27136 ^a	4154 ^a	<kh	5,17 ^a	38,61 ^a	<kh	24,4 ^a

Variancia-analízis. Tukey-féle b-teszt. n=2. A különböző betűindexet kapott értékek (az adott növényi szervben) szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól. <kh=kimutatósi határ alatti érték.

2009. október 29-én, a vegetációs időszak végén a kontroll növények levélgyeleteiben átlagosan 1,37 m/m%; a 300 kg/ha ammónium-nitráttal kezelt kultúrák levélgyeleteiben 1,50 m/m%; a 300 kg/ha mészammon-salétrommal kezelt levélgyeletekben pedig 1,40 m/m% nitrogéntartalmat mértünk. Ugyanakkor a levelekben mért nitrogéntartalom 2,16; 2,17, illetve 2,25 tömegszázalék volt. Az adatokból megállapíthatjuk, hogy mindkét műtrágya kijuttatás enyhén megemelte a levélgyeletek és levelek nitrogéntartalmát. Az emelkedés statisztikailag azonban nem volt szignifikáns. Mivel már az egyszeri műtrágyázás hatására is jelentősen megemelkedett az akác föld feletti hozama (SIMON et al., 2011b), ezért feltételezhetjük, hogy a nitrogén műtrágyákkal kezelt növények összességében több nitrogént vettek fel, mint a kontroll kultúrák.

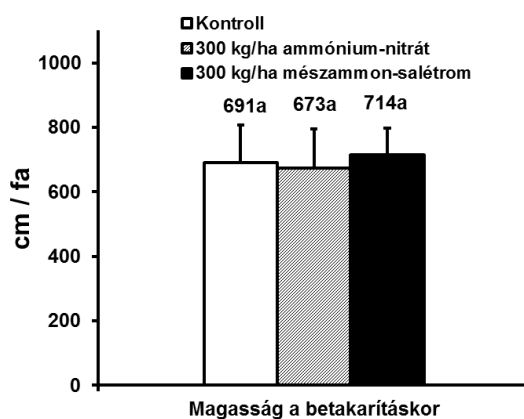
Az ammónium-nitráttal és mészammon-salétrommal kezelt levélgyeletekben és levelekben több foszfort mértünk, mint a kontroll kultúrában (1. táblázat),

míg a kalciumfelvétel kisebb volt. A levelekben több magnéziumot és mangánt mértünk, mint a levélnyelekben. Annak ellenére, hogy a mészammon-salétrommal magnéziumot is kijuttattunk a talajba, az nem emelte meg jelentősen a levélnyelek vagy a levelek magnéziumtartalmát. A fenti tendenciák azonban – az adatok nagy szórása miatt – statisztikailag nem voltak bizonyíthatóak.

Az akáclevelekben vagy a levélnyelekben nem jelent meg a toxikus elemnek tekintett kadmium vagy ólom. Az esszenciális mikroelemeknek tekintett réz és cink, illetve mangán felvételét a nitrogén műtrágyázás nem befolyásolta sem a levélnyelekben sem pedig a levelekben.

Az akáclevelekben vagy a levélnyelekben nem jelent meg a toxikus elemnek tekintett kadmium vagy ólom. Az esszenciális mikroelemeknek tekintett réz és cink, illetve mangán felvételét a nitrogén műtrágyázás nem befolyásolta sem a levélnyelekben sem pedig a levelekben.

A 2. ábrán mutatjuk be a 2012-ben betakarított akácfák magasságát.

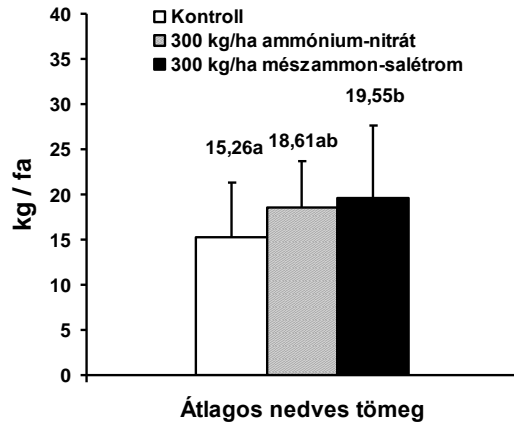


2. ábra: Háromszor (2009, 2010, 2011) műtrágyázott 4 éves akácfák átlagos magassága a betakarításkor (2012 március, n=30).

Variancia-analízis. Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól.

A fák magassága megközelítette a 7 métert. A kezelések között nem volt szignifikáns ugyan a különbség, a legnagyobb magasságot azonban a mészammon-salétrommal kezelt kultúrákban mértük.

A 3. ábrán mutatjuk be a háromszor (2009, 2010, 2011) műtrágyázott 4 éves akácfák átlagos nedves össztömegét a betakarításkor 2012 márciusában.



3. ábra: Háromszor (2009, 2010, 2011) műtrágyázott 4 éves akácfaák átlagos nedves össztömege a betakarításkor (2012 március, n=30). Variancia-analízis. Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól.

A kijuttatott ammónium-nitrát és mészammon-salétrom 22%, illetve 28%-kal növelte meg a lomb nélküli fehér akác föld feletti nedves össztömeget. A mészammon-salétrom hatása statisztikailag szignifikánsnak bizonyult.

A termésmennyiséget az elméleti tőszám alapján számoltuk ki. Figyelembe vettük azt, hogy az elméleti tőszám (8333 tő/ha) az ültetvény telepítésétől számított 4. életévére átlagosan 20 százalékkal csökkent. A kontroll kultúrában az 1 hektárra vetített fajlagos tömeg 101,71 tonna, az ammónium-nitráttal kezelt kultúrában 124,06 tonna, a mészammon-salétrommal kezelt kultúrában pedig 130,35 tonna volt. Ahhoz, hogy az ültetvény pontos termőképességét megismerjük és azt a későbbiekben akár más fafajokkal összevessük, meg kellett állapítanunk a betakarításkor mért nedvességtartalmat. Ez a kontroll kultúrában átlagosan 34,09% (n=15), az ammónium-nitráttal kezelt kultúrában 34,09% (n=15), a mészammon-salétrommal kezelt kultúrában pedig 33,46% (n=15) volt. Ezzel korrigálva az eredményeket megállapíthatjuk az energetikai célra felhasználható száraz faanyag mennyiségét. Még inkább értékelhető az eredményt ad, ha azt az évente betakarítható száraz faanyag-termésben fejezzük ki. A kontroll kultúra hozama 4 év alatt atotonnában kifejezve 67,04 t/ha, az ammónium-nitráttal kezelté 82,55 t/ha, a mészammon-salétrommal kezelté pedig 85,92 t/ha volt. Az évente betakarítható száraz termés (fahozam) a kontroll kultúra esetén 16,76 tonna, az ammónium-nitráttal kezelt esetén 20,64 t/ha, a mészammon-salétrommal kezelté pedig 21,48 t/ha volt.

Következtetések

Eredményeink alapján kijelenthető, hogy az energianövényként is termesztendő fehér akác hozama nitrogén-műtrágyák (elsősorban mészzammonsalétrum) kijuttatásával fokozható. A műtrágyák talajba juttatásának hatására csak a NO₃-N mennyisége emelkedett meg szignifikánsan a talajban, mely eliminálódott a vegetációs periódus végére. A műtrágyázott kultúrákban a levelek elemtartalmában nem mutathatók ki jelentős eltérések (a nitrogéntartalom csak kis mértékben emelkedett meg).

Felmerül a kérdés, hogy a fák asszimilálták-e a talajból a nitrátokat vagy az lemosódott-e a talaj mélyebb rétegeibe? Ennek eldöntésére további kísérleteket tervezünk, melyben a talaj mélyebb rétegeiben is megvizsgáljuk a nitráttartalmat, illetve monitoring kutak kialakításával tanulmányozzuk, hogy a nitrátok lemosódtak-e a talajvízbe?

Köszönetnyilvánítás

Kutatásainkat a Nyíregyházi Főiskola Tudományos Tanácsa és a Nitrogénművek Vegyipari Zrt. (Pétfürdő), valamint az Európai Unió 7. Kutatási és Fejlesztési Keretprogramja (FP-7-regions-2009-01 No. 245449 „Biomass Mobilization” projekt) támogatta. Köszönjük dr. Koncz József (MTA Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet, Budapest) és dr. Darvasiné Tasi Valéria (NYF) értékes közreműködését a minták előkészítésében és az analitikai vizsgálatokban. Külön köszönettel tartozunk Veisz Jánosnak (NYF) a szabadföldi kísérlet gondozásáért.

Irodalomjegyzék

- BLASKÓ L., 2008. Energianövények termesztése, termőhelyi alkalmasság, felhasználhatóság. In: Megújuló Mezőgazdaság. Tanulmányok a zöldenergia termeléséről és hasznosításáról gondolkodóknak. (Szerk.: CHLEPKÓ T.). 167-207. Magyar Katolikus Rádió, Budapest.
- CSATHÓ, P., 2002. Környezetkímélő növénytaklálás. SZIE, Gödöllő (egyetemi jegyzet).
- GYURICZA, CS., NAGY, L., UJJ, A., MIKÓ P., ALEXA, L. 2008. The impact of composts on the heavy metal content of the soil and plants in energy willow plantations (*Salix* sp.). *Cereal Research Communications* **36**. 279-282.
- KAPUSI I., 1999. Akác energiaerdőkről mezőgazdasági kistermelőknek, földtulajdonosoknak. *Erdészeti Lapok* **134**. 276-277.
- KOVÁCS G. & CSATHÓ P. (szerk.), 2005. A magyar mezőgazdaság elemforgalma 1901 és 2003 között. Agronómiai és környezetvédelmi tanulságok. MTA TAKI, Budapest.
- PATÓCS I. 1987. Új műtrágyázási irányelvek. MÉM NAK, Budapest.
- RÉNES, J. 2008. A rövid vágásfordulójú fás szárú energiaültetvények klímavédelmi és gazdasági jelentősége. *Bioenergia* **3**. 24-28.

- RÉDEI K. (szerk.), 1997. Az akáctermesztés kézikönyve. Erdészeti Tudományos Intézet kiadványai 5. Budapest.
- SIMON L., VÁGVÖLGYI S., KONDOR A., 2008. Energianövények tápanyag-utánpótlásának vizsgálata. Innovációs kutatási jelentés. Készült a Nitrogénművek Vegyipari Zrt., Pétfürdő számára. Nyíregyházi Főiskola, Műszaki és Mezőgazdasági Kar. 1-49. old. (kézirat).
- SIMON L., SZABÓ B., SZABÓ M., VARGA CS., 2010. Kosárfonó fűz, fehér akác és olasz nád energianövények tápanyag-utánpótlásának vizsgálata. Innovációs kutatási jelentés. Készült a Nitrogénművek Vegyipari zRt. (Pétfürdő) számára. Nyíregyházi Főiskola, Műszaki és Mezőgazdasági Kar, Nyíregyháza. pp. 1-76. (kézirat).
- SIMON L., SZABÓ B., SZABÓ M., VARGA CS., VINCZE GY., 2011a. Energianövények hozamának és tápanyag-ellátásának vizsgálata, különös tekintettel a nitrogénműtrágyák és különféle biohulladékok együttes hatásának tanulmányozására. Innovációs kutatási jelentés. Készült a Nitrogénművek Vegyipari zRt. (Pétfürdő) számára. Nyíregyházi Főiskola, Műszaki és Mezőgazdasági Kar, Nyíregyháza. pp. 1-91. (kézirat).
- SIMON L., SZABÓ B., KALMÁRNÉ VASS E., VINCZE GY., VARGA CS., BARNÁ S., KONCZ J., 2011b. Nitrogén műtrágyázási tapasztalatok fehér akác energianövény ültetvényekben. In: MÓCSY I., SZACSVAI K., URÁK I., ZSIGMOND A. R., SZIKSZAI A. (szerk.). VII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. Kolozsvár, 2011. március 24-27. I. kötet. Ábel Kiadó, Kolozsvár, pp. 145-149. (ISSN 1842-9815).
- SIMON L., SZABÓ B., VARGA CS., URI ZS., BÁNYÁCSKI S., BALÁZSY S., 2011c. Energianövények hozamának és toxikus elem-felvételének vizsgálata. In: FARSANG A., LADÁNYI ZS. (szerk.). Talajvédelem (különszám). Talajtani Vándorgyűlés kiadványa. Talajtani Vándorgyűlés. „Talajaink a változó természeti és társadalmi hatások között”. Szeged, 2010. szeptember 3-4. Talajvédelmi Alapítvány – Magyar Talajtani Társaság – Szegedi Tudományegyetem, Szeged (ISBN 978-963-306-089-6). pp. 421-430.
- SZABÓ B., SZABÓ M., FORGÓ I., VEISZ J., SIMON L., VÁGVÖLGYI S., 2011a. Rövid vágásfordulójú akác (*Robinia pseudoacacia* L.) biomassza produktuma. In: MÓCSY I., SZACSVAI K., URÁK I., ZSIGMOND A. R., SZIKSZAI A. (szerk.). VII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. Kolozsvár, 2011. március 24-27. I. kötet. Ábel Kiadó, Kolozsvár, pp. 195-198. (ISSN 1842-9815).
- SZABÓ M., SZABÓ B., FORGÓ I., SIMON L., VÁGVÖLGYI S., 2011b. Rövid vágásfordulójú akác (*Robinia pseudoacacia* L.) gyomflórája. In: MÓCSY I., SZACSVAI K., URÁK I., ZSIGMOND A. R., SZIKSZAI A. (szerk.). VII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. Kolozsvár, 2011. március 24-27. I. kötet. Ábel Kiadó, Kolozsvár, pp. 204-208. (ISSN 1842-9815).
- VÁGVÖLGYI S., SZABÓ B., 2007. A nyírségi talajok energianövénye az akác (*Robinia pseudoacacia* L.) In: SZABÓ B. & VARGA Cs. (szerk.). “Versenyképes Mezőgazdaság” konferencia kiadványa. Nyíregyháza, 2007. november 29. pp. 167-170. (ISBN 963 963 7336 80 5).
- 45/2007. (VI. 11.) FVM RENDELET a fás szárú energetikai ültetvények telepítésének engedélyezése, telepítése, művelése és megszüntetése részletes szabályairól, valamint ezen eljárások igazgatási szolgáltatási díjáról

Az e-SOTER módszertanának adaptálása nagyméretarányú digitális talajtérképezésben

Spéder Ferenc¹, Dobos Endre², Fuchs Márta³, Seres Anna⁴, Vadnai Péter József⁵

^{1, 2, 4, 5} Miskolci Egyetem, Műszaki Földtudományi Kar, Földrajz Intézet, Miskolc

³ Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezettudományi Intézet, Talajtani és Agrokémiai Tanszék, Gödöllő

Összegzés

Az e-SOTER (digitális talajtérképezést megcélzó nemzetközi projekt) egy jól strukturált módszertan szerint működik, jól összhangba hozva a modern térképezési technikát és az archiv talajtani adatokat. Felbontását tekintve azonban korlátozott (1:1M méretarány), a tájba belenagyítva már sok részlet elvész, így csak nagyobb volumenű vizsgálatok, kutatások, döntések támogatására megfelelő.

Továbbfejlesztett nagyméretarányú alkalmazása lehetőséget biztosít hazánk nagy részletgazdagságú talajtani adatainak kellő pontosságú átültetésére a nemzetközi talajtani osztályozási rendszerbe. Az eredeti módszertan elvét megtartva, mindez végrehajtható újabb talajtérképezés nélkül, csupán a meglévő és származtatott adatokra támaszkodva. Természetesen az informatikai háttérnek köszönhetően a rendszer nem csak a régi adatokra épülhet, hanem újabb információkkal is kiegészíthető, elavult adatai frissíthetőek, akár eltérő térbeli felbontású adatok interpretációjával.

Summary

The e-SOTER is a well-structured methodology works well in line with creating the modern mapping techniques and archive soil data. It has low resolution (1:1 M ratio), and we lost too much detail with zooming in, so that's only useful in large-scale studies or researches.

An improved large scale adoption provides the highly detailed soil data to transpose in the international soil classification system. Keeping the original method, it enforceable without further soil mapping, based on only the existing and derived data. Thanks to the IT support, the system can be built not just the old data, but new information can be added, outdated data can be refresh.

Bevezetés

A talajtani adatbázisok, térképi állományok országonként egyedi megjelenést mutatnak. Ennek főbb okai, hogy adott nemzetek talajkutatási, talajtérképezési munkálatai nem egy időben kezdődtek, eltérő célkitűzésekkel és módszerekkel, valamint különböző térbeli felbontással végezték el őket.

Világmeretű, európai és nemzeti programok megalkotásával megnőtt az igény egységes, megbízható és könnyen értelmezhető talajadatok iránt, melyek mind a mezőgazdasági, mind az ipari fejlődés környezeti hatásainak monitorozásában nélkülözhetetlenek. Emellett a talajvédelmi, földhasználati szabályozásokhoz is szükségesek.

Világszerte több próbálkozás történt, és zajlik jelenleg is (SOTER, e-SOTER, DSM, ENVASSO), ezen sokszínű és igen értékes információ-tömeg közös nevezőre hozására. Ezek a projektek már meglévő adatokkal dolgoznak, nem járnak új terepi felvételezéssel.

1986-ban javaslat született egy új, az egyetlen teljes lefedettséget adó térkép, a FAO térkép (1:5M méretarány) felújítását/lecserélését lehetővé tevő modern módszertan, illetve adatbázis kidolgozására. A projekt a SOTER (SOil and TERrain digital database -Digitális Talajtani és Domborzati Adatbázis) nevet kapta és a folyamat a 80-as évek végén el is indult.

2006-ban az ún. Földmegfigyelési Csoport (GEO - Group on Earth Observations) egy olyan 10 éves megvalósítási tervet indított el, amelynek célja egy globális Földmegfigyelési rendszer (GEOSS - Global Earth Observation System of System) kiépítése, amely információkat szolgáltat Földünk állapotáról. Ezzel lehetővé vált az időközben lelassult SOTER adatbázis építésének korszerű megújítása. Az Európai Unió az „e-SOTER” projekttel járul hozzá a GEOSS által meghatározott célokhoz egy digitális talajtérképezési módszertan fejlesztése, és egy web alapú térinformatikai talajadat-szolgáltató rendszer kialakítása révén ([http 1](#)).

Munkánk célja egy magyarországi kistáj (Harangod-vidék) digitális talajtérképezése az e-SOTER továbbfejlesztett metódusa alapján mely során a hazai archív talajadatokból WRB diagnosztikai származtatása képezte az egyik fő egységet. Ezek kiterjesztése és a belőlük származó eredmények alapján készült, nemzetközi rendszerrel harmonizált új térképi állomány létrehozása volt a végcél.

Vizsgálati anyag és módszer

Az adatok harmonizálásához a Nemzetközi Talajtani Unió (International Union of Soil Sciences) hivatalos korrelációs rendszerét, valamint az európai harmonizált térképek és adatbázisok hivatalos rendszerét, a Világ Talaj Referencia Bázist (WRB, World reference base for soil resources) használtuk.

A harmonizálást a Kreybig-féle átnézetes tajismereti térképek¹ digitális adatbázisán (DKTIR²) és a *Nagyméretarányú Üzemi Genetikus talajtérképek pontadatainak felhasználásával, egyszerűsített leválogató algoritmusok segítségével végeztük.*

Az adatok kiterjesztéséhez az e-SOTER-ben kifejlesztett digitális térképezési módszertan továbbfejlesztett változatát használtuk. Tekintettel arra, hogy az általunk vizsgált terület kisebb (1200km²-es ablak, 285km²-es vizsgált területtel) a módszertanban vizsgáltaknál (1:1M méretarányú ablak, legfeljebb 1:250E teszterülettel), így szükségszerű volt eltérni az e-SOTER eredeti koncepciójától.

A módszertanban felhasználásra kerülő háttérállományokat a Landsat ETM+ műholdfelvételekből és a BAZ megye 10000-es topográfiai térképe alapján készült digitális domborzatmodellből származtattam.

A munkát ArcGIS 9.3, ERDAS 9.1 és MultiSpec 3.3 szoftverek alkalmazásával végeztük.

A módosított módszertan lépései

1. Adatok harmonizálása

Az összegyűjtött adatokból származtattuk a WRB diagnosztikai szintjeit, jellemzőit és anyagait. Hazánk genetikai szemléletű talajosztályozásával szemben a WRB diagnosztikus szemléletű, a talajképző folyamatok helyett azok eredményeként kialakuló szintek és tulajdonságok kerülnek előtérbe. Mivel ez egy átfogó, sok területen használt osztályozási rendszer, így lehetővé teszi az eltérő nemzeti osztályozási rendszerek összehasonlítását. Ehhez szükség van az egyes nemzetek saját rendszereinek WRB származtatására. A munka során a WRB 2006-os kiadását használtuk.

A WRB diagnosztikai paramétereinek a Kreybig és Üzemi genetikus pontok adatait használtuk fel. A WRB kulcs kritériumait vizsgálva és az e-SOTER módszertanát (Michéli et al., 2011) is figyelembe véve mindegyikhez készítettünk egy feltételrendszert. Ez a meglévő adatokra épül, így bizonyos feltételek csak egy másik adatból következtethetőek, vagy a talajosztályozási

¹ ©Kreybig-féle Átnézetes Talajismereti Térképsorozat, MSZH 001258

² ©Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer (DKTIR), MSZH 001259;

Copyright ©2010 MTA TAKI. Minden jog fenntartva

gyakorlatok tapasztalatait felhasználva, de objektív határokon belül történhet a lekérdezések összeállítása.

A magyar genetikai talajosztályok alapján várható talajtípusok szerint megállapítottuk a várható WRB referenciacsoportokat Michéli et al. (2006) munkája alapján. Ezt követően a rendelkezésre álló diagnosztikai paraméterek közül az alábbiakat sikerült meghatározni az archív adatokból:

Diagnosztikai szintek

Mollic szint: szerkezet, pH és humusztartalom

Calcic szint: a CaCO_3 százalékos értékével határozhatjuk meg.

Vertic szint: szerkezet, textúra, Arany-féle kötöttség, 5 órás kapilláris vízemelés származtatott fizikai féleség segítségével állapítható meg. (A kapilláris vízemelés értékei is nagy biztonsággal használhatóak, mivel a felvételezésük idején nagy számban mérték, és terepi leírásokkal is harmonizálnak (Pásztor et al., 2008).

Salic szint: százalékos sótartalom \rightarrow EC_e összefüggése (Filep, 1999).

Diagnosztikai jellemzők

Gleyic colour pattern, stagnic colour pattern, reducing conditions (talaj- és pangóvízglejes színmintázat, reduktív viszonyok): figyelembe véve az e-SOTER módszertanát, a 3 jellemzőt, mint vízhatású bélyegeket összevontuk egy hidromorf jellemzővé.

Secondary carbonates (másodlagos karbonátkiválás): mészkiválásra utaló kifejezések, pl: mészér, mészfoltos

Vertic properties: mint a vertic szint, szűkebb vastagság kritériummal

Diagnosztikai anyagok

Calcaric material: a CaCO_3 mennyisége 2 és 15 közötti, valamint legalább egy keresztet pezsztést ad

Előtag és utótag minősítők

Arenic: KA és 5 órás kapilláris vízemelés

Calcaric: calcaric talajanyag mélységértékekkel

Calcic: calcic szint jellemzői mélységi megjelenéssel

Clayic, Vertic: KA, 5 órás kapilláris vízemelés, textúra

Dystric, Eutric: pH H_2O értékéből származtatott bázistelítettséget, mivel a két adat jól korrelál (Beery & Wilding 1971). Az 50%-os határt a pH H_2O 5,5-nek feleltethetjük meg.

Mollic: megállapítása a mollic szintével azonos

Salic: megállapítása a salic szintével azonos

Siltic: textúraosztályok háromszögdiagramjának osztályai szerint: iszapos agyag, iszapos agyagos vályog, iszapos vályog, iszap (silty clay, silty clay loam, silt loam, silt)

Gleyic és stagnic: megállapításuk a hidromorf jellemzőkkel azonos módon történhet

2. Osztályozópontok létrehozása

A lekérdezések tulajdonképpen az ArcMap egyszerűsített SQL parancsaként működnek. A lekérdezéseket a Kreybig és Üzemi genetikus pontokon külön futtattuk le, majd a kapott eredményeket egy összesítőtáblázatba vezettük, mely minden egyes diagnosztikai lekérdezésre tartalmaz egy oszlopot és binárisan kódolva szerepel benne minden adat. Tehát ha van Calcic szintünk, akkor a mező értéke 1, ha nincs, akkor 0.

Az alkalmazott leválogató algoritmusok közül egy példa:

CALCIC_H_GEN: "CaCO3" >= 15 AND "l_depth" - "u_depth" >= 15

CALCIC_H_GEN: az üzemi genetikus pontokon lefuttatott.

A CaCO₃ nagyobb/egyenlő mint 15% és vastagsága nagyobb/egyenlő mint 15 cm.

A logikai kapcsolatok kiemelt fontosságúak, mivel az és/vagy kapcsolatok, valamint szükség esetén a zárójelek hibás alkalmazása egészen más eredményeket ad.

3. Osztályozást segítő rétegek létrehozása

A diagnosztikai szintek és jellemzők osztályozása előtt szükséges egy olyan, többretegű állomány létrehozása, amelyen az ArcGIS program majd kovarianciát (együtt változást) tud számolni. A rétegek célja az osztályozás pontosságának javítása. A szükséges állomány tartalmaz domborzatmodellből készült domborzati paramétereket, Landsat-ből készült Band ratio és PCA állományokat.

Domborzati paraméterek:

Elevation (tengerszint feletti magasságmodell)

Slope percent (lejtőszög százalékban kifejezve)

Relief intensity (átlagos magasságkülönbség a vízgyűjtő legmagasabb pontja és a völgytalp között)

Potential drainage density (felszíntagoltsági mutató)

Groundwater level (elméleti talajvízszint)

Topographic wetness index (nedvességi index)

Upland/Lowland (magas és alacsony tszf-i fekvésű területek)

Landsat-ből készült állományok

Band ratio (csatorna arányok): A Landsat csatornáiból különböző párokat alkotva, azok hányadosai segítenek a felszíni kőzetek, textúra, vizek jobb elkülönítésében (Youssef et al., 2009), ezáltal az osztályozást javító rétegeket képezhetnek, hiszen háttérbe szorítják a felszín elsődleges megjelenését adó növényborítást és tájhasználatot.

PCA állomány: A PCA az eredeti Landsatból főkomponens analízissel készített állomány (Principal Components). Az eljárás célja, hogy az eleve nem korreláltak feltételezhető adatokat kiszűrjük.

4. Osztályozó állományok létrehozása

Ahhoz, hogy a háttérretegeket osztályozni tudjuk, szükség van úgynevezett Signature fájlokra. Ezeket a pontállományokból készítjük a Hughes szabály betartásával (Hughes, 1968), tehát törekednünk kell, hogy a valószínűségi osztályozó pixelek száma eggyel haladja meg a rétegek számát. Azon diagnosztikai paraméterek esetén, ahol a pontok száma nem haladta meg a rétegek számát, egy módosított pontállományt alkottunk (Buffer parancs, 100m-es zóna).

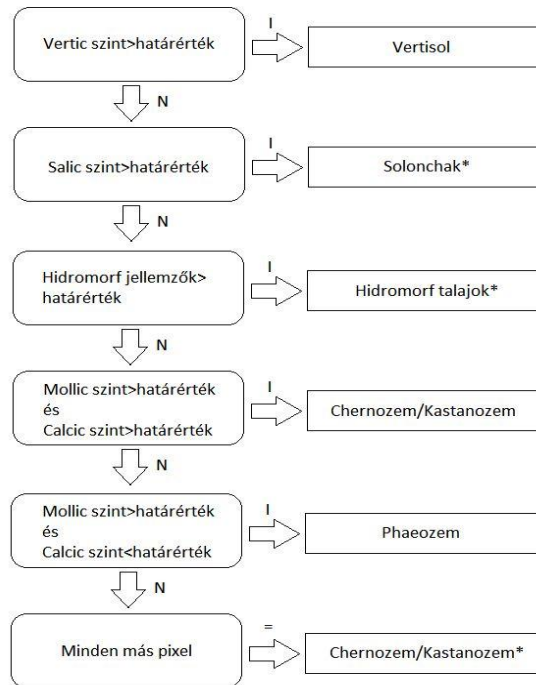
5. Diagnosztika valószínűségi osztályok létrehozása

A létrehozott osztályozó állományokkal ezután maga a valószínűségi osztályozás következik (Class Probability). Ennek eredményeként két csatorna keletkezik, a 2-es tartalmazza az igen értékeket 0-100 között. Azon pixelek kapnak 100 közeli értéket, amelyek a legnagyobb valószínűséggel tartoznak az adott diagnosztikai osztályhoz.

Végeredményként az alábbi valószínűségi osztályok jöttek létre, illetve kerültek a WRB osztályozó algoritmusába: Calcic és Calcic szint, Hidromorf jellemzők, Mollic szint, Salic szint, Másodlagos karbonát, Vertic szint

6. WRB osztályozás

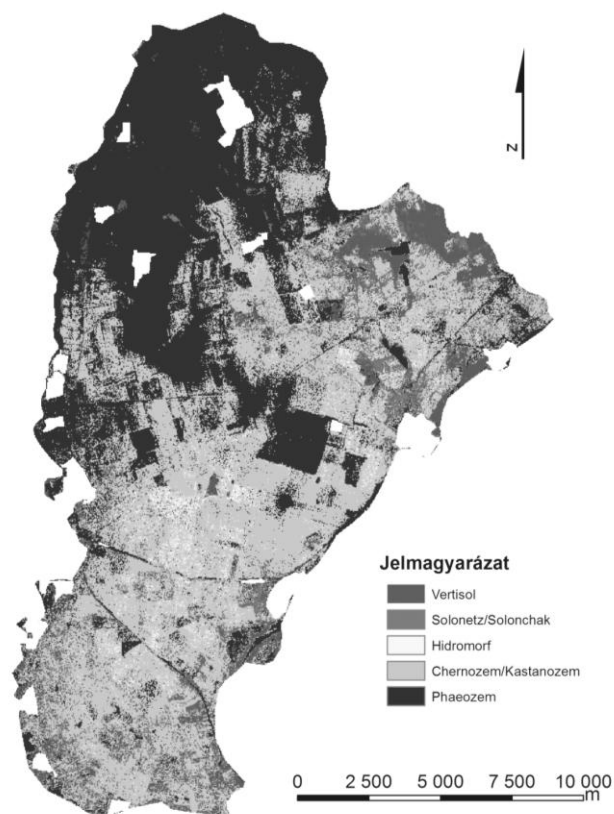
A létrehozott diagnosztikus kategóriák valószínűségi osztályait a WRB kulcs szerinti sorrendben kell vizsgálni (Conditional parancssor). Megadtuk az első diagnosztikai feltételt egy meghatározott határértékkel. A határérték kiindulásként 90%, tehát azok a pixelek felelnek meg, amelyek értéke 90 feletti. Ezt az értéket legfeljebb 60%-ig érdemes csökkenteni, ez alatt már bizonytalan eredményt hoz az osztályozás. Amennyiben az adott feltételnek megfelel, kisorol, ha nem, a következő döntésre lép. Ehhez egy, a terület várható talajtípusaihoz illeszkedő döntési sort kellett létrehozni. Összegezve a területről szerzett előismereteket, a rendelkezésre álló adatokat, és az osztályozási gyakorlat szerint várható lehetséges talajtípusokat, az 1. ábrán látható döntési sort készítettük el.



1. ábra A talajosztályozás döntési rendszere

Eredmények és kiértékelésük

A Vertisol talajok azon területeken jelentek meg elsősorban, ahol réti szolonyec és szolonyeces réti talajok jellemzőek. A kapott térképen (2. ábra) határozottan jelennek meg Harangod-vidék ÉK-i részén, valamint elszórtan délen. Az ÉK-i megjelenés oka a terület mélyebb fekvésének köszönhető, mivel sekélyebb a talajvízszint megjelenése, ahogy azt az elméleti talajvízszint térkép is bizonyítja. Ez biztosítja a duzzadás-zsugorodás folyamatához szükséges víztöbbletet. Hasonlóan magyarázhatóak a déli foltok is. Az ÉK-iekhez azonban egy földtani tényező is magyarázatot adhat. Az észak felől szomszédos Szerencsi-dombságot - mely a Tokaji- (Zempléni) hegység DNy-i tagja – felépítő vulkanikus kőzetek málladékának lepusztulása növelhette az akkumulációs terület taljainak duzzadó agyagtartalmát, mely kedvez a Vertisolok kialakulásának.



2. ábra Harangod vidék WRB kulcs szerinti talajtípusai

A Solonchak talajok az É-i és K-i Vertisolokkal hasonló térbeli megjelenést mutatnak. A genetikus talajtípusoknak azonban ellentmond a WRB elnevezés. Mivel az adatforrásokban csak az összes sóra vonatkozó százalékos adat szerepelt, kicserélhető nátriumról pedig nem volt információ, így Natric szintet nem, Salic szintet viszont meg tudtuk határozni. Mivel tudjuk, hogy jelen van a területen a szolonyeceseedés folyamata, tehát van felszín alatt megjelenő Natric szint, így ami az algoritmus szerint a Solonchak-nál sorol ki a Salic szint miatt, az a térképen Solonetz/Solonchak elnevezést kapott.

A Hidromorf talajok gyűjtőnév alatt azok a talajtípusok szerepelnek, melyeket a talaj- vagy pangóvízhatás okozta színmintázat és vaskiválások jegyei alapján sikerült elkülöníteni, tovább nem bontva, mivel a kétféle vízhatást elkülönítő információink nem állt rendelkezésre. Megjegyzendő, hogy a terület talajtípusainak ismeretében a talajvízhatás valószínűbb. A genetikus talajtípusokkal való egyeztetés során az Üzemi Genetikus térképeknek ugyan csak töredékét tudtuk használni, de a meglévők alapján, az azokon szereplő

nem karbonátos és karbonátos réti csernozjomok területén fordulnak elő a Hidromorf talajok.

A Chernozem/Kastanozem egyesített osztály mindazokat a szelvényeket tartalmazza, melyek Mollic és Calcic szinttel rendelkeznek. Emellett ide soroltak ki a 'maradék' pixelek. A pontadatok és háttérinformációk alapján a csernozjom fő típus talajai egyeztethetők a legjobban ezen osztállyal, azon belül is a mészlepedékes csernozjomok. A terület északi, magasodó felében folytonos az átmenet a következő talajtípusba.

A Phaeozem osztályba soroltak ki a Calcic szinttel nem rendelkező, vagy csak mélyben karbonátos talajok, Mollic szinttel. A Calcic szint helyzete illetve hiánya utal a kilúgzásra, ezáltal a legközelebbi genetikai talajtípus a kilúgzott csernozjom. Ismerve Harangod-vidék magasabb részének egykori természetes növényzetét (tatarjuharos löszölgyes), a csernozjom barna erdőtalajjal is jó közelítést kapunk a Phaeozem-hez. Mind a kilúgzott csernozjom, mind a csernozjom barna erdőtalaj jellemző folyamatai az erőteljes humuszszorosodás és kilúgzás. Az északon határos Szerencsi-dombságon már megjelennek barna erdőtalajok, elsősorban barnaföldek, így a térszín folyamatos emelkedésével magyarázható a két genetikai és két WRB talajtípus átmenete.

Minden pixel, ami nem esik a Vertisol, Solonchak, Hidromorf talajok, Chernozem/Kastanozem vagy Phaeozem típusba, kapja meg a Chernozem/Kastanozem pixelértékét.

A WRB kulcs logikájának ez ellentmond, de egyszerűen magyarázható. A pontadatok, feldolgozott térképek és a szakirodalom alapján biztosra vehető a csernozjom és csernozjom jellegű talajok egészen déli megjelenése is. A másik indok a módszertanon végrehajtott nagy módosítás. Az e-SOTER több és részben eltérő réteget használ osztályozásra (műholdképekből számított textúra osztályok, Landsat helyett Modis felvételeket, és felhasznált domborzatmodell helyett SRTM modellt és több belőle származtatott domborzati paramétert használ). Emellett a TIM pontok felhasználása lehetőséget adott akár az egyben megféleltetésnek is az eredeti módszertanban, egyes talajtípusoknál illetve diagnosztikai kritériumok esetén. Összességében elmondható, hogy az alapelképzelés szerint futtatott osztályozás hibás eredménye a felsorolt eltérésekkel magyarázható leginkább. Mindemellett kiemelendő, hogy amennyiben kevesebb háttérinformációval futtatjuk a módszert, mindenképp szükséges helyismerettel rendelkező szakemberek bevonása, az elméleti modell hibáinak kizárása érdekében.

További domborzati paraméterek, és más műholdcsatornák bevonásával a Fluvisol (öntés), a pontadatok kibővítésével pedig a Luvisol (agyagbemosódásos barna erdőtalaj) és Cambisol (barnaföld) típusok elkülönítésére is lehetőség van, melyek a Szerencsi-dombság déli lejtőin és a Hernád magaspartján fordulhatnak elő illetve az összevont osztályok is szétválaszthatóak.

Következtetések és javaslatok

A kiindulási e-SOTER módszertan eltérő adatbázisra épül, minőségi és mennyiségi szempontból is más osztályozást segítő háttérállománnyal. A legjelentősebb, és legszembetűnőbb eltérés a vizsgált mintaterület mérete és a felbontás. Utóbbi a területhasználat erősebb megjelenését okozza.

A WRB osztályozáshoz szükséges adatokban rejlő eltérés, valamint a feldolgozás során szűkülő háttérállomány mennyiség miatt már a munka korai szakaszában nyilvánvalóvá vált, hogy az eredmények bizonyos előre meg nem jósolható hibahatárokon belül fognak mozogni. A választott mintaterület jellegéből adódóan kis felbontásban nem ad nagy változatosságot, nagy felbontásban azonban javult a helyzet. Harangod-vidék környezetétől való erőteljes elkülönülésének köszönhetően sikerült egy olyan osztályozó algoritmust összeállítani, mely a korábbi talajtérképezések és leírások által igazolt módon a valós talajtípus eloszlást eredményezte.

Az alkalmazott eljárás működőképes nagyfelbontású vizsgálatnál is, de további módosítására van szükség ahhoz, hogy ugyanilyen méretarányban, bármilyen területen elvégezhető legyen a harmonizálás és osztályozás. Mindenképp szükségesnek tartjuk további háttérállományok bevonását. Ilyen a műholdfelvételekből származtatott textúra réteg és domborzati kategória réteg, mely segítséget nyújt a lokális osztályozásoknál is.

Nagyobb szintkülönbségű mintaterületeknél szükséges lehet az osztályozás feldarabolása és lokális futtatása, mivel egy síkvidéki területre nem alkalmazhatóak a középhegységi részek paraméterei. A szoftverek a végrehajtott lépések közben több statisztikai műveletet végeznek, és egy heterogén területen ez a változatosság csökkenését és hibás osztályokat eredményezhet.

Harangod-vidéken az alábbi bővítésekre lesz szükség:

- az osztályozást segítő háttérállományok kiegészítése, módosítása
- a területhasználat térképi megjelenésének további csökkentése
- további pontadatok felhasználása és származtatása (akár a hiányzó, de a munka folyamán rendelkezésre nem álló nagyméretarányú térképekből)
- a környező területekre való kiterjesztés
- terepi és laborvizsgálatok a validáláshoz

A környező tájak ugyanezen elven történő osztályozására is szükség van, így a Harangod-vidéken foltokban előforduló, de tanító pixellel nem rendelkező talajok is saját osztályukba kerülhetnek, mivel a kiterjesztett vizsgálati terület nagyobb talajtani változatosságot kap, így növekszik az egyes pixelek helyes osztályba sorolásának valószínűsége. Ehhez minél nagyobb pontsűrűség kell, melyhez nagy segítséget nyújtanak a felhasznált forrásadatok, és nagyobb terület esetén már a TIM pontok is eredményesen bevonhatóak, rengeteg plusz információt adva.

Az e-SOTER és az összes hasonló adatharmonizálást és egységes osztályozást magában foglaló rendszer alapelvei közé tartozik a költségek minimalizálása. Kis pontsűrűségű, vagy adathiányos területeken azonban elkerülhetetlenek a terepi és laborvizsgálatok. Egyrészt javíthatjuk a ponteloszlást, ami az interpolációkat segíti, másfelől a módszer ellenőrzését is végrehajthatjuk. Nagyon fontos a kapott eredmények felülbírálása, ami igazolhatja eredményeinket, de fény derülhet osztályozási hibákra is. Természetesen újabb felvételezés csak a bizonytalan területeken válhat szükségessé, amennyiben a digitális térkép nem javul tovább a paraméterek változtatásával.

A validálás egyik lehetséges módja lehet, hogy a terepen felvett ellenőrzőpont (szelvény) körül több fúrást is végzünk, alapesetben a négy fő égtáj irányában. Ezzel egy ellenőrzőpont helyett ötöt kapunk, ami jól reprezentálja a domborzati hatást is. A fúrások távolsága a módszertan felbontásától függ, ez esetben minimum a 30 méter oldalhosszúságú pixel átlójánál nagyobb átmérőjű kört kell választani a pontok kitűzéséhez, így több pixel is fedésbe kerülhet. Egy pixelen belül maradva öt pont esetén az osztályozás adott pixelre vonatkozó helyességét ellenőrizhetjük 20%-os lépésekben, több képpont esetén pedig a folt talajtípusának helyessége ellenőrizhető.

Irodalomjegyzék

- Beery M. – Wilding L.P. (1971): The relationship between soil pH and base-saturation percentage for surface and subsoil horizons of selected Mollisols, Alfisols, and Ultisols in Ohio The Ohio Journal of Science 71 (1) 43 43-55. p.
- Filep Gy.. (1999): Az öntözővizek minősége és minősítése, Agrokémia és Talajtan 48. 9-66. p.
- Hughes G. F. (1968): "On the mean accuracy of statistical pattern recognizers," IEEE Trans. Inform. Theory, vol. IT-14. 55–63. p.
- Michéli, E., Fuchs M., Hegymegi P., Stefanovits P. (2006): Classification of the major soils of Hungary and their correlation with the World Reference Base for Soil Resources (WRB). Agrokémia és Talajtan.55.19–28. p.
- Michéli, E., Láng, V., Fuchs, M., Waltner, I., Szegi T., Dobos,E., Seres, A., Vadnai P., van Engelen, V., Dijkshoorn K., Daroussin, J., Eberhardt, E., Schuler, U., Zadorova, T., Kozak J., Hannam, J., Hallett S., Zhang, G., Yuguo, Z., Balaghi, R., Moussadek, R. (2011): Deliverable D5 – A soil data base for the 1:1 million scale windows. WP1 and WP2 report of the „e-SOTER - Regional pilot platform as EU contribution to a Global Soil Observing System” project. EU 7th framework programme. Project No. 211578.
- Pásztor L., Bakacsi Zs., Szabó J. (2008): Válasz Sisák István és Bámer Balázs megjegyzéseire "Egy országos, átnézetes, térbeli talajinformációs rendszer kiépítésének igénye, lehetőségei és lépései" cikkünk kapcsán. Agrokémia és talajtan 57. 2. 355-358. p.

Youssef A. M., Zaghloul E. A., Moussa M. F., Mahdi A. M. (2009): Lithological mapping using Landsat Thematic Mapper in the Central Eastern Desert, Egypt: Case study: Area Surround Gabal al haded. Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences, NARSS V.12. 87-100. p.
http1: <http://www.esoter.net/?q=content/project-introduction> (2012.04.02.)

Egy telepített erdőállomány alatti sófelhalmozódás sekély talajvízű területen.

*Balog Kitti^{*1}, Szabó András¹, Gribovszki Zoltán², Kalmár János³, Fodor Nándor¹, Kiss Klaudia⁴, Pásztor László¹, Bátor Hajnalka¹, Tóth Tibor¹, Kuti László³, Csiha Imre⁵*

¹Magyar Tudományos Akadémia, Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet, 1022 Budapest, Herman Ottó út 15.

²Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet, 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.

³Magyar Földtani és Geofizikai Intézet, 1143 Budapest, Stefánia út 14

⁴Magyar Tudományos Akadémia, Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, Földrajztudományi Intézet, 1112 Budapest, Budaörsi út 45.

⁵Erdészeti Tudományos Intézet, 4150 Püspökladány, Farkassziget 3.

*balog.kitti@agrar.mta.hu

Összefoglaló

Kutatásunk során az alföldi fásítás által az altalaj sótartalmára, a feltalaj ásványos összetételére és a talajvíz dinamikára gyakorolt hosszú-távú hatásokat tanulmányozzuk. Távolabbi célunk számszerűsíteni és a gazdasági károk elkerülése érdekében előre jelezni a sófelhalmozódási kockázat mértékét, ennek segítségével útmutatást adni az erdőtelepítésre alkalmas területek és fafajok kiválasztásához. Jászfelsőszentgyörgyi mintaterületünkön középkorú (kb. 70 éves, 55,49 ha területű) kocsányos tölgy erdőállomány és a szomszédos legelő kontroll terület sajátosságainak összetételével következtetünk a faültetvények hatásaira. Talaj- (pH_{H2O}, EC, CaCO₃) és talajvízminiták (pH, EC) vizsgálata, a talajvíz szintjének idősoros adatai, valamint meteorológiai (szélsebesség, léghőmérséklet, relatív páratartalom, sugárzási egyenleg, csapadék mennyiség) adatok elemzésének eredményeként igazoltuk az Alföld földtani térképezése során tett megfigyelésünket, miszerint a faültetvények telepítése a talajvíz sótartalmát kis mértékben növeli és a talajvíz nagyobb felhasználása miatt a talajvíztükör szintjében depressziót hoz létre; ezen felül gyenge sóakkumulációt idéz elő a talajvíz ingadozási zónában. Az avar bomlásából származó savas komponensek által csökkenti a feltalaj pH-ját, ezzel párhuzamosan elősegíti a kalcium-karbonát oldódását, valamint szerves anyag és vas akkumulációt hoz létre. Jelen kutatás az OTKA NN 79835 számú pályázatának keretében valósult meg és a felmérést Alföld-szerte további mintaterületekre is kiterjesztjük.

Abstract

The current study focuses on long-term effects of tree plantations in the Great Hungarian Plain by investigating parameters as salt content of the subsoil, mineralogical composition of the topsoil and dynamics of water table. Our distant goal is to quantify and predict the risk of salt accumulation in order to avoid economic damage and to provide guidance for the selection of the appropriate tree species and tree planting sites. The sampled area is composed of a middle-aged common oak forest and adjacent grassland (control) in Jászfelsőszentgyörgy. Impacts of the plantation are investigated by comparing soil properties of the aforementioned two land uses. As a result of analysis of soil ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, EC, CaCO_3) and groundwater samples (pH, EC), time-series groundwater level data and meteorological data (wind speed, radiation and precipitation amount), we found that groundwater salinity is slightly increased and a groundwater depression is formed by the effect of tree plantation. In addition, a weak salt accumulation is formed in the water table fluctuation zone. Acidic components, derived from the decomposition of leaf mold, reduce the pH of the topsoil and simultaneously facilitate the dissolution of calcium carbonate. Accumulation of organic substances and iron can also be observed. This project is realized within the frame of OTKA No. NN 79835 and going to be extended to other sample areas selected on the Great Plain.

Bevezetés

A mezőgazdasági szempontból kevésbé jövedelmező legelő és szántó területeken talajvédelmi és tájszerkezet-javítási céllal a múlt században nagyléptékű erdősítés folyt (1,1 →1,8 millió ha), s ez a tendencia - részben Európai Unió nyomására (FVM 88/2007) – napjainkban is folytatódik (Szabó et al. 2012). A hosszú távon gazdaságosan fenntartható erdők (Csiha, 1994) telepítéséhez azonban szükség lenne - a gyakorlatban ma elfogadott és megkövetelt erdészeti termőhely-feltárásnál kiterjedtebb - előzetes talajtani, talajvíz és meteorológiai adatok ismeretére, hogy egy adott területen a fennálló természeti feltételeknek legmegfelelőbb faállományt hozhassuk létre. A fásszárú vegetáció telepítése kapcsán a talaj víz- és sóforgalmában kialakuló változásokra már az Alföld komplex földtani térképezése során felfigyeltünk, HEUPERMAN (1999) és VERTESSY et al. (2000) is ugyanezre hívták fel a figyelmet egy évtizeddel ezelőtt. A legjelentősebb változásnak a talajvízszint süllyedését (MAJOR et al., 1991) és a talaj sókoncentrációjának növekedését (JOBÁGY & JACKSON, 2004) tartották. Sekély és sós talajvízű, negatív vízmérleggel rendelkező érzékeny területeken a nem kellően átgondolt erdőtelepítés hosszú-távú hatásaként a sófelhalmozódás fokozódása (JOBÁGY & JACKSON, 2007) figyelhető meg. Kutatásunk során talaj és talajvíz mintavétel, valamint talajvízszint észlelő kutak és meteorológiai állomások adatgyűjtése segítségével (GRIBOVSZKI et al. 2008, 2010 tesztelt módszer alapján) a klimatikus, hidrogeológiai és biológiai tényezők szerepét vizsgáljuk az erdők talajmódosító hatásában gyeppel kontrollálva. Tanulmányozzuk az erdőtársulás hatását a talajvíz mozgására, szintjére,

dinamikájára, kémiai összetételére, az altalaj sótartalmára és a feltalaj ásványos összetételére.

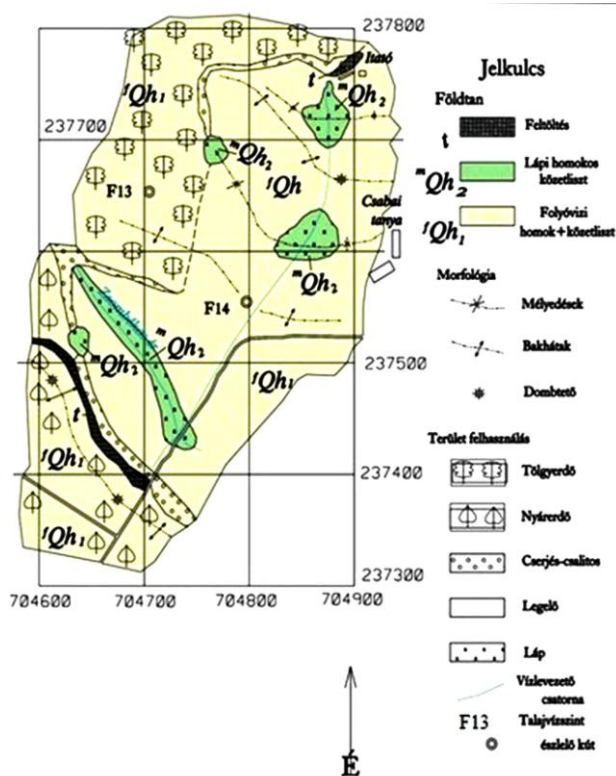
Vizsgálati anyag és módszer

Mintaterület

Az OTKA NN 79835 számú pályázat keretén belül megvizsgált 43 mintapont közül jelen tanulmányban egy jászfelsőszentgyörgyi középkorú (kb. 70 éves) tölgyerdőt és egy vele azonos talajtípusú kontroll gyepterületet (1. ábra) mutatunk be. A helyszínt előre meghatározott szempontrendszer alapján, azaz felszínközeli geológiai rétegzettség, talajvízszint és talajvíz sótartalom tematikus térképfedvényeket (TÓTH et al. 2001), az erdőtagok korát és a fafajokat figyelembe véve választottuk ki. Területhasználati történeti áttekintésünk (katonai felmérések térképei I-IV.) rámutatott, hogy a mintaterületen 1780 és 1914 között összefüggő erdő nem volt. 1914 után jelent meg fásszárú növényzet a területen. A kontroll pontban ezzel szemben eddig még nem volt faültetvény. Morfológiai szempontból a vizsgált terület sík, max. 1 m-es magassági változások jellemzik a felszínt (2. ábra). Földtani szempontból a pleisztocén végén és a holocén elején az Északi-Középhegységből eredő vízfolyások homokos, kőzetlisztes folyóvízi vagy fluvioeolikus üledékei képezik a mintaterület talajanyagát.

Mintavételi és vizsgálati módszerek

Az 1. ábrán látható erdőállomány és a kontrollként szolgáló gyepterület határától számított kb. 50 m távolságban helyeztük el a két talajvízszint monitoring kutat az erdőállományban (F13), valamint a legelőn (2. ábra, F14) 2012. július 3-án. A kontroll pontban a kút mellett állítottuk fel a meteorológiai adatgyűjtő állomást, amely szélesebbeséget, léghőmérsékletet, relatív páratartalmat, sugárzási egyenleget, valamint a csapadék mennyiségét méri. A talajvízszint megfigyelő kutak 6-7 m-ig mélyültek; a mindenkori vízszint megállapítására ismert mélységbe adatrögzítő egységhez csatlakozó nyomásmérő szenzort helyeztünk. A talajvízszint adatok 15 percenkénti rögzítéssel tárolódnak. A kúttelepítéskor a feltalajból 1 m mélységig 20 cm-enként vettünk mintát, a mélyebb talajszintekből pedig fél méterenként a furat teljes mélységéig. Talajvíz mintavételre vákuumszivattyú segítségével került sor, majd a mintát hűtve tároltuk a vizsgálatok elvégzéséig. Ebben a közle-



1. ábra: A jászfelsőszentgyörgyi mintaterület földtani, morfológiai és földhasználati vázlatja

(MILLER et al.,1990) mennyiségét, valamint a szemcsék felületeinek jellegzetes bélyegeit, hogy a fás és füves vegetáció talajai közötti ásványtani különbségeket kimutassuk.

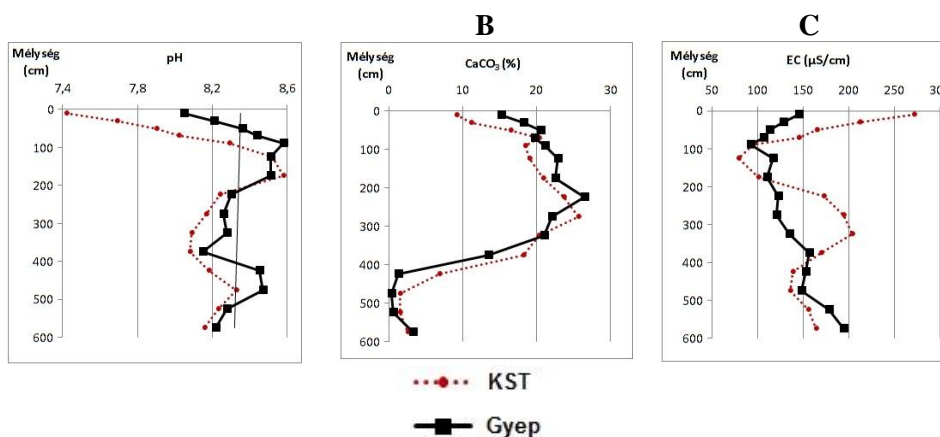
Eredmények

Talaj

A talaj kémhatása (3.A ábra) - várakozásunknak megfelelően - a tölgyerdőben savasabbnak mutatkozott, mint a kontroll gyepen. A legnagyobb pH különbség a 0-20 cm-es feltalaj rétegben volt, feltehetően az avarszint és a lágyszárú aljnövényzet bomlásából származó savas komponenseknek köszönhetően. Ezt leszámítva a pH értékek szelvény menti változásai 400 cm-es mélységig követik a CaCO_3 eloszlását (3.B ábra). Az erdőállományban kisebb CaCO_3 tartalom figyelhető meg, mint a kontroll mintapontban, hiszen a savas komponensek

ményben a talajvíz mintákban és a talajminták 1:2,5 arányú talaj-desztillált víz szuszpenziójában mért pH és EC vizsgálat eredményeit mutatjuk be. Ezen felül a talaj CaCO_3 tartalmát Scheibler-féle kalciméterrel határoztuk meg. Az optikai szemcsevizsgálatot Nikon binokuláris és Amplival polarizációs mikroszkóp segítségével végeztük a tölgy erdőállomány és a kontroll homoktalaj felső 1 m-es szintjének 0,1-0,2 mm-es szemcsefrakciójából. Az ásványtani és szemcsemorfológiai vizsgálat során megállapítottuk a minta ásványos összetételét (PETTIJOHN et al., 1973 alapján), a növénytüredékek és a biogén limonit

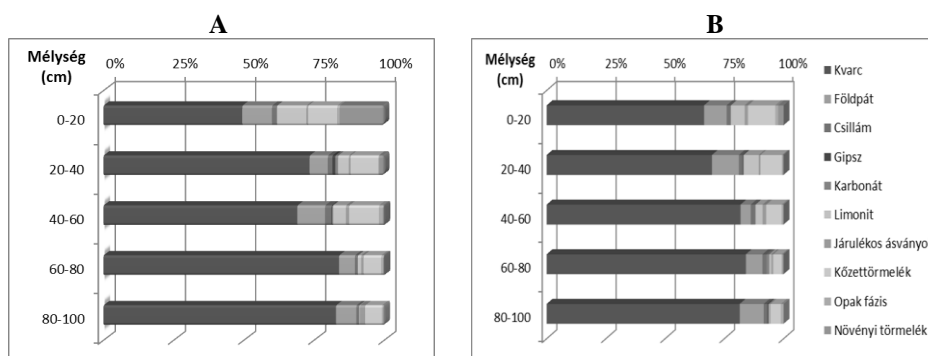
hatására lecsökkent pH értéken a CaCO_3 oldódása nagyobb mértékű, mint a kontrollban tapasztalható lúgosabb közegben. A talaj sótartalmával szoros összefüggésben álló elektromos vezetőképességet mértük az altalajban megfigyelhető sófelhalmozódás értékeléséhez.



3. ábra: A talaj A: kémhatás, B: kalcium-karbonát és C: elektromos vezetőképesség értékei a kocsányos tölgy erdőállományban (KST) és a kontroll gyepen

A 3.C ábrán jól látható, hogy a feltalajban és 350 cm-es mélységben mutatkozik a legnagyobb különbség a talaj sótartalmában a két területhasználat között. A tölgyerdő talajában ezekben a szintekben 127 illetve 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -rel nagyobb volt a vezetőképesség, ezzel párhuzamosan a sótartalom. Az erdő a kontrollhoz képest kissé alacsonyabb térszínen helyezkedik el és a talajvíz sótartalma is magasabb (erdő: 1023 $\mu\text{S}/\text{cm}$, kontroll: 960 $\mu\text{S}/\text{cm}$), így hosszú távon nagyobb mértékű sóakkumuláció alakulhat ki a talajvízszint közeli altalajban. A kétféle területhasználattal jellemezhető talajmintasor közötti különbséget szemcsealak és a szemcsék felületére rakódott anyagok alapján is vizsgáltuk. A szemcsék felületén megfigyelhető ásványos összetételt tekintve (4. ábra) a növénytöredékek és - a másodlagos ásványok közül - a limonit eloszlásában szembetűnő a különbség. A növénytöredékek az erdős terület talajában a kontrollhoz képest majd hétszer nagyobb mennyiségben jelennek meg és a törmelékek összetétele is változatos (különböző bontású levél- hancs- fa- és gyökérrészek). A legelőn a gyengén bontott gyökérszalak dominálnak. A kolloidális limonit-gumók keletkezése szorosan összefügg a növényi részek alapvetően savas lebomlásával (SCHWERTMANN et al., 1968, MILLER et al., 1990), baktériumok és fonalas gombák közreműködésével (DAHANAIKE & KRUMBEIN, 1986). Az erdős területen a lebomlás a legfelső rétegben aktív, itt keletkezik a legtöbb biogén limonit-gumó. A füves területen a limonitszemcsék jelentős mennyiségben csak a 20-40 cm-es mélységben észlelhetők, gyenge

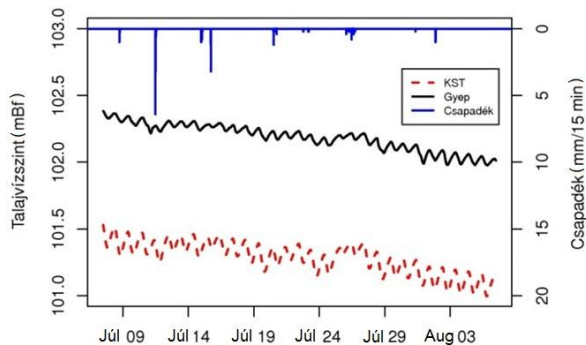
vasakkumulációs zónát jelezve. A felületen megjelenő gipszkristályok és a szemcséket befedő limonithártya mennyiségében is eltérés mutatkozik. Ezek a homok leülepedése után, a talajképzési folyamatokkal egyidőben kerültek a szemcsék felületére, főleg az erdős területen, ahol a felszínen kétszer annyi szemcsén láthatók, mint a kontrollban. A limonit a füves területen a szemcsék felületét preferálta, míg az erdős területen a „tisztá”, limonit-hártya nélküli szemcsék a gyakoribbak. A folyóvízi homokos üledékekre jellemző, nagyjából egynemű szemcsealak-eloszlásában a különbségek az éles-hegyes szemcsék részarányában jelennek meg. A felszíni és a közvetlen alatta lévő rétegekben jelen lévő, láthatóan a hajszálrepedések, rácshibák mentén szétrepesztett, tehát részben koptatott, részben „friss” töréses szemcsék a füves területen jelentősen nagyobb számban találhatóak, mint a fás társulás talajában. Ezeket a szemcséket ugyanis - VELICHKO és TIMIRIEVA (1995) szerint - a téli fagy darabolta fel, főleg a kevésbé védett területeken. Ebből közvetetten következtethetünk az erdők feltalajvédő és klimatikus kiegyenlítő hatására.



4. ábra: Az A: erdő és a B: kontroll gyeptalajának ásványos összetétele a mélység függvényében

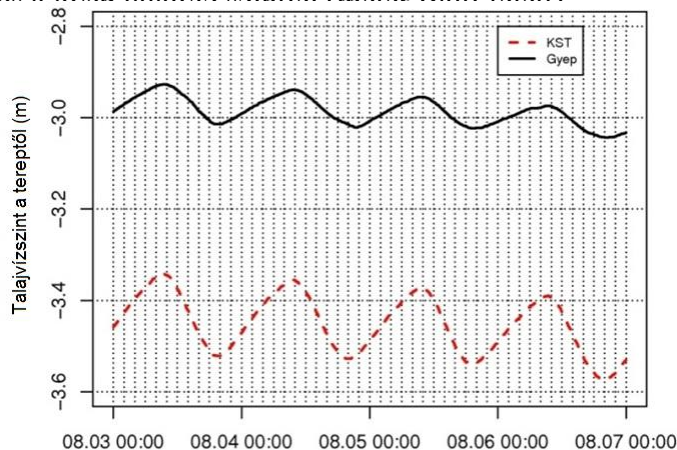
Talajvíz

A kocsányos tölgy állomány (KST) terepszinttől mért talajvízszintje 2012 júliusában 3,26 m volt, a szomszédos gyepterületé pedig 2,82 m. Az erdőállomány és a gyeptalaj közötti talajvízállás különbség 0,44 m. Az ábrázolt időszakban (július 3.-augusztus 7.) a talajvízszint süllyedése hasonló mértékű mindkét területen (a KST alatt 0,37 m-t (3,09 m-ről – 3,46 m-re), a gyeptalaj alatt 0,35 m-t (2,65 m-ről – 3,00 m-re)) (5. ábra). A talajvízszint a KST állomány alatt abszolút tengerszint feletti magasságban értelmezve 0,90 m-rel mélyebben van, mint a gyeptalaj alatt (5. ábra). Azonban a tölgyes terepszintje is kissé alacsonyabban van, tehát a tengerszinthez viszonyított abszolút talajvízszintekben jelentkező különbség egy része a terepszintkülönbségből adódhat. Ezzel együtt a tölgyes alatt depresszió valószínűsíthető a mellette fekvő gyepterület talajvízszintjeihez képest (7. ábra). A talajvízszintek kisebb mértékű



5. ábra: A kocsányos tölgy állomány (KST)

talajvízszintjei (méter Daltól felel)



6. ábra: Jellegzetes napi ritmusú talajvízjárás csapadékmentes időszakban (augusztus 3. és 7. között) a kocsányos tölgy erdőállomány (KST) és a gyepterület esetében

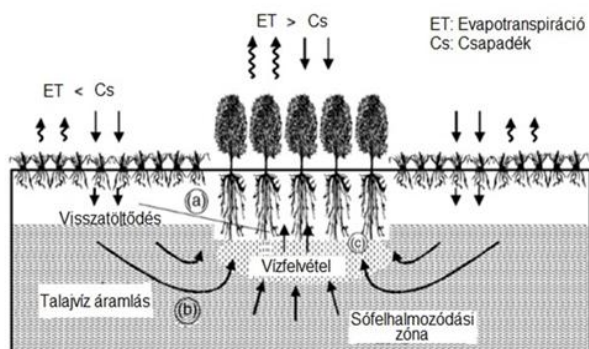
alatt több mint kétszerese a gyepterület alatt mérhetőnek (6. ábra). Az ingadozás mértékében jelentkező különbség – mivel a talaj textúrája a két területen hasonló (homok, homokos vályog) az ingadozással érintett rétegben – az erdőállomány intenzívebb biomassza produkciójához alapot adó jelentősebb talajvízfelvételére utal (6. ábra).

késleltetett emelkedéssel reagálnak az egyes csapadékeseményekre ill. csapadékos időszakokra, ami a mély talajvízszint miatt feltételezhetően nem a beszivárgás, inkább a csökkenő párolgási kényszer hatására dominánssá váló, háttérből történő utánpótlódás miatt valószínűsíthető (5. ábra).

A sekély talajvízű területeken a növények párologtatási

igényüket a telítetlen zóna vízkészletéből és a talajvízkészletből egyaránt képesek kielégíteni. Ha a talajvízkészletből is vízfelvétel történik, akkor jellegzetes napi periódusú hullámváz jelenik meg a talajvízszintekben. A hullámváz mértéke a vizsgált időszakban (július 3.-augusztus 7.) a KST állomány

Eredmények értékelése, következtetés



7. ábra: A sófelhalmozódás hipotetikus sémája sekély talajvízű erdősített területen (Jobbágy és Jackson, 2004)

képes a mélyebb talajrétegekből is vizet felvenni. A nagyobb mértékű párologtatás és a mélyre nyúló gyökök együttes hatására létrejövő fokozott szívóhatás miatt az eredetileg sekély talajvízű térségekben talajvízszint-csökkenés alakulhat ki az erdőállomány alatt (7. ábra).

A vizsgálatok alapján bizonyítást nyert, hogy a növényzet egyértelműen képes befolyásolni egy adott terület só- és vízforgalmi folyamatait. A korábbi földhasználat (gyepek, szántók) hidrológiai hatása nagyban különbözik a telepített erdőkétől. Az adott területre beérkező azonos csapadékmennyiség mellett a nagyobb biomassza nagyobb szívóerővel

Mért paraméter	Tölgy erdőállomány	Kontroll	Folyamat
EC talajvíz ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1023	960	A talajvíz sótartalmának fokozódása
EC talaj 0-20 cm ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	272	145	Gyenge sófelhalmozódás a feltalajban
EC talaj 300-350 cm ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	204	134,9	Gyenge sófelhalmozódás az altalajban
pH talajvíz	7,75	7,78	A talajvíz pH nem változik
pH talaj 0-20 cm	7,42	8,05	A talaj pH csökken
pH talaj 300-350 cm	8,09	8,28	
Növényi törmelék mennyisége 0-20 cm (%)	15,82	2,3	Az ásványos összetétel változik (szerves anyag felhalmozódása, vasakkumuláció)
Limonit mennyisége 0-20 cm (%)	10,46	5,83	
Talajvízszint (mBf)	101,5	102,4	Talajvízszint-depresszió létrehozása
Napi ritmusú talajvízjárás (cm)	16	7,2	Jelentősebb vízfelvétel a talajvízkészletből

1. táblázat: Összefoglalás a telepített erdő vizsgált hatásairól

A fák fokozott vízfelvétele nem jár együtt a víz által szállított sók felvétele, ily módon növekedhet az altalajban a sófelhalmozódás mértéke. Az 1. táblázat összefoglalja a mintaterületen létesített tölgy ültetvény talaj- és talajvíz módosító hatásait a vizsgálati paraméterek eredményeire támaszkodva.

Kutatásunk előzményeként NOSETTO et al. (2007) vizsgálta a Hortobágy területén 7 tölgy erdőállomány és kontroll gyeperület-pár esetében az erdőtelepítés hatásait. Közleményükben bemutatták, hogy a telepített erdőállomány talajában (0-3 m) a pH átlagosan 0,7 egységgel kisebb értéket mutatott, ami nagyobb a jászfelsőszentgyörgyi minták esetében tapasztaltnál (0,27). A Hortobágyon a sók a feltalajból kimosódva az altalajban halmozódtak fel, így az erdőállomány altalajában 2,5-szeres sótartalom volt megfigyelhető a kontrollhoz képest. Ezzel párhuzamosan a talajvíz sótartalma is nagyobb volt (erdő: 4900 $\mu\text{S}/\text{cm}$, kontroll: 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). A jászfelsőszentgyörgyi mintaterületen ennél kisebb, a talaj esetében 1,5-2-szeres, a talajvíz esetében pedig 63 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sótartalom-különbség mutatkozott. Mind a talaj, mind a talajvíz sótartalma jóval kisebb volt, mint a hortobágyi mintaterületen. A különbség oka lehet, hogy a Hortobágyon nagy sótartalmú szikes talajokat vizsgáltak, Jászfelsőszentgyörgyön pedig kis sótartalmú homoktalaj volt jellemző.

NOSETTO et al. (2007) 26 cm-es talajvízmélység depressziót (478-504 cm) mutatott ki az agyagos alapkőzeten telepített erdőállomány alatt, ami a nyár végére több mint 60 cm-re növekedett (2005 szeptemberi adat). A talajvízszint napi fluktuációját pedig a 2005. augusztus 29. és szeptember 6. közötti időszakban átlagosan 5,5 cm-ben állapította meg. Jászfelsőszentgyörgyön a terepszinttől mért talajvízszint depresszió 44 cm, a napi ritmusú talajvízjárás pedig 16, illetve 7,2 cm. Az eltérés feltételezhetően a két terület közötti texturális különbségeknek és az eltérő horizontális és vertikális szivárgási adottságoknak tudható be. A fenti összefüggéseken felül megállapítottuk, hogy a jászfelsőszentgyörgyi tölgy erdőállomány feltalajában szerves anyag és vas akkumuláció figyelhető meg; a képződő avarból származó savas komponensek hatására csökken a pH, ezzel egyidejűleg a CaCO_3 oldódása fokozódik. Az ásványi szemcsék morfológiai vizsgálata bizonyította, hogy az erdőben a kifagyási folyamatok mérsékeltebbek, mint a nyílt gyepterületeken, tehát az erdő mikroklímatis kiegészítő hatására is következtethetünk.

Ugyancsak NOSETTO et al. (2008) az argentin Rio de la Plata mintaterületen végzett hasonló vizsgálatokat 32 eukaliptusz erdő és gyeperület összehasonlításával. Az erdő talajában a kontrollhoz képest átlagosan 2-szeres sóakkumulációt mutatott ki (1840 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 960 $\mu\text{S}/\text{cm}$) és vizsgálta a talaj sótartalmának változása, valamint a klimatikus vízmérleg közötti kapcsolatot. Hasonló összefüggések hazai vonatkozású meghatározása céljából a későbbiekben a felmérést további alföldi mintaterületekre is kiterjesztjük, hogy klimatikus, hidrogeológiai és biológiai tényezők hosszú távú vizsgálatával és értékelésével számszerűsítsük és előre jelezzük a sófelhalmozódási kockázat

mértékét, így segítséget nyújtunk az erdősítésre alkalmas területek, és azok adottságaihoz legjobban alkalmazkodó fafajok kiválasztásához.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás az OTKA NN 79835 számú pályázat keretén belül az MTA Bolyai ösztöndíjának kiegészítő támogatásával valósult meg.

Irodalomjegyzék

- CSIHA, I. (1994) A sziki erdőtelepítések és fásítások hatása a környezetvédelemben, gazdasági jelentőségük a fatermesztési lehetőségek növelésében. 70 éves ERTI jubileumi kiadvány, 14-17.
- DAHANAYAKE, V.& KRUMBEIN, W.E. (1986) Microbial structures of oolitic iron minerals. — *Mineraliadeposita*, 21/2, 85-94.
- GRIBOVSZKI Z., KALICZ P., SZILÁGYI J., KUČSARA M., (2008) Riparian zone evapotranspiration estimation from diurnal groundwater level fluctuations. *Journal of Hydrology* (2008) 349, 6– 17
- GRIBOVSZKI Z., SZILÁGYI J., KALICZ P., (2010) Diurnal fluctuations in shallow groundwater levels and in stream flow rates and their interpretation - a review. *Journal of Hydrology* (385) 2010, 371–383.
- HEUPERMAN, A., (1999) Hydraulic gradient reversal by trees in shallow watertable areas and repercussions for the sustainability of tree-growing systems. *Agricultural Water Management*. 39. 153–167.
- JOBBÁGY, E. G.& JACKSON, R. B., (2004) Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biol.* 10. 1299–1312.
- JOBBÁGY, E. G. & JACKSON, R. B., (2007) Groundwater and soil chemical changes under phreatophytic tree plantations. *Journal of Geophysical Research*. 112.
- MAJOR G., MAJOR P., VARGAY Z., (1991) A Duna–Tisza közti hátság lefolyási viszonyainak hatása a talajvízszint változására. *Vízügyi Közlemények*. 73. 142–152.
- MILLER, R.V., DONAHUE, R.L., MILLER, J.U. (1990) Soils and introduction to soils and plant growth. — Prentice Hall, Englewood, cliffs, NY. 3.2. Soil Colloids and chemical properties 83-123; 6. Organic matter and anconntained media 184-280. 9., Potassium, Sulphur and Microelements, 281-305.
- NOSETTO, M.D. JOBBÁGY, E. G. TÓTH, T., JACKSON R. B.(2007) The effects of tree establishment on water and salt dynamics in naturally salt-affected grasslands. *Oecologia*. 152. 695–705.
- NOSETTO, M. D., JOBBÁGY E. G., TÓTH T., DI BELLA C. M.(2008) Regional patterns and controls of ecosystem salinization with grassland afforestation along a rainfall gradient. *Global Biogeochemical Cycles*. 22.
- PETTITJON, F.J., POTTER, P.E., SIEVER, R. 1973: Sand and Sandstone. — Springer Verl., N.Y., Heid., Berlin. p. 158. and p. 424
- SCHWERTMANN, U., FISCHER, W.R., PAPENDORF, H. (1968) The influence of organic compounds on the formation of iron oxydes. — 9th Congress International of Society of Soil Scientists, Adelaide, Abstr., I., 645-655.

SZABÓ A, KISS K, GRIBOVSZKI Z, TÓTH T. (2012) Erdők hatása a talaj és altalaj sóforgalmára, valamint a talajvíz szintjére, *Agrokémia és Talajtan* 61 2012/1 195-209.

TÓTH, T., L. KUTI, S. KABOS, L. PASZTOR L.(2001) Use of digitalized hydrogeological maps for evaluation of salt-affected soils of large areas. *Arid Land Research and Management*. 15:329-346.

VELICHKO, A.A.& TIMIRIEVA, S.V.(1995) Morphoscopy and Morphometry of quartz grains from loess and buried soil layers. — *Geojournal*, 36., 2-3., 142-149., Moscow

VERTESSY, R. MORRIS J., SILBERSTEIN R., HEUPERMAN A., FEIKEMA P., MANN L., KOMARZYNSKI M., COLLOPY J. STACKPOLE D.(2000) Sustainable Hardwood Production in Shallow Water Table Areas. Publication No. 00-163. Rural Ind. Res. and Dev. Corporation. Barton, Australia.

A tápközeg és az angolperje (*Lolium perenne L.*) jelzőnövény P- és K-tartalmának alakulása különböző komposztdózisok alkalmazásakor

*Szabó Anita – Balla-Kovács Andrea – Kremper Rita – Kincses Sándorné –
Vágó Imre*

Debreceni Egyetem, Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma
Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar
Agrokémiai és Talajtani Intézet
4032 Debrecen, Böszörményi út 138.
szaboanita@agr.unideb.hu

Összefoglalás

Évente egyre nagyobb volumenű háztartási-, élelmiszeripari- és mezőgazdasági melléktermék kerül végső állomásként hulladéklerakóba, miközben ezen feleslegessé vált maradványok jelentős hányada még magas makroelem-tartalmánál fogva rendkívül jó növényi tápanyagforrás lenne; kiváló alapanyag jó minőségű komposztkészítmények előállítására. Egy ily módon készített komposzt kedvező hatásában bízva komposzt-felhasználási kísérletet állítottunk be az alábbi komposztarányokkal: 0, 5, 10, 20, 30, 40 és 50 %. A kísérletet a Debreceni Egyetem, Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma, Agrokémia és Talajtani Intézet Tenyészházában végeztük. Jelzőnövényként angolperjét (*Lolium perenne L.*) alkalmaztunk. Eredményeinkből arra következtettünk, hogy a 10 %-os komposztkezelés bizonyult leghatásosabbnak, ezen kezelésnél volt legnagyobb a növény szárazanyag-termelése. Az optimális bekeverési arányt a 10 és 20 % közötti tartományba tehetjük. Az ennél nagyobb komposztdózisú edényekben terméscsökkenés következett be, annak ellenére, hogy a tápközeg P- és K-ellátottsága megfelelő volt.

Summary

Every year gets more and more household-, food industry- and agricultural by-product in waste landfill as the final station, while large part of these wastes would be good for plants as nutrient source, because they contain high content of macro-elements, and this would be an excellent material to produce high quality composts. It was set up compost utilization experiment to examine the favourable effect of compost. The applied compost ratios were: 0, 5, 10, 20, 30, 40 and 50 %. The pot experiment was set up in the greenhouse of the Institute of Agricultural Chemistry and Soil Science, Faculty of Agricultural and Food Sciences and Environmental Management, University of Debrecen. The experimental plant was perennial ryegrass (*Lolium perenne L.*). It was concluded, that the treatment with 10 % compost was the most effective; therefore the optimal compost mixing ratio is between 10 % and 20 %. The application of higher compost dose resulted decrease in the biomass production, although the P- and K supply of soil was appropriate.

Bevezetés

Az Európai Bizottság 2012. február 13-án Brüsszelben előterjesztett, az európai talajjal kapcsolatos szakpolitikáról és a tudományos szempontokról szóló, két új jelentése szerint, mielőbb meg kell állítanunk az európai talajok állapotának jelenlegi romlását (II). A jelentés szerint az erózió, a talaj vízzáróvá tétele és a savasodás mind fokozódott az elmúlt évtizedben, és ezek a tendenciák várhatóan folytatódni fognak, hacsak nem kezeljük az olyan kihívásokat, mint amilyenek a növekvő talajkihasználás, a természeti erőforrások pazarló felhasználása és a talaj szervesanyag-tartalmának csökkenő tendenciája.

A „The State of Soil in Europe” című tudományos jelentés, amelyet az Európai Bizottság Közös Kutatóközpontja az Európai Környezetvédelmi Ügynökséggel együttműködésben ugyancsak 2012-ben bocsátott közre, átfogó képet nyújt a talajerőforrásokról és a talajromlási folyamatokról jelenleg rendelkezésre álló ismereteinkről (JONES, et al., 2012). A jelentés arra a következtetésre jut, hogy további kutatások és adatgyűjtések szükségesek ismereteink bővítéséhez; felhívja továbbá az emberek figyelmét a talaj fontosságára.

Mind az európai országok, mind hazánk egyik legfontosabb feladata tehát talajkészleteinek ésszerű hasznosítása, védelme, minőségének megóvása, szükséges esetben javítása, továbbá sokoldalú funkcióképességének fenntartása (VÁRALLYAY et al., 2006). A talaj termékenységének megőrzése azonban csak rendszeres tápanyag-visszapótlással valósítható meg, amely jelenleg nem minden esetben gazdaságos és környezetkímélő. Fontos a termesztett növények igényéhez alkalmazkodó tápanyag-gazdálkodás elveit összeegyeztetni a termőhely adottságaival, hiszen a műtrágyák, azok közül is kiváltképp az ammóniumtartalmú nitrogénműtrágyák nem megfelelő és egyoldalú alkalmazása további komoly problémát (pl. talajsavanyodást) okozhat (KIRKBY és MENGEL, 1967; MARSCHNER et al., 1991).

Az egyik legkíméletesebb tápanyag-visszapótlási megoldást a szerves hulladékokból és melléktermékekből előállított komposztkészítmények jelenthetik, amelyek megfelelő mennyiségben való alkalmazásával nemcsak a hulladékok keletkezését csökkenthetjük, hanem termesztett növényeink alternatív, „könnyen” felvehető tápanyagtartalmát is biztosíthatjuk, adott talaj tápanyag szolgáltató képességétől függően. Míg a biológiai hulladékokból készült komposztok talajtermékenységre gyakorolt igen kedvező hatásáról LEE et al., (2003), ARANCON et al., (2004) és ELFOUGHI et al., (2010); addig a növényi tápelem-felvételre gyakorolt előnyös hatásáról MAYNARD (1995); a termés nagyságára és minőségére kifejtett pozitív változásról GIGLIOTTI et al., (1966), KADÁR és MORVAI (2007), illetve KESERŰ (2007); a szem- és melléktermés tömegét növelő hatásáról RAGÁLYI és KADÁR (2008) számolt be.

Ezen elgondolásból kiindulva, tenyészházi körülmények között beállított komposzt-felhasználási kísérlet segítségével kívánjuk igazolni és bemutatni egy komposztkészítmény angolperje (*Lolium perenne* L.) jelzőnövényre kifejtett hatását. Bár a szennyvíziszapot is tartalmazó komposztok esetében kardinális kérdés a nehézfém-szennyezés (pl. Cd tartalom) potenciális veszélye (ALASHTY et al., 2011; LAKHDAR et al., 2012), esetünkben ezzel nem kellett számolni, mert a kísérletünk során alkalmazott komposzt szennyvíziszap-mentes volt.

Vizsgálati anyag és módszer

A komposzt-felhasználási kísérlet beállításához a vizsgálati anyag 2010 nyarán készült. A 2,5 kg-os tenyészedeny-kísérletet a Debreceni Egyetem AGTC Agrokémiai és Talajtani Intézetének tenyészházában, míg a kémiai vizsgálatokat az Intézet laboratóriumaiban végeztük. A kísérleti komposzt néhány adatát az 1. táblázat, míg a homoktalaj mért paramétereit a 2. táblázat tartalmazza.

Mind a komposztot, mind a homoktalajt elemzés és bekeverés előtt átszitáltuk és a 2 mm-nél kisebb méretű szemcsékkel végeztük a kísérletet. Ennek magyarázata, hogy a kísérlet 6 hete alatt (1 hét pihentetés, 1 hét perjenövekedés, 4 hét öntözés) a komposzt ettől nagyobb méretű „szemcséinek” (jórészt nehezen bomló lignint tartalmazó fás részek) nincs esélye lebomlani illetve tápanyagtartalmának hasznosulni. A komposztot 6 különböző arányban (5 %, 10 %, 20 %, 30 %, 40 % és 50 %), 4 ismétlésben, homogenizálva kevertük a Debrecen-Pallagról, a művelt termőrétegből (0-30 cm) származó, kovárványmentes, savanyú homoktalajhoz (3. táblázat). A bekeverést a tenyészedenyek randomizált elhelyezése követte.

A tápközeg bekeverése után az edényeket egy hétig állni hagytuk, majd július 09-én elvetettük a tenyészedeny-kísérleti körülményekhez jól alkalmazkodó angolperjét. E jelzőnövény előnyös tulajdonsága, hogy gyorsan nő, jól bírja a tenyészházi körülményeket és kiválóan jelzi a beállított tápanyag-kombinációk hatását. A természetes csapadék befolyásának kiküszöbölését az edények (tető alá tolható) kocsikon való elhelyezése tette lehetővé. A fűmag kelését követően (július 16-ától) a tenyészedenyekben levő tápközeget mindennap azok szabadföldi vízkapacitásának 60 %-ára öntöttük, hogy a napi evapotranszpirációs veszteséget pótoljuk. A homoktalajokon a vízkapacitás 60 %-ára való öntözés optimális mértékét az Agrokémiai Tanszék tudományos kísérleteivel korábban már igazolták (LOCH et al., 1992).

A tenyészedenyes kísérletet négy hét után, augusztus 11-én számoltuk fel. A föld feletti zöldtömeget levágva előbb szabad levegőn, majd 60 °C-os szárítószekrényben tömegállandóságig szárítottuk. Meghatároztuk a növény földfeletti zöld- és szárazanyag-termelését, továbbá a tápközegben lévő AL

(ammónium-laktát – ecetsav) és CaCl_2 kivonószerrel extrahálható P- és K-tartalmat, illetve tömény kénsav és hidrogén-peroxid eleggyel való roncsolás után a növénymintákban lévő P- és K-tartalmat.

1. táblázat. A kísérleti komposzt adatai

összes N		1,79 %	$\pm 0,22$ %
összes P	(P_2O_5)	1,61 %	$\pm 0,29$ %
összes K	(K_2O)	0,38 %	$\pm 0,08$ %
összes Mg		0,28 %	$\pm 0,11$ %
pH (10 %-os vizes)		7,1	(6,8-7,2)

Table 1. Parameters of investigated compost; összes = total; pH (in 10 % water suspension)

3. táblázat. Az kezelések komposzt-homoktalaj bekeverési aránya

Kezelések (1)	Komposzt % (2)	Homoktalaj % (3)
1.	0	100
2.	5	95
3.	10	90
4.	20	80
5.	30	70
6.	40	60
7.	50	50

Table 3. The compost-soil ratio of treatments; (1) Treatments; (2) compost %; (3) Sandy soil %

A tápközeg AL extrahálható P- és K-tartalmának meghatározása: A tápközeg P- és K-tartalmát ammónium-laktát–ecetsavas (AL) kivonószerrel (1:20 talaj:kivonószer arányban) EGNER et al. (1960) leírása alapján végeztük. A légszáraz vizsgálati talajból 5,00 g-ot 100 cm^3 extraháló oldattal két órán át rázattuk, majd Filtrak 132 szűrőpapíron szűrtük. A szűrlet P koncentrációját METERTEK SP-850 spektrofotométerrel, K koncentrációját pedig UNICAM SP90B AAS spektrofotométerrel, lángemissziós üzemmódban mértük.

A tápközeg CaCl_2 extrahálható P- és K-tartalmának meghatározása: A 0,01 M dm^{-3} CaCl_2 talajextrakciós eljárást HOUBA et al. (1990) módszerével végeztük, mely szerint 5,00 g száraz talajmintát 50 cm^3 kivonószerrel 2 órán át rázattuk. Az extraktumok K-tartalmát szűrés és az analízist zavaró Ca-ionok oxálsavas lecsapása után UNICAM SP95B AAS műszerrel határoztuk meg lángemissziós spektrofotometria módszerével. A P-formák a CONTIFLOW ANALYSIS (CFA) Skalar műszer segítségével kerültek lemérésre.

2. táblázat. A kísérleti homoktalaj paraméterei

AL-K	180,21	mg kg ⁻¹
AL-K₂O	217,18	mg kg ⁻¹
pH CaCl₂	4,41	-
pH KCl	4,50	-
pH H₂O	5,60	-
KA	26,00	-
Hu	0,67	%
AL-P₂O₅	190,61	mg kg ⁻¹
AL-Mg	88,03	mg kg ⁻¹
AL-Ca	1011,56	mg kg ⁻¹
CaCl₂-K	116,03	mg kg ⁻¹
CaCl₂-Mg	39,52	mg kg ⁻¹
CaCl₂-NO₃	2,10	mg kg ⁻¹
CaCl₂-NH₃	15,70	mg kg ⁻¹
CaCl₂-össz N	22,90	mg kg ⁻¹
CaCl₂-PO₄	1,80	mg kg ⁻¹

Table 2. Parameters of experimental Sandy soil

A növényi P- és K-tartalom meghatározása kénsavas roncsolással: A tömegállandóságig szárított és megőrölt növényi mintákból 0,5 g-ot Kjeldahl lombikba mértünk és 5 cm³ 96 %-os H₂SO₄-at, majd másnap fülke alatt 5 cm³ 30 %-os H₂O₂ oldatot adtuk hozzá. Ezt követően blokkroncsolóban forraltuk. A hevítést és a H₂O₂ adagolást (1-2 cm³-es részletekben) addig ismételtük, míg a lombik tartalma el nem színtelenedett. A roncsolás befejezése után a lombikok tartalmát lehűtöttük és átmostuk 50 cm³-es mérőlombikokba, majd jelig töltöttük, összeráztuk és Filtrak 389 szűrőpapíron szűrtük. A növényi foszfortartalom meghatározását ammónium-molibdenát-vanadát színeképző reagenssel THAMM et al. (1968) leírása szerint, 400 nm-es hullámhosszúságon METERTEK SP-850 Spectrophotometer segítségével végeztük, míg a növény káliumtartalmát UNICAM SP90B AAS műszerrel, lángemissziós spektrofotometria módszerével határoztuk meg.

A kapott eredmények statisztikai értékelése: Mérési eredményeinket a Tolner László által Excel Makróban megírt program varianciaanalízisével értékeltük (AYDINALP et al., 2010). A program a SVÁB JÁNOS (1981) által leírt algoritmus alapján készült, és már több publikáció (TOLNER et al., 2008; VÁGÓ et al., 2008) elkészítéséhez is felhasználták.

Vizsgálati eredmények értékelése

A kísérlet végén a tenyészedények tápközegén termelt angolperje kezelésenkénti átlagos zöld- és szárazanyag-tartalmát az *1. ábra* szemlélteti. Varianciaanalízist alkalmazva bebizonyosodott, hogy a kiadagolt komposzt dózisok mind a növényi zöld- és szárazanyag-alkotásra, mind annak K-tartalmára hatással voltak ($P = 1,0\%$). A növényi P-tartalom esetében már enyhébb ($P = 10\%$), míg a tápközeg P- és K-tartalma esetében jóval szorosabb ($P = 0,1\%$) hatás mutatkozott a különböző komposztdózisok alkalmazása esetén.

Az *1. ábrán* jól látható, hogy az 5 %-os komposztkezelésben termelt angolperje föld feletti tömege még nem, de a 10 %-os dózis biomassa-produkciója már szignifikánsan különbözik a kontrollkezeléstől. A 20 %-os komposzt arányt meghaladó adag esetében már szignifikáns visszaesés mutatkozik a növényi biomassa-tömegben. Kivételt képez az 50 %-os kezelés, amely ismételt (ám a 10 %-os kezelést nem meghaladó) szignifikáns növekedést produkált, ennek magyarázata további vizsgálatot igényel. Ezen tendencia valószínűsíthető oka az, hogy a kontrollhoz képest az 5 %-os kezelés még csekély, a 10 %-os kezelés már megfelelő, az ennél nagyobb komposztdózis viszont már túlzott tápanyagtartalmat juttatott a tápközegbe, így abban kedvezőtlen ozmotikus viszonyok alakulhattak ki. A 10 %-os komposzt mennyiség jelentette azt a dózist, amely a legnagyobb perje-produkciót indukálta. Optimális bekeverési aránynak tehát a 10-20 % közötti intervallumot tekinthetjük.

1. ábra. Az angolperje minták zöldtömege és szárazanyag-tartalma (g edény^{-1})

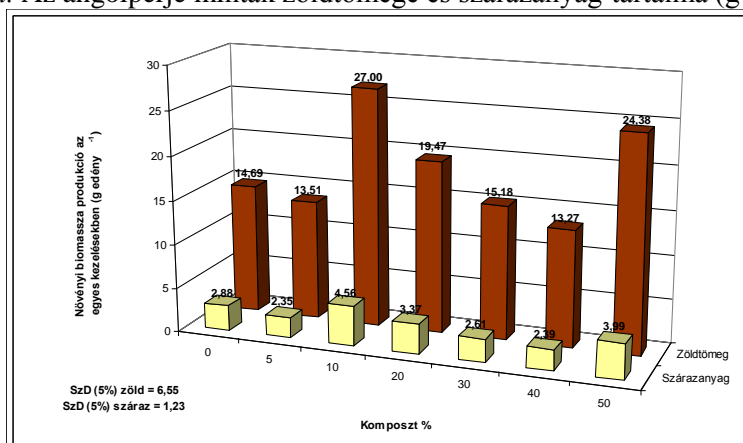


Figure 1. Fresh and dry matter production of ryegrass in each treatment (g pot^{-1})

A tápközegek $0,01 \text{ M dm}^{-3}$ CaCl_2 - és AL-extrahálható P-tartalmát (mg kg^{-1}) a kísérlet végén a *2. ábra* szemlélteti. A komposztdózisok növekedésével

következésképpen nőtt a tápközegből fel nem vett foszfor mennyisége. A perje produktumbeli visszaesése az alábbi okból adódhatott a 10 %-nál nagyobb kezelésekénél: ezen kezelések foszfortartalma már rendkívül koncentrálnak tekinthető, így a tápelem-arányok kedvezőtlen tartományba való eltolódása miatt gátló hatás alakult ki a biomassza képzéskor. Fontos megjegyezni, hogy a CaCl_2 kivonószerben mért P-értékek, a kivonószer kevésbé erélyes voltának köszönhetően, jobban közelítenek a növény által a talajból még ténylegesen felvehető értékekhez. Az AL kivonószer erélyessége miatt a növény által könnyen felvehető formák mellett a nehezebben mobilizálható tartalékok egy részét is felszabadította. Ezen kivonószer alkalmazása ténylegesítette számunkra a tápközegben maradt rejtett foszforformák mennyiségét.

A tápközegek $0,01 \text{ M dm}^{-3}$ CaCl_2 és AL extrahálható K-tartalmának mennyiségét (mg kg^{-1}) a 3. ábra mutatja. A komposztadózisok növekedésével (a P-tartalomhoz hasonlóan), növekedést mutatott a tápközegben visszamaradt káliumtartalom mennyisége is. A két kivonószer által kivont K-mennyiség közötti különbség nagyságrendileg kisebb, így azt mondhatjuk, hogy a komposzt nem tartalmazott számottevő rejtett K-tartalékot. A kísérleti komposzt K-tartalma kimondottan előnyös tulajdonság az egyébként is nagy K-igényű perje esetében, így ennek esetleges túlsúlya nem valószínű, hogy közrejátszott a növényi produktum mennyiségének visszaesésében.

2. ábra. A tápközeg $0,01 \text{ M dm}^{-3}$ CaCl_2 - és AL-extrahálható P-tartalma (mg kg^{-1})

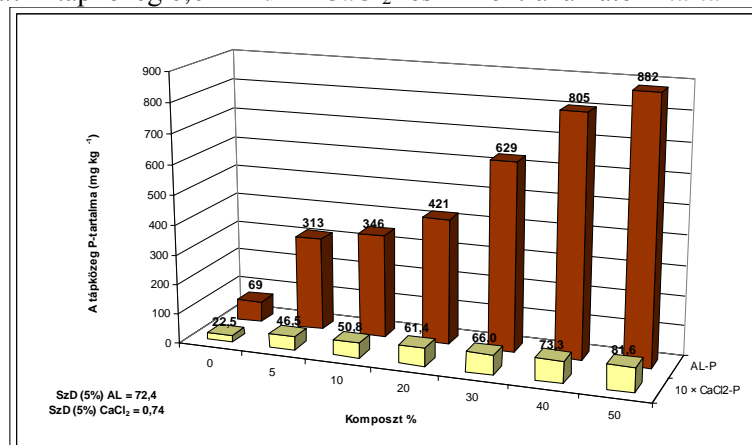
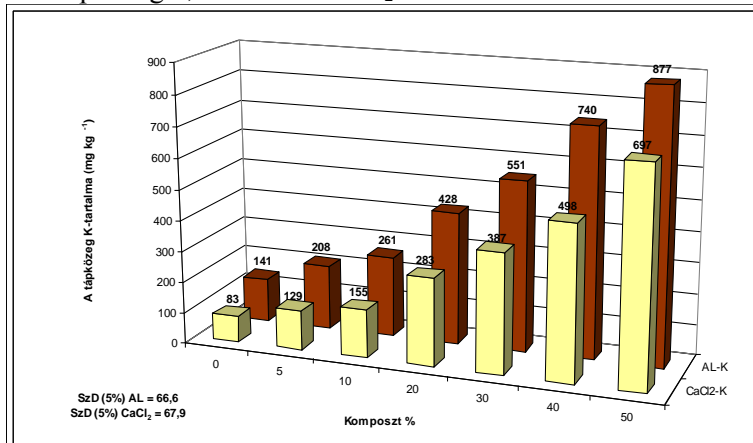


Figure 2. The 0.01 M dm^{-3} CaCl_2 - and AL-extractable P content of soil (mg kg^{-1})

3. ábra. A tápközeg $0,01 \text{ M dm}^{-3} \text{ CaCl}_2$ és AL extrahálható K-tartalma (mg kg^{-1})Figure 3. The $0,01 \text{ M dm}^{-3} \text{ CaCl}_2$ - and AL-extractable K content of soil (mg kg^{-1})

A növényi minták P- és K-tartalmát (%) a kísérlet végén a 4. ábra szemlélteti. Jól látható, hogy a jelzőnövény K-igénye nagyságrendileg eltér annak P-igényétől. A kontrollkezelés növényi K-tartalmától szignifikánsan különbözik az 5, 30, 40 és 50 %-os komposztdózis növényi K-tartalma, vagyis a kisebb növényi biomassza szignifikánsan nagyobb K-mennyiséget vont maga után annak koncentrátsága miatt (kivéve a legnagyobb kezelést). A növényi produkció P-tartalma stagnálást mutat, egyedül a 40 %-os kezelésnél figyelhetünk meg szignifikáns különbséget a kontrollhoz viszonyítva. A nagy tápközegbeli rejtett tartalékot a jelzőnövény nem vette fel.

4. ábra. A növényi minták P- és K-tartalma (%)

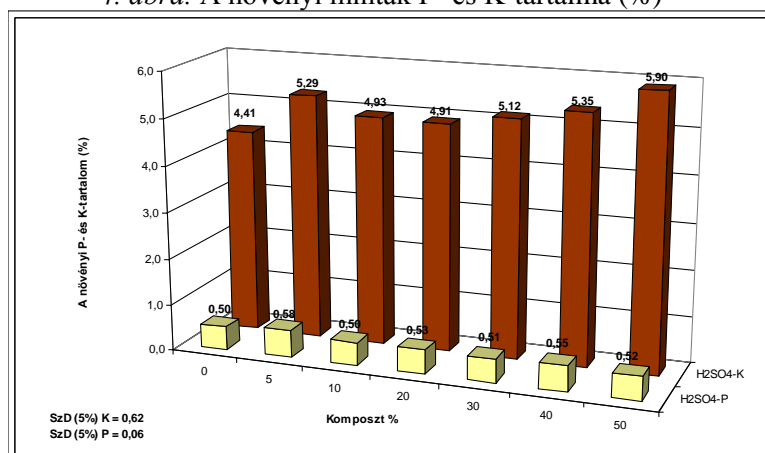


Figure 4. The P- and K-content of plant (%)

Következtetések

Összességében megállapítható, hogy a vizsgált savanyú homoktalajon az alkalmazott komposzt eltérő dózisaik közül a 10 %-os kezelés bizonyult leghatásosabbnak, amely a növényi biomasza növekedésében nyilvánult meg. Optimális adagban alkalmazva a komposzt a biomasza képzést hatékonyan növeli. A megfelelő komposztmennyiség kísérletünkben a 10 és 20 %-os tartományba esik. A provokatív céllal beállított 50 %-os kezelésnél a várt gátló hatást nem tudtuk igazolni, ennek magyarázata további vizsgálatokat igényel.

Irodalomjegyzék

- ALASHTY, S. R., BAHMANYAR, M. A., SEPANLOU, M. G., 2011. Change of pH, organic carbon (OC), electrical conductivity (EC), nickel (Ni) and chrome (Cr) in soil and concentration of Ni and Cr in radish and lettuce plants as influenced by three year application of municipal compost. *African Journal of Agricultural Research* **6**. 16. 3740-3746.
- ARANCON, N. Q. – EDWARDS, C. A. – BIERMAN, P. – METZGER, J. D. – LEE, S. – WELCH, C., 2004. Effects of vermicomposts on growth and marketable fruits of field-grown tomatoes, peppers and strawberries. *Pedobiologia*. **47**. 731–735.
- AYDINALP, C. – FÜLEKY, GY. – TOLNER, L., 2010. The Comparison Study of Some Selected Heavy Metals in the Irrigated and Non-Irrigated Agricultural Soils. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, **16**: 754-768. IF: 0.153
- EGNER, H. – RIEHM, H. – DOMINGO, W. R., 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. K. *LantbrHögsk. Ann* **26**. 199-215.
- ELFOUGHI, A. – BENEDEK, SZ. – BAYOUMI, H.H.E.A.F. – FÜLEKY, GY., 2010. Komposztrágyázás hatásának vizsgálata a talaj tápelem-szolgáltató képességére. *Agrokémia és Talajtan* **59** (2010) **2**
- GIGLIOTTI, G. – BUSINELLI, D. – GIUSQUIANI, P.L., 1966. Trace metal uptake and distribution in corn plants grown on a 6-year urban waste compost amended soil. *Agric. Ecosyst. and Environm.* **58**. 199–206.
- HOUBA, V.J.G. – NOVOZAMSKY, L. – LEXMOND, T.M. – VAN DER LEE, J.J., 1990. Applicability of 0.01 M CaCl₂ as a single extraction solution for the assessment of the nutrient status of soils and other diagnostic purposes. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **21**. 2281-2290. p.
- JONES, A. – PANAGOS, P. – BARCELO, S. – BOURAOUI, F. – BOSCO, C. – DEWITTE, O. – GARDI, C. – ERHARD, M. – HERVÁS, J. – HIEDERER, R. – JEFFERY, S. – LÜKEWILLE, A. – MARMO, L. – MONTANARELLA, L. – OLAZÁBAL, C. – PETERSEN, J.L. – PENIZEK, V. – STRASSBURGER, T. – TÓTH, G. – VAN DEN EECKHAUT, M. – LIEDEKERKE, M. – VERHEIJEN, F. – VIESTOVA, E. – YÍGINI, Y., 2012. The State of Soil in Europe. *JRC Reference Reports*.
- KÁDÁR, I. – MORVAI, B., 2007. Ipari-kommunális szennyvíziszap-terhelés hatásának vizsgálata tenyészedény-kísérletben. *Agrokémia és Talajtan*. **56** (2007) **2**

- KESERŰ, ZS., 2007. A szennyvíziszap-komposzt erdészeti hasznosíthatóságának kérdései. Erdészeti, Környezettudományi, Természetvédelmi és Vadgazdálkodási Tudományos Konferencia (EKTV-TK) konferencia 2007. december 11. Sopron.
- KIRKBY, E.A. – MENGEL, K., 1967. Ionic balance in different tissue of the tomato plant in relation to nitrate, urea or ammonium nutrition. *Plant Physiol.* **42.** 6-14.
- LAKHDAR, A., – SLATNI, T. – IANNELLI, M.A., – DEBEZ, A. – PIETRINI, F. – JEDIDI, N. – MASSACCI, A. – ABDELLY, C., 2012. Risk of municipal solid waste compost and sewage sludge use on photosynthetic performance in common crop (*Triticum durum*). *Acta Physiologie Plantarum.* **34.** 3. 1017-1026.
- LEE, J.J. – PARK, R.P. – KIM, Y.W. – SHIM, J.H. – CHAE, D.H. – RIM, Y.S. – SOHN, B.K. – KIM, T.H. – KIM, K.Y., 2003. Effect of food waste compost on microbial population, soil enzyme activity and lettuce growth. *Bioresource Technol.* **93.** 21–28.
- LOCH, J. – KISS, SZ. – VÁGÓ, I., 1992. A kálium-, kalcium-, magnézium- és vízellátás hatása az őszi búza szemtermésére és magnézium-felvételére. 4. Magyar Magnézium Szimpózium, Balatonszéplak. In: *Magnesium Research 5.* Abstr. 238.
- MARSCHNER H. – HÄUSSLING, M. – GREGORE, E., 1991. Ammonium and nitrate uptake rates and rhizosphere pH in non-mycorrhizal of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) *Trees* **5,** 14-21.
- MAYNARD, A. A., 1995. Cumulative effect of annual additions of MSW compost on the yield of field-grown tomatoes. *Compost Sci. Util.* **3.** 47-54.
- RAGÁLYI, P. – KADÁR, I., 2008. Komposztált vágóhídi melléktermékek hatása szántóföldi növények terméshozamára. *Talajvédelem különszám.* 497-506.
- SVÁB, J., 1981. Biometria módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- THAMM, F.-NÉ – KRÁMER, M. – SARKADI, J., 1968. Növények és trágyaanyagok foszfortartalmának meghatározása ammonium-molibdovanadátos módszerrel. *Agrokémia és Talajtan.* **17.** 145-156.
- TOLNER, L. – VÁGÓ, I. – CZINKOTA, I. – RÉKÁSI, M. – KOVÁCS, Z., 2008. Field testing of a new, more efficient liming method. *Cereal Research Communications.* **36.** 543-546.
- VÁGÓ, I. – TOLNER, L. – EICHLER-LÖBERMANN, B. – CZINKOTA, I. – KOVÁCS, B., 2008. Long-term effects of liming on the dry matter production and chemical composition of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Cereal Research Communications.* **36.** 103-106.
- VÁRALLYAY, GY. – SZABÓNÉ-KELE, G. – BERÉNYI-ÜVEGES, J. – MARTH, P. – KARKALIK, A. – THURY, I., 2006. Magyarország talajainak állapota a Talajvédelmi Információs és Monitoring rendszer (TIM) adatai alapján. 8. p.

Internetes hivatkozás

I1: <http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/12/128&format=HTML&aged=0&language=HU&guiLanguage=en>

Az Országos Környezeti Információs Rendszer Talajdegradációs Alrendszere

*Szabó József¹ - Szabóné Kele Gabriella² - Havas Ádám³ - Podmaniczky László⁴
- Pirkó Béla⁵ - Dombos Miklós¹ - László Péter¹ - Koós Sándor¹ - Bakacsi
Zsófia¹ - Laborczi Annamária¹ - Vass-Meyndt Szilvia¹ - Pásztor László¹*

¹ MTA Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet,
Környezetinformatikai Osztály, Budapest;

² Fejér Megyei Kormányhivatal Növény-és Talajvédelmi Igazgatósága;
³ Helion Kft;

⁴ Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet;

⁵ Pest Megyei Kormányhivatal Növény-és Talajvédelmi Igazgatósága

Összefoglalás

A Talajvédelmi Stratégia, illetve a Talaj Keretirányelv elvárásainak való megfelelés komoly előkészületeket igényel a környezetvédelmi informatika terén. Ez indokolta egy, az Országos Környezeti Információs Rendszerhez kapcsolódó, annak részeként funkcionáló talajos alrendszer fejlesztését, mely támogatja a talaj környezeti állapotának nyomon követését; illetve a DPSIR értékelési módszer szerint történő komplex környezeti elemzések végrehajtását egy, a térképi megjelenítést is lehetővé tevő informatikai rendszer kialakításával. A TERRADEGRA projekt célja a mezőgazdasági eredetű környezeti terhelésre, valamint a talajok környezeti állapotára vonatkozó talajvédelmi adatszolgáltatásokhoz szükséges adatok előállítását lehetővé tevő rendszer és ennek informatikai hátterének kidolgozása, továbbá a kapcsolódó állami közfeladatok elvégzésének támogatása és a nyilvánosság tájékoztatása érdekében történő talajtani adat- és információ publikálása. A projekt során informatikai fejlesztést hajtottunk végre kialakítva az OKIR-hoz kapcsolódó Talajdegradációs Információs Rendszert, továbbá aktuális talajtani adatgyűjtést végeztünk Magyarország teljes területére vonatkozó, reprezentatív mintavételi elrendezésben.

Abstract

Regular data collection on the state of agricultural soils has not been in operation in Hungary for more than two decades. The soil fertility monitoring system (AIIR), which was started in 1978 stopped before completing the third phase in the late '80s. In the meantime, mainly thanks to the Hungarian Soil Strategy and the planned Soil Framework Directive, the demand for the information on state of Hungarian soils and the follow up of the harmful changes in their conditions and functioning has greatly increased. In 2010 the establishment of a new national soil monitoring system was supported by the Environment and Energy Operational Programme for Informatics Development. The aim of the project was to collect, manage, analyse and publish soil data related to the state of soils and the environmental stresses attributed to the pressures due to agriculture; setting up an appropriate information system in order to

fulfil the directives of the Thematic Strategy for Soil Protection. Further objective is the web-based publication of soil data as well as information to support the related public service mission and to inform publicity. The developed information system is planned to operate as the Soil Degradation Subsystem of the National Environmental Information System being compatible with its other elements. A suitable representative sampling method was elaborated. The representativity is meant for soil associations, land use, agricultural practices and typical degradation processes. Soil data are collected on county levels led by regional representatives but altogether will be representative for the whole territory of Hungary.

Bevezetés

A talaj az atmoszféra, a hidroszféra, a litoszféra és a bioszféra kölcsönhatásainak közege. A talajnak, mint környezeti elemnek a különböző, döntően határfelületi helyzetéből adódó funkciói az élet fennmaradásában és az élhető környezet megőrzésében játszott szerepét írják le különböző aspektusokból. Az átalakítást, tárolást, szűrést, tompítást, táplálást, megőrzést etc., végző funkciók kiterjednek számos anyag (tápanyag, víz, gáz) és energia forgalmi folyamatra (Blum W.E.H., 2005; Várallyay Gy., 1997). A talajok egyes funkciói azonban természeti, illetve antropogén okokból gyakran sérülnek, a talajok különböző degradációs folyamatok következtében leromlanak. A leginkább meghatározó talajdegradációs problémák az erózióval, a szervesanyag csökkenéssel, a helyi és a diffúz szennyeződéssel, a talajfedéssel, a tömörődéssel, a biológiai sokféleség csökkenésével, a szikesedéssel, a savanyodással, az extrém hidrológiai eseményekkel, illetve a tápanyagforgalommal kapcsolatosak. A talajdegradáció azonban nem elkerülhetetlen és főképp nem kivédhetetlen következménye a mezőgazdasági termelésnek, valamint az általános társadalmi fejlődésnek. A folyamatok és kedvezőtlen következményeik többnyire megelőzhetők, megszüntethetők, de legalább bizonyos tűréshatárig mérsékelhetők. Hazánk (Németh T. et al, 2005) és az EU Talajvédelmi Stratégiájának (CEC 2002, 2012) keretében veszi fel a harcot a talaj, mint feltételes megújuló erőforrás védelmében.

A talajokra vonatkozó információigény igen jelentős és folyamatosan bővül (Bullock P., 1999; Mermut A.R., Eswaran H., 2000; Tóth G. et al, 2008; Baumgardner M.F., 2011). Az információval szembeni aktuális elvárás, hogy az digitálisan és minél szélesebb körben legyen hozzáférhető, ennek köszönhetően vették át a legfőbb talajtani információhordozó szerepét a talajtani adatbázisok és térbeli talajinformációs rendszerek (Lagacherie P., McBratney A., 2007), amelyek fejlesztésének területén - a korábbi adatgyűjtéseknek köszönhetően - hazánk is élvonalbeli szerepet játszik (Pásztor L. et al., 2012). A jelenleg rendelkezésre álló hazai talajtani adatrendszerek egyike sem alkalmas azonban a talajdegradációs folyamatok országos szintű, minden igényt kielégítő

felmérésére és monitorozására. Másrészt az Európai Környezetvédelmi Ügynökség által kidolgozott Hajtóerők–Terhelés–Állapot–Hatás–Válasz (DPSIR; Smeets E., Weterings R., 1999) keretrendszernek döntően csupán egyetlen elemére, jelesül az állapotra vonatkoztatva szolgáltatnak információt. Következésképpen a magyar Talajvédelmi Stratégia, illetve a tervezett európai Talaj Keretirányelv elvárásainak való megfelelés komoly előkészületeket igényel a környezetvédelmi informatika terén.

Ez indokolta egy, az Országos Környezeti Információs Rendszerhez (OKIR) kapcsolódó, annak részeként funkcionáló talajos alrendszer fejlesztését, mely támogatja a talaj környezeti állapotának nyomon követését; illetve a DPSIR értékelési módszer szerint történő komplex környezeti elemzések végrehajtását egy, a térképi megjelenítést is lehetővé tevő informatikai rendszer kialakításával. Az OKIR talajdegradációs alrendszer kialakításának célja a mezőgazdasági eredetű környezeti terhelésre, valamint a talajok környezeti állapotára vonatkozó talajvédelmi adatszolgáltatásokhoz szükséges talajtani adatok előállítását lehetővé tevő rendszer és ennek informatikai hátterének kidolgozása. További cél a kapcsolódó állami közfeladatok elvégzésének támogatása és a nyilvánosság tájékoztatása érdekében történő talajtani adat- és információ publikálása.

Az MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet a Környezet és Energia Operatív Program (KEOP) támogatásával 2010-2012 között széles szakmai összefogással végrehajtott kutatásában egy olyan informatikai fejlesztést hajtott végre, amely a mezőgazdasági művelésből adódó üzemi terhelések minősítésére és a talaj környezeti állapotának nyomon követésére alkalmas.

Anyag és módszer

Az OKIR TDR kialakítása az alábbi premisszákon nyugszik:

- A mezőgazdálkodás talajdegradációs folyamatokat okoz(hat).
- Az eltérő gazdálkodási gyakorlatból fakadóan az üzemeknek a változó környezeti feltételekhez történő alkalmazkodási képessége különböző.
- Az egyes termőhelyeken az eltérő gazdálkodási gyakorlat különböző módon terheli a talajokat.
- A különböző termőhelyeken a terheléseknek mások a degradációs hatásai.

A projekt célkitűzése ezeket a hatásokat degradációs állapot indikátorokkal (pl. nitrogén felhalmozódás a talaj mélyebb rétegeiben; határérték feletti nehézfém megjelenése; gyökérfejlődést gátló tömődöttség stb.) kimutatni, mértéküket számszerűsíteni, illetve - a szintén aktuális adatgyűjtésen alapuló - terhelési indikátorokkal való összevetéssel elemezni.

Az MTA TAKI vezette projekt szereplői: a Terradegra konzorcium (Szent István Egyetem, mint konzorcium vezető, az informatikai fejlesztéseket végző

Helion Kft. és a Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal), hét régió felelős (a szerzők között is szereplőkön kívül Bialkó Tibor, Mandula Róbert, Podmaniczky Gábor, Tihanyi Klára, Szabó Levente), valamint a megyei szakértők hálózata, továbbá a talajdegradációs protokollok kidolgozói és a mintavétel tervezést segítő statisztikusok.

A projektet támogató pályázati kör jellege folytán alapvetően informatikai fejlesztés történt az OKIR kompatibilitás messzemenő figyelembevételével. Maga az adatgyűjtés ún. adathiány pótlásként szerepelt a jelenleg finanszírozott keretben. Csak 2 felvételi (2011. év tavasz és ősz) kampány kivitelezésére volt lehetőség, melyben döntően meglévő eszközökre, módszerekre, illetve korlátozott számú felvételező helyi szakemberre támaszkodhattunk. Nem titkolt cél volt azonban egy működőképes monitoring keretrendszerének kialakítása, amely megfelelő pénzügyi keretek rendelkezésre állása esetén bármikor operatívra tehető. A célterületek kiválasztásánál az alábbi korlátok mentén kellett terveznünk: 10-20 reprezentatív üzem megyénként; 2-8 tábla üzemenként és 1-3 ún. RPR (öthektáros reprezentatív parcella részlet) táblánként; összesen mintegy 2000 db RPR kijelölésével és felvételezésével számolhattunk.

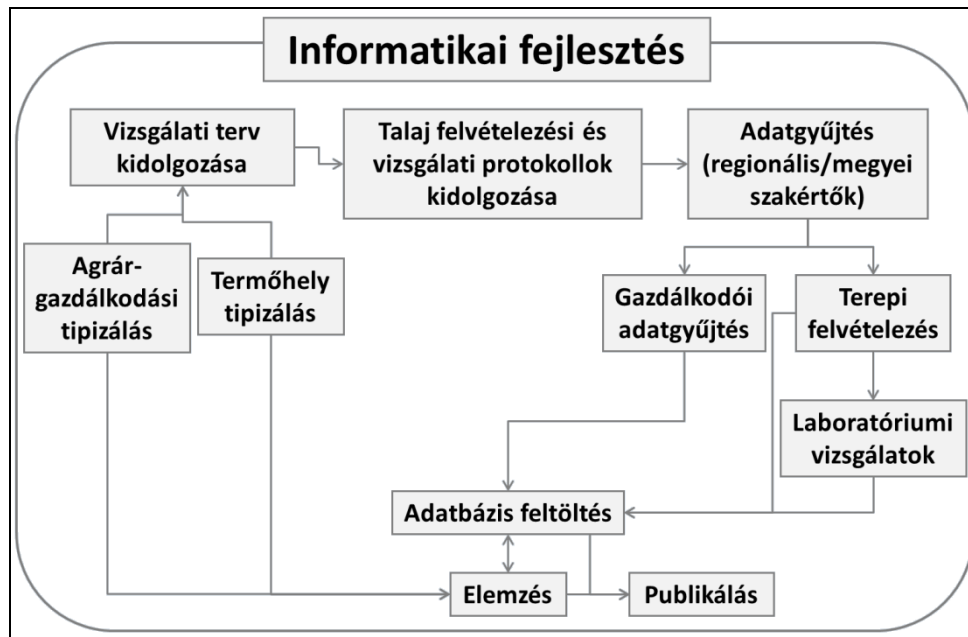
Az OKIR TDR fejlesztés számos elkülöníthető, de egymásra épülő és egymással kölcsönhatásban levő munkacsomag keretében történt, melyet egy minden részletre kiterjedő, nagyon precíz és szigorú informatikai fejlesztés fog össze és támogatott (1. ábra).

A vizsgálati terv kidolgozása a projekt kereteinek, korlátainak, illetve egy működő monitoring rendszerrel szembeni elvárások optimalizálásával történt, a mintavétel tervezésben gyakorlott matematikai statisztikusok bevonásával. A mintavételi tervben a terhelésre vonatkozó reprezentativitást az agrárgazdaságok, a talajtani adottságokra vonatkozót pedig a termőhelyek tipizálásával vettük figyelembe. Az előbbit a KSH adataira alapoztuk, az utóbbit egy, a szakértők számára biztosított webes térképi szolgáltatással támogattuk. A végleges mintavételi objektumok (üzem, tábla, RPR) kijelölésénél jelentős szerepet játszott a helyi szakértők tapasztalata és helyismerete.

Az OKIR TDR-be bevont talajdegradációs folyamatokkal (biológiai, fizikai, erózió, nitrát, szennyezés, növényvédőszer maradvány, szervesanyag minőségváltozás, szikesedés, savanyodás) kapcsolatos ismereteket hazai szakértők képviselték (a szerzők között is szereplőkön kívül Anton Attila, Centeri Csaba, Gyuricza Csaba, Michéli Erika). A nemzetközi és a korábbi hazai gyakorlatot áttekintve és elemezve, protokollokat dolgoztak ki az egyes degradációs folyamatokat jellemző terhelési és állapotindikátorok meghatározásának módszertanára vonatkozólag. Kiemelt szempont volt a protokollok egymás közötti harmonizálása, összedolgozása és optimalizálása, illetve a beérkezett eredmények alapján elvégezhető elemzések előzetes tervezése.

A következő lépés a reprezentatív üzemek megyei és régiós kvóták szerinti kiválasztása, az üzemeken belüli táblák termőhelyi szempontok szerinti

kijelölése, valamint a gazdálkodói adatgyűjtés megkezdése. Mindezen feladatok kivitelezését a vizsgálati tervvel párhuzamosan kidolgozott rendszerterv alapján elvégzett informatikai fejlesztés támogatta.

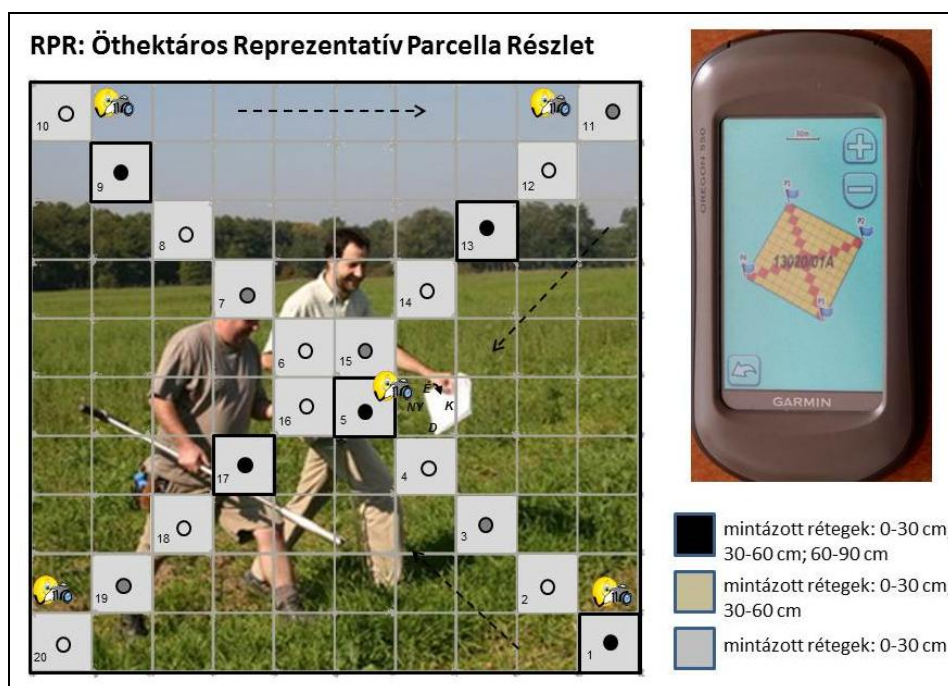


1. ábra. A KEOP TDR fejlesztés elemei és azok kapcsolatainak sematikus ábrája

A terepi mintavételezés támogatására a központi adatbázis és a felvételező kapcsolatát biztosító hardver-szoftver rendszert biztosítottunk a megyei szakértők számára. Ennek központi eleme egy, fényképek készítésére is alkalmas GPS, amely egyben a felvételezés minőségbiztosításában is jelentős szerepet játszik. Az adatbázis és a GPS-ek közötti adatáramlás biztosítására szolgál a terepi, mobil internet kapcsolattal rendelkező számítógépeken futó, a projekt keretei között fejlesztett Terraszink adatszinkronizáló program, amely (i) az adatbázisban szereplő földrajzi adatok közül egy felvételezés végrehajtásához szükséges adatokat juttatja el a GPS eszközre; illetve (ii) a felvételezés során, a helyszínen készített, ún. geotag-gel ellátott fotókat tölti fel a TDR adatbázisba.

A terepi vizsgálatok és mintavétel alapvető geometriai objektuma a reprezentatív parcella részlet (RPR). Az ezekre gyűjtött átlagmintákkal reprezentáljuk az őket tartalmazó táblák talajtani viszonyait. Az RPR egy lehetőleg, de nem feltétlenül négyzet alakú, közelítőleg öt hektár területű

mintavételi egység, ami mind alakjában, mind pontos méretében rugalmasan idomul a táblához. A terepi vizsgálatok elvégzésének helyszíneit az RPR-en belüli 10x10-es rácsháló celláihoz rendeltük. Az RPR-eket, a táblákhoz, hasonlóan, a megyei szakértők jelölték ki a TDR által biztosított térinformatikai környezetben, az RPR-ek azonban a terepi adottságok függvényében a helyszínen is módosíthatók. Az RPR-en belüli rács az RPR GPS-re történő letöltése során automatikusan generálódik (2. ábra).



2. ábra. Az őszi felvételezés nitrát protokollja szerinti átlag mintavétel tervezési RPR-je, illetve a GPS-re letöltött verzió

A vizsgálatokat tavaszi és őszi felvételezésre bontottuk szét. Ezt az elvégzendő feladatok nagysága és eszközrendszerének racionalizálása, valamint az egyes vizsgálatok kivitelezhetőségét befolyásoló agronómiai peremfeltételek egyaránt indokolták. A terepi munka során készült jegyzőkönyvek adatait maguk a felvételezők vitték be folyamatosan a központi adatbázisba. A gyűjtött minták laboratóriumi méréseinek eredményei, ezek időigényessége miatt természetesen lassabban gyűlnek, de a feldolgozással párhuzamosan, egy speciálisan kialakított interfészen keresztül közvetlenül a laborból töltődnek az adatbázisba. További jelentős adatmennyiség keletkezik a részletes gazdálkodói adatgyűjtésből, amelyet a gazdálkodás környezeti terhelésének indikálására dolgoztunk ki.

Eredmények

Össességében 294 mezőgazdasági üzem 1.888 táblájának 2.030 RPR-jén elvégzett 2.227 felvételezés során 9.541 vizsgálat történt, melynek során 6.935 minta és 28.075 fénykép született. Az összes felvett üzemi táblák száma 4.529, melyek összterülete mintegy 250.000 hektár. A 3. ábra az adatbázis felület néhány elemét villantja fel.

A megvalósított informatikai keretrendszer és talajdegradációs-talajvédelmi adatbázis társadalmi-gazdasági hasznosíthatósága a döntéshozók, a talajvédelmi hatósági szereplők, a szakmai közvélemény és a nyilvánosság számára is jelentős:

1. Állami szintű adatszolgáltatás és komplex környezeti elemzések végrehajtásának lehetőségét teremti meg a mezőgazdasági eredetű talajterhelésre és a terhelés következtében kialakuló talajállapotra vonatkozóan az EU talajvédelmi stratégiájában meghatározott irányelvek végrehajtásának elősegítése érdekében.

2. Az OKIR önálló szakrendszereként a talajvédelmi intézkedések megalapozásával közvetlenül szolgálhatja a talajvédelmi hatósági munkát: (i) a talajok minőségében bekövetkező változások nyomon követésére, illetve (ii) annak megállapítására, hogy a kedvezőtlen folyamatok természeti tényezők vagy a helytelen gazdálkodás következtében jelentkeznek.

3. A szakmai közvélemény és a nyilvánosság tájékoztatását biztosító web-es talajtani adat- és információszolgáltatással, az elemzési eredmények bemutatásával (amely a <http://okir-tdr.helion.hu> címen érhető el; 4. ábra) publicitást teremt a talajvédelem jelentőségének hangsúlyozására, továbbá az adatbázis egyes elemeihez közvetlen hozzáférési lehetőséget is biztosít a tudományos kutatás és az oktatás számára.

The screenshot displays the 'terradegra' web application interface. At the top, there are navigation tabs: 'Adatfeldolgozás', 'Bongészés', 'Adminisztráció', 'Céltérületek', and 'Tájékoztató'. Below this, there are several panels:

- Lekérdezés varázsló:** A search interface with a dropdown for 'TDR régió' (currently 'Közép-Dunántúl') and a 'Kérdése van?' button.
- Fotó böngésző:** A satellite map view with several purple rectangular overlays indicating specific areas of interest.
- RPR böngésző:** A detailed view of a specific area, showing a pink-shaded polygon on a satellite image.
- Kiválasztott TDR üzemi:** A form for selecting and managing specific areas, including a list of 'Kiválasztott adatszolgáltatás' and a 'Kérdése van?' button.
- Adatbeviteli űrlapok:** Several smaller forms for data entry, including 'Kiválasztott TDR üzemi' and 'Kiválasztott adatszolgáltatás'.
- Table:** A large data table at the bottom with columns for 'Minta azonosító', 'Vonatkozó azonosító', 'Üzem', 'Tábla neve', 'Üzemi típus', 'Feltétel nélküli területi fajlagos mennyisége', 'Növényvédőszerrel kezelt terület aránya', 'Feltétel nélküli területi fajlagos mennyisége', 'Élelmiszeri növénytermesztés?', 'Szerkeleti állapot', 'Hirtelen lepusztult', 'Egyéb területi állapot', 'Gyepgazdálkodás?', 'Ultrahangos gázszórás?', 'B1 - Csatornázott terület?', 'B2 - Csatornázott terület?', 'B3 - Csatornázott terület?', 'B4 - Csatornázott terület?', 'B5 - Csatornázott terület?', 'B6 - Csatornázott terület?', 'B7 - Csatornázott terület?', 'B8 - Csatornázott terület?', 'B9 - Csatornázott terület?', 'B10 - Csatornázott terület?'.

3. ábra. Az adatbázis felület néhány nézete (adatbevitel, böngészés, lekérdezés; felvett táblák és RPR-ek, felvételezési fényképek, gazdálkodói adatok)



TALAJDEGRADÁCIÓS RENDSZER (TDR)
Vidékfejlesztési Minisztérium

KEZDŐLAP
TÉRKÉPI ALAPADATOK
TERHELÉS
TALAJÁLLAPOT
ÖSSZEFÜGGÉSEK

BEMUTATKOZÁS
FOTÓGALÉRIA

A Terradegra projekt bemutatása

A Környezet és Energia Operatív Program (KEOP), valamint a Közép-Magyarországi Operatív Program keretében a Környezetvédelmi célú informatikai fejlesztések a Közigazgatásban (e-környezetvédelem) című pályázati konstrukcióban az MTA Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet (MTA ATK TAKI), mint projektgazda az [Országos Környezeti Információs Rendszerhez \(OKIR\)](#) kapcsolódóan a Talajdegradációs Információs Rendszert (TDR) fejleszt.

A projekt célja a mezőgazdasági eredetű környezeti terhelésre, valamint a talajok környezeti állapotára vonatkozó talajvédelmi adatszolgáltatásokhoz szükséges talajtani adatok előállításának és az informatikai háttér biztosítása az EU talajvédelmi stratégiájában meghatározott irányelvek végrehajtásának elősegítése érdekében. További célja a kapcsolódó állami közfeladatok elvégzésének támogatása és a nyilvánosság tájékoztatása érdekében történő talajtani adat- és információ publikálása.

A projekt során informatikai fejlesztés, továbbá az Országos Környezeti Információs Rendszerhez (OKIR) kapcsolódóan [Talajdegradációs Információs Rendszer \(TDR\)](#) kialakítása történik. A talajtani adatok biztosítása céljából terhelési adatgyűjtés, talajállapot felmérés és adathiány-pótlás valamint indikációs módszertani fejlesztés kerül végrehajtásra Magyarország teljes területére vonatkozóan, a reprezentatív módon kiválasztott mezőgazdasági típusüzemekben.

Az adatgyűjtés célja: a mezőgazdálkodási tevékenységből adódó környezeti terhelés nyomon követése a gazdálkodók által vezetett Gazdálkodási Naplók (GN) adatai alapján, valamint a környezeti terhelés minősítése a főbb talajdegradációs folyamatokat jellemző terhelési indikátorok meghatározásával.

A feladat végrehajtására a projektgazda a nyílt közbeszerzési eljárás keretében nyertes pályázóval, a Terradegra konzorciummal kötött szerződést 2010. szeptember 9-én.

A Terradegra konzorciumot az alábbi szervezetek alkotják: [Szent István Egyetem](#) (konzorciumvezető), [Helion Kft.](#) és a [Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal](#).

A TDR rendszer az OKIR talajtani alrendszereként támogatni fogja – a mezőgazdasági művelésből adódó terhelések figyelembe vételével – a talaj környezeti állapotának nyomon követését, illetve a térképi megjelenítést is lehetővé tévő informatikai rendszer kialakításával az Európai Unióban alkalmazott „Hajtóerők-Terhelés-Állapot-Hatás-Válasz”, angolul: „Driving forces-Pressure-State-Impact-Response” (DPSIR) értékelési módszer szerint történő komplex környezeti elemzések végrehajtását.

A TDR rendszerből lehetőséget biztosítunk kiválasztott adat tartalmak szolgáltatására más OKIR szakrendszerekkel történő elemzések végrehajtására, az EU felé történő, illetve hazai országos szintű adatszolgáltatások támogatására valamint ezen internetes információ-szolgáltatással a nyilvánosság tájékoztatására.

TÉRKÉPTÁR



Duis volutpat, nisi sit amet venenatis lobortis, neque orci feugiat est, sit amet pellentesque orci turpis vitae ipsum.

→ [további térképek](#)

TERRADEGRA FOTÓGALÉRIA



Degradáció



Domborzat

4 ábra. Az OKI-TDR nyilvánosság tájékoztatását biztosító adatpublikációs felülete a <http://okir-tdr.helion.hu> címen

Köszönetnyilvánítás

Munkánkat a Környezet és Energia Operatív Program, "Az Országos Környezeti Információs Rendszer (OKIR) talajdegradációs alrendszerének (TDR) kialakítása" (KEOP-6.3.0/2F/09-2009-0006) projekt támogatásával végeztük.

Irodalomjegyzék

- BAUMGARDNER, M.F., 2011. Soil Databases. In P.M. HUANG, Y. LI & M.E. SUMNER (Eds.): *Handbook of Soil Sciences: Resource Management and Environmental Impacts* (27-1–33-7). Boca Raton: CRC Press.
- BLUM, W.E.H., 2005. Functions of Soil for Society and the Environment. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, **4**, 75-79.
- BULLOCK, P., 1999. Soil Resources of Europe – An Overview. In P. Bullock, R.J.A. Jones & L. Montanarella (Eds.) *Soil Resources of Europe* (European Soil Bureau Research Report 6). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- CEC, 2002. *Towards a Thematic Strategy for Soil Protection*. Brussels, COM(2002) 179 Final.
- CEC, 2012. *The implementation of the Soil Thematic Strategy and ongoing activities*. Brussels, COM(2012) 46 Final.
- LAGACHERIE, P., MCBRATNEY, A., 2007. Spatial soil information systems and spatial soil inference systems: perspectives for digital soil mapping. In P. Lagacherie, A. McBratney, M. Voltz (Eds.) *Digital soil mapping: an introductory perspective*. Elsevier, 3-22.
- MERMUT, A.R., ESWARAN H., 2000. Some major developments in soil science since the mid-1960s. *Geoderma*, **100**, 403–426.
- NÉMETH T., STEFANOVITS P., VÁRALLYAY GY., 2005. *Országos Talajvédelmi Stratégia tudományos háttere. Tájékoztató: Talajvédelem*. Budapest: Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J, BAKACSI ZS., LABORCZI A., 2012. Elaboration and applications of Spatial Soil Information Systems and Digital Soil Mapping at RISSAC HAS. *Geocarto International*. **27(3)**, 15.

- SMEETS, E., R. WETERINGS (Eds.), 1999. Environmental indicators: typology and overview. In EEA Technical report **25**. 19.
- TÓTH, G., MONTANARELLA, L., STOLBOVOY, V., MÁTÉ F., BÓDIS, K., JONES, A., PANAGOS, P., VAN LIEDEKERKE, M., 2008. Soils of the European Union. EUR 23439 EN, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 85.
- VÁRALLYAY, GY., 2009. A talaj funkciói. Magyar Tudomány, **42(12)**. 1414–1430.

Humuszviszonyok vizsgálata eróziós területeken

Szécsy Orsolya¹, Gál Anita², Dombos Miklós¹

¹MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet, Budapest

²SZIE MKK Talajtani és Agrokémiai Tanszék, Gödöllő

e-mail: szecsy@rissac.hu

Összefoglalás

Munkánk során országszerte 60 eróziós területéről vett minta humuszminőségét elemeztük azzal a céllal, hogy megvizsgáljuk, az erózió okoz-e változást a humusz minőségében, van-e kimutatható különbség a lejtők felső és alsó harmadában vett minták E4/E6 módszerrel mért humuszminőségében. A minták humusztartalmának és a humuszos réteg vastagságának ismeretében azt is teszteltük, hogy ezek milyen összefüggést mutatnak a humusz minőségével. A vizsgált 50x100–300m hosszú lejtőkön a mintavételi pontok (2x5 pont) a lejtők felső és alsó harmadán kerültek kijelölésre. Az eredmények alapján a humuszos réteg a lejtők alsó harmadán, a humusztartalom pedig a felsőn volt szignifikánsan nagyobb. Valószínűleg főként a könnyebben kimosódó, kisebb molekulatömegű és széntartalmú fulvosavak kerülhettek a lejtők alsóbb részeire. Az E4/E6 módszerrel mért humuszminőséget az erózió nem befolyásolta, ennél nagyobb hatással volt rá a mintaterületek termőhelyi típus szerinti elhelyezkedése.

Summary

Soil samples originating from 60 slopes around Hungary were analysed by E4/E6 method in order to investigate the effect of erosion on humus quality. Correlations between humus quality and another two parameters: humus content and thickness of humic layer was also tested. Regarding sampling method, 5 sampling points were designated on the upper third and 5 on the lower third part of the sampling parcels having a territory of 50x100–300m. According to the results, humic layer was significantly thicker on the lower, while humus content was significantly higher on the upper parts of the slopes. It might be presumed that a part of fulvic acids, being leachable, having smaller molecule weights and lower carbon content than those of humic acids, had been leached downwards along the slopes. No effect of erosion could be observed on humus quality measured by E4/E6 method, whereas locality of the sampling parcels had more influence on this parameter.

Bevezetés

Az Európai Bizottság talajvédelemről szóló tematikus stratégiájában (COM (2006) 231) meghatározott talajromlási folyamatok között az erózió és a szerves anyagok csökkenése egyaránt szerepel, ezért ezek kutatása kiemelten fontos.

A talaj termékenységét gátló tényezők közül Magyarországon kiterjedését tekintve az erózió okozza a legnagyobb problémát. Hazánk lejtőiről becslések szerint az víz és szél által kiváltott talajpusztulás évente átlagosan mintegy 80–110 millió m³ humuszos feltalaj lehordásáért felelős. Az ezzel elveszített szerves anyag mennyisége 1,5 millió tonna, valamint további jelentős tápanyagvesztéssel (0,2 millió t N, 0,1 millió t P₂O₅ és 0,22 millió t K₂O) is számolni kell (Várallyay et al., 2005). Éppen ezért az erózió hatására bekövetkezett talajvesztés és egyéb talajdegradációs folyamatok monitorozása Magyarországon is elengedhetetlen.

A humusz kulcsfontosságú szerepet játszik a talaj kedvező fizikai állapotának kialakulásában és fenntartásában, elvesztésével a talaj keménnyé, tömörre és rögzőssé válhat. A talajszemcsékhez kötődő komplex szerves összetevők által létrehozott aggregátumok többek között a laza, morzsalékos tulajdonságok fenntartásában játszanak szerepet. A humusz növeli a talaj aggregátum-stabilizáló hatását, ami így több vizet tud megtartani, továbbá a morzsás talajszerkezet és a nagy pórusok fenntartásával elősegíti a víz leszivárgását. Így általában növeli a talaj erózióval szembeni ellenállását (Piccolo et al. 1997). Stevenson (1982) szerint az intenzív műveléssel járó szerkezetromboló hatás enyhébb károkat okoz a humusszal kellően ellátott talajokon.

Az erózió többnyire elsősorban az alacsonyabb sűrűségű és kisebb méretű részecskéket ragadja magával, mint például az agyag és a szerves szén.

Tovább gyorsítja a pusztulási folyamatot, hogy ezek az anyagok az aggregátumok kialakulásához nélkülözhetetlen ragasztóanyagok közé tartoznak (Bronick, 2005). Elsősorban az agyag mozgását írja le Rodríguez Rodríguez (2004) is. Az aggregátumok fizikailag védik a szerves szenet, viszont a vízerózió során, az eső hatására szétrobbanó aggregátumokból a leginkább labilis szerves szén frakció távozik (Jacinthe et al., 2002). Borcsik et al. (2011) Tolna megyében, erodált vízgyűjtőterületen, csernozjom barna és Ramann-féle barna erdőtalajokon végzett kutatása szerint a humuszminőséget jellemző, Hargitai-féle Q és K érték a lejtőn a lejtés irányába csökken. Az eredmények alapján a vízben jól oldódó, esőzések hatására könnyebben elmozduló anyagok, azaz a nyers humuszanyagok, fulvosavak aránya a lejtőn lefelé növekszik, tehát a völgytalpakon, depozíciós zónákban ezek az anyagok kerülnek túlsúlyba.

A Terradegra projekt (Az Országos Környezeti Információs Rendszer (OKIR) talajdegradációs alrendszerének (TDR) kialakítása) célja az eltérő mezőgazdasági gyakorlatok okozta terhelések talajdegradációs hatásának országos szintű felmérése, megismerése (Szabó, 2010). E projekt keretein belül 60 eróziós terület mintáinak vizsgálatára nyílt lehetőségünk. A mintaterületek az ország lejtős részein egyenletes elosztásban kerültek kijelölésre.

A mintákból E4/E6 módszerrel humuszminőség-mérést végeztünk, majd ennek eredményeit összevetettük a humuszréteg vastagságával és az összes humusztartalommal. A széles körben alkalmazott E4/E6 mérés eredményéből a humuszanyagok aromás összetevőinek kondenzációs fokára, valamint a molekulák méretére és tömegére lehet következtetni. Az E4/E6 érték egy számarány, a humuszanyagok spektrofotométeren, 465nm-en és 665nm-en mért fényelnyelésének a hányadosa. Minél alacsonyabb ez az érték, annál inkább a nagyobb molekulatömegű huminsavak dominálnak, a nagyobb arányok felé haladva pedig a kisebb molekulájú, gyengébb minőségű fulvosavak kerülnek túlsúlyba (Stevenson, 1982; Tan, 2003; Kononova, 1966).

Munkánk elsődleges célja volt megvizsgálni, hogy az erózió okoz-e változást a humusz minőségében. Tehát, hogy van-e kimutatható különbség a lejtők felső és alsó harmadában vett minták E4/E6 módszerrel mért humuszminőségében, változik-e a humusz huminsav-fulvosav aránya az erózió által áthalmozott talajanyagban. Ezzel egyidejűleg a minták humusztartalmának és humuszos réteg vastagságának ismeretében azt is teszteltük, hogy e két paraméter milyen hatással van a humusz minőségére, valamint, hogy az E4/E6 arány alkalmas-e az erózió okozta változások kimutatására.

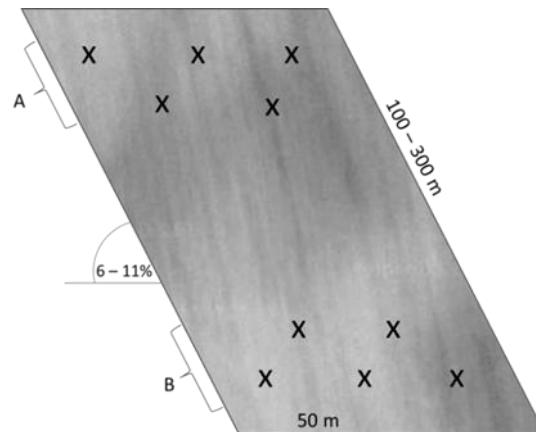
Anyag és módszer

Mintaterületek kiválasztása, mintavétel

A Terradegra projekt végrehajtása során a talajvédelmi szakértők olyan üzemekben jelölték ki a mintaterületeket, ahol a gazdálkodók előre jelezték az erózió jelenlétét. Országosan összesen 65 eróziós tábla került kiválasztásra. A táblákon belül olyan, 50 m széles és lejtő irányban 100–300 m hosszú eróziós parcellákon történt a mintavétel, ahol „5%-nál meredekebb összetett lejtő található 6–11% közötti lejtéssel a lejtő középső harmadán 100–300 méter hosszú lejtővel a megyei felvételező által valószínűsített „eróziós” genetikai talajtípuson” (Centeri, 2011). Az „eróziós genetikai talajtípus” ez esetben a Genetikus üzemi talajtérképezés módszerkönyvében (Szabolcs et al., 1966) szereplő erodált változattal bíró talajtípusokat, valamint a rendzina és a nyirok talajtípusokat jelenti.

A mintavételt és a kapcsolódó terepi vizsgálatokat a mintaterületeket kiválasztó talajvédelmi szakértők végezték, 2011 májusában. A mintavételre kijelölt parcellák felső (A) és alsó (B) harmadán egymástól egyenletesen elosztott távolságban 5-5 pontot jelöltek ki, W-t közelítő alakban (1. ábra). A laborvizsgálatokhoz átlagot képeztek a felső és az alsó mintákból külön-külön. A bolygatott mintákat 0-30 és 30-60 cm-es mélységekből vették (http1). Jelen munkához csak a felszíni (0-30 cm) minták, valamint az elvégzett vizsgálatok

közül a terepi humuszréteg vizsgálat, a szűkített talajvizsgálat, valamint a humuszminőség mérése kapcsolódnak.



12. ábra A mintavételi parcellák jellemző tulajdonságai, valamint a vizsgálati és mintavételi pontok elhelyezkedése a mintaterületeken

Humuszanyagok vizsgálata

A humuszos réteg vastagságát a szakértők az említett 2 x 5 pontban egyesével mérték meg. A lejtők felső és alsó harmadában mért humuszréteg vastagságértékeket az elemzésekhez átlagoltuk, így lejtőnként 2 vastagsággal dolgoztunk. Fontos kiemelni, hogy a megadható maximális vastagságot 60 cm-ben határozták meg, ez ugyanis az adatok elemzésénél befolyással lehet az eredményekre, sok helyen a felső és az alsó mintavételi pontokban is 60 cm volt a mért érték.

A minták *humusztartalmát* a Tyurin módszer szerint határozták meg (MSZ-08-0210-77) Velencén, a Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal Növény-, Talaj- és Agrárkörnyezet-védelmi Igazgatóság Velencei Talajvédelmi Laboratóriumában.

A vizsgált talajok *humuszminőségét* az E4/E6 módszer szerint mértük meg (Tan, 2003). A humuszanyagok kivonását a Szent István Egyetem Talajtani és Agrokémiai Tanszékén végeztük. Ehhez első lépésként sósavas kezeléssel eltávolítottuk a humuszanyagok kivonását akadályozó karbonátokat. A minták desztillált vízzel történő átmosása után NaOH hozzáadásával, rázatással, majd centrifugálással vontuk ki a szerves anyagot a talajmintákból (Stevenson, 1982; Swift, 1996). A szerves anyag minőségét Hitachi U-200I típusú spektrofotométerrel mértük, NaOH vakkal szemben, először 465, majd 665 nm-en.

Eredmények

A lejtők alsó és felső harmadában vett minták összehasonlítása

A mérések alapján a *humuszos réteg* vastagsága a lejtők alsó harmadán (B) szignifikánsan nagyobb volt, mint a felső harmadán (A) (1. táblázat). Az A és a B értékek között az R^2 értéke 0,239, ami még laza korrelációnak sem mondható. E szerint valamely, a lejtők alsó és felső harmadán eltérően ható paraméter befolyásolta a humuszos réteg vastagságát. Így ezzel a paraméterrel igazoltuk az erózió jelenlétét és hatását a vizsgált területeken.

A %-ban kifejezett *humusztartalom* azonban épp ellenkezőleg alakult: a vizsgált területeken a lejtők felső harmadán (A) vett minták humusztartalma volt szignifikánsan magasabb, mint az alsó harmadon (B) vett mintákban (1. táblázat).

A minták 55,9%-ában az *E4/E6 arány* a lejtők felső harmadában (A) bizonyult nagyobbak (tehát a humusz minősége itt gyengébb volt), mint az alsó harmadában (B), a különbség azonban nem szignifikáns (1. táblázat). Az A és B minták között szoros összefüggés tapasztalható ($R^2 = 0,773$), a lejtők felső és alsó részének humuszminősége szorosan korrelál egymással. Ez azt jelenti, hogy a mintaterületek elhelyezkedése, és egyéb olyan paraméterek, amik egyformán vannak jelen a lejtők felső és alsó harmadában, jobban befolyásolták az értékeket, mint az erózió, ami különböző mértékben és formában hat a lejtő egyes részeire. Ezek alapján az erózió nem befolyásolta az E4/E6 módszerrel mért humusz minőségét.

5. táblázat A humuszvastagság, humusztartalom és humuszminőség átlagainak, szórásainak, az SzD, valamint az R^2 értékei a felső (A) és az alsó (B) minták esetében

Paraméter	Minta	Átlag	Szórás	SzD _{5%}	R^2 értéke A és B minták között
Humuszvastagság (cm)	A (felső)	37,19	12,11	4,27	0,239
	B (alsó)	41,46	13,61		
Humusztartalom (%)	A (felső)	1,79	0,53	0,18	0,474
	B (alsó)	1,61	0,53		
Humuszminőség (E4/E6)	A (felső)	4,47	1,56	0,11	0,773
	B (alsó)	4,36	1,50		

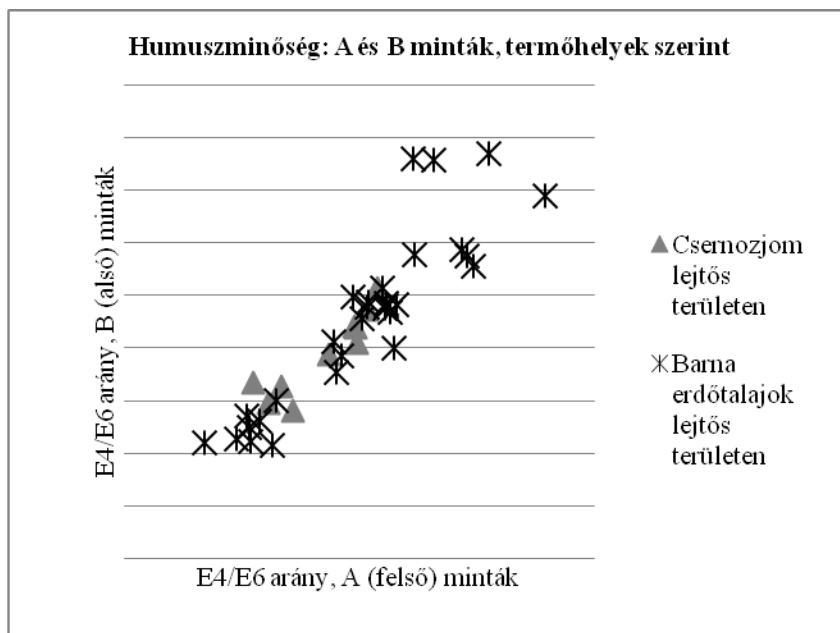
Humuszminőség, humusztartalom és humuszos réteg vastagsága közötti összefüggés vizsgálata

A humuszminőség és a humusztartalom, illetve a humuszminőség és a humuszos réteg vastagsága közötti összefüggést lineáris regresszióanalízissel elemeztük, az A és B mintákat együtt kezelve. Ennek eredményeképpen sem a minták humusztartalma, sem pedig a humuszos réteg vastagsága nem befolyásolta szignifikánsan a humusz minőségét, $P=10\%$ -os szinten sem (Sváb, 1981).

A humuszminőség termőhelyenkénti vizsgálata

Az E4/E6 módszerrel végzett mérésből kapott eredményeket a mintaterületek termőhely-típus szerinti besorolása alapján is értékeltük. Miután a mintaterületek között nem egyenletes a termőhely-típusok reprezentáltsága, ezért csak két típust elemeztünk: 30 parcella tartozik *Barna erdőtalajok lejtős területen* kategóriába, és további 10 parcella *Csernozjom lejtős területen* kategóriába.

Az eredmények alapján a vizsgált csernozjom talajok jobb minőségű humusszal rendelkeznek, mint a barna erdőtalajok, tehát az E4/E6 arány a szakirodalomnak megfelelően illeszkedett a talajtípusokhoz. Amíg azonban a csernozjomokon ez az érték 2,5 és 5,1 között változott, addig a barna erdőtalajokon sokkal nagyobb szórást tapasztaltunk, 1,5 és 8,0 közötti értékekkel (2. ábra). Ez utóbbi tartományban a legnagyobb molekulatömegű huminsavaktól a legkisebb fulvosavakig minden előfordulhat, tehát az ezzel a módszerrel vizsgált humuszminőséget illetően rendkívül változatosak a mintázott barna erdőtalajok.



13. ábra A felső (A) és az alsó (B) minták humuszminőségének értékelése termőhelyek szerint

A lejtők alsó és felső részén vett mintái között ebben a csoportosításban sem találtunk különbséget. A kiszámolt E4/E6 arány-átlagok alapján a csernozjomok és a barna erdőtalajok közötti különbség nagyobbak bizonyult, mint az azonos típusba tartozó talajok alsó és felső mintái között. A termőhelyi kategória ezek alapján jobban befolyásolta a humusz minőségét, mint az erózió.

Eredmények értékelése, következtetések, javaslatok

A humusztartalom és a humuszos réteg vastagságának a lejtők alsó és felső része közötti eltérő tendenciájának értékeléséhez fontos kiemelni, hogy a tömegszázalékban kifejezett összes humusztartalmat a talajok szerves kötésű C-tartalmának mérésével, majd ennek átszámításával (a szerves C mennyiségét 1,72-vel szorozva) kapjuk meg. A fulvosavak széntartalma jellemzően 40–50 %, míg a huminsavaké 55–60% (Stefanovits et al., 1999). Míután a humuszos réteg vastagságának elemzése statisztikailag igazolta az erózió jelenlétét, feltételezzük, hogy a lejtők felső részéről elsősorban a kisebb molekulatömegű, könnyebben oldódó, a lejtő irányában leszivárgó talajoldattal könnyebben elmozduló fulvosavak kerülhettek a lejtők alsóbb részeire. Ezeknek a humuszalkotóknak a kisebb humusztartalma és feltehető növekvő arányuk a

lejtő irányában hozzájárulhat a humusztartalom lejtő irányú csökkenéséhez, mely elgondolást alátámasztják Borcsik et al. (2011) eredményei is.

Ami a humuszminőség és a másik két vizsgált paraméter közötti korrelációk hiányát illeti, meglehet, hogy a humuszminőség és a humusztartalom közti eredeti állapotú, nem erodált területeken meglévő összefüggések az erózió miatti változatos áthalmozódás miatt már nem mutathatók ki. A humuszos réteg vastagságának értékeléséhez fontos hozzátenni, hogy az alsó mintavételi pontok (B pontok) a lejtő alsó harmadán találhatóak, és nem feltétlenül az erózió végpontján, a szedimentációs zónában. Így a mintázott területre valószínűleg egyszerre érkezik új talajanyag a lejtő felsőbb részeiről és távozik lefelé a lejtő legaljára.

A csernozjom és a barna erdőtalaj termőhelyi típusok közötti különbséghez feltehetően az is hozzájárul, hogy egyrészt a csernozjomokon az erózió általában lassabban indul meg, aztán egyre gyorsuló ütemben fokozódik, a barna erdőtalajokon viszont típusonként különbözik az erózió előrehaladásának egyenletessége (Stefanovits et al., 1999). Másrészt a csernozjomok általában mélyebb és magasabb humusztartalmú A szinttel rendelkeznek, mint a barna erdőtalajok. Így enyhébb erózió a csernozjomokon jó eséllyel hagyhat a felszínen humuszban gazdag szintet a lejtők felső részén is, a barna erdőtalajokon azonban kevesebb talaj lehordása következtében is a felszínre kerülhet az altalaj; ettől lehetnek nagyon variábilisak az ezekhez kapott eredmények.

Mindezek alapján meglehet, hogy egy olyan mintázási protokollal, ahol a mintavételi pontok a lejtők pusztuló és az épülő (depozíciós) területein kerülnek kijelölésre, továbbá a humuszos réteg leírásának mélysége nem korlátozott, erősebb korrelációt kapnánk a vizsgált paraméterek között. Fontos lehet egyúttal a különböző talajtípusok ill. eltérő termőhelyi kategóriák azonos és megfelelően nagy mintaszáma, és az ezek szerinti elkülönítés az adatok elemzésekor, hiszen a mérési eredmények összevont vizsgálata során a különböző talajtípusoknál megjelenő eróziós jellemzők nem mutathatók ki.

A fulvosavak jelentősebb mértékű kimosódásának bizonyítására hasznos lenne frakcionálással megmérni a huminsavak és a fulvosavak egymáshoz viszonyított arányát.

Köszönetnyilvánítás

A munka a Terradegra (Az Országos Környezeti Információs Rendszer OKIR) talajdegradációs alrendszerének (TDR) kialakítása) (KEOP-6.3.0/2F/09-2009-0006), a SOILUTIL (NKTH-OM-00103/2009), valamint az OTKA PD 83956 pályázatok támogatásával valósult meg.

Irodalomjegyzék

- BORCSIK, Z., FARSANG, A., BARTA, K., KITKA, G. 2011. Humuszanyagok mennyiségi és minőségi eróziójának mérése a Tolna megyei Szálka település melletti vízgyűjtőn. Talajvédelem különszám. Talajaink a változó természeti és társadalmi hatások között. Talajvédelmi Alapítvány, Budapest, 127–139.
- BRONICK, C.J., LAL, R. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, **124** (1-2) 3–22.
- CENTERI, CS. 2011. Útmutató a tavaszi felvételezés során vizsgált TDR üzemek és TDR táblák kiválasztásához (erózió). <http://terradegra.helion.hu/> (2012.04.)
- COM (2006) 231 végleges: A Bizottság közleménye a Tanácsnak, az Európai Parlamentnek, az Európai Gazdasági és Szociális Bizottságnak és a Régiók Bizottságának. A talajvédelemről szóló tematikus stratégia. Brüsszel, 22.9.2006. 2–3.
- KONONOVA, M. 1966. Soil Organic Matter. Pergamon Press, New York. 544.p.
- MSZ-08-0210-77: A talaj szerves szén tartalmának meghatározása
- PICCOLO, A., PIETRAMELLARA, G., MBAGWU, J.S.C. 1997. Reduction in soil loss from erosion-susceptible soils amended with humic substances from oxidized coal. *Soil Technology* **10**, 235–245.
- RODRÍGUEZ RODRÍGUEZ, A., GUERRA, A., ARBELO, C., MORA, J.L., GORRÍN, S.P., ARMAS, C. 2004. Forms of eroded soil organic carbon in andosols of the Canary Islands (Spain). *Geoderma* **121**, 205–219.
- STEFANOVITS, P., FILEP, T., FÜLEKY, GY. 1999. Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 470 p., ISBN 963-9239-13-5.
- STEVENSON, F. J. 1982. Humus chemistry. Genesis, Composition, Reactions. John Wiley and Sons, New York. 443. p. ISBN 0-471-09299-1.
- SVÁB, J. 1981. Biometriai módszerek a kutatásban. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 557pp.
- SWIFT, R.S. 1996. Organic matter characterization. In: D. Sparks (Ed.) Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods, Chapter 35. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, WI, USA. 1011–1048.
- SZABÓ, I.M. 1989. A bioszféra mikrobiológiája II. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1105–1106. ISBN 963-05-4374-5.
- SZABOLCS, I. (szerk.) 1966. A genetikus üzemi talajterképezés módszerkönyve. OMMI, Budapest, 428 p.
- TAN, K.H. 2003. Humic Matter in Soil and the Environment. Principles and Controversies, Marcel Dekker Inc., 2003, 176–181.p. ISBN 0-8247-4272-9.

VÁRALLYAY, GY., CSATHÓ, P., NÉMETH, T. 2005. Az agrártermelés környezetvédelmi vonatkozásai Magyarországon. In: Kovács G.J. és Csathó P. (szerk.): (2005): A magyar mezőgazdaság elemforgalma 1901 és 2003 között. Agronómiai és környezetvédelmi tanulságok. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest, 155–188.

http1: Az eróziós felvételezés végrehajtási segédlete.
<http://terradegra.helion.hu/> (2011.12.)

Nehézfémek feldúsulása és mobilitása kertművelés alatt álló talajokban, városi környezetben

Szolnoki Zsuzsanna, Farsang Andrea

SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék

Összefoglalás

A városi talajok nehézfém-tartalmának alakulásában a természetes, litogén és pedogén eredetű fémtartalom mellett az antropogén forrásokból eredő fémtöbblet is jelentős szerepet játszik. Ilyen antropogén forrás többek között a közlekedés, a légköri ülepedés, valamint a kerti talajok esetében a szerves és műtrágyák, fémtartalmú növényvédők szerek használata is.

Kétféle módszerrel vizsgáltuk egy városi kertes övezet talajában a nehézfémek feldúsulásának mértékét: egy referencia szint és egy referencia-elem segítségével határoztuk meg a feltalajra vonatkozó feldúsulási faktorokat. Elkülönítettük azon fémek körét, melyek feltehetően antropogén forrásból dúsulnak e kerti talajokban. A királyvízzel oldatba vihető, "összes" fémtartalom mellett három lépcsős, szekvenciális kioldást alkalmazva elválasztottuk a fémek különböző mobilitású hányadait.

Eredményeink alapján kijelenthető, hogy e talajokban a réz antropogén dúsulása jelentős mértékű, továbbá az Pb és Zn, valamint kis mértékben a Cd feldúsulása is kimutatható. Míg a litogén fémek (Co, Cr, Ni) és az As csak csekély mobilitással rendelkeznek és legnagyobb hányaduk ásványokhoz kötötten van jelen a talajban, addig a feltehetően antropogén eredetű fémek mobilitása a Cu<Zn<Cd<Pb sorrendben növekszik.

Summary

Beside the natural (lithogenic, pedogenic) metal content various anthropogenic sources (traffic and industrial emission, atmospheric deposition etc.) contribute to the metal content in urban soils. Among urban soils, the garden soils are "recipients" of metal load from cultivation (pesticides applied over a long period of time, compost, inorganic and organic manure application, other soil amendments, contaminated irrigation water etc.).

The degree of metal enrichment in urban garden soils was investigated using two different enrichment factors calculated with the help of a reference horizon on the one hand, a reference element on the other hand. The metals originating mainly from anthropogenic sources were distinguished from geogenic ones. In addition to the "pseudo-total" (determined in aqua regia extract) heavy metal concentrations, metal fractions with various mobility were also determined using a three stage sequential extraction procedure.

As a result the anthropogenic enrichment of Cu, Zn and Pb is significant, while anthropogenic enrichment of Cd is moderate in the garden topsoils. Metals of geogenic origin (Co, Cr, Ni, As) can be characterized by low mobility, and they are mainly associated with minerals, whereas the mobility of anthropogenic metals is more considerable. The mobility order of these metals is: Cu<Zn<Cd<Pb.

Bevezetés

Az antropogén tevékenységek (ipar, háztartások fűtése, közlekedés stb.) hatására a nehézfémek, mobilitási sajátosságuknak megfelelően, felhalmozódnak a városi talajokban (KELLY et al., 1996; THORNTON, 1991; LI et al., 2004; WONG et al., 2006). E talajok nemcsak a nehézfémek, mint tipikus városi szennyezőanyagok "gyűjtőmedencéjeként" viselkednek, hanem könnyen e toxikus anyagok forrásává is válhatnak (NORRA, STÜBEN, 2003).

A városi talajokból a nehézfémek közvetlen módon, a szennyezett porok inhalációjával, a talaj lenyelésével, vagy bőrön keresztül felszívódva juthatnak az emberi szervezetbe. Egy nemrégiben készített tanulmány rávilágított arra, hogy az antropogén eredetű fémek a városi talajok finomabb szemcsefrakciójában halmozódnak fel, melyek így a talaj felporzása során a szálló porban maradványként és belélegezve, jelentős kockázatot jelentenek (LUO et al., 2011). A talaj lenyelése főleg kisgyermekes esetekben jellemző, akik játék közben többször szájukhoz emelik talajjal szennyezett kezeiket, de szándékosan is fogyasztanak talajt (CHANEY et al., 1984; SCHEYER 2000). A legnagyobb kockázatot azonban mégis a szennyezett talajon termesztett zöldségek és gyümölcsök elfogyasztása jelenti (MOIR, THORNTON, 1989), hiszen a nehézfémek mobilizálódva nagy mennyiségben bejuthatnak a növényekbe és így módon a táplálékláncba.

A városi kiskertek és zöldséges kertek, melyek művelésükből kifolyólag is szennyeződhetnek nehézfémekkel (fémtartalmú növényvédő szerek használata, komposztok, szerves és szervetlen trágyák talajba keverése, szennyezett öntözővíz) (CSATHÓ, 1994; CHEN et al., 1997; WUZHONG et al., 2004; ALLOWAY, 2005), kiemelt figyelmet érdemelnek a rajtuk folyó növénytermesztés és az esetleges szennyezettségük miatt. A kertek esetében a talajjal való közvetlen érintkezés is igen gyakori, hiszen a felnőttek kerti munkák során, a gyermekek pedig játék közben kapcsolatba kerülhetnek a talajjal.

A nehézfémek mobilitását, növény általi felvehetőségét azonban nagyon komplex és összetett folyamat szabályozza, mely magába foglal geokémiai, klimatikus, biológiai, sőt még antropogén tényezőket is (KABATA-PENDIAS, 2004). A nehézfémek mobilitását a talaj oldaláról több tulajdonság befolyásolja: a legfontosabbak a talaj kémhatása, agyagtartalma, szervesanyag-tartalma és a szerves anyag minősége (SZABÓ, 1996). A fém oldaláról a geokémiai forma a meghatározó (PICHTEL, 1997), amiben pedig különbségek adódnak a fém eredetét illetően is. A litogén eredetű fémek ugyanis többnyire az ásványokhoz kapcsolódva fordulnak elő a talajban és csekély mobilitással bírnak, növény által felvehetővé csak specifikus körülmények között válnak. Az antropogén forrásokból a talajra vagy talajba került fémek viszont sokkal nagyobb

mobilitással jellemezhetők (KABATA-PENDIAS, 1993). Így a nehézfémek környezetvédelmi megítéléséhez nem elégséges csupán a fémek "összes" mennyiségét vizsgálnunk, hanem minden olyan faktort számításba kell vennünk, melyek a nehézfémek biológiai hozzáférhetőségére hatással vannak. Így a talajok "összes" fémtartalma mellett a talaj bizonyos tulajdonságait, a fémek eredetét, sőt a fémek különböző mozgékonyági formáit is vizsgálnunk kell.

Azért, hogy a talajban a növény által felvehető fémhányadokat, vagy a különböző mozgékonyaságú fémformákat meg lehessen becsülni, kioldások egész sorát fejlesztették ki az elmúlt évtizedek alatt, ide értve a különböző szelektív kioldásokat és az egészen speciális szekvenciális feltárásokat is (RAO et al., 2008). A szekvenciális feltárás során a talajmintát különböző szelektivitású kivonószerekkel kezeljük egymás után azért, hogy az eltérő mobilitású nehézfém-formákat egymástól elválasszuk. Így információt szerezhetünk arról, hogy a talajban mennyi az a fémtartalom, ami a növények számára hozzáférhető, vagy potenciálisan mobilizálható a környezeti paraméterek megváltozásával, és mennyi az, ami környezetvédelmi szempontból nem bír nagy jelentőséggel.

A fentiek értelmében célunk jelen vizsgálattal az volt, hogy (1) felmérjük a szegedi, kiskerti talajok nehézfém-terheltségének mértékét, (2) a fémek mobilitását befolyásoló talajtulajdonságok felmérésével értékeljük a kerti talajok környezetvédelmi „pufferképességét”. Célunk volt továbbá, hogy különböző (3) feldúsulási faktorok segítségével elkülönítsük a kerti talajokban antropogén forrásokból dúsuló fémek körét a geogén eredetű fémektől, és (4) szekvenciális feltárás segítségével felmérjük a fémek különböző mobilitású hányadait, valamint feltárjuk az e téren tapasztalható különbségeket az antropogén és geogén eredetű fémek között.

Vizsgálati anyag és módszer

Vizsgálati területünk a Szeged külvárosában, a város ÉK-i részén elhelyezkedő, közel 1 km² nagyságú, Baktó városrész. E városrész telkeit az 1930-as évek elején kezdték el kiosztani, ahol kezdetben főként gyümölcsösöket telepítettek, majd a terület fokozatosan átalakult kertvárosi lakóövezetté, ahol sok családi ház kertjében máig is termelnek zöldséget, gyümölcsöt. A terület eredeti talaja réti csernozjom, mely azonban eltérő mértékben módosult a kertművelés és lokális antropogén beavatkozások következtében, így a közel természetes állapotú Chernozem talajok (FAO et al., 2006) mellett a fiatal, antropogén felszíni szintekkel rendelkező Cambisol talajok és a vastag, ember által létrehozott felszínű Anthrosol talajok is megtalálhatók itt (SZOLNOKI et al. 2011). A terület természetes fémtartalmához a kertművelésből, légköri ülepedésből és a közeli út gépjárműforgalmából eredő, úgynevezett antropogén fémtöbblet is hozzájárul. A Baktó mellett

közvetlenül elhaladó, 18679 Ej/nap átlagos napi forgalmú, Hódmezővásárhelyre vezető 47-es számú főút főleg az út menti kerteket terheli fémszennyezéssel.

A területről összesen 50 családi ház kertjéből vettünk talajmintát, jelen tanulmány keretein belül azonban csak hét általunk kiválasztott kert vizsgálati eredményeit mutatjuk be. A mintavétel egységes módon történt: 6-8 m²-es területről 10-12 pontmintát gyűjtöttünk 0-10 cm mélységből, és ezeket összekeverve, belőlük kb. 1 kg-ot kivéve létrehoztuk a kertet reprezentáló átlagmintát. Minden kertből vettünk kontrollmintát is 80-100 cm mélységből, kézi talajfúró segítségével.

A talajmintákon a laboratóriumi előkészítést követően (szárítás, porítás, 2 mm-es szitán való átbocsájtás) a következő vizsgálatokat végeztük el: fizikai féleség mérése az Arany-féle kötöttségi szám alapján, pH (H₂O, KCl) -mérés potenciometriás módszerrel, összes sótartalom megállapítása vezetőképesség-mérés alapján, humusz mennyiség mérése optikai módszerrel tömény savas és kálium-dikromátos oxidációt követően, karbonát-tartalom mérés Scheibler-féle kalciméterrel.

1. táblázat. Az alkalmazott BCR szekvenciális feltárás lépései, műveleti körülményei (RAURET et al. 1999)

Lépcső (s)	Oldószer (1 g talajhoz)	Frakció	Feltárási körülmények
S1	- 40 ml 0,11 mol/l ecetsav	kicszerélhető, sav- és vízoldható	16 h rázatás szobahőmérsékleten
S2	- 40 ml 0,5 mol/l hidroxilamin-hidroklorid (pH=1,5; HNO ₃)	redukálható	16 h rázatás szobahőmérsékleten
S3	- 10 ml 8,8 mol/l hidrogén-peroxid	oxidálható	1 h szobahőmérséklet, 1 h +85 °C vízfürdőben
	-10 ml 8,8 mol/l hidrogén peroxid		1 h +85 °C vízfürdőben
	- 50 ml 1 mol/l ammónium -acetát (pH=2, HNO ₃)		16 h állandó rázatás szobahőmérsékleten
maradék (számolt)	maradék=külön minta királyvíz oldható fémtartalma-(S1+S2+S3)		

Az "összes" fémtartalom meghatározásához a talajmintákat királyvízzel tártuk fel mikrohullámú feltáróban (Anton Paar Multiwave 3000), majd a fémek mérése Perkin Elmer Optima 7000 DV ICP optikai emissziós spektrofotométerrel történt. A különböző mozgékonyágú fémformák meghatározásához a feltalajmintákat módosított BCR szekvenciális feltárásnak vetettük alá, melyet az 1. táblázatban mutatunk be (RAURET et al. 1999). Ez a szekvenciális feltárás az európai közösség szabványügyi testülete (*Standards Measurements and Testing Programme*, korábban *Bureau Communautaire de*

Reference (BCR)) által kidolgozott és módosított, három lépcsős szekvenciális feltárás, melyet eredetileg üledékek vizsgálatára dolgoztak ki, de azóta sikeresen alkalmazták különböző mértékben szennyezett talajokon is (RAO et al., 2008). A feltárás lépéseit, oldószereit és a műveleti körülményeket az 1. táblázat szemlélteti. A fémek mérését ebben az esetben is ICP optikai emissziós spektrofotométerrel végeztük.

Vizsgálati eredmények

Fémek mobilitását befolyásoló talajtulajdonságok

A vizsgált hét kert feltalajának többsége az Arany-féle kötöttségi szám alapján a vályog kategóriába esik, míg a kontroll minták ennél kicsit kötöttebbek, vályog és agyagos-vályog fizikai féleségűek (2. táblázat). A kertek feltalajának kémhatása a desztillált vizes talajkivonat alapján gyengén lúgos, míg a kontroll minták kémhatása gyengén lúgos és lúgos. A kerti talajok tartalmaznak szénsavas meszet, gyengén és közepesen meszesek, ami a kertek elsavanyodását, és így a fémek mobilizálódását akadályozza. A kontroll minták erősen meszesek. A kerti feltalajok többsége közepes humusztartalmú, de egy-egy kivétellel humuszban szegény és humuszban gazdag talajú kerttel is találkozhatunk (2. táblázat). Összességében elmondható, hogy a vizsgált talajok jó fémmegkötő képességgel rendelkeznek, hiszen a lúgos pH, a viszonylag nagy mennyiségű szerves és ásványi kolloidtartalom jó környezetvédelmi pufferképességet kölcsönöz e kerti talajoknak.

2. táblázat. A bemutatott hét kerti talaj talajtani alaptulajdonságai (Szeged, 2010)

Mélység		Arany-féle kötöttség	Összes só %	CaCO ₃ %	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	Humusz %
0-10 cm	min.	34	0,01	2,1	7,7	7,1	1,8
	max.	49	0,04	13,5	8,3	7,5	4,3
	átlag	39	0,02	7,0	7,8	7,3	3,0
	szórás	4,9	0,01	3,5	0,2	0,2	0,8
80-100 cm	min.	39	0,02	25,0	8,0	7,4	0,3
	max.	43	0,06	30,9	9,2	8,2	1,1
	átlag	41	0,03	27,5	8,5	7,8	0,6
	szórás	1,5	0,01	2,4	0,4	0,3	0,3

A vizsgált kertek nehézfém-terheltsége

A vizsgált kertek rézzel erősen szennyezettek, több kert esetében is mértünk a "B" szennyezettségi határértéket³ jóval meghaladó Cu-koncentrációkat. Volt olyan kert is, melyben az erősen toxikus Cd-koncentrációja volt határértéket jóval meghaladó, míg egy kert esetében az As-koncentráció lépte túl a szennyezettségi határértéket, igaz csak kis mértékben (3. táblázat). A többi fém esetében sem zárható ki antropogén fémterhelés, hiszen a szennyezetlen talajokra jellemző, "A" háttér értéknél⁴ magasabb fémkoncentrációkat a Co kivételével minden fém esetében mértünk (3. táblázat). Az "A" háttér érték ugyanakkor nem ad biztos támpontot az antropogén terhelés megítéléséhez, hiszen az "A" érték a tényleges, adott területre jellemző háttér-értéknél kisebb, vagy geológiai okok miatt nagyobb is lehet (KÁDÁR, 2004).

3. táblázat. A kerti talajokban (0-10 cm) mért királyvíz oldható fémkoncentrációk (mg/kg)

minta	As	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Cu	Ti
1	6,7	103,8	0,53	14,7	35,6	4,2	53,3	37,7	762,0
2	15,9	105,1	0,64	24,2	26,5	8,3	38,2	579,8	845,2
3	8,0	64,7	0,49	30,0	25,5	7,9	35,8	47,1	860,1
4	12,7	164,1	2,86	60,8	29,4	7,6	43,9	54,4	742,2
5	6,7	82,2	0,59	16,4	21,6	5,3	32,8	102,7	747,9
6	9,7	44,2	0,34	8,5	19,3	3,9	25,5	83,6	830,7
7	4,9	108,7	0,48	12,3	25,0	5,7	34,0	153,8	874,8
átlag	9,2	96,1	0,85	23,9	26,1	6,1	37,7	151,3	809,0
"A" érték ²	10	100	0,5	25	25	15	30	30	-
"B" érték ¹	15	200	1	100	40	30	75	75	-

Fémek feldúsulása a kerti talajokban

A vizsgált elemek feltalajban való dúsulásának mértékét feldúsulási faktorok (EF) segítségével becsültük meg. Kétféle feldúsulási faktort számítottunk. Az egyik feldúsulási faktor (TEF) a feltalajban és a kontroll mintában mérhető fémkoncentrációk aránya (FACCHINELLI et al., 2001), míg a másik feldúsulási faktor (EFP) a tényleges elemkoncentrációk helyett a vizsgált elem és egy alkalmasan megválasztott referencia elem, általában az Al, Li, Sc,

³6/2009 (IV.14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről

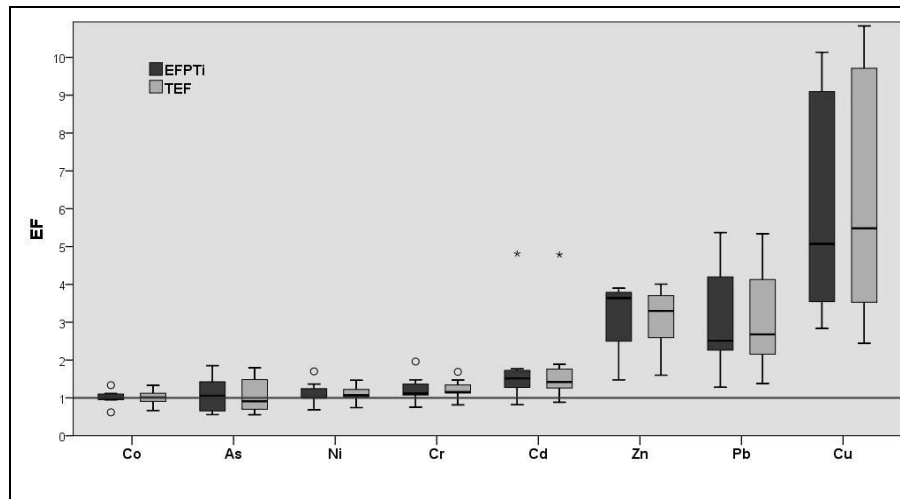
⁴10/2000 (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről (*hatályon kívül*)

Ti, és Zr aránya a feltalajban az alapközethez képest (STERCKEMAN et al., 2006). Az általunk alkalmazott referencia elem a Ti, ami gyakori kőzetalkotó elem, ásványai a talajban nehezen mállanak, így a talaj konzervatív elemének számít (KABATA-PENDIAS, PENDIAS, 2001). A feldúsulási faktorokat a következőképp számoltuk:

$$TEF = \frac{[E]_{SH}}{[E]_{RH}} ; \quad EFP_{Ti} = \frac{[E]_{SH} / [Ti]_{SH}}{[E]_{RH} / [Ti]_{RH}} ,$$

ahol „E” a vizsgált elem a felszíni (SH) szintben (0-10 cm) és a referencia (RH) szintben (80-100 cm) ugyan azon a mintavételi helyen. Ha a feldúsulási faktor értéke 1 vagy a körüli, akkor a kérdéses fém nem dúsul a feltalajban, koncentrációja csak a litogén háttérből származik, ha értéke egynél nagyobb, akkor a fém dúsul a feltalajban, aminek egyrészt talajképződési folyamatok, másrészt antropogén hozzájárulás lehet az oka.

Az általunk számolt feldúsulási faktorok már alkalmasak annak eldöntéséhez, hogy az adott fém dúsul-e a kerti talajokban, ugyanis a szennyezetlennek tekinthető alapkőzet jó támpontot nyújt az adott talaj természetes, litogén fémtartalmának megítéléséhez. Az általunk számolt két feldúsulási faktor nagyon hasonló eredményt ad (1. ábra).



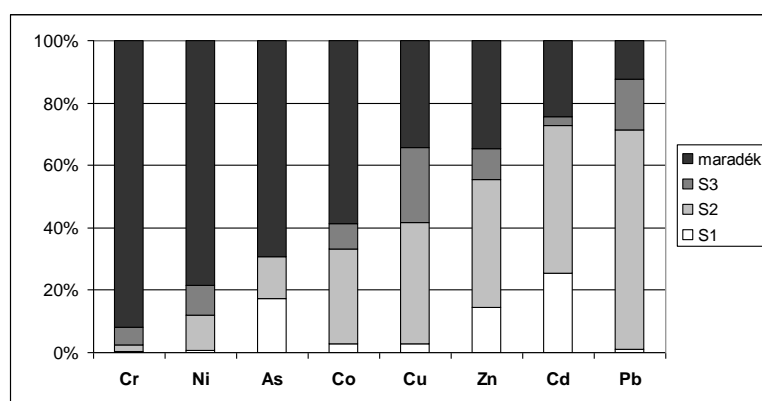
1. ábra. A referencia szint és a referencia elem (Ti) segítségével számolt feldúsulási faktorok a szegedi kerti talajokban

Az EF értékek 1 körül alakulnak a Co, As, Ni és Cr esetében, ami nem jelzi e fémek dúsulását a kerti talajok felszíni szintjében, míg a Cd esetében a feldúsulási faktorok már mutatnak kismértékű feldúsulást, igaz a feldúsulás nem

mind a hét kertet érinti (1. ábra). A Zn és az Pb feldúsulási faktor értékei mind a hét kertben nagyobbak egynél, így e két elem minden vizsgált kertben feldúsult, átlagos feldúsulási faktoruk 3 körül alakul. A feldúsulási faktor értékek alapján a Cu halmozódik fel legnagyobb mértékben e kerti talajok felszíni szintjében, a feldúsulási faktorok átlagos értéke 9, de van olyan kert, ahol a réz dúsulása az alapközethez képest harmincszoros. A feldúsulási faktorok alapján tehát az As, Ni, Co, és Cr a kerti talajokban nem dúsul, koncentrációjukat a természetes, litogén fémtartalom határozza meg, míg a Cd esetében kismértékben, a Zn, Pb és Cu esetében nagymértékben már az antropogén hozzájárulás is szerepet játszik a kertek feltalajában mérhető koncentrációk kialakulásában.

Fémek mobilitása

A szekvenciális feltárás során elválasztottuk a fémek különböző mobilitású hányadait. A feltárás első lépcsőjeként a víz- és sav oldható, könnyen mobilizálható fémhányadot (S1) vontuk ki. Ezt a frakciót a kicserélhető és karbonátokhoz kötött fémek alkotják, melyek a legkönnyebben mobilizálhatók, így növények számára is könnyen felvehetők. A feltárás második lépcsőjeként (S2) a redukálható fémeket vittük oldatba, melyek a vas- és mangán-hidroxidokhoz kötötten fordulnak elő, míg a harmadik lépcsőben (S3) az oxidálható, azaz a szerves anyagokhoz és szulfidokhoz kötött fémeket oldottuk ki. A maradék frakciót a nem szilikát ásványokhoz kötött, így környezetvédelmi szempontból nem nagy jelentőséggel bíró fémhányad alkotja.



2. ábra. A mobilizálható és a maradék frakciók átlagos megoszlása az "összes" fémtartalom százalékában kifejezve

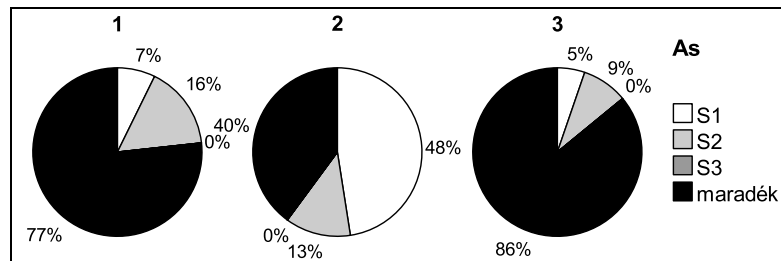
A leginkább mobilizálható fém, a három mobilis frakció összege alapján (S1+S2+S3) az Pb, hiszen az "összes" ólomtartalom átlagosan 88%-a a mobilis frakciókban fordul elő. Ezt követi a Cd, Cu és a Zn, mely fémek esetében ez az

arány szintén nagyon magas, a Cd esetében 75%, a Cu esetében 66%, míg a Zn esetében 65%. A többi fém esetében ez az arány 41% alatt marad (2. ábra).

A fémek között azonban jelentős különbségek adódnak a szerint, hogy hogyan oszlik meg a három mobilizálható frakció (S1, S2, S3) aránya az összes fémtartalom belül. A legkönnyebben mobilizálható frakció (S1) aránya a Cd esetében a legmagasabb, átlagosan 26%. Ezt követi az As ($S1_{\text{átlag}}=17\%$) és a Zn ($S1_{\text{átlag}}=16\%$). A többi fém esetében az S1 frakció aránya nem jelentős ($S1_{\text{átlag}}<3\%$) (2. ábra).

A redukálható frakció (S2) minden fém esetében jelentős hányadot képvisel, a mobilizálható frakciók között ez a legjelentősebb, míg az oxidálható frakció (S3) aránya a Cu (24%) és Pb (16%) esetében mondható jelentősnek, az As esetében viszont teljesen hiányzik (2. ábra).

A szekvenciális feltárás eredményei jól mutatják azt, hogy az általunk a kerti talajok felszíni szintjében antropogén eredetűnek talált fémek (Cu, Zn, Pb, Cd) sokkal nagyobb mobilitással jellemezhetők, mint a litogén eredetűnek talált elemek (Ni, Co, Cr, As). Ez utóbbiak ugyanis csekély mobilitással rendelkeznek, és legnagyobb hányaduk a maradék frakcióban, ásványokhoz kötötten fordul elő (2. ábra). Azonban az As abban a kertben, melyben a királyvíz oldható koncentrációja a szennyezettségi határértéket meghaladta (2. minta), és feldúsulási faktora alapján is ($EF\sim 1,8$) antropogén forrásból dúsul, megnövekedett mobilitással jellemezhető. Ebben az esetben az As koncentráció csaknem fele (48%) a leginkább mobilizálható (S1) frakcióban fordul elő (3. ábra).



3. ábra. Az As mobilizálható frakcióinak százalékos megoszlása az 1. 2. és 3. mintában

Következtetések

A szegedi kerti talajok vizsgálati eredményei jól példázzák azt, hogy a városi kertek vizsgálatára kiemelt figyelmet kellene fordítanunk, hiszen az általunk vizsgált talajokban több fém antropogén dúsulása is kimutatható. Annak ellenére, hogy a szennyezettségi határértéket nagy mértékben csak a Cu koncentrációja lépi túl a vizsgált kertekben, az általunk alkalmazott feldúsulási faktorok rávilágítottak arra, hogy a Cu mellett a Zn, Pb és kis mértékben a Cd is antropogén forrásból dúsul a kerti talajok felszíni szintjében. E kerti talajok

azonban jó fémmegkötő képességgel, környezetvédelmi pufferképességgel rendelkeznek, ami nagyban hozzájárulhat ahhoz, hogy a fémek többségénél a legmobilisabb, a növények által is könnyen hozzáférhető frakció aránya az összes fémtartalom belül általában kicsi. Aggodalomra adhat okot viszont az, hogy míg a litogén eredetű fémek csekély mobilitással rendelkeznek és legnagyobb hányaduk a maradék frakcióban, ásványokhoz kötötten fordul elő, addig az antropogén forrásokból feldúsuló fémek esetében a mobilis frakciók kerülnek túlsúlyba az "összes" fémtartalom belül.

Köszönetnyilvánítás

Jelen kutatási eredmények megjelenését „Az SZTE Kutatóegyetemi Kiválósági Központ tudásbázisának kiszélesítése és hosszú távú szakmai fenntarthatóságának megalapozása a kiváló tudományos utánpótlás biztosításával” című, TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0012 azonosító számú projekt támogatja. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

Irodalomjegyzék

- ALLOWAY, B.J., 2005. Heavy Metals in Soils. Blackie Academic Professional, New York
- CSATHÓ, P., 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. MTA-TAKI, Budapest
- CHANEY, R.L., STERRET, S.B., MIELKE, H.W., 1984. The potential for heavy metal exposure from urban gardens and soils. In: Preer, J.R. (ed.), Proceedings of the Symposium on Heavy Metal in Urban Gardens. University of the District of Columbia Extension Service, Washington, DC, USA, pp. 37–84
- CHEN, T.B., WONG, J.W., ZHOU, H.Y., WONG, M.H., 1997. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. Environmental Pollution 96, 61-68.
- FACCHINELLI, A., SACCHI, E., MALLIN, L., 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environmental Pollution 114, 313-324.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), IUSS (International Union of Soil Sciences), ISRIC (International Soil Reference and Information Centre), 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication, Rome, Italy. ISBN: 92-5-105511-4
- KABATA-PENDIAS, A., 1993. Behavioural properties of trace metals in soils. Applied Geochemistry 2, 3-9.
- KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H., 2001. Trace Elements in Soils and Plants, (3rd ed.) CRC Press, Boca Raton.
- KABATA-PENDIAS A., 2004. Soil-plant transfer of trace elements – an environmental issue. Geoderma 122, 143-149.

- KÁDÁR, I., 2007. A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. *Agrokémia és Talajtan*, 56, 391-408.
- KELLY, J., THORNTON, I., SIMPSON, P.R., 1996. Urban geochemistry: A study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain. *Applied Geochemistry* 11, 363-370.
- LI X., LEE S., WONG S, SHI W., THORNTON I., 2004. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environmental Pollution* 129, 113-124.
- LUO X., YU S., LI X., 2011. Distribution, availability, and sources of trace metals in different particle size fractions of urban soils in Hong Kong: Implications for assessing the risk to human health. *Environmental Pollution*. 159, 1317-1326.
- MOIR, A.M., THORNTON, I., 1989. Lead and cadmium in urban allotment and garden soils and vegetables in the United Kingdom. *Environmental Geochemistry and Health* 11, 113-119.
- NORRA, S., STÜBEN, D., 2003. Urban soils. *Journal of Soils and Sediments* 3, 229-23.
- PICHEL J., SAWYERR H. T., CZARNOWSKA K., 1997. Spatial and temporal distribution of metals in soils in Warsaw, Poland. *Environmental Pollution* 98, 169-174.
- RAO, C.R.M., SAHUQUILLO, A., LOPEZ SANCHEZ, J.F., 2008. A review of the different methods applied in environmental geochemistry for single and sequential extraction of trace elements in soils and related materials. *Water, Air, and Soil Pollution* 189, 291-333.
- RAURET G., LÓPEZ-SÁNCHEZ J. F., SAHUQUILLO A., RUBIO R., DAVIDSON C., URE A., QUEVAUVILLER PH., 1999. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *Journal of Environmental Monitoring* 1, 57-61.
- STERCKEMAN, T., DOUAY, F., BAIZE, D., FOURRIER, H., POIX, N., SCHVARTZ, C., 2006. Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. *Geoderma* 136, 912-929.
- SCHEYER J. M., 200. Estimating dietary risk from soils in urban gardens. In: Burghard W., Dornauf C. (eds.) *Proceedings of the First International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas*. Essen, German, July 12-19. Vol 2. pp. 479-484.
- SZABÓ, GY., 1996. Nehézfémek a talajban. *Földrajzi Közlemények* 120, 253-266.
- SZOLNOKI, ZS., FARSANG, A., PUSKÁS, I., 2011. Szeged külvárosi, kerti talajainak osztályozása. *Talajvédelem (különszám)*, 93-102.
- THORNTON, I., 1991. Metal contamination of soils in urban areas, In: Bullock, P., Gregory, P.J. (eds.), *Soils in the Urban Environment*. Blackwell, Oxford, pp. 47-75.
- WONG, C.S.C., LI, X., THORNTON, I., 2006. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution* 142, 1-16.
- WUZHONG, N., HAIYAN, M., JIXIU, H., XINXIAN, L., 2004. Heavy metal concentrations in vegetable garden soils from the suburb of Hangzhou, People's Republic of China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 72, 165-169.

Nedvszívó anyagok hatása a talaj reflektancia spektrumára

Tolner Imre T.¹, Tolner László², Fenyvesi László³, Neményi Miklós¹

¹ Nyugat Magyarországi Egyetem Mezőgazdasági és Élelmiszertudományi Kar
H-9200 Mosonmagyaróvár Vár 2, tolner.imre@mtk.nyme.hu

² Szent István egyetem Talajtani és Agrokémiai tanszék, H-2103 Páter Károly
utca 1. Gödöllő, Hungary

³ VM Mezőgazdasági Gépesítési Intézete, H-2100 Tessedik Sámuel s. 4.,
Gödöllő, Hungary

Összefoglalás

A talaj tulajdonságok roncsolás-mentes optikai vizsgálata gyorsabbá, költséghatékonyabbá teheti a precíziós talajművelést. Az optikai vizsgálattal jellemzően nem közvetlenül mérjük a talaj minőségi tulajdonságait, hanem biológiai fizikai folyamatok fizikai eredményeként bekövetkező változásokból következtethetünk rájuk. A talajok savanyodása során jellemzően nedvszívó vegyületek keletkezhetnek a talajokban. A talaj szerves anyag tartalma, illetve szerves anyagokkal történő kezelése növeli annak nedvességmegtartó illetve nedvszívó képességét. A talaj nedvességtartalmára jellemző reflexiós csúcsok nagy pontossággal mérhetők spektrométerrel.

Különböző nedvességtartalmú állapotban a vizsgáltuk a talajok optikai tulajdonságait. A spektrumok eltérései és a talaj kémiai tulajdonságai között összefüggést találtunk.

Abstract

The precision tillage could be faster and more cost-effective by non-destructive optical testing of soils. The optical test is not typically a direct measure of the soil's qualities, but also another soil processes, resulting from changes in the physical infers them. During the acidification of soils, typically absorbing compounds can be formed in soils. The organic matter content of soil and the treatment with organic substances increases the moisture absorption and retention. The soil moisture characteristic reflection peaks can be measured with high precision by spectroradiometer.

We investigated the optical properties of the soils in different humidity conditions. Correlation was found between the spectral differences, and the chemical properties of the soil.

Bevezetés:

A precíziós mezőgazdaság térhódításával fontossá vált az online is használható talajtulajdonság vizsgálati módszerek kifejlesztése. A talajtulajdonságok, a talajokban lejátszódó fizikai, kémiai és biológiai változások befolyásolhatják a talajfelszín optikai tulajdonságait. Ezek nagy hatékonysággal határozhatók meg távérzékelés segítségével.

A talajtulajdonságok minél pontosabb és részletesebb meghatározása egyaránt fontos a geológiai, a mezőgazdasági és a környezetvédelmi tudományok

szempontjából. A hiperspektrális távérzékelés technológiája lehetővé teszi, hogy megismerjük a termőtalaj tulajdonságait nagy területeken a gyorsabb és gazdaságosabb módon, mint ahogyan ezt a hagyományos módszerekkel tehetnénk. A Mezőgazdasági Gépesítési Intézet légi hiperspektrális képalkotó szenzora az AISA DUAL és az ASD FieldSpec® 3 Max hordozható spectroradiometer nagy területen képes a vizsgált felszínről információt gyűjteni. A műszerek spektrális hullámhossz-tartománya a 350 nm és 2500 nm közé esik. A hiperspektrális vizsgálatok során információt nyerhetünk a talaj sajátos ásványi összetételéről. Az ezeket meghatározó információk általában a vizsgált hullámhossz intervallum felső tartományában található (KARDEVÁN et al., 2000, KARDEVÁN, 2007).

A talaj kémhatásának kimutatása spektrális távérzékeléssel nem könnyű, mert csak a talajfelület pH-jának közvetett hatásait lehet elemezni reflexiós spektrumok mérésével. Kísérletei alapján SEILERA et al. (2007) bebizonyította, hogy a kémhatás változás az OH csoport koncentráció változását okozza. Ez a reflexiós spektrum vizsgálatával mérhető. Az OH csoportok mennyisége összefügg a talajban található savas csoportok mennyiségével. A savanyú talajokra jellemző CaCl_2 tartalmú talajok esetében 1900-2000 nm tartományban található abszorpciós maximumban jelentős eltérések tapasztalhatók a különböző módon szárított talajminták esetében (TOLNER et al., 2012).

A magyarországi talajok döntő hányada savanyú talaj. A megfelelő melioráció és talajvédelem miatt fontos megbecsülni a savasodás mértékét. (VÁRALLYAY et al., 1980; VÁRALLYAY, 2006; HUSTI, 2006). Vizsgálatok során fontos a talaj savanyúságának minél pontosabb jellemzése. A hagyományos laboratóriumi vizsgálatokon ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pH_{KCl} , y_1 , BUZÁS, 1988) túl a talaj összes savanyúságát a talajszuszpenzió közvetlen titrálásával is meg lehet határozni. A meghatározás azon alapszik, hogy a talajszuszpenzió titrálása során konstans értéken tartjuk a pH-t (CZINKOTA et al., 2002).

Korábbi vizsgálataink során sósavas kezeléssel különböző pH értékre beállított talajminták esetén azt tapasztaltuk, hogy az megváltoztatja a talaj nedvszívó képességét (TOLNER et al., 2012). A minták víztartalma erősen befolyásolja a reflexiós spektrumot (NEMÉNYI, 2008, MILICS, 2004), ezért különös figyelmet fordítottunk a vizsgált talajminták száradására.

Jelen kísérletünkben, laboratóriumi körülmények között vizsgáltuk egy talajban különböző pH érték mellett jellemző kalciumásványok hatását a mintákon mért reflexiós spektrumokra.

Vizsgálati anyag és módszer

Vizsgálatainkhoz homokos főti talajmintákat használtam. Ennek jellemző tulajdonságai: $K_A=28.33$, Mész tartalom, CaCO_3 %=8 %, $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}=8.2$, humusztartalom, H %=1.4 %., AL- $\text{P}_2\text{O}_5=95$ ppm, AL- $\text{K}_2\text{O}=120$ ppm.

Háromféle kezelést alkalmaztunk:

1. talaj: kezelés nélkül
2. t+ CaCO_3 : talaj + hozzáadott CaCO_3 0,375% (Ca tartalom: 0,15%)
3. t+ CaCl_2 : talaj + hozzáadott CaCl_2 0,415% (Ca tartalom: 0,15%)

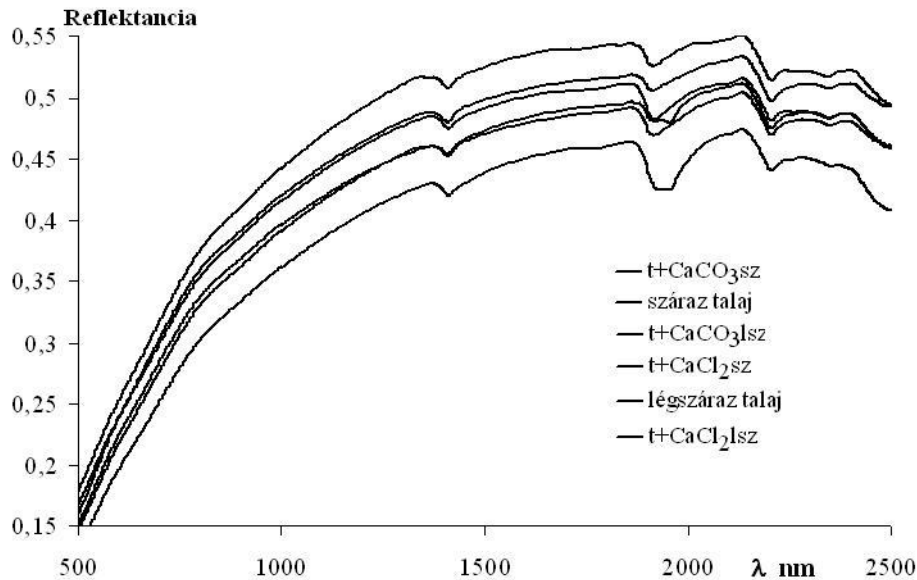
Mind a három kezelés mintáinak reflexiós spektrumát vizsgáltuk száraz és légszáraz állapotban. A száraz állapotot a minták 105°C -on történő szárításával hoztuk létre. A légszáraz állapot a labor levegőjének páratartalmával egyensúlyt tartó nedvességállapot. Ezt az állapotot a minták 36 óra alatt érték el.

Hasonlóképpen megvizsgáltuk a $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ alt vegyszert is 105°C -on történő szárítást követően illetve a labor levegőjének páratartalmával egyensúlyt tartó nedvességállapotban is.

A spektrumok felvételezése ASD Fieldspec 3 MAX spektrométerrel történt contactprob kiegészítő feltét alkalmazásával 3 pozícióban, pozícióként 10×20 mérés átlagával készültek. A reflexiós spectrum adatokat kezelésként átlagoltuk.

Vizsgálati eredmények

A reflektancia spektrumok kezelésként átlagolt adatait az 1. ábrán ábrázoltuk.

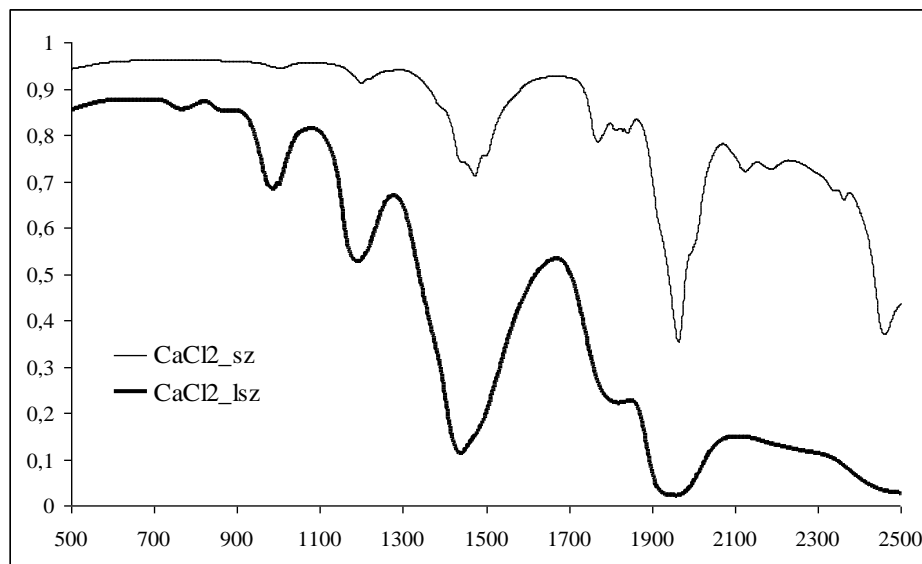


1. ábra. A kezelt minták reflexiós spektrumai 105 °C-on szárított („száraz” illetve „sz” jelölés), és a labor levegőjének páratartalmával egyensúlyt tartó nedvességállapotban („légszáraz” illetve „lsz” jelölés)

A spektrumgörbék 1400-2400 nm hullámhossz-intervallumban közelítőleg párhuzamosan futnak és sorrendjük az ábrán feltüntetett jelölések sorrendjének felel meg. Legkisebb reflektanciát, vagyis a legnagyobb sugárzáselnyelést ebben a tartományban a légszáraz állapotú „t+CaCl₂lsz” jelölésű minta (talaj + hozzáadott CaCl₂-ot tartalmazó) eredményezte. Legnagyobb reflektanciát, vagyis a legkisebb sugárzáselnyelést ebben a tartományban a 105 °C-on kiszárított állapotú „t+CaCO₃sz” jelölésű minta (talaj + hozzáadott CaCO₃-ot tartalmazó) eredményezte.

A spektrumok mindegyike ugyanott 1400-1500, 1900-2000 és 2200-2300 nm tartományokban lokális reflektancia minimumokat, vagyis adszorpciós csúcsokat mutat.

Mivel a legnagyobb hatást a hozzáadott CaCl₂ okozta, ezért annak reflektanciáját önmagában is megvizsgáltuk (2. ábra)



2. ábra. A $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 105 °C-on szárított („sz” jelölés), és a labor levegőjének páratartalmával egyensúlyt tartó nedvességállapotban („lsz” jelölés)

Mindkét spektrum 1400-1500, 1900-2000 nm tartományokban lokális reflektancia minimumokat, vagyis adszorpciós csúcsokat mutat. A labor levegőjének páratartalmával egyensúlyt tartó nedvességállapotban 90%, illetve azt meghaladó sugárzáselnyelést tapasztaltunk.

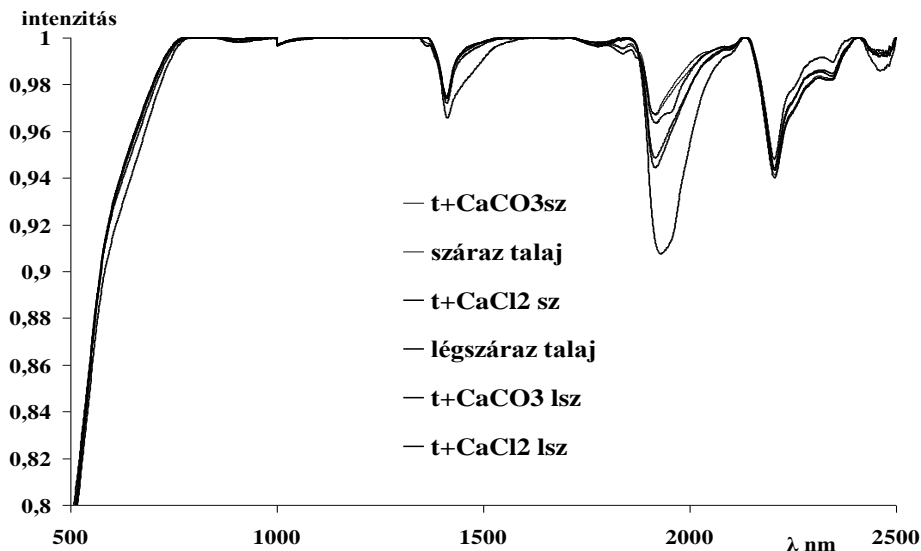
Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések.

Irodalmi adatok alapján a víz 1400-1500, 1900-2000 és 2200-2300 nm tartományokban mutat jellemző abszorpciós maximumokat (WESTAND at.al., 2008).

Ez alapján valószínűsíthető, hogy a vizsgált anyagok spektrumai közti eltérések elsősorban a nedvességtartalmuk közötti különbségekre vezethetők vissza. Az azonos szárítási körülményeknek kitett minták közötti eltérések, azok eltérő nedvességmegtartó illetve nedvesség-visszatartó képesség miatti eltérő nedvességtartalom hatásainak tulajdoníthatóak. Közismert, hogy a kezeléseinkben alkalmazott anyagok közül a CaCO_3 : nem, míg a CaCl_2 erősen nedvszívó anyag. A 105 °C-on szárított $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ nem veszi el teljes víztartalmát. Az anyag teljes vízvesztése csak 260 °C felett érhető el. Ezért láthatók vízre jellemző abszorpciós csúcsok a 2 ábrán, a szárított kalcium klorid esetében is.

A kétféle kalciumkezelés közül, melyet alkalmaztunk az egyik a CaCO_3 . Ez a semleges, vagy gyengén lúgos talajok jellemző alkotórésze. A másik a CaCl_2 ,

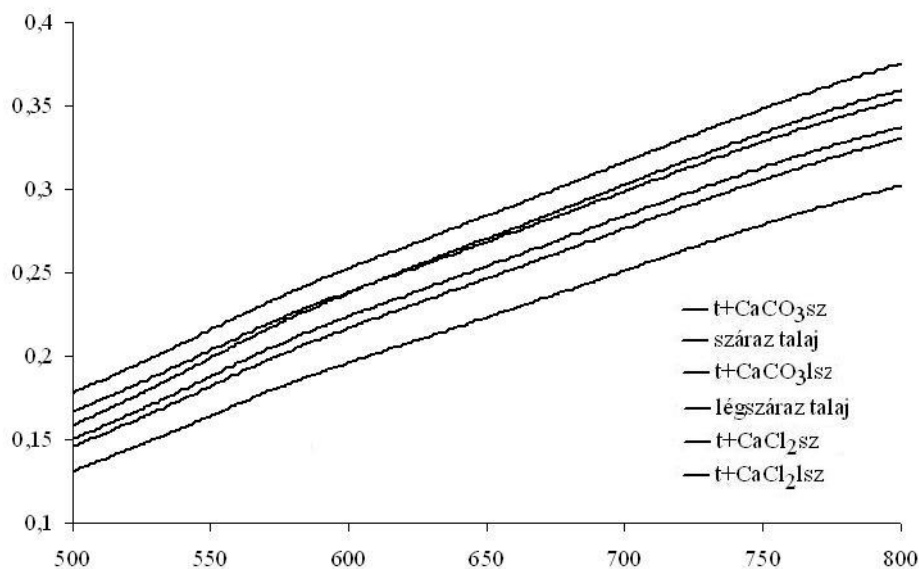
ami a CaCO_3 -ból keletkezhet jellemzően kálisó (KCl) alkalmazás eredményeképpen létrejött savanyító hatásra. Az adszorpciós maximumok különösen élesen rajzolódnak ki kontinuum eltávolítást követő spektrum görbéken (3. ábra).



3. ábra. A kezelt minták reflexiós spektrumai kontinuum eltávolítást követően. A minták 105°C -on szárított („száraz” illetve „sz” jelölés), és a labor levegőjének páratartalmával egyensúlyt tartó nedvességállapotban („légszáraz” illetve „lsz” jelölés)

1900 és 2000 nm között láthatók a legnagyobb különbségek a görbék között. Az ebben a tartományban található negatív csúcsban elkülönülő görbék sorrendje az ábrán levő kezelés megjelölésekkel megegyezik. Legkisebb eltérést a maximális reflexiótól a szárított vízmentes minták („száraz” illetve „sz” jelölés) adták. Ezek közül a legnagyobb reflexiót az „t+ CaCO_3 sz” jelölésű CaCO_3 kezelést kapott szárított talajminta mutatta. A legkisebb reflexiót a „t+ CaCl_2 lsz” jelölésű minta (talaj + hozzáadott CaCl_2 -ot tartalmazó) levegő páratartalmával egyensúlyt tartó nedvességű minta eredményezte. A 105°C -on szárított különböző minták között kicsi eltérést tapasztaltunk. A levegő páratartalmával egyensúlyt tartó minták közül a kezeletlen talaj és a CaCO_3 kezelést kapott minták reflexiója csak kismértékben tért el egymástól, míg a CaCl_2 kezelést kapott talajminta reflexiója jelentősen lecsökkent. A vízre jellemző másik két hullámhossztartományban (1400-1500 és 2200-2300 nm) szintén

abszorpciós maximumokat találunk, de ezek kevésbé függenek a kezelésektől.



4. ábra. A kezelt minták reflexiós spektrumai 500-800 nm-es tartományban. A minták 105 °C-on szárított („száraz” illetve „sz” jelölés), és a labor levegőjének páratartalmával egyensúlyt tartó nedvességállapotban („légszáraz” illetve „lsz” jelölés) vannak.

A minták eredeti (kontinuum eltávolítás nélküli) reflektancia spektrumai a teljes vizsgálati tartományban (500-2500 nm) eltéréseket mutatnak (1.ábra) Ezek az eltérések nem értékelhetők olyan egyértelműen, mint az előbb tárgyalt abszorpciós maximumokban, de mégis hasonló tendenciát követnek. A nagyobb nedvességtartalmúak kisebb, míg a kisebb nedvességtartalmúak nagyobb reflektanciát eredményeznek. Gyakorlati jelentősége ennek a látható fény tartományban lehet (4. ábra).

A minták nedvességtartalomtól függő eltérő nedvességtartalma elsősorban a 700-800 nm-es tartományban értékelhető. Ebben a tartományban a spektrumvonalak a jelmagyarázatban feltüntetett sorrendben (4. ábra) helyezkednek el egymás alatt.

Összefoglalóan megállapítható, hogy a savanyú talajokban előforduló CaCl_2 hatására a talaj száraz és légnedves állapota között a különbség optikai eszköz segítségével meghatározható és ezzel megkülönböztethető a semleges illetve gyengén lúgos talajokban előforduló CaCO_3 hatásától. További vizsgálatok alapján a jelenség felhasználásával lehetővé válhat, hogy száraz és

nedves időszakban távérzékeléssel felvett spektrumok elemzése alapján a talaj savanyúságáról információt nyerjünk. Mivel látható tartományban is eltéréseket kaptunk ez felveti annak a lehetőségét is, hogy lehetnek olyan esetek, amikor látható tartományban észlelő egyszerűbb eszközökkel is közelítő eredményeket érhetünk el.

Irodalomjegyzék

- BUZÁS, I., 1988. Talaj és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- CZINKOTA, I., FILEP, GY., RÉKÁSI, M., CZANIK, P., 2002. An Equipment and Software for Improved estimations of Soil Acidity. *Agrokémia és Talajtan*. **51**. 63-73.
- HUSTI, I., 2006. The main elements of sustainable food chain management. - *Cereal Research Communications*, **34**. 793-797.
- KARDEVÁN, P., RÓTH, L., VEKERDY, Z., 2000. Terepi spektrométeres mérések a 2000. márciusi, bányászati tevékenység okozta tiszai nehézfém szennyeződések hatásának vizsgálatára. *Földtani kutatás*, 2000. IV.
- KARDEVÁN, P., 2007. Reflectance Spectroradiometry – A New Tool For Environmental Mapping, *Carpath. J. of Earth and Environmental Sciences*, **2**. No. 2, p. 29 – 38
- NEMENYI, M., MILICS, G., MESTERHÁZI, P.Á., 2008. The role of the frequency of soil parameter database collection with special regard to on-line soil compaction measurment. In: Andrea Formato: *Advence in Soil & Tillage Research*. pp. 125-140. ISBN 978-81-7895-353-3
- MILICS, G., NAGY, V., ŠTEKAUEROVÁ, V., 2004. GIS applications for groundwater and soil moisture data presentations. - 12. Posterový deň s medzinárodnou účasťou a Deň otvorených dverí na UH SAV. Transport vody, chemikálií a energie v systéme pôda-rastlina-atmosféra, 25. november 2004, Ústav hydrológie SAV, Račianska 75, Bratislava, Slovenská Republika, Konferenčné CD, ISBN 80-89139-05-1
- SEILERA, B., KNEUBÜHLERA, M., WOLFGRAMMB, B., ITTENA, K.I., 2007. Quantitative Assessment Of Soil Parameters In Western Tajikistan Using A Soil Spectral Library Approach - 10th International Symposium on Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing (ISPMSRS'07) Davos, Switzerland 12 – 14 March 2007
- TOLNER, I.T., SZALAY, K.D., CSORBA, Á., FENYVESI, L., NEMÉNYI, M. 2012. Evaluating the effect of acidity and humidity on the optical characteristic of a soil sample. *Növénytermelés* **61**. 287-290.
- VÁRALLYAY, GY., SZÓCS, L., MURÁNYI, A., RAJKAI, K., ZILAHY, P., 1980. Map of soil factors determining the agro-ecological potential of Hungary (1:100 000) II. (In Hungarian). *Agrokémia és Talajtan*. **29**. 35-76.
- VÁRALLYAY, G., 2006. Life quality - soil - food chain. *Cereal Research Communications*. **34**. 335-339.
- WESTAND, F., SCHMIDT, A., KERMIT, M., 2008. Incorporating chemical band-assignment in near infrared spectroscopy regression models. *Journal of Near Infrared Spectroscopy* **16**. 265-273

Nitrát kimosódás vizsgálata talajoszlop kísérletben

Tolner László, Kovács Attila

Szent István Egyetem, Talajtani és Agrokémiai Tanszék, H-2103 Páter Károly utca 1. Gödöllő, Hungary

Összefoglalás

Nitrogénben szegény szerves anyagot a talajba juttatva megváltozik annak egyensúlyi C/N aránya. Ennek hatására az adott szerves anyagot lebontó mikroorganizmusok a szervezetük felépítéséhez szükséges nitrogént elsősorban a talaj, növények számára felvehető, nitrogén készletéből fedezik. Ez egyrészt akadályozza a növény nitrogén felvételét, másrészt gátolja azt, hogy a nitrogén a mozgékony nitrát formában kimosódjon.

A glicerín, amely a biodízel gyártás melléktermékeként nagy mennyiségben képződik, alkalmas anyag lehet a talaj C/N arányának tudatos befolyásolására. A glicerín, az egyszerű cukrokhoz hasonló módon, könnyen elérhető táplálékforrása a talaj mikroorganizmusainak. Ez azt jelenti, hogy kis mennyiségben való alkalmazása is rövid idő alatt jelentős hatást eredményez. A glicerín tartalmú ipari melléktermék szennyezésként olyan anyagokat tartalmaz, amelyek jól hasznosulnak a talajban. Ilyen a katalizátorként alkalmazott káliumhidroxid és a növényi magvakból kioldódó természetes anyagok.

Kisméretű talajoszlopokon vizsgáltuk, hogy a glicerín kezelés hogyan befolyásolja a nitrát kimosódását. Glicerín kezelés alkalmazásával a nitrát kimosódása szignifikánsan csökkent.

Abstract

Adding nitrogen poor organic matter to soil can change the equilibrium of C/N ratio. As a result of this process the microorganisms degrade the given organic matter which plants can easily uptake from soil's nitrate source. In one hand, it inhibits nitrate uptake for plants; on the other hand it can prevent nitrate leaching from soil. Contaminated glycerol as a by-product from biodiesel production which is available in increasing amounts could be suitable to influence C/N ratio. Glycerol such as sugars represents an easily accessible source of energy for microorganisms in soil. This means that in case it is applied in low amount it can have significant effect even in a short time period. Biodiesel by-product contains glycerol and other contaminating materials which can be utilized in soil. One of these materials can be potassium hydroxide used as catalyst during the process and natural matters released from plant seeds. How glycerol influences nitrate leaching was investigated in small sized soil columns. Nitrate leaching was significantly decreased by glycerol treatment.

Bevezetés:

Talajban a nitrát, rendkívül mozgékony (TISDALE & NELSON, 1966). Jól szellőzőtt laza talajokban az egyéb nitrogénformák (ammónium-N, szerves-N) is rövid idő alatt nitráttá alakulnak. A nitrát a mélyebb talajrétegekben is

felhalmozódhat (KÁDÁR & NÉMETH, 1993), illetve továbbmosódva szennyezheti a felszín alatti vizeket (NÉMETH, 1995). Laboratóriumi körülmények között kisméretű talajoszlopokban a nitrát kimosódása különösen gyors (LÁSZTITY et al., 1994; LÁSZTITY et al., 2010). Talajba juttatott szerves anyag segítségével csökkenteni lehet a nitrát kimosódását (GRÜNER et al., 2007).

Európában biodízelnél jellemzően metilalkohollal átészterezett repceolajat használnak (KOVÁCS, 2000). A gyártás során nagyságrendileg a következő anyagáramokkal lehet számolni: 100 liter növényolajhoz 25 liter metilalkoholt adnak és felhasználnak 0,8 kg káliumhidroxidot, mint katalizátort. Az átészterezés eredményeképpen 75 liter biodízelt és 25 liter szennyezett glicerint kapnak (WILKIE, 2008). Még szennyezettebb glicerint kapnak a használt sütőzsiradékok felhasználásakor (KOVÁCS et al., 2012). Ez a szennyezett glicerint csak költséges tisztítást (KOVÁCS, 2011) követően válhat olyan tisztává, hogy alkalmassá váljon a glicerint hagyományos kozmetikai és vegyipari felhasználásra céljára. A biodízelyártás során keletkező glicerint szennyezettsége növényi eredetű jellemzően fehérjéket és szénhidrátokat tartalmaz. Ez a "szennyezés" a talajba juttatva hasznos a talaj termékenységét javító anyagokat jelenti.

A biodízelyártás során keletkezett glicerint a talaj mikroorganizmusai tápanyagként képesek hasznosítani (PAPANIKOLAOU et al., 2008; TEMUDO et al., 2008). A mikroorganizmusok képesek arra, hogy a talajba juttatott glicerint értékes anyagokká alakítsák (BARBIRATO et al., 1998; JOHNSON & TACONI, 2007; YAZDANI & GONZALEZ, 2007).

A szénhidrátok és az azokhoz hasonló szerves anyagok jelentős hatást gyakorolnak a talaj tápanyag-szolgáltató képességére (GULYÁS & FÜLEKY, 1994). A hatás elsősorban a nitrogén mozgékonyságának befolyásolásában jelentkezik azzal, hogy a talajba juttatott glicerint megváltoztatja a talajban a szén-nitrogén arányt (C/N). A C/N arány szerves anyag talajba juttatásával jelentősen megváltoztatható. Növelése a talaj nitrogéntartalmának átmeneti immobilizálását eredményezi (Tisdale and Nelson, 1966). A glicerint könnyen felvehető és felhasználható szénforrás a mikroorganizmusok számára (LEE et al., 2001; TICKELL, 2003). A glicerint a mikrobiális aktivitás növelésével is hozzájárul a talaj tápanyagkészletének felvehetővé válásához. A mikrobák által immobilizált növény által felvehető ásványi nitrogénformák megkötődése csak átmeneti, mert ezek a későbbiekben újra mobilizálódnak (TOLNER et al., 2010). A glicerint növeli a talaj tápanyagtároló képességét és segíti a tápanyagok adszorpcióját.

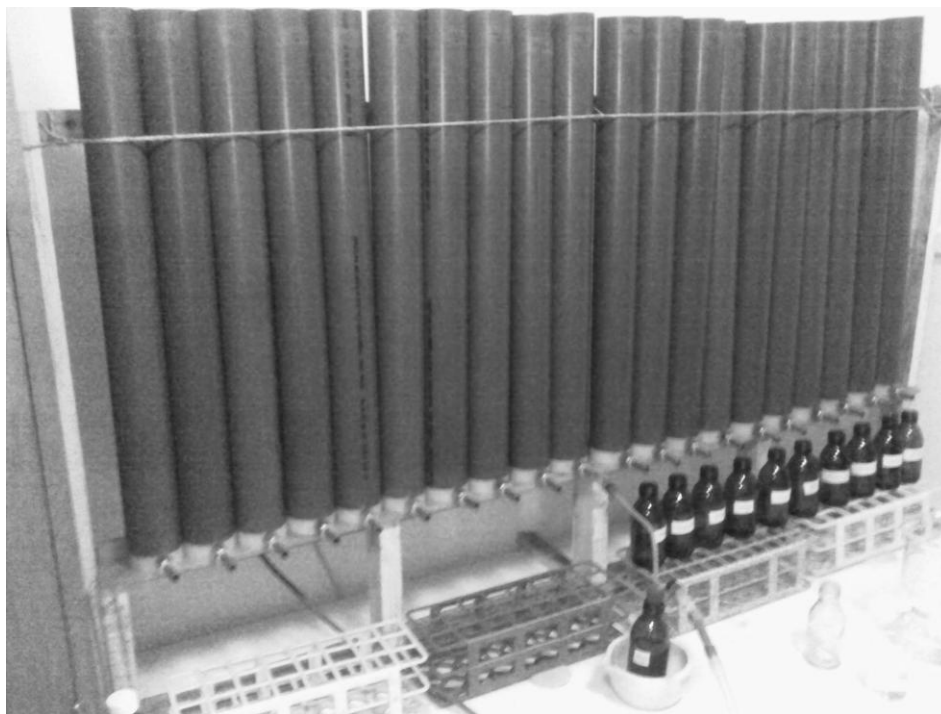
A nagy szervesanyag-tartalmú mezőgazdasági és ipari melléktermékek környezetkímélő ártalmatlanítása gyakran összekapcsolható talajjavító és tápanyag-utánpótlási technológiákkal (TÓTH et al., 2011). Tartamkísérletek talajainak vizsgálatával igazolható, hogy a talajok szerves szén- és ásványi nitrogéntartalma egymással összefügg (VÁGÓ et al., 2005). A különbségek a

talajok mikrobiológiai aktivitásában is tükröződnek (KÁTAI et al., 2005). Cellulóz és műtrágya nitrogén kölcsönhatását tanulmányozták a mikrobiális bontás során keletkező széndioxid kinetikájának vizsgálatával (SZEGI et al., 1988). A biodízelgyártás során keletkezett glicerín alkalmas anyag lehet a talaj termőrétegéből történő nitrátkimosódás akadályozására (TOLNER et al., 2012).

Vizsgálati anyag és módszer

Kétféle talajjal végeztük a kísérleteket. Az egyik talaj egy meszes homoktalaj Főtről. A talaj fontosabb jellemzői: $K_A=27$, $\text{CaCO}_3\%=8\%$, $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})=8,2$, $\text{H}\%=1,4\%$, $\text{AL-P}_2\text{O}_5=95$ ppm, $\text{AL-K}_2\text{O}=120$ ppm. A másik talaj egy csernozjom talaj Józsefmajorból. A talaj fontosabb jellemzői: $K_A=43$, $\text{CaCO}_3\%=0\%$, $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})=6,5$, $\text{H}\%=3,8\%$, $\text{AL-P}_2\text{O}_5=210$ ppm, $\text{AL-K}_2\text{O}=170$ ppm.

A kísérleteket 20 talajoszloppal végeztük. Az oszlopokat tartalmazó PVC csövek átmérője 72,5 mm hossza 1000 mm. A csövek alján kivezetőkkel ellátott polietilén dugók voltak ezek fölött porózus üvegszűrő akadályozta meg a talaj kimosódását. Egy-egy talajoszlop 1000 g talajt tartalmazott. A talajoszlopok aljáról 10 alkalommal vettünk 100-100 cm³ oldatmintát a csövek alján levő kivezetőkön keresztül vettük vákuum alkalmazásával (1. ábra).



1. ábra A vizsgálatokhoz használt 20 db talajoszlop, és mintavétel a 10. oszlopból.

Az első mintavételre a kezelést követő 3. napon került sor. Az első 3 mintavétel között 12 a továbbiak között 24 óra telt el.

A kezelést követően a következő időpontokban vettük a mintákat:

72, 84, 96, 114, 138, 162, 186, 210, 234, 258 óra.

A mintavételeket megelőzően az oszlopok tetejére 100-100 cm³ desztillált vizet töltöttünk. A vizsgálatokat 5 féle kezelés alkalmazásával (1. táblázat) 2-2 ismétlésben végeztük.

1. táblázat A talajtömegre vonatkoztatott kezelések

Jelölés	N mg.kg ⁻¹	C mg.kg ⁻¹
H0	0	0
HN5	500	0
HG	0	500
HN1G	100	500
HN5G	500	500

Nitrogénkezeléshez (N) kálium nitrátot (KNO₃), a C kezeléshez a glicerín széntartalmát számítottuk. A kezelést követő 2 napos érleléshez beállított nedvességtartalom a K_A 60%-nak megfelelő volt.

A kifolyó oldatok nitrát-tartalmát Parnass-Wagner desztilláló berendezés segítségével határoztuk meg. A nitrát redukálásához Fe⁺⁺ iont alkalmaztunk Cu⁺⁺ katalízis mellett.

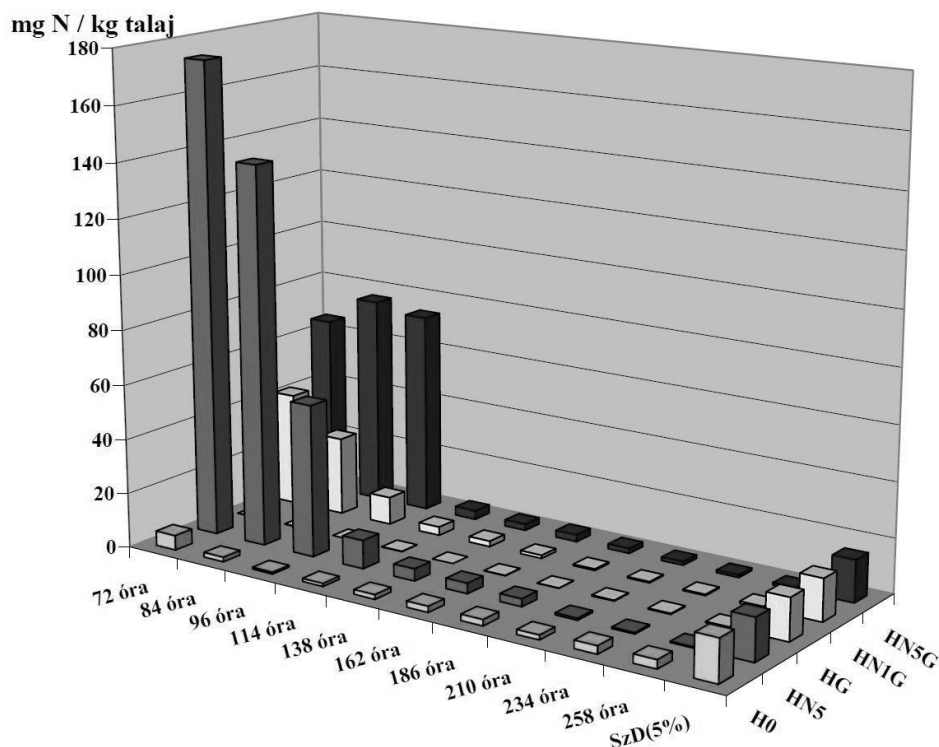
Az oldatok glicerintartalmát törésmutató mérésével, CARL ZEISS F1 refraktométerrel határoztuk meg.

Az értékeléshez Microsoft Office Excel Makróban készített varianciaanalízis programot használtunk (AYDINALP et al., 2010; SIPOS et al., 2009; Vágó et al., 2008). A program of SVÁB (1981) algoritmus alapján készült.

Vizsgálati eredmények

A kísérlet adatait talajonként értékeltük 2 tényezős varianciaanalízis alkalmazásával.

Homoktalaj esetén a nullától eltérő szignifikáns nitrát tartalmakat csak a HN5, HN1G és HN5G kezelések esetén kaptunk (2. ábra).



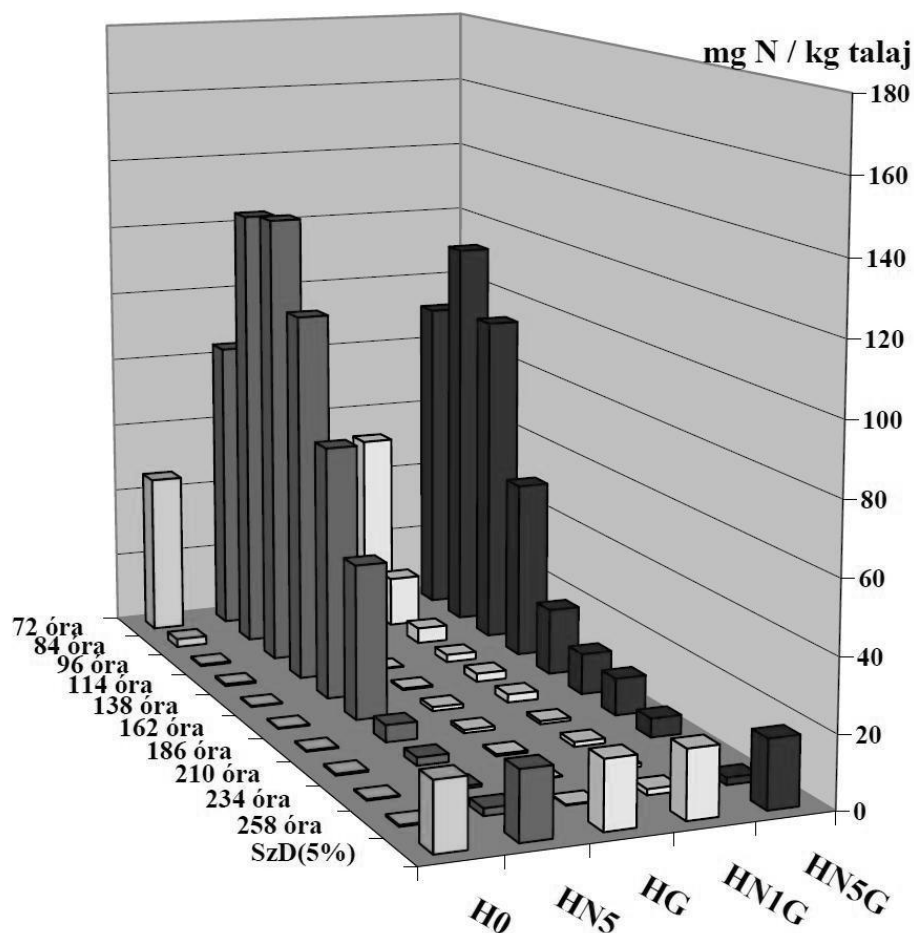
2. ábra. Homoktalajjal töltött talajoszlopokból kimosódott nitrogén mennyiségek időbeli függése a különböző kezelések függvényében.

Glicerinkezelés nélkül az 1 kg talajhoz adott 500 mg N (HN5) közel 40%-a már az első mintavételi alkalommal (72 óra) kimosódott. A fokozatosan csökkenő mennyiségek után a 4. mintavételi alkalomtól (114 óra) már a további mintavételek során kimosódott nitrogénmennyiségek nem tértek el szignifikánsan a nullától.

Ha az 500 mg N kezelés mellett még glicerinkezelést is alkalmaztunk (HN5G), az első 3 mintavételi alkalommal egymástól szignifikánsan nem eltérő módon a N kezelés 12-15%-a mosódott ki. A 4. mintavételi alkalomtól (114 óra) már a további mintavételek során kimosódott nitrogénmennyiségek ebben az esetben sem tértek el szignifikánsan a nullától.

100 mg N kezelés és glicerinkezelés együttes alkalmazása (HN1G) a kimosódott nitrogén mennyisége arányosan kevesebb.

Csernozjom talaj (Vályog) esetén a nitrogénkezelést nem csak glicerinkezelést kapott talajoszlopokról (HG) kimosódott nitrát mennyisége nem tért el szignifikánsan a nullától (3. ábra).



3. ábra. Csernozjom talajjal (Vályog) töltött talajoszlopokból kimosódott nitrogén mennyiségek időbeli függése a különböző kezelések függvényében.

A kezeletlen kontroll talajoszlopokból a talaj ásványi nitrogéntartalma már az első mintavétel során (72 óra) kimosódott.

Glicerinkezelés nélkül az 1 kg talajhoz adott 500 mg N (HN5) közel 5%-a mosódott ki az első mintavételi alkalommal (72 óra). A következő két alkalommal (84, 96 óra) a kimosódott nitrogén mennyisége megnőtt, majd fokozatosan csökkent (114, 138, 162 óra). A fokozatosan csökkenő mennyiségek után a 7. mintavételi alkalomtól (186 óra) már a további mintavételek során kimosódott nitrogénmennyiségek nem tértek el szignifikánsan a nullától.

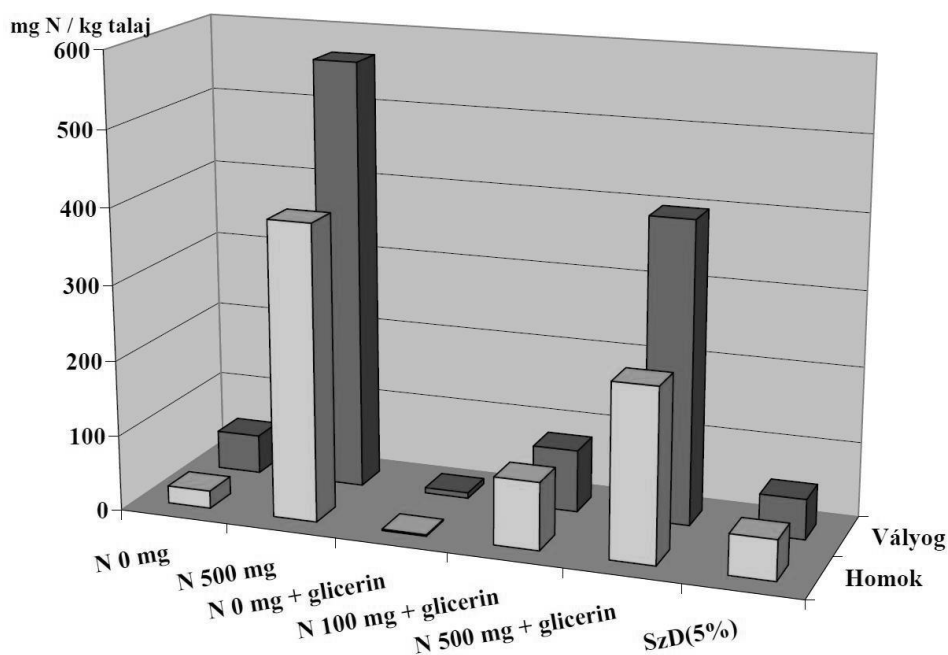
Ha az 500 mg N kezelés mellett még glicerinkezelést is alkalmaztunk (HN5G), a nitrogénkimosódás csökkent, és már a 5. mintavételi alkalomtól (138 óra) a nullától szignifikánsan nem eltérő mértékre csökkent.

100 mg N kezelés és glicerin kezelés együttes alkalmazása (HN1G) a kimosódott nitrogén mennyisége nem tér el szignifikánsan a kezeletlen kontroll esetében mért adatoktól.

Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések.

A tíz alkalommal vett minták nitrogéntartalmát összesítve kiszámítható, hogy a 258 óráig (10,5 napig) tartó kísérlet során mennyi nitrát mosódott ki a talajoszlopoktól. A két talaj viselkedésének összehasonlítása érdekében 3 tényezős varianciaanalízist végeztünk.

A 4. ábrán látható, hogy glicerin alkalmazása nélkül a vizsgált csernozjom talajból (Vályog) kilúgozódott a hozzáadott 500 mg N teljes mennyisége, míg a homoktalaj (Homok) esetében csak közelítőleg a 80%-a.



4 ábra. A kísérlet során összesen kilúgozódott nitrogén mennyisége.

Ha az 500 mg N kezelés mellett glicerinkezelést is alkalmaztunk, akkor csernozjom talaj (Vályog) esetében a kilúgozódott a nitrogén mennyisége a hozzáadott 500 mg nitrogénnek kevesebb, mint 80%-ra csökkent, míg homoktalaj (Homok) esetében már közelítőleg 40%-ra csökkent.

Összefoglalóan megállapítható, hogy a glicerinkezelés jelentős mértékben, csökkentette a talajoszlopon átfolyó oldat nitrát tartalmát. A hatás arra utal, hogy a kezelések kedvező feltételeket biztosítottak mikrobiális tevékenység számára, így a bevitt nitrogén jelentős része immobilizálódott.

Köszönetnyilvánítás

Kutató munkánkat a TECH-09-A4-2009-0133, BDREVAM2 „Fenntartható biodízel technológia és hozzáadott értékű melléktermékek” című pályázat támogatta.

Irodalomjegyzék

- AYDINALP, C., FÜLEKY, GY., TOLNER, L. 2010. The Comparison Study of Some Selected Heavy Metals in the Irrigated and Non-Irrigated Agricultural Soils. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, **16**. 754-768.
- BARBIRATO, F., CONTE, T., BORIES, A. 1998. 1,3-propanediol production by fermentation: An interesting way to valorize glycerole from the ester and ethanol industries – Industrial Corps and Products, **7**. 281-289.
- GRÜNER, A., KÖPPEN, D., VÁGÓ I. 2007. Lysimeterversuch zum Nitrataustrag mit dem Sickerwasser in unterschiedlichen Bodennutzungssystemen. *Z. Pflanzenbauwissenschaften*, **11**. 12-19.
- GULYÁS, F. & FÜLEKY, GY. 1994. C- and N-transformation dynamics in the soil. *Die Bodenkultur Journal für landwirtschaftliche Forschung*, **1994**. 313-318.
- JOHNSON, D.T. & TACONI, K.A. 2007. The glycerol glut: Options for the value added conversion of crude glycerol resulting from biodiesel production. *Environmental Progress*, **26**. 338-348.
- KÁDÁR, I. & NÉMETH, T. 1993. Study on nitrate leaching in long-term fertilization trial. *Növénytermelés*, **42**. 331-338
- KÁTAI, J., VÁGÓ, I., LUKÁCSNÉ VERES E. 2005. Relationships between the carbon content and some microbial characteristics in the different soil types. *Cereal Research Communications*, **33**. 389-392.
- KOVÁCS, A. 2000. *Biodízel Technológia*. Nadasdy Nyomda és Kiadó Kft., Balatonalmádi, 168. p.
- KOVÁCS, A., CZINKOTA, I., TÓTH, J. 2012. Improving acid number testing of biodiesel feedstock and Product. *Journal of the American Oil Chemists Society*, **89**. 409-417.
- KOVÁCS, A. 2011. Aspects of refining biodiesel byproduct glycerin. *Petroleum & Coal*, **53**. 91-97.
- LÁSZTITY, B., BICZÓK, G., JÁKI, I. 2010. Nitrate desorption analysis on pseudomycelial chernozem soil. *Agrokémia és Talajtan*, **59**. 249-254.
- LÁSZTITY, B., JÁKI, I., BICZÓK, G. 1994. Nitrate desorption studies on calcareous sandy soil. *Növénytermelés*, **43**. 327-332.
- LEE, P.C., LEE, W.G., LEE, S.Y., CHANG, H.N. 2001. Succinic acid production with reduced by-product formation in the fermentation of *Anaerobiospirillum succiniciproducens* using glycerol as a carbon source. *Biotechnology & Bioengineering*, **72**. 41-48.
- NÉMETH T. 1995. Nitrogen in Hungarian soils - nitrogen management relation to groundwater protection. *Journal of Contaminant Hydrology*, **20**. 185-208.

- PAPANIKOLAOU, S., FAKAS, S., FICK, M., CHEVALOT, I., GALIOTOU-PANAYOTOU, M., KOMAITIS, M., AGGELIS, I.M., AGGELIS, G. 2008. Biotechnological valorisation of raw glycerol discharged after bio-diesel (fatty acid methyl esters) manufacturing process: Production of 1,3-propanediol, citric acid and single cell oil Biomass and Bioenergy, **32**. 60-71.
- SIPOS, M., KINCSES, I., BERTA SZABÓ, E. 2009. Study of the effect of limiting production factors – hybrid, nutrient-supply level and irrigation – on the yield and starch-content of maize (*Zea mays* L.) Cereal Research Communications, **37**. 145-149.
- SVÁB, J. 1981. Biometriai módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- SZEGI, J., GULYÁS, F., FÜLEKY, GY., TOLNER, L. 1988. Influence of NPK fertilization and cellulose application on the CO₂ production of soils. Ztbl. Mikrobiol., **143**. 303-308.
- TEMUDO, M.F., POLDERMANS, R., KLEEREBEZEM, R., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. 2008. Glycerol fermentation by (open) mixed cultures: A chemostat study. Biotechnology and Bioengineering, **100**. 1088–1098.
- TICKELL, J. 2003. From the fryer to the fuel tank; The complete guide to using vegetable oil as an alternative fuel. Joshua Tickell Media Production, 1000 Bourbon St. #354, New Orleans LA 70116, 165. p.
- TISDALE, S. & NELSON, W. 1966. Soil fertility and fertilizers. Macmillan Company, New York.
- TOLNER, L., CZINKOTA, I., SÁNDOR, G., TOLNER, K. 2010. Testing the effect of redirected glycerol by-products on the nutrition providing ability of the soil. In: Gilkes RJ, Prakongkep N, editors. Proceedings of the 19th World Congress of Soil Science; Soil Solutions for a Changing World; ISBN 978-0-646-53783-2; Published on DVD; <http://www.iuss.org>; Symposium 3.3.1; Integrated nutrient management; 2010 Aug 1-6. Brisbane, Australia: IUSS; 2010, pp.298-301.
- TOLNER, L., RÉTHÁTI, G., KOVÁCS, A. 2012. Examination of an alternative way to prevent nitrate leaching in soil by using glycerol as a biodiesel by-product. XI. Alps-Adria Scientific Workshop Smolenice, Slovakia, Növénytermelés **61**. Suppl. 267-270.
- TÓTH, B., LÉVAI, L., VÁGÓ, I., VERES, S. 2011. Possible use of renewable industrial by-products in environmentally- friendly agricultural production. International Proceedings of Chemical and Environmental Engineering, **21**. 124-128.
- VÁGÓ, I., TOLNER, L., EICHLER-LÖBERMANN, B., CZINKOTA, I., KOVÁCS, B. 2008. Long-term effects of liming on the dry matter production and chemical composition of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). Cereal Res. Commun., **36**. 103-106.
- WILKIE, A.C. 2008. Biomethane for Biomass, Biowaste, and Biofuels – In :Wall, J.D.-Harwood, C.S.-Demain, A.: Bioenergy-ASM Press, 1752 N St., N.W., Washington, DC 20036-2904, U.S.A 195-205. p.
- YAZDANI, S.S. & GONZALEZ, R. 2007. Anaerobic fermentation of glycerol: A path to economic viability for the biofuels industry. Current Opinion in Biotechnology, **18**. 213–219.

A bükki barna erdőtalajok klímaérzékenységének vizsgálata matematikai modell alkalmazásával

Tóth Eszter, Gelybó Györgyi, Bakacsi Zsófia, Molnár Sándor, Farkas Csilla
MTA ATK TAKI Talajtani Osztály Budapest
MTA ATK TAKI Környezetinformatikai Osztály Budapest

Összefoglalás

Munkánk során a klímaváltozás erdei talajokra gyakorolt hatását vizsgáltuk és értékeltük matematikai modellen (SWAP) alapuló szcenárió analízissel. A modellezéshez szükséges meteorológiai adatokat az ENSEMBLES projekt eredményein alapuló korrigált klimatológiai adatbázisból, a FORESEE-ből, a talajtani adatokat a TIM adatbázisból nyertük ki. A talajvízforgalom éven belüli változékonyságának vizsgálatát a teljes adatsorból kiválasztott összesen 18 mintaéven végeztük el. Eredményeink alapján az évi középhőmérséklet fokozatos emelkedésére számíthatunk, a csapadékösszeg azonban a jelenlegi klímára jellemző átlagos évi csapadékösszeghez képest a közeljövőben (A1B₅₅) csökkenést, a távoli jövőben (A1B₁₀₀) növekedést mutat. A jövőben megnövekszik az extrém nagy csapadékú (20 mm napi csapadékösszeget meghaladó) napok száma, míg a csapadékos napok száma enyhe csökkenő trendet mutat. Megállapítottuk, hogy a közeli és a távoli jövőben a párolgás és a transzpiráció növekedésével számolhatunk a száraz és csapadékos években egyaránt.

Abstract

In this study the effects of climate change on forest soils has been evaluated with scenario analyses based on mathematical modelling. Meteorological data were originated from the FORSEE database, which provides bias-corrected climate data based on the ENSEMBLES EU project, soil properties data were obtained from the TIM database. The intraannual variability of soil water regime was examined on 18 representative years sampled from the whole period. We concluded that the main annual temperature will gradually increase, although the amount of precipitation will decrease in the near future (A1B₅₅) and increase in the far future (A1B₁₀₀). The number of days with extreme high precipitation (more than 20 mm per day) will increase, while the number of rainy days will be decreased. Evaporation and transpiration will increase in the near and the far future in both wet and dry years.

1. Bevezetés

Napjainkban a klímakutatások egyre inkább megerősítik a globális klímaváltozás tényét. A felmelegedő felszín intenzívebb párolgása miatt a légkör vízgőztartalma megnövekszik, így alkalmanként – egységnyi idő alatt – több csapadék hullik. A klímamodellek szimulációk ennek megfelelően a csapadék intenzitásának növekedését valószínűsítik (MEEHL et al., 2000).

Az időjárásban bekövetkező változások a hidrológiai ciklusra is hatással vannak, ennek megfelelően a csapadékösszeg, a párolgás illetve a felszíni lefolyás mértéke, valamint az árvizek és aszályok előfordulásának esélye és gyakorisága is változhat (WATSON et al, 1995). A várhatóan magasabb hőmérséklet és a felszínre érkező csapadék mennyiségének, intenzitásának, eloszlásának változása jelentősen befolyásolhatja a talaj hő-, víz- és tápanyagforgalmát, tehát termékenységét is (VÁRALLYAY, 1992; NÉMETH, 1996; KOVÁCS & DUNKEL, 1997). A szélsőséges időjárási események gyakoriságának növekedése következtében a talajok ár- és belvíz, valamint aszályérzékenysége is megnőhet.

A talajok nedvességtartalmának alakulása egyike a legkevésbé ismert változóknak a klíma szimulációk során. A talaj nedvességtartalmát ugyanis nagy térbeli változékonyság jellemzi a talaj típusának és a csapadék mennyiségének függvényében. Ez megnehezíti a numerikus modellek paraméterezését (ENTIN et al., 2000).

A klímamodellek által előrejelzett klímaszcenáriók talajvízforgalomra és növényállományok vízmérlegére gyakorolt hatásainak vizsgálata napjaink egyik fontos kutatási iránya (BIRKÁS & GYURICZA, 2004; TUBA et al., 2004). A fizikai összefüggésekre épülő matematikai modellek lehetővé teszik az összetett folyamatok tanulmányozását, így a klímaváltozásnak a talaj víz-, és hőforgalmára gyakorolt hatásának vizsgálatát is (FARKAS & RAJKAI, 2002; KONCSOS et al., 2004).

Intézetünkben 2011 decemberében indult a Carpath CC (Climate Change) elnevezésű projekt, amit az Európai Bizottság Környezetvédelmi Főigazgatósága finanszíroz. A kutatás célja a térséget fokozottan érintő klímaváltozásnak a vízbázisokra, az ökoszisztémákra és az ökoszisztémán alapuló termelő rendszerekre való hatásainak felmérése, a fókuszba helyezett kisebb területek sérülékenységének vizsgálata, továbbá az érintettek hatékony információcseréjének támogatása és konkrét akciótervek, adaptációs intézkedések megfogalmazása. Az MTA ATK TAKI-ban folyó kutatások a klímaváltozás hatására a talajnedvesség-forgalomban és a talajvízmérleg elemeiben bekövetkező változások becslésére irányulnak bükki erdő és gyepek ökoszisztémákban. Célunk egy olyan módszertan kidolgozása, mely során szcenárió analízis alkalmazásával vizsgáljuk a klímaváltozás hatásait a fent említett aspektusok szerint. A munka során a talaj-növény-légkör rendszer hő- és vízforgalmát leíró matematikai modellel szimuláljuk eltérő prognosztizált klímaváltozási szcenáriók hatását a talaj vízforgalmára és a talajvízmérleg meghatározó elemeire.

2. Vizsgálati anyag és módszer

Vizsgálatainkat a CarpathCC projekt szűkebb hazai mintaterületére, a Bükk hegységre végezzük. A projekt keretében a klímaváltozás erdőkre gyakorolt hatásának értékelésén túl kiemelten foglalkozunk a Bükk-hegység – főként emberi tevékenység nyomán itt kialakult, de ma már önálló természeti értéket képviselő – rétjeivel. A matematikai modellen alapuló scenárió analízis módszertanának kidolgozásához és teszteléséhez egy, a térségre jellemző agyagbemosódásos barna erdőtalajon található gyept választottunk, mert gyepe már rendelkezünk modellillesztési és modellfuttatási tapasztalatokkal.

2.1. A SWAP modell alkalmazása a scenárió analízisben

A SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant) modell (VAN DAM, 2000) a telítetlen zónában történő vízmozgást szimulálja a növényi növekedéssel összefüggésben egy vagy több, egymást követő vegetációs időszakra. A modell alapvetően fizikai összefüggésekre épít. A bemenő adatai között szerepelnek meteorológiai, növényi és talajadatok, továbbá kezdeti és határfeltételek. Vizsgálatainkhoz a SWAP 2.2 modellverziót használtuk. A talajban végbemenő vízmozgást meghatározó talajhidrológiai függvényeket a Van Genuchten & Mualem analitikus összefüggések paramétereivel adják meg a modellben (VAN GENUCHTEN, 1980). A növényi paramétereket a SWAP modell szurdokpüspöki gyepe (HAGYÓ, 2009) optimalizált paraméterfájljaiból vettük át. Mivel talajvízhatással nem kellett számolnunk, alsó peremfeltételként szabad mélybeszivárgást definiáltunk. A SWAP modell futtatásához szükséges és a jövőbeli klímát reprezentáló meteorológiai adatokat az ENSEMBLES projekt eredményein alapuló korrigált klimatológiai adatbázisból, a FORESEE-ből (DOBOR ET AL., 2012) nyertük ki.

2.2. A SWAP modell talajtani bemenő paramétereinek előállítás

A modellezés alapjául a Talajvédelmi Információs és Monitoring rendszer (TIM) E7705 jelű szelvényére vonatkozó adatai szolgáltak (JUHÁSZ, 2006). A szelvény a Bükk központi részétől ÉK-re helyezkedik el, 150 cm mély, genetikai talajtípusa a környékre is általánosan jellemző agyagbemosódásos barna erdőtalaj. A leírás alapján a 0-30 cm közötti, erősen savanyú (vizes pH= 4,1) A-szint egy szerves anyagban gazdag legfelső szintre (0-4 cm, szervesanyag: 7,52%) és egy alatta fekvő, 1,63% szervesanyag tartalmú szintre bontható. Az A-szint fizikai talajfélesége az Arany-féle kötöttség (40-41) alapján még a vályog kategóriába sorolható, de agyagtartalma 30-35% közötti, s ezzel az USDA-szerinti textúra háromszögben az agyagos vályog osztályba tartozik. A szelvényben agyag-felhalmozódás tapasztalható 30-80 cm között (B-szint), az agyagtartalom nem haladja meg a 42%-ot. A B-szint kötöttségi száma alapján agyagos vályog fizikai féleségű, a textúra háromszögben az agyag textúra osztályba sorolható, kémhatása savanyú (vizes pH= 5,3). 80 cm alatt a szelvény aljáig a mechanikai összetétel a feltalajéhoz hasonló, kémhatása gyengén savanyú-semleges.

A talajhidrológiai függvények Van-Genuchten-Mualem paramétereit a TIM adatbázisból kinyert talajfizikai jellemzők és mért víztartó-képesség értékek alapján a RETC (VAN GENUCHTEN et al., 1991) programmal számítottuk. A talaj hidrofizikai adataira illesztett talajhidrológiai függvények paramétereit az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat A modellezéshez felhasznált Van Genuchten-Mualem paraméterek

Talajréteg	WRC	WRS	alpha	n	Ks
cm/szint	m ³ /m ³	m ³ /m ³	cm ⁻¹	(-)	cm/nap
0-5/A	0.45	0.01	0.02	1.16	9.32
5-30/B	0.45	0.01	0.04	1.17	66.52
30-80/C	0.54	0.01	0.03	1.20	86.21
80-130/D	0.49	0.01	0.02	1.19	79.7
130-150/E	0.51	0.01	0.01	1.22	80.34

WRC – telítettségi víztartalom; WRS – reziduális víztartalom; Ks – telítettségi vízvezető-képesség; alpha és n – illesztési paraméterek

2.3. Klímatológiai adatok

A tanulmányban alkalmazott klímatológiai adatokat az ENSEMBLE projekt adatain alapuló FORESEE adatbázis 1/6 × 1/6 fokos felbontású korrigált csapadék és hőmérsékleti adatai szolgáltatták (DOBOR et al., 2012). Az adatbázis folytonos adatsort biztosít 1951 és 2100 között, egyetlen, az elmúlt időszakra vonatkozó, méréseken alapuló adatsorral (referencia, 1951-2009) és nyolc különböző regionális klímamodell eredményein alapuló, A1B scenárióra vonatkozó klímaprojekcióval (2010-2100) jellemezve a klímát. Az elérhető nyolc, jövőre vonatkozó modellfuttatás közül a RegCM (International Centre for Theoretical Physics) regionális klímamodell eredményeit használtuk.

A RegCM modell eredményei viszonylag kis mértékű eltérést mutatnak a jelenlegi és a jövőbeli klíma között. Mivel több olyan modell is van a nyolc között (pl. DMI-HIRHAM5, MPI-M-REMO), melyek csak mérsékelt változást jeleznek előre a csapadékmennyiség és a hőmérséklet alakulásában a Kárpátok térségére, szükségessé vált annak elemzése, hogy ezen scenáriók megvalósulása esetén várhatóan mennyiben változik meg a vizsgált talajfelelések hő- és vízforgalma a maihoz képest.

Tanulmányunkban a FORESEE adatbázis közép-európai kivágatából a vizsgált talajtípust reprezentáló talajszelvényhez legközelebb eső rácspont napi szintű

meteorológiai adatsorát vettük alapul. Az adott rácsontra érvényes, a klímát jellemző legfontosabb adatokat a 2. táblázat tartalmazza.

A napi csapadékösszeg, napi minimum és maximum hőmérséklet adatokból az MT-CLIM (Numerical Terradynamic Simulation Group, University of Montana THORNTON et al., 1999) hegyi mikroklímát szimuláló modell segítségével származtattuk a talajvízforgalmi modell számára szükséges egyéb bemenő paramétereket (globálsugárzás, párányomás).

2. táblázat A mintaterület klimatológiai jellemzői a három vizsgált időszakban.

	Hőmérséklet [°C]	Csapadék [mm]	Csapadék sfv
REF	min	11.0	500
	átlag	12.8	827
	max	14.2	1278
A1B₅₅	min	11.7	522
	átlag	14.0	820
	max	16.2	1043
A1B₁₀₀	min	13.6	549
	átlag	15.7	857
	max	17.8	1268

A jelenlegi, és a közel- illetve távoljövőt várhatóan jellemző klíma esetén a talajvízforgalom éven belüli változékonyságának vizsgálatát a teljes adatsorból kiválasztott összesen 18 mintaéven végeztük el. A mintaévek kiválasztásának fő szempontja az volt, hogy azok minél jobban reprezentálják az éves csapadékösszegek és a csapadék éven belül eloszlásának változatosságát. A mintaévek kiválasztása során a referencia időszak (REF) mellett a jövőre vonatkozó 2010-2100 időszakot két rövidebb időszakkal reprezentáltuk. A 91 éves időszakot két, megközelítőleg egyenlő számú évből álló részre osztottuk, a közeli jövő (A1B₅₅; 2010-2055) és a távoli jövő (A1B₁₀₀; 2056-2100) jellemzésére. Ily módon a három időszakot (REF, A1B₅₅, A1B₁₀₀) hasonló számú év reprezentálja, és a közeli és távoli jövőre várható klímaváltozás eltérő intenzitása illetve mértéke is különválasztható.

Az egyes évek csapadékviszonyainak jellemzésére a következő paramétereket alkalmaztuk: éves csapadékösszeg (RT, mm), csapadékos napok száma (RR1, $R \geq 1$ mm), SDII (*Simple Daily Intensity Index*, az éves csapadékösszeg, valamint csapadékos napok számának hányadosa, mm/nap).

Az évek kiválasztása a három paraméter együttes figyelembe vételével történt. Adott időszakban (REF, A1B₅₅, A1B₁₀₀) az éves csapadékösszegek valószínűségi sűrűségfüggvényét az 2. táblázat tartalmazza. Első lépésben kiválogattuk a függvényhez tartozó alsó és felső kvartilis (rendre az átlagosnál szárazabb illetve nedvesebb évek reprezentációja) valamint medián (átlagos csapadékú évek reprezentációja) csapadékösszeg értékekhez legközelebb eső ($\pm 2\%$ megengedett maximális eltérés mellett) éves csapadékösszeggel rendelkező éveket mindhárom időszakra. Ezután adott időszakhoz és adott kvartilishez tartozó évek SDII értékeit alapul véve kiválasztottuk a csapadékeloszlás szempontjából legegyszerűsebb (legkisebb SDII értékkel jellemzett) és legegyszerűlenebb (legnagyobb SDII értékkel jellemzett) éveket. A kiválasztott évek adatait a 3. táblázat tartalmazza.

3. táblázat Az egyes klímaidőszakokat reprezentáló évek jellemzői és a számított vízmérleg elemek mm-ben (EV- párolgás; TR- transzspiráció; DP- mélybeszivárgás)

		Ref		A1B50		A1B100	
		minSDII	maxSDII	minSDII	maxSDII	minSDII	maxSDII
0.25 (száraz)	RT	687	674	726	714	760	765
	RR1	112	99	121	92	110	92
	SDII	6.1	6.8	6.0	7.76	6.9	8.3
	EV	165	173	202	172	207	192
	TR	417	475	499	410	551	481
	DP	11	1	147	2	242	2
0.5 (átlag)	RT	811	831	837	841	856	854
	RR1	149	103	116	105	119	96
	SDII	5.4	8.1	7.2	8.01	7.2	8.9
	EV	195	174	189	212	220	198
	TR	479	506	517	599	554	593
	DP	3	143	4	4	12	96
0.75 (nedves)	RT	939	955	917	908	941	943
	RR1	129	108	135	123	122	112
	SDII	7.3	8.8	6.8	7.4	7.7	8.4
	EV	220	205	209	217	197	217
	TR	570	574	571	681	625	633
	DP	79	18	191	127	5	416

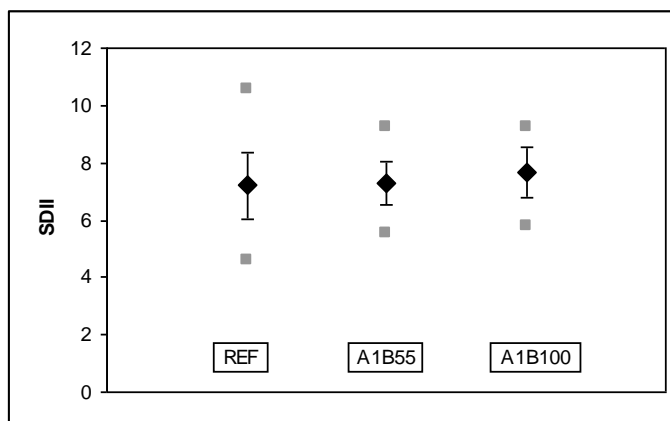
A modellfuttatások eredményeinek felhasználásával értékeltük a talajvízmérleg elemeinek változását (párolgás, növényi vízfogyasztás, mélybeszivárgás, talajvízkészlet-változás) a közeljövőre és a távoli jövőre jellemző klimatikus

viszonyok között a jelenlegi klímára jellemző talajvízmérleg-elemek tükrében. Vizsgálataink során a legegyszerűsebb és a legszélsőségebb csapadékeloszlású évekre jellemző változásokat is összehasonlítottuk. A talajnedvesség-forgalmat a a gyepek vegetációra jellemző gyökérmélységet figyelembe véve a talaj felső 30-es rétegére elemeztük. Kiszámítottuk azoknak a napoknak a számát, amikor a talaj nedvességtartalma hervadáspont alatt ($pF = 4.2$; D_{hp}), illetve az optimális tartományban volt (pF 2-3,5 között; D_{opt}).

3. Vizsgálati eredmények

3.1. Klimatológiai jellemzők

A klímamodell-eredmények alapján az évi középhőmérséklet fokozatos emelkedésére számíthatunk a három vizsgált időszakon át, azonban az éves csapadékösszeg változása nem mutat ehhez hasonló egyértelmű trendet (2. táblázat). A vizsgált regionális klímamodell szerint az A1B₅₅ időszakban a jelenlegi klímára jellemző átlagos évi csapadékösszeghez képest csökkenés várható. Ezzel szemben a távoli jövőt jellemző A1B₁₀₀ időszakban a csapadék növekedésével számolhatunk. A három időszakban az éves csapadékösszegek eloszlása különböző, az A1B₅₅ időszakban kapott csapadékcsökkenés itt is látható (2. táblázat).



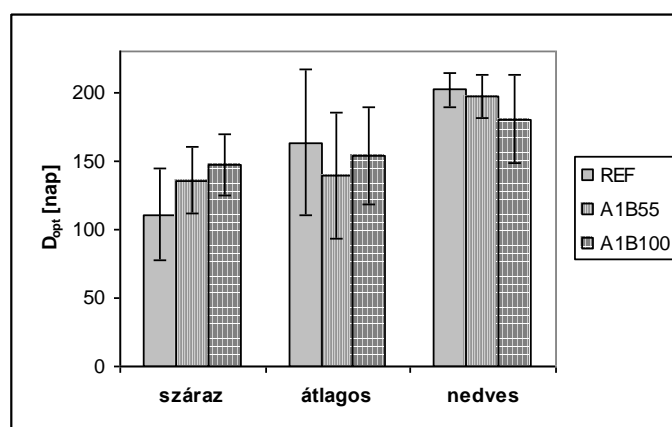
1. ábra. Az átlagos SDII változás a három vizsgált időszak során (fekete gyémánt). Az SDII szórás-értékei szintén leolvashatók az ábráról. Szürke négyzetek jelzik az adott időszakban előforduló minimális és maximális SDII értékeket.

A modell szerint az A1B₅₅ és A1B₁₀₀ időszakokra megnövekszik az extrém nagy csapadékú (20 mm napi csapadékösszeget meghaladó) napok száma, míg a csapadékos napok száma enyhe csökkenő trendet mutat. A napi csapadékkintenzitást jellemző SDII index a három időszak során kis mértékben nő (a három időszak éveinek átlagát tekintve), azonban a jövőben az évek közötti különbségek csökkennek (1. ábra). Ez azt jelenti, hogy egy adott

csapadékmennyiség általában rövidebb idő (kevesebb nap) alatt hullik le. A csapadék éven belüli dinamikájának ilyen jellegű változása a talajnedvesség-forgalomra is hatással lehet.

3.2. Talajnedvesség forgalom és talajvízmérleg elemek

A talajnedvesség-forgalomban bekövetkező változásokat elsősorban a csapadék mennyiségében és dinamikájában bekövetkező változások határozzák meg. A SWAP modellben közvetett módon azonban a talaj-növény-légkör rendszerben a hőmérséklet és a növényzetet befolyásoló egyéb meteorológiai tényezők hatásai is érvényesülnek. Jelen tanulmányban elsősorban a csapadék változásainak hatásait vizsgáljuk a talajnedvesség-forgalomra.



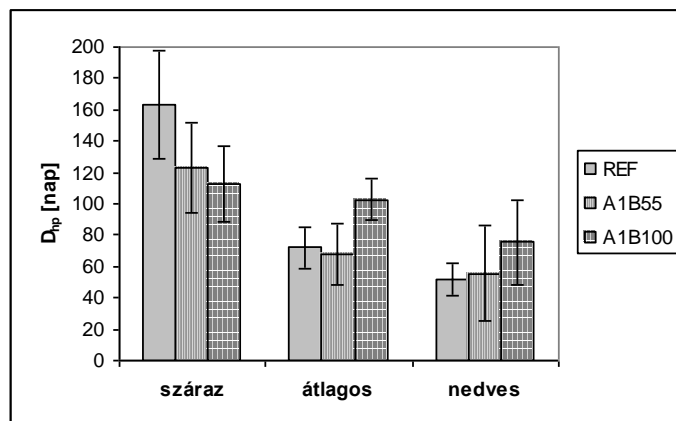
2. ábra Optimális talajnedvességű napok száma

A talajvízmérleg-elemek alakulását az időszakokat reprezentáló összesen 18 évre mutatjuk be (3. táblázat). Megállapítottuk, hogy a közeli és a távoli jövőben a párolgás és a transzspiráció növekedésével számolhatunk a száraz és csapadékos években egyaránt, ami feltételezhetően a megnövekedett csapadékmennyiségnek tudható be. A mélybeszivárgás értékeiben nem lehetett felfedezni általánosan érvényes tendenciát.

A modelleredmények alapján az optimális talajnedvességű napok száma száraz években várhatóan kismértékben növekedni fog (2. ábra), a változás azonban statisztikailag nem szignifikáns. Az eredmény vélhetően a csapadékösszeg növekedésnek (2. táblázat) köszönhető.

Átlagos és nedves években a változás kisebb, de jól látható a közeli jövőben visszaeső csapadékösszegek hatása az optimális talajnedvességű napok számán is, különösen átlagosan csapadékos években. Nedves években kismértékű csökkenést várhatunk mind a múltbeli időszak, mind a közeli jövő tekintetében.

A hervadásponthoz alatti talajnedvességű napok száma is a D_{opt} alakulásához hasonló trendekkel jellemezhető (3. ábra), azonban az átlagos csapadékos években az eltérés a referencia időszak és távoli jövő között szignifikáns.



3. ábra Hervadáspon alatti talajnedvességű napok száma

4. Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések

Tanulmányunkban a RegCM regionális klímamodell hibakorrigált eredményeit használtuk fel. A modell a jelenlegi klímához képest mérsékelt változást mutatott a vizsgált területre (A1B kibocsátási forgatókönyv esetén). Ahhoz, hogy egy teljesebb, a talajvízforgalom várható változásainak teljes lehetséges spektrumát leíró képet kapjunk több, eltérő regionális klímamodell eredményeit figyelembe vevő kutatást kellene elvégezni.

A talajnedvesség alakulását a gyepek gyökérszónájában vizsgáltuk. Az optimális-, és hervadáspon alatti talajnedvességű napok számában bekövetkező változások jól követték a csapadékösszegben várható változások tendenciáját. A távoli jövőben azonban a várható csapadéknövekedés ellenére csökken az optimális és növekszik a hervadáspon alatti talajnedvességű napok száma. Ez vélhetően a csapadék egyenetlenebb eloszlásának, az átlagos napi csapadékkéntesség megnövekedésének, valamint a hőmérséklet növekedésének köszönhető.

Köszönetnyilvánítás

Munkánkat a CarpathCC projekt, valamint az OTKA K-101065, K-104816 és a TÁMOP-4.2.2.A-1/1/KONV-2012-0064 kutatási projektek támogatták. A jelen kutatás a TÁMOP 4.2.4.A-1 kiemelt projekt keretében meghirdetett ösztöndíj-támogatásnak köszönhetően valósult meg, a Magyar Állam és az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával.

Irodalomjegyzék

BIRKÁS, M. & GYURICZA, CS., 2004. A talajhasználat és a klimatikus hatások kapcsolata. In: Talajhasználat – Műveléshatás – Talajnedvesség. 10–47. SZIE, Gödöllő.

- DOBOR, L., BARCZA, Z. & HAVASI, Á., 2012. Regionális klímamodell eredmények hibakorrekciója. Környezettudományi Doktori Iskolák Konferenciája, 2012. 29-36. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest.
- ENTIN, J., ROBOCK, A., VINNIKOV, K.Y., QIU, S., ZABELI, V., LIU, S., NAMKHAI, A. & ADYASUREN, Ts., 1999 Evaluation of Global Soil Wetness Project soil moisture simulations. *J. Meteor. Soc. Japan*, **77** 183–198.
- FARKAS, Cs. & RAJKAI, K., 2002. Moisture regime with respect to spatial variability of soil hydrophysical properties. *Agrokémia és Talajtan* **51**. 1-2, 7–16.
- HAGYÓ, A., 2009. Vízforgalom gyep erdő területeken. Doktori értekezés, Szent István Egyetem 129 p. http://szie.hu/file/tti/archivum/Hagyo_Andrea_phd.pdf
- JUHÁSZ I., 2006. Magyarország talajainak állapota a Talajvédelmi Információs és Monitoring rendszer (TIM) adatai alapján, Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest, pp. 117.
- KONCSOS, L., FLACHNER, ZS. & FONYÓ, GY., 2004. Dynamic modelling for water retention based floodplain management at Bodroghöz. Hungary. Proc. Of the 7th INTERCOL Wetland Conference
- KOVÁCS, G. J. & DUNKEL, Z., 1997. A klímaváltozás várható következményei Magyarország szántóföldjein a következő félszázadban. *Meteorológiai Tudományos Napok Kiadványa*, Nov. 20-21, 1997, Budapest, 181–193 o.
- MEEHL, G. A., ZWIERS, F., EVANS, J., KNUTSON, T., MEARN, L. & WHETTON, P., 2000. Trends in Extreme Weather and Climate Events: Issues Related to Modeling Extremes in Projections of Future Climate Change. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* **81**. 427–436
- NÉMETH, T., 1996. Nitrogen balances in long- term field experiments. *Fertilizer Research* **43**. 13–19.
- THORNTON, P.E., & S.W. RUNNING, 1999. An improved algorithm for estimating incident daily solar radiation from measurements of temperature, humidity, and precipitation. *Agric. For. Meteorol.* **93**. 211–228.
- VAN GENUCHTEN, M. TH., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **44**. 892–898
- TUBA, Z., NAGY, Z. & CZÓBEL, SZ., 2004. Hazai gyepársulások funkcionális ökológiai válaszai, C-körforgalma és üvegházhatású gázainak mérlege jövőbeni várható éghajlati viszonyok, illetve eltérő használati módok mellett. *AGRO 21 Füzetek.* **37**. 123–138.
- VAN DAM, J. C., 2000. Field scale water flow and solute transport. SWAP model concepts, parameter estimation and case studies. Doktori értekezés, Wageningen University, 167 p. <http://library.wur.nl/wda>.
- VAN GENUCHTEN, M. TH., LEIJ, F. J., & YATES, S. R., 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Report No. EPA/600/2-91/065. R. S. Kerr Environmental Research Laboratory, U. S. Environmental Protection Agency, Ada, OK. 85 p.
- VÁRALLYAY, GY., 1992. Globális klímaváltozások hatása a talajra. *Magyar Tudomány* **9**. 1071–1076
- WATSON, R. T., ZINYOWERA, M. C. & MOSS, R. H., 1996. *Climate Change 1995: Impacts, Adaptation and Mitigation of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, 878 pp.

Különböző módon előkezelt települési szennyvíziszapok hatása a talaj mikroelem-tartalmára, valamint a takarmányborsó jelzőnövény elemösszetételére és szárazanyag-hozamára

Uri Zsuzsanna – Simon László

Nyíregyházi Főiskola Műszaki és Mezőgazdasági Kar
Tájgazdálkodási és Vidékfejlesztési Tanszék, Nyíregyháza

Összefoglalás

Kutatómunkánk során megvizsgáltuk a nyíregyházi búzaszalmával komposztált szennyvíziszap, a debreceni anaerob módon rothasztott szennyvíziszap és a miskolci riolittuffával és karbidmésszel érlelt, granulált szennyvíziszap hatását a barna erdőtalaj nehézfém-tartalmára, valamint a takarmányborsó tesztnövény elemösszetételére és szárazanyag-hozamára.

Megállapítottuk, hogy a szennyvíziszapok hatására a kontrollhoz képest nőtt a mikroelemek, elsősorban a Cu és Zn mennyisége a kezelt talajban. A takarmányborsó hajtásában a vizsgált mikroelemekből szintén a Cu és Zn dúsulása volt mérhető. E felhalmozás azonban a növények takarmányértékét nem veszélyeztette. Kis dózisban mindhárom iszapkezelési eljárással előállított szennyvíziszap serkentette a jelzőnövény szárazanyag-hozamát.

Summary

Influence of variously processed sewage sludges from Nyíregyháza, Debrecen and Miskolc was investigated on the trace element content of a brown forest soil. Sewage sludge from Nyíregyháza was composted with wheat straw, sewage sludge from Debrecen was anaerobically digested, and sewage sludge from Miskolc was mixed with rhyolite tuff and carbide lime, and was matured after granulation. Fodder pea was grown in this soil to observe the effect of sewage sludges on the accumulation of trace elements in plant organs, and on plant yields.

It was found that the applied sewage sludges enhanced the concentration of trace elements (mostly Cu and Zn) in treated soil as compared to the control. Enhanced levels of essential Cu and Zn were measured in the shoots of fodder pea, too. This, however have not decreased directly the fodder value of the test plants. Low doses of all three of sewage sludges had influenced positively the dry matter yield of test plants.

Bevezetés

A mezőgazdasági termelés elmúlt évtizedei során talajaink tápanyag-egyensúlya előnytelenül változott meg. A megfelelő termésszint biztosításának egyik sarkalatos pontja a talaj tápanyag-szolgáltató képességének szinten tartása,

talajvédelmi szempontból a tápanyagtöke további csökkenésének megakadályozása.

A folyamatosan bővülő csatornahálózat folytán évről évre nagyobb mennyiségű szennyvíziszap keletkezik, melynek tárolása és környezetkímélő elhelyezése egyre nagyobb gondot jelent a szennyvíztisztító telepek üzemeltetőjének. A szennyvíziszap kihelyezés jó lehetőséget kínálhat viszont a mezőgazdasági termelőknek talajjavítás és tápanyag-utánpótlás céljára. A keletkező szennyvíziszap ugyanis szerves és ásványi anyagokban igen gazdag, mely talajba kerülve megnöveli annak szervesanyag-tartalmát, javítja termékenységét, tápanyag-szolgáltató képességét és mikrobiológiai aktivitását (EPSTEIN, 2002; VERMES, 2003).

A szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának egyik legfontosabb korlátozó tényezője azok nehézfém-tartalma (EPSTEIN, 2002; VERMES, 2003). A nehézfémek felvehetővé válhatnak a természetett növények számára, bekerülhetnek azok vegetatív és generatív szerveibe és a talaj–növény rendszeren keresztül a táplálékláncba (KÁDÁR, 1999, SILVEIRA et al., 2003).

A szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítását éppen ezért szigorú szabályozás biztosítja. Hazánkban a 40/2008. (II. 26.) Kormányrendelet által módosított 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet írja elő a szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosításának feltételeit. Mezőgazdasági területen csak biológiailag, kémiaileg, hőkezeléssel, tartós tárolással vagy más kezeléssel stabilizált szennyvíziszap helyezhető el.

A szennyvíziszap-terhelésnek a talajra és a növényi elemfelvételre gyakorolt hatását több hazai és külföldi kutató is vizsgálta. Megállapították, hogy a szennyvíziszapokból általában kevesebb nehézfém került át a mezőgazdasági növényekbe, mint az iszapok nehézfém-tartalmából, illetve a területeket ért terhelések nagyságából következett volna (HENRY és HARRISON, 1992; JUSTE és MENCH, 1992; TAMÁS és FILEP, 1995; SIMON et al., 2000; KÁDÁR és MORVAI, 2007).

Jelen munkánk célja a három különböző módon előkezelt települési szennyvíziszap talaj nehézfém-tartalmára gyakorolt hatásának elemzése, valamint az iszapokkal kezelt talajon nevelt takarmányborsó nehézfém-akkumulációjának és szárazanyag-hozamának tanulmányozása volt.

Vizsgálati anyag és módszer

A tenyészedényes kísérletekhez használt kezeletlen alaptalaj a Nyíregyházi Főiskola Műszaki és Mezőgazdasági Főiskolai Karának bemutatókertjéből, a felső 0-30 cm-es rétegből származott (SIMON et al., 2000). A Ramann-féle rozsdabarna erdőtalaj toxikuselem-koncentrációi (URI és SIMON, 2011) nem haladták meg az 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendeletben előírt határértékeket.

Munkánk során Nyíregyháza, Debrecen és Miskolc települési szennyvíziszapjait tanulmányoztuk. A vizsgálatokhoz az iszapokból térbeli átlagmintát vettünk. A nyíregyházi földmedencében rothasztott szennyvíziszapot búzaszalmával komposztálták. A debreceni iszapot anaerob módon rothasztották, majd víztelenítették. A miskolci granulált iszapot riolittufa örlémmel és karbidmészsel keverték és érlelték, a keverékben a karbidmész 50, a riolittufa 25 és a granulált szennyvíziszap 25 m/m %-ban van jelen. Az alkalmazott szennyvíziszapok „összes” nehézfém-tartalmát korábbi publikációnkban közöltük (URI és SIMON, 2011). A vonatkozó 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendeletben előírt határértékeket figyelembe véve az iszapok szennyezetlenek voltak nehézfémekkel, tehát e paramétereik a mezőgazdasági hasznosítást nem zárják ki.

A rozssal (*Secale cereale* L. cv. Kisvárdai legelő), szudánifüvel (*Sorghum bicolor* (L.) Moench x *Sorghum sudanense* (Piper) Stapf. cv. Gardavan), takarmányrepcével (*Brassica napus* L. ssp. *oleifera* Metzg. Ap. Sinsk. cv. Emerald) végzett korábbi kísérleteink (URI et al., 2003; URI et al., 2005a, URI et al., 2005b) folytatásaként újabb iszapterheléssel tenyészedényes kísérletet állítottunk be takarmányborsó (*Pisum sativum* L. (partim) cv. IP 5) teszt növényvel a Nyíregyházi Főiskola Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszékének klimatizált növénynevelő fényszobájában. Az IP 5 (szinonim neve Susan) tavaszi, zöldtakarmányozási célra termesztett növény. Igen gyors fejlődésű, nagy vegetatív tömeget adó magyar fajta. Szára 80-100 cm-re megnő, állóképessége jó. Fehérjetartalma 18-21% szárazanyagra számolva. A teszt növényeket kezeletlen barna erdőtalajon (kontroll), illetve talaj-iszap keverékeken neveltük. A keverékekben a nyíregyházi, a debreceni és a miskolci iszap tömegszázalékos arányát a kisebb dózis esetén a korábban kijuttatott 7,5 %-ról 10 %-ra emeltük. A nagyobb dózisonál a 15 %-os szennyvíziszap mennyiséget nem emeltük tovább, ez esetben ugyanis utóhatás vizsgálatot végeztünk. A talajba a szennyvíziszapok bekeverésén kívül egyéb formában tápanyagot nem juttattunk ki. A tenyészidő alatt vegyszeres védekezést sem alkalmaztunk. A kísérlet során két alkalommal vettünk talajmintákat; a talaj tenyészedényes inkubálása (közel 6 hónap) után a szennyvíziszapok újabb kijuttatását követő második héten közvetlenül a takarmányborsó vetése előtt, valamint a takarmányborsó „betakarításakor” 60 napig tartó növénynevelést követően.

A talajminták „összes” nehézfém-tartalmának meghatározása az MSZ-21470-50:1998 szabvány szerint történt. A jelzőnövény nehézfém-tartalmának meghatározásához az alábbi magyar szabványokat alkalmaztuk: Cd - MSZ-08-1783-17:1984, Cr - MSZ-08-1783-16:1984, Cu - MSZ-08-1783-10:1983, Ni - MSZ-08-1783-20:1984, Pb - MSZ-08-1783-14:1984, Zn - MSZ-08-1783-9:1983. Az elemanalízist induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrometria (ICP-OES) technika alkalmazásával végeztük el. A mérésekre a

Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrumának Regionális Agrár-Műszerközpontjában került sor.

A gyökér- és hajtásminták szárazanyag-tartalmát 70 ± 2 °C-on 12-24 órán át szárítószekrényben tömegállandóságig történt szárítás után határoztuk meg automata mérleggel a tenyészedenyek bontása után.

A tenyészedenyes kísérletek eredményeinek statisztikai elemzését SPSS 12.0.1 programmal, varianciaanalízist alkalmazva, a Tukey-féle b-teszt alapján végeztük el.

Vizsgálati eredmények és értékelésük

A takarmányborsó jelzőnövény talajának nehézfém-tartalma

A tenyészedenyes kísérletben a talaj kezelésként 10, illetve 15 m/m %-ban tartalmazott nyíregyházi, debreceni és miskolci szennyvíziszapot. Az 1. táblázat a takarmányborsó kultúra talajának szennyvíziszap kezelésekre kialakult fémkoncentrációit mutatja a tesztnövény vetése előtt és betakarítása után.

A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt mindkét dózisa fokozta a Cu és Zn felhalmozódását a talajban, a Cd-, Cr-, Ni- és Pb-tartalomban viszont lényeges változást nem idézett elő (1. táblázat).

A debreceni szennyvíziszap 10 és 15%-os kijuttatása statisztikailag igazolható mértékben megemelte a tesztnövény talajának Cr-, Cu-, Ni- és Zn-tartalmát a kontrollhoz viszonyítva. Az iszapadagok növelésével a Cr-, Cu-, Ni- és Zn koncentrációk is szignifikánsan emelkedtek (1. táblázat).

A kis dózisban alkalmazott miskolci szennyvíziszap hatására a talajban kialakult nehézfém-tartalom a kezeletlen talajhoz hasonló volt. Az iszap nagy dózisu kijuttatása is csupán a Cu enyhe dúsulását eredményezte (1. táblázat).

Egyik szennyvíziszap sem okozott szignifikáns növekedést a talaj Cd- és Pb-tartalmában (1. táblázat).

A takarmányborsó vetése előtti és betakarítása utáni talajminták nehézfém-tartalmát összehasonlítva nagymértékű változást nem tapasztaltunk egyik szennyvíziszap kijuttatás esetén sem. A legtöbb esetben – valószínűleg a növényi elemfelvételének köszönhetően – a betakarítás utáni talajmintákban kisebb csökkenés mutatkozott a vetés előtti elemtartalomhoz képest (1. táblázat).

A vonatkozó 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet által meghatározott, a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása esetén talajban megengedhető mérgező elemkoncentrációkat a Cd- és Zn-tartalom lépte túl. A Cd-tartalom viszont már a kísérletsorozat kezdetén a kezeletlen kontroll esetében is a maximálisan engedélyezett koncentráció (1 mg/kg sz.a.) felett volt a talajban. A Cd határérték feletti mennyiségét tehát nem az iszapok idézték elő. A Zn-tartalmat csupán a debreceni iszap nagy dózisa növelte a megengedett koncentráció (200 mg/kg sz.a.) fölé a talajban. A határértéket meghaladó Zn-

felhalmozódás a megfelelő dóziscalibrálás fontosságára hívja fel a figyelmet a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználását megelőzően.

1. táblázat: Települési szennyvíziszapok hatása a takarmányborsó talajának nehézfém-tartalmára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

(1) Kezelések		(2) Elemek (mg/kg)					
		Cd	Σ Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
(a) Kontroll	(b) Vetés előtt	1,37 ^{cdefg}	17,4 ^{abc}	15,1 ^a	10,8 ^{bcd}	89,4 ^{de}	107 ^c
	(c) Betakarítás után	1,14 ^{ab}	16,2 ^{ab}	14,0 ^a	10,3 ^{abc}	68,6 ^{bc}	86,1 ^{ab}
(d) Nyíregyházi	Vetés előtt	1,51 ^g	18,5 ^c	23,7 ^{cd}	10,3 ^{abc}	95,0 ^e	173 ^{fg}
	10% Betakarítás után	1,34 ^{bcd}	18,3 ^{bc}	23,8 ^{cd}	10,0 ^{ab}	71,1 ^c	140 ^d
Nyíregyházi	Vetés előtt	1,49 ^{fg}	18,3 ^{bc}	25,7 ^d	9,9 ^{ab}	91,5 ^{de}	189 ^h
	15% Betakarítás után	1,32 ^{bcd}	18,1 ^{abc}	27,3 ^d	10,3 ^{abc}	70,0 ^{bc}	156 ^e
(e) Debreceni	Vetés előtt	1,40 ^{defg}	31,8 ^e	44,7 ^e	12,6 ^e	87,3 ^{de}	182 ^{gh}
	10% Betakarítás után	1,21 ^{abcd}	28,2 ^d	42,2 ^e	11,9 ^{de}	67,4 ^{bc}	160 ^{ef}
Debreceni	Vetés előtt	1,46 ^{efg}	40,7 ^g	59,1 ^f	12,8 ^e	83,8 ^d	207 ⁱ
	15% Betakarítás után	1,19 ^{abc}	37,4 ^f	58,3 ^c	11,6 ^{cde}	67,1 ^{bc}	161 ^{ef}
(f) Miskolci	Vetés előtt	1,25 ^{bcd}	16,1 ^a	15,8 ^a	9,32 ^{ab}	74,8 ^c	100 ^{bc}
	10% Betakarítás után	1,05 ^a	16,5 ^{abc}	16,8 ^{ab}	10,1 ^{ab}	60,5 ^{ab}	82,3 ^a
Miskolci	Vetés előtt	1,30 ^{bcd}	17,0 ^{abc}	17,7 ^{ab}	9,24 ^a	74,2 ^c	106 ^c
	15% Betakarítás után	1,22 ^{abcd}	17,3 ^{abc}	20,0 ^{bc}	9,54 ^{ab}	56,5 ^a	88,4 ^{ab}

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatain belül P=0,05 szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben különböző betűindexet kaptak.

Table 1. Effect of municipal sewage sludges on the heavy metal concentration of soil of fodder pea (pot experiment, Nyíregyháza, 2003). (1) Treatments. (2) Elements. (a) Control. (b) Before sowing. (c) After harvest. (d) Municipal sewage sludge compost from Nyíregyháza. (e) Anaerobically digested municipal sewage sludge from Debrecen. (f) Granulated municipal sewage sludge from Miskolc, which was matured with rhyolite tuff and carbide lime. Data are means of 4 replications. Tukey's b-test. Means within the columns followed by the same letter are not statistically significant at P=0.05.

Eredményeinkhez hasonlóan a talaj nehézfém-tartalmának megemelkedését tapasztalta több hazai (PAP és PAPNÉ KRÁNITZ, 1997; SIMON et al., 2000) és külföldi (BERTI és JACOBS, 1996; LAVADO et al., 2005; WEI és LIU, 2005) kutató szennyvíziszap kijuttatás hatására, mely emelkedés azonban a legtöbb esetben nem volt számottevő mértékű.

A takarmányborsó jelzőnövényben akkumulálódott nehézfémek mennyisége

A tesztnövény gyökerében és hajtásában a kis és a nagy dózisu szennyvíziszapok hatására mért nehézfém-tartalmakat a 2. táblázat foglalja össze.

2. táblázat: Települési szennyvíziszapok hatása a takarmányborsó elemösszetételére (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

(1) Kezelések	(2) Elemek (µg/g)					
	Cd	ΣCr	Cu	Ni	Pb	Zn
(a) Gyökér						
(b) Kontroll	0,67 ^a	5,81 ^a	27,3 ^a	6,19 ^a	4,62 ^a	153 ^{ab}
(c) Nyíregyházi 10%	1,24 ^{bc}	6,40 ^a	35,8 ^{ab}	6,00 ^a	5,84 ^a	193 ^b
Nyíregyházi 15%	1,11 ^{ab}	5,56 ^a	37,7 ^{ab}	5,58 ^a	5,41 ^a	156 ^{ab}
(d) Debreceni 10%	1,21 ^{bc}	7,07 ^a	69,4 ^c	6,60 ^a	4,76 ^a	220 ^b
Debreceni 15%	1,63 ^c	5,89 ^a	46,0 ^b	5,67 ^a	7,40 ^a	202 ^b
(e) Miskolci 10%	0,87 ^{ab}	8,04 ^a	35,1 ^{ab}	5,87 ^a	3,92 ^a	101 ^a
Miskolci 15%	1,09 ^{ab}	4,95 ^a	30,2 ^a	5,65 ^a	6,42 ^a	108 ^a
(f) Hajtás						
Kontroll	<KH*	0,33 ^a	4,17 ^a	0,61 ^a	<KH*	24,0 ^a
Nyíregyházi 10%	<KH*	0,36 ^a	5,25 ^{abc}	0,62 ^a	<KH*	43,2 ^c
Nyíregyházi 15%	<KH*	0,39 ^a	4,74 ^{ab}	<KH	<KH*	44,3 ^c
Debreceni 10%	<KH*	0,37 ^a	6,50 ^c	0,62 ^a	<KH*	50,6 ^c
Debreceni 15%	<KH*	0,43 ^a	8,14 ^d	0,59 ^a	<KH*	63,8 ^d
Miskolci 10%	<KH*	0,33 ^a	5,54 ^{abc}	0,67 ^a	<KH*	33,9 ^b
Miskolci 15%	<KH*	0,36 ^a	6,21 ^{bc}	0,74 ^a	<KH*	43,9 ^c

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatain belül az egyes növényi szervek esetén P=0,05 szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak. *A statisztikai elemzés nem volt elvégezhető. Rövidítések: <KH = kimutatási határ alatt

Table 2. Effect of municipal sewage sludges on the heavy metal accumulation in fodder pea (pot experiments, Nyíregyháza, Hungary, 2003) (1) Treatments. (2) Elements. (a) Root. (b) Control. (c) Municipal sewage sludge compost from Nyíregyháza. (d) Anaerobically digested municipal sewage sludge from Debrecen. (e) Granulated municipal sewage sludge from Miskolc, which was matured with rhyolite tuff and carbide lime. (f) Shoot. Data are means of 4 replications. Tukey's b-test. Means within the columns followed by the same letter are not statistically significant at P=0.05. *Statistical analysis was not done. Abbreviation: <KH=under detection limit.

A kis dózisban alkalmazott nyíregyházi szennyvíziszap komposzt szignifikánsan megnövelte a takarmányborsó gyökerének Cd-tartalmát a kezeletlen kultúráéhoz képest, a hajtásban azonban a Cd mennyisége nem emelkedett a kimutatási érték felé. Ugyanez a kezelés a jelzőnövény föld feletti szerveiben a Zn dúsulását okozta. A nyíregyházi iszap nagy dózisa csupán a Zn transzlokációját növelte, amelynek hatására a hajtásban közel kétszer nagyobb mennyiségű Zn jelent meg a kontrollhoz képest (2. táblázat).

A debreceni szennyvíziszap kijuttatásával a kis dózis hatására kétszer, a nagy dózis hatására 2,5-szer több Cd jelent meg a gyökerekben a kontrollhoz viszonyítva, de a hajtásokban koncentrációja a kimutatási határ alatt maradt, hasonlóképpen a kevésbé mozgékony Pb-hoz. A debreceni iszap mindkét dózisa szignifikánsan megemelte a gyökerek Cu-tartalmát, mely többlet a hajtásokban is megfigyelhető volt. Az anaerob rothasztott iszap Zn-felvételre gyakorolt hatását vizsgálva megállapítható, hogy mindkét dózis serkentette a Zn gyökérből hajtásba történő transzlokációját (2. táblázat). A debreceni szennyvíziszap hatására a jelzőnövény talajában kialakult Ni-szennyeződést a teszt növény nem jelezte, annak ellenére, hogy több szerző szerint ez a nehézfém könnyen bekerül a növényekbe, és a növényeken belül is könnyen szállítódik (ADRIANO, 2001; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001).

A miskolci szennyvíziszap kijuttatásával szignifikánsan nem változott a gyökerek vizsgált nehézfém-tartalma, a föld feletti szervekben viszont a Cu és Zn szignifikáns dúsulását tapasztaltuk a kontroll kultúrához képest (2. táblázat).

Mindhárom iszap alkalmazása esetében igazoltuk KÁDÁR és ANTON (2001) megállapítását, mely szerint a Zn a növényekben felhalmozódhat, azt azonban, hogy a Cu-t a növények gyökereikben visszatartják, nem tudtuk megerősíteni. Több hazai és külföldi kutató szintén arról számolt be, hogy az általuk tanulmányozott szennyvíziszapokból tenyészedényes és szabadföldi kísérletekben Zn és Cu került be a teszt növényekbe (HERNÁNDEZ et al., 1991; JUSTE és MENCH, 1992; PAP és PAPNÉ KRÁNITZ, 1997; PETRÓCZKI et al., 2005; WEI és LIU, 2005).

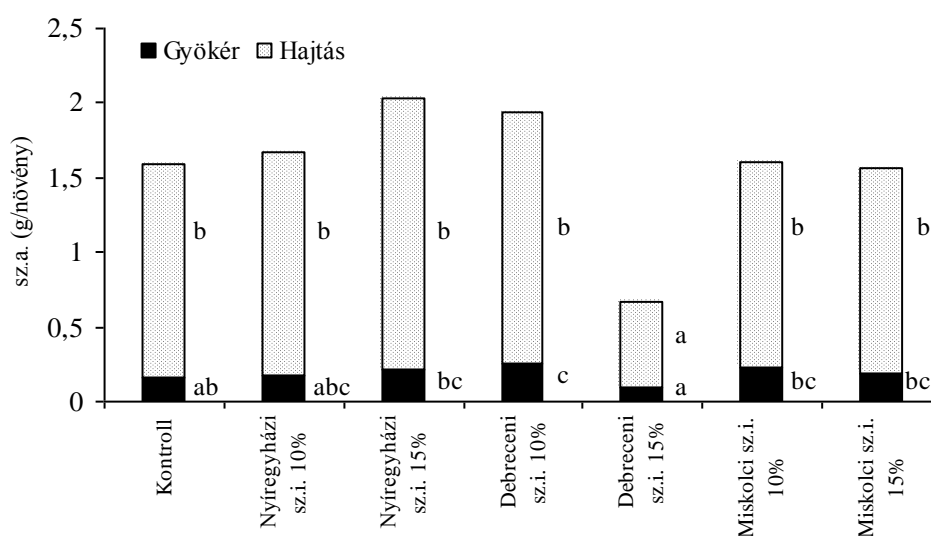
A talajba bevitt szennyvíziszapok nem okoztak statisztikailag szignifikáns növekedést a takarmányborsó egyes szerveinek Cr-, Ni- és Pb-tartalmában (2. táblázat).

Települési szennyvíziszapok hatása a takarmányborsó jelzőnövény szárazanyag-hozamára

A takarmányborsó jelzőnövény különböző szennyvíziszap kezelésekre hatására kialakult szárazanyag-hozamát az 1. ábra mutatja be.

Az eredményekből kitűnik, hogy a nyíregyházi és a miskolci iszap mindkét dózisa kismértékben növelte a takarmányborsó gyökérhozamát a kontroll kultúrához viszonyítva. A debreceni iszap kis dóziséjú kijuttatás viszont szignifikáns hozamnövekedést eredményezett a kontrollhoz képest. A vizsgált

iszapokat 10, illetve 15%-ban tartalmazó természetközlegekben nevelt takarmányborsó jelzőnövény föld feletti szárazanyag-hozama nem változott jelentősen a kontrollhoz viszonyítva. A nagy adagú debreceni szennyvíziszap azonban depresszív hatású volt a növény szárazanyag-felhalmozására. Ezt a negatív hatást valószínűleg a hajtásban megjelenő Zn okozhatta. A legtöbb mezőgazdasági növényben 100 mg/kg Zn már 10%-kal is csökkentheti a termésátlagot (ADRIANO, 2001; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001), feltehetőleg ennek negatív hatása jelentkezett esetünkben is a szárazanyag-hozamra a nagy dózisonál (1. ábra).



1. ábra: A takarmányborsó jelzőnövény szárazanyag-hozam változása a települési szennyvíziszap kezelése hatására (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatai között az egyes növényi szervek esetén $P=0,05$ szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak. Rövidítések: sz.i. = szennyvíziszap, sz.a. = szárazanyag

Figure 1. Effect of municipal sewage sludges on the dry matter yield of fodder pea (pot experiment, Nyíregyháza, Hungary, 2003) Data are means of 4 replications. Tukey's b-test. Means within the columns followed by the same letter are not statistically significant at $P=0.05$. Abbreviation: sz.i.=sewage sludge, sz.a.=dry matter.

Kísérletünk alapján megállapítható, hogy a nehézfémek eloszlásának jellege a növényi szervekben fémfüggő, ugyanakkor általánosítható, hogy a nehézfémek elsősorban a gyökerekben jelennek meg, ami a zöldtömeg takarmányozási célú

hasznosítása szempontjából kedvező. A föld feletti biomasszában az esszenciális réz és cink dúsulása volt mérhető. A hajtásokban mért réz- és cinktartalom takarmányozási szempontból meg sem közelíti a kritikus értéket (Cu esetében az 50, Zn-nél a 300 mg/kg sz.a.-t) (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001), a jelzett dúsulás tehát inkább előnyösnek minősíthető. Az alkalmazott iszapok – a vizsgált mikroelemeket alapul véve – állati fogyasztásra alkalmas termékeket eredményeztek.

Kijelenthető továbbá, hogy mindhárom iszapkezelési eljárással előállított szennyvíziszap kis dózisa kismértékben növelte a jelzőnövény szárazanyag-hozamát, így megfelelő dóziskalibrálás után előnyösen használhatók a takarmánynövények biomassza-termelésének fenntartására és fokozására.

Irodalomjegyzék

- ADRIANO, D. C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environment. Biogeochemistry. Bioavailability and Risks of Metals. (2nd edn.). Springer-Verlag. New York.
- BERTI, W. R., L. W. JACOBS, 1996. Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge applications. *Journal of Environmental Quality*. 25. 1025-1032.
- EPSTEIN, E., 2002. Land Application of Sewage Sludge and Biosolids. Lewis Publishers. Boca Raton FL. USA.
- HENRY, L. C., R. B. HARRISON, 1992. Fate of trace metals in sewage sludge compost. In: *Biogeochemistry of Trace Metals*. (Ed.: ADRIANO, D. C.). Lewis Publishers. Boca Raton. pp. 195-216.
- HERNÁNDEZ, T., J. I. MORENO, F. COSTA, 1991. Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metal availability. *Soil Science and Plant Nutrition*. 37. 201-210.
- JUSTE, C., M. MENCH, 1992. Long term application of sewage sludge and its effect on metal uptake by crops. In: *Biogeochemistry of Trace Metals*. (Ed.: ADRIANO, D. C.). Lewis Publishers. Boca Raton. pp. 159-193.
- KABATA-PENDIAS, A., H. PENDIAS, 2001. Trace Elements in Soils and Plants (3rd edition). CRC Press LLC. Boca Raton, London, New York, Washington, D. C.
- KÁDÁR I., 1999. A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel. *Agrokémia és Talajtan*. 48. 561-581.
- KÁDÁR I., ANTON A., 2001. Talajtulajdonságok figyelembe vétele a talajszennyezettségi határértékrendszer alkalmazásában. MTA TAKI. Budapest. 16-27.
- KÁDÁR I., MORVAI B., 2007. Ipari-kommunális szennyvíziszap-terhelés hatásának vizsgálata tenyészedény-kísérletben. *Agrokémia és Talajtan*. 56. 333-352.
- LAVADO, R. S., M. B. RODRIGUEZ, M. A. TABOADA, 2005. Treatment with biosolids affects soil availability and plant uptake of potentially toxic elements. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 109. 360-364.
- PAP J., PAPNÉ KRÁNITZ E., 1997. A település eredetű szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésének másfél évtizedes tapasztalatai. *Vízügyi Panoráma*. 1. 11-14.

- PETRÓCZKI F., KÉSMÁRKI I., GERGELY I., 2005. A komposztált szennyvíziszap réz- és cinktartalmának hasznosítása a mezőgazdaságban. *Acta Agronomica Óváriensis*. 47. 67-74.
- SILVEIRA, M. L. A., L. R. F. ALLEONI, L. R. G. GUILHERME, 2003. Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola*, 60. 793-806.
- SIMON L., PROKISCH J., GYŐRI Z., 2000. Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nehézfém-akkumulációjára. *Agrokémia és Talajtan*. 49. 247-255.
- TAMÁS J., FILEP GY., 1995. Nehézfémforgalom vizsgálata szennyvíziszapokkal terhelt mezőgazdasági területeken. *Agrokémia és Talajtan*. 44. 419-427.
- URI ZS., SIMON, L. & KOVÁCS, B., 2003. Szudánifű nehézfém akkumulációjának vizsgálata szennyvíziszapokkal kezelt talajból. In: *Mikroelemek a táplálékláncban*. (Szerk.: SIMON L. & SZILÁGYI M.) 290-300. Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza.
- URI, ZS., Z. GYŐRI, L. SIMON, 2005a. Accumulation of cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc from sewage sludges in soil and rye. In: Simon, L. (ed.), *Proceedings of the International Scientific Conference. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection. October 13-15, 2005. Nyíregyháza, Hungary. Continent-Ph. Nyíregyháza*. pp. 49-54.
- URI, ZS., SZ. THYLL, L. SIMON, 2005b. Impact of municipal sewage sludges on heavy metal accumulation in soil and fodder rape. In: Simon, L. (ed.), *Proceedings of the International Scientific Conference. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection. October 13-15, 2005. Nyíregyháza, Hungary. Continent-Ph. Nyíregyháza*. pp. 55-60.
- URI ZS., SIMON L., 2011. A szennyvíziszapokkal kezelt talaj „felvehető” elemtartalma és a növényi nehézfém-felvétel közötti kapcsolat vizsgálata. In: FARSANG A., LADÁNYI ZS. (szerk.), 2011. *Talajvédelem különszám. Talajvédelmi Alapítvány, Budapest*. 431-438.
- VERMES L., 2003. Szakirodalmi áttekintés a szennyvíziszapok elhelyezésével és hasznosításával foglalkozó publikációkról. BKÁE Kertészettudományi Kar Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék, Budapest.
- WEI, Y. J., Y. S. LIU, 2005. Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. *Chemosphere*. 59. 1257-1265.
- 50/2001. (IV. 3) KORM. RENDELET a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól. *Magyar Közlöny*. 31. 1316-1327.

Diesel kipufogó gáz provokatív alkalmazásának hatásvizsgálata (talaj, növény, bor) szőlő kultúrában

Varga Péter¹, Májer János¹, Györffyné Jahnke Gizella¹

¹Pannon Egyetem Agrártudományi Centrum Szőlészeti és Borászati Kutatóintézet, Badacsony H-8261 Badacsonytomaj, Római út 181.

Összefoglalás

Szabadföldi körülmények között, Olasz rizling fajtájú szőlőültetvényben vizsgáltuk a diesel hajtóanyag kipufogógázaiban keletkező, esetleges káros komponensek - nehézfémek, korom (TC - Total Carbon), többgyűrűs aromás szénhidrogének (PAH) - hatását a szőlőnövény fejlődésére, termésének mennyiségére és minőségére, a levél-, a bor- és talajminták kémiai összetételére. Célkitűzéseink megvalósítására, kipufogógázzal történő, célzott, mesterséges szennyezést végeztünk az ültetvényben, 2010. és 2011. években. A kipufogógáz célirányos kijuttatása érdekében diesel üzemű traktorunkra építettünk egy berendezést, amely segítségével a talajkezelésekhez szükséges kipufogógáz célzottan a talajra juttatható volt egy mulcsosító segítségével, valamint a lombsátor közvetlen kezelésére egy csonkázógépet alakítottunk át.

A kísérletben alkalmaztunk lombkezelést, talajkezelést, talaj+lombkezelést, természetesen kontrollkezeléssel egybekötve, a vegetációs időszakban egy alkalommal, a fűrtzáródás időszakában. Mindez természetesen randomizált elrendezésben, kezelésként 4 ismétléssel valósult meg. A kezeléseket után a parcellákról a PAH és TC vizsgálatokhoz külön talajmintákat szedtünk a talajfelszínről (0-10 cm) és külön a kémiai analízishez a 0-30 és a 31-60 cm-es talajrétegből. A talajminták kémiai analízise alatt a teljes körű talajvizsgálatokat értjük (alap+kiegészítő paraméterek+toxikus elemek). A talajmintavétellel párhuzamosan, a fűrtökkel szembeni levelekből mintákat gyűjtöttünk be, részben PAH és TC vizsgálatokhoz, részben kémiai analízisre. A levélminták kémiai analízise alatt a teljes körű levélvizsgálatokat értjük (alap+kiegészítő paraméterek+toxikus elemek). Ősszel kísérleti szüret keretében meghatároztuk a szüreti paramétereket, majd leszüretelt termésből a négy ismétlés átlagában, mikrovínifikációs módszerrel bort készítettünk. A talaj-, a levél- és a borminták kémiai analízise (teljeskörű vizsgálat-makro+mikro+toxikus elemek) a kutatóintézet akkreditált analitikai laboratóriumában történt. A minták PAH analízisét és TC meghatározását a Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Környezettudományi Intézet, Föld- és Környezettudományi Intézet Tanszék munkatársai végezték. Ez utóbbi vizsgálatok alapján megállapítható, hogy a lombkezelt és kombinált (lombkezelés + talajkezelés) parcellákon sem a levelek felületéről, sem a levelekből nem volt mérhető PAH koncentráció. Ennek oka lehet, hogy a kipufogógáz a kísérlet körülményei között levélzetről lesodorja az oda kerülő PAH vegyületeket. A csak talajkezelt parcellákról szedett levélmintáknál viszont már érzékelhetőek voltak a levelek felületén, de csak a felületén PAH vegyületek, ami azzal magyarázható, hogy a talajkezelés során az illékony vegyületek elpárologva feljutnak a levelekig.

A felületi talajmintákból a vizsgált PAH vegyületek viszont már egyértelműen kimutathatóak a talajkezelt és a talaj + lombkezelt parcellákon. A kezelések talajainak felületi rétegében ugyanakkor a TC tartalom változásánál kezeléshatást nem lehetett kimutatni. A szüreti eredményeknél, a termés mennyiségi és minőségi paramétereinél statisztikailag igazolt különbséget nem lehetett megállapítani.

A kutatóintézet laboratóriuma által elvégzett talajvizsgálat alapján megállapítható, hogy a makro- és mikroelemek, valamint a nehézfém-tartalom esetében lényeges különbséget a kezelések között nem találtunk. Hasonló következtetésre jutottunk a levélanalízis és a boranalitikai vizsgálatok során is. A toxikus elem-tartalom minden esetben alatta maradt a szennyezettségi-, ill. toxikus értékeknek.

Különösen örvendetes ez az eredmény a magyar borok nehézfém-tartalmára vonatkozó 2008-as brit publikáció kapcsán kibontakozó, megalapozatlan sajtó- és média kampány után, hiszen e kísérletből származó borok esetében még a kipufogógázzal tudatosan szennyezett parcellákról származó boroknál is messze alatta maradt a nehézfém-tartalom a szokásos értékeknek, így az élelmiszerbiztonsági kockázatot nem jelenthet.

Abstract

The effects of possibly harmful components (heavy metals, TC, PAH etc.) of diesel exhaust fumes on development, quality and quantity of the grapevine and the content of the leaf-, wine- and soil samples were examined in field conditions. For realizing our aims, targeted artificial pollution with exhaust fumes was carried out in 2010-2011 in a vineyard of Olasz rizling (Italian Riesling) variety. To carry out the sufficient pollution of the soil and foliage treatments, a special equipment for the mulching machine and trunk machine of the diesel tractor was made.

Randomized experimental design of four treatments (foliage treatment, soil treatment, soil+foliage treatment and control (untreated)) in 4 repetitions were applied once in vegetation, at berries touching. Soil was sampled separately: one sample from the surface (0-10 cm) for PAH and TC analyses and two samples for chemical analyses of the 0-30 and 30-60 cm soil levels. Leaves against the clusters were sampled at the same time as soil sampling, the sample was divided into 2 parts, for PAH/TC and chemical analyses.

Grapes were harvested at full ripening, and quantity and the most important quality parameters of the juice were determined. Must samples of the different treatments were fermented by microvinification, and the quality parameters of the wine were determined. All of the chemical analyses were carried out in the accredited laboratory of the Institute, the PAH and TC content were determined in the laboratory of the University of Pannonia Institute of Environmental Sciences Department of Earth- and Environmental Sciences.

From the results of analyses it can be established, that the PAH concentrations were undetectable in all of the leaf samples where the foliage and the soil+foliage were treated. It can be caused by the whirling of the PAH compounds by the exhaust gas. In the surface of leaves of soil treated parcels the PAH compounds were detectable. It may happen because during the soil treatment the volatile compounds evaporated and reached the foliage. In the surface soil samples of the soil-treated and soil+foliage-

treated plots, the PAH compounds were clearly detectable. In the surface level of the soil of treated plots the treatment effect at TC content changing was undetectable. In the quantity and quality parameters of the crop, no significant difference was found among treatments. The same can be concluded from the soil, leaf and wine analyses. The concentrations of toxic elements were under the usual values in each case. This is an especially joyful result, after the unfounded press- and media campaign unfolded from the British publication concerned the heavy metal content of the Hungarian wines in 2008. In our experiments the heavy metal contents of wines, originated from this experiment's plots, were far under the usual values, thus they haven't cause any food safety risk.

Bevezetés

A modern emberi társadalom fejlődésével a környezetszennyezés, és ezen belül a kémiai környezetszennyezés (közvetlenül a levegő-, az élővíz- és a talajszennyezés-, valamint e közegeken keresztül közvetve az élő szervezeteké) az emberi tevékenység következtében napjainkra egyre aggasztóbb méreteket ölt világ szerte. Beavatkozásunk a környezetbe gyakran irreverzibilis változásokat eredményez; amely nemcsak regionális, hanem globális problémák forrása és a földi élet alapjait is veszélyeztetheti. A kémiai környezetszennyezés kérdéskörében egyre nagyobb figyelem fordul a nehézfémekkel összefüggő veszélyek felé, hiszen a mikroelemek és a toxikus nehézfémek felhalmozódása meghatározó humán-egészségügyi, ökológiai, biológiai jelentőséggel bír. A mikroelemek és a nehézfémek környezeti kibocsátása az ipari korszak fejlődésével többszörösére emelkedett; amelyben a közlekedés és az ipari tevékenység mellett a mezőgazdaság modernizációjával szintén potenciális nehézfém-szennyező forrássá vált (CSATHÓ, 1994; KÁDÁR, 1995).

A kutatási - fejlesztési munka célkitűzése: Szabadföldi körülmények között, modellkísérletben kívántuk vizsgálni a diesel hajtóanyag égéstermékeinek kibocsátása során keletkező esetleges káros anyag komponensek (toxikus elemek, korom, PAH, stb.) hatását a talaj-szőlő növény-bor rendszerben, különös tekintettel az élelmiszerbiztonsági kérdésekre.

Talaj toxicitás:

A nehézfémek a földkéreg természetes alkotóelemei. Mennyiségük a Föld teljes tömegéhez viszonyítva elenyészően kicsi (RANKAMA és SAHAMA, 1968; NYILASI, 1980). Megtalálhatók a talajban, vizekben és a légkörben egyaránt. A nehézfémek a talajból növényi

felvétellel, továbbá más élőlények szervezetébe táplálékfogyasztás, vízfogyasztás, valamint légzés útján kerülnek be. A nehézfémek kémiai értelemben azok a fémek, amelyek sűrűsége meghaladja az 5 g/cm³-t, rendszámuk pedig 20-nál nagyobb (NEUMÜLLER, 1983; LÁNG, 1993). Azonban napjainkban a „nehézfémek” fogalma összekapcsolódott a toxikus

fémek heterogén anyagcsoportjába tartozó elemek gyűjtőnévvel, annak ellenére, hogy nem minden kémiai értelemben vett nehézfém toxikus. A nehézfémekkel szennyezett területek alapvető környezeti- és humán-egészségügyi problémát jelentenek.

PAH vegyületek:

A PAH (polycyclic aromatic hydrocarbon, többgyűrűs aromás szénhidrogén) vegyületek többnyire fosszilis tüzelőanyag és biomassza tökéletlen égése vagy pirolízise során keletkeznek, de jelen vannak a kőolajszármazékokban, a gyógyszeriparban, a műanyaggyártásban is. A PAH vegyületeknek általánosságban 5 fő forrásuk van: háztartás, közlekedés, ipar, mezőgazdaság és természetes forrás. Mivel a belső égésű benzin és dízel üzemű motorokból számos környezetszennyező kerül a levegőbe, a növények elsősorban a levelükön keresztül veszik fel a PAH vegyületeket (TAO et al., 2004).

Nehézségek a légszennyezés hatásainak értékelésében:

Bár a szőlő reakciója a levegőben található fitotoxikus anyagokra nagyrészt hasonló, mint más növényeké, mégis a szőlő és a többi növény között sok olyan különbség van, amely a hatások értelmezését módosíthatja. A légszennyezésre adott válaszreakciók szempontjából a szőlőnek kétségtelenül a legfontosabb tulajdonsága az, hogy lombhullató évelő növény és a biológiai adottságai folytán alkalmas arra, hogy évtizedeken át termőképes maradjon.

Mivel néhány robusztus felépítésű szőlőfajtánál, mint amilyen például a 'Concord', a légszennyezés kísérleti körülmények között nem alkalmazható megfelelően, illetve több éven keresztül (MUSSELMAN et al., 1978) még a kevésbé robusztus vinifera fajtáknál is csak két növényt tudtak egy kamrában kezelni (MURRAY, 1983).

Tünetek:

A szőlőlevelek oxidatív pontozottságát először 1954 nyarán figyelték meg. A leírt károsodást az ózon okozta, mivel egyéb oxidáló vegyületek, mint például a peroxi-acetilnitrát (PAN) ezüstösödést, bronzosodást, vagy az alsó levelek felületének nekrozisát okozzák (MIDDLETON et al., 1955.). A következő tüneteket gyakran oxidatív, vagy ózon pontozottságként említik. A tünetek barnától a feketéig terjedő színű, különálló sérülésekként jelentkeznek, és a levelek felső felületének sejtjeire korlátozódnak. A léziók a mellékerek által határolt területek palizád sejtjeit érintik. Többféle oxidatív károsodás együttesen okozhat sárgulást, bronzosodást és idő előtti öregedést (RICHARDS et al., 1959; LEDBETTER et al., 1959, MUSSELMAN et al., 1978).

Nehézfémek a borban:

A vas átlagos mennyisége borokban 4-15 mg/l. Ez egyrészt meghaladja az élelmiszerekben megengedett maximális 10 mg/l mennyiséget, másrészt magasabb vastartalmak esetén a bor minőségromlása is bekövetkezhet: fehértörés (vas(III)-foszfát), feketetörés (cserzőanyagokkal alkotott vas(III)-

csapadék), kéktörés (színanyagokkal alkotott vas(III)-csapadék). Ezzel a jelenséggel már igen alacsony, 2-3 mg/l vaskoncentrációtól számolni kell (MURÁNYI, 2002).

A réz nagyobb mennyiségben toxikus hatású (ugyanakkor megfelelő koncentrációban esszenciális elem). Borban megengedett maximális koncentrációja 2 mg/l. Általában a borokban ennél jóval kisebb mennyiségben, kb. 0,1-0,5 mg/l fordul elő (MURÁNYI, 2002).

A mangán előfordulása európai borokban 1,5-5 mg/l, hazai borokban 0,5-5 mg/l, többnyire 0,5-1,5 mg/l található. Ezen értékek jóval az élelmiszerekre vonatkozó 8 mg/l-es felső határ alatt maradnak. Figyelemre méltó azonban, hogy bortípusonként mennyisége jelentős eltéréseket mutat, az amerikai (direktermő) fajták borai mangánban gazdagabbak (átlagosan 6,5 mg/l), a vörösborok, a tokaji (különösen aszú-) borok mangántartalma meghaladja a fehérborokra jellemző átlagértéket: 2-5 mg/l (MURÁNYI, 2002; MURÁNYI és KOVÁCS, 2000).

A borok átlagos cinktartalma 0,5-5 mg/l, élelmiszerekben megengedett maximális mennyisége 5 mg/l, mennyisége vörös- és fehérborokban közel azonos (MURÁNYI, 2002).

Rajnai borok vizsgálatok megállapították, hogy a krómnak csak igen kis hányada, 0,05-0,5 µg/l kerül a szőlőből a borba, míg – különösen a 70-es évektől kezdődően – ehhez képest igen nagy a másodlagos koncentráció (átlag 180 µg/l, de szélső értéként 2500 µg/l fölötti koncentrációt is tapasztalt). E jelentős koncentrációnövekedést a must illetve bor acéledényben történő tárolása okozza (WÜRDIG és WOLLER, 1989). A borban uralkodó redukív körülmények között a króm(III) forma fordul elő, ami ebben a koncentráció-tartományban esszenciális (napi szükségletünk 50-200 µg) (MURÁNYI, 2002).

Vizsgálati anyag és módszer

Szabadföldi körülmények között, modellkísérletben vizsgáltuk a diesel hajtóanyag kipufogó gázaiban keletkező esetleges káros anyag komponensek (toxikus elemek, korom, PAH, stb.) hatását a talaj-szőlő növény-bor rendszerben, különös tekintettel az élelmiszerbiztonsági kérdésekre.

A kísérleteket a Pannon Egyetem Agrártudományi Centrum Szőlészeti és Borászati Kutatóintézet, Badacsony 1-es jelű táblájában állítottuk be 2010. és 2011. években.

A tábla területe 1,0 ha; kísérleti terület: 960 m²; fajta: Olasz rizling B.20, alanyfajta: Teleki 5C, telepítés éve: 1994-1995; tenyész terület: 2 m² (2 x 1m sor és tőtávolság).

A kísérletben a következő kezeléseket alkalmaztuk: (kezelésenként négy ismétlésben):

- A Kezeletlen kontroll
- B Talajkezelés
- C Lombkezelés
- D Talaj és lombkezelés együtt

A kísérlet céleszköze intézetünk Fendt Farmer 280 VA típusú traktora volt. A kipufogógáz célirányos kijuttatása érdekében diesel üzemű traktorunkra építettünk egy berendezést, amely segítségével a talajkezelésekhez szükséges kipufogógáz célzottan a talajra juttatható volt egy mulcsozó segítségével, valamint a lombsátor közvetlen kezelésére egy csonkázógépet alakítottunk át.

A talaj- és levél kezeléseik beállítása előtt a Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Környezettudományi Intézet, Föld- és Környezettudományi Intézet Tanszék munkatársai tesztkorongok segítségével mintát vettek a dízel üzemű kipufogógázból, különböző üzemelési körülmények –motorterhelések- mellett, a széntartalom kimutatása céljából. Ezen eredmények alapján határoztuk meg a szabadföldön az egy parcellára jutó kezelési időtartamot (15 perc/parcella, átlagos üzemeltetési fordulatszámon (1500 f/perc), és dózist, mely vélhetően mérhető eredménnyel szolgálhat majd. A kezeléseket 2010. és 2011. év során fűrtzáródás időszakában végeztük el.

Mindkét évben, az üzemanyag töltőállomásokon a központosított közbeszerzés keretében forgalmazott, normál diesel olajat használtunk fel kísérleteinkhez.

A kezeléseik után a parcellákról a PAH és TC vizsgálatokhoz külön talajmintákat szedtünk a talajfelszínről (0-10 cm) és külön a kémiai analízishez a 0-30 és a 31-60 cm-es talajrétegből. A talajmintavétellel párhuzamosan, a fűrtökkel szembeni levelekből mintákat gyűjtöttünk be, részben PAH és TC vizsgálatokhoz, részben kémiai analízisre.

A vegetáció során bonitálásokat (az esetleges tünetek megjelenésére) és fenológiai megfigyeléseket is végeztünk. A talaj-, a levél- és a bor minták vizsgálata a kutatóintézet akkreditált laboratóriumában történt. A vizsgálatok a szokásos paramétereken kívül kiterjedtek a minták nehézfém tartalmának a meghatározására is. A talaj-, - növény minták PAH analízisére, és TC meghatározására a Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Környezettudományi Intézet, Föld- és Környezettudományi Intézet Tanszéken került sor. Összel a kijelölt parcellák esetében kísérleti szüret keretében meghatároztuk a fűrttermés mennyiségét, a mustfokot és a must titrálható savtartalmát. A leszüretelt termésből a négy ismétlés átlagában mikrovínifikációs módszerrel bort készítettünk. A kísérleti borokat analitikai és organoleptikus módszerekkel is értékeltük. A mikrovínifikációs módszerrel készített borokból az OIV előírásai alapján rutin – és kémiai analitikai vizsgálatokat végeztünk.

Vizsgálati eredmények értékelése, megvitatása, következtetések

A levelek felületéről meghatározott PAH eredmények:

E mérések tervezésekor külön figyelmet fordítottunk arra, hogy a mért anyagok valóban a szennyező forrásból származzanak. A forrás azonosításra a szakirodalom arány párokat használ (Ravindra et al., 2008). A levélfelületről meghatározott PAH vegyületek eredményeit az 1. táblázat tartalmazza.

Feltüntettük azokat az irodalmi adatokat, amelyek segítik a forrásazonosítást. A kiemelt értékek alapján megállapítható, hogy az általunk meghatározott PAH vegyületek elsődleges forrása a kezelésben résztvevő dízel üzemű mezőgazdasági gépjármű. Az egyes parcellákra meghatározott eredményekről elmondható, hogy legnagyobb mennyiségben a talajkezelt leveleken találtunk PAH vegyületeket. A csak talajkezelésen átesett parcellából származó levelek eredményeiből lehet arra következtetni, hogy a talajból mennyi PAH kerül fel párolgással a levelekre..

1. táblázat: A szőlőlevél felületéről meghatározott PAH vegyületek mennyisége (ng/g).

Vegyület elnevezés	Kontroll	Talajkezelt	Lombkezelt	Talajkezelt + Lombkezelt
Naftalin	LoD*	LoD	LoD	LoD
Acenaftilén	LoD	LoD	LoD	LoD
Fluorén	0,30	0,50	0,34	0,24
Fenantrén	1,97	3,10	2,56	1,86
Fluorantrén	0,96	1,07	0,83	0,75
Pirén	1,10	1,06	0,82	0,74
Krizén	0,32	0,13	0,15	0,23
Benz(b)fluorantrén	0,57	0,28	0,24	0,22
Benz(k)fluorantrén	0,19	0,09	0,08	0,08
Benz(a)pirén	0,37	0,18	0,11	0,11
Benz(g,h,i)perilén	0,47	0,25	0,16	0,13
Indeno(1,2,3-cd)pirén	0,47	0,21	0,16	0,15
Összesen (ng/g)	6,73	6,88	5,43	4,50

A forrásazonosításhoz használt PAH arányok dízel emisszió esetében (irodalmi adat)				
Fluorantén/(Fluorantén+Pirén) – (>0,5)	0,47	0,50	0,51	0,50
Indenopirén/(Indenopirén+B.[g,h,i]perilén) – (0,35-0,7)	0,50	0,46	0,51	0,54
Benzo[a]pirén/(Benzo[a]pirén+Krizén) – (0,5)	0,53	0,59	0,42	0,32
Benzo[b]fluorantén / Benzo[k]fluorantén – (>0,5)	2,94	2,96	3,01	2,68
Indenopirén/Benzo[g,h,i]perilén – (~1)	1,02	0,84	1,02	1,20

*LoD: kimutatási határ alatt

A forrásazonosításhoz használt adatoknál a vastagon szedett eredmények felelnek meg a feltételnek.

Megfigyelhető, hogy a 4 legillékonyabb vegyület (naftalin, acenaftén, fluorén, fenantren) a talajkezelt leveleken fordult elő a legnagyobb mennyiségben. Meglepő módon a lombkezelt, és a talaj- és lombkezelt leveleken találtak a legkevesebb PAH vegyületet. Ennek lehetséges okai lehetnek, hogy a kipufogó gáz sebessége lesorodja a levelek felületéről a vegyületeket illetve a meleg kipufogógáz kijutva a hidegebb levegőre elpárolog így nem jutnak el a PAH vegyületek a levelek felületére

Talajból meghatározott PAH eredmények:

A kezelés után vett felületi (0-10 cm-es) talajmintavétel során gyűjtött mintákból jól látszik a kontroll és a kezelt talaj közötti különbség. A felületi talajmintákból egyértelműen beazonosíthatóak a PAH vegyületek. Az egyes parcellákra meghatározott eredményekről elmondható, hogy legnagyobb mennyiségben a talajkezelt és a talaj – és lombkezelt parcellákon találtunk magasabb koncentrációban PAH vegyületeket. A talajminták eredményeiből (2. táblázat) látszik, hogy a közvetlenül a talajkezelés után gyűjtött mintákban a PAH vegyületek mennyisége jelentősen megnövekedett. A mért összes PAH mennyisége szinte megegyezik a talajkezelt és a talaj- és lombkezelt parcellákról gyűjtött minták eredményeivel.

2. táblázat: A talajból meghatározott PAH vegyületek mennyisége (ng/g).

Vegyület elnevezés	Kontro II	Talajkezel és előtt	Talajkezel és után	Talajkezel t+ Lombkeze lt
Naftalin	LoD*	LoD	LoD	0,45
Acenaftilén	LoD	LoD	LoD	10,15
Fluorén	0,18	0,12	0,60	1,99
Fenantrén	1,82	2,29	16,12	34,65
Fluorantrén	0,19	0,25	2,05	49,19
Pirén	5,32	5,62	41,12	17,31
Krizén	8,52	7,09	59,14	14,08
Benz(b)fluorantén	3,03	1,15	20,16	20,60
Benz(k)fluorantén	2,77	1,03	16,55	9,21
Benz(a)pirén	3,33	0,42	14,50	25,08
Benz(g,h,i)perilén	1,66	0,13	7,57	1,02
Indeno(1,2,3-cd)pirén	4,75	0,66	19,82	12,73
Összesen (ng/g)	36,31	18,92	214,38	211,58
A forrásazonosításhoz használt PAH arányok dízel emisszió esetében (irodalmi adat)				
Fluorantrén/(Fluorantrén+Pirén) – (>0,5)	0,38	0,44	0,41	0,41
Indenopirén/(Indenopirén+B.[g,h,i]perilén) – (0,35-0,7)	0,46	-	0,48	0,46
Benzo[a]pirén/(Benzo[a]pirén+Krizén) – (0,5)	0,63	0,39	0,54	0,64
Benzo[b]fluorantén / Benzo[k]fluorantén – (>0,5)	2,0	3,08	1,91	2,24
Indenopirén/Benzo[g,h,i]perilén – (~1)	1,19	-	1,06	1,19

*LoD: kimutatási határ alatt

A forrásazonosításhoz használt adatoknál a vastagon szedett eredmények felelnek meg a feltételnek.

TC meghatározás:

A kezelések talajainak felületi rétegében a TC tartalom változás a kezelések hatására nem volt igazolható.

Talajvizsgálati eredmények:

A 0-30 és a 31-60 cm-es talajrétegekből vett minták analitikai eredményeinél, értékelhető különbségeket csak a nehézfém tartalom esetében találtunk.

A 3. táblázatban, a talajrétegek 0-60 cm-es átlagában, mutatjuk be a 2010-évi eredményeket.

3. táblázat: A toxikus elemek előfordulása (mg/kg sz.a.) a kezelésekből vett talajmintákban, a 0-60 cm-es talajréteg átlagában, 2010-ben

TOXIKUS ELEMÉK	SZENNY. HATÁR ÉRTÉKEK*	KONTR.	TALAJ KEZELT	LOMB KEZELT	TALAJ+ LOMB KEZELT	SZD 5%
Arzén	15	1,33	1,90	1,38	0,90	0,11
Ólom	100	43,55	47,33	36,58	43,30	0,43
Higany	0,5	0,07	0,05	0,05	0,05	0,01
Kadmium	1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,00
Nikkel	40	26,20	27,63	26,33	28,60	1,37
Króm	75	16,08	15,90	16,55	16,98	1,77
Réz	75	29,55	31,23	30,08	53,33	0,42
Cink	200	43,55	47,33	36,58	43,30	0,43

*Forrás: 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet

Ezekből megállapítottuk, hogy 2010-ben a talajkezelés hatására szignifikáns emelkedés mutatható ki az arzén, az ólom, a nikkelt, a réz és a cink esetében, a kontroll parcellákhoz képest. A megemelkedett értékek azonban, még mindig nagyságrendekkel alatta maradnak a talajok nehézfém tartalmára vonatkozó szennyezettségi határértékeknek.

A 2011-es eredményeknél is csak a talajkezelés esetében lehet szignifikáns különbséget kimutatni kontroll parcellákhoz képest, de már csak a higany és kadmium esetében. Ugyanakkor ezek az értékek is nagyságrendekkel alatta maradnak a talajok nehézfém tartalmára vonatkozó szennyezettségi határértékeknek.

Levélvizsgálati eredmények:

Mindkét vizsgálati évben a kezelésekből származó levélminták kémiai analízise alapján megállapítható, hogy a levelek összes elemtartalmát vizsgálva egyetlen egy paraméternél, még a nehézfémeknél sem lehet szignifikáns kezeléshatást kimutatni (4. táblázat). Megállapítható az eredményekből továbbá, hogy a nehézfémek, toxikus elemek tekintetében ezek az értékek a toxicitást jelző határérték alatt maradnak

4. táblázat: A toxikus elemek előfordulása (mg/kg sz.a.) a kezelésekből vett levélmintákban, 2011-ben

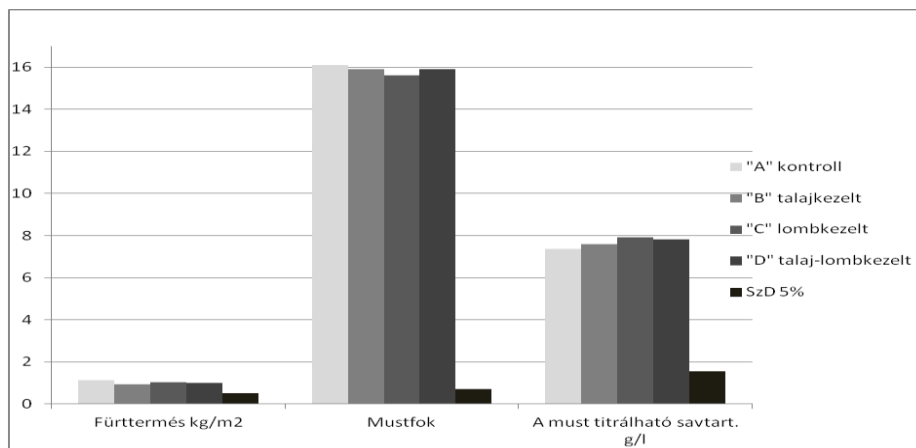
TOXIKUS ELEMÉK	TOXIKUS ÉRTÉK*	KONTR.	TALAJ KEZELT	LOMB KEZELT	TALAJ+ LOMB KEZELT	SZD 5%
Arzén		0,18	0,39	0,27	0,14	0,12
Ólom	20	0,1	0,1	0,1	0,11	0,01
Higany	5	0,05	0,05	0,05	0,05	0,00
Kadmium	10	0,1	0,1	0,1	0,11	0,01
Nikkel	30	0,86	0,55	0,83	1,03	1,26
Kobalt	20	0,1	0,22	0,09	0,18	0,24
Króm	2	0,59	0,56	0,75	0,72	0,32

*Tápanyag-gazdálkodás (szerk.: Füleky György), Mezőgazda Kiadó, Budapest, 1999., 78.

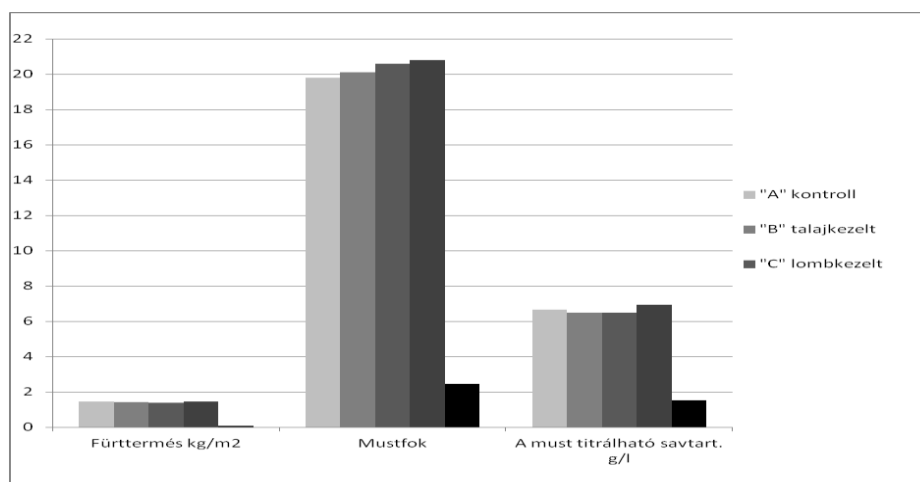
Szüreti eredmények:

A kísérleti parcellák szüreti eredményeit (2010. szeptember 29., 2011. október 5.) értékelve megállapítható, hogy a kezelésekből származó tételek között a must cukortartalmában, a must savtartalmában, a must pH értékében és a termés mennyiségben statisztikailag igazolható kezeléshatás nem lelhető fel (1-2. ábra).

1. ábra: Szüreti eredmények (Badacsony, 2010.09.29.)



2. ábra: Szüreti eredmények (Badacsony, 2011.10.05.)



Borvizsgálati eredmények:

A kísérleti bortételek analitikai vizsgálata alapján megállapítottuk, hogy a borok alkoholtartalmában, titrálható savtartalmában, pH-értékükben,

cukortartalmában, extrakt tartalmában kezeléshatás nem mutatható ki (5-6. táblázat).

5. táblázat: Bor nehézfém-tartalom-vizsgálati eredmények 2010-évben (mg/l)

	Mn	Cu	Zn	Pb	As	Cr
Szokásos értékek*	0,2-4,0	0,1-2,0	0,1-5,0	0,1-0,4	0,01-1	0,05-0,5
„A” kontroll	0,38	0,035	0,393	0,006	<0,001	-
„B” talajkezelt	0,4	0,067	0,5	0,002	<0,001	-
„C” lombkezelt	0,5	0,13	0,616	0,021	<0,001	-
„D” talajkezelt-lombkezelt	0,34	0,082	0,637	0,025	<0,001	-

6. táblázat: Bor nehézfém-tartalom-vizsgálati eredmények 2011-évben (mg/l)

	Mn	Cu	Zn	Pb	As	Cr
Szokásos értékek*	0,2-4,0	0,1-2,0	0,1-5,0	0,1-0,4	0,01-1	0,05-0,5
„A” kontroll	0,47	0,031	0,275	<0,001	<0,001	<0,01
„B” talajkezelt	0,47	0,019	0,286	0,001	<0,001	<0,01
„C” lombkezelt	0,48	0,073	0,348	0,001	<0,001	<0,01
„D” talajkezelt-lombkezelt	0,5	0,036	0,351	<0,001	<0,001	<0,01

*Kállay Miklós: Borászati kémia. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 2010., 150.-151.,
Murányi Zoltán: Újabb eredmények a borok nyomelem tartalmáról. Doktori (PhD)
értekezés, 2002 Debreceni Egyetem; Debrecen

A borok rutinanalitikai vizsgálatai mellett, a kísérleti tételek toxikus elemtartalmának a vizsgálata is megtörtént. Megállapítható, hogy a kezelések és a kontroll között statisztikailag igazolható hatást nem lehetett kimutatni. A mesterségesen kipufogógázzal szennyezett – és a kontroll parcellákról készült borok nehézfém-, illetve toxikus elemtartalom a szokásos érték szintjén maradt, így az élelmiszerbiztonsági kockázatot nem jelent.

Köszönetnyilvánítás

Kutatómunkánk a TÁMOP 4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0003 azonosító számú projekt segítségével valósult meg.

Irodalomjegyzék

CSATHÓ P. 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés (Tematikus szakirodalmi szemle). Budapest: A Környezet- és Területfejlesztési Minisztérium és az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete kiadványa, 176.

KÁDÁR I. 1995. Környezet és természetvédelmi kutatások: A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Budapest: A Környezet- és Területfejlesztési Minisztérium és az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete kiadványa, 388.

LÁNG I. (Főszerk.) 1993. Környezetvédelmi lexikon I-II. Budapest, Akadémiai Kiadó.

LEDBETTER M. C., ZIMMERMAN P. W., HITCHCOCK A. E. 1959. The histopathological effects of ozone on plant foliage. *Contrib. Boyce Thompson Inst.* 20. 275-282.

MIDDLETON J. T.; KENDRICK J. B. JR.; DARLEY E. F. 1955. Air-borne oxidants as plant-damaging agents. *University of California, Riverside, CA, USA*; 8.

MURÁNYI Z. 2002. Újabb eredmények a borok nyomelemtartalmáról. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem; Debrecen

MURÁNYI Z., KOVÁCS ZS. 2000. Statistical evaluation of aroma and metal content in Tokay wines. *Microchemical Journal.* (67.): 91-96.

MURRAY F. 1983. Response of grapevines to fluoride under field conditions. *J. Am. Soc. Hortic. Sci.* 526-529.

MUSSELMAN R. C.; KENDER W. J.; CROWE, D. E. 1978. Determining air pollutant effects on the growth and productivity of Concord grapevines using open-top chambers. J. Am. Soc. Hortic. Sci. 645-648.

NEUMÜLLER, OTTO-ALBRECHT 1983. Römpf Vegyészeti Lexikon 3. (Römpf Chemie-Lexikon Főszerk. Polinszky Károly). Budapest: Műszaki Kiadó, 851.

NYILASI L. 1980. Általános kémia. Budapest: Gondolat Könyvkiadó, 316.

RANKAMA D. and SAHAMA T.H.G. 1968. Geochemistry. Chicago, Illinois: Univ. of Chicago Press. 912.

RICHARDS B. L.; MIDDLETON J. T.; HEWITT W. B. 1959. Ozone stipple of grape leaf. (*Vitis* sp.). California Agriculture. 4-11.

TAO S.; CUI Y.H.; XU F.L.; LI B.G, CAO J.; LIUA W.X.; SCHMITT G.; WANGA X. J.; SHENB W.R.; QING B.P.; SUN R. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soil and vegetables from Tianjin. The Science of the Total Environment. (320.): 11–24.

WÜRDIG, G.; WOLLER, R. 1989. Chemie des Weines. Ulmer: Stuttgart

Stabilizálószerrek hatása a szennyezett talajon fejlődő napraforgó toxikuselem-akkumulációjára és stressz-enzim aktivitására

Vincze György, Simon László, Barna Sándor, Varga Csaba
Nyíregyházi Főiskola, Tájgazdálkodási és Vidékfejlesztési Tanszék
E-mail: vinczegy@nyf.hu

Összefoglalás

Munkánk során egy toxikus elemekkel (Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) szennyezett öntéstalaj (Gyöngyösoroszi, Toka-patak ártere) stabilizációjának folyamatait tanulmányoztuk. Talajstabilizáló adalékként 5 (m/m) %-os arányban vörösiszapot, víztisztítási csapadékot és települési biokomposztot adtunk a szennyezett talajhoz. A tenyészedényekben 9 hétig napraforgó növényeket (*Helianthus annuus* L.) neveltünk. Meghatároztuk a talajok és a napraforgó szerveinek aktuális toxikuselem-tartalmát, valamint mértük a levelek kataláz (CAT) és peroxidáz (POD) enzimének aktivitását. A kijutatott adalékanyagok közül a vörösiszap megnövelte a talaj Cr- és Ni-, a víztisztítási csapadék pedig a Ba-tartalmát. A biokomposzt nem módosította a talaj toxikuselem-összetételét. Az adalékanyagok jelenlétében szignifikánsan csökkent a kezelt növények gyökereiben (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) és hajtásaiban (Cd, Pb, Zn) az akkumulált toxikuselemek koncentrációja. A növények fokozott stresszállapotára utaló magas POD-aktivitást a vörösiszappal kezelt talajon fejlődő napraforgó levelében mértünk, míg a CAT enzim aktivitása esetén az adalékanyagok hatása nem volt szignifikáns.

Summary

The stabilization of a heavy metal contaminated (Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) soil (Gyöngyösoroszi) was studied. Red mud, water treatment sludge and bio-compost were applied to the soil (5 % m/m) as immobilizing agents. In pots sunflower (*Helianthus annuus* L.) plants were grown for 9 weeks. The actual heavy metal contents of the soil and plant organs were determined, and the activities of catalase (CAT) and peroxidase (POD) enzymes were measured in the leaves. The treatment with red mud increased the Cr and Ni content in the soil, while higher Ba concentration was found as an effect of water treatment sludge. The bio-compost did not modify the heavy metal content of the soil. In the presence of "soil additives" significant decrease of heavy metal concentrations were observed in roots (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) and shoots (Cd, Pb, Zn) of treated plants. Enhanced stress status of the plants indicated by the increased activity of POD was measured only in leaves of plants growing in soil treated with red mud. The effects of stabilizing agents on enzyme activity of CAT were insignificant.

Bevezetés

A nehézfém-szennyezések különböző ipari, mezőgazdasági és települési forrásokból származhatnak. Az élő szervezetekre is veszélyes nehézfémek megkötődnek a talajalkotókon, s hosszú távú problémát okozhatnak. Hatásaik a koncentráció függvényében igen sokfélék lehetnek: kicserélhetik az esszenciális

fémeket, enzimekreakciókat befolyásolhatnak, vagy reaktív oxigénformákat generálhatnak (BABULA et al., 2008).

A nehézfémek okozta talajszennyezések felszámolására számos konvencionális fizikai-kémiai eljárást alkalmaznak, pl. savas mosás, elektrokémiai leválasztás, szűrés, ioncsere, amelyek kevésbé hatékonyak és igen költségesek (LI & RAMAKRISHNA, 2011). Új környezetbarát és költséghatékony lehetőségeket kínál a szennyezett talajok tisztítására a bio-, illetve fitoremediáció, amelyben mikroorganizmusok, növények vagy egyéb biológiai rendszerek felhasználásával történik a szennyező nehézfémek eltávolítása (HAFERBURG & KOTHE, 2010; MILNER & KOCHIAN, 2008). A nehézfémek negatív hatásai mérsékelhetők a szennyezett talajok stabilizációs eljárásai során olyan talajadalékokkal, amelyek csökkentik a fémek biológiai hozzáférhetőségét immobilizálva azokat. Ilyen célra különböző eredetű, szerves és szervetlen anyagok, elsősorban technológiai melléktermékek alkalmazhatók, pl. pernye, vörös iszap, víztisztítási csapadék, fűrészpor, komposztált szerves anyag (SINGH & PRASAD, 2011).

Nhézfémek hatására az élő sejtek számos biokémiai változást mutatnak, pl. fitokelatin vagy metallothionein szintézis, reaktív oxigénformák (ROS) fokozott generálódása, a ROS eliminálására szolgáló enzimek aktivitásának változása (WALLIWALAGEDARA et al., 2010, VINCZE & SIMON, 2003). A stressz-állapot indikálására elfogadottan alkalmazott szuperoxid-dizmutáz (SOD), kataláz (CAT), peroxidáz (POD), glutation-reduktáz (GR) enzimek aktivitásának változásaira kapott eredmények ellentmondóak, mert a hatást jelentősen módosítja a növények kora, a vizsgált szövet típusa, a nehézfém koncentrációja és az expozíció időtartama (GROPPA et al., 2001; NEHNEVAJOVA et al., 2012).

Jelen tanulmányunkban arra kerestük a választ, hogy a nehézfémekkel szennyezett talajhoz adott stabilizáló anyagok hogyan befolyásolják a napraforgó növény toxikus fém tartalmát, illetve a növény stresszállapotának indikálására alkalmas enzimek, a kataláz és a peroxidáz aktivitását.

Vizsgálati anyag és módszer

A 2009. április 22 - június 25. között beállított *kísérlet* szennyezett öntéstalaja Gyöngyösorosziból származott a Toka-patak árteréből. Ez a nehézfémekkel szennyezett öntéstalaj gyengén savanyú kémhatású ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 6,43$), agyagos vályog fizikai féleségű ($\text{KA} = 43$), jó humusztartalmú ($\text{H} = 3,16\%$) talaj, mely karbonátokat (meszet) nem tartalmaz. A talaj királyvizes kivonatában 8,74 mg/kg kadmiumot, 165 mg/kg rezet, 445 mg/kg ólmot és 1587 mg/kg cinket mértünk (SIMON, 2008; SIMON et al., 2010).

A nehézfémekkel nem szennyezett kontroll talaj *humuszos homok* (származási helye: Nyíregyháza Főiskola tangazdasága, Ferenc-tanya) volt. E talaj

alapjellemzőit korábbi munkáinkban (SIMON et al., 2006; SIMON, 2008) közöltük.

A talajmintákat vékony rétegben szétterítve, légszáraz állapot eléréséig, 14 napig szárítottuk laboratóriumban, majd 2 mm-es szitán átszitáltuk. A tenyészedényes kísérletben a műanyag cserepek 1500 g 2 mm-es szitán átesett növénynevelő közeget (légszáraz talaj + talajstabilizáló adalék) tartalmaztak. A 4-4 ismétléssel beállított kezelések az alábbiak voltak:

Gyöngyösoroszi bányameddővel szennyezett talaj (GYBSZT) (1. kezelés)

1 + 5% (m/m) vörösiszap (2. kezelés)

1 + 5% (m/m) víztisztítási csapadék (3. kezelés)

1 + 5% (m/m) biokomposzt (4. kezelés)

Ferenc-tanyai szennyeztelen talaj (FSZT) (5. kezelés)

Az alumínium-gyártás során melléktermékként keletkező *vörösiszap* Ajkáról egy vörösiszap-tárolóból származott. A királyvizes kivonatában mért átlagos (n=3) elemtartalom: Ba-95,8; Cd-1,45; Cr-384; Cu-75,2; Ni-231; Pb-207; Zn-273 mg/kg (SIMON, 2009). A *víztisztítási csapadék* a Nyírségvíz ZRt. nyírteleki telepéről szereztük be, és a nyersvíz sűrített levegővel történő kezelése során keletkező vas- és mangán oxi-hidroxidokból állt. A királyvizes kivonatának elemösszetétele (n=3): Ba-4621; Cd-0,09; Cr-2,62; Cu-16,4; Ni-1,97; Pb-22,0; Zn-258 (SIMON, 2009). A *települési biokomposztot* a nyíregyházi Térségi Hulladékgazdálkodási Kft. hulladéklerakó-telepe biztosította, toxikus elemekkel nem szennyezett (a királyvizes kivonatában mért átlagos (n=3) elemtartalom: Ba-95,8; Cd-0,21; Cr-20,2; Cu-18,2; Ni-11,9; Pb-17,5; Zn-754,5 mg/kg, SIMON, 2009). Mindhárom adalék esetén a légszáraz (laboratóriumban megszáritott) átlagmintákat először 5 mm-es szitán bocsátottuk át, majd 2 mm-ig felaprítottuk kalapácsos darálóval és 2 mm-es szitán átszitáltuk. A talajstabilizáló adalékokat 5 tömegszázalékos arányban egyenletesen összekevertük a szennyezett talajjal.

A fenti növénynevelő közegeknek megmértük a szántóföldi vízkapacitását – ez a gyöngyösoroszi szennyezett talaj esetén 20%-os volt. A szántóföldi vízkapacitásnak megfelelő vízmennyiséggel telítettük a növénynevelő közegeket, melyeket a növények elültetése előtt 3 hétig szobahőmérsékleten tartottunk (inkubáltunk) tenyészedényekben, hetente pótolva az elpárolgott vízmennyiséget.

A kísérletben a tesztnövényünk napraforgó (*Helianthus annuus* L. cv. Neoma) volt. A napraforgó magokat (9 mag/tenyészedény) 2009. április 22-én ültettük el a tenyészedényekbe. A kikelt napraforgó növényekből két hét múlva hatot hagytunk meg tenyészedényenként. A kísérlet során a kísérleti talajokba egy alkalommal juttattunk ki 40 mg/kg nitrogént NH₄NO₃-oldat formájában (más tápanyag-kiegészítés nem történt).

A kísérlet időtartama alatt a megvilágítást (naponta 12 órán keresztül átlagosan 5000 lux) fénycsővel szabályoztuk, a hőmérséklet nappal 20-24 °C, éjszaka 17-18 °C, a relatív páratartalom 40-50 % volt. A növényeket hetente 3 alkalommal desztillált vízzel, a szántóföldi vízkapacitás (szennyezetlen Ferenc-tanyai talaj 16-17 %, szennyezett talajok 20-23 %) eléréséig (adott ösztömeg eléréséig) öntöztük.

A kísérletet 2009. június 25-én, a növények elültetése után 9 héttel bontottuk. Előtte egy nappal levélmintákat vettünk a peroxidáz és kataláz enzimek aktivitásának meghatározásához. Az adott növényről felülről az első kifejlett levélpárt gyűjtöttük be mintaként. A mintákat a vizsgálatok elvégzéséig -80 °C-on tároltuk.

A *peroxidáz és kataláz enzimek* aktivitásának meghatározásához Bashan (BASHAN et al., 1987) módszerét módosítottuk; 1 gramm levélmintát 3 ml foszfát-pufferrel (pH 5,8) homogenizáltunk. Centrifugálás (11500 fordulat/perc, 15 perc, + 4 °C) után az aktivitást a felüliszókból határoztuk meg. A peroxidáz-aktivitást 25 mM foszfát-pufferben (pH 5,8), 15 mM guajakol jelenlétében, a reakciót 2,5 mM hidrogén-peroxid hozzáadásával indítva határoztuk meg. Az enzimreakció során bekövetkező abszorpció-változást 470 nm-en követtük nyomon.

A kataláz-enzim aktivitását 50 mM foszfát-pufferben (pH 7,0), a reakciót 15 mM hidrogén-peroxid hozzáadásával indítva mértük, az abszorpció-változást 240 nm-en mértük. Az enzimaktivitások meghatározását Perkin Elmer Lambda 35 UV-VIS típusú spektrofotométeren végeztük el a Nyíregyházi Főiskola Agár és Molekuláris Kutató Intézetében. A peroxidáz és a kataláz enzimek aktivitását az egységnyi protein-mennyiség (1 mg) jelenlétében, egy perc alatt bekövetkező abszorpció-változásként adtuk meg ($\Delta OD \text{ perc}^{-1} \text{ mg protein}^{-1}$).

A tenyészedények nehézfémekkel szennyezett talajának 4 ismétléssel történt megmintázása után a növények gyökerét és hajtását csapvízzel majd háromszor váltott desztillált vízzel gondosan megmostuk, megszáritottuk (70 °C, 12 óra) és megdaráltuk (<1 mm). A talaj- és növényminták roncsolása (cc. HNO₃ + cc. H₂O₂) után az elemösszetételt ICP-OES (Jobin Yvon Ultima 2) technikával határoztuk meg 4 ismétléssel az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetében.

Az adatok statisztikai elemzését variancia-analízissel végeztük (Tukey-féle b-teszt (n=4)). Az azonos oszlopokban található értékek akkor különböznek egymástól szignifikánsan (P<0,05), ha eltérő betűindexet kaptak.

Vizsgálati eredmények és értékelésük

Az 1. táblázat a stabilizációs kísérlet befejezésekor mért toxikus elemtartalmakat szemlélteti a tenyészedények talajában. A nehézfém-tartalmakat a kontroll, szennyezetlen Ferenc-tanyai talajhoz hasonlítva

egyértelműen kiderül, hogy a Gyöngyösoroszi talaj erősen szennyezett cinkkel, kadmiummal, ólommal, rézzel és báriummal. A szennyezett talajban mért Ba, Cd-, Cu-, Pb- és Zn-tartalom jelentősen meghaladja a 6/2009-es rendeletben lefektetett szennyezettségi „B” határértékeket (Ba-250, Cd-1, Cu-75, Pb-100, Zn-200 mg/kg).

1. táblázat: Toxikus elemtartalom a talajokban a stabilizációs kísérlet befejezésekor (királyvizes kioldás, fényszobás, tenyészedényes kísérlet, 2009. június, Nyíregyháza)

Kezelések	Ba	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	mg/kg						
GYBSZT (1)	298 ^a	11,8 ^a	29,1 ^a	365 ^a	21,5 ^a	721 ^a	2066 ^a
1+5 % (m/m) vörösiszap	310 ^a	11,2 ^b	71,1 ^b	317 ^b	44,6 ^b	660 ^b	1860 ^b
1+5 % (m/m) víztiszt. csapadék	602 ^b	12,2 ^a	30,8 ^a	314 ^{bc}	20,1 ^a	716 ^a	2019 ^a
1+5 % (m/m) biokomposzt	379 ^a	10,8 ^b	31,1 ^a	305 ^c	22,2 ^{ac}	701 ^a	1895 ^b
FSZT	98,0 ^c	0,11 ^c	29,4 ^a	15,0 ^d	26,2 ^c	14,1 ^c	47,1 ^c

GYBSZT: Gyöngyösoroszi bányameddővel szennyezett talaj; FSZT: Ferenc-tanyai szennyezetlen talaj. Valamennyi mérési adat 4 ismétlés átlaga.

Megállapítható, hogy a vörösiszap talajstabilizáló adalékként történő kijuttatása megnövelte a szennyezett talaj króm- és nikkeltartalmát. A víztisztítási csapadék kijuttatásának következményeként megduplázódott a szennyezett talajban a báriumtartalom. A felhasznált biokomposzt nem tartalmazott nehézfém-szennyeződések, így kijuttatásával egyik toxikus elem mennyisége sem emelkedett meg a szennyezett talajban, inkább csökkent a hígító hatás következtében (1. táblázat).

A 2. táblázat adataiból nyilvánvaló, hogy a napraforgó elemösszetétele visszatükrözi azt, hogy a Gyöngyösoroszi bányameddővel szennyezett talaj milyen nehézfémeket tartalmazott (ld. még az 1. táblázatot). A kontroll, szennyezetlen (Ferenc-tanyai) talajból vették fel a legkevesebb kadmiumot, rezet, ólmot és cinket a növények gyökerei.

Érdekes kivételt jelentett a gyökerek Ba-, Cr- és Ni-tartalma, mely magasabb volt a szennyezetlen talajon nevelt növények gyökereiben, mint a szennyezett talajok különböző kombinációin. A Cr és a Ni esetében a gyökerekben mérhető koncentrációk jelentősen meghaladták a talajban mért értékeket. Ezt a Ferenc-

tanyai humuszos homok Gyöngyösoroszi öntéstalajtól jelentősen eltérő kémiai összetételével (felvehető elemkészletével) és fizikai tulajdonságaival magyarázhatjuk.

2. táblázat: Napraforgó gyökerének és hajtásának elemösszetétele a stabilizációs kísérlet befejezésekor (fényszobás, tenyészedényes kísérlet, 2009. június, Nyíregyháza)

Kezelések	Ba	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	mg/kg						
Napraforgó gyökér							
GYBSZT (1)	20,1 ^a	51,2 ^c	1,69 ^{ab}	161 ^c	6,62 ^b	55,9 ^c	1514 ^b
1+5 % (m/m) vörösiszap	20,5 ^a	30,9 ^b	2,42 ^b	120 ^b	2,67 ^{ab}	45,3 ^b	1129 ^a
1+5 % (m/m) vítiszt. csapadék	32,6 ^b	18,5 ^a	2,39 ^b	94,2 ^a	1,89 ^a	30,4 ^a	1026 ^a
1+5 % (m/m) biokomposzt	21,1 ^a	48,5 ^c	1,60 ^a	125 ^b	3,12 ^a	53,3 ^{b,c}	1810 ^b
FSZT	55,5 ^c	2,53 ^d	24,5 ^c	90,3 ^a	164 ^c	5,70 ^d	343 ^c
Napraforgó hajtás							
GYBSZT (1)	3,88 ^a	10,3 ^d	<kh	25,5 ^a	<kh	1,74 ^b	1126 ^d
1+5 % (m/m) vörösiszap	4,06 ^a	6,62 ^b	<kh	23,2 ^a	<kh	1,70 ^b	622 ^b
1+5 % (m/m) vítiszt. csapadék	5,64 ^b	3,76 ^a	<kh	21,5 ^a	<kh	0,84 ^a	451 ^a
1+5 % (m/m) biokomposzt	3,45 ^a	7,98 ^c	<kh	23,3 ^a	<kh	0,87 ^a	893 ^c
FSZT	59,8 ^c	1,63 ^a	<kh	12,7 ^b	<kh	0,39 ^c	69 ^e

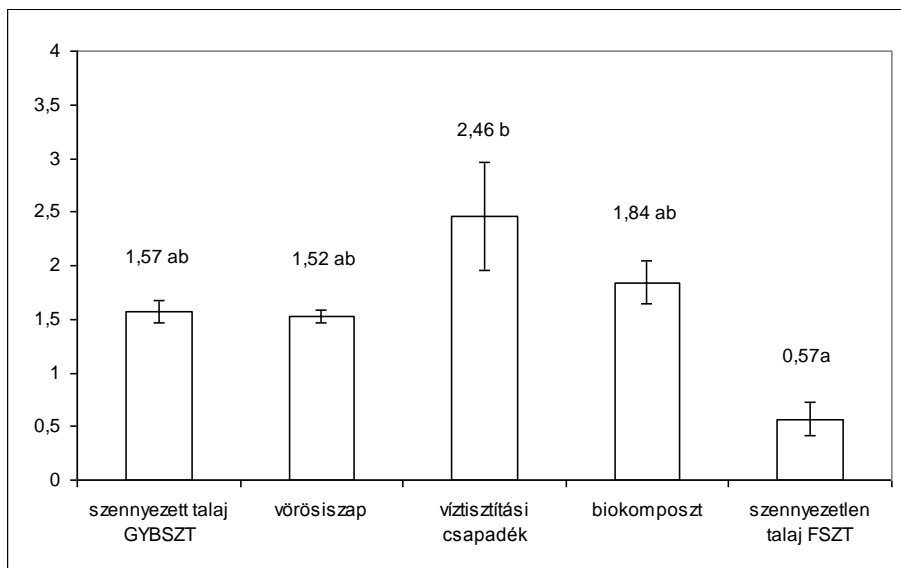
GYBSZT: Gyöngyösoroszi bányameddővel szennyezett talaj. FSZT: Ferenc-tanyai szennyeztelen talaj. Valamennyi mérési adat 4 ismétlés átlaga. <kh=kimutatási határ alatt.

A kijuttatott stabilizáló adalékok hatásosságát bizonyítja, hogy a kezelt kultúrák gyökerei kevesebb kadmiumot, rezet, nikkelt, ólmot és cinket akkumuláltak, mint a Gyöngyösoroszi bányameddővel szennyezett talajon nevelt növények. A három talajadalék közül a legkevésbé hatékonyak a biokomposzt bizonyult, amelynek hatására csak a réz és a nikkelt koncentrációi csökkentek

szignifikánsan a növények gyökereiben a Gyöngyösorszi talajhoz képest. A napraforgó hajtásában még szembetűnőbb, hogy az adalékanyagok szignifikánsan lecsökkentik a felvett Cd, Pb és Zn mennyiségét. A króm, illetve a nikkelt már nem szállított fel kimutatható mennyiségben a gyökerekből a hajtásokba még a Ferenc-tanyai kontroll talajon nevelt napraforgó növényekben sem, a gyökerekben mért magas koncentrációk ellenére (2. táblázat).

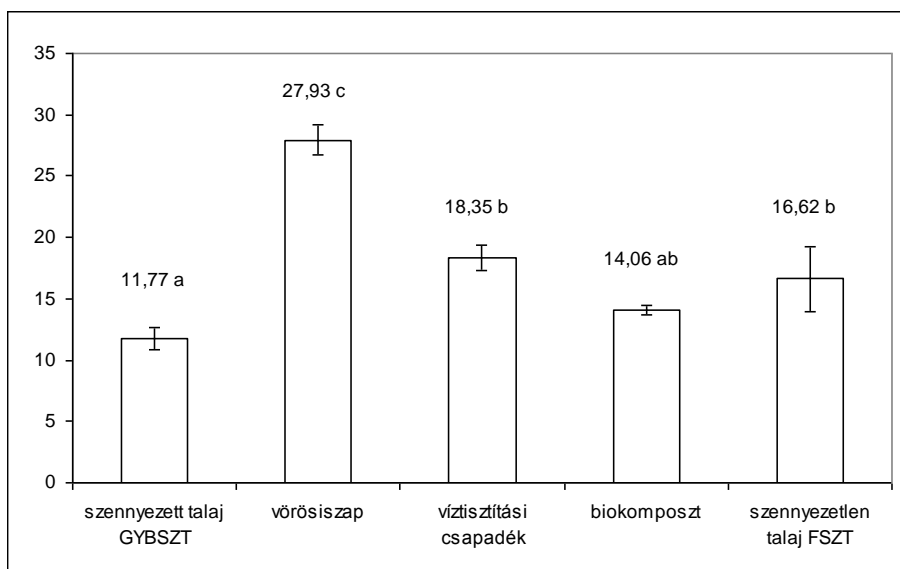
Feltűnő azonban, hogy a szennyeztelen kontroll talaj bár csak mintegy harmadannyi báriumot tartalmazott, mint a többi szennyezett talajkombináció, a növények gyökereiben mégis meglepően magas bárium-koncentrációt mértünk. Ami még figyelemre méltóbb, hogy a gyökereken túl a hajtásokban mérhető bárium-koncentráció szintén igen magas, gyakorlatilag a gyökérben mérttel megegyező, szemben az egyéb talajokon nevelt növényekkel, ahol a hajtásokban átlagosan csak mintegy ötöde volt detektálható a gyökerekben mérhető értékeknek. A bárium kontroll növényekben tapasztalt eltérő mobilitásának oka nem ismert.

Az 1. és 2. ábrák mutatják be a szennyezett, a stabilizált és a szennyeztelen talajokon nevelt napraforgó növények stressz-enzimeinek aktivitását. A kataláz és a peroxidáz enzimek specifikus aktivitásait összevetve megállapítható, hogy a peroxidáz-aktivitás értékei mintegy 6-15-ször magasabbak, mint a kataláz esetén számítottak. Ez arra utalhat, hogy a két enzim nem azonos mértékben vesz részt a ROS eliminálásában, s a napraforgóban a peroxidáz lehet a reaktív oxigénformák eltávolításában domináns szerepet játszó stresszenzim.



1. ábra. A kataláz enzim (CAT) specifikus aktivitásai a napraforgó levelében, Δ OD perc⁻¹ mg protein⁻¹ egységben megadva.

A szennyezett talajokon nevelt napraforgó növények levelében mérhető kataláz aktivitások nem mutatnak statisztikailag értékelhető, szignifikáns különbséget (1. ábra). A víztisztítási csapadékot tartalmazó talajon nevelt napraforgó esetén, bár számottevően magasabb aktivitást mértünk, a jelentős szórás miatt az eltérés nem adódott szignifikánsnak. A kataláz aktivitásának értékei alapján úgy tűnik, hogy a nehézfémek jelenléte fokozza a növények stresszállapotát, amit alátámaszt, hogy a Ferenc-tanyai szennyeztelen kontroll talajon nevelt napraforgó levelében számottevően alacsonyabb aktivitást mutat az enzim az összes, valamilyen módon szennyezett állapottal szemben, bár szignifikáns eltérés csak a víztisztítási csapadékot is tartalmazó kombináció esetén volt kimutatható. A víztisztítási csapadék jelenlétében mérhető magas kataláz aktivitás magyarázatául adódhatna a hajtásban mért magas Ba koncentráció, de ennek ellentmond a Ferenc-tanyai szennyeztelen talajon nevelt napraforgó kiugróan magas Ba koncentrációja mellett mért alacsony enzimaktivitás.



2. ábra. A peroxidáz enzim (POD) specifikus aktivitásai a napraforgó levelében, Δ OD per c⁻¹ mg protein⁻¹ egységben megadva.

A peroxidáz enzimre vonatkozó mérési eredményeket (2. ábra) összevetve megállapítható, hogy érdekes módon a Gyöngyösesorszi bányameddővel szennyezett talajon nevelt napraforgó leveleiben detektáltuk a legalacsonyabb aktivitást. A vörösiszapot és a víztisztítási csapadékot tartalmazó talaj-kombináción, valamint a Ferenc-tanyai szennyeztelen talajon nevelt növények szignifikánsan megemelkedett aktivitási értékeit magyarázhatja a hajtásban mért magasabb Ba koncentráció. Felvetődik viszont a kérdés, hogy elégséges magyarázatot ad-e a vörösiszappal kezelt talajon nevelt napraforgóban mért

kiugróan magas aktivitásra a kismértékben, nem szignifikánsan magasabb Ba koncentráció, mivel ugyanakkor a többi elem koncentrációja alacsonyabb, mint a Gyöngyösoroszi talajon nevelt napraforgó növényben. Feltételezhető, hogy a vörösiszapban jelentős összetevőként jelenlévő ritkafémek is fontos szerepet játszhatnak a növények stresszállapotának meghatározásában.

Vizsgálataink elemanalízisre és stresszenzim-aktivitásra vonatkozó adatainak összevetése alapján egyértelmű korreláció nem állapítható meg az egyes talajkombinációk esetében jelenlévő nehézfémek és a peroxidáz, illetve kataláz enzimek aktivitása vonatkozásában. Úgy tűnik, hogy a vizsgált talaj-rendszerek túl sok komponenset tartalmaztak, amelyek interferenciái miatt nem rajzolódhatott ki direkt kapcsolat a vizsgált nehézfémek koncentrációi és az oxidatív stressz kivédésében szerepet játszó enzimek aktivitásai között. Valószínűsíthető ugyanakkor, hogy a stresszenzimek aktivitásának szempontjából számottevőek lehetnek a most bemutatott modellkísérlet során nem meghatározott fémek is.

Köszönetnyilvánítás

Munkánkat a Nyíregyházi Főiskola Tudományos Bizottsága támogatta. Köszönjük Koncz József (MTA ATK TAKI) értékes segítségét az elemanalízis elvégzésében.

Irodalomjegyzék

- BABULA, P., ADAM, V., OPATRILOVA, R., ZEHNÁLEK, J., HAVEL, L., KIZEK, R., 2008. Uncommon heavy metals, metalloids and their plant toxicity: a review. *Environ. Chem. Lett.* **6**, 189–213.
- BASHAN, Y., OKON, Y., HENIS, Y., 1987. Peroxidase, polyphenoloxidase, and phenols in relation to resistance against *Pseudomonas syringae* pv. tomato in tomato plants. *Can. J. Bot.* **65**, 366–372.
- GROPPA, M.D., TOMARO, M.L., BENAVIDES, M.P., 2001. Polyamines as protectors against cadmium or copper-induced oxidative damage in sunflower leaf discs. *Plant Sci.* **161**, 481–488.
- HAFERBURG, G. & KOTHE, E., 2010. Metallomics: lessons for metalliferous soil remediation. *Appl. Microbiol. Biot.* **87**, 1271–1280.
- LI, K. & RAMAKRISHNA, W., 2011. Effect of multiple metal resistant bacteria from contaminated lake sediments on metal accumulation and plant growth. *J. Hazard. Mater.* **189**, 531–539.
- MILNER, M.J. & KOCHIAN, L.V., 2008. Investigating heavy-metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system. *Ann. Bot.* **102**, 3–13.
- NEHNEVAJOVA, E., LYUBENOVA, L., HERZIG, R., SCHRÖDER, P., SCHWITZGUÉBEL, J-P., SCHMÜLLING, T., 2012. Metal accumulation and response of antioxidant enzymes in seedlings and adult sunflower mutants with improved metal removal traits on a metal-contaminated soil. *Environ. Exp. Bot.* **76**, 39–48.

- SIMON, L., 2008. Phylazonit baktériumtrágya hatásának vizsgálata szennyezetlen és nehézfémekkel szennyezett talajokon tenyészedényes kísérletben. Kutatási jelentés. Készült az Agrova Bio Kft számára. Nyíregyházi Főiskola, Műszaki és Mezőgazdasági Kar. 1-21. old. (kézirat)
- SIMON L. 2009 „Szennyezett talajok fitostabilizációjának vizsgálata. Kutatási jelentés. Készült a Nyíregyházi Főiskola Tudományos Tanácsa számára. 1-26. old. (kézirat)
- SIMON, L., BARNA, S., KONCZ, J., ANTON, A., 2010. Chemical stabilization of heavy metal contaminated soil with water treatment sludge. Fresen. Environ. Bull. **19**. 1774-1783.
- SIMON, L., BIRÓ, B., SZÉLES, É., BALÁZSY, S., 2006. Szelén fitoextrakciója és mikrobacsoportok előfordulása szennyezett talajokban. Agrokémia és Talajtan **56**. 161-172.
- SINGH, A. & PRASAD, S.H., 2011. Reduction of heavy metal load in food chain: technology assessment. Rev. Environ. Sci. Biotechnol. **10**. 199–214
- VINCZE, GY. & SIMON, L., 2003. Nehézfém-szennyeződés hatása a levélcikória enzimeinek aktivitására. In: SIMON L. és SZILÁGYI M. (szerk.), 2003. Mikroelemek a táplálékláncban. Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. 301-314.
- WALLIWALAGEDARA, C., ATKINSON, I., VAN KEULEN, H., CUTRIGHT, T., ROBERT WEI, R., 2010. Differential expression of proteins induced by lead in the Dwarf Sunflower *Helianthus annuus*. Phytochemistry **71**. 1460–1465.
- 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM EGYÜTTES RENDELET a földtani közeg és a felszín alatti víz, szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről.

Kvantitatív szervesanyag-vizsgálati módszerek összehasonlító elemzése soproni erdőtalajokon

Zboray Nóra¹, Balázs Réka², Bidló András³, Szalai Zoltán⁴

¹ ELTE TTK FFI, Budapest

² MTA CsFK FGI, Budapest

³ NYME EMK TT, Sopron

⁴ ELTE TTK FFI, MTA CsFK FTI, Budapest

Összefoglalás

Négy kvantitatív szervesanyag-mérő módszert (Tyurin-féle, kolorimetriás és Walkley-Black valamint izzítási veszteség) hasonlítottunk össze soproni erdőtalajokon. Az összehasonlítás célja elsősorban a módszerek talajtulajdonságoktól való függésének felderítése volt. Bár mind a négy módszer igen szorosan ($R^2 > 0,9$) korrelált egymással, főleg kis szervesanyag-tartalmú mintáknál jelentős eltérések adódhatnak. Az izzítási veszteség módszerének hibája szoros összefüggést mutatott ($R^2 = 0,83$) az agyagtartalommal. Ennek oka lényegében az agyagásványok rétegekzi és adszorbeált vízvesztése 100°C és 200°C között. A vegyszeres mérések (Tyurin-féle, korimetriás és Walkley-Black) ugyanakkor nem mutattak összefüggést az agyagtartalommal. A higroszkóposág értékekkel már gyengébb korrelációt adott az izzítási veszteség hibája, de létezik kapcsolat, mégpedig hatványos. Eszerint növekvő higroszkóposág értékeknél egyre jobban nő a módszer hibája. A Hargitai-féle humuszminőséggel egyelőre nem sikerült kapcsolatot kimutatni sem a vegyszeres, sem az izzítási módszerek esetében.

Summary

In this study four quantitative methods for the measuring of soil organic matter (SOM) were compared using brown forest soils from the vicinity of Sopron, Hungary. Our aim was to measure these methods' dependence from the soil's physical-chemical composition like for ex. mineral characteristics. Although all four methods have shown strong correlation ($R^2 > 0,9$) with each other, there are remarkable differences mostly in samples with low SOM content. Error of the loss-on-ignition method showed strong correlation ($R^2 = 0,83$) with clay content. The main reason of this phenomena is the dehydration of clay minerals between 100 and 200°C. However there is no correlation between clay content and the wet oxidation methods (Tyurin titrimetric, colorimetric and Walkley-Black methods). There is weak correlation between the loss-on-ignition and hygroscopic value. There weren't any correlation between the four SOM quantity measuring methods and Hargitai's SOM quality.

Bevezetés

A talajok szervesanyag-tartalmának mérése az utóbbi időben előtérbe került a termőtalajok mennyiségi és minőségi szennyeződése és a termőréteg vastagságának csökkenése miatt (IPCC, 2001). Az egyes módszerek összefoglalásával és összehasonlításával foglalkozott Spiegel és munkatársai

(2007) valamint Hegymegi és munkatársai (2007). Az egyes módszerek közötti átszámítási lehetőségeket pedig Jankauskas és szerzőtársai (2006) vizsgálta litván és angliai laborokban. A világon és ezen belül Magyarországon belül is több kvantitatív szervesanyag-mérési módszer van használatban. Ezek egymástól jelentősen különbözhetnek, aminek fő oka, hogy egyik módszer sem tökéletes, eredményességük nagyban függ a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaitól. Hazánkban a legelterjedtebb kvantitatív meghatározási módszerek a magas hőmérsékletű izzításon, ill. a krómsavas oldatokkal illetve bikromáttal történő oxidáción alapulnak. Az izzításon alapuló eljárások elsősorban a magasabb szervesanyag-tartalmú anyagok vizsgálatánál terjedtek el, de azokat a vizsgálandó anyag magas karbonát- és agyagtartalma zavarhatja (Pansu - Gautheyrou, 2006, Spiegel, 2007). A legtöbb ásványi talaj esetében a mezőgazdasági talajvizsgálatoknál is használatos krómsavas módszereket használják. Ezeknél a talaj klorid-tartalma és a kétértékű vegyértékváltó fémek jelenléte okozhat problémát.

Anyag és módszer

6. táblázat: Vizsgált talajtípusok és a mintázott szintek mélység értékekkel együtt.

Talajtípus (magyar nevezéktan szerint)	Kód	Szint	Mélység (cm)
Pszeudoglejes barna erdőtalaj	PGBET	A ₁ /1	5-20
		A ₁ /2	20-35
		A ₂	35-65
		B ₁ /1	65-110
		B ₁ /2	110-150
		B ₂ /1	150-160
		B ₂ /2	160-
Podzolos barna erdőtalaj	POBET	A ₁	5-20
		A ₂	20-55
		B	55-90
		BC	90-120
		C	120-
Savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj	SBET	A	0-10
		B	10-40
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj	ABET	A ₀	0-5
		A ₁	5-20
		A ₂	20-60
		B ₁	60-100
		B ₂	100-140
		C _{Ca}	140-160
		C	160-

A zavaró hatások következtében általában a valóságosnál nagyobb szervesanyag-tartalmat mérünk (Hargitai, 1988; Pansu - Gautheyrou, 2006, Spiegel, 2007). Az összehasonlítás során célunk volt a különböző eljárásokat befolyásoló környezeti tényezők zavaró hatásainak azonosítása.

A vizsgálatokhoz soproni erdőtalajokat használtunk. Két teljes és két csonka szelvényt vettünk fel, pszeudoglejes barna erdőtalajt; podzolos barna erdőtalajt; savanyú, nem podzolos barna erdőtalajt és agyagbemosódásos barna erdőtalajt (ABET), amiknek tulajdonságait szintenként vizsgáltuk (1. táblázat).

Módszerek:

A szerves anyagok mennyiségi mérését a Tyurin-féle, kolorimetriás (Hargitai, 1988), az angolszász világban elterjedt Walkley-Black és izzítási veszteség módszerével végeztük (a karbonátos minták ki lettek savazva) (Pansu - Gauthierou, 2006). Az izzítási hőmérséklet meghatározásához előzetes derivatográfus méréseket végeztünk a B illetve C szinteken. Ennek során a mintát szobahőmérsékletéről 1000°C-ra hevítjük és folyamatosan mérjük a tömegvesztését. A szerves anyag kvalitatív elemzéséhez (fulvo- és huminsavak aránya) a Hargitai-féle módszert alkalmaztam (Hargitai, 1988). A szervesanyag-mérő módszerek eredményét jelentősen befolyásolhatják a talaj fizikai (szemcseösszetétel) és kémiai tulajdonságai (karbonát-, klorid-tartalom, kétértékű vegyértékváltó fémek jelenléte stb.) (Pansu - Gauthierou, 2006). A mért szervesanyag-tartalom és a talajtulajdonságok kapcsolatának feltérképezésére a minták szemcseösszetételét, pH-ját, karbonát-tartalmát és Kuron-féle higroszkóposágát (hy) vizsgáltuk.

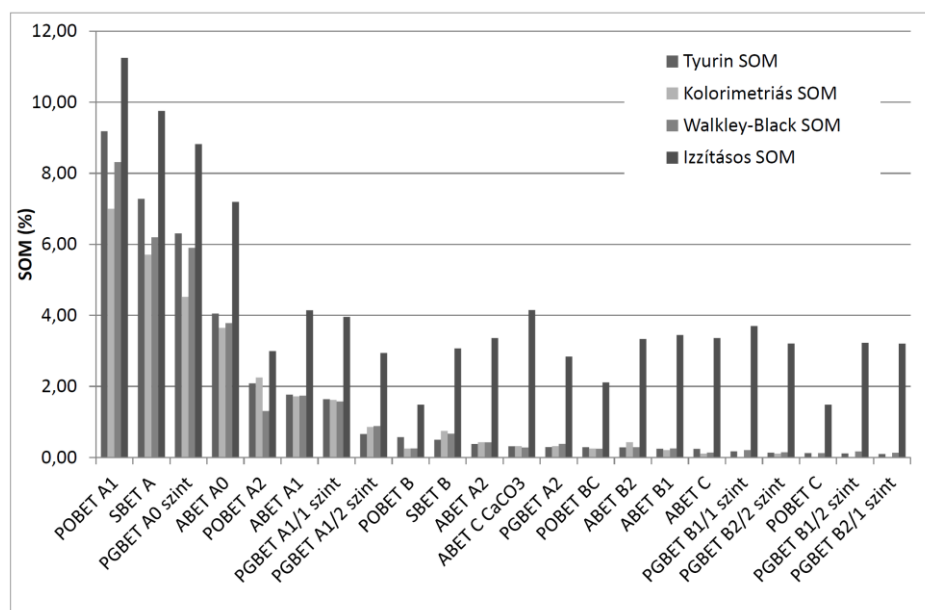
A szemcseösszetételt lézerdiffrakciós elv alapján Fritsch Analysette Microtech 22 készülékkel, a talajok kémhatását elektrometriás elven, a karbonát-tartalmat Scheibler-féle kalciméterrel (Buzás, 1988) valamint a talaj egyensúlyi nedvességállapotát Bellér-Varjú, 1986. alapján határoztuk meg.

A módszerek hatásfokát Hargitai, 1988. és Pansu - Gauthierou, 2006. alapján 100%-ra szorzással egészítettük egyes vizsgálatokhoz.

Mindegyik mérés három ismétléssel történt a felmerülő hibák csökkentése érdekében. Az adatfeldolgozást MS Excel 2007 programmal végeztük.

Eredmények

- A négy szervesanyag-mérő módszerrel kapott eredményeket vizsgálva feltűnő, hogy viszonylag nagy eltéréseket kaptunk. Az izzítási veszteség minden esetben magasabb eredményt adott, mint a vegyszeres módszerek. Ezeknél általánosságban a Tyurin módszerrel kaptuk a legmagasabb eredményt, legalacsonyabbat pedig a kolorimetriás módszerrel. Egyes esetekben a vegyszeres méréseken belüli sorrend azonban felborul (1. ábra).



14. ábra: A négy kvantitatív szervesanyag-mérő módszerrel kapott eredmények (SOM= talaj szerves anyagai)

Az alkalmazott módszerek között szoros lineáris korreláció van (1. táblázat). A legszorosabb korrelációs együtthatót azonban nem a lineáris összefüggés adja, a Tyurin-féle módszer és kolorimetriás módszer közötti legszorosabb összefüggés például hatványos. Ez azt jelenti, hogy kisebb szervesanyag-tartalmú mintáknál az eltérés kisebb, magasabb szervesanyag-tartalom mellett pedig nagyobb. Ez a szerves anyag mennyiségével és minőségével is összefügg, ugyanis minél nagyobb a szervesanyag-tartalom és ezen belül is a nehezen oxidálható huminsavak aránya, annál nagyobb a két módszer közötti eltérés (2. ábra).

Jankauskas és szerzőtársai (2006) vizsgálták a vegyszeres és termikus módszerek közötti összefüggést litván podzolos barna erdőtalajok (Eutric Albeluvisol) feltalaján és altalaján/ A és B szintjein. A leggyengébb összefüggés a Tyurin-féle és kolorimetriás (Tyurin photometric) módszerek között adódott ($R^2=0,81$) a legerősebb pedig a C/N analizátorral mért és kolorimetriás értékek között ($R^2=0,96$) az A szintekre.

Hegymegi és munkatársai (2007) többféle talajtípuson végzett vizsgálatait során 0,895-0,999-es korreláció értékeket kaptak a Tyurin, Walkley-Black és izzítási veszteség módszerét az ún. száraz égetés (dry combustion) módszerhez viszonyítva.

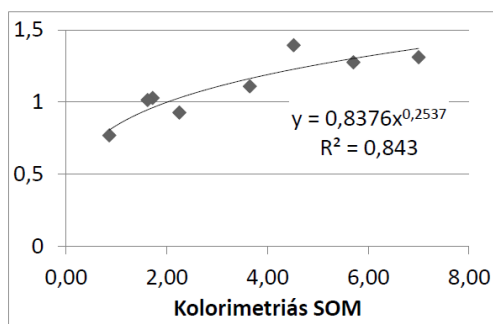
Jelen kutatásban a teljes szelvényekből kapott eredmények összefüggéseit vizsgáltuk. Legsorosabb korreláció a kolorimetriás és Tyurin

($R^2=0,99$) valamint a Walkley-Black és Tyurin módszerek ($R^2=0,99$) között adódott, de a leggyengébb összefüggés R^2 értéke is 0,9 felettinek bizonyult.

7. táblázat: Szervesanyag-vizsgálati módszerek lineáris korrelációs és regressziós analízise.

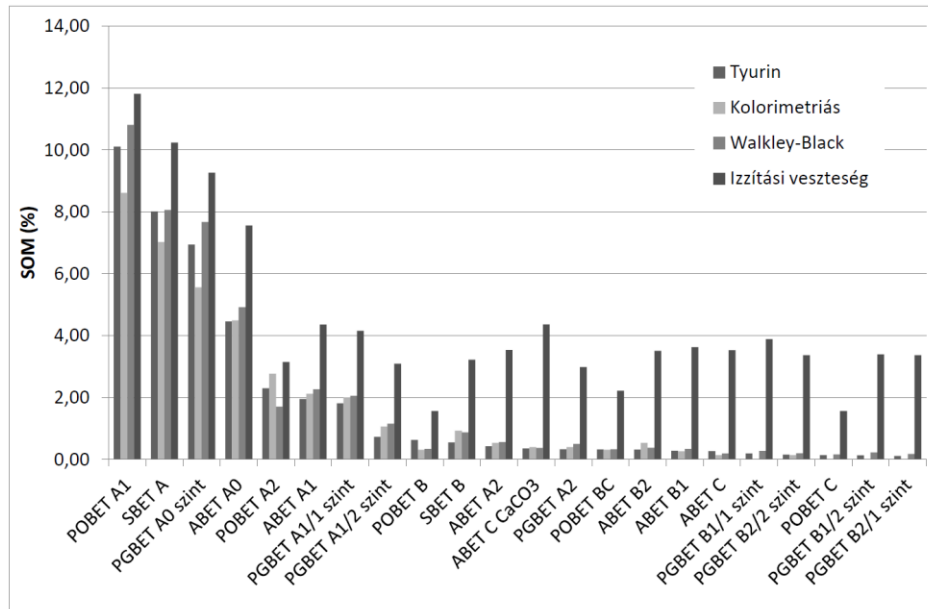
Szervesanyag-meghatározási módszer		Lineáris korreláció	Lineáris regresszió	
X	Y	R^2	Y = A +	BX
Kolorimetriás	Tyurin	0,99	-0,16	1,30
Kolorimetriás	Walkley-Black	0,98	-0,09	1,15
Kolorimetriás	Izzítási veszteség	0,91	2,54	1,21
Walkley-Black	Tyurin	0,99	-0,04	1,12
Walkley-Black	Izzítási veszteség	0,95	2,62	1,07
Tyurin	Izzítási veszteség	0,93	2,68	0,94

A szoros korreláció ellenére a különböző módszerek között (főleg kis szervesanyag-tartalmú mintáknál) jelentős eltérések mutatkoztak (1. és 4. ábra). Ezek oka egyrészt a módszerek eltérő hatásfokában keresendő. Míg a Tyurin-féle és izzítási veszteség módszere a szakirodalom szerint 90% feletti hatásfokkal oxidálja a szerves anyagot, addig a kolorimetriás és Walkley-Black módszer esetében csak 70% körüli értékkel számolhatunk (Hargitai, 1988, Pansu - Gautheyrou, 2006). A hatásfok-különbségekből adódó eltérések kiküszöbölése érdekében mindegyik módszer eredményeit 100%-os elméleti értékre egészítettük ki (3. ábra). Tudnunk kell azonban, hogy az eredményeknek minden utólagos szorzásával csökkentjük azok pontosságát. A módszerek adott

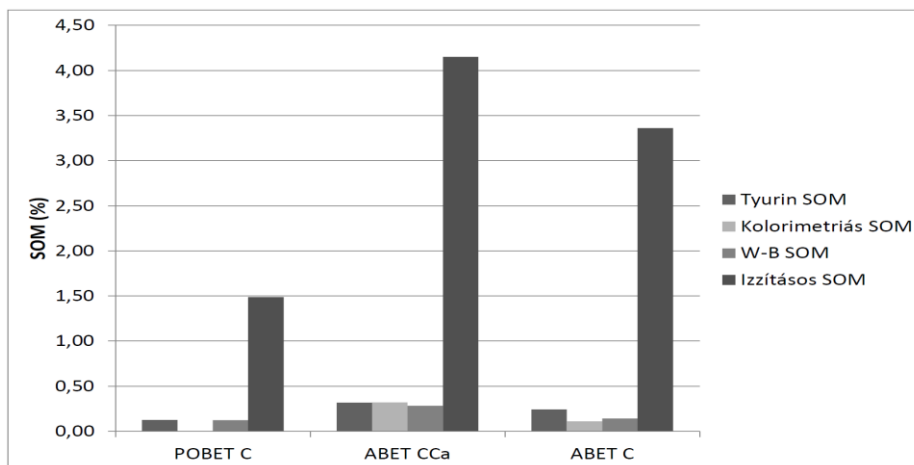


15. ábra: Kolorimetriás és Tyurin módszer közötti szorzószámok

mintára vonatkoztatott hatásfokát nehéz meghatározni. A szerves széntartalomról szervesanyag-tartalommá való átszámításkor használt egységes szorzószám (Hargitai, 1988) pedig elfedi az eltéréseket, amik a szerves anyagokban eltérő arányban jelen levő széntartalomtól adódnak.



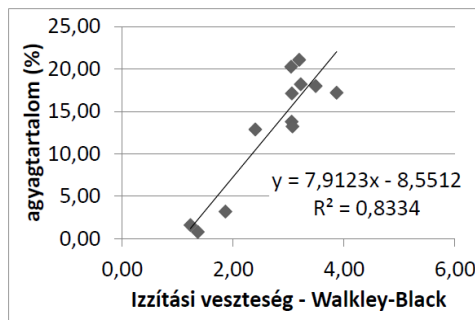
16. ábra: A szervesanyag-mérő módszerekkel kapott eredmények a hatásfokokat 100%-ra kiegészítve (SOM= talaj szerves anyagai)



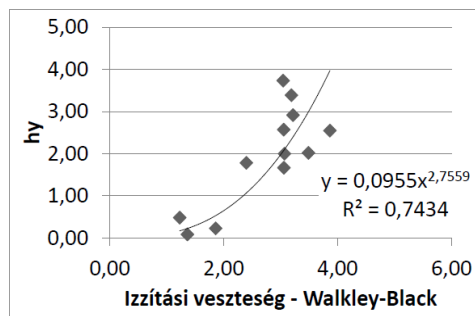
17. ábra: C szintekre kapott kvantitatív szervesanyag-mérési eredmények (SOM= talaj szerves anyagai, W-B= Walkley-Black módszer)

A 3. ábrán jól látszik, hogy a módszerek közötti eltérések a 100%-os hatásfokra kiegészítés után is megmaradnak. Ezek okait már a talaj ásványos fázisában kell keresnünk. A minták agyagtartalma PGBET esetében 12,5-21,5%-ig, POBET-nél 0,8-3,2%-ig, SBET-nél 7-12,9%-ig ABET-nél 12,0-23,0% változik. A pH_{dv} értékek PGBET-nél 4,7-8,3-ig, POBET-nél 3,5-4,8-ig,

SBET-nél 5,1-5,4-ig, ABET-nél 4,5-7,7-ig változnak. A vizsgált minták nagy része savanyú, ezért karbonát-tartalma csak igen kevésnek volt (PGBET B₂/2, ABET C_{Ca}, C). A minták higroszkóposága PGBET-nél 1,0-2,6-ig, POBET-nél 0,1-1,2-ig, SBET-nél 1,8-2,9-ig, ABET-nél 2,0-3,7-ig változik.



5. ábra: Az izzítási veszteség és Walkley-Black SOM kapcsolata az agyagtartalommal



6. ábra: Az izzítási veszteség és Walkley-Black módszer által mért szervesanyag-tartalmak különbsége és a hy közötti összefüggés

módszerénél (Hargitai, 1988; Pansu - Gautheyrou, 2006).

Ennek megfelelően az izzítási és Walkley-Black SOM különbségével az agyagtartalom szoros ($R^2=0,83$) összefüggést mutatott a B és C szintekre vizsgálva (5. ábra). Az A szintekben kisebb eltérést tapasztaltunk, ez a kisebb agyagtartalomnak köszönhető.

Az alkalmazott hőfok (650°C) derivatográfus mérések alapján lett kiválasztva, hogy az agyagásványok és karbonátok termikus bomlása még ne induljon meg (Németh - Sipos 2006). A 100°C-200°C közötti hőmérsékleten az

A módszerek hibáit legjobban a C szinteket vizsgálva tudjuk követni. Itt ugyanis (elméletileg) szervesanyag-tartalom már nincs, így a kimutatott eredmény hibának fogható fel (4. ábra). A legnagyobb „szervesanyag-tartalmat” az izzítási veszteség adta. Ennek oka lehet a minták karbonát- és agyagtartalma (Pansu - Gautheyrou, 2006), ezek szerepéről még a későbbiekben lesz szó. A vegyszeres módszerek esetében a kétértékű, vegyérték-válto fémek (Fe, Mn és általában minden szervesetlen anyag, ami oxidálószer fogyasztással jár) rétegszilikátokból történő feltáródása és oxidálódása okozhat problémát.

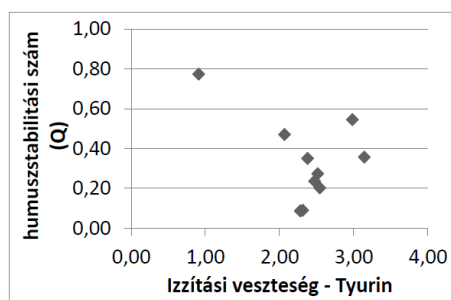
A szervesetlen alkotókkal való összefüggések keresésekor a módszerek közötti különbségeket korreláltattuk az adott talajalkotóval, hogy a mintában biztosan jelen levő szervesanyag-mennyiséget kizárjuk.

Az agyagtartalom a szakirodalom szerint befolyásoló tényező mind a vegyszeres (Tyurin-féle, Kolorimetriás, Walkley-Black) mind az izzítási veszteség

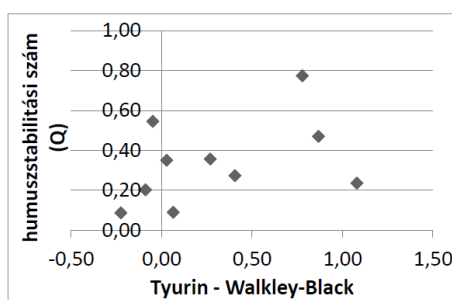
agyagásványok rétegekőzi és adszorbeált vizének távozásából adódó hiba azonban kikűszöbölhetetlen (Ball, 2006) a viszonylag alacsony hőmérsékleti tartomány miatt. A minta előzetes szárítása azonban nem valósítható meg ilyen hőfokon, mert a szerves anyagok bomlása is beindulhat a vízvesztésen kívül (Combs – Nathan 2010)

A vegyszeres módszerek esetében nem sikerült hasonló összefüggést találni. Ennek oka lehet többek között az agyagásványok kétirányú befolyásoló hatása. Az organo-minerális komplexumok révén csökkentik a módszerek hatékonyságát (az agyag-ásványokhoz kötött humusz nehezebben oxidálható el), a belőlük feltáródó kétértékű vegyértékváltó fémek (Fe, Mn) feloxidálódása pedig a szervesanyag-tartalom túlbecsléséhez vezethet (Nemecz, 1973; Madarász et al. 2003; Nagy et al, 2012)

– A módszerek hibáinak higroszkópossággal való összefüggésénél szintén csak az izzítási veszteség esetében találtunk korrelációt (hasonlóan az agyagtartalomhoz csak a B és C szintekre vonatkozóan vizsgáltuk) (6. ábra). Ez nem meglepő, hiszen a higroszkóposság a szervesanyag-tartalom és agyagtartalom függvénye. Az izzítási veszteség és Walkley-Black módszer különbsége és a hy értéke között gyenge hatványos ($R^2= 0,74$) összefüggés adódott. E szerint a hy növekvő értékével az izzítási veszteség egyre jobban felülbecsli a minta szervesanyag-tartalmát.



7. ábra: Az izzítási veszteség és Tyurin módszer különbsége és a Hargitai-féle humuszminőség közötti összefüggés



8. ábra: A Tyurin-féle és Walkley-Black módszer különbsége és a Hargitai-féle humuszminőség közötti összefüggés

A humuszanyagok minősége is befolyásolhatja a módszerek hatékonyságát, ezért megvizsgáltuk, van-e összefüggés a különböző módszerek eredményei és a Hargitai-féle humuszminőség értékek között (7. és 8. ábra). Ebben az esetben csak az A-szintek eredményeit vizsgáltuk, mert itt található kellő mennyiségű szerves anyag a humuszminőség meghatározásához. A humuszstabilitási szám (Q) értéke sem az izzítási veszteség eredményeivel, sem

a vegyszeres mérések eredményeivel nem mutatott azonban összefüggést (7. és 8. ábra).

Következtetések

- Összességében alacsony szervesanyag-tartalmú talajoknál (SOM>1%) a kolorimetriás vagy Walkley-Black módszer a legmegfelelőbb, mert ezek hibája a legkisebb. Hatásfokuk hiába alacsony, nagyobbat tévedünk, ha erősebb oxidálószerre vagy izzításra hagyatkozunk, mintha elfogadjuk a szerves anyagok nem teljes oxidációját. Ezekben a talajokban ráadásul kisebb polimerizációs fokú, könnyen bontható szerves anyagok dominálnak, így eloxidálásuk gyengébb körülmények között is hatékony.
- Az izzítási veszteség módszere magas szervesanyag-tartalmú és nagy polimerizációs fokú szerves anyagokat tartalmazó, de kevésbé agyagos talajoknál megfelelő, mivel az agyagásványok rétegekzi és adszorbeált vízvesztését nem tudjuk kiküszöbölni. Figyelnünk kell az izzítás hőmérsékletére is, hogy a karbonátok és rétegszilikátok bomlása előtti hőmérsékleten izzítsunk.

Köszönetnyilvánítás

A Kutatást az OTKA 100180 és K100180 számú projektje támogatta.

Irodalomjegyzék

- BALL D.F. 2006. Loss-on-ignition as an estimate of organic matter and organic carbon in non-calcareous soils. *European Journal of Soil Science* 15 (1). 84-95. DOI: 10.1111/j.1365-2389.1964.tb00247.x
- BELLÉR P, VARJÚ P 1986. Termőhelyismerettan gyakorlat 1. - Talajvizsgálati módszerek. Sopron: Erdészeti és Faipari Egyetem, Erdőmérnöki Kar.
- BUZÁS I, MURÁNYI A, RÉDLY L.NÉ 1988. A talaj kémhatásának vizsgálata, Buzás István (szerk.): Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv II. kötet, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- COMBS S M, NATHAN M V. 2010. Soil Organic Matter. In : Recommended Chemical Soil Test Procedures. North Central Regional Research Publication No. 221. Missouri Agricultural Experiment Station SB 1001.
- HARGITAI L 1988. A talaj szerves anyagának meghatározása és jellemzése. Buzás István (szerk.): Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv II. kötet, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- HEGYMEGI P, SPIEGEL H, FILCHEVA E, GAL A, VERHEIJEN F G A. 2007. Review and comparison of methods used for soil organic carbon determination. Part 2. Laboratory study
- JANKAUSKAS B, SLEPETIENE A, JANKAUSKIENE G, FULLEN M A, BOOTH COLIN A 2006. A comparative study of analytical methodologies to determine soil organic matter content of Lithuanian Autric Albeluvisols. *Geoderma* 136, 763-773.

- MADARÁSZ B, KERTÉSZ Á, JAKAB G, TÓTH A 2003. Movement of solutes and their relationship with erosion in a small watershed. In: Nestroy O, Jambor P (Ed.) Aspects of the Erosion by Water in Austria, Hungary and Slovakia. Bratislava: Soil Science and Conservation Research Institute, 99-110.
- NAGY R, ZSÓFI ZS, PAPP I, FÖLDVÁRI M, KERÉNYI A, SZABÓ SZ. 2012. Evaluation of the relationship between soil properties and vineyards: a case study from a cool climate wine region of Hungary. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences 7:(1) PP. 223-230.
- NEMECZ E 1973. Agyagásványok, Akadémiai Kiadó, Budapest.
- NÉMETH T, SIPOS P 2006. Characterization of clay minerals in brown forest soil profiles (Luvisols) of the Cserhát Mountains (North Hungary). Agrokémia és Talajtan (Agrochemistry and Soil Science); 55 (1), 39-48.
- PANSU M, GAUTHEYROU J 2006. Handbook of Soil Analysis. Springer.
- SPIEGEL H, FILCHEVA E, HEGYMEGI P, GAL A, VERHEIJEN F G A. 2007. Review and comparison of methods used for soil organic carbon determination. Part 1. Review of the methods. Soil Science Agrochemistry and Ecology 41(4)
- TÓTH T, SZABÓ B 2003. Módszer a talaj szerves C-tartalmának gyors helyszíni meghatározására. Agrokémia és Talajtan 52 (3-4), 409-426.

A kötet szerzőinek jegyzéke

A,Á

Ankhubayar, Baasandavaa, 97
Aranyos Tibor József, 19
Árvay Gyula, 117, 339

B

Bádonyi Krisztina, 375
Bagdi Sára, 91
Bakacsi Zsófia, 29, 355, 401, 471,
523
Balázs Réka, 107, 261, 569
Balla-Kovács Andrea, 461
Balláné Kovács Andrea, 37, 273,
321, 347
Balog Kitti, 449
Barna Gyöngyi, 47
Barna Sándor, 559
Barta K., 59
Barta Károly, 159, 171
Bartus M, 59
Bartus Máté, 159
Bátor Hajnalka, 449
Bertalan Éva, 251
Bertóti Réka Diána, 69
Bidló András, 239, 391, 569
Bieganowsky, Andrzej, 229
Biró Borbála, 81, 91, 137
Blaskó Lajos, 19

C

Centeri Csaba, 283
Czakóné Vér Klára, 81
Czakó-Vér Klára, 339
Czinkota Imre, 97, 409

Cs

Csatári Tünde, 107, 181
Csepinszky Béla, 375
Csiha Imre, 449
Csikászné Krizsics Anna, 117
Csitári Gábor, 125

D

Dobos Endre, 69, 437
Dombos Miklós, 471, 483
Domonkos M., 251
Domonkos Mónika, 137
Dunai Attila, 47, 145

F

Farkas Csilla, 523
Farsang A, 59
Farsang Andrea, 159, 171, 191, 493
Fehér Katalin, 261
Fejes Ildikó, 171
Fenyvesi László, 505
Ferenczy Antal, 137
Fodor Nándor, 449
Forró Edit, 137, 201
Földényi Rita, 181
Fuchs Márta, 29, 437
Füleky György, 211

G

Gál Anita, 483
Gál Norbert, 191
Gáspár Tamás, 201
Gelybó Györgyi, 523
Gribovszki Zoltán, 449
Gulyás Miklós, 211

Gy
Györffyné Jahnke Gizella, 543

H
Hadházy Ágnes, 221
Harmat Adrienn, 145
Havas Ádám, 471
Henzsel István, 221
Hernádi Hilda, 125
Hernádi Hilda¹, 229
Hoffmann Sándor, 363
Horváth Adrienn, 239, 391
Horváth, Z., 251
Horváth-Szabó Kata, 261

I,Í
Imri Ádám, 339

J
Jakab A., 419
Jakab Anita, 37, 273, 313
Jakab Gergely, 261, 283, 375
Juhos Katalin, 293

K
Kalmár János, 449
Kalmárné Vass Eszter, 427
Kámán Orsolya, 239, 391
Kántor Tamás, 303
Kárpáti, J, 251
Kátai J., 419
Kátai János, 273, 313
Kertész Ádám, 375
Kincses Sándorné, 37, 321, 347,
461
Kiss Klaudia, 261, 283, 449
Koós Sándor, 471
Kovács András, 97
Kovács Attila, 513
Kovács Balázs, 303

Kovács J., 251
Kovács Károly Zoltán, 329
Kovács Márk, 339
Kozma Pál, 117, 339
Kremper Rita, 37, 321, 347, 461
Kuti László, 449

L
Labant Attila, 383
Laborczi Annamária, 29, 355, 401,
471
Lampis, Silvia, 81
László Péter, 471
Lepossa Anita, 363
Loch Jakab, 347

M
Madarász Balázs, 137, 261, 283,
375
Májér János, 543
Makádi Marianna, 19
Makó András, 47, 107, 125, 145,
181, 229
Markó András, 383
Márton László, 81
Matics Heléna, 91
Mészáros Erzsébet, 261
Michéli Erika, 29
Molnár Sándor, 523

N
Neményi Miklós, 505
Németh Eszter, 239, 391
Németh Tibor, 261

Ö,Ő
Ördög Vince, 363

P

Pásztor László, 29, 355, 401, 449, 471

Pelikán P, 251

Pirkó Béla, 471

Podmaniczky László, 471

Polgári Márta Piroska, 81

R

Rétháti Gabriella, 409

Ryžak, Magdalena, 229

S

Sándor Zs, 419

Sándor Zsolt, 273, 313

Seres Anna, 437

Sieglerné Matus Judit, 355, 401

Simon László, 427, 533, 559

Sipos Péter, 261

Skic, Kamil, 107

Spéder Ferenc, 437

Sz

Szabó András, 449

Szabó Anita, 37, 347, 461

Szabó Béla, 427

Szabó József, 29, 355, 401, 471

Szabóné Kele Gabriella, 471

Szalai Zoltán, 261, 283, 375, 569

Szatmári J, 59

Szatmári József, 159

Szécsy Orsolya, 483

Szegi Tamás, 211

Szentpétery I, 251

Széplábi Gábor, 125

Szolnoki Zsuzsanna, 493

Szűcs Péter, 239

T

Tállai M., 419

Tállai Magdolna, 273, 313

Thury L, 251

Tolner Imre, 505

Tolner László, 505, 513

Tomócsik Attila, 19

Tóth Eszter, 523

Tóth Tibor, 449

Tóth Zoltán, 47, 107, 145, 181

U,Ú

Uri Zsuzsanna, 533

V

Vadnai Péter József, 437

Vágó Imre, 461

Varga Csaba, 427, 559

Varga Péter, 543

Vass-Meyndt Szilvia, 401, 471

Vejzer Adrienn, 409

Vígh Tamás, 81

Vincze György, 427, 559

W

Waltner István, 29

Werner János, 117

Winkler Dániel, 391

Z

Zboray Nóra, 569

Zs

Zsuposné Oláh Á., 419

