TALAJVÉDELEM

Különszám
2023

TALAJTANI KUTATÁS ÉS OKTATÁS A DIGITÁLIS MEZŐGAZDASÁG KORÁBAN

Szerkesztette
Makádi Marianna
Tóth Gabriella
Bertóti Réka Diána

Talajvédelmi Alapítvány

TALAJTANI KUTATÁS ÉS OKTATÁS A DIGITÁLIS MEZŐGAZDASÁG KORÁBAN

Talajvédelmi Alapítvány

Elnök

Dr. Dobos Endre

Cím
H-3515 Miskolc, Egyetemváros utca 1. A/4. 3/307.

TALAJTANI KUTATÁS ÉS OKTATÁS A DIGITÁLIS MEZŐGAZDASÁG KORÁBAN

TALAJTANI VÁNDORGYŰLÉS

HÓDMEZŐVÁSÁRHELY

Talajvédelmi Alapítvány
Magyar Talajtani Társaság
Szegedi Tudományegyetem Mezőgazdasági Kar

Hódmezővásárhely, 2022

Kötetszerkesztők
Makádi Marianna
Tóth Gabriella
Bertóti Réka Diána

A kötet lektorai
Barna Szilvia, Biró Borbála, Hegedűs András, Hernádi Hilda,
Juhos Katalin, Kotroczó Zsolt, Makó András, Pecsmány Péter,
Tolner László, Vágó János

©Talajvédelmi Alapítvány, 2023
Minden jog fenntartva

ISBN 978-615-01-9177-5

Kiadó
Talajvédelmi Alapítvány
Magyar Talajtani Társaság
H-3515 Miskolc, Egyetemváros utca 1. A/4. 3/307.

TALAJTANI VÁNDORGYŰLÉS

HÓDMEZŐVÁSÁRHELY

2022. SZEPTEMBER 1-2-3.

Save
Our
Soils

Rendezők
Magyar Talajtani Társaság
Szegedi Tudományegyetem Mezőgazdasági Kar

Szakmai társszervezők:
SZTE Természettudományi és Informatikai Kar
Geoinformatikai, Természet- és Környezetföldtani Tanszék
Alföldi Agrárszakképzési Centrum

A Vándorgyűlés helyszíne
Szegedi Tudományegyetem Mezőgazdasági Kar
Hódmezővásárhely

A vándorgyűlés szervezőbizottsága
Elnök: Sisák István
Tagok: Tóth Tibor, László Péter, Bakacsi Zsófia, Koós Sándor, Kovács Zsófia Adrienn, Szegi Tamás, Monostori Tamás, Hupuczi Júlia

A Vándorgyűlés tudományos bizottságának tagjai
Elnök: Dr. Tóth Tibor
Tagok: Németh Tibor, Biró Borbála, Makó András, Dobos Endre, Tolner László, Szabó Péter, Lehoczky Éva, Berényi-Üveges Judit, Sisák István, Hupuczi Júlia, †Farsang Andrea

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

Tartalomjegyzék

Előszó 11

Balláné Kovács Andrea, Kincses Sándorné, Juhász Evelin, Kremper Rita, Tállai Magdolna: A dolomit és NPK műtrágyázás hatásvizsgálata savanyú homoktalajon 14

Deák Tamás, Dobos Endre, Kovács Károly Zoltán: A talajnedvességi adatok és a hozzárendelt talaj mechanikai és kémiai paraméterek kapcsolatának, statisztikai vizsgálata 26

Dobai András, Dobos Endre: Beszivárgás vizsgálatok a Cseres-völgyben 40

Füleki-Veres Aliz, Barna Gyöngyi, Makó András: Előkísérletek a talajok hidrofób karakterének vizsgálatára Krüss DSA 100 cseppalak analizátorral 56

Henzsel István, Orosz Viktória, Aranyos Tibor József, Hadházy Ágnes, Makádi Marianna: A talaj nedvességtartalmának, kémhatásának, humusz- és nitrát-tartalmának hatása az invertáz enzimaktivitásra a burgonya, csillagfürt, zabos bükköny és különböző elővetemény rozs talajában a Westsik-féle vetésforgó tartamkísérletben 74

Juhos Katalin, Jakab Gergely, Kotroczó Zsolt, Madarász Balázs: Talajkímélő művelés hosszú távú hatása egy Nyugat-magyarországi barna erdőtalaj szerves széntartalmára 94

Kotrocó Zsolt, Juhos Katalin, Berki Imre, Kocsis Tamás, Fekete István: A klímaváltozás hatása a szárazabb és nedvesebb típusú erdőtalajok lebontó folyamataira és néhány talajenzim biológiai aktivitására 105

Kovács Györgyi, Sinka Lúcia, Eszenyi Ádám, Tuba Géza, Rivéra Garcia Arzu, Zsembeli József: Cékla genotípusok sófelhalmozó képességének vizsgálata másodlagos szikesedésre hajlamos talaj sóterhelésének csökkentése céljából 119

László Zoltán, Dudás László, Ragán Péter, Kocsis István Attila, Sándor Zsolt: Ökológiai jelentőségű másodvetés hatása a talaj tömörödöttségére 135

Molnár Ferenc, Dobos Endre: Talajfejlődési vizsgálatok az egykori Szernye-mocsár területén 148

Nagy Péter Tamás, Tóth Florence: Fermentált és adalékolt baromfitrágya hatása almaültetvény talajának tápanyagszolgáltató képességére 166

Sándor Zsolt, Vágó Imre, László Zoltán, Kocsis István Attila, Tállai Magdolna, Pazmino Karina, Kincses Ida: Magyarország és Ecuador egyes mezőgazdasági talajainak összehasonlítása 179

Simon László, Uri Zsuzsanna, Vigh Szabolcs, Vincze György, Irinyiné Oláh Katalin: Szilfajok passzív és indukált toxikus elem fitoextrakciójának vizsgálata szennyvízüledékkel szennyezett talajból tenyészedényes kísérletben 188

Tállai Magdolna, Kátai János, Zsuposné Oláh Ágnes, Sándor Zsolt, Balláné Kovács Andrea: Különböző hasznosítású talajtípusok összehasonlítása néhány mikrobiológiai jellemző alapján 204

Tóth Florence, Tamás János, Nagy Péter Tamás: Fermentált és adalékolt baromfitrágya hatása paradicsom termeszthetőségére tenyészedény kísérletben 218

Uri Zsuzsanna, Simon László, Irinyiné Oláh Katalin, Makádi Marianna, Tóth Csilla, Vigh Szabolcs, Vincze György: Szennyvízüledékkel szennyezett talajba kijutatott cirokhajtás hatásának vizsgálata a turkesztáni szil toxikuselem-felvételére szabadföldi kísérletben 232

A kötet szerzőinek jegyzéke 247

Előszó

„Talajtani kutatás és oktatás a digitális mezőgazdaság korában”. Ennek a gondolatkörnek a jegyében rendezte meg a Magyar Talajtani Társaság és a Szegedi Tudományegyetem Mezőgazdasági Kara a 2022. évi Talajtani Vándorgyűlést Hódmezővásárhelyen 2022. szeptember 1. és 3. között.

Kétségtelen, hogy a digitalizáció az élet minden területén óriási változásokat hozott, és nem kivétel ez alól a talajtani tudomány sem. A precíziós mezőgazdaság gyakorlata egyre inkább teret nyer a mezőgazdasági termelés mindennapjaiban, és ez óriási adatállományok keletkezésével jár. Ezek az adatállományok valamilyen módon a talajokról is tartalmaznak közvetlen vagy közvetett információt. Formálódik, de még messze nem tökéletes a tudásunk arról, hogyan lehet és kell ezekből az adatokból a talajok mélyebb ismeretéhez eljutnunk. Ez olyan tudományos probléma, ami nagyon sok munkát igényel a modellezés területén, de távolról sem csak matematikai hátterű elemzéseket igényelnek, hanem a meglévő, hagyományos mérési módszerek és az újabb adatok részletes, nagy szakmai hozzáértést igénylő összevetését is.

Tapasztalatból tudjuk, hogy a precíziós mezőgazdaság jelenlegi gyakorlata távol áll az ideálistól. Vannak kialakult szaktanácsadási rendszerek, amelyek rutinszerűen és jó minőségben szolgáltatnak bizonyos adatrétegeket egy-egy területről, de ezekből az adatokból sok évtizeddel ezelőtti kísérletek alapján levezetett sablon módszerekkel születnek ajánlások a beavatkozásra vonatkozóan. Egyelőre csaknem teljesen lemondanak arról, hogy a táblára specifikus összefüggéseket állapítsanak meg a mélyebb talajtani ismeretek segítségével, és ehhez igazodó tápanyag-ellátási szaktanácsot adjanak. Be kell látnunk, hogy ehhez még a kellően megalapozott módszertan is hiányzik, amit a talajtani tudomány feladata megteremteni.

Az oktatás eddig még egyetlen talajtani vándorgyűlésnek sem volt témája, de ezt manapság a mezőgazdaság digitalizációja és más változások időszerűvé tették. Fel kell tennünk magunknak a kérdést: a talajtani információk tengerében mit és hogyan kell oktatnunk az alap- és mesterképzésben, valamint a szakmérnöki szinten, hogy a jövő feladataira a legjobban felkészítsük a hallgatókat? Ehhez kiváló helyszín volt a Szegedi Tudományegyetem Mezőgazdasági Kara Hódmezővásárhelyen, ahol az alapképzésben az agrár- és üzleti digitalizáció szakon, az igen sikeres precíziós agrárgazdálkodási szakmérnöki szakon, valamint fenntartható precíziós kertészeti szakmérnök szakon is folyik képzés.

A program valójában már a „nulladik” napon elkezdődött. Augusztus 31-én, szerdán a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Környezettudományi Intézet munkatársai Szegi Tamás vezetésével Szarvason, a MATE Tessedik Campus Iskolaföld Programja keretében tartottak bemutatót a precíziós öntözőberendezésekről, és az ott megtekinthető talajszelvényekről. A

vándorgyűlésen résztvevők egy része már ennek a napnak az estéjén megérkezett Hódmezővásárhelyre, és a csöndes, meleg nyári estében a kar udvarán baráti beszélgetés és sörözés közben kezdődött a szakmai eszmecsere.

A többség másnap, szeptember 1-én, csütörtökön érkezett. Összesen csaknem 150 talajtanos szakember vett részt a rendezvényen. A megnyitón a rendező kar dékánja, Mikó Edit, és a Magyar Talajtani Társaság elnöke, Tóth Tibor köszöntői után Juhász Anikó, az Agrárminisztérium agrárgazdaságért felelős helyettes államtitkára tartott előadást „**A talajkímélő gazdálkodás támogatási lehetőségei az új KAP keretében" címmel**, majd Sisák István, az SZTE MGK tudományos főmunkatársa, a vándorgyűlés szervező bizottsága elnöke beszélt a digitalizáció által a talajtani tudomány elé állított feladatokról, és a vándorgyűlés témaválasztásának a hátteréről.

A megnyitó utáni másfél napban szekciókban folytatódott a munka. Összesen 38 előadást és 43 posztert jelentettek be a szerzők, és egy-két kivétellel az előadások el is hangzottak, és a poszter bemutatók és élénk érdeklődés mellett megtörténtek. Az előadásokat négy szekcióba szerveztük. Ezek címe, a szervezője és egyben levezető elnöke, valamint az előadások száma a következő volt:

Talajbiológia és talajvédelem szekció (elnök: Bíró Borbála) 11 előadás

Talajtermékenység, tápanyag-gazdálkodás és talajfizika szekció (elnök: Makó András) 12 előadás

Talajgenetika és talajtérképezési szekció (elnök: Dobos Endre) 11 előadás

Oktatási, talajkémiai, talajásványtani és talajszennyezettségi szekció (elnök: Koós Sándor) 6 előadás

A tudományos program írásba foglalt eredményeit tarthatja most a kezében az olvasó.

A vándorgyűlés részét képezte a talajtani szakértők továbbképzése is, ami három részből állt. Szeptember 2-án, pénteken négy előadásból álló elméleti tudásátadás zajlott, amit egy gyakorlati bemutató követett, ahol a Geomega Kft. szakemberei mutattak be többféle szenzoros talajvizsgáló berendezést. Szombaton a terepi program is a továbbképzés részét képezte, amikor egy olyan táblán vizsgáltunk talajszelvényeket Békéssámson határában, amelyek felszíni talajrétege lényegében teljesen homogén volt (csernozjom), de a mélyebb talajrétegek nagyon eltértek a táblán belül. Előzetesen a területet három rétegben indukciós elven működő elektromos vezetőképesség szenzorral mértük fel. Mind a szenzoros mérések adatai, mind a szelvényekből vett talajminták vizsgálati eredményei rendelkezésre álltak a terepi útmutatóban. A továbbképzés első két rendezvényén több mint 60 fő, a terepi programon ennél jóval nagyobb létszámú szakember vett részt.

A vándorgyűlés részét képezte egy állófogadással egybekötött szakember találkozó is, amelyen a Magyar Talajtani Társaság által

adományozható kitüntetéseket adtak át. A *Treitz Péter Emlékérmet* **Biró Borbála** kapta. A *poszterverseny* eredménye az alábbi volt:
1. hely: Takács Tünde, Kelemen Bettina, Parádi István, Cseresnyés Imre, Mikó Péter, Füzy Anna: Kalászos-pillangós növénytársítás hatása a növény-mikroba interakciók alakulására organikus művelésű talajokon.
2. hely: Bidló András, Ódor Péter, Balázs Pál, Sass Vivien: Egy gyertyános tölgyes avartakarójának és feltalajának változása erdészeti beavatkozások hatására.
3. hely: Zsigmond Tibor, Horel Ágota, Zagyva Imre: A talaj-növény-víz rendszer változásai lejtős szőlőültetvényeken

A vándorgyűlés fontos feladata volt a Magyar Talajtani Társaság új tisztségviselőinek a megválasztása. Elnöknek választottuk Dobos Endrét, a Miskolci Egyetem egyetemi tanárát, és titkárnak Makádi Mariannát, a Debreceni Egyetem tudományos fűmunkatársát. Az új vezetés ismertette a programját, aminek legerősebb vonulata a talajtani tudomány társadalmi kapcsolatainak erősítése volt.

Összességében megállapíthatjuk, hogy sikeres vándorgyűlésen vehettünk részt, ahová az ország talajtani szakembereinek reprezentáns része eljött, és aktivitásával hozzájárult a rendezvény sikeréhez.

Hódmezővásárhely, 2023. október 2.

Sisák István
a szervező bizottság elnöke

A dolomit és NPK műtrágyázás hatásvizsgálata savanyú homoktalajon

Balláné Kovács Andrea, Kincses Sándorné, Juhász Evelin, Kremper Rita, Tállai Magdolna

Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Agrokémiai és Talajtani Intézet
kovacsa@agr.unideb.hu

Összefoglalás

Két éves tenyészedényes kísérletsorozatban elemeztük a dolomit, NPK műtrágya és a dolomit + NPK hatásait és második évi utóhatásait a hónapos retek és az angolperje növekedésére, valamint a homoktalaj kémiai tulajdonságaira. A dolomit kijuttatás évében igazolhatóan nőtt, a NPK műtrágya kiegészítéssel tovább fokozódott a hónapos retek biomasszatömege. A homoktalaj pH_{KCl} értéke majd egy egységgel növekedett 3,76- ról 4,63-ra, az AL-Mg kétszeresére (55 mg/kg-ról 110 mg/kg-ra), az AL-Ca értéke kismértékben emelkedett a retek tápelemfelvételén túl is a 3 t/ha adagú dolomit hatására. A dolomit igazolhatóan mérsékelte az NPK műtrágyák savanyító hatását.
A kísérlet második évében angolperje termesztésével oly módon folytattuk a kísérletet, hogy az előző év azonos kezeléseinek talajait kettéosztottuk. Az egyik csoportban újbóli kezelések alkalmazása nélkül angolperjét termesztettünk (utóhatás kísérlet), a másik csoportban pedig az előző évi kezeléseket azonos adagban megismételtük (ismételt kezelésű kísérlet). Ezáltal a második kísérleti évben a kezelések utóhatását és az ismételt kijuttatásuk hatásait tudtuk elemezni. Az utóhatás kísérleti beállításban a dolomittal kezelt edényekben a második évben is igazolhatóan nőtt az angolperje biomasszatömege a kontrollhoz képest. A dolomit magnéziumszolgáltató képessége a második évben is jelentős volt, mind a növény magnéziumtartalma, mind a talaj AL-Mg értéke igazolhatóan megnövekedett a kontrollhoz képest. A talaj AL-Ca értéke a kontrollhoz képest kis mértékben nőtt a dolomit hatására, az angolperje kalcium-tartalma nem változott. A dolomittal kezelt edényekben a második évben is igazolhatóan nőtt a talaj AL-K_2O és AL-P_2O_5 tartalma, ugyanakkor növényi P-, K - tartalom növekedés nem volt igazolható. A homoktalaj pH_{KCl} értéke az első év értékéhez képest még tovább nőtt a kontrollhoz viszonyítva (4,06-5,48). A két egymást követő évben történő 3t/ha adagú dolomitkijuttatás is kedvező hatású volt, az angolperje biomasszatömege és a növény magnéziumfelvétele tovább fokozódott. A talaj AL oldható Mg-tartalma a kontrollhoz képest 6,46 mg/kg-ról 41,45 mg/kg-ra nőtt, ugyanakkor az AL-Ca értéke nem változott igazolhatóan. A dolomittal kezelt edényekben mindkét kísérleti évben több magnézium hasznosult, mint kalcium. A homoktalaj pH_{KCl} értéke a dolomit (3t/ha) két egymás utáni évben történő kijuttatásának hatására a kontrollhoz képest 4,06-ról 5,89-re növekedett. Ennek következtében a mangán oldhatósága és a növényi mangánfelvétel is csökkent.

Kulcsszavak: dolomit, NPK műtrágya, hatás-utóhatás homoktalaj, kalcium, magnézium

Summary

In a two-year pot experiment, the effect and second-year post-effect of dolomite, NPK fertilizer and dolomite + NPK were analysed on the growth of radish and perennial ryegrass and on the chemical properties of sandy soil. In the year of dolomite application there was a verifiable increase in radish biomass and further increase was observed with NPK fertilizer supplementation. The 3 t/ha dose of dolomite increased the $pH_{(KCl)}$ of the sandy soil from 3.76 to 4.63, AL-Mg doubled (from 55 mg/kg to 110 mg/kg), AL-Ca increased slightly despite the nutrient uptake of radish. The dolomite significantly reduced the acidifying effect of NPK fertilizers.

In the second year, the experiment was continued with ryegrass and the soils from the previous year were split into two groups. In one group, ryegrass was grown without re-treatment (post-effect experiment), in the other group, the same dose of the previous year's treatments was repeated (repeated-treatment experiment). In the post-effect experiment, the dolomite significantly increased the biomass of ryegrass compared to the control. The magnesium supply capacity of dolomite was significant in the second year, a verifiable increase was observed in the magnesium content of the plant and AL-Mg value of soil compared to the control. The dolomite slightly enhanced the AL-Ca value of the soil compared to the control, while the calcium content of the ryegrass did not change. The $pH_{(KCl)}$ of the sandy soil increased further compared to the control (4.06-5.48). 3 t/ha dose repeated application of dolomite also had a beneficial effect, the biomass weight of ryegrass and magnesium uptake by the plant were also increased. The AL soluble Mg content of the soil increased from 6.46 mg/kg to 41.45 mg/kg compared to the control, while the AL-Ca value did not change significantly. In the dolomite-treated pots, more magnesium was utilized by the plants than calcium in both experimental years. The pH_{KCl} of the sandy soil increased from 4.06 to 5.89 after two years of dolomite application (3 t/ha) compared to the control. As a consequence, manganese solubility and plant manganese uptake decreased.

Keywords: dolomite, NPK fertiliser, sandy soil, calcium, magnesium

Bevezetés

A környezetkímélő, fenntartható mezőgazdaság alapvető feladata a talaj termékenységének a megőrzése (FAO, 2003), a talajok fizikai, kémiai, mikrobiológiai tulajdonságainak javítása. Talajaink állapota napjainkban azonban – természeti és főleg antropogén beavatkozások révén - folyamatosan romlik (POLGÁRNÉ, cit. DOBOS, 2022). Nem lehet elégszer hangsúlyozni a folyamatos monitoring szerepét. A talajpusztulás folyamata valamilyen mértékben és módon Magyarország területének napjainkban több mint 40%-át érinti (ÁNGYÁN et *al.*, 2002).

Az intenzív művelés hatására fokozódott a talaj savanyodása (MA et *al.*, 2022; MENG et *al.*, 2019), az erózió- és deflációveszély (WUEPPER et *al.*, 2020; BORRELLI et *al.*, 2020), a talajszerkezet romlása (BARCZI et *al.*, 2015), a talajtömörödés, a terméketlen rétegek bekeverése a művelt zónába. A talajok

vízgazdálkodása egyre kedvezőtlenebb (VÁRALLYAY, 2007; 2008; FARKAS et *al.*, 2009). A fizikai és kémiai degradációs formák maguk után vonták a talajok mikrobiológiai egyensúlyának a felborulását is (BÍRÓ, 2012). Egészséges talaj nélkül viszont megkérdőjelezhető a biztonságos növénytermesztés, és az egészséges élelmiszerelőállítás is (GYŐRI, 2008; TAMÁS, 2008).

A kémiai degradációs folyamatok között az egyik legsúlyosabb a talajsavanyodás. A talajjavítás alkalmával különösen nagy gondot kell fordítani a savanyú kémhatású (<pH 5,5) és kis kolloid-tartalmú homoktalajok termékenységének fenntartására. Az intenzív talajhasználat, a helytelenül megválasztott műtrágyák alkalmazása jelentősen csökkentheti a talajok pH értékét (KÁDÁR et *al.*, 2007).

Magyarországon a savanyú talajok részaránya napjainkban is fokozatosan nő, 2,2 millió hektár méretűre tehető azon terültek nagysága, amelyeket érint a talajsavanyúság (TÁLLAI et *al.*, 2018). A savanyú talajok meszezése eredményes módszer lehet a talaj pH értékének növelésére, a termékenységének javítására (CSATHÓ, 2001). Talajjavításra a mészkő mellett a dolomit is alkalmazható (a nagy magnézium-tartalmú talajok kivételével). A dolomit mezőgazdasági felhasználásával javíthatóak a savanyú területek, növelhető a talaj kicserélhető kalcium-, magnéziumtartalma (LOCH - NOSTICZIUS, 1992; SAARSALMI et *al.*, 2011). BOLAN et. *al.* (2011) szerint a mésztartalmú anyagok alkalmazása a talaj pH-értékének megváltoztatásával kulcsszerepet játszik a szervesanyag-mineralizáció, a N-átalakulás, a nitrifikáció és a denitrifikáció szabályozásában is.

TÁLLAI et *al.* (2021) szerint dolomit kezelések 3 t/ha-os dózisai savanyú kémhatású (pH_{H2O} = 5,2) talajon igazolhatóan növelték a talajban a szacharáz, ureáz és dehidrogenáz enzimek aktivitását, ugyanakkor a talaj CO_2 produkciójára bizonyítható módon nem volt befolyással. LASOTA et *al.* (2021) megállapították, hogy a dolomit mérsékli a talaj savanyúságát, növeli a Mg-tartalmat és serkenti a talaj enzimaktivitását. A dolomit alkalmazását követő évben is javuló tápanyagellátottságot regisztráltak. A dolomit kezelés hatására csökkent a bükk és a tölgy levelek mangántartalma. A vizsgált növények leveleinek mangántartalma és a talajok magnéziumtartalma között szignifikáns összefüggést találtak.

Munkánk során célul tűztük ki, hogy elemezzük az NPK műtrágya felhasználása mellett a 3 t/ha adagban kijuttatott dolomit hatásait, utóhatásait és két egymás utáni évben történő kijuttatásának hatásait a növény növekedési paramétereire, tápanyagfelvételére és a homoktalaj tulajdonságaira.

Anyag és módszer

A tenyészedényes kísérletsorozatot Nyírkátáról származó humuszos homoktalajon ($pH_{(H2O)}$ = 5,18; $pH_{(KCl)}$ = 3,83; K_A =<30; H% = 0,67; AL-P_2O_5 = 96 mg/kg; AL-K_2O = 110 mg/kg; KCl-Mg= 21 mg/kg) állítottuk be a Debreceni

Egyetem Agrokémiai és Talajtani Intézetének tenyészedényházában. A homoktalaj igen gyenge nitrogén ellátottságú, közepes foszfor és közepes kálium ellátottságú talaj volt. A kísérletet két éven keresztül folytattuk.

A tenyészedényes kísérlet első éve

A kísérletet 4 kezeléssel, három ismétlésben randomizált elrendezésben állítottuk be. Az első évi kezelési terv az *1. táblázatban* látható.

1. táblázat. A tenyészedényes kísérlet kezelései az első évben

Kezelés száma	Kezelés neve
1. kezelés	kontroll
2. kezelés	dolomit
3. kezelés	NPK
4. kezelés	dolomit + NPK

A tenyészedényekbe 3 kg légszáraz talajt mértünk be. A 2. kezelésben 3 t/ha adagú dolomitot kevertünk a talajhoz a 3 kg talaj mennyiségéhez arányosítottan. A dolomit Mg-tartalma 11,92 %, Ca-tartalma 23,38 % volt. A 3. és 4. kezelésekben NPK tápanyagot is kijuttattunk, ami a hónapos retek tápanyagszükségletét fedezte. A nitrogént (30 mg N/3kg talaj) ammónium-nitrát és diammónium-foszfát, a foszfort (20 mg P_2O_5 / 3 kg talaj) diammónium-foszfát, a káliumot (60 mg K_2O / 3 kg talaj) pedig kálium-szulfát oldatok formájában kevertük a talajba.

Minden kezelést három ismétlésben állítottunk be. Az edényeket kocsikon nappal a szabadban, éjjel és eső esetén tető alatt tartottuk. Az ásványi anyagok és a műtrágyák talajba keverését követően két hétig, a vetésig a talajt nedvesen tartottuk. A kísérlet első évében hónapos retket vetettünk, edényenként 20 magot. A kelést követően minden edényben 6 növényt hagytunk további növekedésre és 5 hét múlva számoltuk fel a kísérletet. A kísérletben a talaj nedvességtartalmát a szabadföldi vízkapacitás 60 %-án tartottuk, a hiányzó vizet napi mérlegeléssel (melegebb napokon naponta kétszer) ioncserélt vízzel pótoltuk. A kísérlet felszámolásakor a hónapos retek edényenként termett biomasszatömegét (levélzet + gumó) lemértük és minden edényből talajmintát is vettünk az analitikai vizsgálatok elvégzéséhez.

A növények 60 ^{o}C-on történő szárításával meghatároztuk az edényenkénti levélzet és a gumók száraz biomasszatömegét. Mértük a talaj $pH_{(H2O)}$ és $pH_{(KCl)}$ értékeit, valamint az oldható tápanyagok (AL-P_2O_5, AL-K_2O, AL-Ca, AL-Mg) mennyiségét a retek termesztését követően.

Az első évi kísérlet végén a homoktalajt kiöntöttük az edényekből és az azonos kezelések ismétléseit homogenizáltuk. Minden kezelés talaját kétfelé osztottunk és a talajt 1 kg-os edényekbe töltöttük vissza. Egy kezelésnek 6 ismétlését képeztük.

A tenyészedényes kísérlet második éve

Az első évi kísérletet követő évben az utóhatást vizsgáló kezelésekben (minden kezelésből 3 ismétlésben) egyéb anyagok belekeverése nélkül folytattuk a kísérletet. Az ismételt kezeléseket vizsgáló kezelésekben (minden kezelésből 3 ismétlésben) megismételtük a dolomit és az NPK műtrágyák kijuttatását az előző tenyészidőszakkal megegyező adagban. A tenyészedényes kísérlet második évének kezelései a *2. táblázat* szerint alakultak.

A kísérlet második évében angolperjét termesztettünk. A kelést követően 4 hét múlva takarítottuk be az első növekményt, majd újabb 4 hét múlva a második növekményt. Megmértük az edényenként termett biomasszatömeget (1 vágás, 2. vágás), a foszfor-, kálium-, kalcium-, magnézium-, mangántartalmat. Az angolperje második vágását követően minden edényből talajmintát vettünk. A talajmintákat szárítottuk, szitáltuk. Mértük a talaj $pH_{(KCl)}$ értékének változását és az oldható tápelemtartalmát (AL-P_2O_5, AL-K_2O, AL-Ca, AL-Mg, LE-Mn).

2. táblázat. A tenyészedényes kísérlet kezelései a második évben

A kezelés neve		A kezelések időpontja	
		1. év	2. év
kezelés	kontroll	-	-
kezelés	dolomit 1	dolomit	-
kezelés	dolomit 12	dolomit	dolomit
kezelés	NPK 1	NPK	-
kezelés	NPK 12	NPK	NPK
kezelés	dolomit 12 + NPK 12	dolomit, NPK	dolomit, NPK

Növényanalitikai vizsgálati módszerek

Az angolperje első és második növekményének edényenkénti nedves biomasszatömegének meghatározása után a növénymintákat 60 ^{o}C-on tömegállandóságig szárítottuk, mértük az első és második növekmények edényenkénti száraz biomasszatömegét. Ezt követően a mintákat a további analízis céljából daráltuk és H_2SO_4+H_2O_2 roncsolást követően spektrofotometriásan mértük a foszfor-tartalmat, a HNO_3+H_2O_2 roncsolást követően lángfotometriával a kálium-tartalmat, atomabszorpciós spektrometriás úton a kalcium-, magnézium-, mangán- és cink-tartalmat.

Talajkémiai, talajfizikai vizsgálati módszerek

A talajmintákat szárítottuk, 2 mm-es szitán szitáltuk és ammónium-laktát+ecetsav (AL), valamint Lakanen-Erviö (LE) kivonatokat készítettünk. Mértük az AL-oldható foszfor, kálium, kalcium, magnézium mennyiségét, valamint LE oldható mangán mennyiségét. A foszfort spektrofotometriás úton,

a káliumot lángfotometriával, a kalciumot, magnéziumot és a mangánt atomabszorpciós spektrometriás úton határoztuk meg.

A statisztikai feldolgozás módja

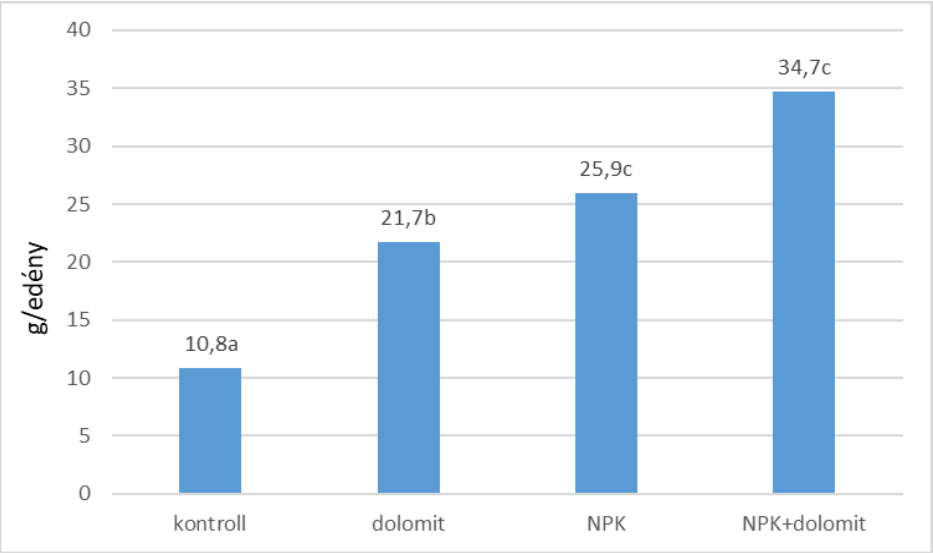
A statisztikai számításokat SPSS 13.0, valamint Microsoft Office Excel programokkal végeztük el. A kezelések közötti statisztikailag igazolható eltérések kiszámításához egytényezős varianciaanalízist alkalmaztunk, átlagértékeket és 95%-os valószínűségű szignifikáns differenciát határoztunk meg. Az egymástól 5%-os valószínűségi szinten eltérő értékeket a táblázatokban és az ábrákon az „abc” eltérő kisbetűivel jelöltük.

Eredmények és értékelésük

A dolomit hatásvizsgálata a dolomit kijuttatás évében

A hónapos retek biomasszatömege

A tenyészedényes kísérlet első évében termesztett hónapos retek edényenkénti biomasszatömegét az *1. ábrán* láthatjuk.



1. ábra. A hónapos retek összes biomasszatömege

A kontrollhoz képest a 3 t/ha adagú dolomitos kezelés a kijuttatás évében közel duplájára növelte a retek biomasszatömegét. Az NPK műtrágyázott kezelésben a vártnak megfelelően még további tömegnövekedést mértünk. A dolomit és az NPK műtrágyák együttes kijuttatásakor a

biomasszatömeg kis mértékben még tovább növekedett a csak NPK kezelés értékéhez képest.

A homoktalaj kémiai tulajdonságai

A retek betakarítását követően a homoktalaj kémiai paramétereit a kezelések függvényében a *3. táblázatban* tüntettük fel.

3. táblázat. A talaj $pH_{(KCl)}$, AL-P_2O_5, AL-K_2O, AL-Ca, AL-Mg értékei

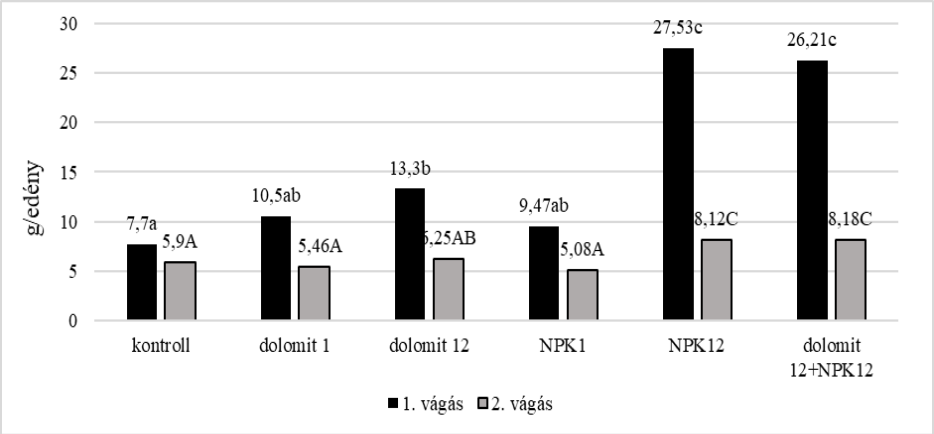
Kezelés neve	$pH_{(KCl)}$	AL-P_2O_5 (mg/kg)	AL-K_2O (mg/kg)	AL-Ca (mg/kg)	AL-Mg (mg/kg)
kontroll	3,76a	103,2a	136,4a	330a	55a
dolomit	4,63b	100,9a	118,4a	370b	110b
NPK	3,69a	93,9a	128,4a	337ab	61a
dolomit + NPK	4,56b	104,0a	117,8a	387b	112b
dolomit + lignit + NPK	4,56b	100,4a	124,0a	333a	96b

A 3 t/ha adagú dolomit a kijuttatásának évében a homoktalaj $pH_{(KCl)}$ értékét 0,87 egységgel, NPK műtrágyával együtt kijuttatva pedig 0,80 egységgel növelte meg. A dolomit hatására a talaj AL oldható kalciumtartalma kisebb mértékben (337 mg/kg-ról 387 mg/kg–ra), a magnéziumtartalma nagyobb mértékben, mintegy duplájára (61mg/kg-ról 112 mg/kg) növekedett meg azután is, hogy a retek kalciumot és magnéziumot vett fel a fejlődése során.

A dolomit hatásvizsgálata a dolomit kijuttatását követő évben

Az angolperje biomasszatömege

A kísérletsorozat második évében angolperjét termesztettünk. Az angolperjét a vetést követően a negyedik héten (első növekmény) és 8. héten vágtuk le (második növekmény). A *2. ábrán* az angolperje 1. és 2. növekményének tömegváltozásait mutatjuk be.



2. ábra. Az angolperje 1. és 2. növekményének tömegváltozásai a különböző kezelésekben

Az előző évben a talajba kevert 3 t/ha dózisú dolomit (dolomit1) a második évben is kedvező hatású volt a magnéziumszegény és mészhiányos homoktalajon termesztett angolperje első növekményére. A dolomit ismételt kijuttatása (dolomit 12) további, statisztikailag is igazolható biomassza növekedést eredményezett az első növekmény esetén a kontrollhoz és a dolomit1 kezelés értékéhez képest. Az előző évben kijuttatott NPK műtrágya (NPK1) utóhatása nagyon kis mértékű volt, az első növekmény csak enyhén növekedett a kontrollhoz képest. Az ismételt NPK műtrágya kijuttatása (NPK12) jelentősen megnövelte az első növekmény biomasszatömegét. Ehhez képest a kombinált kezelésű dolomit 12 + NPK12 nem módosított az értéken.

Az angolperje 2. növekménye jóval kisebb volt az elsőhöz képest. Ekkorra az oldható tápanyagok nagy részét a növény felvette, a második növekményre a meghatározó, termést limitáló tápanyagokból kevesebb maradt a talajban. A dolomit utóhatása a második növekmény tömegénél nem volt igazolható. Ugyanakkor az ismételt dolomitkijuttatás (dolomit 12) az angolperje második növekményének tömegét is kissé fokozta a kontrollhoz viszonyítva. Ehhez képest a további műtrágyakiegészítés (dolomit 12 + NPK12) még több növekedést eredményezett.

Az angolperje tápanyagtartalma

A *4. táblázat*ban az angolperje1. és 2. vágásának kezelések hatására bekövetkezett beltartalmi paramétereit összesítettük.

4. táblázat. Az angolperje 1. és 2. növekményének változása a különböző kezelésekben

Kezelés neve	1. növekmény				
	P (%)	K (%)	Mg (%)	Ca (%)	Mn (mg/kg)
Kontroll	0,363ab	3,95ab	0,410a	1,375ab	319,3b
Dolomit 1	0,317a	3,79a	0,700b	1,297ab	112,9a
Dolomit 12	0,356ab	4,07b	0,799bc	1,349ab	52,4a
NPK1	0,333a	3,75a	0,374a	1,388ab	330,8b
NPK12	0,418b	4,08b	0,393a	1,233a	629,0c
Dolomit12+NPK12	0,373ab	3,98ab	0,842c	1,420b	117,9a
Kezelés neve	2. növekmény				
	P (%)	K (%)	Mg (%)	Ca (%)	Mn (mg/kg)
Kontroll	0,473a	3,77d	0,691a	1,44ab	914,2bc
Dolomit 1	0,439a	3,16ab	1,169b	1,45ab	553,7ab
Dolomit 12	0,501a	3,36bcd	1,413c	1,33a	456,7a
NPK1	0,469a	3,67cd	0,662a	1,42a	972,8c
NPK12	0,449a	3,29abc	0,690a	1,33a	1636,1d
Dolomit12+NPK12	0,425a	2,94a	1,435d	1,40ab	616,3b

Az angolperje foszfor-tartalmát a dolomit kezelés nem befolyásolta számottevően. A dolomittal kezelt növény **kálium**tartalma a kontrollhoz képest minden kezelésben kis mértékben csökkent, amit a kezelések termést növelő hatásával, az ezt követő hígulási effektussal magyarázhatunk.

A dolomit kezelésben a második évben is mind az **1. és 2. növekménynél** is jelentősen nagyobb növényi **magnéziumt**artalmat mértünk, itt a perje Mg-tartalma majd kétszerese volt a kontroll értékének. Az ismételt dolomitkijuttatás hatására a magnéziumtartalom még tovább növekedett. Ennél is nagyobb magnéziumtartalmat mértünk a perjében a kombinált dolomit12 + NPK12 kezelésben, mikor is a növény számára nemcsak a magnézium volt nagyobb mennyiségben, hanem a többi tápelem (NPK) is biztosította a növény harmonikus tápanyagellátását.

A növény **kalcium**tartalma a kontrollhoz képest sem a kijuttatás második évében, sem az ismételt dolomitkijuttatáskor nem változott. Egyedül az ismételt dolomitkijuttatás műtrágyás változatánál (dolomit12+NPK12) mértünk kissé nagyobb kalciumtartalmat az első növekménynél a kontrollhoz képest, aminek az lehetett az oka, hogy több dolomit volt a talajban és a savanyúan ható műtrágya mész oldó hatása érvényesülhetett.

Az első és második növekménynél is jelentősebb mangánfelvételt tapasztaltunk az ismételt NPK12 műtrágyás kezelésben, ugyanakkor jóval kisebb **mangán**tartalmat mértünk a dolomitos kezelésekben. Az is jól látszik, hogy a dolomitkijuttatás mérsékelte a mangán oldhatóságát, így a növény megnövekedett mangánfelvételét, ami az NPK műtrágya hatására következett be.

A homoktalaj kémiai tulajdonságai

Az angolperje második vágását követően elemeztük a talajparamétereket *(5. táblázat)*.

5. táblázat. A homoktalaj $pH_{(KCl)}$, AL-P_2O_5, AL-K_2O, AL-Ca, AL-Mg értékei

Kezelés neve	$pH_{(KCl)}$	AL-P_2O_5	AL-K_2O	AL-Ca	AL-Mg	LE-Mn
		mg/kg				
Kontroll	4,06b	89,6a	62,3ab	303a	6,46a	35,67c
Dolomit 1	5,48c	119,2c	76,9c	515b	33,56b	22,18b
Dolomit 12	5,89e	95,8ab	54,5a	512b	41,45c	22,43b
NPK1	4,03b	84,8a	60,3ab	246a	6,31a	41,44d
NPK12	3,87a	84,8a	64,8ab	318a	5,60a	39,27c
Dolomit12+NPK12	5,72d	97,9b	69,3b	562b	35,57bc	13,36a

A homoktalaj pH_{KCl} értéke 1,42 egységgel emelkedett a dolomit utóhatásaként. Az érték az ismételt dolomit kijuttatás hatására még tovább nőtt. A műtrágyával kezelt (NPK12) talaj pH_{KCl} értéke 0,2 egységgel csökkent a kontrollhoz képest. A dolomit mérsékelte a műtrágya savanyító hatását, hiszen a dolomittal is kombinált műtrágyás kezelésekben a talaj pH-ja növekedett.

A 3 t/ha adagú dolomit a talajba keverését követő évben az angolperje kísérletben is igazolható mennyiségű **kalciumot és magnéziumot** szolgáltatott. A termesztett növények tápelem felvételén túl is kb. 200 mg/kg értékkel megnövelte a talaj AL-oldható kalciumtartalmát és 6,46 mg/kg-ról 33,56 mg/kg-ra pedig az AL oldható magnéziumtartalmát.

A talaj AL oldható **foszfor**tartalma kissé nagyobb lett a dolomitos (dolomit 1, dolomit12) kezelésekben, mint a kontroll értéke.

A dolomittal kezelt edényekben a pH emelkedésének következtében csökkent **mangán** oldhatósága, csökkent az LE-Mn értéke.

Következtetések

Igazoltuk, hogy a savanyú, magnéziumhiányos homoktalajon a 3 t/ha dózisú dolomit a kijuttatásának évében és az azt követő évben is kedvezően befolyásolta a hónapos retek és az angolperje növekedését.

A 3t/ha dózisban adagolt dolomit a kijuttatását követő évben is

- igazolhatóan növelte az angolperje magnézium felvételét (a perje első növekményének magnéziumtartalma 0,4 %-ról 0,7 %-ra, a második növekmény magnéziumtartalma 0,7 %-ról 1,2 %-ra nőtt a kontrollhoz képest),
- a növény magnézium felvételén túl a talaj AL-Mg értékét 6,46 mg/kg-ról 33,56 mg/kg-ra növelte,

- igazolhatóan, 4,06-ról 5,48-ra növelte a homoktalaj $pH_{(KCl)}$–ját, az NPK tartalmú műtrágyákkal kombinálva enyhítette a műtrágyák savanyító hatását.

A dolomit kalciumszolgáltató képessége a kijuttatásának évében és az azt követő évben is kisebb mértékű volt a magnéziumszolgáltatáshoz képest. A dolomit alkalmazásakor a savanyú homoktalaj pH értékének emelkedésével csökkent a mangán oldhatósága, felvehetősége, igazolhatóan csökkent a növény mangántartalma.

Irodalomjegyzék

ÁNGYÁN, J., PODMANICZKY, L., SZABÓ, M., VAJNÁNÉ, M. A. 2002. Az Érzékeny Természeti Területek (ÉTT) rendszere, Tanulmányok Magyarország és az EU természetvédelméről. „EU training for Nature Conservation Officials" TEMPUS. Budapest- Gödöllő – Berlin – Madrid – Thessaloniki, 216.

BARCZI, A., HARRACH, T., NAGY, V. 2015. A minimális talajbolygatás jótékony hatása a talajszerkezetre – Egy németországi tanulmányút tapasztalatai. Környezetkímélő talajművelési rendszerek Magyarországon. MTA CSFK FTI, Budapest. 4–14.

BÍRÓ, B., KÁDÁR, I., LAMPIS, S., GULLNER, G., KŐMÍVES, T. 2012. Inside and outside rhizosphere parameters and dose-dependent stress alleviation at some chronic metal exposures. Acta Phytopathol. Entomol. Hung. 47. 373–384.

BOLAN, N. S., ADRIANO, D. C., KUMHIKRISAHMAN, A., JAMES, T., MCDOWELL, R., SENESI, N. 2011. Dissolved Organic Matter. Biogeochemistry, Dynamics, and Environmental Significance in Soils. Advances in Agronomy 110. 1–75.

BORRELLI, P., ROBINSON, D. A., PANAGOS, P., CRISTIANO B. C. 2020. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070) 21994–22001. PNAS. September 8, 2020. vol. 117. no. 36.

CSATHÓ, P., 2001. Összefüggés a talajsavanyodás 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. 103–118.

FAO 2003. World agriculture: Towards 2015/2030, by J. Bruinsma (ed.) UK. Earthscan Publications Ltd. and Rome. FAO.

FARKAS, CS., HERNÁDI, H., MAKÓ, A., MÁTÉ F. 2009. A talajvízmérleg klímaérzékenységének vizsgálata mészlepedékes csernozjom talajokon. Agrokémia és Talajtan, 58 (2). 197-214.

GYŐRI, Z. 2008. Az élelmiszerbiztonság környezeti vonatkozásai. In. Agrárium és Környezetgazdálkodás. (Szerk. TAMÁS, J.). Mezőgazda Kiadó. 236-239.

KÁDÁR, I., MÁRTON, L., NÉMETH, T., SZEMES, I. 2007. Meszezés és műtrágyázás hatása a talajra és növényre a 44 éves nyírlugosi tartamkísérletben AGROKÉMIA ÉS TALAJTAN 56 (2) 255-270.

LASOTA, J., KEMPF, M., KEMPF, P., BIONSKA, E. 2021. Effect of dolomite fertilization on nutritional status of seedlings and soil properties in forest nursery, Soil Sci. Ann., 72(1)132236.

LOCH, J., NOSTICZIUS, Á. 1992. Agrokémia és növényvédelmi kémia. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 152-154.

MA, C., TU, Q., ZHENG, S., DENG, S., XIA, Y., MAO, W., GAO, W., HU, L., KUZYAKOV, Y., HU, Y., SU, Y., CHEN, X. 2022. Soil acidification induced by intensive agricultural use depending on climate. Journal of Soils and Sediments. 22, 2604–2607.

MENG, C., TIAN, D., ZENG, H. LI, Z., YI, C., NIU, S. 2019. Global soil acidification impacts on belowground processes. Environ. Res. Lett. 14 074003.

POLGÁRNÉ, S. E. 2022. Katasztrofális a magyar talajok állapota, és ezért nagy árat fizetünk. Agroinform. 2022. március 27. https://www.agroinform.hu/szantofold/dobos-endre-interju-talajszerkezet-humusz-szerves-anyag-55159-001.

SAARSALMI, A., TAMMINEN, P., KUKKOLA, M., LEVULA, T. 2011. Effects of liming on chemical properties of soil, needle nutrients and growth of Scots pine transplants. Forest Ecology and Management 262(2), 278–285.

TÁLLAI, M., KÁTAI, J., VÁGÓ, I., SÁNDOR, ZS., BALLÁNÉ, K. A. 2018. Dolomit és mész hatása néhány talajtulajdonságra és egy tesztnövény termésére Talajvédelem, 191-198.

TÁLLAI, M., KÁTAI., J. BALLÁNÉ, K. A. 2021. Dolomit hatása savanyú homoktalaj néhány enzimaktivitására és CO_2 produkciójára. 17th Hungarian Magnesium Symposium. Abstract Book. 19.

TAMÁS, J. 2008. Környezeti monitoring rendszer. In. Agrárium és Környezetgazdálkodás. (Szerk. Tamás J.). Mezőgazda Kiadó. 250-253.

VÁRALLYAY, GY. 2007. A talaj szerepe a csapadék-szélsőségek kedvezőtlen hatásainak mérséklésében. In: Orsz. Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás, Balatonfüred, 2007. okt. 15–17. Tanulmánykötet. MTESZ, Székesfehérvár. 125–135.

VÁRALLYAY, GY. 2008. Talaj–víz kölcsönhatások a klímaváltozás tükrében. Talajvédelem különszám. (szerk.: Simon L.). 17-30.

WUEPPER, D., BORRELLI, P., FINGER R. 2020. Countries and the global rate of soil erosion. Nature Sustainability, Vol. 3. January 2020. www.nature.com/natsustain 51–55.

A talajnedvességi adatok és a hozzárendelt talaj mechanikai és kémiai paraméterek kapcsolatának, statisztikai vizsgálata

Deák Tamás, Dobos Endre, Kovács Károly Zoltán

Miskolci Egyetem- Földrajz-Geoinformatika Intézet, Miskolc
tamas.deak@uni-miskolc.hu

Összefoglalás

Kutatási eredményeinkből kiderült, hogy a 2019-2020 évek különböző évszakai alatt mindig más fajta fizikai és eltérő elemek voltak relevánsak a vízgazdálkodási változókkal együtt. Esőzéses időszakok alatt a nedvességi index és a homok frakció nagyobb %-os eloszlása nagyságrendileg gyenge, az összes változó közül a legjelentősebb összefüggést mutatta a beszivárgási sebességgel. Száradó időszakok alatt évszaktól függően változik a talaj paraméterek korrelációja. Kémiai elemekben általánosan a vas, mechanikában pedig évszaktól függően döntő, %-os arányú agyag, por vagy homok frakció adta meg. A vízgazdálkodási változóknál, mint a minimális, maximális víztartalom (víztelítettség) és a víztartóképesség változása jobban korrelált az olyan talaj fizikai paraméterekkel, mint pl. a pórus térfogat és a térfogat tömeg %. Ezt követte az olyan kémiai elemek, mint a nátrium, magnézium, kalcium és a kalcium-karbonát. Külön kiemelhető a geomorfológiai paraméterek jelentősége, ami felülmúlta bármilyen talajparaméter korrelációs erősségét, amikor a talajrétegek víztartó képességéről van szó, vagyis a földrajzi elhelyezkedéslett a legjelentősebb tényező a talajnedvesség megtartásához.

Kulcsszavak: talajnedvesség, statisztika, vízgazdálkodás, korreláció, talajváltozók

Summary

Hungary's agriculture has to deal with increasingly dry climatic conditions. From this point of view, this year's summer was one of the worst, especially in the Great Plain. Our institute was commissioned to develop a variable rate irrigation system, which is determined from soil data, such as soil moisture, mechanical and chemical variables. The general relationship between these variables and soil moisture has been determined in agricultural sciences. The purpose of this research is to determine to what extent and frequency, show a correlation with the various water management variables depending on the season, the quantified soil mechanical and chemical data variables. Based on this, it becomes clear which are the soil variables that can improve the efficiency of the irrigation model, which is necessary to create the data structure of the irrigation plan.

The soil moisture data comes from 20 Sentek EnviroSCAN soil moisture measuring sensors placed in the agricultural fields of 5 different settlements in Hungary, which for at least 1 year, at depths of 10,20,30,40,60,100 cm real and 50,70,80,90 cm interpolated , soil moisture values are taken from estimated depths, i.e. up to 1 m, with a resolution of 10 cm. Two processing steps are required to interpret the data: On the one hand, cases must be created within the annual time-series soil moisture data, which gives a good understanding of the runoff infiltration during a rainy and the drying period. With the help of an automation algorithm, 840 cases were isolated from the time-series soil moisture data of 20 sensors. These cases all refer to a rainy period of varying

magnitude. On the other hand, from the time-series data within all 840 cases, water management variables were created that provide a good understanding of the rainy and dry periods found in these cases.
The research results revealed that during all the seasons of 2019 and 2020, different types of physical and chemical elements will always change quantitatively together with the water management variables. During rainy periods, the higher % distribution of the moisture index and the sand fraction is weak in magnitude, but shows the most significant correlation with the infiltration rate among all the variables. During drying periods after raining, the correlation of soil parameters changes depending on the season. In chemical elements, it is generally given by iron, and in soil mechanics, depending on the season, it is determined by the percentage ratio of the clay, dust or sand fraction. In the case of water management variables such as minimum and maximum water content (water saturation) and changes in water holding capacity, there is a better correlation with soil physical parameters such as e.g. the pore volume and volume mass %. This is followed by chemical elements such as sodium, magnesium, calcium and calcium carbonate. The importance of geomorphological parameters should be highlighted, which surpasses the correlation strength of any soil parameter when it comes to the water-holding capacity of soil layers, i.e. the geographical location, the surface, will be the most significant factor for retaining soil moisture.

Keywords: soil moisture. statistics, water management, correlation, soil variables

Bevezetés

Magyarország mezőgazdaságának egyre szárazabb éghajlati körülményekkel kell megküzdenie (VÁGÓ. 2005). A 2021/22-es év nyara volt az egyik legrosszabb, különösen az Alföldön (GAÁL. 2021). Jelen cikk egy változó mértékű öntözési rendszer kialakítási lépéseinek dokumentálása, amelyet olyan talajból származó adatok határoznak meg, mint a talajnedvesség, mechanikai és kémiai változók. A szakirodalomban meghatározásra került, hogy milyen általános kapcsolat írható le ezek a változók a talajnedvességgel (VELLIDIS. 2013). Jelen cikknek a célja, hogy bemutassa az összegyűjtött, számszerűsített talajmechanikai és kémiai változók mekkora mértékű és évszaktól függően, milyen gyakoriságú korrelációt mutatnak a különböző vízgazdálkodási változókkal. Ez alapján pedig kiderül, hogy melyek azok a talaj változók, amik javíthatnak az épülő térinformatikai modell hatékonyságán, ami szükséges az öntözési terv adatstruktúrájának létrehozásához.

Anyag és módszer

A kutatás a talajból származó adatok összegyűjtésével és létrehozásával kezdődött. A talajnedvességi adatok 5 különböző Magyarországi település mezőgazdasági tábláin kihelyezett, összesen 20 db Sentek EnviroSCAN talajnedvesség mérő szenzorból származtak. A szenzorok legalább 1 évig mértek a 10,20,30,40,60,100 cm-es valós, és 50,70,80,90 cm-s interpolált,

becsült mélységekből. Összességében tehát 1 m mélységig, 10 cm-s felbontásban gyűjtöttek talajnedvességi értékeket. A minta mérései 2019 és 2020 között volt, órás felbontásban.

Az adatok értelmezéséhez két feldolgozási lépésre volt szükség:

1. Olyan eseményeket kellett létrehozni az éves idősoros talajnedvességi adatokból, amely meghatározza egy esős időszak alatt lefolyó beszivárgási és a száradási időszakot, amely egy külön erre a tanulmányra írt (DEÁK, 2022) automatizáló algoritmus segítségével, amely a 20 db szenzor idősoros, talajnedvességi adatból, 840 db ilyen eset különített el. Ezek mind eltérő időtartamú, esős időszakokra utaltak (*1. ábra*).

2. Az előzőkből következő 840 db eseten belüli idősoros adatokból pedig, olyan vízgazdálkodási változók lettek létrehozva, amelyek jól értelmezik az esőzéses és száradásos időszakokat, ezzel minősítve a bejövő adatokat. Ezek a változók az öntözési fejlesztéshez fontos alap adatokként működnek, mert a térben kiterjesztett formátumukban jól kiegészítik az egyéb tematikus térképi állományokkal, mint például a minta területre kiterjesztett talajtérképekkel.

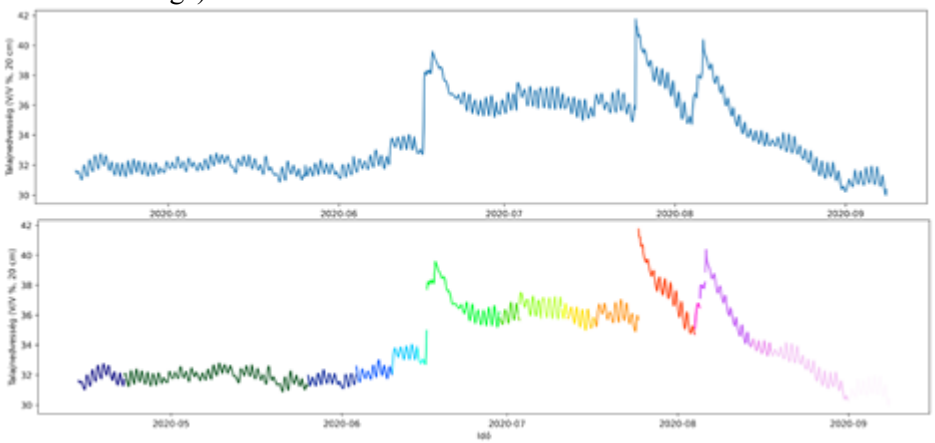
Ezek a vízgazdálkodási változók a következők:

Beszivárgási sebesség (V/V% / óra, eseten belül található növekvő értékű talajnedvességi adatokból számolva),

Száradási sebesség (V/V% / óra, eseten belül található csökkenő értékű talajnedvességi adatokból számolva), Víztelítettség (V/V%, eset maximális talajnedvesség értéke),

Minimális víztartalom (V/V%, eset minimális talajnedvesség értéke),

Víztartóképesség (V/V%, eset maximális és minimális talajnedvesség érték különbsége).



1. ábra. Egy talajnedvesség mérő szenzor nyári adatai (felső) és az automatizált algoritmus által elkülönített esetek különböző színezéssel jelölve (alsó)

A szenzorok helyszínei mellé egy-egy talajszelvény feltárásra és megmintázásra került laboratóriumi vizsgálat céljából, minimum 1 m-es mélységgel, amikből bolygatott és bolygatatlan minták lettek véve. Akkreditált labori körülmények mellett a talajgenetikai rétegekből származó minták alapján kémiai, illetve meghatározott mélységeknél (10,15,20,30,40,55,60,100 cm) mechanikai talaj változók lettek létrehozva. A talajszelvények földrajzi elhelyezkedéséből származó geomorfológiai, térbeli adat változókkal is bővült az adatbázis, amelyek kategorikus változókkal lettek kiegészítve, mint az évszaki besorolás, talajtípus megnevezése, talajszelvény kitettsége, ami segítette az adatvizualizációt és a különböző szempontú elemzéseket. Az adat változók végül egyesítve lettek, amely egy alap adatbázist hozott létre. Az adatbázis a talajnedvességi, mechanikai és kémiai adatok vizsgálatára alkalmas, amelyek tovább szűrhetőek a kategorikus változókkal (talajtípus, évszak, kitettség stb.) kombinálva.

Eredmények

A kutatási eredmények évszakos szűrésben lettek megjelenítve korrelációs mátrixokkal. Mind az 5 vízgazdálkodási változóra ki lett választva a 10 legjobban korreláló talaj paraméter. A szűrés oka a talaj regeneratív (ősz, tél) és vízvesztő (tavasz, nyár) évszakjai alatt történő talajnedvességi értékek változásainak vizsgálata a többi talaj paraméterrel együtt. Mind a 4 évszakra, gyenge és közepes korrelációs értékek jöttek elő, ahol a különbségeket nem a korrelációs értékek nagysága között, hanem a különböző talaj paraméterek előfordulásának gyakoriságában található. Ilyen télen az agyag, topográfiai nedvesség index, térfogat tömeg (*1. táblázat*), tavasszal az agyag, magnézium (*2. táblázat*), nyárra az Arany-féle kötöttségi szám, agyag és magnézium (*3. táblázat*), végül ősszel a kálium-klorid alapú pH és a nátrium (*4. táblázat*). A legjobban korreláló paraméterek értékeinek évszakos eloszlása jelentős, ami befolyásolja azt, hogy talaj szempontból különböző évszakokban mely kémiai, fizikai és felszíni tulajdonságok válnak a legjelentősebbé, amikor okszerű öntözés vagy más anyagkijuttatásra jön sor. Tavasz és őszre alacsonyabb (*2., 4. táblázat/3., 5. ábra*) nyáron és télen, amikor a talajnedvesség mennyiségi változása volt a legjelentősebb és nagyságrendileg növekedett a korreláció mértéke a vízgazdálkodási változók és a talaj paraméterek között (*1., 3. táblázat/2., 4. ábra*).

Beszivárgási sebességnél, mind a 4 évszakban 0,2-0,11 értékeket mutatott a topográfiai nedvesség index. Talajmechanikában (ősz kivételével) mindegyik évszakban a térfogat tömeg %, télen pedig a talajrétegek homok frakcióinak százalékos eloszlása mozgott együtt a beszivárgási sebességgel, >0,1 korrelációs értékkel. A talaj kémiai jellemzők esetében a mangán nyáron 0,2-es (*3. táblázat/4. ábra*), tavaszkor 0,13-es (*2. táblázat/3. ábra*), őszkor a nátrium 0,13-es (*4. táblázat/5. ábra*) értéket mutatott.

A száradási sebesség változásával a mechanikát vizsgálva, télen volt jelentősége a térfogat tömeg % és a por frakció eloszlásának, nyáron pedig az agyag frakció és az Arany-féle kötöttségi szám volt a legjelentősebb, amely kiemelkedő jelentőséggel bírhat az öntözési tervek előzetes vizsgálatában.

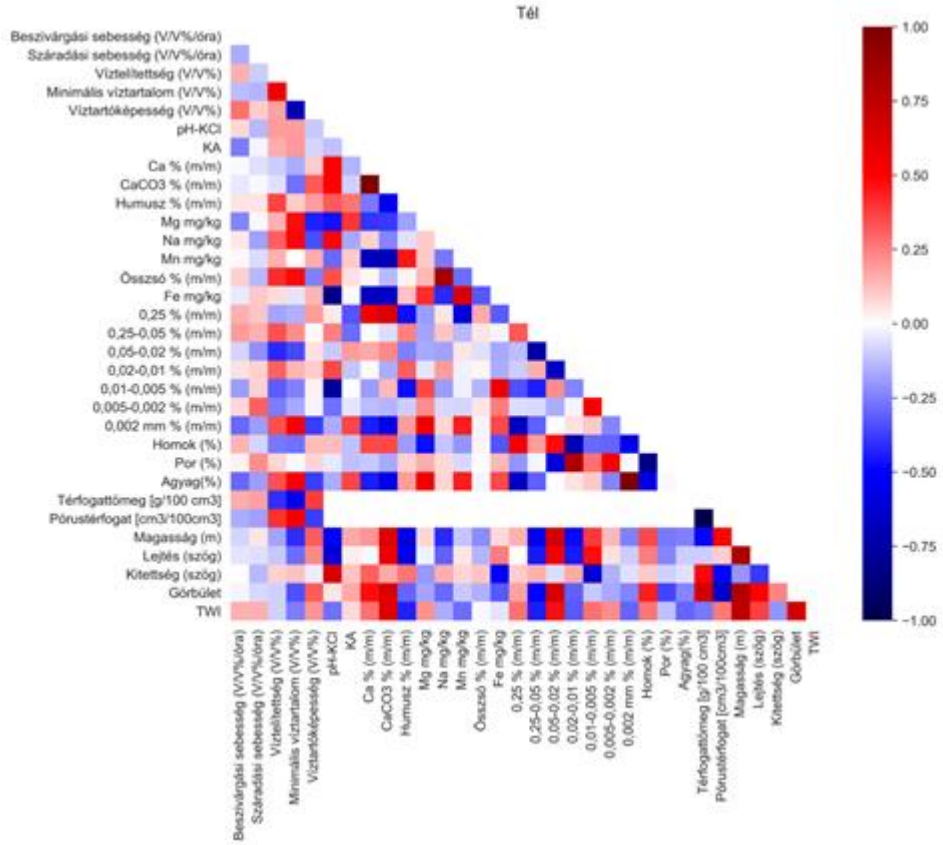
Kémiában csak a vas (0,1) mutatott elhanyagolható összefüggést. Az átmeneti évszakok (ősz, tavasz) (*2., 4. táblázat/3., 5. ábra*) jelentéktelen, <0,1 korrelációs értékeket mutattak, az topográfiai nedvességi index kivételével az őszi évszakban.

Minimális víztartalomnál a korrelációs értékek nagysága jelentősen megugrott, legalább közepes erősségűre (0,47-0,55), mind a 4 évszakra, amely azt jelenti, hogy a talaj és felszíni paraméterek hirtelen változása jelentős hatással van a 10 cm-nél mélyebb talajrétegekben történő száradásra. Ez az öntözés fejlesztés regeneratív szempontjából fontos, hogy egy minimális talajnedvességi érték fenntartható legyen.

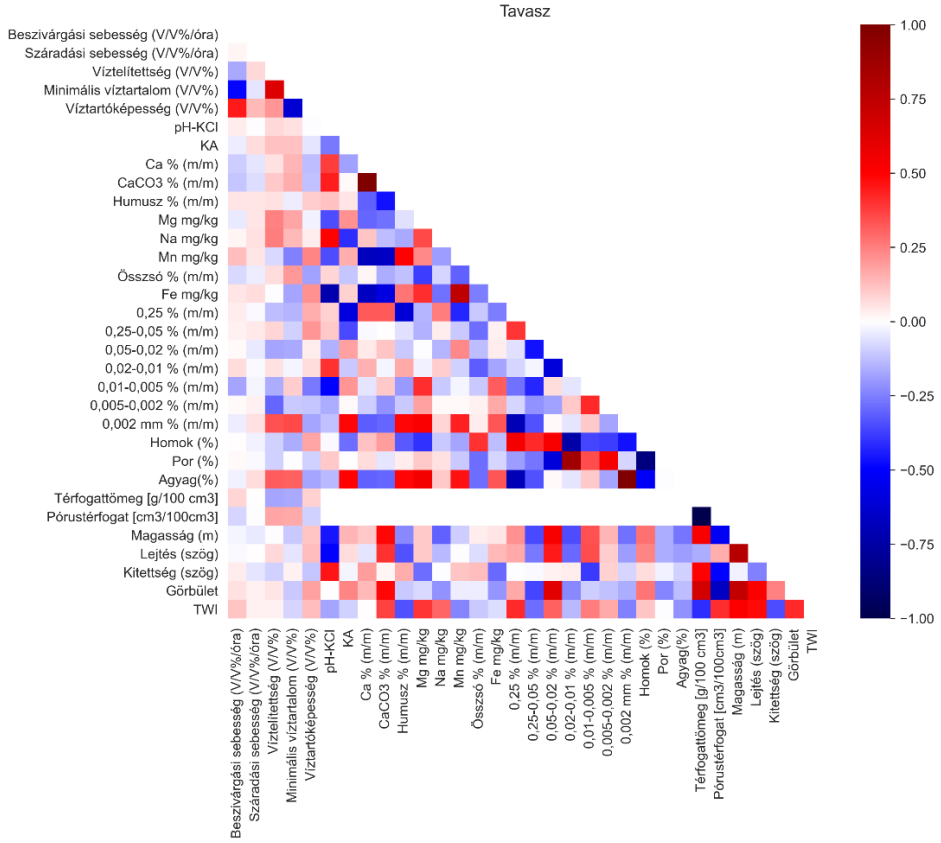
A mechanikai összetételben, a pórus térfogat, agyag frakció eloszlás (kivétel ősszel, amikor a por frakció jelentőssé vált), az Arany-féle kötöttség szám és a kálium-kloridos pH értékek, a vizsgált időszakon belül pedig télen és nyáron volt észlelhető a legerősebb korreláció. A talaj kémiai jellemzők esetében a nátrium, magnézium és a kalcium mutatott gyengétől közepes erősségű korrelációkat.

Víztelítettségi értékek változása közel megegyezett a minimális víztartalommal. Azonban egyes különbségek a talajparamétereknél (pl.:) váltak kiemelkedővé, ami évszaktól is függött. Ilyen pl. topográfiai nedvességi index ősszel (*4. táblázat/5. ábra*) és a humusztartalom télen (*1. táblázat/2. ábra*). Az értékek változása a telített, belvizes állapotot határozzák meg különböző mélységekben.

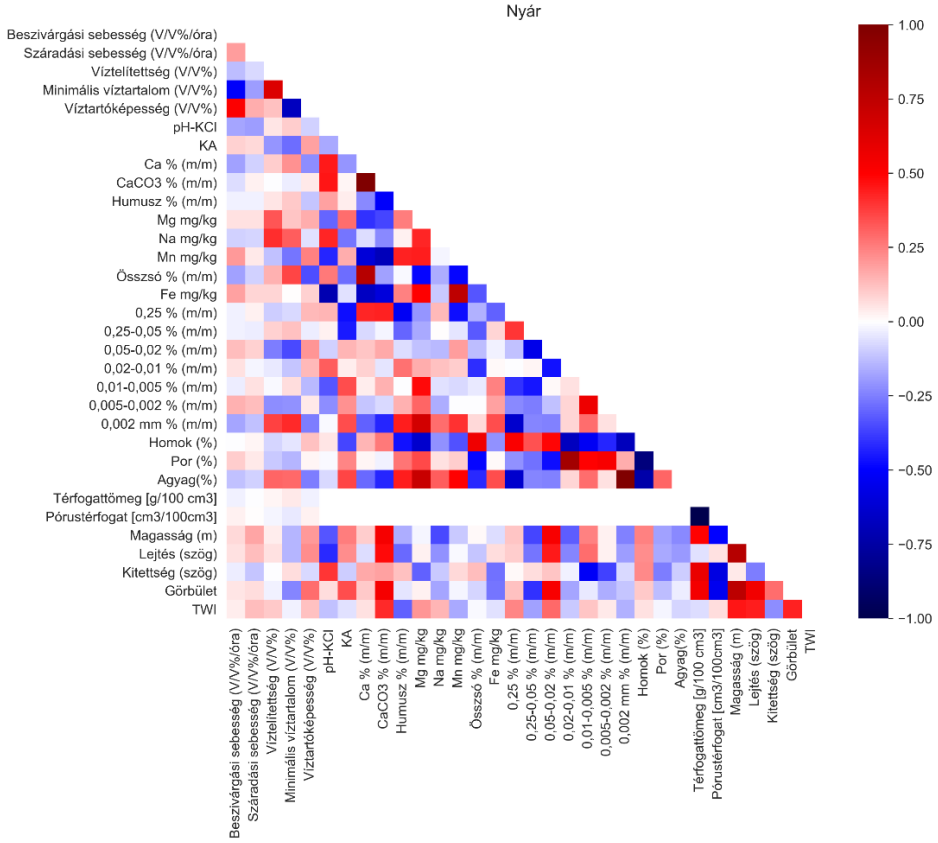
A talajrétegek víztartóképességének változásában jelentős szerepet adtak a geomorfológiai paraméterek, mint a tengerszint feletti magasság, lejtés, felszín görbület és a topográfiai nedvesség index. Mechanikában télen a térfogat tömeg % és a humusztartalom a legkiemelkedőbb fizikai változók. Tavaszi, őszi és nyári évszakokban a homok frakció volt jelentős (*2., 3., 4. táblázat/3., 4., 5. ábra*). Kémiában tél és ősszel (*1., 4. táblázat/2., 5. ábra*) a kalcium-karbonát, tavasz és nyáron (*2., 3. táblázat/3., 4. ábra*) pedig a mangán és a vasnak volt jelentős szerepe. Itt az értékváltozások során az adott mélység a megtartható talajnedvesség kiterjedését, vagyis a víz megtartóképességét határozzák meg.



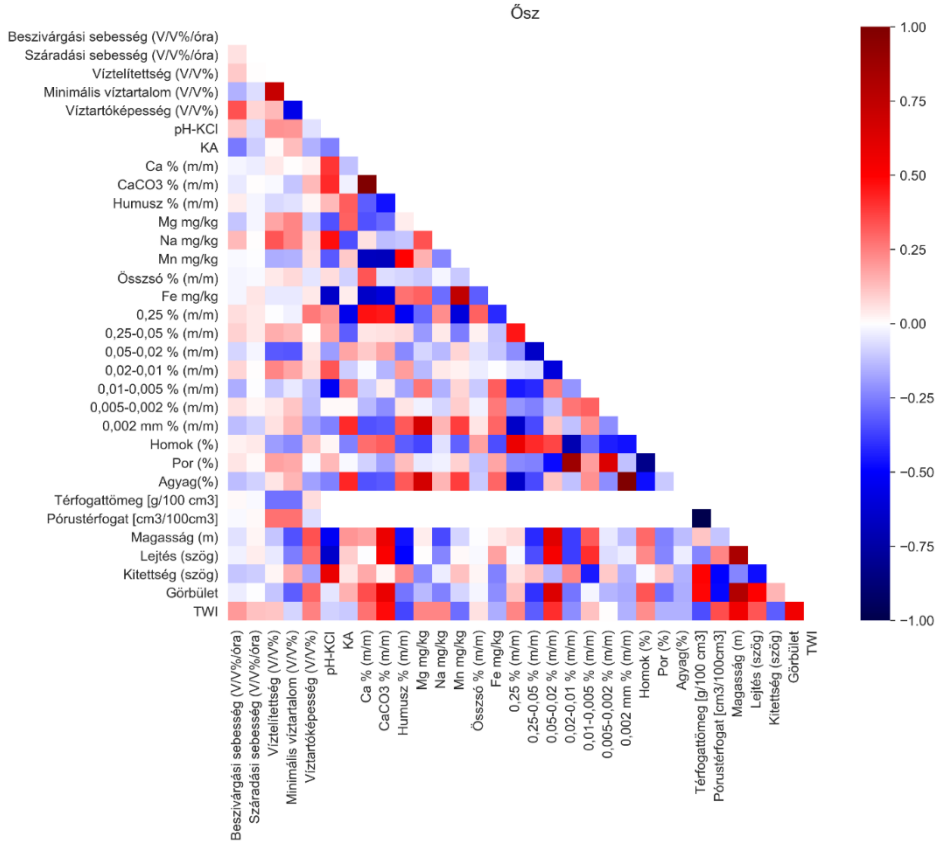
2. ábra. Vízgazdálkodási változók és a talaj paraméterek korrelációs mátrixa téli évszakos felbontásban



3. ábra. Vízgazdálkodási változók és a talaj paraméterek korrelációs mátrixa tavaszi évszakos felbontásban



4. ábra. Vízgazdálkodási változók és a talaj paraméterek korrelációs mátrixa nyári évszakos felbontásban



5. ábra. Vízgazdálkodási változók és a talaj paraméterek korrelációs mátrixa őszi évszakos felbontásban

1. táblázat. Vízgazdálkodási változók és a talaj paraméterek 10 legjobban korreláló változói téli évszakos felbontásban

	Beszivárgási sebesség (V/V%/óra)		Száradási sebesség (V/V%/óra)		Minimális víztartalom (V/V%)		Víztelítettség (V/V%)		Víztartó-képesség (V/V%)
Víztartóképesség (V/V%)	0,281	0,005-0,002 % (m/m)	0,309	Víztelített-ség (V/V%)	0,558	Minimális víztartalom (V/V%)	0,558	Térfogat-tömeg [g/100 cm3]	0,378
0,25-0,05 % (m/m)	0,194	Por (%)	0,225	Pórus-térfogat [cm3/100cm^3]	0,534	Összó % (m/m)	0,409	CaCO3 % (m/m)	0,327
Térfogattömeg [g/100 cm^3]	0,162	Térfogat-tömeg [g/100 cm3]	0,181	0,002 mm % (m/m)	0,520	Pórustérfogat [cm^3/100cm^3]	0,403	Görbület	0,319
0,25 % (m/m)	0,156	0,25-0,05 % (m/m)	0,154	Agyag(%)	0,520	Humusz % (m/m)	0,365	Magasság (m)	0,315
Víztelítettség (V/V%)	0,154	TWI	0,150	Na mg/kg	0,488	0,25-0,05 % (m/m)	0,343	Beszivárgási sebesség (V/V%/óra)	0,281
TWI	0,149	0,25 % (m/m)	0,114	Összó % (m/m)	0,480	0,002 mm % (m/m)	0,339	Lejtés (szög)	0,228
Homok (%)	0,144	Fe mg/kg	0,109	Mg mg/kg	0,470	Agyag (%)	0,339	TWI	0,206
Összó % (m/m)	0,087	Víztartó-képesség (V/V%)	0,100	0,25-0,05 % (m/m)	0,226	0,02-0,01 % (m/m)	0,307	0,25 % (m/m)	0,190
pH-KCl	0,077	0,02-0,01 % (m/m)	0,090	KA	0,201	Na mg/kg	0,306	Humusz % (m/m)	0,190
0,005-0,002 % (m/m)	0,072	0,01-0,005 % (m/m)	0,090	pH-KCl	0,195	pH-KCl	0,195	Víztelített-ség (V/V%)	0,183

2. táblázat. Vízgazdálkodási változók és a talaj paraméterek 10 legjobban korreláló változói tavaszi évszakos felbontásban

	Beszivárgás i sebesség (V/V%/óra)		Száradási sebesség (V/V%/óra)		Minimális víztartalom (V/V%)		Víztelítettség (V/V%)		Víztartóképesség (V/V%)
Víztartóképesség (V/V%)	0,447	Víztartó-képesség (V/V%)	0,138	Víztelítettség (V/V%)	0,634	Minimális víztartalom (V/V%)	0,634	Beszivárgási sebesség (V/V%/óra)	0,447
Mn mg/kg	0,132	Víztelítettség (V/V%)	0,071	0,002 mm % (m/m)	0,353	0,002 mm % (m/m)	0,341	Mn mg/kg	0,238
TWI	0,114	KA	0,068	Agyag (%)	0,308	Agyag (%)	0,313	Fe mg/kg	0,212
Térfogattömeg [g/100 cm^3]	0,082	Agyag (%)	0,066	Összó % (m/m)	0,203	Na mg/kg	0,254	0,25-0,05 % (m/m)	0,209
0,02-0,01 % (m/m)	0,065	Fe mg/kg	0,064	Mg mg/kg	0,173	Mg mg/kg	0,243	Víztelítettség (V/V%)	0,207
Görbület	0,058	0,002 mm % (m/m)	0,062	Pórustérfogat [cm^3/100cm^3]	0,171	Víztartó-képesség (V/V%)	0,207	Görbület	0,186
Fe mg/kg	0,050	Na mg/kg	0,056	CaCO3 % (m/m)	0,156	Pórustérfogat [cm3/100cm^3]	0,174	Homok (%)	0,173
Humusz % (m/m)	0,050	Mn mg/kg	0,053	Ca % (m/m)	0,145	KA	0,125	0,25 % (m/m)	0,157
pH-KCl	0,039	Mg mg/kg	0,053	Na mg/kg	0,139	CaCO3 % (m/m)	0,103	Száradási sebesség (V/V%/óra)	0,138
0,25 % (m/m)	0,037	Humusz % (m/m)	0,049	KA	0,120	0,25-0,05 % (m/m)	0,080	Lejtés (szög)	0,125

3. táblázat. Vízgazdálkodási változók és a talaj paraméterek 10 legjobban korreláló változói nyári évszakos felbontásban

	Beszivárgási sebesség (V/V%/óra)		Száradási sebesség (V/V%/óra)		Minimális víztartalom (V/V%)		Víztelítettség (V/V%)		Víztartóképesség (V/V%)
Víztartóképesség (V/V%)	0,508	Víztartóképesség (V/V%)	0,192	Víztelítettség (V/V%)	0,635	Minimális víztartalom (V/V%)	0,635	Beszivárgási sebesség (V/V%/óra)	0,508
Mn mg/kg	0,203	Víztelítettség (V/V%)	0,175	0,002 mm % (m/m)	0,415	0,002 mm % (m/m)	0,411	Mn mg/kg	0,284
TWI	0,192	KA	0,161	Agyag(%)	0,365	Agyag(%)	0,375	Fe mg/kg	0,249
Térfogattömeg [g/100 cm3]	0,182	Agyag(%)	0,128	Összó % (m/m)	0,316	Na mg/kg	0,333	0,25-0,05 % (m/m)	0,222
0,02-0,01 % (m/m)	0,155	Fe mg/kg	0,127	Mg mg/kg	0,295	Mg mg/kg	0,299	Víztelítettség (V/V%)	0,204
Görbület	0,130	0,002 mm % (m/m)	0,127	Pórustérfogat [cm_3/100cm_3]	0,216	Víztartóképesség (V/V%)	0,152	Görbület	0,199
Fe mg/kg	0,095	Na mg/kg	0,093	CaCO3 % (m/m)	0,120	Pórustérfogat [cm^3/100cm_3]	0,121	Homok (%)	0,183
Humusz % (m/m)	0,090	Mn mg/kg	0,080	Ca % (m/m)	0,110	KA	0,102	0,25 % (m/m)	0,161
pH-KCl	0,074	Mg mg/kg	0,070	Na mg/kg	0,102	CaCO3 % (m/m)	0,095	Száradási sebesség (V/V%/óra)	0,156
0,25 % (m/m)	0,061	Humusz % (m/m)	0,069	KA	0,096	0,25-0,05 % (m/m)	0,092	Lejtés (szög)	0,138

4. táblázat. Vízgazdálkodási változók és a talaj paraméterek 10 legjobban korreláló változói őszi évszakos felbontásban

	Beszivárgási sebesség (V/V%/óra)		Száradási sebesség (V/V%/óra)		Minimális víztartalom (V/V%)		Víztelítettség (V/V%)		Víztartóképesség (V/V%)
Víztartóképesség (V/V%)	0,340	TWI	0,119	Víztelítettség (V/V%)	0,723	Minimális víztartalom (V/V%)	0,723	Beszivárgási sebesség (V/V%/óra)	0,340
TWI	0,201	Víztartóképesség (V/V%)	0,082	Pórustérfogat [cm^3/100cm^3]	0,281	Na mg/kg	0,329	Magasság (m)	0,339
Na mg/kg	0,138	Beszivárgási sebesség (V/V%/óra)	0,056	Na mg/kg	0,241	Pórustérfogat [cm^3/100cm_3]	0,277	Görbület	0,303
pH-KCl	0,116	Fe mg/kg	0,049	Mg mg/kg	0,235	0,02-0,01 % (m/m)	0,237	Lejtés (szög)	0,288
Víztelítettség (V/V%)	0,109	0,25-0,05 % (m/m)	0,046	pH-KCl	0,206	pH-KCl	0,212	0,25 % (m/m)	0,262
0,25-0,05 % (m/m)	0,094	0,25 % (m/m)	0,045	0,02-0,01 % (m/m)	0,175	Por (%)	0,181	TWI	0,245
0,02-0,01 % (m/m)	0,084	Homok (%)	0,040	Por (%)	0,166	Mg mg/kg	0,176	CaCO3 % (m/m)	0,139
0,25 % (m/m)	0,068	Lejtés (szög)	0,035	Kitettség (szög)	0,160	0,25-0,05 % (m/m)	0,156	Víztelítettség (V/V%)	0,138
Száradási sebesség (V/V%/óra)	0,056	Magasság (m)	0,022	0,002 mm % (m/m)	0,148	Víztartóképesség (V/V%)	0,138	Homok (%)	0,120
0,005-0,002 % (m/m)	0,056	0,005-0,002 % (m/m)	0,019	Agyag (%)	0,142	TWI	0,111	Száradási sebesség (V/V%/óra)	0,082

Irodalomjegyzék

GAÁL M., BECSÁKNÉ T. E., MOLNÁR P. 2021. A 2018–2019-es magyarországi aszályhelyzet értékelése. GAZDÁLKODÁS: Scientific Journal on Agricultural Economics. Budapest. 2021. Vol. 65. pp. 224-236.

VÁGÓ K. 2005. Az aszály növénytermelésre gyakorolt hatásai. GAZDÁLKODÁS: Scientific Journal on Agricultural Economics. Budapest. Vol. 49. pp. 36-41.

VELLIDIS, G. et al. 2013. A soil moisture sensor-based variable rate irrigation scheduling system. Stafford, J.V. (eds) Precision agriculture ’13. Wageningen Academic Publishers, Wageningen. 2013. pp. 713-720.

DEÁK T., DOBOS E., KOVÁCS K. Z. 2022. Talajnedvesség beszivárgási intenzitás számítása high-tech szenzorok segítségével. Tavaszi Szél 2022 / Spring Wind 2022 Tanulmánykötet I. Budapest. pp. 238-255.

Beszivárgás vizsgálatok a Cseres-völgyben

Dobai András[1], *Dobos Endre*[2]

[1]PhD hallgató, Miskolci Egyetem, Földrajz-Geoinformatika Intézet, 3515, Miskolc, Miskolci-Egyetemváros, email: andras.dobai@uni-miskolc.hu,
[2] Egyetemi docens, Miskolci Egyetem, Földrajz-Geoinformatika Intézet, 3515, Miskolc, Miskolci-Egyetemváros
email: endre.dobos@uni-miskolc.hu

Összefoglalás

Jelen tanulmány a hazai hegy és dombvidéki kisvízgyűjtőkben lejátszódó viharok (villámárvizek) felszíni lefolyásra gyakorolt hatásaival (pl.: beszivárgás, talajnedvesség, lefolyási sebesség) foglalkozik, amelynek szerves részét képezi a talaj és annak fizikai állapotának felmérése. A villámárvizeket kiváltó intenzív csapadékesemények komoly erodálódási potenciállal rendelkeznek a termőterületekre vonatkozóan, így a gazdasági fenntarthatóság és természeti értékeink megóvása érdekében fontos, hogy a modellekben használt bemeneti paramétereket (pl.: beszivárgási sebesség) felülvizsgáljuk és ha szükséges korrigáljuk. A kutatás során keretes beöntözési vizsgálatokat végeztünk három különböző talajtípusra egy dombvidéki mintaterületen. A kutatás eredményei rávilágítottak arra, hogy a helytelen tájhasználat és mezőgazdasági művelés technológia milyen károkat okoznak a talaj szerkezében, hozzájárulva ezzel a szélsőséges csapadék események lefolyási sebesség növeléséhez.

Kulcsszavak: villámárvíz, keretes beöntözés módszer, térinformatika

Summary

Although the agriculture areas of Hungary lays in plains and lowlands, the protection of the (upper) productive layers is also important from the point of view of hills and mountains. It is important that the problems caused by the effects of the location (aspect, slope, relief energy) on the soil surface are determined and interpreted. In the watershed of the Nyögő-Harica streams (Borsod-Abaúj-Zemplén county), which forms the sample area, flash floods have occurred every year for the last 12 years, which have a serious impact not only on the water courses or the surrounding settlements, but also on the soil, so the topic is not only agriculture, but also relevant and necessary for other natural and social research. In present study, we present the traditional and digital processing of irrigation tests and infer the infiltration conditions of the area.

Keywords: flash flood, soil moisture, GIS

Bevezetés

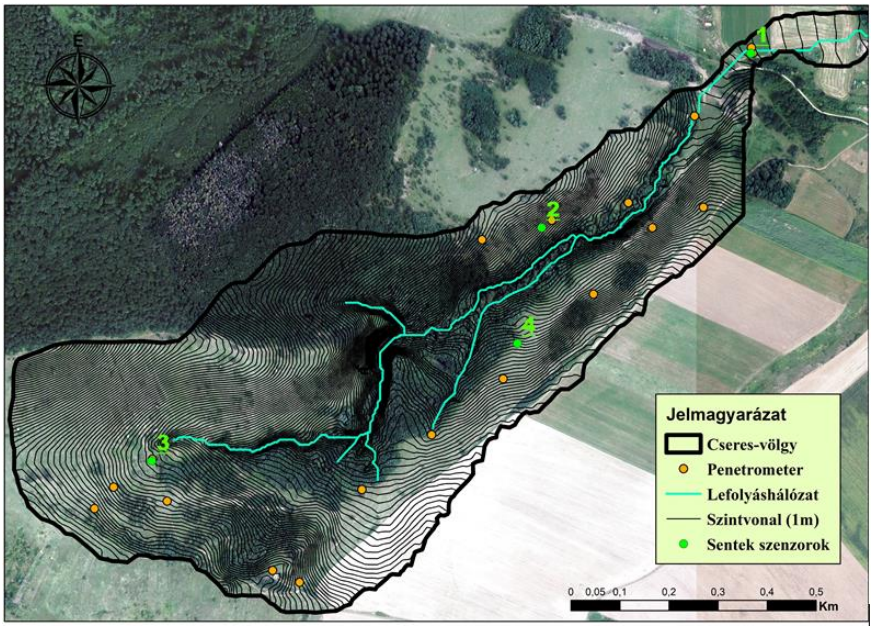
A klímaváltozás napjainkban kialakuló megfigyelhető szélsőséges időjárási eseményei közül az egyik legmarkánsabb az ún. mezoskálájú konvektív rendszerekben (MKR) keletkező viharok által kiváltott villámárvizek

jelensége. Legpusztítóbb viharokat a konvektív rendszerek légnyomás gerincek mentén újra fejlődő zivatarláncok adnak, amelyek több száz vagy akár ezerszeres csapadékot adnak az átlaghoz képest (GODA, 2018). Mint a meteorológiai rendszerben, úgy az ökológiai rendszerekben is rövid idő alatt komoly hatást gyakorol. A jelenség nem évszak függő, ám jellemzően március és október között jelentkezik hazákban. A villámárvíz számos topológiai egységben érezteti hatását továbbá visszatérése jelentős pszichológiai hatással bír a lakók számára és komoly terhet ró a felelős minisztériumi szervekre. Az árhullám megjelenése főként hegy és dombvidéki területeket érint, vagyis Magyarország területének kétharmada villámárvízben érintett lehet, így az ár és belvíz veszélyeztetettség mellett a villámárvíz a harmadik olyan természeti veszélyforrás az országban, amely természetes vízfolyásokhoz köthető (KALICZKA, 1988). A károkozás egyik legnagyobb térszíne a talaj felső része, amely termőrétegül szolgál a növények számára, így hatással van az agráriumra és a közvetve a gazdaságra és társadalomra is. A talajban lejátszódó lebontó folyamatok biztosítanak tápanyagot a talaj egyéb rendszerében (mikrobiológiai, növényi, állati) élők számára. Ezen alapvető funkciók ellátásához, valamint a biomassza termeléséhez és felvételéhez, tulajdonképpen az egész rendszer működéséhez, idő szükséges (STEFANOVITS, 1999). A feldolgozás alatt lévő vagy már feldolgozott értékes tápanyagok a villámárvíz árhulláma által lebegtetett hordalékként eltávozik ebből a rendszerből, hiányt okozva a helyben maradt ökoszisztémában. A lemosott hordalék, jobb esetben a patakhoz (pl.: Harica-patak) tartozó nagyobb folyó (pl.: Sajó) nagyvízi medrében rakódnak le, rosszabb esetben a folyók tovább szállítják nagyobb folyók (pl.: Tisza) felé, amely tovább szállítja a fentebb leírt szerves és egyéb tápanyagokban gazdag hordalékot. E vázlatos kép röviden bemutatja a villámárvizek talajra gyakorolt káros dinamikáját, közvetett hatása az agráriumban pedig az erodáltság növekedésében, a termelékenység csökkenésében vagy a tápanyagot helyettesítő anyagok felhasználásának növekedésében mutatkozik. A villámárvizek leírásához és vizsgálatához szükséges tényezők rendkívül összetettek, így számos tudományterületben való kutatás és szaktudás szükséges. Jelen cikkben a mintaterületen alkalmazott keretes beöntözés vizsgálat eredményeiről számolunk be.

Anyag és módszer

A mintaterületet képező Cseres-völgy a Tardonai-dombságon belül, a Harica-patak vízgyűjtőjében fekszik (*1. ábra*). A területet nagymértékű geológiai változékonyság jellemzi, felszínét a miocén bádeni és kárpáti korszakban (17 millió éve) előrenyomuló mediterrán tenger és annak parti és sekélytengeri környezetben kialakuló felszíni képződményei (pl.: turzások) formálták. A környező területekről érkező vízfolyások az elmocsarasodó parti lagúnákat fokozatosan kiédesítették (JUHÁSZ, 1970). A táj negyedidőszaki

földtani képe nagy változatosságot mutat. A jégkorszakokban (glaciálisokban) a fagyaprózódás útján történő lepusztulás, míg a jégkorszakközökben (interglaciálisokban) a megnövekedett csapadék okozta lineáris erózió és a mállás volt meghatározó (PINCZÉS et *al.*, 1993). A talajfolyások mind a glaciálisokban (kongeliflukció, geliszoliflukció), mind az interglaciálisokban (geliszoliflukció, szoliflukció) formálták a felszínt. Az üledékek lerakódása a villányium, biharium és a pilisium szakaszában eltérő hatékonysággal zajlott (DOBOS, 2002). A Cseres-völgy területének egésze az Egyházasgergei Formációhoz (^{e}MK) tartozik, a mélyben található kavics konglomerátumot homok, homokkő és végül a felszínen finomabb aleurit és agyag borítja (GYALOG, 1996). A Cseres - völgy, V-alakú 1,6 km hosszú és 665 m széles, a völgy toroknál elkeskenyedik, vízgyűjtője 0,76km^2. A völgy helyenként 4-5 méter mélyre bevágódott a térszínbe. Több eltérő fejlettségű eróziós árok kísér, amelyeket a lehulló csapadék okozott, 2010 óta pedig az időszakosan (tavasztól - őszig) megjelenő villámárvizek árhullámai is formálják ezeket. Az elmúlt 10 évben szinte minden évben érintett volt villámárvíz levezetésében.



1. ábra*:* A mintaterület elhelyezkedése és a kihelyezett szenzorok mérési pontjai

A terület az erdőtalajok zónájába esik, így a területen eddig feltárt talajok jelentős része különböző mértékben erodálódott agyagbemosódásos barna erdőtalajok, azonban a völgyekben és az árhullámok terülési zónáiban egyéb talajtípusok is megtalálhatók. Közös jellemzőjük a nagy mértékű

tömörödöttség, amely a tájhasználatra vezethető vissza. A völgy nagyrészét főként legelőként vagy gyümölcsösként hasznosították, a meredekebb lejtőoldalakat és a völgyeken kisebb erdőségek találhatók. A lejtőoldalak alkalmasabb területein szántók és kaszálók helyezkednek el, amelyeken a gépimunka egyértelmű jelei azonosíthatók (barázdák, gépi taposási nyomok), valamint a talajok szerkezetében is visszaköszönnek. A katonai felmérések térkép anyagaiból következtethetünk arra, hogy a területhasználat több száz évig nem változott. A talajtípusok elhelyezkedése a magasabb térszínektől az alacsonyabbig az alábbiak szerint alakulnak: a dombtetőn, a vízgyűjtő gerinchez közel erősen erodálódott agyagbemosódásos barna erdőtalaj (jelen vizsgálatban nem szerepel), a lejtőoldal közepén, lokális helyzetéből fakadóan főleg antropogén anyagokból összeállt lejtőhordalék talaj (*2. ábra, 1. táblázat*), a északi és déli kitettségű lejtő oldalakon eltérő mértékben erodálódott és jelentősen tömörödött agyagbemosódásos barna erdőtalajok találhatók (*3. ábra, 2. táblázat*). A völgytalpnál egy a villámárvíz árhullám anyaga által többszörösen eltemetett réti talaj (jelen vizsgálatban nem szerepel), majd a terülési zóna szélén (antropogén anyagban gazdag) öntés réti talaj található (*4. ábra, 3.táblázat*). Az utóbbi érdekessége, hogy az antropogén anyag jelentős része az ún. vonaldíszes kerámia kultúrához tartozik, amely közösség a középső neolitikumban élhetett a területen, így a talajmintához tartozó terület a Magyar Nemzeti Múzeum hivatalosan regisztrál lelőhelyévé vált. A kultúra jelenléte nem ismeretlen a Harica-Nyögő vízgyűjtőjében (pl.: Radostyán, Sajókápolna), a vándoroltató állattartással foglalkozó népcsoport ideiglenes szálláshelyeivel kapcsolatos leletanyagok, jellemzően a vízfolyás völgyek első teraszán találhatók (PALICZ-MAKKAY, 1978). A leletanyagot, keverten más antropogén anyagokkal (tégla, patics, faszén) már a felső 40 cm-es rétegben, nagyobb részt azonban a 100-cm mélységben találhatók meg (*5. ábra*).

K-1 Sen_13 jelű szelvény

A szelvény környezete:

Kitettség: K

Lejtés: 3-5%

Pozíció: lejtőoldal középső szakasza

Leírás: felhagyott gyümölcsös

Kapcsolódó mérés: keret 1

Talajtípus: Lejtőhordalék talaj

2. ábra*:* A K-1 Sen_13 jelű szelvény fényképe

1. táblázat: A K-1 Sen_13 jelű szelvény terepi leírása

Gen. szint	*Mély-ség*	*Szerk*	*Fiz. fél*	*Tömöd*	*Hártyák*	*Kivál.*	*Vízhat.*	*gyökér*	*WET (%)*
A	0-20	hasábos	HV	erősen	hum. h, agyag h.	Fe, Mn-szeplők	pangó-víz hatás	sok hszgy.	-
B	20-40	hasábos	HV	erősen	a.h	Fe, Mn-szeplők erősödés	stagnál	hszgy.	30cm - 29,8
Bt	40-70	apró szemcsés	AV	erősen	a.h	Fe, Mn-szeplők	nő	hszgy., repedé-sek mentén	50cm - 40,8 %
Bg	70-90	apró szemcsés	AV		hum. h, a.h	erősen Fe,Mn-szeplős	nő		80cm – 48%
C	90-110		A	erősen		Fe, Mn-szeplők	nő		90cm – 53%

K-1_Sen_20 jelű szelvény

A szelvény környezete:

Kitettség: -

Lejtés: 1-2%

Pozíció: völgytalpi sík

Leírás: szántó

Kapcsolódó mérés: keret 2, keret 3

Talajtípus: Öntés réti talaj, antropogén hordalékkúpon

3. ábra A K-1_Sen_20 jelű szelvény fényképe

2. táblázat A K-1_Sen_20 jelű szelvény leírása

Gen.	*Mélység*	*Szerk*	*Fiz.fél*	*Tömöd*	*Átmenet*	*Hártyák*	*Kivál.*	*Mész tart.*	*Vízhat.*	*Gyökér*
A sz	0-30	szerkezet nélküli, kagylós törés	HV	erősen	-	gyenge humusz hártya	Fe, Mn-szeplők	-	erős pangóvíz hatás, glej	sok hszgy.
A	30-50	szemcsés, morzsás	HV	gyengén	éles	gyenge h.h	-	-	glej	gyökérzóna
B t	50-70	szemcsés, morzsás	V	erősen		h.h	Fe-Mn szeplők,	-	-	kevés
2A	70-100	szemcsés, morzsás	V	-	-	h.h, a,h	Fe-szeplők	-	-	hajszál gyökér hálózat
2Aa	100-	hasábos	V	-	folyamatos	-	-	-	-	csekély gyökér mennyiség

K-2_Sen_08 jelű szelvény

A szelvény környezete:

Kitettség: D

Lejtés: 15 %

Pozíció: lejtőoldal

Leírás: legelő

Kapcsolódó mérés: keret 4,

Talajtípus: Öntés réti talaj, antropogén hordalékkúpon

4. ábra A K-2_Sen_08 jelű szelvény fényképe

3. táblázat A K-2_Sen_08 jelű szelvény leírása

Gen. szint	*Mélység*	*Szerk*	*Fiz.fél*	*Tömöd*	*Átmenet*	*Hártyák*	*Kivál.*	*Mész tart.*	*Vízhat.*	*Gyökér*
O	0-5	tömödött	H	erősen	-	-	gyenge szerves a.	-	-	fás gyökérzet
A	5-15	tömödött	VH	erősen	-	-		-	pangóvizes foltosság	
E	15-25	tömödött	VH	erősen	-	-		-		
Btg	25-40		AV	erősen	agyaghártyák	agyag,h	Fe-festés	-	pangóvizes foltosság	
B t	40-80		A	erősen	agyaghártyák	a.h	Mn-gumók	-	-	

5. ábra. A völgytalpon feltárt szelvény antropogén eredetű leletanyaga

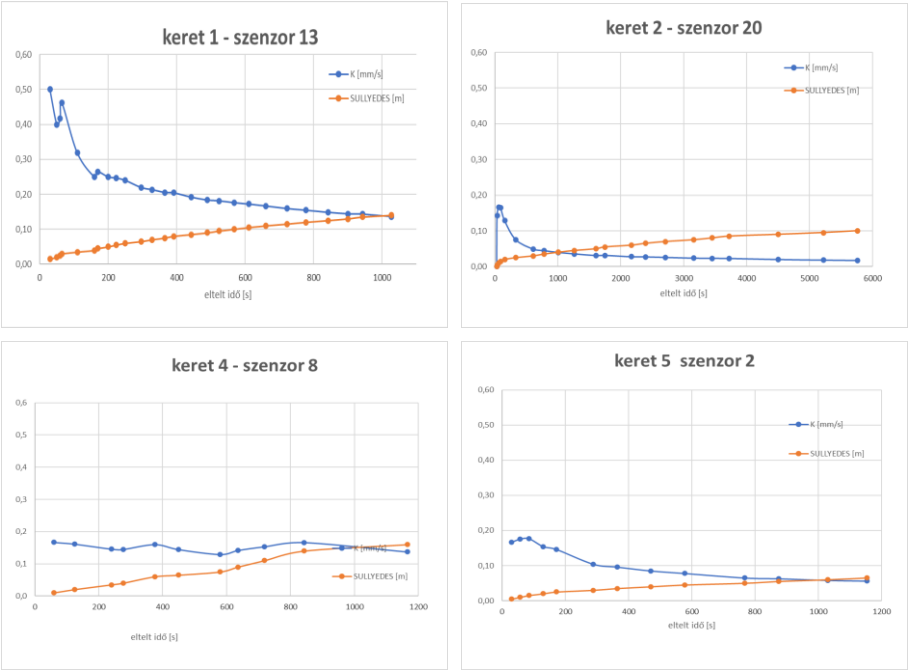
A völgyben az eddigi vizsgálatok során 4 db ponton kerültek kihelyezésre Sentek-EnviroScan talajnedvesség szenzorok, amelyek 2021 decembere óta szolgáltatnak adatot. A szenzorok működésének lényege, hogy a talaj, a víz és a levegő dielektromos állandóiból (másnevén relatív permittivitásból) térfogati víztartalmat számoljon, aminek mértékegysége tömegszázalék (%) (KIBIRIGE-DOBOS, 2021). A szenzor 10 centimétereként mér talajnedvességet, a felső 10 cm-en pedig hőmérsékletet is. Hagyományos keretes beöntözést végeztünk el a szenzorok közelében, majd egy másik alkalommal úgy helyeztük el a kereteket, hogy a nedvesség szenzorok annak közepére essenek (*6. ábra*). A módszer során 2 db 25x25 cm, illetve 50x50 cm-es, élezett peremű, nyéllel ellátott fémkeretet süllyesztettünk a talajba, a keretek oldalán jelzett 10 cm-es mélységéig. A két keretet egyszerre töltöttük fel vízzel, a 10 cm-es jelzésig és a beöntési időt rögzítettük. A vizsgálat során a külső keret állandó hidrosztatikai nyomást biztosít annak érdekében, hogy a belső keretben levő víz a talaj mélyebb szintjei felé szivárogjon, ne szökjön el, oldalirányba. A külső keretet folyamatosan szinten tartása mellett jegyeztük a belső kereten történt szintcsökkenést (SZABOLCS, 1967). A módszertan szerint a belső keret vízszintjének szinten tartása is szükséges, azonban jelen vizsgálatkor nagyon lassú volt a beszivárgás, így csak a külső kereten tartottuk a vízszintjét a korábban taglaltak értelmében, továbbá ügyeltünk, hogy a szenzort védő, vízvető palást alá ne kerüljön víz, nehogy a bejutó víz károsodást okozzon a

műszerben. A vizsgálatokat a korábban bemutatott három talajtípusra végeztük el. A szenzoros beöntéseseknél 1 perces időintervallumokat hagytuk a szenzorok mérési regisztrációjának, majd a jobb felbontás érdekében fél percesre állítottunk be.

6. ábra. A mintaterület elhelyezkedése és a kihelyezett szenzorok mérési pontjai

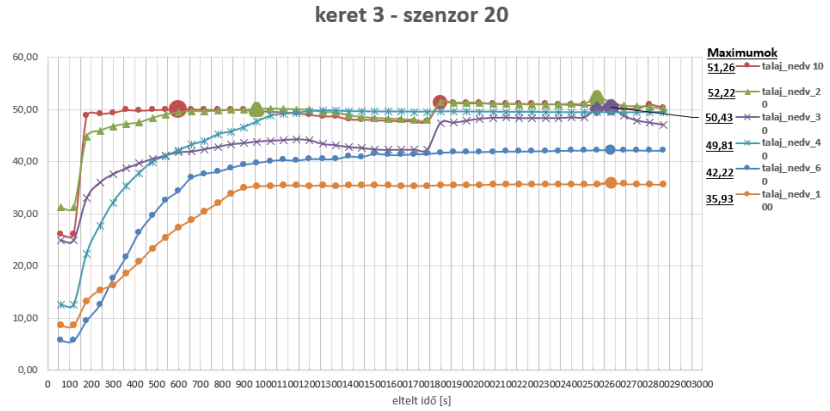
Eredmények és értékelésük

A hagyományos beöntözés vizsgálat (2022.06.07.) előtti hétvégén (2022.06.04-06.05.) között 40 mm csapadék esett a térségben, így közel telítődött rendszerre számítottunk, a digitális mérés egy szárazabb időszakban (2022.08.05.) történt. A beöntözési vizsgálatokat először a völgyfőn (szenzor 13) majd a völgy talpon (szenzor 20) majd egy másik időpontban megismételtük a völgytalpi beöntözést, illetve elvégeztük a két egymással szemben lévő lejtőoldalon is (szenzor 2,8). A négy beöntözés eredményeit a *7. ábra* diagrammjai tartalmazzák, a jobb értékelhetőség kedvéért az összes diagramm y-tengely maximum értékei a legjobb terepi beszivárgás (keret 1-szenzor 13; K=0,60 mm/s) értéke szerint került beállításra.



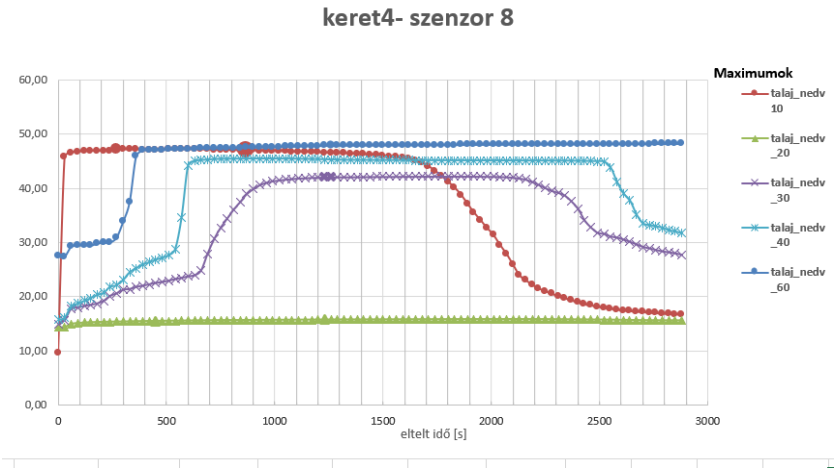
7. ábra. A terepi keretes beöntözések eredményei

Az első beöntözés (keret 1 – szenzor 13) esetében a teljes beöntözött mennyiség (150 mm) 17 perc alatt beszivárgott. Azonban az utolsó 1 centiméter beszivárgását a sűrű növényzet miatt nem tudtuk pontosan mérni. A második, völgytalpi elhelyezkedésű szántón végzett beöntözés viszont már a 3.perc után jelentősen lelassult, a teljes vizsgálat 96 percig tartott, azonban kb.1 cm magasságú víz még mindig volt a kereteken belül. Ezen a területen egy szárazabb időszakban is elvégeztük a beöntözést, de már közvetlenül a szenzoron a korábban leírtak figyelembevételével. A *8. ábrán* látható, hogy a felső 30 cm esetében 3 perc alatt közel telített állapotba kerülnek. A 30-40 cm-es mélységekben a szerkezetváltás (kagylósból a morzsás felé) növelheti a vízbefogadó képességet, ami okán 8-10 percen belül érik el a teljes talajnedvesség telítettséget.



8. ábra. A 20-as szenzorhoz tartozó beöntözés eredményei

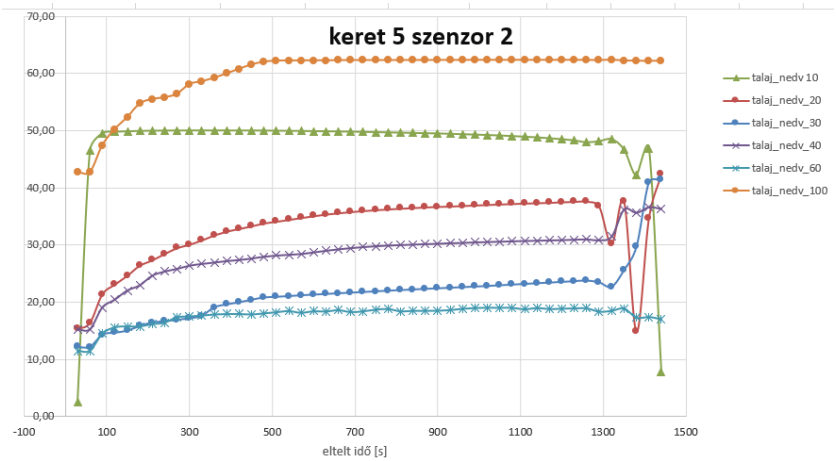
Az első lejtő oldali beöntözés (8-as szenzor) esetében a 3. percben jelentősen csökken, a 4. perc után megállt a beszivárgás, azonban a 19.percig folytattuk a vizsgálatot, amikor még mindig volt 5 cm magas vízoszlop a keretben. A szenzor mért eredményei szerint (*9. ábra*) szerint a felső 10 cm fél percen belül, a teljes rendszer 16 perc alatt telítődik. A szelvény leírás szerint 2-15 mm közötti kavicsos találhatók 15-25cm-es a rétegben, viszont csak 3-5% arányban, azonban ez nem nevezhető vízvezető rétegnek, így a 20 centimétert mérő szenzor feltehetőleg meghibásodott.



9. ábra. A 8-as szenzorhoz tartozó beöntözés eredményei

A negyedik beöntözés esetében az előző vizsgálathoz hasonló eredményeket kaptunk, mivel ugyanolyan talajtípusról, erősen erodálódott agyagbemosódásos barna erdőtalajról beszélhetünk (*10. ábra*). A felső 10 cm az

első 1 percben telítődik, az alatta található rétegek pedig fokozatosan telítődnek, majd 23. perc után a 20 cm-es mélységben csökken, majd visszaáll a telítettség, ami a 30 és 40 cm-es mélységekben talajnedvesség növekedést okoz. Ez magyarázható azzal, hogy ezekben a mélység tartományokban válthat a fizikai féleség.



10. ábra. A 2-es szenzorhoz tartozó beöntözés

A mintaterülethez közeli (Sajószentpéter és környéke) területeken a Miskolci Egyetem által végzett, szintén a villámárvíz hatásaival kapcsolatos beszivárgás vizsgálatokat. A jelenlegi és az egyetemi vizsgálatok beöntözés eredményeinek összehasonlításait a *4. táblázatban* foglaltuk össze.

A *4. táblázat* és a kapcsolódó jegyzőkönyvi adatok alapján elmondható, hogy hasonló eredményeket adott a két vizsgálat. Ezek alapján megállapítható, hogy a Nyögő-Harica patakok vízgyűjtőjének jelentős részén az erodálódás és az a tömörödöttség általánosan jellemzi a talajokat. Egyben ezek magyarázzák az időszakos szélsőséges csapadékesemények kiváltotta árhullámok vonulásának erejét és vízhozamát is.

4. táblázat. A Cseres völgy és a Sajószentpéter belterületi csapadékvíz elvezetési vizsgálati eredményei

Beön-tözés neve	Beöntözött víz mennyisége (mm)	K_AVG [mm/s]	Süllye-dés_ AVG [m]	Beszi-várgás időtart (min)	Talajtípus	Tájhaszn.	Pozíció
K_1	150	0,24	0,08	17	Lejtőhordalék talaj (pangóvizes)	felhagyott gyümölcsös	völgyfő
K_2	150	0,05	0,05	96	Öntés réti talaj (antropogén hordalék-kúpon)	szántó	völgytalp
K_3	150	0,15	0,07	19	pangóvizes agyagbemosó dásos barna erdőtalaj	legelő	lejtő oldal
K_4	150	0,11	0,04	19	pangóvizes ABET	legelő	lejtő oldal
SSzp_1	170	0,04	0,08	85	pangóvizes ABET	szántó	lejtőoldal közepe
SSzp_2	180	0,02	0,02	83	Réti talaj	szántó közeli kaszáló	sík
SSzp_3	210	3,12	0,14	10	ABET, karbonátos	kaszáló	lejtőváll
SSzp_4	205	0,01	0,05	136	pangóvizes ABET	szántó széle, bozótos	lejtőoldal, váll
SSzp_5	190	2,11	0,13	10	ABET karbonátos	füves kaszáló	tető, váll

Ellenőrzésképpen a keretek környezetében kb. 10-20-cm es mélységben feltártuk a talajok felső részét, azonban azt tapasztaltuk, hogy dacára a megelőző csapadékoknak, komolyabb beszivárgás a gyökrézónán túl nem történt. Tehát a lassú beszivárgást nem a csapadékos időjárás okozta magas talajnedvesség tartalom, hanem a tömörödöttség okozta, a talajnedvesség értéke a felső 5 cm-en 25,6% volt az egyik közeli szelvényben (*11. ábra*). A lejtőoldali K_2_Sen 8-as jelű szelvényhez kapcsolódóan egy további terepi tapasztalatot érdemes megemlíteni, mely szerint a szelvény kiásásakor a kiásást könnyítendő kis mennyiségű, majd a beszivárgási körülmények értelmezéséhez nagy mennyiségű (10-12 l) vizet öntöttünk a szelvénybe, majd követtük a beszivárgást (kb. 1 óra). Tulajdonképpen arra voltunk kíváncsiak, hogy keretek nélkül, milyen beszivárgási irányok figyelhetők meg, azonban azt a megdöbbentő eredményt tapasztaltuk, hogy sem beszivárgás, sem oldalirányú elszivárgás nem történt, több mint egy óra elteltével sem. A szelvény főfalánál a friss, ásóval történtő lekaparás során pár mm-es nedvesedést tapasztaltunk (*11. ábra*, jobb szélső kép).

11. ábra. A beöntözések környezetében lévő feltárt talajrétegek állapota

Hogy képet kapjunk a terület talajainak általános tömörödöttedéről és nedvességi állapotáról 18 db helyen Penetronik elektronikus talajvizsgáló nyomószondával további vizsgálatokat végeztünk el a völgyben (*5. táblázat*). A felmérés szerint a nyomószondát átlagosan 21 cm mélyre tudott behatolni 36,78%-os nedvesség tartalom mellett, amelyek megerősítik a fent megállapítottokat.

5. táblázat. A terepi penetrométerezés eredményei

X	Y	Mérések	Max mélység (cm)	Nedvesség max (%)	Átlag erő (N)
768115	317220	1	50	38	379,4
768112	317231	2	72	38	417,48
767996	317094	3	38	38	313,44
767910	316870	4	4	38	530,25
767790	316737	5	19	38	403,89
767606	316567	6	23	38	319,04
767460	316455	7	11	38	281
767318	316345	8	15	38	438,86
767191	316159	9	14	27	229,28
767136	316183	10	27	38	310,22
766773	316307	11	22	27	182,81
766812	316350	12	14	38	218,5
766891	316406	13	9	38	363,33
766921	316322	14	13	38	149,5
768014	316911	15	13	38	293,23
767861	316920	16	15	38	185,93
767705	316885	17	15	38	149,66
767563	316846	18	14	38	114,7
	Átlag		**21,56**	**36,78**	**293,36**

Következtetések

A villámárvíz jelenségének értelmezésekor fontos szempont a talaj felső 0-30 cm-es rétegeinek a tulajdonságainak figyelembevétele, hiszen a felszínborítottsága után a következő kiemelkedő víz visszatartási potenciállal a talaj rendelkezik. A keretes beöntözés módszertana alkalmas, hogy képet alkossunk a terület talajainak beszivárgási állapotáról, potenciáljáról. A beszivárgás sebességét azonban a csapadékterhelés mértéke és a domborzati és felszínborítottsági viszonyok figyelembevételével kell értékelni. Az első vizsgálta esetén egy lokális összegyülekezésre alkalmas területről van szó, amely esetében nagyobb csapadékterhelés esetén a vizsgált talajtípus 0-40 centimétere alkalmas a csapadék befogadására, továbbá a 100cm mélységig tartó csúszási tükrök okozta repedések, a fejlett gyökér és járathálózatok tovább javítják a bejutó vízmennyiség elvezetését. Azonban a közel múltbeli tájhasználata (gyümölcsös, hétvégi telek stb.) okán a terület lágyszárú növényekkel sűrűn benőtt, amelyek gátolják a beszivárgás, mivel az intenzíven lehulló csapadék súlya lehajtja a növényeket, így dacára a jó talajszerkezenek a csapadék nem fog tudni beszivárogni. A vizsgált talajok közül a legjobb beszivárgási tulajdonságokkal ez a szelvény rendelkezik. A lejtőoldalon végzett vizsgálatok során a prekoncepciónk szerint, természetesen egy maximum közepes mértékű beszivárgást vártunk a csekély, de sűrű gyökérzetű növényzet (kaszáló, legelő), valamint a finomabb frakciójú felszín (homok-homokos vályog) okán. Azonban a legeltetéssel járó taposás okozta tömörödöttség miatt a beszivárgás elhanyagolható ezeken a területeken, amely így nagyban hozzájárul a villámárhullámok összegyülekezési idejének jelentős csökkenéséhez. A tömörödöttség a völgy lejtőoldalain végig követhetők ezt a penetrométeres vizsgálatok is alátámasztottak. A völgytalpon, az árhullám terülési zónájában szintén komolyabb beszivárgást vártunk, az árhullámok által a felszínre hordott és lerakott finomabb frakciójú anyagok okán, azonban a beszivárgás elhanyagolható mértékének oka szintén a tájhasználatban keresendő. A terület nagy része szántóként hasznosított, így a helytelen talajművelés okozta felső szintek tömörödöttsége és a digitális mérésen is követhető eketalp szintjének jelenléte csekély beszivárgást okoz. A kutatás folytatásaként szeretnénk egy nagy felbontású talajtérképet készíteni, hogy teljes képet kapjunk arról, hogy milyen mértékben járulnak hozzá a talaj tulajdonságok egy villámárvizet okozó csapadékeseménykor. Az eredmények jelentősen befolyásolják a fejlesztés alatt lefolyás modellünk átlagos talaj beszivárgásra vonatkozó input adatait. Összességében megállapítható, hogy a villámárvizet kiváltó viharok csapadékainak mennyisége és intenzitása meghaladja a vizsgált talajok vízbefogadó képességét.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás az RRF-2.3.1-21-2022-00014 Éghajlatváltozás Multidiszciplináris Nemzeti Laboratórium/National Multidisciplinary Laboratory for Climate Change finanszírozásában valósult meg.

Irodalomjegyzék

DOBOS A. 2002: A Bükkalja II. Felszínalaktani leírás. In.: A Bükki Nemzeti Park. Szerk.: Baráz, Cs. Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, Eger. pp. 217-227.

GODA Z. 2018: 15. A villámárvizek meteorológiai háttere, In Bíró Tibor szerk.: Országos Települési Csapadékvíz-gazdálkodási Konferencia Tanulmányai. Kézirat. 156-164.

GYALOG L.1996 (szerk): A földtani térképek jelkulcsa és a rétegtani egységek rövid leírása – Magyar Állami Földtani Intézet Alkalmi Kiadványa 187, Budapest 171 p.

JUHÁSZ A. 1970: A Borsodi-medence keleti részén a helvéti barnakőszéntelepek szénkőzettani, településtani vizsgálata = Földtani Közlöny. – 100. évf., p. 239-306.

KALICZKA L., 1998 Hegy és dombvidéki vízrendezés, Baja pp. 90-95

KIBIRIGE, D., DOBOS, E. 2021: Off-Site Calibration Approach of EnviroScan Capacitance Probe to Assist Operational Field Applications. 2021.Water. Vol. 13(6). p. 837.

PALICZ N. MAKKAY J. 1978: Linieamman Keramia, magyar régészet az ezredfordulónn, neolitukus szkaaz 2003, pp. 205-210

PINCZÉS Z. – MARTONNÉ E. K. – DOBOS A. 1993: Eltérések és hasonlóságok a hegylábfelszínek pleisztocén felszínfejlődésében. Földrajzi Közlemények CXVII. (XLI.) 3. Budapest, pp. 149- 162

STEFANOVICS P.: Talajtan 1999,pp. 35-50.

SZABOLCS I. 1967: A genetikus üzemi talajtérképezés módszerkönyve, pp.123-125

Előkísérletek a talajok hidrofób karakterének vizsgálatára Krüss DSA 100 cseppalak analizátorral

Füleki-Veress Aliz[1,2], Barna Gyöngyi[2], Makó András[2]

[1] MATE, Georgikon Campus, Festetics Doktori Iskola, 8360 Keszthely, Deák Ferenc utca 16. veress.aliz.zsofia@gmail.com
[2] Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani Intézet, Talajfizikai és Vízgazdálkodási Osztály, 1022 Budapest, Herman Ottó út 15.
barna.gyongyi@atk.hu, mako.andras@atk.hu

Összefoglalás

A talajok víztartó- és vízvezető képessége vízgazdálkodási és a környezetvédelmi szempontból egyaránt a legfontosabb talajtulajdonságok közé sorolható. E hidrofizikai jellemzőket – egyéb tulajdonságok mellett – nagymértékben befolyásolhatja a talajok nedvesíthetősége (hidrofób/hidrofil karaktere). Hidrofób talajtulajdonságnak nevezzük azt a jelenséget, amikor a talajok ″taszítják″ a vizet. A talajok hidrofób karakterének jellemzése az utóbbi évtizedekben vált szisztematikus vizsgálatok tárgyává; elterjedéséről sem globálisan, sem regionálisan nincs pontos képünk. A hidrofób tulajdonságok kialakulása időben is változik, a homokos talajok és a száraz, melegebb éghajlatú területek talajai különösen érintettek lehetnek, ez a klímaváltozás előrehaladtával még jobban érzékelhető jelenség lesz. Az említett okok miatt a hidrofób karakter mérése a talajvizsgálatok során egyre fontosabbá válhat a jövőben.
Az ásványi anyag – szerves anyag komplexumok térhálós humuszmolekulái hidrofil és hidrofób tulajdonságokkal egyaránt rendelkeznek. A hidrofób tulajdonság kialakulását ezen felül több tényező is befolyásolhatja; hidrofób talajfelület alakulhat ki akkor is, ha a talajszemcsék felületét vékony, apoláris jellegű vízlepergető tulajdonságú szerves molekulákból álló (olajos, zsíros, viaszos) réteg vonja be, mely a talajba kerülő szerves anyagok bomlási terméke. Hidrofób talajréteg kialakulását eredményezhetik többek között erdőtüzek, a mű- és szerves trágya használata vagy ipari- és kommunális szennyezések is.
Előkísérleteink során a talajok nedvesíthetőségének vizsgálatára a KRÜSS DSA 100 cseppalak analizátort használtuk, mely a szilárd fázis felületére cseppentett folyadékcsepp szétterülése alapján méri az illeszkedési vagy kontakt szöget, a szilárd fázis nedvesíthetőségét jellemző mutatót. Módszertani előkísérleteinkben nagy agyagtartalmú ásványi őrlemények (kaolin, illit, bentonit) és különböző tulajdonságú talajminták (csernozjom, Ramann-féle barna erdőtalaj, réti talaj) nedvesíthetőségét tanulmányoztuk két különböző mérési módszertannal (pasztillás és ragasztócsíkos módszerrel), a pasztillás minták esetében különböző nyomásértékeken. A készüléket hazánkban még nem alkalmazták talajtani kutatásokban, illetve külföldi adaptációja is újdonságnak minősül. A mért adatok várhatóan sokrétűen felhasználhatóak lesznek talajfizikai, -kémiai, valamint -biológiai kutatásokban is.

Kulcsszavak*:* hidrofób karakter, nedvesíthetőség, kontakt szög, KRÜSS DSA 100, cseppalak analizátor

Summary

The ability of soils to hold and conduct water is one of the most important soil properties for both water management and environmental protection. These hydrophysical properties can be strongly influenced by the wettability (hydrophobic/hydrophilic character) of soils. Hydrophobic soil properties are defined as the phenomenon whereby soils "reject" water. The characterisation of the hydrophobic character of soils has become the subject of systematic studies in recent decades, however we do not have a clear picture of its distribution, either globally or regionally. The development of hydrophobic properties also varies over time, sandy soils and soils in arid, warmer climates may be particularly affected, and this will become more pronounced as climate change progresses. For these reasons, the study of hydrophobic character may become increasingly important in the future.

The cross-linked humic molecules of organo-mineral complexes have both hydrophilic and hydrophobic parts. The development of hydrophobicity may be influenced by several factors. A hydrophobic soil surface can also be formed if the surface of the soil particles is coated with a thin layer of water-repellent substances (oils, fats, waxes), which are predominantly apolar organic molecules, and thus neither dissolved nor wetted with water-repellent properties, which are the decomposition products of organic matter in the soil. These coatings are often the decomposition products of organic matter in the soil (e.g. the waxy coating of leaves is much more persistent than other organic matter in the plant due to its long decomposition time). The formation of hydrophobic soil layers can be caused by, among other things, forest fires, the use of manure and organic fertilisers or industrial and municipal pollution.

In our preliminary experiments we used the KRÜSS DSA 100 drop shape analyser to test soils' wettability. On well wettable surfaces, the water droplets are spread out widely to maximise the surface area in contact with the solid phase, whereas on hydrophobic surfaces the water droplets approach a spherical shape, as they contact the water-repellent surface over a smaller surface area. The spreading of the liquid droplet on the surface of the solid phase provides a measure of the contact angle, which is an excellent characterisation of the wettability of the solid phase. The instrument is suitable for determining the interfacial tension and wettability of soils in soil/water/air and soil/organic liquid/air systems. In our methodological preliminary experiments, the wettability of clay minerals (kaolin, illite, bentonite) and soil samples with highly variable properties (loess, meadow soil, Chernozem, forest soils). We used two different sample preparation methodologies (pastille method and adhesive stripe method) at different pressure values for pastille samples. The device has not been used in soil research in Hungary and its adaptation abroad is a novelty, the measured data can be used in soil physics, chemistry and biology research.

Keywords*:* hydrophobic character, wettability, contact angle, KRÜSS DSA 100, drop shape analyser

Bevezetés

A talaj sokoldalú funkcióinak fenntartásában megkülönbözetett szerepe van a talaj vízháztartásának, nedvességforgalmának. A talajok vízháztartása nemcsak a természetes növénytakaró és a termesztett növények vízigényének biztosítása szempontjából fontos, hanem befolyásolja a talaj levegő- és hőháztartását, biológiai aktivitását és – ezeken keresztül – tápanyagforgalmát is. Meghatározza, hogy a környezeti stresszhatásoknak az adott terület milyen mértékben képes ellenállni, illetve várhatóan milyenek lesznek a felszíni vagy felszín alatti vízkészletekben bekövetkező rövid-, illetve hosszú távú károsodások (VÁRALLYAY, 2004; DOERR et *al.*, 2000).

A hidrofóbitás vízgazdálkodási tulajdonságokat befolyásoló hatását már az 1900-as évek elején vizsgálták (SCHANTZ & PIEMEISEL, 1917). Az 1960-1970-es években megnövekedett az érdeklődés a téma iránt, különösen az erdő- és bozóttüzek vízgazdálkodást befolyásoló hatása miatt, ezt például DE BANO is vizsgálta egy 1981-es tanulmányában (DE BANO, 1981). Az elkövetkezendő évtizedben bebizonyosodott, hogy a talajok víztaszító, vízlepergető képessége (SWR – *soil water repellency*) sokkal elterjedtebb jelenség, mint azt korábban gondolták (WALLIS & HORNE, 1992).

A hidrofób kifejezés görög eredetű, jelentése a „víz (hidro) félelme (fóbia)" (DE BANO, 2000). A hidrofób karakterű felületek egyik fő tulajdonsága, hogy taszítják a vizet, mivel apoláris karakterűek, így a víz nem, vagy csak rosszul tudja nedvesíteni őket. A talajszerkezet kialakításában is résztvevő ásványi anyag – szerves anyag kapcsolatok (organominerális komplexumok) térhálós humuszmolekulái hidrofil és hidrofób tulajdonságokkal egyaránt rendelkezhetnek (MILANOVSKIY & SHEIN, 2015). Az elemi talajalkotó részek (ESP – *elementary soil particle*) ásványi összetételétől függő hidrofil/hidrofób karaktere alapvetően meghatározhatja a talajok nedvesíthetőségét (MILANOVSKIY & SHEIN, 2015). A hidrofób karakter közel 100 éve már ismert jelenség, az utóbbi évtizedekben vált szisztematikus vizsgálatok tárgyává. A Soil Water Infiltration Global Database több ezer adatot tartalmazó adatbázis, azonban a hidrofób karakter elterjedéséről sem globálisan, sem regionálisan nincs pontos képünk (RAHMATI et *al.*, 2018). A talajok hidrofób karaktere nem tekinthető állandó jellegű talajtulajdonságnak, rövid távú, illetve szezonális változékonyságot követ (KING, 1981; DOERR & THOMAS, 2000). A homokos talajok és a száraz, melegebb éghajlatú területek talajai különösen érintettek lehetnek. Bizonyított, hogy az SWR, vagyis a talajok víztaszító tulajdonsága fokozódik a klímaváltozás előrehaladtával, az extrém időjárási események, ingadozó csapadék szintek (aszály, intenzív csapadék) és ennek következményei, például a fokozott felszíni talajerózió miatt (DEBANO, 1981; DEKKER & RITSEMA, 2000; MÜLLER & DEUER, 2011; MAO et *al.*, 2019).

A hidrofób karakter kialakulását több, természetes- és antropogén tényező is befolyásolhatja. A víztaszító tulajdonság rövid távú, időszakos változásai, illetve a szezonális változékonysága nem csupán a talajnedvesség függvénye (DOERR & THOMAS, 2000). A hidrofób tulajdonságok kialakulásának egyik befolyásoló tényezője lehet a *hőmérséklet változása* (KING, 1981; DE JONGE et al., 1999). Az erőteljesen felmelegedő és kiszáradó talajfelszíneken víztaszító (hidrofób) talajjelleg alakulhat ki, mely rontja a talaj vízgazdálkodási tulajdonságait, tovább erősítve a klímaváltozás negatív hatásait (BOND & HARRIS, 1964; DEBANO, 1971; VÁRALLYAY, 2005), ez a növények növekedésére is káros hatást gyakorolhat (DOERR et *al.*, 2000). A hőmérséklet mellett kis mértékben befolyásoló tényező lehet a *talaj pH*-ja (DIEHL et *al.*, 2010), illetve *relatív nedvességtartalma* is (DOERR et al., 2002; ROY & MCGILL, 2002). További befolyásoló tényező lehet, ha a talajszemcséket vékony, vízlepergető tulajdonságú réteg vonja be, amely többnyire *szerves anyag*okból áll (DOERR et *al.*, 2000; JIMÉNEZ-MORILLO et *al.*, 2022). A talajszemcsék hidrofób bevonata sok esetben a talajba kerülő szerves anyagok bomlási termékeiből származik, ilyen anyag lehet például a levelek viaszos bevonata, amely a hosszú lebomlási idő miatt bevonja a talajfelszínre lehullott elhalt növényi hajtásokat, így viaszbevonatot képez a talajszemcsék felszínén (JIMÉNEZ-PINILLA et *al.*, 2016; MAO, 2016). További hidrofóbizáló hatású szerves anyag származhat a fás szárú növények, algák, mohák bomlástermékeiből is (BISDOM et *al.*, 1993; MAO, 2016). A természetes eredetű szerves anyagok mellett jelentős szervesanyag többlet antropogén hatásra, kommunális-, illetve ipari szennyeződések révén is kerülhet a talajba. Emellett a mezőgazdasági gyakorlatban kijuttatott mű- és szerves trágya használata is befolyásolhatja a hidrofób karakter kialakulását (DOERR et *al.*, 2000). Egyéb befolyásoló tényező lehet még az *erdőtűz* is, amely hatására a talajon belüli transzportfolyamatok átalakulnak, megváltozik a talajok minőségi és mennyiségi szervesanyag-tartalma, aggregátum stabilitása és víztaszító képessége egyaránt. A műtrágyák, növényvédő szerek formázó adalékaként használt, vagy a különféle tisztítószerekben lévő és a talajokat szennyező *felületaktív anyagok* (tenzidek) szintén befolyásolhatják a talajok nedvesíthetőségét (KUHNT, 1993).

A talajok víztaszító képessége kiválóan jellemezhető a vízcsepp talajfelszínnel bezárt szögével, amelyet *kontakt (illeszkedési) szögnek* hívunk (DEBANO, 2000; HALLETT, 2007; MÜLLER et *al.*, 2014). A jól nedvesíthető felületeken a vízcseppek szélesen szétterülnek, hogy minél nagyobb felülettel érintkezhessenek a szilárd fázissal, ezzel szemben a hidrofób felületeken a vízcseppek a gömb alakot közelítik meg, mivel így kisebb felszínen érintkeznek a víztaszító felülettel (HALLETT, 2007). A kontakt szög és a nedvesíthetőség összefüggése az *1. ábrán* látható.

1. ábra. A nedvesíthetőség és a kontakt szög kapcsolata (HALLETT, 2007)

a) Amennyiben a beérkező vízcsepp a talajjal nagyobb, mint 90 fokot zár be, az adott talaj víztaszító, vagyis hidrofób tulajdonságú.

b) 0 és 90 fok között, a vizsgált talaj ″vízálló″, a beszivárgás gátolt, azonban a vízfelvétel lehetséges, így a talaj nedvesíthető, vagyis hidrofil karakterűvé válhat.

c) Megközelítőleg 0 fokos beesési szög esetén a beszivárgás nem gátolt, így a vizsgált talaj hidrofil tulajdonságú.

A talajok víztaszító képességének vizsgálatára napjainkra több mérési módszer is rendelkezésre áll. Egyik legelterjedtebb és egyszerűsége miatt kedvelt módszer a WDPT (*Water Drop Penetration Time*) meghatározása (WATSON & LETEY, 1970; DEKKER et *al*., 1998, HERMANSEN et *al*., 2019). A WDPT teszteket elsőnek VAN'T WOUDT 1959-ben említi, a mérés során egy talajfelszínre ejtett vízcsepp talajba szivárgási idejét vizsgálta. Víztaszító talajok esetén a víz nem képes rövid időn belül behatolni a talajba, megül rajta. Nedvesíthető, vízáteresztő talajok esetén ez a jelenség nem áll fenn, a vízcsepp könnyen bejut. A víztaszító képesség tartósságát a mért WDPT idők szerint lehet osztályozni (DEKKER et *al.*, 2009). A víztaszító képesség mértéke összefügg azzal a felszíni energiával, amely ahhoz szükséges, hogy a talaj visszataszító állapotból nedvesebb állapotba kerüljön. Ahhoz, hogy a talaj nedvesíthető legyen, a szilárd–folyadék (talaj–víz) fázis kialakulása során nyert felületi energiának meg kell haladnia a folyadék–levegő (víz–levegő) fázis felületi energiáját. A felületi energiát a hidrofób vegyületek összetétele, a kapcsolódó funkcionális csoportok típusa és elhelyezkedése, illetve a fennálló intermolekuláris erők jellege határozza meg (ROY & MCGILL, 2002; CHENG et *al.*, 2010).

A kolloid mérettartományú részecskék illeszkedési szögének meghatározására fejlesztették ki a *statikus és dinamikus kontakt szög* meghatározást. A *statikus kontakt szög* meghatározás során a lecseppentett vízcsepp statikus, „egy helyben" marad (CHAU et *al.*, 2014). Egyik ilyen

módszer a „*sessile drop method”*, vagyis *ülőcsepp módszer*, melynek során egy sík felületen (tárgylemez, szűrőpapír) elhelyezett vízcsepp kontakt szög értékét lehet meghatározni (VAN OSS & GILLMANN, 1972). A „*sessile drop*” módszerrel különösen jól vizsgálhatók a duzzadó agyagásványok, például szmektitek (WU, 2001). BACHMANN és munkatársai (2000) kifejlesztettek egy eljárást, melynek során kétoldalas ragasztószalagot tettek egy tárgylemezre, amelyre átszitált, porított talajminta került, így mérhető lett az illeszkedési szög. A mérés során statikus kontakt szög értékeket határoztak meg különböző textúrájú, eltérő ásványi és szerves anyag összetételű talajtípusokra. A „*sessile drop*” módszerrel a felületi feszültség és a felületi szabad energia is jól mérhető (ROMÁNSZKI et *al.*, 2014). A *dinamikus ülőcsepp* meghatározás során a csepp dinamikusan vándorolhat, elterülhet vagy felszívódhat, ami a talaj felszíni feszültsége és a folyadék felületi feszültsége közötti különbség csökkenésére utal (CHAU et *al.*, 2014).

Vízkészleteink megőrzése és az ehhez kapcsolódó kutatások jelentősége napjainkra kiemelkedően fontossá váltak. Mivel a talaj hidrofób komponensei jelentősen meghatározhatják a talajok vízgazdálkodási jellemzőit, például a víztartó- és vízvezető képességet, így a hidrofób/hidrofil karakter kutatása szintén kiemelt jelentőségűvé vált napjainkra. A hidrofóbitás pontos és egyszerű meghatározására jelenleg még nincs szabványosított eljárás. A módszertani előkísérlet sorozatunkban, a kontakt szög meghatározására kétféle mintaelőkészítési módszer, a „ragasztócsíkos eljárást” és a „pasztillás eljárást” alkalmazhatóságát vizsgáltuk, emellett tanulmányoztuk, hogy a talajok kationos tenziddel történő kezelése után mennyiben változik a minták hidrofóbitása, illetve erről a mérési módszer mennyire ad információt.

Anyag és módszer

A módszertani előkísérletek során nagy agyagtartalmú ásványi őrlemény mintákat (kaolin, illit, bentonit), illetve igen eltérő tulajdonságú talajmintákat vizsgáltunk (*1. táblázat*). A légszáraz, 2 mm-es szitán átrostált minták alapvizsgálati adatait a vonatkozó magyar szabványok alapján (MSZ 0205:1978 és MSZ 0206:1978), szervesanyag-tartalmát a Tyurin-féle módszerrel határoztuk meg. A mechanikai összetételt a FAO (ISO 11277: 2020) szabvány szerint mértük. A kontakt szög méréseket elvégeztük egy cetilpiridinium-klorid kationos felületaktív anyaggal kezelt talajminta soron is (BARNA et al., 2015), ahol a tenzides réteg monomolekuláris rétegben fedte be a talajmintákat.

1. **táblázat.** A vizsgált minták néhány jellemző tulajdonsága

Minta	Agyag +Fe (%)	Por (%)	Homok (%)	Humusz (%)	$CaCO_3$ (%)	pH (H_2O)
Kápolnásnyék mészlepedékes csernozjom, A szint (a, b)	27,60	51,68	7,50	3,70	9,52	7,83
Karcag réti szolonyec, B szint (b)	51,09	45,90	0,88	2,00	0,13	6,92
Keszthely Ramann-féle BET, A szint (a, b)	20,99	33,13	44,28	1,55	0,05	7,04
Keszthely Ramann-féle BET, B szint (a, b)	22,89	33,87	42,29	0,94	0,00	6,83
Kisújszállás réti talaj, A szint (a, b)	55,01	41,19	1,05	2,76	1,10	7,51
Magyar-szombatfa pszeudoglejes BET, B szint (b)	38,96	25,93	34,61	0,49	0,00	5,74
Várvölgy agyagbemosó-dásos BET, A szint (b)	15,27	29,35	51,05	1,33	0,00	6,59
Várvölgy agyagbemosó-dásos BET, B szint (b)	22,25	26,56	50,49	0,70	0,00	6,64
Paks Lösz (b)	16,08	46,00	9,25	0,63	28,04	8,17
Bentonit (a, b)	64,72	29,44	4,94	0,00	0,90	9,63
Illit (a)	56,00	39,21	4,80	0,00	0,70	6,95
Kaolin (a, b)	49,83	48,98	0,09	0,00	1,10	8,69

Jelmagyarázat:
a, Talaj- és ásványi őrlemény minták kontakt szögének meghatározása különböző előkészítéssel és nyomásértékkel;
b, Tenziddel kezelt talaj és ásványi őrlemények kontakt szögének meghatározása

A módszertani előkísérleteink során a Krüss DSA 100 típusú cseppalak analizátort (*drop shape analyser*) használtuk (*2. ábra*), mely műszer segítségével hatékonyan mérhető több, hidrofizikailag fontos paraméter - kontakt szög, határfelületi feszültség, felületi szabad energia, közvetve a beszivárgási idő (WDPT).

2. ábra. Krüss DSA 100 cseppalak analizátor (www.kruss-scientific.com)

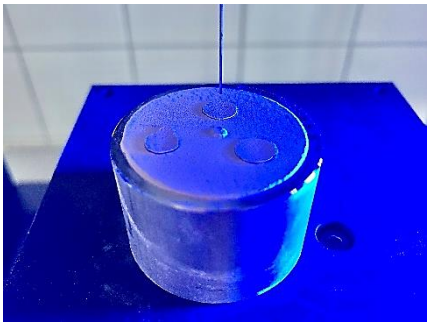
A Krüss DSA 100 cseppalak analizátor talaj–víz–levegő rendszer esetén nagy tisztaságú desztillált vízzel végezhető a mérés, talaj-szerves folyadék rendszerben dijód-metánnal, szabadon választott cseppmérettel és beállítható lecseppentési sebességgel. A kontakt szög (0-180°) mérések statikus és dinamikus módon egyaránt történhetnek, „*captive bubble/sessile drop”* módszerrel. A készülék sokoldalúságát mutatja, hogy a kontakt szög hiszterézis is kimérhető a felület döntésével (KIRICHENKO & GATAPOVA, 2016; KRAINER & HIRN, 2021). A készülékhez opcionálisan csatlakoztatható párakamra, így a hőmérséklet stabilizálása is megoldható. A műszer kiértékelő szoftvere (Advance) segítségével pontosan, beállítható időközönként nyomon követhető több paraméter is, például a kontakt szög változása egy nagy felbontású kamera segítségével. A kamera videófelvétele pillanatfelvételenként kiértékelhető, a mérés végén az mérési eredmények Excel-be egyszerűen exportálhatóak. Előkísérleteinket a *2. táblázatban* szereplő beállításokkal végeztük el.

2. táblázat*:* Beállítások a módszertani előkísérletek során

Liquid	*Water-air*
Speed	*Medium*
Mode	*Drop*
Volume	*7,5 µL*
Light	*70*
Rate	*20 µL/s*
Orientation	*Sessile drop*
Fitting method	*Young–Laplace*
Baseline	*Automatic*

A talaj–víz–levegő rendszer kontakt szögének mérésére a Krüss DSA 100 cseppalak analizátorral jelenleg a szakirodalom két mintaelőkészítési módszert ajánl, így ezeket próbáltuk ki és hasonlítottuk össze. Egyik ilyen eljárás a „pasztillás" módszer (*pastille method*), amelyet ADAMCZUK és munkatársai (2022) írtak le. Az eljárás során hidraulikus talajpréssel, a szakirodalomból ismert különböző nyomásértékeken (3 – 5 – 7,5 – 10 – 13 – 13,5 tonna) előállított talajkorong mintákra desztillált vizet cseppentettünk, majd a kontakt szögek mérését követően az adatokat összehasonlítottuk a készülék kiértékelő szoftvere segítségével (*3-4. ábra*).

A másik eljárás a „ragasztócsíkos" módszer, amelyet BYKOVA és munkatársai (2019) tanulmányában leírtak szerint végeztünk. Ennek alkalmazása során kétoldalas ragasztószalag segítségével 0,25 mm-es szitán átrostált talajmintákat kell mikroszkóp tárgylemezre felvinni, majd ezt követően mérhető a mintákra cseppentett vízcseppek illeszkedési szöge. Mindkét módszerrel több (min. 3-4) ismétlésben végeztünk méréseket (*5-6. ábra*).



3. ábra. 3 tonnás nyomással előállított, pasztillás bentonit minta mérés közben

4. ábra. Kisújszállás – réti talaj pasztillás minták (3 – 5 – 7,5 t)

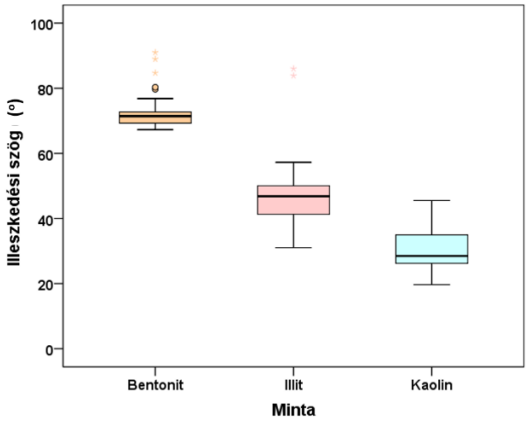
5. ábra. Ragasztócsíkos módszerrel előkészített ásványi őrlemény minták (kaolin – illit – bentonit)

6. ábra. Ragasztócsíkos módszerrel előkészített talajminták
(Kápolnásnyék – mészlepedékes csernozjom, A szint
Kisújszállás – réti talaj, A szint
Keszthely – Ramann-féle BET, A, B szint)

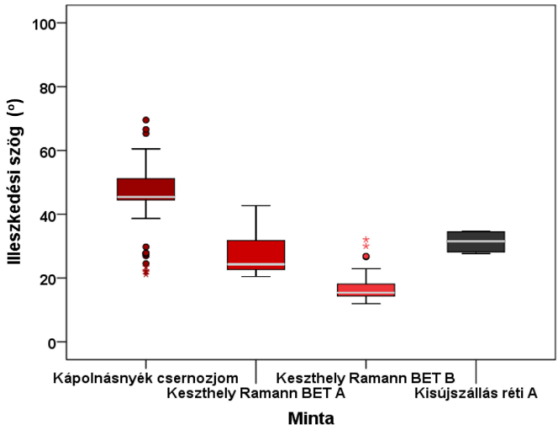
A módszerek segítségével meghatározható a vizsgált talaj- és ásványi őrlemény minták hidrofóbitási sorrendje. A pasztillás módszerrel előkészített talajmintákon – a kontakt szög méréseken felül – a kiértékelő szoftver segítségével meghatároztuk a WDPT mértékeket is. Ragasztócsíkos módszer esetében a WDPT idők mérése nem lehetséges a vékony mintaréteg miatt.

Eredmények és értékelésük

Az ásványi őrlemény, illetve a talajminták ragasztócsíkos módszerrel mért illeszkedési (kontakt) szög értékei alapján meghatározott hidrofóbitási sorrendjét a *7.* és *8. ábra* mutatja be.

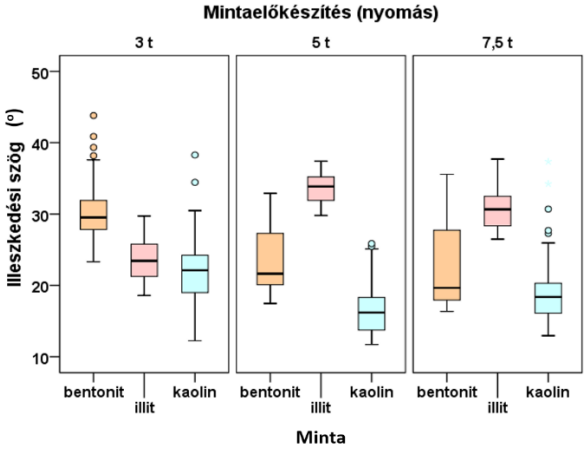


7. ábra. Ragasztócsíkos módszer – ásványi őrlemény minták (bentonit – illit – kaolin), hidrofóbitási sorrendje a mért illeszkedési szög értékek alapján



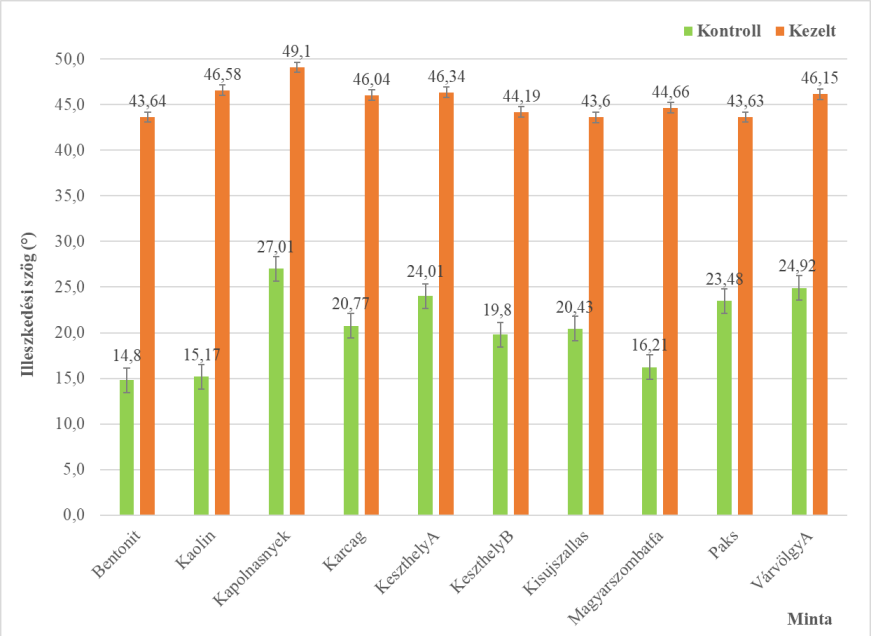
8. ábra. Ragasztócsíkos módszer – Eltérő tulajdonságú talajminták (mészlepedékes csernozjom, réti talaj, Ramann-féle BET) hidrofóbitási sorrendje a mért illeszkedési szög értékek alapján

A pasztillás módszerrel – a különböző nyomással előállított tablettákon – mért illeszkedési (kontakt) szög értékeket az ásványi őrlemény minták esetében a *9. ábrán* mutatjuk be.



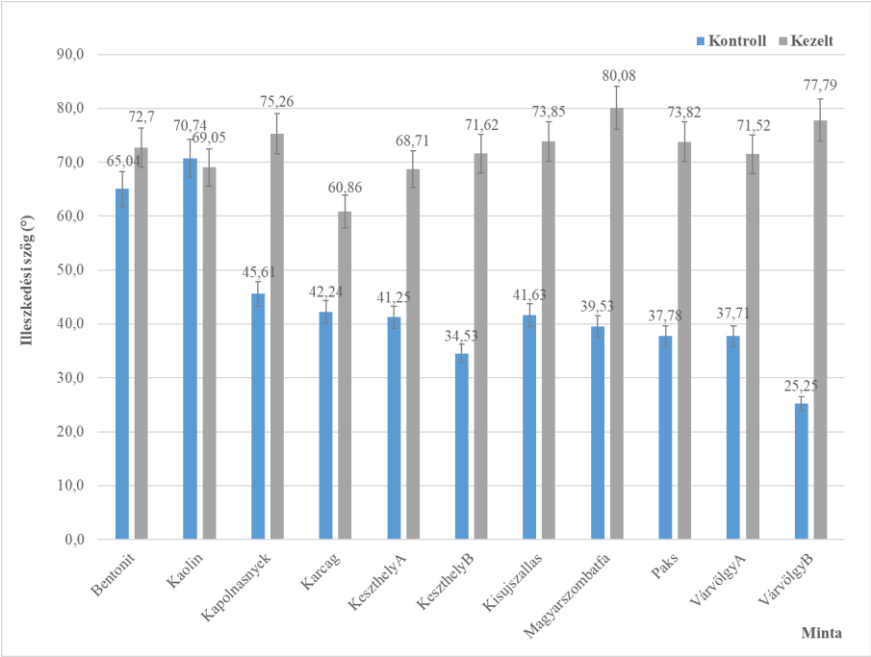
9. ábra. Pasztillás módszer – eltérő nyomással (3 – 5 – 7,5 t) előállított ásványi őrlemény minták (bentonit, illit és kaolin) mért illeszkedési szög értékei

A kontroll és a kationos tenziddel kezelt minták – pasztillás módszerrel meghatározott – illeszkedési szög értékeit a *10. ábrán* hasonlítottuk össze.



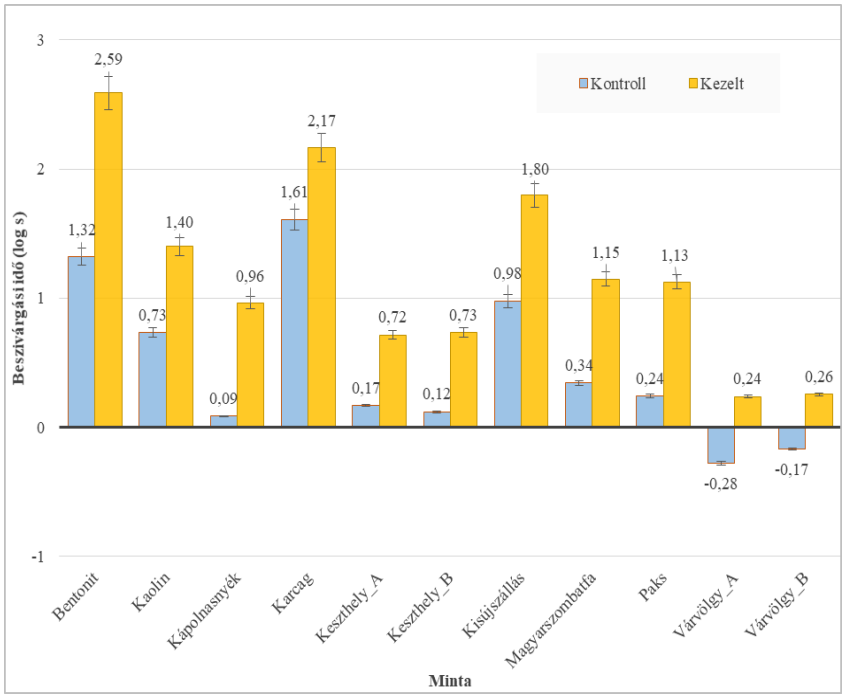
10. ábra. Pasztillás módszer – kontroll és tenziddel kezelt talajminták illeszkedési szög értékei

A kontroll és a kationos tenziddel kezelt minták – ragasztócsíkos módszerrel meghatározott – illeszkedési szög értékeinek összehasonlítását a *11. ábra* mutatja be.



11. ábra. Ragasztócsíkos módszer – kontroll és tenziddel kezelt talajminták illeszkedési szög értékei

A WDPT (*water drop penetration time*) mérések adatait – a pasztillás módszerrel előkészített, kontroll és tenziddel kezelt talajminták esetében – a *12. ábrán* mutatjuk be. Az eredményeket logaritmizáltuk a jobb átláthatóság érdekében.



12. ábra. Pasztillás módszer – mért beszivárgási WDPT idők (s) logaritmizált értékei

Következtetések

Hidrofóbitási sorrend – ragasztócsíkos módszer:

1. Az ásványi őrlemény mintáknál a hidrofóbitási sorrend a következőképpen alakult: bentonit > illit > kaolin (*7. ábra*). Ez az eredmény hasonlít a *9. ábra* 3 tonnás mintáinak sorrendjéhez, amely hasonlóság azzal magyarázható, hogy mindkét esetben viszonylag kis nyomással préseltük a mintákat.
2. Talajminták esetében a nagy molekulatömegű, nagyobb hányadban apoláris szénláncokat tartalmazó mészlepedékes csernozjom talaj felső humuszos A szintje a leginkább hidrofób, ezt követi a réti talaj humuszos A szintje, majd a kis szénláncú, fulvósavakban gazdag keszthelyi Ramann-féle barna erdőtalaj A szintje. A kisebb humusztartalmú, Keszthely B szintje a legkevésbé hidrofób (*8. ábra*).

Hidrofóbitási sorrend – pasztillás módszer:

A folyamatosan csökkenő illeszkedési szögek első másodperces adatait átlagoltuk. A nagyobb nyomáson készített pasztillák esetében a hidrofóbitási sorrend megváltozott; illit > bentonit > kaolin lett.

Megállapítható, hogy a két mérési módszer eredményei nehezen összehasonlíthatóak, mert az illeszkedési szögek értékei nagyon függnek a mintaelőkészítés (pasztillázás) során alkalmazott nyomástól (*9. ábra*).

Tenziddel kezelt minták eredményei:

A pasztillás és a ragasztócsíkos módszer esetében is egyértelműen kimutatható volt a kationos tenzid kontakt szög növelő hatása: a kezelés hatására a minták víztaszító, vagyis hidrofób karakterűvé váltak. A pasztillás módszerrel kapott eredmények kisebb szórást kaptunk, amely a mintaelőkészítési módszer nagyobb érzékenységére utalhat.

Water Drop Penetration Time mérések:

A WDPT mérés során is egyértelműen látszott a tenzides kezelés hatása, a mért beszivárgási idők értékei is jelentősen megemelkedtek. A mérés eredményei azt is igazolják, hogy a kontakt szög méréssel meghatározott hidrofób karakter és a mért WDPT értékek szoros összefüggésben állnak.

Az előkísérletek mérései egyértelműen alátámasztották a korábbi megállapítást, hogy a KRÜSS DSA 100 cseppalak analizátor kiválóan alkalmas az ásványi őrlemény és talajminták nedvesíthetőségének meghatározására.

Köszönetnyilvánítás

Kutatásunkat a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal (NKFIH) K134563 sz. pályázata és a Magyar Tudományos Akadémia és Lengyel Tudományos Akadémia közös pályázata (NKM-2019-17) támogatta.

Irodalomjegyzék

ADAMCZUK, A., GRYTA, A., SKIC, K., BOGUTA, P., JOZEFACIUK, G., 2022. Effect of different minerals on water stability and wettability of soil silt aggregates. Materials 15. 55–69.

BACHMANN, J., HORTON, R., VAN DER PLOEG, R.R., WOCHE, S., 2000. Modified sessile drop method for assessing initial soil-water contact angle of sandy soil. Soil Science Society of America Journal 64. (2) 564–567.

BARNA, GY., FÖLDÉNYI, R., TÓTH, Z., BALÁZS, R., MAKÓ, A., 2015. Kationos felületaktív anyag (hexadecilpiridinium-klorid monohidrát) adszorpciója talajokon. Agrokémia és Talajtan 64. (1) 105–122.

BISDOM, E.B.A., DEKKER, L.W., SCHOUTE, J.F.T., 1993. Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure. Geoderma 56. 105–118.

BOND, R.D., HARRIS, J.R., 1964. The influence of the microflora on physical properties of soils. 1. Effects associated with filamentous algae and fungi. Australian Journal of Soil Research 2. (1) 111–122.

BYKOVA, G.S., TYUGAI, Z., MILANOVSKIY, E.YU, 2019. Wettability of soil surface as a property of solid phase studied for chernozems of Kursk region. IOP Conf. Series. Earth and Environmental Science 368. 012010.

CHAU, H.W., BISWAS, A., VUJANOVIC, V., SI, B.C., 2014. Relationship between the severity, persistence of soil water repellency and the critical soil water content in water repellent soils. Geoderma 221–222. 113–120.

CHENG, S., DOERR, S.H., BRYANT, R., WRIGHT, C.J., 2010. Effects of isopropanol/ammonia extraction on soil water repellency as determined by atomic force microscopy. Soil Science Society of America Journal 74. (5) 1541–1552.

DEBANO, L.F., 1971: The effect of hydrophobic substances on water movement in soil during infiltration. Soil Science Society of America Proceedings 35. (2) 340–343.

DEBANO L.F., 1981. Water repellent soils, a state-of-the art. USDA Forest Service, General Technical Report, PSW-46. Berkeley.

DEBANO, L.F., 2000. Water repellency in soils: a historical overview. Journal of Hydrology 231-232. 4–32.

DE JONGE, L.W., JACOBSEN, O.H., MOLDRUP, P., 1999. Soil water repellency: Effects of water content, temperature, and particle size. Soil Science Society of America Journal 63. (3) 437–442.

DEKKER, L.W., RITSEMA, C.J., 2000. Wetting patterns and moisture variability in water repellent Dutch soils. Journal of Hydrology 231-232. 148–164.

DEKKER L.W., RITSEMA C.J., OOSTINDIE, K., BOERSMA, O.H., 1998. Effect of drying temperature on the severity of soil water repellency. Soil Science 163. (10) 780–796.

DEKKER, L.W., RITSEMA, C.J., OOSTINDIE, K., MOORE, D., WESSELING, J.G., 2009. Methods for determining soil water repellency on field-moist samples. Water Resources Research. 45. (4) W00D33.

DIEHL, D., BAYER, J.V., WOCHE, S.K., BRYANT, R., DOERR, S.H., SCHAUMANN, G.E., 2010. Reaction of soil water repellency to artificially induced changes in soil pH. Geoderma 158. (3–4) 375–384.

DOERR, S.H., THOMAS, A.D., 2000. The role of soil moisture in controlling water repellency: new evidence from forest soils in Portugal. Journal of Hydrology 231–232. 134–147.

DOERR, S.H., SHAKESBY, R.A., WALSH, R.P.D., 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. Earth-Science Reviews 51. 33–65.

DOERR, S.H., DEKKER, L.W., RITSEMA, C.J., SHAKESBY, R., BRYANT, R., 2002. Water repellency of soils: the influence of ambient relative humidity. Soil Science Society of America Journal 66. (2) 401–405.

HALLETT, P.D., 2007. An introduction to soil water repellency. In: Proceedings of the 8th International Symposium on Adjuvants for Agrochemicals (Eds: GASKIN, R.E.). 6-9 August 2007, Columbus, Ohio. International Society for Agrochemical Adjuvants.

HERMANSEN, C., MOLDRUP, P., MÜLLER, K., JENSEN, P.W., VAN DEN DIJSSEL, C., JEYAKUMAR, P., DE JONGE, L.W., 2019. Organic carbon content controls the severity of water repellency and the critical moisture level across New Zealand pasture soils. Geoderma 338. 281–290.

ISO 11277:2020 Soil quality – Determination of particle size distribution in mineral soil material – Method by sieving and sedimentation. ISO, Geneva.

JIMÉNEZ-MORILLO, N.T., ALMENDROS, G., MILLER, A.Z., HATCHER, P.G., GONZÁLEZ-PÉREZ, J.A., 2022. An assessment using molecular markers from ultra-high resolution mass spectrometry. Science of The Total Environment 817. 152957.

JIMÉNEZ-PINILLA, P., LOZANO, E., MATAIX-SOLERA, J., ARCENEGUI, V., JORDÁN, A., ZAVALA, L.M., 2016. Temporal changes in soil water repellency after a forest fire in a Mediterranean calcareous soil: Influence of ash and different vegetation type. Science of the Total Environment 572. 1252–1260.

KING, P.M., 1981. Comparison of methods for measuring severity of water repellence of sandy soils and assessment of some factors that affect its measurements. Australian Journal of Soil Research 19. 275–285.

KIRICHENKO, E.O., GATAPOVA, E.Y.A., 2016. Studying of the contact angle hysteresis on various surfaces. MATEC Web of Conferences 72. 01045.

KRAINER, S., HIRN, U., 2021. Contact angle measurement on porous substrates: Effect of liquid absorption and drop size. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects 619. 126503.

KUHNT, G., 1993. Behaviour and fate of surfactant in soil. Environmental Toxicology and Chemistry 12. 1813–1820.

MAO, J., 2016. Water repellent soils: from molecule to ecosystem (PhD dissertation). Utrecht University, Utrecht, the Netherlands. pp. 186

MAO, J., NIEROP, K.G.J., DEKKER, S.C., DEKKER, L.W., CHEN, B., 2019. Understanding the mechanisms of soil water repellency from nanoscale to ecosystem scale: a review. Journal of Soils and Sediments 19. 171–185.

MILANOVSKIY, E., SHEIN, E., 2015. Conceptual model of water stable soil aggregate. The Journal of Ege University Faculty of Agriculture. Special Issue. 29–36.

MSZ-08-0205-78. MÉM Ágazati Szabvány 1979. A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata, Budapest.

MSZ-08-0206-2-78. MÉM Ágazati Szabvány 1979. A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok (pH-érték, szódában kifejezett fenolftalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos /y1-érték/ és kicserélődési aciditás /y2-érték/).

MÜLLER, K., DEURER, M., 2011. Review of the remediation strategies for soil water repellency. Agriculture, Ecosystem & Environment 144. 208–221.

MÜLLER, K., DEUER, M., JEYAKUMAR, P., MASON, K., VAN DEN DIJSSEL, C., GREEN, S., CLOTHIER, B., 2014. Temporal dynamics of soil water repellency and its impact on pasture productivity. Agricultural Water Management 143. 82–92.

RAHMATI, M., WEIHERMÜLLER, L., VANDERBORGHT, J., PACHEPSKY, YA A., MAO, L., SADEGHI, S.H., MOOSAVI, N., et al. 2018. Development and analysis of the Soil Water Infiltration Global database. Earth System Science Data 10. 1237–1263.

ROMÁNSZKI, L., MOHOS, M., TELEGDI, J., KESZTES, ZS., NYIKOS, L., 2014. A comparison of contact angle measurement results obtained on bare, treated, and coated alloy samples by both dynamic sessile drop and Wilhelmy method. Periodica Polytechnica Chemical Engineering 58. (*Sup*) 53–59.

ROY, J.L., MCGILLL, W.B., 2002. Assessing soil water repellency using the molarity of ethanol droplet (MED) test. Soil Science 167. (2) 83–97.

SCHANTZ, H.L., PIEMEISEL, R.L., 1917. Fungus fairy rings in eastern Colorado and their effect on vegetation. Journal of Agricultural Research XI. 191–245.

VAN OSS, C.J., GILLMANN, C.F., 1972. Phagocytosis as a surface phenomenon. Contact angles and phagocytosis of non-opsonized bacteria. Journal of the Reticuloendothelial Society 12. 283–292.

VAN'T WOUDT, B.D., 1959. Particle coatings affecting the wettability of soils. Journal of Geophysical Research 64. 263–267.

VÁRALLYAY, GY., 2004. A talaj vízgazdálkodásának agroökológiai vonatkozásai. AGRO-21 Füzetek 37. 50–70.

VÁRALLYAY, GY., 2005. Soil physical/hydrophysical characteristics and extreme moisture events in Hungary. In: Review of Current Problems in Agrophysics. (Eds.: JOZEFACIUK, G., SLAVINSKI, C., WALCZAK, R.T.) 323–329. Institute of Agrophysics P.A.N. Lublin

WALLIS, M., HORNE, D., 1992. Soil water repellency. In: Advances in Soil Science. (Ed.: STEWART, B.A.) 20. 91–146.

WATSON, C.J., LETEY J., 1970. Indices for characterizing soil-water repellency based upon contact angle-surface tension relationships. Soil Science Society of America Journal 34. (6) 841–844.

WU, W., 2001. Baseline studies of the clay minerals society source clays: Colloid and surface phenomena. Clays and Clay Minerals 49. 446–452.

A talaj nedvességtartalmának, kémhatásának, humusz- és nitrát-tartalmának hatása az invertáz enzimaktivitásra a burgonya, csillagfürt, zabos bükköny és különböző előveteményű rozs talajában a Westsik-féle vetésforgó tartamkísérletben

Henzsel István, Orosz Viktória, Aranyos Tibor József, Hadházy Ágnes, Makádi Marianna

Debreceni Egyetem AKIT Nyíregyházi Kutatóintézet, 4400 Nyíregyháza, Westsik V. u. 4–6.,
henzsel@agr.unideb.hu

Összefoglalás

A mikroorganizmusok a szervesanyagok bontásával tápelemeket szolgáltatnak a növények számára, így a talaj termékenységének fenntartásában nélkülözhetetlen szerepük van. A mikroorganizmusok tevékenységét a talajenzimek aktivitása jól jellemzi, a különböző enzimek az általános mikrobiológiai aktivitás, vagy a CNPS ciklusok egyes elemeihez köthetők. A szervesanyagok bontása többlépcsős folyamat, mely különböző enzimek segítségével megy végbe. Az invertáz enzim a szén-körforgalomban vesz részt a diszacharidok monoszacharidokká bontásában, vagyis a szervesanyag-bontás utolsó lépcsőjében játszik szerepet.

Az invetáz enzim aktivitását az 1929-ben létrehozott Westsik-féle vetésforgó tartamkísérlet talajában mértük. A vizsgálat célja volt megállapítani, hogy a trágyakezelések miként befolyásolják az invertáz enzim aktivitását a vetésforgók egyes szakaszaiban. A kísérlet talaja alacsony humusztartalmú, savanyú kémhatású, laza homoktalaj. A tápanyagpótlás szalma-, istálló- és zöldtrágyázással, valamint a szervestrágyázási módok NPK műtrágyás kombinációival történik. A kísérlet 15 vetésforgót foglal magába, melyek közül 14 vetésforgó hároméves és egy vetésforgó négyéves. A vetésforgók mindegyik szakasza elvetésre kerül minden évben. A vetésforgó kísérletek mindegyikében termesztünk rozsot és burgonyát, mintegy felében csillagfürtöt, kettőben zabos bükkönyt, a parlagoltatásos vetésforgóban pedig egy vetésforgószakaszt pihentetünk. A talajmintákat a burgonya virágzása végén vettük a 0-20 cm-es talajrétegből, minden vetésforgó minden parcellájából. A talajmintákból mért paraméterek a következők voltak: invertáz aktivitás, talajnedvesség, $pH_{(KCl)}$, humusz, NO_2-NO_3-N.

Az invertáz enzimaktivitás a vetésforgók átlagában nagyobb volt a rozs talajában (57 mg glükóz/g száraz talaj/4h), mint a burgonya (38 mg glükóz/g száraz talaj/4h), a csillagfürt (29 mg glükóz/g száraz talaj/4h), vagy a zabos bükköny (43 mg glükóz/g száraz talaj/4h) talajában. Az elővetemények is hatást gyakoroltak a vizsgált enzim aktivitására. Nagyobb aktivitást mértünk a rozs elővetményű rozs talajában (85 mg glükóz/g száraz talaj/4h), mint a burgonya elővetményű rozs talajában (53 mg glükóz/g száraz talaj/4h), míg a pillangós elővetményű rozs talajában mindkettőjétől kisebb aktivitást figyeltünk meg (38 mg glükóz/g száraz talaj/4h). Az invertáz enzim aktivitása függött a trágyázási módtól: nagyobb volt az istállótrágyás (39-50 mg glükóz/g száraz talaj/4h) és az erjesztett szalmatrágyás (45-90 mg glükóz/g száraz talaj/4h) vetésforgók

talajában, mint a fővetésű zöldtrágyás vetésforgó talajában (14 mg glükóz/g száraz talaj/4h). A talaj nedvességtartalma, kémhatása és felvehető nitrogéntartalma befolyásolta az enzimaktivitást. Azokban a vetésforgókban, melyekben nagyobb volt a talaj nedvességtartalma és felvehető nitrogéntartalma, kevésbé volt savanyú a talaj, magasabb invertáz enzimaktivitást mértünk. Eredményeink rámutatnak arra, hogy a talaj termékenységét befolyásoló mikrobiális aktivitás több tényező függvénye. A vetésforgó, a termesztett növények, azok előveteményei és a trágyázás együttes hatása alakította az invertáz enzim aktivitását. Azokkal a kezelésekkel, melyekkel megőriztük a talajnedvességet, csökkentettük a talaj savanyúságát, növeltük a felvehető nitrogéntartalmát, nőtt az invertáz enzim aktivitása is. Az invertáz enzim aktivitását a Westsik-féle vetésforgó tartamkísérletben a szalma- és istállótrágyázás egyaránt kedvezően befolyásolta.

Kulcsszavak: szervesanyag-bontás, szerves trágya, elővetemény.

Summary

Microorganisms degrade the organic matter of soil providing nutrients for plants therefore, they have indispensable role in soil fertility. Soil enzymes can characterize the activity of soil microbes corresponding to the general microbial activity or CNPS cycles. Destruction of organic matter is a complex, multi-level process taking place with the participation of different enzymes. Invertase enzyme take part in the C cycle, degrading disaccharides to monosaccharides as the last step of organic matter breakdown.

The purpose of this work was to study the effect of different manuring methods and crop rotations on the invertase enzyme activity of the soil in the Westsik's crop rotation experiment, established in 1929. The characteristic soil type of our experiment is acidic and loose sandy soil with low humus content. Farmyard manure, straw manure, green manure, as well as combinations of these organic fertilization methods with NPK fertilizer are applied in this experiment. The experiment includes 14 three-year and 1 four-year crop rotations. Each plot of crop rotations is sown every year. In each crop rotation rye and potato are grown, in half of them lupine is grown, in two crop rotations vetch is sown and one plot is fallow. The soil samples were collected at the end of potato flowering from 0-20 cm soil layer from each plot of each crop rotation. The measured soil parameters were the following: invertase activity, soil moisture content, soil $pH_{(KCl)}$, humus content and NO_2-NO_3-N content of soil.

The invertase enzyme activity was higher in most of the crop rotations in the soil of rye (57 mg glucose/g soil/4h) than in the soil of potato (38 mg glucose/g soil/4h), lupine (29 mg glucose/g soil/4h) or vetch (43 mg glucose/g soil/4h). According to our results the invertase enzyme activity was influenced by forecrop. The invertase enzyme activity was higher in the rye soil with rye forecrop (85 mg glucose/g soil/4h) than in rye soil with potato forecrop (53 mg glucose/g soil/4h) while enzyme activity was the lowest in rye soil with lupine forecrop (38 mg glucose/g soil/4h). Soil invertase enzyme activity was also influenced by the fertilization method. The invertase enzyme activity of soil was higher in farmyard manured (39-50 mg glucose/g soil/4h) and in the fermented straw manured (45-90 mg glucose/g soil/4h) crop rotations, than in crop rotations with lupine as a main crop (14 mg glucose/g soil/4h). Based on our results, the invertase

enzyme activity of soil was influenced by the soil moisture, soil pH and available N content of soil. In crop rotations with higher soil moisture content and higher available nitrogen content, the soil was less acidic and the invertase enzyme activity was higher. Our results indicate that microbial activity affecting soil fertility depends on several factors. The combined effect of crop rotation, cultivated plants, their forecrops, and the manuring methods influenced the invertase enzyme activity. Those treatments, that preserved the soil moisture, reduced the acidity of the soil, increased the available nitrogen content, increased the invertase enzyme activity at the same time. The invertase enzyme activity was positively influenced by both straw- and farmyard manure application in the Westsik's long-term crop rotation experiment.

Keywords: organic matter decomposition, organic manure, forecrop

Bevezetés

A talajtermékenység fenntartásának fontos szereplői a mikroorganizmusok. A mikrobák végzik a szervesanyag lebontását, mely során felvehetővé válnak a tápanyagok a növények számára. A talajban a felvehető tápelemek mennyiségét kémiai módszerekkel viszonylag egyszerűen meg lehet határozni, azonban azt, hogy a talajélőlények éppen hogyan alakították a felvehető tápelemek mennyiségét, nehéz feladat megállapítani. A mikroorganizmusok tevékenységére legegyszerűbben az enzimeik aktivitásával következtethetünk. Egyes enzimek a mikroorganizmusok pusztulása után sokáig megőrzik aktivitásukat a talajban. A talajenzimek aktivitását fokozzák mindazon környezeti tényezők, melyek a mikrobák szaporodását elősegítik (talajnedvesség, hőmérséklet, kémhatás, ásványi és szerves anyag, stb.). Az extracelluláris enzimek az agyagkolloidokon és a szervesanyagon felhalmozódnak, így a pillanatnyi mikrobaszám nincs kapcsolatban feltétlenül az enzimek aktivitásával, valamint a mikrobák talajnedvesség igényétől alacsonyabb talajnedvesség mellett is aktívak (FEHÉR, 1954; SZABÓ, 1986).

Az invertáz enzim a szén-körforgalomban vesz részt. Növeli a talaj oldható tápanyagtartalmát, részt vesz a széntartalmú vegyületek átalakulásában és előállítja a talajban élő mikroorganizmusok energiaforrásait. Az invertáz enzim aktivitása a könnyen bomló szénhidrátok mennyiségére utal a talajban. Az invertáz a szacharózt bontja és az enzim aktivitására a felhalmozódó redukáló cukrok mennyisége alapján következtetünk. Aktivitására a növénytakaró és a talaj szervesanyag-tartalma hatással lehet (SZABÓ, 1954; SARDANS et *al*., 2008; KOCSIS, 2012; BAI et *al*., 2018). A talajban élő mikrobák számát és a talajban lejátszódó mikrobiális folyamatokat a szerves- és a műtrágya befolyásolja. A szerves trágyázás jelentősen növeli az enzimaktivitást. A kisadagú műtrágyázás növeli, azonban a nagy adagú műtrágyázás csökkentheti a mikrobák számát. Az egyoldalú N-műtrágyázás a talaj

savanyodását is eredményezi, mely a talaj biológiai aktivitását gátolja (GODÓ, 2012).

A Westsik-féle vetésforgó kísérletben többnyire talajkémiai vizsgálatok történtek (LAZÁNYI, 2001; LAZÁNYI et *al.*, 2006; HENZSEL et *al.*, 2022; LAZÁNYI – HENZSEL, 2022;) és kevesebb publikáció foglakozott a talaj mikrobiológiai aktivitásával (KÁTAI et *al.*, 2022). A vizsgálatunk célja megállapítani, hogy az invertáz enzim aktivitása hogyan alakul a különféle trágyázási módok hatására a Westsik-féle tartamkísérlet egyes vetésforgó szakaszaiban.

Anyag és módszer

Az invertáz enzim aktivitását a Debreceni Egyetem AKIT Nyíregyházi Kutatóintézet Westsik-féle vetésforgó tartamkísérlet (GPS: 47.978699, 21.702075) talajában mértük. A kísérletet 1929-ben állította be Westsik Vilmos a homoktalaj termékenységének növelése céljából. A kísérlet talaja alacsony humusztartalmú (0,27-0,89%), savanyú kémhatású ($pH_{(KCl)}$ 3,85-5,86), laza homoktalaj (K_A 24-30). A vetésforgó rendszerű kísérlet 14 hároméves és egy négyéves vetésforgót foglal magába, melyeknek mindegyik szakasza elvetésre kerül minden évben. Minden vetésforgóban termesztünk rozsot és burgonyát, a vetésforgók mintegy felében csillagfürtöt, kettőben zabos bükkönyt, a parlagoltatásos vetésforgóban pedig egy vetésforgószakaszt pihentetünk (*1. táblázat*).

A tápanyag pótlása szalma-, istálló- és zöldtrágyázással, valamint a szerves trágyák nitrogén, foszfor, kálium (NPK) műtrágyás kombinációival történik. A 15 vetésforgó közül 4 NPK műtrágya nélküli (I., VII., X., XV.), míg 11 műtrágyázásban is részesül. A N műtrágya adagja a vetésforgó ciklus alatt összesen 43 kg/ha (II., III., XI., XII.), 86 kg/ha (VIII., IX., XIII., XIV.) és 108 kg/ha (IV., V., VI.). A P és K műtrágya adagja a 11 műtrágyás vetésforgóban azonos, melyekben 94 kg/ha P_2O_5 és 84 kg/ha K_2O kerül kijuttatásra a vetésforgó ciklus alatt.

A talajmintákat 2010. 07. 01-én, a burgonya virágzása végén vettük a 0-20 cm-es talajrétegből, minden vetésforgó minden parcellájából. Egy talajminta hat pontból szedett részminta összekeveréséből készült. Az invertáz aktivitásának mérése MIKANOVÁ et *al.* (2001) módszere szerint történt. Az eredeti nedvességű talajt 8%-os szacharóz oldattal, foszfát pufferrel (pH 4,9) 4 órán át 37 °C-on inkubáltuk. A fotometriás méréshez (Hitachi U2001) dinitroszalicilsav indikátort használtunk, az oldat abszorbanciáját 508 nm-en mértük. Az eredményt mg glükóz/1 g száraz talaj/4 óra formában adtuk meg. A talajminták nedvességtartalmát 105 °C-on, szárítószekrényes módszerrel határoztuk meg. A talaj humusztartalmának meghatározása az MSZ 21470:1983 2., a pH érétkének meghatározása az MSZ-08-0206-2:1978 2.1. és a NO_2-NO_3-

N tartalmának meghatározása az MSZ-20135:1999 5.4. vizsgálati módszer szerint történt.

1. táblázat. A Westsik-féle kísérlet vetésforgó szakaszai

Vetés-forgó	1. szakasz	2. szakasz	3. szakasz	4. szakasz
I.	Parlag	Rozs	Burgonya	
II.	Csillagfürt zöldtrágya	Rozs	Burgonya	
III.	Csillagfürt	Rozs	Burgonya	
IV.	Rozs, 3,5 t/ha szalmatrágya	Burgonya	Rozs	
V.	Rozs, 11,3 t/ha szalmatrágya	Burgonya	Rozs	
VI.	Rozs, 26,1 t/ha szalmatrágya	Burgonya	Rozs	
VII.	Rozs, 26, t/ha szalmatrágya	Burgonya	Rozs	
VIII.	Csillagfürt	Rozs+csillagfürt zöldtrágya	Burgonya	Rozs
IX.	Csillagfürt zöldtakarmány	Rozs	Burgonya	
X.	Bükköny+zab, 26,1 t/ha istállótrágya	Rozs	Burgonya	
XI.	Bükköny+zab, 26,1 t/ha istállótrágya	Rozs	Burgonya	
XII.	Rozs zöldtakarmány + csillagfürt zöldtrágya	Rozs	Burgonya	
XIII.	Rozs+csillagfürt zöldtrágya	Burgonya	Rozs	
XIV.	Rozs+csillagfürt zöldtrágya	Burgonya	Rozs	
XV.	Rozs+csillagfürt zöldtrágya	Burgonya	Rozs	

Az adatokat egytényezős varianciaanalízissel értékeltük ki ($p<0,05$), majd az átlagok összehasonlítására Tukey-tesztet használtunk. A paraméterek főátlagainak számításához a 15 vetésforgó kísérletben mért adatokat átlagoltuk. Az invertáz enzim által termelt glükóz mennyisége, valamint a talaj $pH_{(KCl)}$ értéke, nedvesség-, humusz- és NO_2-NO_3-N-tartalma közötti összefüggés vizsgálatához Pearson-féle korrelációt alkalmaztunk. A statisztikai kiértékeléshez az IBM SPSS Statistics 22 programot használtuk.

Eredmények és értékelésük

Invertáz aktivitás

Az invertáz enzim által termelt glükóz mennyisége a burgonya talajában 3-104 mg glükóz/g száraz talaj/4h közötti volt (*2. táblázat*). 25 mg glükóz/g száraz talaj/4h alatti értékeket mértünk a II. fővetésű zöldtrágyás, a III.

csillagfürt magtermesztéses, a IV. erjesztés nélküli szalmatrágyás, a IX. csillagfürt zöldtakarmány-termesztéses és a XIV. őszi leszántású másodvetésű zöldtrágyás vetésforgóban. A középső kategóriában 25-50 mg glükóz/g száraz talaj/4h között változott az invertáz aktivitása az I. trágyázás nélküli, az V. erjesztett szalmatrágyás, a VII. műtrágya nélküli szalmatrágyás, a VIII. fő- és másodvetésű csillagfürt termesztéses, a X. műtrágya nélküli istállótrágyás és a XI. műtrágyázásban is részesülő istállótrágyás vetésforgókban, míg 50 mg glükóz/g száraz talaj/4h feletti értékeket mértünk a VI. erjesztett szalmatrágyás, valamint a XII. és XIII. másodvetésű zöldtrágyás vetésforgókban. Az invertáz enzim aktivitását a burgonya vetésforgó szakaszokban a trágyázás befolyásolta. Az invertáz aktivitása a műtrágya nélküli vetésforgókban (I., VII., X., XV.) szignifikánsan nagyobb volt, mint a fővetésű csillagfürt termesztéses+műtrágyás (II., III., VIII., IX.), az erjesztés nélküli szalmatrágyás+műtrágyás (IV.) és az őszi leszántású másodvetésű zöldtrágyás+műtrágyás (XIV.) vetésforgóban. Ezzel szemben a műtrágya nélküli vetésforgókban (I., VII., X., XV.) szignifikánsan kisebb volt az invertáz aktivitása, mint a legnagyobb szalmatrágya adagú szalmatrágyás+műtrágyás (VI.), az őszi vetésű takarmány termesztéses+másodvetésű zöldtrágyás+műtrágyás (XII.) és a tavaszi leszántású másodvetésű zöldtrágyás+műtrágyás (XIII.) vetésforgóban. Az enzimaktivitás a műtrágya nélküli vetésforgókban (I., VII., X., XV.) nem különbözött egymástól jelentősen, és hasonló értékeket mértünk a kisebb szalmatrágya adagú erjesztett szalmatrágyás+műtrágyás (V.) és az istállótrágyás+műtrágyás (XI.) vetésforgókban is.

A glükóz mennyisége a pillangós előveteményű rozs talajában 11-92 mg glükóz/g száraz talaj/4h között alakult. 20 mg glükóz/g száraz talaj/4h alatti értéket a II., III., IX., 20-40 mg glükóz/g száraz talaj/4h közötti értéket a VIII. és XI., míg 40 mg glükóz/g száraz talaj/4h feletti értéket a X. és XII. vetésforgókban mértünk. Az invertáz aktivitása a rozs talajában nagyobb volt ott, ahol az előző évben csillagfürt volt másodvetésben zöldtrágyának (XII.), vagy bükkönyt termesztettünk istállótrágyával (X., XI.), mint ahol fővetésben alkalmaztunk csillagfürt zöldtrágyázást (II.).

Az invertáz enzim által termelt glükóz mennyisége a rozs előveteményű rozs talajában 11-161 mg glükóz/g száraz talaj/4h között változott. A glükóz mennyisége a rozs előveteményű rozs vetésforgószakaszokban számított, átlaghoz (84 mg glükóz/g száraz talaj/4h) hasonló volt a műtrágya nélküli vetésforgókban (VII., XV.). Ezektől szignifikánsan kisebb enzimaktivitásokat mértünk a két kisebb szalmatrágya adagú szalmatrágyás+műtrágyás (IV., V.) és az őszi leszántású másodvetésű zöldtrágyás+műtrágyás (XIV.) vetésforgókban, míg szignifikánsan nagyobb volt az enzimaktivitás a legnagyobb adagú szalmatrágyás+műtrágyás (VI.) és a tavaszi leszántású másodvetésű zöldtrágyás+műtrágyás (XIII.) vetésforgókban.

A burgonya elővetményű rozs talajában 26-103 mg glükóz/g száraz talaj/4h között mozgott az invertáz értéke, melyet a burgonya elővetményű rozs talajában is befolyásolt a tápanyagpótlás módja. A legkisebb invertáz aktivitás az őszi leszántású másodvetésű zöldtrágyás+műtrágyás vetésforgóban (XIV.) volt. A burgonya elővetményű rozs talajában nagyobb enzimaktivitást mértünk a műtrágya nélküli (VII., XV.) és a tavaszi leszántású másodvetésű zöldtrágyás+műtrágyás (XIII.) vetésforgókban, mint a szalmatrágyás+műtrágyás (IV., V., VI.), vagy a fő- és másodvetésű csillagfürt termesztéses+műtrágyás (VIII.) vetésforgóban.

A Westsik-féle kísérletben egy olyan rozs vetésforgó szakasz van, mely esetében előző évben a terület parlagoltatva volt. A parlagoltatás utáni rozs talajában a glükóz mennyisége 43 mg glükóz/g száraz talaj/4h volt. Ez az érték kisebb a különböző elővetményű rozs vetésforgó szakaszok talajában mért értékek átlagától (57 mg glükóz/g száraz talaj/4h). Szintén alacsony, jóval a kísérlet főátlaga (46 mg glükóz/g száraz talaj/4h) alatti invertáz aktivitást (16 mg glükóz/g száraz talaj/4h) mértünk a parlagoltatott terület talajában is.

Az invertáz enzim által termelt glükóz mennyisége a csillagfürt talajában 7-84 mg glükóz/g száraz talaj/4h közötti volt. Értéke a fővetésű csillagfürt talajában (II., III., VIII., IX.) kisebb volt, mint a másodvetésű csillagfürt (XII.) talajában. A bükköny talajában 43, ill. 44 mg glükóz/g száraz talaj/4h enzimaktivitást mértünk, mely nagyobb volt, mint a fővetésű csillagfürt talajában, de kisebb volt, mint a másodvetésű csillagfürt esetében. Az invertáz aktivitását a zabos bükköny talajában a műtrágyázás nem befolyásolta (X-XI.).

A trágyázás hatását az invertáz aktivitására több szerző is vizsgálta. TÓTH et *al*. (1989) megállapították, hogy az invertáz aktivitása jelentősen nagyobb volt NPK műtrágyázás (104,1 t/ha istállótrágya ekvivalens) és az istállótrágyázás (104,1 t/ha) hatására a kontrollhoz képest. Az invertáz aktivitását a leszántott búzaszalma és kukoricaszár azonban nem növelte. KÁTAI (2006) NPK műtrágyás kísérletében vizsgálta több enzim, köztük az invertáz aktivitását. Eredménye alapján az invertáz aktivitása a közepes (N_{180} P_{135} K_{135}) és magas (N_{240} P_{180} K_{180}) műtrágya adagoknál csökkent. Ezek az eredmények rámutatnak arra, hogy a tápanyag-ellátás befolyásolta az invertáz aktivitást. Az invertáz aktivitást a kisebb műtrágyaadagok növelték, azonban a nagy műtrágya adagok hatása negatív volt. Az invertáz aktivitást a talajba juttatott szervesanyag formája is befolyásolta: az enzimaktivitást az istállótrágya jobban növeli, mint a nyers szervesanyag (szalma, kukoricaszár). A Westsik-féle kísérletben az invertáz aktivitást a N műtrágya adagja nem befolyásolta szignifikánsan. Ennek oka az lehetett, hogy a kísérletben alkalmazott legnagyobb N adag sem tekinthető nagynak (108 kg/ha N/3év).

2. táblázat. Az invertáz aktivitása a Westsik-féle vetésforgókban (mg glükóz/g száraz talaj/4h) (2010. 07. 01.)

Vetés-forgó	**Burgonya**	**Pillangós előveteményű rozs**	**Rozs elő-veteményű rozs**	**Burgonya elővete-ményű rozs**	**Parlag után vetett rozs**	**Csillag-fürt**	**Zabos bükköny**	**Parlag**	**Átlag**
I	46,13^{cd}				42,81			15,96	34,97
II	21,11^{b}	10,52^{a}				9,17^{ab}			13,60
III	11,31^{a}	18,98^{bc}				6,63^{a}			12,31
IV	2,78^{a}		73,30^{c}	34,57^{ab}					36,88
V	39,97^{c}		54,16^{b}	40,99^{b}					45,04
VI	63,12^{e}		161,49^{f}	45,19^{b}					89,93
VII	39,58^{c}		88,02^{d}	103,41^{d}					77,00
VIII	27,20^{b}	26,03^{cd}		43,23^{b}		25,02^{c}			30,37
IX	8,76^{a}	16,79^{ab}				17,57^{bc}			14,37
X	39,60^{c}	66,84^{e}					43,76		50,06
XI	41,42^{c}	32,50^{d}					42,96		38,96
XII	54,94^{de}	91,96^{f}				84,29^{d}			77,06
XIII	103,91^{f}		113,36^{e}	67,40^{c}					94,89
XIV	24,15^{b}		11,22^{a}	26,46^{a}					20,61
XV	40,88^{c}		91,06^{d}	60,29^{c}					64,07
Átlag	37,66	37,66	84,66	52,69	42,81	28,54	43	15,96	46,32

A különböző betűindexek az átlagok közötti szignifikáns különbségeket jelölik (Tukey-teszt, $P<0,05$).

Kísérletünkben a szervestrágyázás hatását viszont megállapítottuk. Az invertáz aktivitása nagyobb volt azokban a vetésforgókban, melyekben az istállótrágyázást, vagy a szalmatrágyázást NPK műtrágyázással kombináltuk, mint amelyben fővetésű zöldtrágyázást alkalmaztunk műtrágyázással. A zöldtrágyák gyorsan mineralizálódnak, a mineralizáció sebessége, egyéb paraméterek mellett, a talaj agyagtartalmának csökkenésével nő (ODHIAMBO, 2010), vagyis homoktalajon gyors bomlás jellemzi. A bomlás sebessége, és így az invertáz aktivitásának maximuma eltér a szervestrágya és a zöldtrágya között. A különböző szervestrágyák hatását ZHENG et *al.* (2019) is eltérőnek találta, az invertáz aktivitását NPK műtrágyával kombinálva jobban növelték, mint műtrágya nélkül. Mivel az invertáz aktivitása talajtípusonként eltérő (SHINNER & VON MERSI, 1999), ezért talaj szervesanyag-tartalmának növeléséhez az adott terület talajtani adottságainak (is) megfelelő műtrágyamennyiséget lenne célszerű alkalmazni, amellyel a lebontó folyamatok intenzitása és a talajba jutó szerves anyag aránya a humuszfelhalmozódás irányába mutat. Ennek meghatározásához további vizsgálatokra van szükség.

Az invertáz enzim által termelt glükóz mennyisége a vetésforgó szakaszok átlagában a következőképpen alakult: a legtöbb glükóz a rozs elővetményű rozsszakasz talajában keletkezett (85 mg glükóz/g száraz talaj/4h), melyet a burgonya elővetményű rozsszakaszokban keletkezett glükóz mennyisége követett (53 mg glükóz/g száraz talaj/4h). Ezektől kisebb mennyiségű glükózt mértünk a bükkönyszakaszok átlagában (43 mg glükóz/g száraz talaj/4h), a pillangós elővetményű rozsszakaszok átlagában (38 mg glükóz/g száraz talaj/4h), a burgonyaszakaszok átlagában (38 mg glükóz/g száraz talaj/4h) és a csillagfürt vetésforgó szakaszok átlagában (29 mg glükóz/g száraz talaj/4h). Az invertáz aktivitása nemcsak a termesztett növényfajok talajában különbözött, hanem a rozs esetében az elővetemények szerint is eltért. Mindez igazolja CARILLO et *al.* (2017) megállapítását, miszerint a könnyen bomló szervesanyag bontását a mikrobiális biomassza, a mikrobiális C/N arány, és a C-bontásban szerepet játszó enzimek határozzák meg, amik mind szorosan kapcsolódnak a gyökér morfológiájához, a rizoszférához.

A termesztett növények hatását az invertáz enzim aktivitására KÁTAI (2006) is vizsgálta. Kísérletében kukoricát termesztett monokultúrában, valamint borsót, őszi búzát és kukoricát trikultúrában. A vetésváltás növelte az enzimaktivitást, ugyanis az invertáz aktivitása szignifikánsan nagyobb volt a borsó - őszi búza - kukorica trikultúrában, mint a kukorica monokultúrában. A különböző növényfajok gyökereikkel eltérő összetételű és mennyiségű vegyületeket választanak ki. A mikrobák ezeket az anyagokat szubsztrátként használják. A növények azáltal befolyásolják az enzimaktivitást, hogy az általuk kiválasztott vegyületek serkentik, vagy éppen gátolják a mikrobák szaporodását, és így a mikrobák környezetébe került enzimek, közöttük az invertáz mennyiségét. GRAYSTON et *al.* (1998) vizsgálataik szerint a gyökerek által kiválasztott vegyületek közül elsősorban a szénhidrátok, karbonsavak és

aminosavak voltak azok, melyek arányának, mennyiségének eltérése különböző mikrobaaktivitást eredményezett. A parlagoltatott területen a növényzet folyamatos stimuláló hatása hiányzott (a gyomok általában kezdeti fejlődési fázisban voltak a tárcsázások időpontjában), ami alacsony enzimaktivitást eredményezett.

Talajnedvesség és talajkémiai tulajdonságok

A talaj nedvességtartalma 6,4-20,1% között változott a kísérletben (*3. táblázat*). A talaj nedvességtartalma a vetésforgók átlagában kisebb volt a csillagfürt és a bükköny talajában (7,1%, ill. 8,5%), mint a burgonya (11,2%), vagy a rozs (11,7-14,4%) talajában. A talaj nedvességtartalma kisebb, főátlag (11,1%) alatti volt a II., III., IV., IX. és X., míg nagyobb, főátlag feletti volt az V., VI., VII. és XII. vetésforgók mindegyik parcellájában. Néhány vetésforgó esetében a vetésforgó kísérlet valamely parcellájában főátlag alatti, míg egy másik parcellájában főátlag feletti nedvességtartalmat mértünk (I., VIII., XI., XIII., XIV., XV.). A talaj nedvességtartalma befolyásolja a talajban zajló fizikai, kémiai és biológiai folyamatokat is (DAVET, 2004). A talaj nedvességtartalma és a növényborítottság mértéke negatív kapcsolatban áll egymással. Homokdombon a különböző lejtőpozíciókban eltérő növényborítottság eredményezi a hervadásponthoz tartozó talajnedvesség elérését (YANG et *al*. 2018). A különböző növényfajok az eltérő mértékű árnyékolás, a talaj fizikai tulajdonságainak különböző mértékű megváltoztatása és a gyökerek eltérő vízfelvétele révén módosítják a talajok nedvességtartalmát az egyes talajszintekben (FISHER et *al*. 2018).

A talaj $pH_{(KCl)}$ értékének a főátlaga 4,48 volt (*4. táblázat*). A kémhatás értéke jelentősen nem tért el a különböző növények esetében, azonban megfigyeltük, hogy a vetésforgók átlagában nagyobb volt a rozs elővetemény rozs (4,71) és a bükköny (4,74) talajában, mint a burgonya (4,42), a burgonya elővetemény rozs (4,42), a pillangós elővetemény rozs (4,49), vagy a csillagfürt (4,29) talajában. A vetésforgó kísérleteket összehasonlítva, a talaj kevésbé volt savanyú kémhatású az V., VII., X., XI., XII. és XIII. vetésforgóban, mint az I., II., III., IV., VI., VIII., IX., XIV. és XV. vetésforgóban.

A talaj humusztartalma 0,27-0,89% között alakult a kísérletben (5. táblázat). A talaj humusztartalma a csillagfürt talajában alacsonyabb volt (0,58%), mint a burgonya (0,61%) vagy a rozs (0,63-0,73%) talajában. A talaj humusztartalmát a trágyázás befolyásolta. A humusztartalom alacsonyabb volt a műtrágya nélküli (VII., X., XV.) és a fővetésű csillagfürt termesztéses (II., III., IX.) vetésforgókban, mint az istállótrágyás+műtrágyás (XI.) és a szalmatrágyás+műtrágyás (IV., V., VI.) vetésforgókban.

A talaj NO_2-NO_3-N tartalma 1,24-18,70 mg/kg közötti volt (6. táblázat). A talaj NO_2-NO_3-N tartalma nagyobb volt a bükköny (6,02 mg/kg), a csillagfürt

(5,18 mg/kg), a pillangós elővetményű rozs (5,86 mg/kg) és a rozs elővetményű rozs (5,59 mg/kg) talajában, mint a burgonya (4,64 mg/kg), vagy a burgonya elővetményű rozs (3,84 mg/kg) talajában a vetésforgók átlagában. A talaj NO_2-NO_3-N tartalmát a trágyázás befolyásolta: nagyobb volt a fő- és másodvetésű csillagfürt termesztéses (VIII.) és az istállótrágyás (X., XI.) vetésforgókban, mint a trágyázás nélküli (I.), a fővetésű csillagfürt termesztéses (II., III., IX.) és a szalmatrágyás (IV., V., VI., VII.) vetésforgókban.

3. táblázat. A talaj nedvességtartalma a Westsik-féle vetésforgókban (m/m %) (2010. 07. 01.)

Vetés-forgó	Burgonya	Pillangós előveteményű rozs	Rozs elő-veteményű rozs	Burgonya elővete-ményű rozs	Parlag után vetett rozs	Csillag-fürt	Zabos bükköny	Parlag	Átlag
I	12,7^{def}				14,4			10,5	**12,5**
II	7,8^{ab}	8,8^{a}				7,2^{a}			**8,0**
III	7,5^{a}	10,9^{ab}				6,9^{a}			**8,4**
IV	6,9^{a}		10,8^{a}	9,4^{a}					**9,1**
V	12,0^{cde}		11,5^{a}	12,2^{a}					**11,9**
VI	14,6^{efg}		14,7^{b}	11,6^{a}					**13,6**
VII	13,1^{defg}		11,4^{a}	16,6^{b}					**13,7**
VIII	10,7^{bcd}	14,7^{c}		11,8^{a}		9,3^{b}			**11,6**
IX	8,0^{ab}	8,0^{a}				6,4^{a}			**7,4**
X	8,1^{ab}	10,7^{ab}					6,7		**8,5**
XI	9,2^{abc}	12,6^{bc}					7,4		**9,7**
XII	16,0^{g}	20,1^{d}				12,5^{c}			**16,2**
XIII	15,6^{fg}		12,0^{ab}	10,2^{a}					**12,6**
XIV	13,1^{defg}		10,5^{a}	11,9^{a}					**11,8**
XV	12,5^{def}		10,7^{a}	10,4^{a}					**11,2**
Átlag	**11,2**	**12,3**	**11,7**	**11,8**	**14,4**	**8,5**	**7,1**	**10,5**	**11,1**

A különböző betűindexek az átlagok közötti szignifikáns különbségeket jelölik (Tukey-teszt, $P<0,05$).

4. táblázat. A talaj $pH_{(KCl)}$ értéke a Westsik-féle vetésforgókban (2010. 07. 01.)

Vetés-forgó	Burgonya	Pillangós elővetemény rozs	Rozs elő-vetemény rozs	Burgonya elővete-mény rozs	Parlag után vetett rozs	Csillag-fürt	Zabos bükköny	Parlag	Átlag
I	4,31[a]				4,54			4,45	**4,43**
II	3,94[a]	4,04[a]				4,23[a]			**4,07**
III	3,98[a]	3,98[a]				3,92[a]			**3,96**
IV	3,85[a]		4,49[a]	4,05[a]					**4,13**
V	5,02[ab]		5,57[a]	4,67[a]					**5,09**
VI	4,33[a]		4,46[a]	4,27[a]					**4,35**
VII	4,98[ab]		5,22[a]	5,09[a]					**5,10**
VIII	4,20[a]	4,03[a]		4,67[a]		4,44[a]			**4,34**
IX	4,06[a]	4,00[a]				4,08[a]			**4,05**
X	4,51[a]	4,97[ab]					5,08		**4,85**
XI	4,27[a]	5,25[b]					4,39		**4,64**
XII	5,86[b]	5,13[ab]				4,77[a]			**5,25**
XIII	4,79[ab]		4,48[a]	4,31[a]					**4,53**
XIV	4,06[a]		4,33[a]	4,00[a]					**4,13**
XV	4,16[a]		4,43[a]	4,32[a]					**4,30**
Átlag	**4,42**	**4,49**	**4,71**	**4,42**	**4,54**	**4,29**	**4,74**	**4,45**	**4,48**

A különböző betűindexek az átlagok közötti szignifikáns különbségeket jelölik (Tukey-teszt, $P<0,05$).

5. táblázat. A talaj humusztartalma a Westsik-féle vetésforgókban (Humusz %) (2010. 07. 01.)

Vetésforgó	Burgonya	Pillangós előveteményű rozs	Rozs elő-veteményű rozs	Burgonya elővete-ményű rozs	Parlag után vetett rozs	Csillag-fürt	Zabos bükköny	Parlag	Átlag
I	0,63^{cde}				0,72			0,69	**0,68**
II	0,66^{def}	0,53^{a}				0,69^{c}			**0,63**
III	0,60^{cde}	0,60^{ab}				0,59^{bc}			**0,60**
IV	0,77^{ef}		0,89^{b}	0,65^{bcd}					**0,77**
V	0,83^{f}		0,80^{ab}	0,88^{e}					**0,84**
VI	0,69^{ef}		0,76^{ab}	0,48^{a}					**0,64**
VII	0,27^{a}		0,61^{a}	0,51^{ab}					**0,46**
VIII	0,47^{bc}	0,81^{c}		0,53^{abc}		0,52^{b}			**0,58**
IX	0,40^{ab}	0,52^{a}				0,36^{a}			**0,43**
X	0,51^{bcd}	0,73^{bc}					0,60		**0,61**
XI	0,65^{def}	0,69^{abc}					0,63		**0,66**
XII	0,70^{ef}	0,69^{abc}				0,71^{c}			**0,70**
XIII	0,65^{def}		0,76^{ab}	0,70^{d}					**0,70**
XIV	0,72^{ef}		0,70^{ab}	0,68^{cd}					**0,70**
XV	0,61^{cde}		0,61^{a}	0,62^{abcd}					**0,61**
Átlag	**0,61**	**0,65**	**0,73**	**0,63**	**0,72**	**0,58**	**0,62**	**0,69**	**0,64**

A különböző betűindexek az átlagok közötti szignifikáns különbségeket jelölik (Tukey-teszt, $P<0,05$).

6. táblázat. A talaj NO_2-NO_3-N tartalma a Westsik-féle vetésforgókban (mg/kg) (2010. 07. 01.)

Vetés-forgó	Bur-gonya	Pillangós elővete-ményű rozs	Rozs elővete-ményű rozs	Burgonya elővete-ményű rozs	Parlag elővete-ményű rozs	Csillag-fürt	Zabos bük-köny	Parlag	Átlag
I	1,53[a]				4,08			2,49	**2,70**
II	2,57[ab]	3,06[a]				7,43[c]			**4,35**
III	2,08[ab]	3,42[a]				1,68[a]			**2,39**
IV	5,29[e]		3,95[ab]	2,59[ab]					**3,94**
V	2,51[ab]		4,11[ab]	2,36[a]					**2,99**
VI	3,44[bcd]		6,33[c]	2,22[a]					**4,00**
VII	1,24[a]		6,74[c]	5,57[d]					**4,52**
VIII	2,94[abc]	10,50[d]		5,03[d]		4,68[b]			**5,79**
IX	1,96[ab]	2,33[a]				2,16[a]			**2,15**
X	4,86[de]	6,25[b]					4,71		**5,27**
XI	5,58[e]	8,99[c]					7,32		**7,30**
XII	7,87[f]	6,50[b]				9,93[d]			**8,10**
XIII	18,70[g]		10,40[d]	5,84[d]					**11,65**
XIV	4,58[de]		4,82[b]	3,63[c]					**4,34**
XV	4,38[cde]		2,77[a]	3,46[bc]					**3,54**
Átlag	**4,64**	**5,86**	**5,59**	**3,84**	**4,08**	**5,18**	**6,02**	**2,49**	**4,89**

A különböző betűindexek az átlagok közötti szignifikáns különbségeket jelölik (Tukey-teszt, $P<0,05$).

Az invertáz aktivitás és a fizikai, kémiai paraméterek közötti összefüggések

Az invertáz aktivitása és a talaj nedvességtartalma közötti összefüggés a csillagfürt talajában pozitív, igen szoros, a burgonya, a pillangós előveteményű rozs és a rozs előveteményű rozs talajában pozitív, szoros, míg a burgonya előveteményű rozs talajában pozitív, közepes volt (*7. táblázat*).

VARGA ÉS HELMECZI (2004) talajenzimek, közöttük az invertáz aktivitását vizsgálták talajtakarásos kísérletükben egy szárazabb (2000) és egy csapadékosabb (2001) évben. Megállapították, hogy mindegyik vizsgált enzim esetében az enzimaktivitás nagyobb volt a csapadékos évben. A talajtakarás következtében nagyobb volt a talaj nedvességtartalma a takaratlan kontrollhoz képest, és nőtt az enzimaktivitás is a takarásos talajban. Az invertáz aktivitása pozitív összefüggést mutatott a talaj nedvességtartalmával, azonban az összefüggés gyenge volt (r=0,48). A Westsik-féle kísérletben több esetben is szoros összefüggést találtunk az invertáz aktivitás és a talaj nedvességtartalma között. A mikrobák szaporodását nagyban befolyásolja a talaj nedvességtartalma (BARROS et *al.*, 1995; SCHNÜRER et *al.*, 1986), mely hatással van a környezetbe került invertáz enzim mennyiségére is. Laza homoktalajú kísérletünkben, ahol a talaj vízmegtartó képessége rossz, az invertáz aktivitás és a talajnedvesség szoros kapcsolatának magyarázata a homoktalaj nedvességtartalmának érzékenyen változása lehetett, melyet a mikrobaaktivitás is követett.

Az invertáz aktivitása és a talaj $pH_{(KCl)}$ értéke közötti összefüggés a csillagfürt, valamint a pillangós előveteményű rozs és a burgonya előveteményű rozs talajában pozitív, szoros, a burgonya talajában pozitív, közepes, míg a rozs előveteményű rozs talajában gyenge volt. Az invertáz enzim működésének pH optimuma FRANKENBERGER és JOHANSON (1983/a) szerint 4,2-5,5 között van. Kísérletünkben a vetésforgók talajának pH értéke többnyire a pH optimum tartományában helyezkedett el, azonban néhány esetben azon kívül volt található (*4. táblázat*). Az invertáz aktivitása és a talaj $pH_{(KCl)}$ értéke közötti összefüggés ott volt szorosabb, ahol 4,2 pH alatti értékeket is mértünk (csillagfürt, burgonya, pillangós előveteményű és a burgonya előveteményű rozs). Ezek esetében a pH érték emelkedésével nőtt az invertáz aktivitása is. Azonban ahol a pH érték az optimálisnak ítélt tartományban helyezkedett el (rozs előveteményű rozs) a két tulajdonság közötti kapcsolat gyenge volt. A rozs előveteményű rozs esetében az invertáz aktivitást a talaj kémhatásának változása nem befolyásolta jelentősen, hanem az inkább más tényezőktől függött.

7. táblázat. Az invertáz aktivitás és néhány talajvizsgálati paraméter közötti összefüggés korrelációs koefficiensei (r-értékek, **P<1%, *P<5%)

Növény	Talajnedvesség (%)	$pH_{(KCl)}$	Humusz (%)	NO_2-NO_3-N (mg/kg)
Burgonya	0,781**	0,554*	0,127	0,730**
Pillangós előveteményű rozs	0,748	0,760*	0,489	0,303
Rozs előveteményű rozs	0,828*	-0,160	0,022	0,422
Burgonya előveteményű rozs	0,662	0,727*	-0,350	0,645
Csillagfürt	0,940*	0,893*	0,416	0,741

Az invertáz enzim aktivitása és a talaj humusztartalma közötti kapcsolat pozitív, közepes volt a csillagfürt és a pillangós előveteményű rozs talajában, a burgonya, a burgonya előveteményű és a rozs előveteményű rozs talajában pedig gyenge volt. Az invertáz aktivitása és a talaj NO_2-NO_3-N tartalma közötti összefüggés a burgonya és a csillagfürt talajában pozitív, szoros, a rozs előveteményű rozs és a burgonya előveteményű rozs talajában pozitív, közepes, míg a pillangós előveteményű rozs talajában gyenge volt. FRANKENBERGER és JOHANSON (1983/b) statisztikai elemzése azt eredményezte, hogy az invertáz aktivitás szignifikánsan korrelált a talaj szerves szén- és összes nitrogéntartalmával. A Wetsik-féle vetésforgó kísérletben az invertáz aktivitása és a humusztartalom, valamint a felvehető N-tartalom közötti összefüggések a vetésforgók növényei, ill. előveteményei szerint egymástól eltérőek voltak. Az invertáz aktivitás összefüggése a humusztartalommal és a felvehető N-tartalommal ott volt szorosabb, ahol a két paraméter értékei alacsonyabbak voltak (*5. és 6. táblázat*), míg, amely szakaszban magasabbak voltak, ott a korreláció gyengébb volt.

Következtetések

Az invertáz enzim aktivitása nagyobb volt ott, ahol nagyobb volt a talaj nedvességtartalma. Az invertáz aktivitása és a talaj nedvességtartalma közötti összefüggés szorosabb volt a csillagfürt talajában, mint a burgonya, vagy a rozs talajában. A két paraméter közötti kapcsolat elővetemény szerint is különbözött: szorosabb volt a pillangós előveteményű rozs és a rozs előveteményű rozs talajában, mint a burgonya előveteményű rozs talajában. Az invertáz aktivitása a

talaj $pH_{(KCl)}$ értékétől jobban függött a csillagfürt talajában, mint a burgonya talajában. A rozs parcellák esetében az invertáz aktivitását a talaj kémhatása nem befolyásolta olyan mértékben a rozs előveteményű rozs talajában, mint a pillangós előveteményű rozs, vagy a burgonya előveteményű rozs talajában. A invertáz enzim aktivitását a talaj humusztartalma kevésbé befolyásolta, mint a talajnedvesség, vagy a talaj $pH_{(KCl)}$ értéke. A humusztartalom hatása leginkább a csillagfürt és a pillangós előveteményű rozs talajában mutatható ki, míg a burgonya, a burgonya előveteményű rozs, vagy a rozs előveteményű rozs talajában alig volt hatással a humusztartalom az invertáz aktivitására. A talaj felvehető nitrogéntartalma az invertáz enzim aktivitását legmegbízhatóbban a burgonya talajában határozta meg.

A trágyázás hatással volt az invertáz enzim aktivitására a Westsik-féle vetésforgó kísérletben, hiszen az enzim szubsztrátjai a szervesanyagok bomlásakor keletkező diszacharidok. A különböző szervesanyagok hatása eltérő volt. Az istállótrágyázás és az erjesztett szalmatrágyázás erőteljesebben fokozta az invertáz aktivitását, mint a fővetésű zöldtrágyázás. Emellett a termesztett növények, valamint azok előveteményei is befolyásolták az enzimaktivitást azáltal, hogy hogyan alakították a talaj nedvességtartalmát, kémhatását, humusztartalmát és felvehető nitrogéntartalmát. Az invertáz aktivitását a szubsztrát jelenlétén kívül a talaj egyes kémiai paraméterei is meghatározták. A talaj szervesanyag-tartalmának növeléséhez az adott terület talajtani adottságainak (is) megfelelő műtrágyamennyiséget lenne célszerű alkalmazni, amellyel a lebontó folyamatok intenzitása és a talajba jutó szerves anyag aránya a humuszfelhalmozódás irányába mutat. Ennek meghatározásához további vizsgálatokra van szükség.

Irodalomjegyzék

BAI, Y., LI, F., YANG, G., SHI, S., DONG, F., LIU, M., NIE, X., HAI, J. 2018. Meta-analysis of experimental warming on soil invertase and urease activities. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science. 68. 104-109.

BARROS, N., GOMEZ-ORELLANA, I., FEIJÓO, S., BALSA, R. 1995. The effect of soil moisture on soil microbial activity studied by microcalorimetry. Thermochimica Acta. 249. 161-168.

CARRILLO, Y., BELL, C., KOYAMA, A., CANARINI, A., BOOT, C.M., WALLENSTEIN, M., PENDALL, E. 2017. Plant traits, stoichiometry and microbes as drivers of decomposition in the rhizosphere in a temperate grassland. Journal of Ecology. 105. 1750–1765. DAVET, P. 2004. Microbial Ecology of the Soil and Plant Growth. Science Publishers, Inc. Enfield, Plymouth, pp. 83-89.

DAVET, P. 2004. Microbial Ecology of the Soil and Plant Growth. Science Publishers Inc. Enfield, Playmouth. pp. 83-88.

FEHÉR, D. 1954. Talajbiológia. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 71-93.

FISCHER, C., LEIMER, S., ROSCHER, C., RAVENEK, J., DE KROON, H., KREUTZIGER, Y., BAADE, J., BEßLER, H., EISENHAUER, N., WEIGELT, A., MOMMER, L., LANGE, M.,

GLEIXNER, G., WILCKE, W., SCHRÖDER, B., HILDEBRAND, A. 2018. Plant species richness and functional groups have different effects on soil water content in a decade-long grassland experiment Journal of Ecology. 107. 127–141.

FRANKENBERGER, W.T., JOHANSON, J.B. 1983a. Factors affecting invertase activity in soils. Plant and Soil. 74. 313-323.

FRANKENBERGER, W.T., JOHANSON, J.B. 1983b. Method of measuring invertase activity in soils. Plant and Soil. 74. 301-311.

GODÓ, Z. A. 2012. A növényi gyökér és a mikrobák kapcsolata. In: Talajtan és talajökológia. Szerk. Horváth, E. Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém. pp. 349-357.

GRAYSTON, S.J., WANG, S., CAMPBELL, C.D., EDWARDS, A. 1998. Selective influence of plant species on microbial diversity in the rhizosphere. Soil Biology and Biochemistry. 30. 369-378.

HENZSEL, I., MAKÁDI, M., HADHÁZY, Á., GYÖRGYI, G., ARANYOS, T., TÓTH, G., SIPOS, T., OROSZ, V., ZSOMBIK, L. 2022. A burgonya által kivont kálium mennyisége a Westsik-féle vetésforgó tartamkísérletben. In: Az agrokémia, talajtan és a kapcsolódó tudományok időszerű kérdései : Jubileumi kiadvány. Szerk.: Balláné Kovács Andrea, Kocsisné Demjén Ágnes, Debreceni Egyetem Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Debrecen. pp. 138-149.

KÁTAI, J. 2006. Changes in soil characteristics in a mono- and triculture long-term field experiment. Agrokémia és Talajtan. 55. 183-192.

KÁTAI, J., ZSUPOSNÉ OLÁH, Á., MAKÁDI, M., HENZSEL, I., TÁLLAI, M. 2022. Effect of mineral and organic fertilizers on some soil chemical and biological properties in a 90-year-old long-term experiment. Agrokémia és Talajtan. 71. 101-118.

KOCSIS, I. 2012. Talajtan és agrokémia. Eszterházy Károly Főiskola, Eger. pp. 41-52.

LAZÁNYI, J. 2001. A homoki gazdálkodás fenntartható rendszere a Westsik vetésforgó kísérlet tapasztalatai alapján. Debreceni Egyetem ATC Kutató Központja, Nyíregyháza. pp. 109-176.

LAZÁNYI, J., LOCH, J., HENZSEL, I. 2006. A tápanyag-gazdálkodás fenntartható rendszere a Westsik vetésforgó kísérlet tapasztalatai alapján. In: A tápanyag-gazdálkodást segítő talajvizsgálati módszerek alkalmazása a Nyírség homoktalajain. Szerk. Loch, J., Lazányi, J. Westsik Vilmos Nyírségi Tájfejlesztési Alapítvány, Nyíregyháza. pp. 153-232.

LAZÁNYI, J., HENZSEL, I. 2022. A burgonya termése és a talaj 0,01 m CaCL2 talaj-kivonószerrel mért tápanyagtartalmának összefüggése a Westsik vetésforgókban. In: Az agrokémia, talajtan és a kapcsolódó tudományok időszerű kérdései : Jubileumi kiadvány. Szerk.: Balláné Kovács Andrea, Kocsisné Demjén Ágnes, DebreDebreceni Egyetem Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Debrecen. pp. 226-237. ISBN: 9789634904717

MIKANOVÁ, O., KUBÁT, J., MIKHAILOVSKAVA, N., VÖRÖS, I., BIRÓ, B. 2001. Influence of heavy metal pollution on some soil-biological parameters in the alluvium of the Litavka river. Rostlinná Vyroba. 47. 117-122.

ODHIAMBO, J.J.O. 2010. Decomposition and nitrogen release by green manure legume residues in different soil types. African Journal of Agricultural Research. 5. 090-096.

SARDANS, J., PENUELAS, J., ESTIARTE, M. 2008. Changes in soil enzymes related to C and N cycle and in soil C and N content under prolonged warming and drought in a Mediterranean shrubland. Applied Soil Ecology. 39. 223-235.

SCHNÜRER, J., CLARHOLM, M., BOSTRÖM, S., ROSSWAL, T. 1986. Effects of moisture on soil microorganism and nematodes: a field experiment. Microbial Ecology. 12. 217-230.

SZABÓ, I. M. 1986. Az általános talajtan biológiai alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. pp. 29-138.

TÓTH B., NÉMETH, I., NÉMETH, Zs. 1989. 28 éve istállótrágyázott barna erdőtalaj cellulózbontó- és invertáz-aktivitásának vizsgálata. Agrokémia és Talajtan. 37. 311-313.

VARGA, Cs., HELMECZI, B. 2004. A talajtakarás hatása néhány enzim aktivitására integrált gyümölcsös talajában. Agrártudományi Közlemények. 14. 20-29.

YANG, T., ALA, M., ZHANG, Y., WU, J., WANG, A., GUAN, D. 2018. Characteristics of soil moisture under different vegetation coverage in Horqin Sandy Land, northern China. PLoS ONE. 13. e0198805.

Talajkímélő művelés hosszú távú hatása egy Nyugat-magyarországi barna erdőtalaj szerves széntartalmára

Juhos Katalin[1], Jakab Gergely[2], Kotroczó Zsolt[1], Madarász Balázs[1,2]

[1] Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Környezettudományi Intézet, Agrárkörnyezettani Tanszék, Budapest;
[2] Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, Földrajztudományi Intézet, Budapest,
juhos.katalin@uni-mate.hu

Összefoglalás

Az intenzív, hagyományos szántásos talajművelés (HM) negatív hatása a talajok szerkezetére és szerves széntartalmára széles körben ismert és bizonyított. A forgatás nélküli talajkímélő művelés egy lehetséges megoldás a talajdegradáció mérséklésére, azonban hosszabb távú hatásairól hazánkban kevés adat áll rendelkezésre. Célkitűzésünk ezért az volt, hogy egy 17 éve tartó (forgatás nélküli, csökkentett menetszámú) talajkímélő művelés (TKM) után kialakult szerves széntartalom mennyiségi és minőségi paramétereit megvizsgáljuk. Négy pár TKM és HM parcellát (egyenként kb. 4 ha) állítottunk be 2003-ban Dióskál határában, 0–12%-os lejtésű erodált agyagbemosódásos barna erdőtalajon. A HM minden évben szántásból (25-30 cm mélységig), boronálásból és magágykészítésből állt. A TKM szántás nélküli, forgatás nélküli talajművelés volt csökkentett műveletszámmal, melynek következtében a talajfelszín ~30%-a származadványokkal borított maradt. 2020-ban talajmintavételt végeztünk 0–15 cm mélységben. Vizsgáltuk a talajok térfogattömegét, összes szerves széntartalmát (TOC), labilis (permanganát-oxidálható) szerves C-tartalmát (POXC), a vízoldható szerves C-tartalmat (WEC), a mikrobiális biomassza C-tartalmát (MBC), valamint a vízoldható széntartalom minőségét UV-VIS spektroszkópiával (E4/E6). A TOC szignifikánsan nőtt a TKM parcellákban (10,29±1,06 g kg^{-1}) a HM parcellákhoz képest (7,74±0.93 g kg^{-1}). Ez összesen 5,22 t ha^{-1} szerves C-készlet növekedést jelentett a kímélő művelésű talajban 15 cm mélységig. Ezzel együtt a TKM parcellákon a POXC, a WEC, a MBC tartalom is szignifikánsan, 28,3%-kal, 39,4%-kal, illetve 177,4%-kal nőtt, és a vízoldható szervesanyag aromásabb és nagyobb molekulatömegű volt a szántott talajokhoz képest. Az MBC és TOC aránya (mikrobiális hányados) a TKM parcellákon átlagosan 1,19% volt, ami szignifikánsan magasabb, mint a HM talajokban (átlagosan 0,65%). Ugyan a MBC csak egy pillanatnyi állapotot mutat, de arra enged következtetni, hogy a TKM hosszú távú hatásaként kialakult magasabb TOC, jobb talajszerkezet és nagyobb porozitás kedvezőbb talajfeltételeket biztosít a mikrobiális biomassza tevékenységéhez. Ezzel egyidejűleg a kímélő talajművelés stabilizálni is tudja a szénnek a talajban hosszabb ideig megmaradó formáját. A TOC mellett a labilis C-formák meghatározása is javasolt a gazdálkodási gyakorlat hatásainak monitorozásához.

Kulcsszavak: szénmegkötés, mineralizáció, TOC, mikrobiális szén, labilis szén

Summary

The negative effect of intensive ploughing tillage (PT) on soil structure and organic carbon content is widely known and proven. Tillage without inversion is a possible solution for mitigating soil degradation, but little data is available on its long-term effects in Hungary. Our objective was therefore to examine the quantitative and qualitative parameters of the soil organic carbon after a 17-year-long conservation tillage (CT). In 2003, we set up four pairs of CT and PT plots (each of about 4 ha) in Western Hungary on eroded Luvisol with a slope of 0–12%. Every year, PT consisted of ploughing (to a depth of 25-30 cm), harrowing and seed bed preparation. CT was no-ploughing, no-rotation tillage with a reduced number of operations, as a result of which ~30% of the soil surface remained covered with stem residues. In the spring of 2020, we carried out soil sampling at a depth of 0–15 cm. We examined the total organic carbon content (TOC), labile (permanganate-oxidizable) organic C content (POXC), water-soluble organic C content (WEC), microbial biomass C content (MBC), and water-soluble organic matter quality by UV-VIS spectroscopy (E4/E6). TOC increased significantly in CT plots (10.29±1.06 g kg^{-1}) compared to PT plots (7.74±0.93 g kg^{-1}). This meant a total increase of 5.22 t ha^{-1} of organic C stock in the CT plots up to a depth of 15 cm. At the same time, the POXC, WEC, and MBC in the CT plots also increased significantly by 28.3%, 39.4%, and 177.4%, and the water-soluble organic matter was more aromatic and had a higher molecular weight in the compared to PT soils. The average ratio of MBC to TOC (microbial quotient) in CT plots (1.19%) was significantly higher than in PT soils (0.65%). Although the MBC only shows a momentary state, it leads to the conclusion that the higher TOC, as a result, the better soil structure and greater porosity formed as a long-term effect of CT provide more favourable soil conditions for the activity of microbial biomass. At the same time, conservation tillage can also stabilize the form of carbon that remains in the soil for a longer period of time. In addition to TOC, the determination of labile C-forms is also recommended for monitoring the effects of soil management practices.

Keywords: carbon sequestration, mineralisation, TOC, microbial biomass carbon, labile carbon

Bevezetés

A termőföld művelésbe vonása, a csökkenő szervesanyag-bevitel, valamint az intenzív talajbolygatás hatására felgyorsuló mineralizációs folyamatok komoly veszteséget eredményeztek a talajok szerves szénkészletében (AGUILERA et *al.*, 2013; KOPITTKE et *al.*, 2016; FRANCAVIGLIA et *al.*, 2017; TRIGALET et *al.*, 2017). A rendszeres talajművelés a talaj aggregátumok rombolásával jár, amely dombvidéki lejtős területeken felgyorsítják az eróziós folyamatokat, csökkentve a felső humuszos talajréteg vastagságát (TERZUDI et *al.*, 2006; ELEFTHERIADIS és TURRIÓN, 2014; PITTELKOV et *al.*, 2015; ZHAO et *al.*, 2017).

A forgatás nélküli csökkentett művelés egy lehetséges megoldás a talajdegradáció mérséklésére. A fenntartható, költséghatékony és víztakarékos talajkímélő művelési rendszerek a talajerózió mérséklésén túl növelik a

termésbiztonságot és csökkentik az időjárási anomáliák és szélsőséges vízháztartási helyzetek okozta károkat (DERPSCH et *al.*, 2010; BIRKÁS et *al.*, 2015, BUSARI et *al.*, 2015). A talajkímélő művelés módok számos változatát alkalmazzák a világon (no-till, ridge-till, strip-till, mulch-till, min-till), melyek közül Magyarországon elsősorban a csökkentett menetszámú min-till művelést alkalmazzák szélesebb körben (MADARÁSZ et *al.*, 2016). Az Európai Unióban a TKM technológiák aránya lassan emelkedett, és 2016-ban mintegy 26,5% volt (Eurostat, 2016, VEERMAN et *al.*, 2020). A hagyományos szántásos talajműveléssel ellentétben a talajkímélő művelés nem inverziós talajművelési rendszer, ahol a növényi maradványok legalább 30%-a a felszínen marad. A csökkentett menetszámú művelés azt jelenti, hogy a talajművelési lépések elhagyásával és kombinált gépek alkalmazásával minimalizálja a talajbolygatást. A min-till egy egyszerűbb és némileg kevésbé innovatív, de elterjedtebb gyakorlata a talajkímélő művelési módoknak Kelet-Közép-Európában.

Magyarországon MADARÁSZ et *al.* (2016) vizsgálta a csökkentett menetszámú nem inverziós talajművelés hosszabb távú (13 éves) hatását a terméshozamokra a szántásos műveléshez képest egy Nyugat-magyarországi agyagbemosódásos barna erdőtalajon (Dióskál). Eredményeikből azt a következtetést vonták le, hogy a terméshozam kérdésében a talajművelési mód a legfontosabb tényező, ami a nagy lejtőhajlás és a csapadékhiány negatív hatásait is kompenzálni tudja. A talajkímélő művelésre való átállás első 4 évében a terméshozamok általában csökkentek, de később több évben meghaladták a szántott parcellák terméshozamait. Hasonló talajtípuson, a szentgyörgyvári eróziós állomáson mért lefolyási és talajvesztéség mennyiségek bizonyítják, hogy a talajkímélő művelési mód a szántáshoz képest szignifikánsan csökkenti az eróziót (MADARÁSZ et *al.*, 2021).

Jelentős bizonyítékok állnak rendelkezésre arra vonatkozóan, hogy a talajkímélő művelési módok hatékonyan képesek növelni az összes szerves széntartalmat (TOC) a talajban. De a TOC kis mértékű növekedésének is szignifikánsan pozitív hatása van a talajok fizikai tulajdonságaira, például az aggregátum stabilitására és a víz beszivárgási sebességére, valamint a mikrobiális aktivitásra (ELEFTHERIADIS és TURRIÓN, 2014; POWLSON et *al.*, 2011; ZHAO et *al.*, 2017; BAI et *al.*, 2018; HANNULA et *al.*, 2021).

A nemzetközi irodalomban a leggyakrabban az ún. no-till hatásaival találkozunk, és viszonylag kevés információt találunk a Magyarországon elterjedtebb min-till művelés hatásairól. A hazai kutatások elsősorban a művelési módok CO_2-kibocsátásával foglalkoznak (pl. SZŐLLŐSI et *al.*, 2009; TÓTH et *al.*, 2009). Célkitűzésünk ezért az volt, hogy egy 17 éve tartó (forgatás nélküli, csökkentett menetszámú) talajkímélő művelés után kialakult szerves széntartalom mennyiségi és minőségi paramétereit megvizsgáljuk egy hagyományos szántásos talajművelési rendszerrel összehasonlítva.

Anyag és módszer

MADARÁSZ et *al*. (2016) négy pár talajkímélő (TKM) és hagyományos szántásos rendszerű (HM) parcellát (egyenként kb. 4 ha) állítottak be 2003-ban Dióskál határában, 0–12%-os lejtésű erodált agyagbemosódásos barna erdőtalajon (46°42'15'' N, 17°02'50'' E, 176–206 m a.s.l.). A HM minden évben szántásból (25-30 cm mélységig), boronálásból és magágykészítésből állt. A TKM szántás nélküli, forgatás nélküli talajművelés volt csökkentett műveletszámmal, melynek következtében a talajfelszín ~30%-a szármaradványokkal borított maradt. 2020 tavaszán talajmintavételt végeztünk 0–15 cm mélységben, mely során minden parcellán 7 db javított pontmintát vettünk Eikelkamp típusú nyitott élű talajfúróval. Ezekből a mintákból vizsgáltuk összes szerves széntartalmát (TOC), labilis (permanganát-oxidálható) szerves C-tartalmát (POXC), a vízoldható szerves C-tartalmat (WEC), a mikrobiális biomassza C-tartalmát (MBC), valamint a vízoldható szerves szén minőségét UV-VIS spektroszkópiával (E4/E6). Az MBC vizsgálatához a friss talajmintát használtuk, és 4 napon belül elvégeztük a vizsgálatot. A többi paraméter meghatározásához a mintákat 60 fokon kiszárítottuk, és 2 mm lyukátmérőjű szitán átszitáltuk és homogenizáltuk.

A TOC-t száraz égetéssel határoztuk meg 900 °C-on Shimadzu TOC-L készülékkel, amely SSM 5000A szilárd minta égetési egységgel volt felszerelve (JAKAB et *al.*, 2016, 2019). A TKM művelésű parcellák TOC-készletének (Mg ha^{-1}) változását a HM parcellákhoz képest az eltérő térfogattömeg figyelembevételével számítottuk ki. A térfogattömeg meghatározásához tavasszal és ősszel egyaránt vettünk bolygatatlan talajmintákat a felső 0-15 cm-es rétegből, mindkét időpontban parcellánként 3 ismétlésben. A térfogattömegek átlag értékeiből számítottuk a TOC készleteket. A POXC-t az oxidált szén mennyiségének meghatározásához használt permanganát koncentrációjának változásával határoztuk meg WEIL et *al.* (2003) alapján. A módszert úgy módosítottuk, hogy 1 g légszáraz talajt 10 ml 0,02 M $KMnO_4$ oldatban 5 percig ráztunk, majd 5 perces centrifugálás (3000 rpm) után az abszorbanciát Biochrom Libra S22 spektrofotométerrel 565 nm hullámhosszon mértük. A WEC meghatározását SHARMA et *al.* (2017) eljárása szerint végeztük, de a további hígítások elkerülése érdekében 1:10 arányú szuszpenziót alkalmaztunk. A mintákat összekevertük ultratiszta ionmentes vízzel, és 2 órán át ráztuk síkrázógépen 140 fordulat/perc sebességgel. 15 perces centrifugálás után a mintákat 0,45 µm-es üvegszűrőn átszűrtük, hogy kinyerjük a vizes kivonatot. Az oldatok szénkoncentrációját Shimadzu TOC-L készülékkel mértük. Az E4/E6 meghatározásához a vizes kivonatok abszorbanciáját mértük 460 és 660 nm hullámhosszon UV-VIS fotométerrel (WEISHAAR et *al.*, 2003).

A talajmintavételt követően a talajminták egy részét 4 °C-on tároltuk az MBC meghatározásához, amelyet a kloroformos fertőtlenítési-extrakciós

módszerrel határoztuk meg (PAUL et *al.*, 1999). Mind a fumigált, mind a nem fumigált minták szerves széntartalmát kálium-szulfátos extrakcióval, a minták C-tartalmát OCT-L folyadékminta egységgel felszerelt Shimadzu TOC-L készülékkel határoztuk meg. A mikrobiális biomassza C-tartalmát a nem fertőtlenített és a fertőtlenített minták C-tartalmának különbségéből számítottuk. A talaj szervesanyag-dinamikai és mineralizációs folyamatának értékeléséhez a mikrobiális hányadost (qMic) az MBC és a TOC százalékban kifejezett arányaként számítottuk ki (LI et *al.*, 2018).

A TKM és HM parcellákon mért paraméterek összehasonlításához egyutas varianciaanalízist végeztünk (ANOVA). A paraméterek közötti összefüggéseket Pearson-féle korrelációs együtthatóval (r) jellemeztük.

Eredmények és értékelésük

A TOC szignifikánsan nőtt a TKM parcellákban (10,29±1,06 g kg^{-1}) a HM parcellákhoz képest (7,74±0.93 g kg^{-1}) (*1. ábra, 1. táblázat*). Ez összesen 5,22 t ha^{-1} szerves C-készlet növekedést jelentett a kímélő művelésű talajban 15 cm mélységig. Ezzel együtt a TKM parcellákon a POXC, a WEC és az MBC tartalom is szignifikánsan, 28,3%-kal, 39,4%-kal, illetve 177,4%-kal nőtt. Az E4/E6 szignifikánsan alacsonyabb volt a TKM kezelés esetében (*1. táblázat*). Az MBC és TOC aránya (mikrobiális hányados) a TKM parcellákon átlagosan 1,19% volt, és szignifikánsan magasabb, mint a HM talajokban (átlagosan 0,65%) (*1. táblázat*).

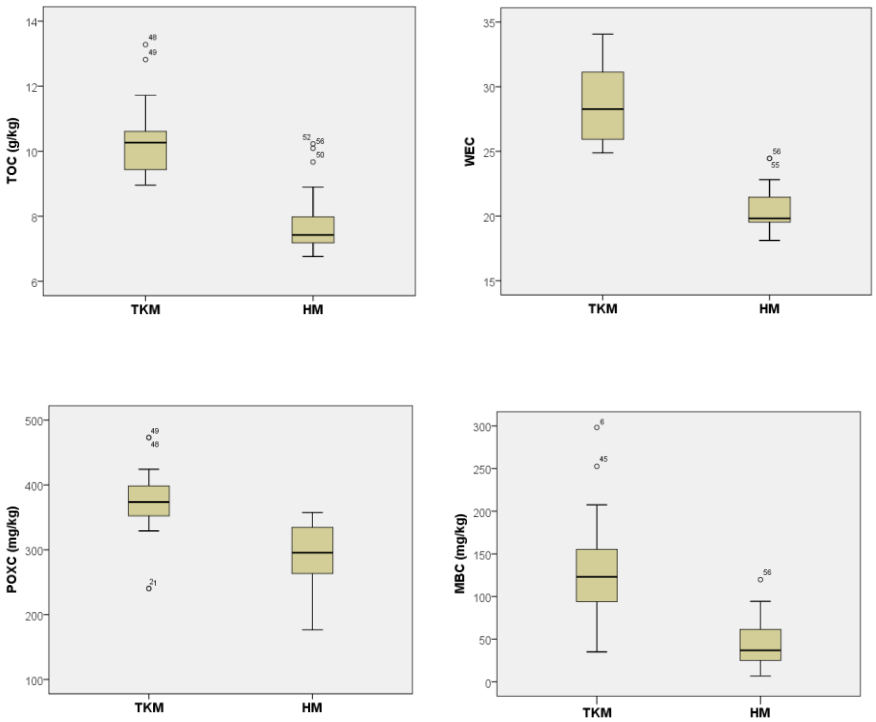
1. táblázat. Az összes szerves C-tartalom (TOC), vízoldható szerves C-tartalom (WEC), 0.02 *M* $KMnO_4$ oxidálható szerves C-tartalom (POXC), mikrobiális biomassza C-tartalom (MBC), az E4/E6 szervesanyag minőség index és a mikrobiális hányados (qMic) átlaga és szórása a talajkímélő (TKM) és hagyományos szántásos (HM) talajművelésű parcellákon, valamint a varianciaanalízis (ANOVA) eredménye.

Paraméterek (0-15 cm)	mérték-egység	HM		TKM		ANOVA	
		átlag	szórás	átlag	szórás	F-érték	Sig
TOC	g kg^{-1}	7,74	0,93	10,29	1,06	91,21	0,000
MBC	mg kg^{-1}	49,41	38,87	137,05	59,07	32,99	0,000
WEC	mg kg^{-1}	207,32	18,26	289,06	28,96	59,63	0,000
POXC	mg kg^{-1}	288,17	60,94	369,78	55,80	11,71	0,002
E_4/E_6	-	5,57	0,30	5,40	0,18	7,02	0,011
qMic	%	0,65	0,54	1,19	0,50	20,39	0,000

A HM talajok alacsonyabb TOC-tartalma annak köszönhető, hogy a szántás javítja a talaj oxigén- és vízellátását, ezáltal felgyorsítja a szerves anyagok mikrobiális lebomlását és mineralizálódását (LI et *al.*, 2018). A talaj magasabb TOC-tartalmáról a hosszú távú no-till talajművelés során számos

kutató számolt be világszerte (YANG et *al.*, 2008; AGUILERA et *al.*, 2013; BUSARI et *al.*, 2015; PITTELKOV et *al.*, 2015; FRANCAVIGLIA et *al.*, 2017; ZHAO et *al.*, 2017). De sokkal kevesebb adat áll rendelkezésre a csökkentett talajművelés vagy a minimális talajművelés hatásairól. JACOBS et al. (2009) németországi mintaterületen 37-40 év után 35-50%-os TOC növekedést figyeltek meg minimális talajművelés mellett a szántott parcellákhoz képest, ami nagyon hasonló a mi eredményeinkhez. Kísérleti területünktől mintegy 20 km-re lévő Keszthelyi tartamkísérlet területén BANKÓ et *al.* (2021) három istállótrágya dózis és a származadványok megvonásának ill. beszántásának hatását vizsgálták hagyományos szántott művelésű területeken. Négy évtized elteltével a TOC-növekedés csak 9,57–15,10% volt az istállótrágya input hatására, és 14,66–26,20%-os TOC növekedést tapasztaltak a származadványok visszaforgatása esetében. A Dióskáli területen általunk mért 32.8%-os TOC növekedés 17 év alatt ehhez képest igen figyelemreméltó eredmény. Ez alapján úgy tűnik, hogy agyagbemosódásos barna erdőtalajokon a talajművelés módja önmagában is jelentős tényezője a szerves szénforgalomnak, különösen dombvidéki lejtős területeken.

Kísérleti területünkön az MBC szignifikánsan ($p<0,001$) 177%-kal nőtt a TKM parcellákban, ami más közlésekhez képest jóval nagyobb változásnak tekinthető, pl. FRANCHINI et *al.* (2007) 80%-os MBC növekedését tapasztaltak az ötödik évben a no-till hatására. A mikrobiális biomassza nagy szerepet játszik a szén körforgásában. A qMic átlagosan 1,19% volt a TKM talajokban, és szignifikánsan ($p<0,001$) magasabb, mint a HM-ben, ahol az átlagos qMic 0,65% volt (*1. táblázat*). Az 1% alatti érték azt jelenti, hogy a talaj mikrobaközösségének tevékenységét bizonyos tényezők korlátozzák, mint például a gyakori és mély talajművelés, a maradványok eltávolítása, a nagy mennyiségű növényvédő szerek kijuttatása (INSAM, 1990; SPARLING, 1992). 1% feletti eredményeink azonban azt jelzik, hogy a TKM megfelelő talajviszonyokat biztosított a mikrobiális biomassza növekedéséhez és tevékenységéhez, ami viszont javítja a szerves tartalék tápanyagok mineralizációját. Ez ellentmondani látszik a korábbi megállapításoknak, miszerint a szántás fokozza a mikrobiális bomlást, a szerves anyagok mineralizációját, ami fokozott CO_2-kibocsátással mérhető (BIRKÁS, 2009, SZŐLLŐSI et *al.*, 2009; TÓTH et *al.*, 2009). Ez azonban csak rövid távon igaz, vagyis közvetlenül a szántás után. A tavasszal mért MBC és qMic eredményeink valószínűleg már mutatják a talajművelés változásának hosszú távú hatásait, amelyet LI et *al.* (2018) globális metaanalízisének eredménye is alátámaszt. Mivel azonban az MBC időben nagyon változó mutató, teljesen eltérő lehet a művelés előtt vagy után, vagy az időjárás is nagyban befolyásolja, így nem elég egy alkalommal megvizsgálni (BIRÓ et *al.*, 2014, KOTROCZÓ & FEKETE, 2020; SÁNDOR et *al.*, 2020). Például MADARÁSZ et *al.* (2021) hasonló hosszú távú kísérletben, a tavaszi mintavétel esetén sem tapasztalt szignifikáns különbséget az MBC-ben a HM és TKM parcellák között.



1. ábra. A 17 éves talajkímélő művelés (TKM) és hagyományos szántásos (HM) talajművelés hatásának összehasonlítása a felső 0-15 cm-es talajréteg szervesanyag-összetételére: összes szerves C-tartalom (TOC), vízoldható szerves C-tartalom (WEC), 0.02 *M* $KMnO_4$ oxidálható szerves C-tartalom (POXC), mikrobiális biomassza C-tartalma (MBC) eloszlása.

A TKM-ben tapasztalt magasabb qMic a szignifikánsan magasabb POXC és WEC értékekkel is összefüggésben áll, ami 28,32%-os és 39,43%-os növekedést jelentett a HM parcellákhoz képest (*1 ábra, 1. táblázat*). A magasabb labilis széntartalom (POXC és WEC) elegendő energiát biztosít a talaj mikroorganizmusainak stimulálásához, beleértve a bomlást is. A labilisabb szénfrakciók táplálékforrásként is funkcionáltak a giliszták és más talajfauna számára (HAYNES, 2005; BONGIORNO et *al*., 2019; NANDAN et *al*., 2019). Az MBC erős szignifikáns lineáris korrelációt mutatott a TOC-val (r=0,737) és a WEC-vel (r=0,776), de mérsékelt lineáris korrelációt találtunk a POXC-vel (r=0,483).

Az E4/E6 szignifikánsan ($p<0,05$) alacsonyabb volt a TKM-ben, mint a HM-talajokban (*1. táblázat*). Az értékek átmenetet mutatnak a humin és fulvósav csoportok között, de inkább az előbbihez állnak közelebb. Tehát

nagyobb molekulatömegű komplex humuszanyagok jellemzőek a vízoldható szervesanyagokban (JAKAB et *al.*, 2022).

Következtetések

A hagyományos szántásos műveléshez képest szignifikánsan magasabb POXC, WEC és MBC értékek a TKM parcellákon arra engednek következtetni, hogy a TKM hosszú távú hatásaként kialakult magasabb TOC, jobb talajszerkezet és nagyobb porozitás kedvezőbb talajfeltételeket biztosít a mikrobiális biomassza tevékenységéhez. Ezzel egyidejűleg a kímélő talajművelés stabilizálni is tudja a szénnek a talajban hosszabb ideig megmaradó formáját, amit a szignifikánsan magasabb TOC és a szignifikánsan alacsonyabb E4/E6 értékek támasztanak alá. Vagyis mind a szerkezet kialakításában szerepet játszó stabil szerves szénkészlet, mind pedig a tápanyag-szolgáltatást és mikrobiális tevékenységet befolyásoló labilis szénkészlet növekszik a talajokban a talajkímélő művelés hatására. Ez alapján megállapítható, hogy agyagbemosódásos barna erdőtalajokon a talajművelés módja önmagában is jelentős tényezője a szerves szénforgalomnak, különösen dombvidéki lejtős területeken. A gazdálkodási gyakorlat rövid- és középtávú hatásainak monitorozásához javasolt a labilis C-formák meghatározása, amely jól kiegészíti a lassabban változó TOC eredményeket, és közvetlen információt ad a talajok mikrobiális aktivitásáról is.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást az EU-Life, a Syngenta Kft. és a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal (K143005) támogatta.

Irodalomjegyzék

ALLEN, R. G. et al., 1998. Crop Evapotranspiration – Guidelines for Computing Crop Water Requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. FAO. Rome.

BUTLER, J. J. et al., 2007. A field investigation of phreatophyte-induced fluctuations in the water table. Water Resour. Res. 43. W02404.

CALDER, I. R., 1998. Water use by forests, limits and controls. Tree Physiology. 18. 625–631.

DI GLÉRIA, J., KLIMES-SZMIK, A. & DVORACSEK, M., 1957. Talajfizika és talajkolloidika. Akadémiai Kiadó. Budapest.

AGUILERA, E. et al., 2013. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment, 168. 25–36.

BAI, Z. et al., 2018. Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. Agriculture, Ecosystems and Environment, 265. 1–7.

BANKÓ, L., et al., 2021. Hot-water extractable C and N as indicators for 4p1000 goals in a temperate-climate long-term field experiment: A case study from Hungary. Ecological Indicators, 126. 107364.

BIRKÁS, M., 2009. A klasszikus talajművelési elvárások és a klímakár csökkentés kényszere. Növénytermelés, 58(2). 123–134.

BIRKÁS, M., KENDE, Z. & PÓSA, B., 2015. A környezetkímélő talajművelés szerepe a klímakár-enyhítésben. In: MADARÁSZ B. (szerk) 2015. Környezetkímélő talajművelési rendszerek Magyarországon. pp. 32–40. MTA CSFK FTI, Bp.

BIRÓ, B. et al., 2014. Vertical and horizontal distributions of microbial abundances and enzymatic activities in propylene-glycol-affected soils. Environmental Science and Pollution Research, 21. 9095–9108.

BONGIORNO, G. et al., 2019. Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. Ecological Indicators, 99. 38–50.

BUSARI, M. A., et al., 2015. Conservation tillage impacts on soil, crop and the environment. In International Soil and Water Conservation Research, 3. 119–129.

DERPSCH, R. et al., 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. International J. Agric. Biol. Eng. 3. 1–25.

ELEFTHERIADIS, A. & TURRIÓN, M. B., 2014. Soil microbiological properties affected by land use, management, and time since deforestations and crop establishment. European J. of Soil Biology, 62. 138e144.

EUROSTAT, 2016. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/EF_MP_PRAC/default/table; Agricultural practices.

FRANCAVIGLIA, R. et al., 2017. Soil organic carbon sequestration and tillage systems in the Mediterranean Basin: a data mining approach. Nutr Cycl Agroecosyst, 107. 125–137.

FRANCHINI, J. C. et al., 2007. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in southern Brazil. Soil and Tillage Research, 92(1-2). 18–29.

HANNULA, S. E. et al., 2021. Inconsistent effects of agricultural practices on soil fungal communities across 12 European long-term experiments. Eur J Soil Sci. 72(4). 2–23.

HAYNES, R. J., 2005. Labile Organic Matter Fractions as Central Components of the Quality of Agricultural Soils: An Overview. Advances in Agronomy, 85. 221–268.

INSAM, H., 1990. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? Soil Biology and Biochemistry, 22(4). 525–532.

JACOBS, A., RAUBER, R. & LUDWIG, B., 2009. Impact of reduced tillage on carbon and nitrogen storage of two Haplic Luvisols after 40 years. Soil and Tillage Research, 102(1). 158-164.

JAKAB, G. et al., 2019. Differences in mineral phase associated soil organic matter composition due to varying tillage intensity. Agronomy, 9. 700

JAKAB, G. et al., 2016. Changes in organic carbon concentration and organic matter compound of erosion-delivered soil aggregates. Environmental and Earth Science, 75. 1–11.

JAKAB, G. et al., 2022. Soil organic matter characterisation using alkali and water extraction, and its relation to soil properties. Geoderma Regional 28. e00469

KOPITTKE, P. M. et al., 2016. Global changes in soil stocks of carbon, nitrogen, phosphorus, and sulphur as influenced by long-term agricultural production. Global Change Biology, 23(6). 2509–2519.

KOTROCZÓ, ZS. & FEKETE, I., 2020. Significance of soil respiration from biological activity in the degradation processes of different types of organic matter. DRC Sustainable Future: Journal of Environment, Agriculture, and Energy, 1. 171–179.

LI, Y. et al., 2018. Conservation agriculture practices increase soil microbial biomass carbon and nitrogen in agricultural soils: A global meta-analysis. Soil Biology and Biochemistry, 121. 50–58.

MADARÁSZ, B., JUHOS, K. et al., 2016. Conservation tillage VS. conventional tillage: longterm effects on yields in continental, sub-humid Central Europe, Hungary. International Journal of Agricultural Sustainability 14(4). 408–427.

MADARÁSZ, B. et al., 2021. Long-term effects of conservation tillage on soil erosion in Central Europe: A random forest-based approach. Soil Tillage Research, 209. 104959.

NANDAN, R., et al., 2019. Impact of conservation tillage in rice–based cropping systems on soil aggregation, carbon pools and nutrients. Geoderma, 340. 104–114.

PAUL, E. A. et al., 1999. The determination of microbial biomass. In: Robertson, G.P., Coleman, D.C., Bledsoe, C.S., Sollins, F. (Eds.), Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research. Oxford University Press, Oxford, pp. 291–317.

PITTELKOW, C. M. et al., 2015. When does no-till yield more? A global meta-analysis. Field Crops Research, 183. 156–168.

POWLSON, D. S. et al., 2011. Implications for Soil Properties of Removing Cereal Straw: Results from Long-Term Studies. Agronomy Journal, 103. 279–287.

SÁNDOR, ZS. et al., 2020. Effect of various soil cultivation methods on some microbial soil properties. DRC Sustainable Future: J. of Environment, Agriculture, and Energy, 1. 14–20.

SHARMA, P. et al., 2017. Compositional characteristics of organic matter and its water-extractable components across a profile of organically managed soil. Geoderma, 286. 73–82.

SPARLING, G. P., 1992. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. Australian Journal of Soil Research, 30(2), 195–207.

SZŐLLŐSI, N., KOVÁCS, G., & ZSEMBELI, J., 2009. CO_2 emission of the soil on barley stubble. Acta Agraria Debreceniensis, 35. 95–102.

TERZUDI, C. B. et al., 2006. Interrill soil erosion as affected by tillage methods under cotton in Greece. Agricultural Engineering International: the CIGR Ejournal, 8, Manuscript LW 05 006.

TÓTH, E. et al., 2009. A művelés hatása a talaj szén-dioxid kibocsátására I. Laboratóriumi módszertan tesztelése bolygatatlan talajoszlopokon. Agrokémia és Talajtan, 58 (2). 215–226.

TRIGALET, S. et al., 2017. Soil organic carbon fractionation for improving agricultural soil quality assessment – a case study in Southern Belgium (Wallonia).

VEERMAN, C. et al., 2020. Caring for soil is caring for life: ensure 75% of soils are healthy by 2030 for healthy food, people, nature and climate: interim report of the mission board for soil health and food, European Commission, Directorate-General for Research and Innovation, publications office.

WEIL, R. R. et al., 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. American J. Alternative Agriculture, 18. 3–17.

WEISHAAR, J. L. et al., 2003. Evaluation of Specific Ultraviolet Absorbance as an Indicator of the Chemical Composition and Reactivity of Dissolved Organic Carbon. Environ. Sci. Technol. 37. 4702–4708.

YANG, X. M. et al., 2008. Impacts of long-term and recently imposed tillage practices on the vertical distribution of soil organic carbon. Soil and Tillage Research, 100(1-2), 120–124.

ZHAO, X. et al., 2017. Crop yields under no-till farming in China: A meta-analysis. European J. Agronomy, 84. 67–75.

A klímaváltozás hatása a szárazabb és nedvesebb típusú erdőtalajok lebontó folyamataira és néhány talajenzim biológiai aktivitására

Kotroczó Zsolt[1], Juhos Katalin[1], Berki Imre[2], Kocsis Tamás[3], Fekete István[4]

[1]Agrárkörnyezettani Tanszék, Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Budapest;
[2]Környezet és Földtudományi Intézet, Soproni Egyetem, Sopron;
[3]Élelmiszer-mikrobiológia, -higiénia és -biztonság Tanszék, Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Budapest;
[4]Környezettudományi Intézet, Nyíregyházi Egyetem, Nyíregyháza
kotroczo.zsolt@gmail.com

Összefoglalás

Az erdőségek a földi növényzetben tárolt szén mintegy 90%-át, az alattuk lévő talajokkal együtt mintegy 60-80%-át adják globálisan a szárazföldi növényzet és a talajok összes szén mennyiségének. A klímaváltozás eltérő módon hat a szárazabb és a nedvesebb erdőségek talajainak biológiai aktivitására, a lebontó folyamataira, valamint a talajokban lévő szénvegyületek különböző típusaira. Kutatásunk egyik célja az volt, hogy összehasonlítsuk a hazai humid tölgyesek talajainak lebontó folyamatait a száraz erdőkben lejátszódó folyamatokkal. A kutatások előkészítése során számos, az ország különböző pontjain található erdő területet jelöltünk ki. Olyan eltérő humiditású területeket választottunk ki, melyeknél a klímán kívül az egyéb fontos talaj-tulajdonságokat befolyásoló paraméterek, így a csapadék gradiens menti eltéréseken túl a főbb földrajzi, ökológiai feltételek hasonlóak, sőt amiben csak lehetséges azonosak legyenek. A talajok biológiai enzim-aktivitását, valamint a lebontó folyamatokat meghatározó labilis (aktív) széntartalmát határoztuk meg. Eredményeink alapján megállapítottuk, hogy nedvesebb körülmények között, főleg, ha a vegetációs időszakban is optimális a lebontó szervezetek számára a talajok nedvesség tartalma, akkor felgyorsul a szerves maradványok lebomlása a fokozódó biológiai aktivitás eredményeként. A talaj szerves anyag tartalmával összefüggésben álló glükozidáz enzim aktivitása az őszi időszakban nem mutatott különbséget az eltérő humiditású erdőterületek között. Ugyanakkor a dehidrogenáz enzim segítségével mért biológiai aktivitás az őszi mérési periódusban közel kétszeres értéket mutatott a humid erdőkben a száraz és a mezo-erdőterületekkel összehasonlítva. A lebontó folyamatokkal szoros összefüggésben álló aktív széntartalom változásában hasonló tendenciákat figyeltünk meg. A száraz területek esetén a mikrobák által legintenzívebben használt labilis szén mennyisége továbbá jelentősebb volt a talaj mélyebb rétegében, és a biológiai aktivitás értékei összefüggésben vannak a lebontott szerves anyagok mennyiségével.

Kulcsszavak: talajbiológia, labilis szén, dehidrogenáz enzim, ß-glükozidáz, DIRT

Summary

Forests account for about 90% of the carbon stored in terrestrial vegetation, and together with the soils below them, about 60-80% of the total amount of carbon in terrestrial vegetation and soils globally. Climate change has a different effect on the biological activity of the soils of drier and humid forests, the decomposition processes, and the different types of carbon compounds in the soils. One of the goals of our research was to compare the degradation processes of the soils of humid oak forests with the processes taking place in dry forests. During the preparation of the research, we selected several forest areas located in different parts of Hungary. We select areas with different humidity, where, apart from the climate, the other important parameters influencing the soil-quality characteristics are similar and in fact almost identical at the selected sites We determined some of the biological enzyme activities of the soils, as well as the labile (active) carbon content, which determines the rate of decomposition processes. Based on our results, we found that in wetter conditions, especially if the moisture content of the soil is optimal for the decomposing organisms during the growing season, the decomposition of organic residues are enhanced, which is the main result of the increased soil biological parameters. The activity of the enzyme glucosidase, which is related to the content of organic matter in the soil, showed no difference between the soils of humid and dry forests during the autumn period. The biological activity measured with the dehydrogenase enzyme-parameter in the autumn could show almost twice the value at the humid forests, in comparison with the dry and meso- forest sites. We observed similar trends in changes of the active carbon content, which is closely related to the decomposition processes. At dry areas, amount of labile carbon used most intensively by microbes was more significant in the deeper soil layers.

Keywords: soil biology, labile carbon, dehydrogenase, ß-glucosidase, DIRT

Bevezetés

A 70-es évek végén ismét emelkedésnek indult a földi légkör hőmérséklete (THOMPSON et *al.*, 2015), mely folyamatosan hatást gyakorol a talajokra és az azt borító növényzetre egyaránt (GÁLOS et *al.*, 2009; CHEN et *al.*, 2011). A pedoszféra és a vegetáció hozzávetőleg háromszor annyi szenet tartalmaz, mint a légkör (FIELD & RAUPACH, 2004). Az erdőségek szerepe különösen kiemelkedő a szén körforgalomban és szénraktárként egyaránt. A klímaváltozás Földünk számos területén, így hazánkban is, együtt járt az időjárási extrémitások fokozódásával, így a nyári hőségnapok számának növekedésével, továbbá a száraz időszakok mind gyakoribbá és hosszabbá válásával (PIECZKA et *al.*, 2011; FEKETE et *al.*, 2021). Ezek a változások a természetes vegetáció struktúrájának megváltozását okozták több ökoszisztémában is. Számos kutatás foglalkozott azzal, hogy a klímaváltozás mind a talajok mind a növényzet szén tartalmára jelentős hatást gyakorol (VARGA et *al.*, 2008; KOTROCZÓ et *al.*, 2007; MISIK et *al.*, 2017).

A talaj szerves anyagai sokoldalúan befolyásolják az ökoszisztéma működési, szabályozási folyamatait, megváltoztatják a talaj szerkezetét, hő- és

vízháztartását, a felvehető tápanyagok mennyiségét, a talaj CO_2 kibocsátását, és ezek a változások visszahatnak a talaj szerves anyagainak mennyiségére és minőségére is, ezáltal megváltoztathatják az ökoszisztéma struktúráját és működését, mely hatással van a klímára. Ebből a szempontból az erdőségek szerepe nemcsak szénraktárakként jelentős, de különösen kiemelkedő a talajok szerves anyagainak utánpótlásában egyaránt. Az emelkedő CO_2 szint fokozhatja a növényzet növekedését és benne a szén megkötését is, ugyanakkor a hőmérséklet emelkedése a talaj szerves anyag tartalmának gyorsuló bomlását okozhatja, ami a talaj szerves szén tartalmának csökkenéséhez vezet (KOTROCZÓ et *al.,* 2009; FEKETE et *al.,* 2011). Ismert, hogy a talajba jutó szerves C egy része felhalmozódik a talaj bizonyos rétegeiben, jelentős (labilis) része a talaj biológiai aktivitásának függvényében a légkörbe távozik szervetlen szén (CO_2) formájában. Az emelkedő légköri CO_2 szint fokozza a növényzet növekedését (PRETZSCH et *al.,* 2014), így a szén megkötését is, ugyanakkor a hőmérséklet emelkedése a talaj biológiai aktivitásának fokozódását, ezáltal a szerves anyag tartalmának gyorsuló bomlását okozza, ami a talaj szerves szén tartalmának csökkenéséhez vezet (KOTROCZÓ et *al.,* 2012; MADARÁSZ et *al.,* 2021; PAPDI et *al.,* 2022). Ezeket a hatásokat további környezeti tényezők is jelentősen befolyásolhatják, akár el is fedhetik. A talajnedvesség csökkenése, a hosszabbodó és sűrűsödő szárazabb periódusok idején akadályozza a lebontó folyamatokat, lassítva ezzel a talajban lévő szerves anyagok bomlását.

A talajok szerves anyag dinamikájának, a talajban történő akkumulációjának vizsgálatában fontos szerepet játszik, hogy a változó körülmények hatására átalakuló szerves anyagok milyen biológiai folyamatok révén, és hogyan változnak meg, alakulnak át, esetleg távoznak a légkörbe, csökkentve a talaj szerves szénkészletét, és emelve a légkör szén-dioxid tartalmát. A klímaváltozás Földünk számos területén, így hazánkban is, együtt járt az időjárási szélsőségek fokozódásával is, a nyári hőségnapok számának emelkedésével, továbbá a száraz időszakok gyakoribbá és hosszabbá válásával (BARTHOLY et *al.,* 2007; ALLEN et *al.,* 2010; PIECZKA et *al.* 2011; FEKETE et *al.,* 2017). Ezek a változások a természetes erdő vegetációk, struktúrájának megváltozását okozták több ökoszisztémában is, amely változások jelentősen meghatározzák az adott talajok számos tulajdonságát. A korábban a mediterrán

Ezek a folyamatok együttesen határozzák meg a talajok szénforgalmát, vagyis azt, hogy az avar input mely része kerül a talaj nehezen bontható szénraktárakba, és mely részét használják fel a talaj éghajlatra jellemző száraz nyarak az éghajlati előrejelzések szerint Közép-Európa nagy részén és Nyugat-Európa egyes részein még jelentősebbé válnak a különböző ökológiai folyamatok szempontjából (BARTHOLY et *al.,* 2007). mikroorganizmusai a lebontó-átalakító folyamatok során, aktív szén formájában. Mivel a talaj szerves anyagainak nincs meghatározható kémiai összetétele, általában a talaj szerves szén mennyiségét (a SOM domináns elemi alkotórészét) gyakrabban mérik és használják a tudományos kutatásokban. A talaj teljes szervesanyag-tartalmában

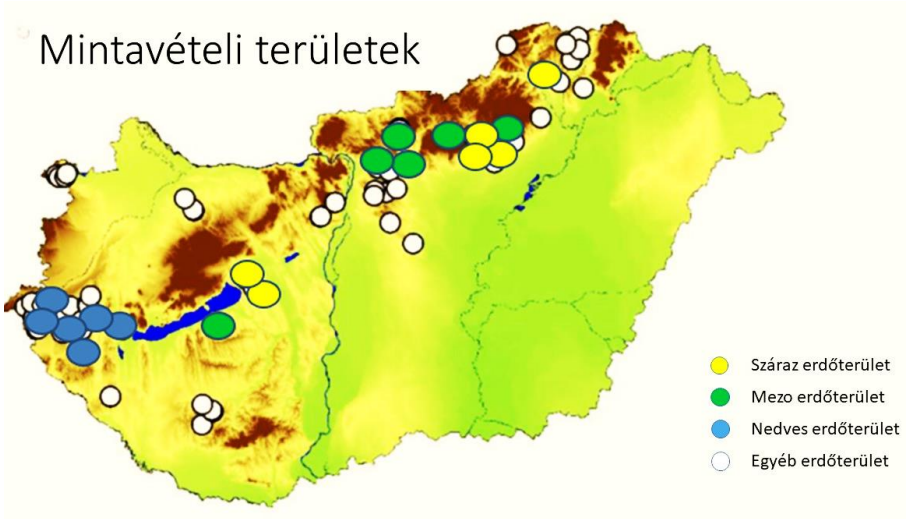
bekövetkező kismértékű változások nehezen detektálhatók a jellemzően magasabb tartalékok és a talajok változatossága miatt.

A talajban megtalálható mikrobiális és növényi eredetű enzimek alapvető szerepet játszanak a tápanyagok mineralizációjában és a szerves maradványok lebontó folyamataiban. Működésük mind a növények, mind a mikroorganizmusok tápanyag átalakításának és ellátásának kulcsfontosságú tényezői (KOCSIS et *al.,* 2016; PRETTL et *al.,* 2022). A dehidrogenáz aktivitást a teljes biológiai aktivitás becslésére használják (WOLINSKA & STEPNIEWSKA 2012). Számos környezeti tényező, beleértve a talaj nedvességtartalmát, az oxigén elérhetőségét, az oxidációs redukciós potenciált, a pH-t, a szervesanyag-tartalmat, a talajprofil mélységét, a hőmérsékletet, stb. jelentősen befolyásolja a DHA szintjét a talajban (VERES et *al.,* 2015). A talajok enzim-aktivitásának vizsgálata jól használható paraméternek bizonyult a szennyezett talajoknál is, mivel a biológiai aktivitás növelésével a talaj degradációs kapacitása, így a remediáció sikeressége is növelhető (MIKANOVÁ et *al.,* 2001).

Kutatásunk egyik célja az volt, hogy összehasonlítsuk a hazai nedves-, mezo- és száraz tölgyesek talajainak lebontó folyamatait. Az ország különböző részén fekvő 5 nedves, 5 mezofil és 5 száraz tölgyes területén azt vizsgáltuk, hogy az eltérő klimatikus viszonyok mellett hogyan változott az erdők talajának biológiai enzim-aktivitása és labilis (a mikroorganizmusok által leginkább használt) széntartalma.

Anyag és módszer

Vizsgálataink során olyan eltérő nedvességtartalmú erdőterületeket választottunk ki, melyeknél a klímán kívül az egyéb fontos talajt befolyásoló paraméterek hasonlóak. Magyarország területén összesen 30 erdőterületet jelöltünk ki, melynek során arra törekedtünk, hogy a csapadék gradiens menti eltéréseken túl a főbb földrajzi, ökológiai feltételek hasonlóak, sőt amiben csak lehetséges azonosak legyenek. Jelen dolgozatban ezen területek közül 18 mintavételi terület vizsgálati eredményeit ismertetjük. Ezek a mintavételi területek a Kárpát-medencében egy klíma gradiens mentén helyezkednek el, ahol a talajalkotó alapkőzet (agyagos löszön kialakult) és az erdőállomány jellemzői hasonlóak, de klímában, különösen az éves csapadékmennyiségben különböznek. Magyarország klímáját több tényező is befolyásolja, mint például az Atlanti-óceántól való távolság, valamint a hegyek- és medencék fekvése, amelyek együttesen nyugatról keletre általános csapadékcsökkenést eredményeznek, és a DNy-i fekvésű területek nedvesebbek, mint az ÉK-i fekvésűek. A vizsgált terület a mérsékelt éghajlati övezetbe tartozik (SALAMON-ALBERT et *al.,* 2016), és az éghajlatváltozás miatt a kontinentális, óceáni valamint mediterrán hatásoknak a mértéke folyamatosan változik (DOMONKOS, 2003). A mintaterületek elhelyezkedése az *1. ábrán* olvasható.



1. ábra. A vizsgált száraz-, mezo- és a nedves erdőterületek elhelyezkedése

A Broken-Stick Regression modell (MUGGEO, 2017) segítségével az erdő-területeket száraz-, mezo- és nedves területekre osztottuk, az eltérő csapadékmennyiségük alapján (*1. táblázat*).

A talaj dehidrogenáz enzimaktivitásának mérését THALMANN (1968) módosított trifenil-tetrazolium-klorid (TTC) módszere alapján végeztük (VERES et *al.* 2013), míg a 1,4-ß-glükozidáz enzim aktivitását SINSABAUGH et *al.*, (1999) ,p-nitrofenol módszere segítségével. A minták a labilis szén mennyiségét WEIL et *al.*, (2003) módszere alapján határoztuk meg. A talaj nedvességtartalmát 105°C-on, tömegállandóságig való szárítással határoztuk meg.

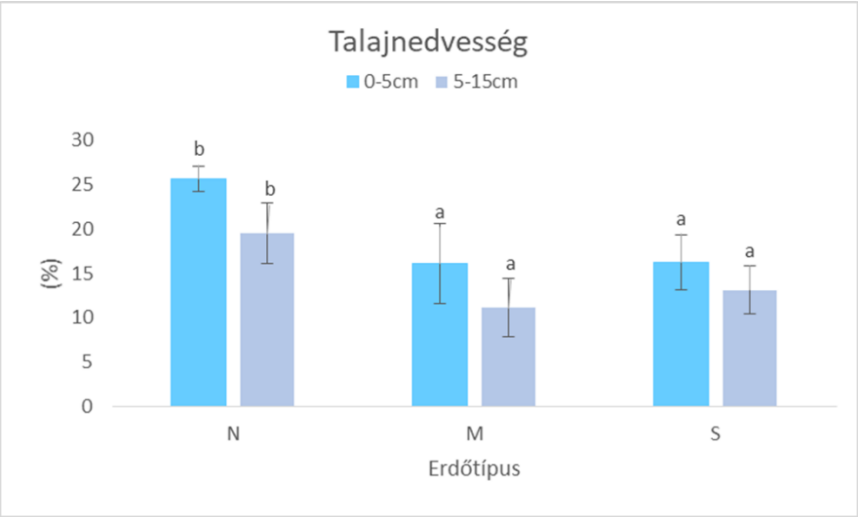
1. táblázat. A vizsgált erdőterületek fontosabb adatai. H=nedves erdő; M=mezo erdő; D=száraz erdő

Terület neve	Típus	Átlag-hőmér-séklet (°C)	Átlag-hőmérséklet a vegetációs időszakban (°C)	Átlagos csapadék mennyiség (mm)	Talajtípus
Bajánsenye	H	11,1	17,9	722	Pangóvizes barna erdőtalaj
Ispánk	H	11,3	18,1	703	Pangóvizes barna erdőtalaj
Szilvágy	H	11,2	17,9	719	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj
Ortaháza	H	11,2	17,9	725	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj
Bak-1	H	10,8	17,4	715	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj
Bak-2	H	10,8	17,5	713	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj
Bazita	H	10,9	17,5	705	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj
Balatonendréd	M	11,4	18,4	640	Barnaföld
Bag	D-M	10,6	17,6	578	Barnaföld
Buják	M	12,4	19,7	595	Alföldi mészlepedékes csernozjom
Sirok	M	11,4	18,4	583	Alföldi mészlepedékes csernozjom
Hévízgyörk	D-M	12,3	19,2	575	Barnaföld
Füle-1	D	11,7	18,7	577	Csernozjom
Demjén-Észak	D	12,1	19,1	553	Barna erdőtalaj
Demjén-Dél	D	11,3	18,6	557	Barna erdőtalaj
Kerecsend	D	11,2	18,5	554	Csernozjom
Aszaló	D	11,0	18,3	556	Barna erdőtalaj
Füle-3	D	11,1	18,4	577	Csernozjom

A statisztikai elemzések során egytényezős teljes véletlen elrendezésű modellt (One-Way randomized design ANOVA-t) használtunk. A szórás homogenitás teljesülésének vizsgálatára a Levene's test-et alkalmaztuk. A csoportok elkülönítésére Tukey post-hoc tesztet alkalmaztunk.

Eredmények és értékelésük

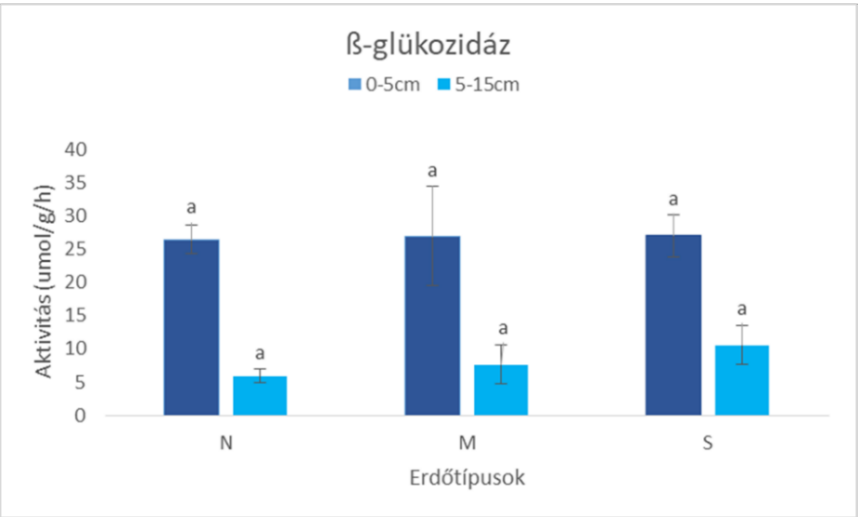
A talajnedvességnél, a két mélységben jól látszanak a különbségek az egyes erdőtípusok között. A nedves erdők átlagos nedvességtartalma szignifikánsan különbözött a mezo- és a száraz erdőktől is mind a 0-5 cm-es, mind az 5-15 cm-es mélységekben. A mintavételek során is szembetűnőek voltak ezek a különbségek (*2. ábra*).



2. ábra. A talaj nedvességtartalma az egyes erdők talajaiban 0-5 és 5-15 cm-es mélységekben. A betűk az egyes erdőtípusok közötti szignifikáns különbségeket mutatják

Az hőmérséklet és a tenyészidőszakban lehullott csapadék erősen befolyásolja a talaj nedvességtartalmát és hőmérsékletét, ezen keresztül a lebontó folyamatok intenzitását. Ezzel közvetlen hatást gyakorol a talaj biológiai folyamatain (pl. enzim aktivitások, labilis széntartalom) keresztül a talaj szerves anyag raktáraira, ezáltal kémiai és fizikai tulajdonságaira is.

A ß-glükozidáz enzim nagyon érzékenyen reagál az időjárás (főleg a talajnedvesség) változására. Vizsgálataink során nem tudtunk kimutatni szignifikáns különbséget az erdőtípusok között, egyik mélységben sem a ß-glükozidáz enzim aktivitásban, csupán a mélységek között (*3. ábra*).

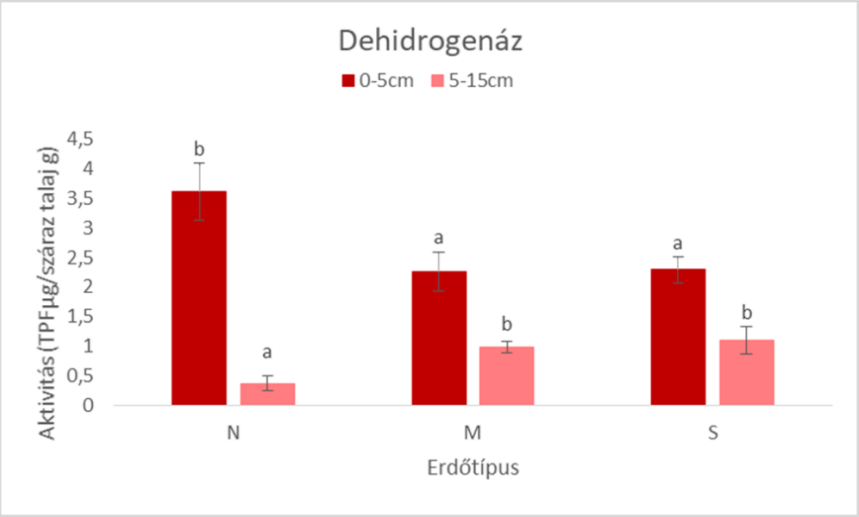


3. ábra. A talaj ß-glükozidáz enzim aktivitás alakulása az egyes erdők talajaiban 0-5 és 5-15 cm-es mélységekben. A betűk az egyes erdőtípusok közötti szignifikáns különbségeket mutatják.

A mintavételi területek egymástól nagy távolságra vannak, így egyes helyeken egészen nedvesek voltak a talajok egy-egy jelentősebb esőzés után, míg más helyeken ez nem volt jellemző. Volt olyan terület, hogy nem esett a mintavétel előtti időszakban, vagy olyan is, ahol már régen hullott csapadék. Ugyanakkor a glükozidáz enzim nagyon érzékenyen reagál a klimatikus változásokra, legfőképpen a nedvesség viszonyokra. A glükozidázok a szén-körforgalomban résztvevő enzimek olyan csoportja, amelyek kulcsfontosságú szerepet játszanak az alacsony molekulatömegű szénhidrátok bontásában, cukrokat előállítva (ACOSTA-MARTÍNEZ et *al.*, 2007), így fontos szerepet játszanak a talaj energia elérhetőségében és a könnyen bontható szén-tartalmában. A szerves vegyületek lebontásának kezdeti szakaszában van jelen, csökkenti a szerves anyagok molekuláris méretét, megkönnyítve ezzel a későbbi mikrobiális enzimaktivitást. Az oligo-szacharidok, ß-glükozidok bontása viszonylag gyors folyamat. A kezdeti nagyobb avar (szubsztrát) mennyiség őszre jelentős részben elfogy, főleg a humid erdők esetében. Mivel a bemutatott mérések egy őszi mintavétel eredményei, így valószínűleg ezért nem mutatnak különbséget az eredmények a vizsgált erdőterületek között. Feltételezzük, hogy egy tavaszi, nyár eleji mintavételből származó mérés esetében nagyobb eséllyel tapasztaltunk volna különbséget. FEKETE et *al.* (2021) korábbi, szintén a területen kapott eredményeik alapján arra a megállapításra jutottak, hogy a degradációs folyamatok intenzitását ezekben az erdőtalajokban elsősorban a talajok gomba biomassza mennyisége befolyásolja. A szaprofita gombák különösen fontos szerepet töltenek be a savanyú erdőtalajokban. A nedves

erdőtalajok egységnyi felületére jutó avarprodukció mennyisége szignifikánsan magasabb volt, mint a száraz- és mezo- erdőknél: A tavaszi-nyári időszakban mért, a nedves területek intenzívebb biológiai aktivitása következtében ezek a különbségek az őszi időszakra eltűntek. Hasonlóan ezekhez az eredményekhez, mi is ezzel magyarázhatjuk a ß-glükozidáz enzim-aktivitások általunk kimutatott értékeit.

A dehidrogenáz enzim aktivitás a mikrobiális redox rendszer és a talaj oxidatív aktivitásának indikátora (TREVORS, 1984). A nedves erdők talajának felső 5 cm-ében szignifikánsabban magasabb dehidrogenáz aktivitást mutattunk ki, mint a száraz erdőkben, mind a két talajmélységnél (*4. ábra*). Mivel a dehidrogenáz enzim csak az élő sejten belül aktív, az enzim aktivitása az élő mikrobiális biomassza aktivitását mutatja (SZILI-KOVÁCS et *al.*, 2011).

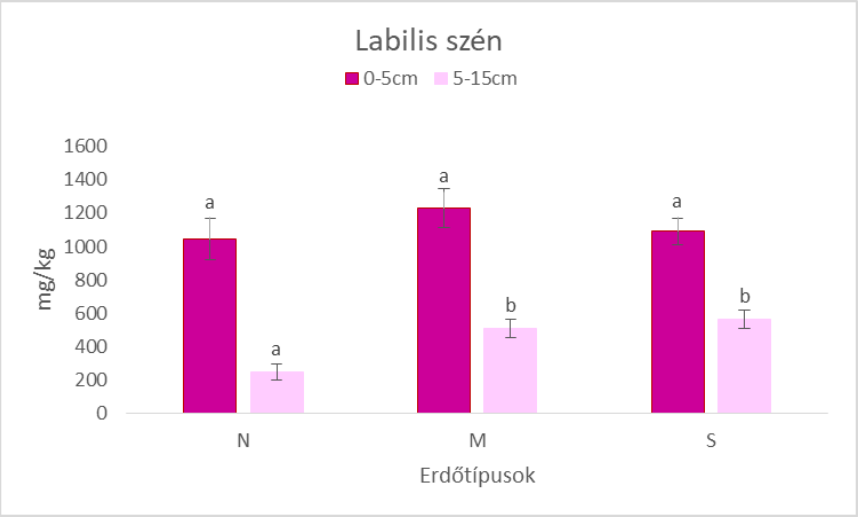


4. ábra. A dehidrogenáz enzim aktivitásának alakulása az egyes erdők talajaiban 0-5 és 5-15 cm-es mélységekben. A betűk az egyes erdőtípusok közötti szignifikáns különbségeket mutatják.

Vélhetően ennél az enzimnél, már az ellenállóbb, nehezebben bomló anyagok is szubsztrátként szerepelnek. Így a felső rétegben a nagyobb avar produkció ezen megmaradt része eredményezheti a magasabb enzimaktivitást, mely kitart az őszi időszakig is. A nedves erdők talajainak mélyebb rétegeinél feltehetően az oxigén mennyiségének csökkenése következik be, emiatt a dehidrogenáz enzimnél (mely az oxoreduktáz enzimek csoportjába tartozik), már nem teljesen optimálisak a viszonyok a lebontó folyamatokhoz. Hasonló következtetésre jutottak FEKETE et *al.* (2021) is vizsgálataik során. Továbbá a mélyebb rétegben (5-15 cm) a gyökéravar produkció a domináns szubsztrát forrás (ez pedig a három erdőtípusnál nagyjából azonos mennyiségű, szemben a

talajfelszíni lombavarral), így a közel azonos kiindulási mennyiség egy évvel a lombhullás után már jóval alacsonyabbá válik a nedves erdőkben, ezzel kisebb enzim aktivitást eredményezve. A szárazabb területeken kevesebb szerves anyag jut a talajba, és a kisebb aktivitás miatt lassúbb a lebontás intenzitása.

A labilis- vagy más néven aktív széntartalom a talaj szerves anyagainak azon része, amely a mikrobák számára könnyen hozzáférhető, felhasználható. Esetünkben a talaj felső 0-5 cm-es rétegében nem tudtunk szignifikáns különbséget kimutatni az egyes erdőterületek között. Hasonlóan a ß-glükozidáz enzimnél említett okokkal, a nedves erdők nagyobb avarprodukciójának (30-35%; FEKETE et *al.*, 2021) jelentős része elbomlott az őszi időszakra, ezzel gyakorlatilag a mezo- és száraz erdők labilis-C szintjét „utolérte" a felső (0-5 cm) talajszint (*5. ábra*).



5. ábra. A talaj labilis (aktív) szén készletének változása az egyes erdők talajaiban 0-5 és 5-15 cm-es mélységekben. A betűk az egyes erdőtípusok közötti szignifikáns különbségeket mutatják.

A nedves erdőterületeken a labilis formák lebontása gyorsabban zajlik. Azonban a mintavétel az előző évi lombhullást követően egy évvel volt, így az előző évi avarból származó labilis szénvegyületek már jórészt elbomlottak mind a 3 erdőtípusnál. A humid erdők talajait nagyobb avar produkció érte, viszont a bomlás nagyobb sebessége miatt a kezdetben vélhetően magasabb labilis szén mennyiség „utolérte" a mezo- és a száraz erdő labilis szén szintjét. A mélyebb rétegben (ahol a felszíni avar hatása kisebb, mint a felső 0-5 cm-es rétegben), ezzel szemben a gyökérzet mérete, így az innen kikerülő szerves anyagok mennyisége is nagyjából megegyezik a három erdőtípusnál. Így a kezdeti labilis szén mennyiségben megmutatkozó előnye a humid erdőknek jóval kisebb a

felső rétegben. Továbbá, ahogyan fentebb már említettük, a jóval nedvesebb humid erdőkben gyorsabb a degradáció sebessége, ezért a lassúbb lebomlást mutató mezo- és száraz erdők 5-15 cm-es rétegében több labilis szén tud felhalmozódni.

Következtetések

A talaj biológiai aktivitását és a labilis-C tatalmát egy magyarországi klimatikus gradiens mentén vizsgáltuk hazai cseres-tölgyes erőterületek talajaiban. Mivel a Kárpát-medence viszonylag kicsi, a talaj C dinamikáját, és a hozzá kapcsolódó biológiai tulajdonságait széles éghajlati gradiens mentén lehet vizsgálni hasonló talajokkal és erdőállomány-jellemzőkkel rendelkező erdőkben. A mikrobiális aktivitás különbségeit a száraz és nedves területek között az enzimaktivitások és a labilis C összehasonlításával értékeltük a csapadék függvényében. Ezekben a Kárpát-medencei erdei ökoszisztémákban lezajló folyamatok modellként használhatók fel az éghajlatváltozás várható hosszabb távú hatásaira a talaj C-ciklusára a világ mérsékelt égövi erdőiben. Eredményeink alapján megállapítottuk, hogy a változó klimatikus viszonyok között az erdők talajában található labilis szén mennyisége még akkor is jelentős marad, ha a biomasszából a talajba jutó szerves anyag mennyisége csökken. Nedvesebb környezetben ugyan felgyorsul a szerves maradványok lebomlása és a talajokból történő kimosódási- és a lebontó folyamatok is felerősödnek, de ez nagyobb avarinputtal jár. A szárazabb területeken kisebb az avarprodukció, ami együtt jár kisebb biológiai aktivitással, így a lassúbb lebomlással. Az utóbbi évtizedekben megfigyelhető növekvő légköri szén-dioxid koncentráció hatására növekedhet a növényi biomassza, melynek következtében több szerves anyag jut a talajba. A növekvő szubsztrát mennyiség következtében fokozódik a talajok biológiai aktivitása, így a lebontó folyamatok felgyorsulnak, amennyiben megfelelő nedvesség áll rendelkezésre a talajban. További kérdések merülnek fel azzal kapcsolatban, hogy mennyire tudnak felhalmozódni a lebomlásnak tartósan ellenálló szerves vegyületek? Hogyan befolyásolja a klíma a gyorsan bomló, aktív szerves molekulák és a tartósabb szerves vegyületek arányát (particulate organic matter (POM) és mineral-associated organic matter (MAOM)? Ezeket a kérdéseket is érdemes lesz tovább-tanulmányozni.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást a Nyíregyházi Egyetem Tudományos Tanácsa támogatta (F.I.)

Irodalomjegyzék

ACOSTA-MARTÍNEZ V., CRUZ L., SOTOMAYOR-RAMÍREZ D., PÉREZ-ALEGRÍA L. 2007. Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. Applied Soil Ecology. 35. 35–45. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.05.012

BARTHOLY J, PONGRÁCZ R, GELYBÓ GY. 2007. Regional climate change expected in Hungary for 2071-2100. Applied Ecology and Environmental Research 5. 1–17.

CRAIG D.A., MACALADY A.K., CHENCHOUNI H., BACHELET D., MCDOWELL N., VENNETIER M., KITZBERGER T., RIGLING A., BRESHEARS D. D., HOGG E. H., GONZALEZ P., FENSHAM R., ZHANG Z., CASTRO J., DEMIDOVA N., LIM J.H., ALLARD G., RUNNING R. S., SEMERCI A., COBB N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. Forest Ecolology and Management. 259. 660–684. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001

DOMONKOS P. 2003. Recent precipitation trends in Hungary in the context of larger scale climatic change. Nat Hazards 29:255–271. https://doi.org/10.1023/A:1023690014955

FEKETE I, KOTROCZÓ ZS., VARGA CS., VERES ZS., TÓTH J.A. 2011. The effects of detritus inputs on soil organic matter content and carbon-dioxide emission in a Central European deciduous forest. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica. 7. 87-96.

FEKETE I., BERKI I., LAJTHA K., TRUMBORE S., FRANCIOSO O., GIOACCHINI P., MONTECCHIO D., VÁRBÍRÓ G., BÉNI Á., MAKÁDI M., DEMETER I., MADARÁSZ B., JUHOS K., KOTROCZÓ ZS. 2021. How will a drier climate change carbon sequestration in soils of the deciduous forests of Central Europe? Biogeochemistry 152. 13-32. https://doi.org/10.1007/s10533-020-00728-w

FEKETE I., LAJTHA K., KOTROCZÓ ZS., VÁRBÍRÓ G., VARGA CS., TÓTH J.A., DEMETER I., VEPERDI G., BERKI I. 2017. Long term effects of climate change on carbon storage and tree species composition in a dry deciduous forest. Global Change Biology 23. 3154–3168. https://doi.org/10.1111/gcb.13669

FIELD C.B., RAUPACH M.R. (eds.) 2004. The Global Carbon Cycle: Integrating Humans, Climate, and the Natural World. Island Press, Washington, D.C., pp 52.

GALOS B., GOETTEL H., HAENSLER A., PREUSCHMANN S., MATYAS C., JACOB D. 2009. Do forest cover changes have any feedback on temperature and precipitation extremes over Hungary? In EGU General Assembly Conference Abstracts (p. 7687). CHEN I.C., HILL K., OHLEMULLER R. 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. Science 333. 1024–1026.

KOCSIS T., BIRÓ B., MÁTRAI G., ULMER Á., KOTROCZÓ ZS. 2016. Növényi eredetű bioszén tartamhatása a talaj szervesanyag-tartalmára és agrokémiai tulajdonságaira. Kertgazdaság. 48. 89-96.

KOTROCZÓ ZS., KRAKOMPERGER ZS., KONCZ G., PAPP M., R.D. BOWDEN, TÓTH J.A. 2007. A Síkfőkúti cseres-tölgyes fafaj összetételének és struktúrájának hosszú-távú változása. Természetvédelmi Közlemények. 13. 93-100.

KOTROCZÓZS., KONCZ G., HALÁSZ J., FEKETE I., KRAKOMPERGER ZS., TÓTH M.D., BALÁZSY S., TÓTH J.A. 2009. Litter decomposition intensity and soil organic

matter accumulation in Síkfőkút DIRT site. Acta Microbiol. Immunol. Hun. 56. Suppl. 53-54.

KOTROCZÓ ZS, VERES ZS., FEKETE I., PAPP M., TÓTH J.A. 2012. Effects of Climate Change on Litter Production in a *Quercetum petraeae-cerris* Forest in Hungary. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica. 8. 31-38. https://doi.org/10.2478/v10303-012-0003-6

MADARÁSZ B., JAKAB G., SZALAI Z., JUHOS K., KOTROCZÓ ZS., TÓTH A., LADÁNYI M. 2021. Long-term effects of conservation tillage on soil erosion in Central Europe: A random forest-based approach. Soil and Tillage Research 209. 104959. https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104959

MIKANOVA O., KUBAT J., MIKHALOVSKAYA N., VÖRÖS I., BIRÓ B. 2001. Influence of heavy metal pollution on some soilbiological parameters in the alluvium of the Litavka river. Rostlynna Vyroba, 47(3): 117-122.

MISIK T., KOTROCZÓ ZS., KÁRÁSZ I., TÓTHMÉRÉSZ B. 2017. Long-term oak seedling dynamics and regeneration ability in a deciduous forest in Hungary. Baltic Forestry. 23. 595-602.

MUGGEO V. M. 2017. Interval estimation for the breakpoint in segmented regression: a smoothed score-based approach. Aust Nz J Stat 59. 311-322. https://doi.org/10.1111/anzs.12200

PAPDI E., VERES A., KOVÁCS F., JUHOS K. 2022. How Different Mulch Materials Regulate Soil Moisture and Microbiological Activity? Journal of Central European Green Innovation. 10. Suppl. 26-38. https://doi.org/10.33038/jcegi.3560

PIECZKA I., PONGRÁCZ R., BARTHOLY J. 2011. Comparison of Simulated Trends of Regional Climate Change in the Carpathian Basin for the 21st Century Using Three Different Emission Scenarios. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica 7. 9-22.

PRETTL N., BIRÓ B., NUGROHO P. A., JUHOS, K. 2022. Labilis szén, mint a talajbiológiai aktivitás indikátora mikrobiális oltóanyagok és Ca-tartalmú talajjavító alkalmazásánál. Journal of Central European Green Innovation, 10(Suppl 3), 13–25. https://doi.org/10.33038/jcegi.3559

PRETZSCH H., BIBER P., SCHÜTZE G., UHL E., RÖTZER T. 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. Nature communications 5. 1-10. https://doi.org/10.1038/ncomms5967

SALAMON-ALBERT E., LŐRINCZ P., PAULER G., BARTHA D., HORVÁTH F. 2016. Drought Stress distribution responses of continental beech forests at their xeric edge in central Europe. Forests 7. 298. https://doi.org/10.3390/f7120298

SINSABAUGH R.L., KLUG M.J., COLLINS H.P., YEAGER P.E., PETERSEN S.O. 1999. Characterizing Soil Microbial Communities. In: ROBERTSON G.P., BLEDSOE C.S., COLEMAN D.C., SOLLINS P. (ed.) 1999. Standard Soil Methods for Long Term Ecological Research. Oxford University Press. New York, pp. 318–348.

SZILI-KOVÁCS T., KÁTAI J., TAKÁCS T. 2011. Mikrobiológiai indikátorok alkalmazása a talajminőség értékelésében. Agrokem Talajtan 60. 273-286. https://doi.org/10.1556/Agrokem.60.2011.1.20

THALMANN A. 1968. Dehydrogenase activity. In: Alef K. and Nannipieri P. (ed.) (1995): Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press Ltd. 228-230.

THOMPSON, D. M., COLE, J. E., SHEN, G. T., TUDHOPE, A. W., & MEEHL, G.A. 2015. Early twentieth-century warming linked to tropical Pacific wind strength. Nature Geoscience 8. 117-121. https://doi.org/10.1038/ngeo2321

TREVORS J.T. 1984. Dehydrogenase activity in soil: a comparison between the INT and TTC assay. Soil Biol Biochem 16. 673-674. https://doi.org/10.1016/0038-0717(84)90090-7

VARGA CS., FEKETE I., KOTROCZÓ ZS., KRAKOMPERGER ZS., VINCZE GY. 2008. The Effect of litter on soil organic matter (SOM) turnover in Síkfőkút site. Cereal Research Communications 36. 547-550.

VERES ZS., KOTROCZÓ ZS., MAGYAROS K., TÓTH J.A., TÓTHMÉRÉSZ B. 2013. Dehydrogenase Activity in a Litter Manipulation Experiment in Temperate Forest Soil. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica. 9. 25-33. https://doi.org/10.2478/aslh-2013-0002

WEIL R.R., ISLAM K.R., STINE M.A., GRUVER J.B., SAMSON-LIEBIG, S.E. 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. American Journal of Alternative Agriculture. 18. 3-17.

WOLINSKA A., STEÄPNIEWSKA Z. 2012. Dehydrogenase Activity in the Soil Environment, Dehydrogenases. Prof. Rosa Angela Canuto (ed). ISBN: 978-953-307-019-3. InTech. https://doi.org/10.5772/48294

Cékla genotípusok sófelhalmozó képességének vizsgálata másodlagos szikesedésre hajlamos talaj sóterhelésének csökkentése céljából

Kovács Györgyi[1], Sinka Lúcia[1,2], Eszenyi Ádám[3], Tuba Géza[1], Rivéra Garcia Arzu[2], Zsembeli József[1]

[1]MATE Karcagi Kutatóintézet, Karcag
[2]Kerpely Kálmán Doktori Iskola, Debreceni Egyetem, Debrecen;
[3]KITE ZRt., Nádudvar
e-mail: Tuba.Geza@uni-mate.hu

Összefoglalás

Napjaink egyik legfontosabb problémája a klímaváltozás, amely hazánkban, más hatások mellett, egyre szélsőségesebb gyakoriságú és időtartamú aszályos időszakokat eredményez. A zöldségtermesztés öntözés nélkül ma már elképzelhetetlen. Az öntözéses gazdálkodás volumenének növelése, még a kedvezőtlenebb adottságokkal (nagyobb sótartalmú öntözővíz, másodlagos szikesedére hajlamos talaj) rendelkező területeken is elengedhetetlen a sikeres élelmiszeralapanyag-termeléshez. Ha a gazdálkodók tartósan figyelmen kívül hagyják az öntözés szikesítő hatását, nehezen megoldható talajdegradációs problémákat generálhatnak. Célunk egy olyan komplex termesztéstechnológia kidolgozása, melyben a talaj-víz-növény rendszeren keresztül szemlélve, talajkímélő, a talaj termékenységének megőrzését célzó termesztés valósulhat meg.

Hipotézisünk szerint a helytelen vagy a szükség szülte kedvezőtlen öntözési gyakorlat során okozott másodlagos szikesedés mérsékelhető a sók felhalmozására képes növények termesztésével. Kutatásunkat a MATE Karcagi Kutatóintézetében végeztük 2021-ben, cékla jelzőnövénnyel. Magas sótartalmú öntözővíz hatását vizsgáltuk a talaj só-, illetve nátrium-mérlegére, továbbá két különböző genotípusú (gömb, illetve hengeres répatestű) cékla termésmennyiségére, a termés só- és nátrium-tartalmára, két tenyészidőszakban (fővetés, másodvetés). A két öntözésre használt víz közül az egyik egy fúrt kútból származó rétegvíz 670 mg/l (továbbiakban: 670) összes oldott sótartalommal, míg a másik a városi hálózatból származó csapvíz 1100 mg/l (továbbiakban: 1100) összes oldott sótartalommal volt. A kútvízzel összesen 142,7 g sót, míg a csapvízzel összesen 234,3 g sót juttattunk a talaj felszínére négyzetméterenként a két öntözési periódus alatt. A kísérleti parcellák talajából az öntözési szezon előtt, illetve a két betakarítás után vett minták EC-értékéből számított sótartalmak különbségéből meghatároztuk a talaj felső 20 cm-es rétegében a sókészlet változását. Az 1100 mg/l sótartalmú öntözővízzel bevitt nagyobb sómennyiség egyértelműen pozitívabb sómérleget (1100/gömb: +140 g/m^2, 1100/hengeres: +112 g/m^2) eredményezett a talaj felső rétegében, mint a 670 mg/l sótartalmú vízzel való öntözés (670/gömb: +56 g/m^2, 1100/hengeres: +56 g/m^2) a két szezon után. A terméssel a nagyobb sótartalmú öntözővíz esetén a bevitt só 40,2 (gömb) – 52,1 (hengeres) százalékát, míg kisebb sótartalmú víz esetén 60,8 százalékát vittük el a területről. A különböző típusú céklákban, szárazanyagra vetítve, a levél tartalmaz nagyobb mennyiségű nátriumot. Kiszámítottuk az összes termés (répatest + levél) Na-tartalmát és

megállapítottuk, hogy a gömbölyű cékla termesztésével tudtuk nagyobb mértékben (670 mg/l – 20,1 g/m^2; 1100 mg/l – 15,88 g/m^2) mérsékelni a sófelhalmozódást, ezzel enyhítve a talaj sóterhelését.
Cékla termesztésével, amennyiben a levéltömeget is eltávolítjuk a területről, sikeresen csökkenthető a talaj só-, illetve nátriumterhelése. Így a cékla potenciálisan jó előveteményként szolgálhat sóérzékeny (zöldbab, zöldborsó) és alacsony sótűrő-képességgel jellemezhető (paprika, csemegekukorica) kultúrák számára.

Kulcsszavak: öntözés, sóterhelés, másodlagos szikesedés

Summary

Nowadays, climate change is one of the most important problems which results in drought with increasingly extreme frequency and duration in Hungary. Recently, irrigation is a must for growing vegetables. Increasing the volume of irrigated farming is essential for the successful production of food, even in areas with less favourable conditions (irrigation water with a high salt content, soil susceptible to secondary salinitzation). If farmers permanently ignore the salinizing effect of irrigation, they can generate soil degradation problems that can be hardly solved. With this study, our goal is to develop a complex cultivation technology, in which soil-friendly cultivation can be realized with preserving soil fertility in a soil-water-plant system.
According to our hypothesis, secondary salinization (caused by improper or necessarily unfavourable irrigation practices) can be mitigated by growing plants capable to accumulate salts. Our research was carried out at the Research Institute of Karcag, Hungarian University of Agriculture and Life Sciences in 2021 using beetroot as an indicator plant. We investigated the effect of irrigation water with high salt content on the salt and sodium balance of the soil, as well as on the yield of beetroot of two different genotypes (with bulb and cylinder body form), and on the salt and sodium content of the crop, in two growing seasons.
Two types of irrigation water were used, one was an aquifer water pumped from a drilled well with total soluble salt content of 670 mg/L (670), while the other was tap water from the local water network with total soluble salt content of 1100 mg/L (1100). 142.7 g salt was added to the soil surface per square meter by the well water, while 234.3 g salt was added by the tap water during the two irrigation periods. The salt balance of the upper 20 cm soil layer was determined from the difference of the salt content calculated from the EC values of the samples taken from the soil of the experimental plots before the irrigation season and after the two harvests. The higher amount of salt balance was induced by the irrigation water with 1100 mg/L salt content resulted in a more positive salt balance (1100/bulb: +140 g/m^2, 1100/cylinder: +112 g/m^2) in the upper soil layer than irrigation with 670 mg/L salt content water (670/bulb: +56 g/m^2, 1100/cylinder: +56 g/m^2) after the two growing seasons. 40.2% (bulb) and 52.1% (cylinder) of the disseminated salts was removed from the soil by the crop in the case of the higher salt content irrigation water, while 60.8% by the water with lower salinity. In the different types of the beetroots, the leaf contains a higher amount of sodium expressed in the ratio of the dry matter content. We calculated the Na content of all the biomass (beetroot body + leaves) and measured higher Na content by growing bulb form beets (670 mg/L – 20.1 g/m^2; 1100 mg/L – 15.88 g/m^2) mitigating the accumulation of salts hence reducing the salt load of the soil.

The salt and sodium load of the soil can be successfully reduced by growing beetroot, if the leaf mass is also removed from the area. Beetroot can potentially serve as a good forecrop for salt-sensitive (e.g., green beans, green peas) and crops with low salt-tolerance (e.g., pepper, sweet corn).

Keywords: irrigation, salt load, secondary salinization

Bevezetés

Napjainkban egyre fontosabb és sürgetőbb probléma a klímaváltozás, amely mára már tudományos érvekkel is bebizonyított jelenség (KHAN et al., 2016). Ennek hatásai szinte a világ minden pontján megjelennek más és más formában, melyek közül egyik legjelentősebb probléma a léghőmérséklet emelkedése és az ezzel sok esetben együtt járó szárazodás, valamint a szélsőséges meteorológiai események gyakoriságának fokozódása (ORLOWSKY – SENEVIRATNE, 2012; PACHAURI et *al.*, 2014). Magyarországon 1901 óta 1,2 °C-kal nőtt az évi középhőmérséklet, megváltozott a csapadékeloszlás, fokozódott az aszályérzékenység (ZSEMBELI et *al.*, 2019; LAKATOS et *al.*, 2021). Térségünkben is egyre gyakrabban és nagyobb volumenben jelentkeznek aszályos időszakok (SOMFALVI, 2021; KOVÁCS et *al.*, 2022a; b). A károk mérséklése érdekében felértékelődik öntözés, talajerő gazdálkodás, talajvédelem témakörében végzett kutatás, a meglévő szaktudás alkalmazása (FARSANG et *al.*, 2020).

A vízhiány és a talaj szikesedése világszerte közel 1 milliárd hektár termőterületet, a teljes mezőgazdasági terület mintegy negyedét érinti (YANG et *al.*, 2016; LI et *al.*, 2019; LIU et *al.*, 2020). Hazánkban a másodlagos szikesedéssel érintett talajok területe megközelíti a 400.000 ha-t, melynek nagy része az Alföldön, azon belül is a Tisza egykori árterületeihez köthetőek (BLASKÓ, 2005). A Tisza-tó hidrológiai hatásterületén nem csak a nagy sótartalmú öntözővizek használata okozhat másodlagos szikesedést, de a csapadékos években megemelkedő sós talajvíz is hozzájárulhat ehhez a jelenséghez (ZSEMBELI et *al.*, 1996). A növekvő aszályérzékenységhez való alkalmazkodás egyik módja az öntözés. Öntözéses gazdálkodásnál elsődlegesen a talaj típusát, annak állapotát és a termeszteni kívánt növény igényeit vesszük alapul, valamint feltétlen figyelmet kell fordítani az öntözővíz minőségére, elsősorban annak sótartalmára is. Az öntözésnek kedvező és kedvezőtlen hatásai is lehetnek a talaj sóforgalmára és sómérlegére (VÁRALLYAY, 1989). Helytelen, vagy szükségszerűen kedvezőtlen öntözés esetén nehezen visszafordítható károkat tudunk okozni a talaj szerkezetében, növekedhet az erózió és a tömörödés veszélye, az arra hajlamos területeken másodlagos szikesedés léphet fel (DARAB, 1958; 1961). Minél jobb a talaj víznyelő- és vízvezetőképessége és minél több csapadék hull a területre, annál több só juttatható a talajba káros következmények nélkül (FILEP, 1999). KUN és

munkatársai (2017) eredményei alapján agyagtalajon is használható 800 mg/l feletti sótartalmú öntözővíz, amennyiben a téli csapadék képes a gyökérzónából kimosni az öntözési időszakban felhalmozódott sót. Saját kutatásaink is azt igazolták (ZSEMBELI et *al.*, 2011; 2013; 2017; SINKA et *al.*, 2019, RIVERA-GARCIA et *al.*, 2020), hogy a Karcag térségére jellemző magas sótartalmú vizek is felhasználhatóak öntözésre agyagtalajokon, amennyiben műveléssel, illetve különböző talajkondicionáló szerek alkalmazásával kedvezőbbé tesszük a talaj vízháztartását, elősegítve a kilúgzást. A sóterhelés csökkentésének másik útja a fitoremediáció, amikor a termesztett sótűrő növény felveszi a talajból a sót és felhalmozza azt. Az utóbbi időben számos kutató foglalkozott a növények sófelvételével, a fitoremediációval, kimutatták, hogy sótűrő növények termesztésével enyhíthető a talaj sóterhelése (ROGERS et *al.*, 2005; MASTERS et *al.*, 2007; QADIR et *al.*, 2010), a halofiták felhalmozhatják a talajsókat saját szövetekben, ezáltal csökkenthetik a talaj só- és Na^+-tartalmát (RAVINDRAN, et *al.*, 2007).

A sótűrő növények közé sorolható a cékla (*Beta vulgaris ssp. esculenta var. rubra L*), ami a libatopfélék családjába tartozó növény, rokon a cukorrépával és takarmányrépával. Eredetét tekintve a Földközi tenger környékéről származik, ahol alkalmazkodott a sós talajokhoz. Gyökérzete 1–2 m-re is lehatol, így jól képes hasznosítani a talaj víz- és tápelemkészletét (TAKÁCSNÉ, 2002; KÁDÁR et *al.*, 2001). A cékla közepes tápanyagigénnyel jellemezhető, SZABÓ (1994) szerint 10 t friss répatest és levél fajlagos igénye 24 kg N, 14 kg P_2O_5, valamint 60 kg K_2O, azaz a cékla káliumigényes növény (KOSSON et *al.*, 2011). Szintén magas a mangán, vas, bór és rézigénye. Nitrogén igénye közepes, bár a nitrogéntrágya növelésével növekedhet a termés mennyisége (UGRINOVIĆ, 1999), mégis érzékeny a kijuttatott mennyiségre, mivel a nitrát felhalmozódhat a répatestben. Ha túl sok nitrogén kerül kijuttatásra a vegetációs állapotban az a növény tárolhatóságát, minőségét, valamint a technológiai feldolgozhatóságát csökkenti, a tartós, nagy adagú műtrágyahasználat, a túlzott nitrogén trágyázás emellett hozzájárul a talaj elsavanyodásához is (ZSIGRAI, 1995). A cékla TAKÁCSNÉ (2011) által összeállított hatóanyagigénye: N: 70–80 kg/ha, P_2O_5: 60–70 kg/ha, K_2O: 200–210 kg/ha 25 tonnás termésre számolva. Vízigénye közepes, öntözésre viszont igényes, különösen másodvetésben. Vetés után kelesztő öntözés szükséges az egyenletes kelés érdekében. Aszályos évjáratokban 36-48 óránként érdemes kis- vagy közepes vízadagokkal öntözni (TAKÁCSNÉ, 2013). SRIVASTAVA (2019) számos növényt vizsgálva megállapította, hogy a cukorrépa termésmennyisége nem csökken nagy sótartalmú öntözővíz használata esetén. KUN és munkatársai (2022) szerint a takarmányrépa és cukorrépa hozama sem csökken magas Na- és sótartalmú öntözővíz hatására.

Kutatásunkhoz egy, az élelmiszeriparban egyre keresettebb, halofita zöldségnövényt, a céklát választottuk, amit a biztonságos termesztés érdekében feltétlenül öntözni szükséges. Célunk egy olyan termesztéstechnológia

kidolgozása volt, mellyel, a Karcag térségében rendelkezésre álló magas sótartalmú öntözővizek alkalmazása mellett, mérsékelhetjük a talaj sóterhelését.

Anyag és módszer

Kutatásunkat Karcagon, a MATE Karcagi Kutatóintézet (KKI) területén beállított kisparcellás kísérletben végeztük 2021-ben. Karcagon igen elterjedt a kertművelés és a fúrt kutakból történő öntözés, a rendelkezésre álló öntözővíz az esetek döntő többségében a szabvány szerint megengedettnél lényegesen több oldott sót tartalmaz (ZSEMBELI et *al.*, 2011).

A kísérleti területen 2021-ben végzett szelvényfeltárás alapján a talaj a hagyományos talajosztályozási rendszer szerinti besorolása mélyben sós réti csernozjom. A talajszelvény fotóját és a helyszíni leírást az *1. ábra* tartalmazza. A kísérlet beállítása előtt 20 cm-es rétegenként megmintáztuk a terület talaját, a laborvizsgálati eredményeket az *1. táblázatban* közöljük.

A-szint: 50 cm mélységig terjedő, gyökerekkel gyengén átszőtt, repedezett, viszonylag rögös. Nedvesen fekete, humuszos, nagy agyagtartalmú, lefelé haladva egyre tömődöttebb réteg. Sósavas csepegtetésre pezsgés nem tapasztalható.

B-szint: 50–82 cm közötti szint, tömör, prizmás szerkezettel rendelkezik, nedvesen fekete. Állati járatok mennyisége csekély. Sósavas csepegtetésre 70 cm mélységtől kaptunk gyenge reakciót.

BC- szint: 82–118 cm átmeneti szint, tömődött, prizmás szerkezetű, fekete-sárgás színű, sósavval közepesen pezseg.

C-szint: 118 cm alatt, tömődött, sárgás színű réteg, mely a sósavas csepegtetésre intenzíven reagál, három kereszttel jellemezhető. Apró mangán és vas kiválások tapasztalhatóak a tört talajrögök oldalán. Gyökerektől mentes, túlnyomó részben szemcsés szerkezetű.

1. ábra. A kísérleti területen feltárt talajszelvény képe és leírása (Karcag, 2021)

A talaj vezetőképességében és Na-tartalmában bekövetkezett változásokat az öntözési szezonok előtt és után a talaj 0–20 cm-es rétegéből vett mintákból vizsgáltuk a KKI Központi Laboratóriumában a vonatkozó szabványok alapján (EC – MSZ-08-0206:1978 2.4. szakasz, Na-tartalom – MSZ-20135:1999 5.3. szakasz). A mért EC értékekből számított sótartalomból és a talaj térfogattömegéből meghatároztuk a talaj adott rétegének a sókészletét.

A vizsgálati időszak meteorológiai adatait a KKI területén működő, az OMSZ hálózatába tartozó automata mérőállomás rögzítette, melyek közül elsősorban a vizsgálati időszakban (2021. április–november) lehullott csapadék mennyiségét, valamint a léghőmérséklet adatokat vettük figyelembe az öntözővíz mennyiségének meghatározásakor (*2. táblázat*).

1. táblázat. A kísérleti terület talajának főbb tulajdonságai

Mélység (cm)	pH (KCl)	K_A	Sótart. (m/m)%	$CaCO_3$ (m/m)%	Humusz %	NO_2+NO_3 -N mg/kg	AL-P_2O_5 mg/kg
0 - 20	6,7	52	0,03	0,42	3,9	49,4	629
20-40	6,5	53	0,05	0,25	3,4	12,0	348
40-60	6,4	55	0,05	0,21	2,9	13,9	113
Mélység (cm)	AL-K_2O mg/kg	AL-Na mg/kg	KCl-Mg mg/kg	S-SO_4 mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Mn mg/kg
0 - 20	626	181	416	26,5	8,6	7,8	462
20-40	439	46	436	7,2	4,8	5,4	474
40-60	307	77	434	6,4	1,6	3,9	452

Forrás: MATE KKI Központi Laboratórium

A kísérletben két öntözővizet használtunk, az egyik egy a kísérleti parcellákhoz közeli fúrt kútból származó rétegvíz 670 mg/l (továbbiakban: 670) összes oldott sótartalommal, míg a másik a városi hálózatból származó csapvíz 1100 mg/l (továbbiakban: 1100) összes oldott sótartalommal (3. *táblázat*). Mindkét víz összetétele jellemző a Karcagon használt öntözővizekre.

2. táblázat. A vizsgált időszak főbb havi meteorológiai adatai és a kijuttatott öntözővíz mennyisége (Karcag, 2021)

Hónapok	Csapadék (mm)	Öntözővíz (mm)	Átlaghőmérséklet (°C)
IV.	23,3	10	8,7
V.	73,55	13	14,6
VI.	26,2	34	22,1
VII.	56,8	62	24,8
VIII.	33,4	72	21,3
IX.	12,4	22	17,3
X.	12	0	9,9
XI. (betakarításig)	3,6	0	8,2
Összesen	241,3	213	

3. táblázat. Az alkalmazott öntözővizek minőségi paraméterei

	pH	EC mS/cm	Sz. a. g/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cu mg/l	Mn mg/l	Fe mg/l	Zn mg/l
réteg-víz	7,64	1,04	0,70	27,9	10,7	243,3	1,84	<0,05	0,05	0,15	0,12
csap-víz	7,86	1,73	1,12	30,2	14,6	414,6	1,47	<0,05	<0,05	0,30	0,33

Sz.a.: szárazanyag

Jelzőnövényként két céklahibridet alkalmaztunk, 2021-ben fő- és másodvetésben is. A Carillon RZ egy hengeres típusú hibrid, melynek a héja vékony és sima, könnyen korongozható. A Monty RZ (13-204) hibrid gömbölyű típusú, ipari felhasználás helyett inkább mindennapi célokra ajánlott. A fővetés tenyészideje április 29-től július 14-ig, (77 nap), míg a másodvetésé július 27-től november 3-ig (100 nap) tartott.

Megmértük a kísérleti parcellákról betakarított termés mennyiségét, valamint az öt ismétlésben vett növényminták (répatest és levél) tömegét, néhány releváns morfológiai- és beltartalmi paraméterét. Jelen dolgozatban a talaj sókészletének a változását, a megtermett biomassza mennyiségét, valamint a répatest és a levél Na-tartalmát (MSZ-08-1783-5:1983 alapján mérve) értékeltük.

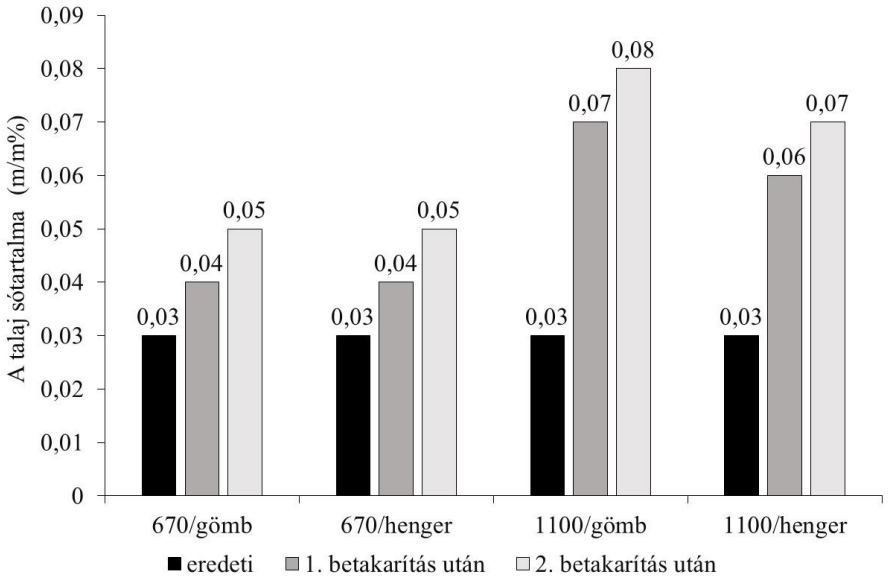
Az adatokat Microsoft Excel táblázatkezelő program segítségével dolgoztuk fel és ábrázoltuk. A statisztikai elemzés során a mért EC-értékek és a Na-tartalom értékek esetében egytényezős varianciaanalízist és LSD post hoc tesztet alkalmaztunk.

Eredmények és értékelésük

A kísérleti terület nagy agyagtartalmú, kötött talaja a két tenyészidőszak alatt az öntözés hatására visszatömörödött. A sókészlet változását a felső 0–20 cm-es rétegében vizsgáltuk, mivel a többszöri kisadagú öntözés és a tenyészidőszak alatt lehullott csapadékmennyiség csupán ezt a réteget áztatta át. Mélyebbről is vettünk mintát, de ott nem tudtunk kimutatni változást a talaj sótartalmában, az öntözővízzel bevitt só nem jutott le 20 cm alá.

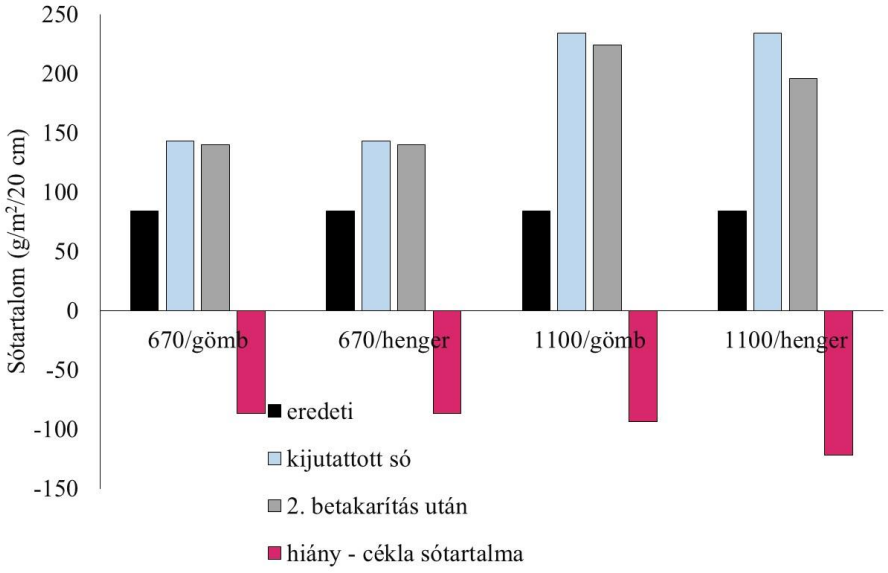
A vizsgált talajréteg sótartalmát elemezve megállapítottuk, hogy a két tenyészidőszak alatt, a kijuttatott öntözővíz mennyiségének és sótartalmának függvényében megnövekedett a talaj összes oldható sótartalma (*2. ábra*). A fővetésű céklának összesen 79 mm öntözővizet juttatunk ki, ami a 670 mg/l összes oldott sótartalmú öntözővíz esetén 52,93 g oldott sót jelent négyzetméterenként, a 1100 mg/l sótartalmú víznél ez 86,9 g/m^2 só. A másodvetés tenyészideje alatt 134 mm víz került kiöntözésre, ami a kisebb sótartalmú víz esetén 89,78 g/m^2, a nagyobb sókoncentrációjú víznél pedig 147,4 g/m^2 sóterhelést jelent. A 0–20 cm feltalaj kezdeti összes oldott

sótartalma 0,03 tömegszázalék, ami első betakarítás időpontjáig a kútvizet (670) használva 0,01%-kal növekedett, a második betakarításig pedig újabb 0,01%-kal. Csapvizet (1100) használva a talaj kezdeti sótartalma szignifikáns mértékben emelkedett a második betakarítás idejére, valamint különbség jelentkezett a két cékla genotípussal hasznosított talaj sótartalma között is. A gömb alakú cékla esetén mindkét tenyészidőszak alatt nagyobb mértékben emelkedett a talaj sótartalma, mint a hengeres alakú céklánál (*2. ábra*), ami az utóbbi genotípusnak a nagyobb sófelvételére utal.



2. ábra. A talaj felső 0–20 cm-es rétegének sótartalma (Karcag, 2021)

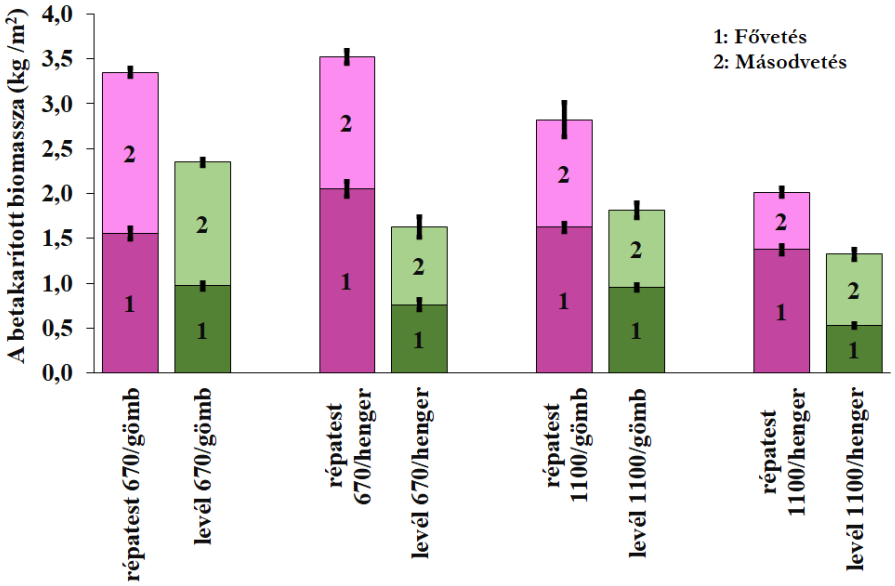
A talaj tömegszázalékos sótartalmából és térfogattömegéből kiszámítottuk az érintett réteg sókészletét, amiből, valamint az öntözővízzel kijuttatott só mennyiségéből, meghatároztuk a talajréteg sókészletének a változását a teljes vizsgált időszakra (fővetés és másodvetés együtt) vonatkoztatva (*3. ábra*). Megállapítottuk, hogy a 670 jelzésű öntözővíz alkalmazásánál a genotípusok által felvett sómennyiségben nem mutatkozott különbség, mindkét kijuttatott sómennyiség 60,8%-át vonta ki a talajból. Az 1100 jelzésű vízzel öntözött talajból a hengeres cékla az öntözővíz sótartalmának 52,1%-át, míg a gömbölyű csak 40,2%-át vette fel.



3.ábra A talaj sókészletének a változása a felső 20 cm-es rétegben (Karcag, 2021)

A különböző cékla genotípusok répatestének termését vizsgálva (*4. ábra*) azt tapasztaltuk, amint az várható volt, hogy a fővetés termésmennyisége majdnem minden esetben magasabb, mint a másodvetésé. A kivétel a 670/gömb jelzésű kezelés, ahol 0,2 kg/m^2-rel nagyobb hozam jelentkezett a második betakarításkor.

A különböző sótartalmú öntözővizek különböző módon hatottak a két cékla genotípusra. A kisebb (670) sótartalmú víz esetén mindkét genotípus nagyobb termést produkált, a két betakarított hozam összességében elérte az üzemi termesztés esetén elvárható termésmennyiséget (gömb:33 t/ha; hengeres:35 t/ha). Az öntözővíz magasabb sótartalma negatív hatással volt a hozamra. A gömb típusú cékla esetén mintegy 16%-os, a henger típusú esetén pedig több mint 40%-os terméscsökkenést tapasztaltunk. A répatest mellett betakarításra került a hozzátartozó levélzet is. A levélzet és a répatest tömegének az aránya a hengeres típusnál kedvezőbb, átlagosan 1:1,8; míg a gömb típusnál 1:1,5.



4. ábra A betakarított termés (répatest és levél) mennyisége a szórásokkal (Karcag, 2021)

A kezelések (genotípusok és öntözővizek) közötti eltérések elemzésére végzett egytényezős varianciaanalízis post hoc tesztjének eredményeit a *4. táblázat* ismerteti. A kisebb sótartalmú vízzel öntözött genotípusok között a répatest esetén nincs szignifikáns különbség, a többi kezelés között statisztikailag igazolható mértékű eltérést mutattunk ki.

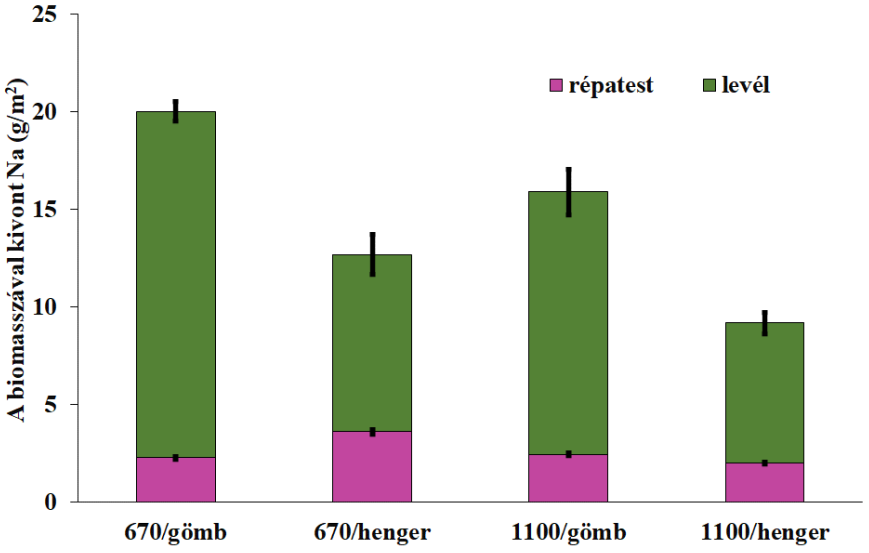
Mivel a betakarított biomasszának a sótartalmát nem tudtuk megmérni, ezért annak Na-tartalmát határoztuk meg. A növény Na-tartalmát vizsgálva a szakirodalommal összecsengő (CSIKKELNÉ et *al.*, 2001) megállapításra jutottunk, miszerint a levél lényegesen több nátriumot tartalmaz egységnyi szárazanyag mennyiségre vonatkoztatva. A répatest esetén a genotípusok közül a hengeres alakú cékla volt a magasabb Na-tartalmú (0,98 m/m%), míg a gömb alakú 0,83 m/m% nátriumot tartalmazott, a különbség szignifikáns ($LSD_{5\%}$ = 0,038%). Ugyanez a levélben fordítva alakult, a hengeres genotípus tartalmazott kevesebb nátriumot (5,99 m/m%), a gömb alakú pedig 6,97 m/m%-ot, a különbség itt is szignifikáns ($LSD_{5\%}$ = 0,133%).

4.táblázat. A betakarított biomassza mennyiségi adataira elvégzett LSD teszt eredménytáblázata

Kezelések	Kezelések	Átlagok közti eltérés	Standard hiba	Szignifikancia	95%-os konfidencia intervallum	
					Alsó határ	Felső határ
répatest 670/gömb	répatest 670/henger	-0,11600	0,06468	0,082	-0,2477	0,0157
répatest 670/gömb	répatest 1100/gömb	0,60000*	0,06468	0,000	0,4683	0,7317
répatest 670/gömb	répatest 1100/henger	1,40200*	0,06468	0,000	1,2703	1,5337
levél 670/gömb	levél 670/henger	0,72000*	0,06468	0,000	0,5883	0,8517
levél 670/gömb	levél 1100/gömb	0,53000*	0,06468	0,000	0,3983	0,6617
levél 670/gömb	levél 1100/henger	1,01800*	0,06468	0,000	0,8863	1,1497
répatest 670/henger	répatest 1100/gömb	0,71600*	0,06468	0,000	0,5843	0,8477
répatest 670/henger	répatest 1100/henger	1,51800*	0,06468	0,000	1,3863	1,6497
levél 670/henger	levél 1100/gömb	-0,19000*	0,06468	0,006	-0,3217	-0,0583
levél 670/henger	levél 1100/henger	0,29800*	0,06468	0,000	0,1663	0,4297
répatest 1100/gömb	répatest 1100/henger	0,80200*	0,06468	0,000	0,6703	0,9337
levél 1100/gömb	levél 1100/henger	0,48800*	0,06468	0,000	0,3563	0,6197

* Az átlagok közti eltérés 0,05-ös szinten szignifikáns

Az egységnyi szárazanyagra vetített Na-tartalom és a termés mennyiségének ismeretében kiszámítottuk a területről összesen eltávolított nátrium mennyiségét (*5. ábra*). Mindkét öntözővíz esetén a gömb alakú céklával vittünk el több nátriumot a területről. Kútvíz (670 mg/l) alkalmazásával 20,1 g/m^2, míg csapvizes (1100 mg/l) öntözés esetén 15,88 g/m^2 nátrium elvonás történt a talajból, ezzel arányosan sikerült mérsékelni a sófelhalmozódást, enyhítve a talaj sóterhelését. A hengeres genotípus esetén ezek az értékek kútvíznél (670 mg/l) 12,68 g/m^2, míg csapvizes (1100 mg/l) öntözésnél 9,17 g/m^2 voltak.



5. ábra. A betakarított terméssel (répatest és levél) kivont Na-mennyisége a szórásokkal (Karcag, 2021)

A két betakarítás során a területről elvitt biomassza (répatest és levél) mennyiségével kivont Na-tartalmak kezelésenkénti (genotípus, öntözővíz) különbségeit egytényezős varianciaanalízissel elemeztük, a post hoc teszt eredményeit az *5. táblázat* mutatja be. Eredményeink alapján a kezelések közti különbségek szignifikánsak.

5. táblázat. A biomasszával kivont nátrium mennyiségére elvégzett LSD teszt eredménytáblázata

Kezelések	Kezelések	Átlagok közti eltérés	Standard hiba	Szignifikancia	95%-os konfidencia intervallum	
					Alsó határ	Felső határ
670/gömb	670/henger	9,76800*	0,56065	0,000	8,5795	10,9565
670/gömb	1100/gömb	6,32800*	0,56065	0,000	5,1395	7,5165
670/gömb	1100/henger	14,14600*	0,56065	0,000	12,9575	15,3345
670/henger	1100/gömb	-3,44000*	0,56065	0,000	-4,6285	-2,2515
670/henger	1100/henger	4,37800*	0,56065	0,000	3,1895	5,5665
1100/gömb	1100/henger	7,81800*	0,56065	0,000	6,6295	9,0065

* Az átlagok közti eltérés 0,05-ös szinten szignifikáns

Következtetések

Vizsgálataink alapján arra a következtetésre jutottunk, hogy nagy agyagtartalmú, szikesedésre hajlamos talajon, ha kizárólag nagy sótartalmú öntözővíz áll rendelkezésre (így szükségszerűen kedvezőtlen öntözési gyakorlat valósul meg), célszerű a céklát a termesztett növények sorába iktatni. Bár rokonnövényekénél, cukorrépa és takarmányrépa termesztése esetén, nem tapasztaltak terméscsökkenést sós öntözővíz hatására (SRIVASTAVA, 2019; KUN et *al.*, 2022), a mi kísérletünkben a magasabb sótartalmú víz mindkét termesztett cékla genotípusnál termésdepressziót eredményezett, igaz, különböző mértékben. A gömb alakú genotípus reagált kedvezőbben az öntözővíz magasabb sókoncentrációjára, mintegy 16%-os terméscsökkenéssel, míg a hengeres típus 40%-kal termett kevesebbet, mint az alacsonyabb sótartalmú vízzel öntözött kontroll. Ezek alapján mindenképpen fontos, a termesztési körülmények figyelembevételével, a megfelelő genotípus, fajta megválasztása. Mindkét cékla genotípussal sikerült az öntözővízzel bevitt só egy részét kivonni a talaj felső rétegéből, így mérséklődött a sóterhelés, a másodlagos szikesedés mértéke, de ehhez a teljes megtermelt biomasszát, vagyis répatesttel együtt a levélzetet is el kellett távolítani a termőterületről.

Eredményink alapján javasoljuk, hogy amennyiben a céklát mint halofita növényt fitoremediációra kívánják használni, úgy a teljes növényt takarítsák be és vigyék le az érintett területről. Ezzel az eljárással az öntözővíz sótartalmának 40-60%-ától mentesíthetjük a talajt a vizsgálati körülményekhez hasonló termesztési feltételek mellett. A kísérlet folytatásával más évjáratokban, különböző sóterhelés mellett határozható meg az öntözővízből származó, a cékla által felvett só mennyisége.

Irodalomjegyzék

BLASKÓ, L., 2005. Talajdegradációs folyamatok és a talajjavítás lehetőségei a Tiszántúl kötött talajain. In: ANTAL, K., MICHÉLI, E., SZABÓNÉ KELE, G. (szerk.) Talajtani Vándorgyűlés, Kecskemét, Magyarország: SZIE Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Gödöllő pp. 32-42.

CSIKKELNÉ SZOLNOKI, A., TAKÁCSNÉ HÁJOS, M. KISS, A. S., 2001. Céklanövény különböző részeinek makro- és mikroelem tartalma a fajták függvényében. In: 44. Magyar Spektrokémiai Vándorgyűlés Budapest, Magyarország: Magyar Kémikusok Egyesülete. pp. 25-27.

DARAB, K., 1958. A tiszántúli öntözött réti talajok másodlagos szikesedése. Agrokémia és talajtan, 7 (1). pp. 53-64.

DARAB, K., 1961. Hazai öntözött talajaink sómérlege és sóforgalma. Agrokémia és Talajtan 10/3, 305-314.

FARSANG A., BARTA K., van LEEUWEN B., FEHÉR ZS., ÖRDÖGH J., SZABÓ J., PÁSZTOR L., BAKACSI ZS., 2020. A klímaváltozás hatásainak megjelenése az öntözést meghatározó talajtani és hidrológiai tényezők tér- és időbeli alakulásában:

esettanulmány Dél-alföldi mintaterületen. In: FARSANG, A., LADÁNYI, ZS., MUCSI, L. (szerk.) Klímaváltozás okozta kihívások - Globálistól lokálisig. Szeged, Magyarország: SZTE TTIK Földrajzi és Földtudományi Intézet, pp. 117-131.

FILEP GY., 1999. Az öntözővizek minősége és minősítése. Agrokémia és Talajtan 48/1-2, 49-65

KÁDÁR, I., KONCZ, J., RADICS, L., 2001. Mikroelem-terhelés hatása a céklára mészlepedékes csernozjom talajon. Agrokémia és Talajtan 50 pp. 315-334.

KHAN, A. A., IJAZ, M., MUHAMMAD, J., GOHEER, A. R., AKBAR, G., ADNAN, M., 2016. Climate Change Implications for Wheat Crop in Dera Ismail Khan District of Khyber Pakhtunkhwa. Pakistan Journal of Meteorology. 13: 25 pp. 17–27.

KOSSON, R., ELKNER, K., SZAFIROWSKA, A., 2011. Quality of fresh and processed red beet from organic and conventional cultivation. Veget. Crops Res. Bull. 75: 125-132.

KOVÁCS, GY., TUBA, G., SINKA, L., NAGY, P., RIVERA-GARCIA, A., ZSEMBELI, J., 2022a. A klímaváltozás lokális hatásainak értékelése a szélsőséges időjárási helyzetek tükrében. In: ZSEMBELI, J. (szerk.) 75 éves a Karcagi Kutatóintézet 1947-2022: Válogatás a MATE Karcagi Kutatóintézet kutató-fejlesztő munkájának eredményeiből. Gödöllő, Magyarország: Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem. pp. 27-35.

KOVÁCS, GY., TUBA, G., SINKA, L., RIVERA-GARCIA, A., ZSEMBELI, J., 2022b. Jász-Nagykun-Szolnok megye főbb növényeinek termésátlagai az aszály mértékének függvényében. Növénytermelés 71: 2 pp. 63-78.

KUN, Á., BOZÁN, CS., BARTA, K., 2017. Mezőgazdasági vízhasználat alternatív vízforrása: a szennyvízöntözés. In: NAIK Fiatal Kutatói Napok II. Szakmai konferencia. Budapest, Magyarország: Földművelésügyi Minisztérium. pp. 52-57.

KUN, Á., KOLOZSVÁRI, I., POTYONDI, L., BARTOS, Á. S., BOZÁN, CS., 2022. Root Yield and Sugar Accumulation in Sugarbeet and Fodder Beet According to Irrigation Water Quality. Agronomy 12: 9 Paper: 2174.

LAKATOS, M., BIHARI, Z., IZSÁK, B., SZENTES, O., 2021. Globális és hazai éghajlati trendek, szélsőségek változása: 2020-as helyzetkép. Scientia et Securitas 2: 2 pp. 164–171. https:// akjournals.com/downloadpdf/journals/112/2/2/article-p164.pdf

LI, M., DU, Y., BAI, Y., FAN, J., ZHANG, J., CHEN S., 2019. Simulation of cotton growth and soil water content under film-mulched drip irrigation using modified CSM-CROPGRO-cotton model. Agricultural Water Management, 218. pp. 124-138

LIU, X., ZHANG, F. C., XIANG, Y.Z., HOU, X.H., ZHANG, Y.C., HE, P.R., XUE, Z.Q., FAN, J.L., 2020. Effects of deficit irrigation on cotton growth and water use in southern Xinjiang of China. J. Drain. Irrig. Mach. Eng., 12. pp. 1270-1276

MASTERS, D. G., BENES, S. E., NORMAN, H. C., 2007. Biosaline agriculture for forage and livestock production. Agriculture, ecosystems & environment, *119*(3-4), 234-248.

ORLOWSKY, B., SENEVIRATNE, S. I., 2012. Global changes in extreme events: regional and seasonal dimension. Climatic Change 110: 3 pp. 669–696. DOI: https://doi.org/10.1007/s10584-011-0122-9

PACHAURI, R. K., ALLEN, M. R., BARROS, V. R., BROOME, J., CRAMER, W., CHRIST, R., ..., van YPSERLE, J. P., 2014. Climate change 2014: synthesis report.

Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (p. 151). Ipcc. hdl:10013/epic.45156

QADIR, M., QURESHI, R. H., AHMAD, N., 2002. Amelioration of calcareous saline sodic soils through phytoremediation and chemical strategies. Soil Use and Management, 18(4), 381-385.

RAVINDRAN, K. C., VENKATESAN, K., BALAKRISHNAN, V., CHELLAPPAN, K. P., BALASUBRAMANIAN, T., 2007. Restoration of saline land by halophytes for Indian soils. Soil biology and biochemistry, 39(10), 2661-2664.

RIVERA-GARCIA, A, TUBA, G., CZELLÉR, K., KOVÁCS, Gy., ZSEMBELI, J., 2020. Mitigation of the effect of secondary salinization by micro soil conditioning. Acta Agraria Debreceniensis 1. pp. 115-119.

ROGERS, M. E., CRAIG, A. D., MUNNS, R. E., COLMER, T. D., NICHOLS, P. G. H., MALCOLM, C. V., ..., EWING, M. A., 2006. Corrigendum to: The potential for developing fodder plants for the salt-affected areas of southern and eastern Australia: an overview. Australian Journal of Experimental Agriculture, 46(12), 1665-1665.

SINKA, L., RIVERA-GARCIA, A., TUBA, G., ZSEMBELI, J., 2019. Mitigation of salt stress caused by secondary salinization. In: XX. stiavnické dni 2019: Zborník recenzovanych príspevkov. pp. 254-262.

SOMFALVI-TÓTH, K., 2021. Az éghajlatváltozással kapcsolatos kutatások, eredmények, hatások. In: HOLLÓ, G., PEKÁR, A. (szerk.) Éghajlatváltozás az agráriumban: Kihívások és megoldások. Pécs, Magyarország, MTA Pécsi Területi Bizottság, MATE Kaposvári Campus pp. 9-16. https://tab.mta.hu/files/7516/1537/0985/Hollo_Gabriella_Eghajlatvaltozas_az_agrariumban_kihivasok_es_megoldasok.pdf

SRIVASTAVA, S. K., 2019. Assessment of groundwater quality for the suitability of irrigation and its impacts on crop yields in the Guna district, India. Agricultural Water Management, 216, 224-241.

SZABÓ L., 1994. Cékla. In.: Zöldségtermesztők kézikönyve. 2. jav. kiadás. (Szerk.: BALÁZS S.) 578–284. Mezőgazda Kiadó. Budapest.

TAKÁCSNÉ HÁJOS, M., 2002. A céklatermesztésünk növelésének indokai és lehetőségei. Acta Agraria Debreceniensis. 9: 131–134.

TAKÁCSNÉ HÁJOS, M., 2011. A cékla termesztése. In: Gyökérzöldségek termesztése. Kovács, A. (szerk.) Mezőgazda Kiadó, Budapest pp. 87-105. ISBN 978 963 286 633 8

TAKÁCSNÉ HÁJOS, M., 2013. Szántóföldi Zöldségtermesztés. Debreceni Egyetemi Kiadó, 162 p. ISBN 978 963 318 367 0

UGRINOVIĆ, K., 1999. Effect of nitrogen fertilization on quality and yield of red beet (Beta vulgaris var. conditiva Alef.). Acta Horticulturae. 506.1. pp. 99-104.

VÁRALLYAY GY., 1989. Az öntözéses gazdálkodás talajtani alapjai. In: SZALAI GY. (szerk.): Az öntözés gyakorlati kézikönyve. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. pp. 84-88.

YANG, P., HU, H., TIAN, F., ZHANG, Z., DAI, C., 2016. Crop coefficient for cotton under plastic mulch and drip irrigation based on eddy covariance observation in an arid area of northwestern China. Agricultural Water Management, 171, pp. 21-30.

ZSEMBELI, J., BLASKÓ, L., JUHÁSZ, CS., 1996. A talajvízjárás és a sómozgás sorozatvizsgálata a Tisza-tó hidrológiai hatásterületén. In: Tisza-szabályozás 150. évfordulója és annak eredményei. Magyar Hidrológiai Társaság, pp. 155-167.

ZSEMBELI, J., CZELLÉR, K., TUBA, G., SZÜCS, L., SINKA L., 2017. Effect of irrigation with saline water on the soil and legumes in simple draingage lysimeter. 17. Gumpensteiner Lysimetertagung. Raumberg-Gumpenstein. pp. 189-192.

ZSEMBELI, J., KOVÁCS, GY. SZŰCS, L., TÓTH, J., 2013. Examination of secondary salinization in simple drainage lysimeters. In: MAROLD, B. (szerk.) Lysimeter research as an instrument for decision support. 15. Gumpensteiner Lysimetertagung Gumpenstein, Ausztria. pp. 153-156.

ZSEMBELI, J., KOVÁCS, GY., TUBA, G., CZELLÉR, K., JUHÁSZ, CS., 2019. Climate change at local level on the base of the air temperature and precipitation data of the weather station of Karcag. In: MÁCHAL, P. (szerk.) Creating a platform to address the techniques used in creation and protection of environment and in economic management of water in the soil. Brno, Csehország: International Visegrad Fund. pp. 43-49.

ZSEMBELI, J., SZŰCS, L., BLASKÓ, L., 2011. Secondary salinization by irrigation from drilled wells in Karcag area. Növénytermelés 60. vol. Suppl. 305-308.

ZSIGRAI, GY., 1995. A tartós műtrágyahasználat hatása egy csernozjom talaj néhány kémiai tulajdonságára. Agrokémia és Talajtan 44 pp. 337-346.

Ökológiai jelentőségű másodvetés hatása a talaj tömörödöttségére

László Zoltán [1], Dudás László, Ragán Péter [2], Kocsis István Attila[1], Sándor Zsolt[1]

[1]Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Agrokémiai és Talajtani Intézet, 4032 Debrecen, Böszörményi út 138.
Laszlo.zoltan@agr.unideb.hu
[2]Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Földhasznosítási, Műszaki és Precíziós Technológiai Intézet, 4032 Debrecen, Böszörményi út 138.

Összefoglalás

Az Európai Unió 2013-ban megreformált agrárpolitikájának következtében a támogatások egy részének kifizetése a zöldítési előírásoknak való megfeleléshez kötött. A zöldítés rendszerének egyik legösszetettebb eleme az ökológiai jelentőségű területekre (EFA) vonatkozó szabályozás. Magyarországon a gazdálkodók többsége az EFA kijelölését ökológiai jelentőségű másodvetéssel végzi. Ezek a területek többféle módon hozzájárulhatnak az ökológiai rendszerek állapotának javításához és a környezetvédelmi célkitűzések eléréséhez: elősegítik a talaj- és vízminőség javulását, az éghajlatváltozás hatásainak mérséklését, valamint hozzájárulnak a biodiverzitás megőrzéséhez.

Kutatásunk célja az volt, hogy megvizsgáljuk milyen hatással van a talaj talajellenállására, a talaj tömörödöttségére az ökológiai jelentőségű másodvetésben alkalmazható növényfajok közül 21 növényfaj. Vizsgálatainkat a Hajdu-Bihar megyében található Derecske város mellett található HÉKA Kft. szántóföldi kisparcellás kísérleteiben állítottuk be réti csernozjom talajon, őszi búza elővetemény után. A talaj tömörödöttség vizsgálatára a leggyakrabban alkalmazott módszert, a penetrométeres talajellenállás mérést alkalmaztuk. A vizsgálatokat kétszer végeztük el, a másodvetés előtt és után, ezek alkalmával a vizsgálati terület 330-330 pontján mértünk (66 parcella × 5 mérés), itt minden egyes mérés során 60 talajellenállási adatot sikerült nyernünk. A hatalmas adatmennyiség feldolgozását statisztikai vizsgálat segítette.

A statisztikai elemzés során a vetett növény, a mérési mélység, és a mérési időpont talajellenállásra gyakorolt hatásának vizsgálatára ismételt mérési modellt használtunk, a középértékeket a legkisebb szignifikáns differencia (LSD) post hoc teszttel hasonlítottuk össze „R” statisztikai program segítségével.

A két mérés során arra a következtetésre jutottunk, hogy a talajellenállás értékei a művelt réteg alatti talajtömörödés következtében 40 cm-ig növekedtek, majd csökkentek. További vizsgálatok tudnák megerősíteni, hogy a másodvetés következtében – egyes növényfajok esetében – a tömörödött talajréteg „áttörhető”.

Kulcsszavak: ökológiai másodvetés, penetrométer, talajtellenállás, talajtömörödöttség

Summary

As a result of the EU's reformed agricultural policy in 2013, part of the payment of subsidies has been made conditional on meeting greening standards. One of the most complex elements of the greening scheme is the legislation on ecological focus areas. In Hungary, the majority of farmers designate ecological focused area by secondary sowing. These areas can contribute to improving the status of ecosystems and achieving environmental objectives in a number of ways: they can help improve soil and water quality, mitigate the effects of climate change and contribute to biodiversity conservation.

The aim of our study was to investigate the effects of 21 plant species of ecological importance on soil resistance and soil compaction in secondary crops. Our experiments were set up in small field experiments of HÉKA Ltd., located near the town of Derecske in Hajdu-Bihar county, in meadow chernozem soil after winter wheat pre-sowing. The most commonly used method for soil compaction testing, penetrometer soil resistivity measurement, was applied. The tests were carried out twice, before and after the second sowing, and on each occasion 330-330 points (66 plots × 5 measurements) were measured in the study area, with 60 soil resistivity data obtained in each measurement. The processing of this huge amount of data was supported by statistical analysis.

In the statistical analysis, a repeated measures model was used to investigate the effect of crop sown, measurement depth and measurement date on soil resistivity, and a least significant difference (LSD) post hoc test was performed using the statistical program "R" to compare means.

From the two measurements it was concluded that soil resistivity values increased up to 40 cm and then decreased due to soil compaction under the cultivated layer. Further studies could confirm that the compacted soil layer can be "broken through" as a result of reseeding, for some crop species.

Key words: Ecological Focus Area, penetrometer, soil resistance, soil compaction

Bevezetés

Napjainkra nyilvánvalóvá vált, hogy a hagyományos mezőgazdasági művelési módok már nem tarthatóak fent, hosszú távon visszafordíthatatlan káros folyamatokat indítanak be, a talajállapot leromlását okozzák (RÁKÓCZI, 2017). A leromlott állapotú talaj nem fogja tudni biztosítani a növények tápanyag és víz ellátottságát, valamint a klímaváltozás miatt egyre szélsőségesebb időjárásnak negatív hatását sem tudja kivédeni. A fenntartható mezőgazdasági műveléshez a talaj szerkezetének és termékenységének megőrzése szükséges.

Az Európai Unió vezetői 2013-ban látták eljönni az idejét annak, hogy megváltoztassák, megreformálják a Közös Agrárpolitikát. Ennek egyik leghatározottabb eleme a zöldítési eljárások bevezetése volt. (SAHRBACHER et *al.*, 2017; ZINNGREBE et *al.*, 2017). A fő célkitűzés az volt, hogy növeljék a biodiverzitást az agroökoszisztémákban, enyhítsék az intenzív mezőgazdasági művelés okozta környezeti károkat, fenntarthatóvá tegyék a hagyományos

mezőgazdasági termelést. Ezeket a zöldítési eljárásokat a gazdálkodóknak a 2015-ös évtől kezdve kell betartani. (RÁKÓCZI, 2017).
A zöldítési előírások három részből állnak:

1. állandó gyepterületek fenntartása,
2. diverzifikáció,
3. ökológiai jelentőségű területek (EFA) kijelölése (ZINNGREBE et *al.*, 2017).

Magyarországon a Nemzeti Agrárgazdasági Kamara útmutatásai alapján a 15 hektár feletti szántóterületen gazdálkodóknak a szántóterületük legalább 5%-ának megfelelő kiterjedésű ökológiai jelentőségű területet (EFA, Ecological Focus Area) kell kijelölniük (NEMZETI AGRÁRGAZDASÁGI KAMARA, 2018). Hazánkban ökológiai jelentőségű területként vehető figyelembe többek között az ökológiai jelentőségű másodvetés is. Ennek a vetéstől számított legalább hatvan napig jelen kell lennie a mezőgazdasági termelő földterületén, mely időszak alatt tilos növényvédő szert használni, beleértve a csávázott vetőmag használatát is (10/2015. (III. 13.) FM). Az ökológiai jelentőségű másodvetés (takarónövények, zöldtrágyanövények) talajra gyakorolt kedvező hatásai a következők lehetnek:

- a nagy gyökértömeget képző fajok csökkentik a talaj tömörödöttségét (HOCH & SÁNDOR, 2018).
- javul a talajszerkezetet (HARTWIG & AMMON, 2002; KISMÁNYOKI & TÓTH, 2016).
- a jobb szerkezet következtében a talaj jobban vezeti és raktározza a lehullott csapadékot (HOCH & SÁNDOR, 2018).
- általánosságban javul a talajminősége (KRIEVIŅA & LEIMANE, 2019).

A szakirodalom hátrányként említi, hogy csökkenhet a talaj felvehető víztartalma, valamint, hogy nehézséget jelent a megfelelő növényi kombináció kiválasztása (ZINNGREBE et *al.*, 2017).

Anyag és módszer

Kísérletünket a Hajdu-Bihar megyében található Derecske város mellett található HÉKA Kft. szántóföldi kisparcellás kísérleteiben állítottuk be réti csernozjom talajon, őszi búza elővetemény után. Vizsgálatainkban 21 növényfaj talajellenállási értékeit mértük le penetrométerrel, a másodvetést megelőzően és a beforgatást megelőzően. A 22 kezelés (21 növényfaj + 1 kontroll) 3 ismétlésben szerepelt, összesen 66 parcellában. Parcellánként 5 mérés lett végezve a 0-60 cm-es talajrétegben.

A vizsgált 21 növényfaj: lóbab, szegletes lednek, takarmánybükköny, hajdina, facélia, alexandriai here, cirok, édes csillagfürt, somkóró, szöszös

bükköny, bíborhere, olajretek, fehér mustár, takarmányrepce, zöld rozs, szikikender, négermag, abesszin mustár, fekete zab, pannonbükköny, meliorációs retek (*1. táblázat*).

1. táblázat. A vizsgálat elrendezése

A22	meliorációs retek	B22	bíborhere	C22	kontroll
A21	lóbab	B21	olajretek	C21	pannonbükköny
A20	fekete zab	B20	fehér mustár	C20	szegletes lednek
A19	abesszin mustár	B19	takarmányrepce	C19	takarmánybükköny
A18	négermag	B18	zöld rozs	C18	hajdina
A17	szikikender	B17	szikikender	C17	facélia
A16	zöld rozs	B16	négermag	C16	alexandriai here
A15	takarmányrepce	B15	abesszin mustár	C15	cirok
A14	fehér mustár	B14	fekete zab	C14	bíborhere
A13	olajretek	B13	pannonbükköny	C13	somkóró
A12	bíborhere	B12	meliorációs retek	C12	szöszös bükköny
A11	szöszös bükköny	B11	kontroll	C11	édes csillagfürt
A10	somkóró	B10	lóbab	C10	olajretek
A9	édes csillagfürt	B9	szegletes lednek	C9	fehér mustár
A8	cirok	B8	takarmánybükköny	C8	takarmányrepce
A7	alexandriai here	B7	hajdina	C7	zöld rozs
A6	szikikender	B6	facélia	C6	facélia
A5	hajdina	B5	alexandriai here	C5	négermag
A4	takarmánybükköny	B4	cirok	C4	abesszin mustár
A3	szegletes lednek	B3	édes csillagfürt	C3	fekete zab
A2	pannonbükköny	B2	somkóró	C2	meliorációs retek
A1	kontroll	B1	szöszös bükköny	C1	lóbab

A kísérleti területet egy ásott talajszelvénnyel jellemeztük. A talajszelvény fotója az *1. ábrán* látható, míg a talajszelvény leírása az *2. táblázatban* került összefoglalásra.

1. ábra. A talajszelvény fotója

2. táblázat. A talajszelvény leírása

Ap szint (0-25 cm)	Barnásfekete színű, morzsás szerkezetű. Szénsavas meszet nem tartalmaz. Kémhatása semleges körüli.
A szint (25-50 cm)	Barnásfekete színű, morzsás szerkezetű. Szénsavas meszet tartalmaz. Kémhatása gyengén lúgos.
Bk szint (50-70 cm)	Sötét szürkésbarna, morzsás szerkezetű. Szénsavas meszet tartalmaz. Kémhatása erősen lúgos. Enyhén vasfoltos, mészgöbecsek előfordulnak.
BCk szint (70-100 cm)	Világos szürkésbarna, morzsás szerkezetű. Szénsavas meszet tartalmaz. Kémhatása erősen lúgos. Enyhén vasfoltos, mészgöbecsek előfordulnak.
Ck szint (>100 cm)	Világos szürkéssárga lösz. Szénsavas meszet tartalmaz. Kémhatása erősen lúgos. Enyhén vasfoltos, mészgöbecsek előfordulnak.

Főtípus: Csernozjom talajok.
Típus: Réti csernozjom talajok.
Altípus: Karbonátos réti csernozjom.

A talajtömörödöttség és talajnedvesség vizsgálatokhoz Penetronik típusú penetrométert (nyomószondát) használtunk (FERENCSIK, 2013, RAGÁN et al., 2020). Az eszköz kézi működtetésű, amelynek segítségével regisztrálni lehet a talaj mechanikai ellenállását és a termőréteg nedvességtartalmát. A készülék a mérési pontok földrajzi koordinátáit DGPS segítségével határozza meg (RAGÁN et al., 2020). Minden egyes mérést külön Excel fájlként rögzít.

A mérések száma: 5 mérés/parcella.
A mérések száma a másodvetés előtt (2020.07.30.): 330 mérés (66 parcella × 5 mérés).
A mérések száma a másodvetés után (2021.03.17.): 330 mérés (66 parcella × 5 mérés).
A mérés mélysége: 0-60 cm.
Mérési mélység csoportok:
1. 0-10 cm (jelölés: 10 cm),
2. 10-20 cm (jelölés: 20 cm),
3. 20-30 cm (jelölés: 30 cm),
4. 30-40 cm (jelölés: 40 cm),
5. 40-50 cm (jelölés: 50 cm),
6. 50-60 cm (jelölés: 60 cm).

Az eredeti terv alapján az augusztusi másodvetést követően október végén, november elején került volna sor az ismételt penetrométeres mérésre. Az időjárási körülmények alakulása – elsősorban a kevés és nem megfelelő időben érkezett csapadék – miatt azonban az elvetett növények csak megkésve keltek ki és vontatottan fejlődtek, nem fejlesztettek elég mennyiségű biomasszát. Úgy döntöttünk, hogy a „visszamérésre" nem az eredetileg tervezett időpontban kerül sor. Ez hatással volt a mérési eredményekre, amit érdemes figyelembe venni az eredmények értékelésekor, a következtetések levonásakor.

A másodvetés előtti és utáni penetrométeres mérések alkalmával a vizsgálati terület 330-330 pontján végeztünk méréseket. Egy-egy mérés során 60-60 talajellenállási és talajnedvességi adatot rögzített a penetrométer (1-1 adat, 0-60 cm között centiméterenként). Így összesen (a másodvetés előtt és után) 39 600 talajellenállási adat rögzítésére nyílt lehetőség. A terjedelmes adatmennyiség feldolgozását, értelmezését statisztikai vizsgálat segítette.

A statisztikai elemzés során a vetett növény, a mérési mélység, és a mérési időpont talajellenállásra gyakorolt hatásának vizsgálatára ismételt mérési modellt használtunk, a középértékek összehasonlítására legkisebb szignifikáns differencia (LSD) post hoc tesztet végeztünk „R" statisztikai program segítségével (HUZSVAI & BALOGH, 2015). A vetett növény 22 kezelést jelent: 21 növényfaj + 1 kontroll. A mérési időpont 2 időpontot jelent: 2020.07.30. (másodvetés előtt, jelölés: előtte) és 2021.03.17. (másodvetés után, jelölés: utána).

Eredmények és értékelésük

A vetett növény talajellenállásra gyakorolt hatásának ismételt mérési modell adatsora a *3. táblázatban* került feltüntetésre. A p-érték alapján látható, hogy a vetett növények talajellenállási adatai közti különbségek nem szignifikánsak.

3. táblázat. A vetett növény talajellenállásra gyakorolt hatása

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
növény	21	556,8	26,51	0,497	0,957
Residuals	44	2345,4	53,30	-	-

Df: szabadságfok; Sum Sq: négyzetes összeg; Mean Sq: variancia; F value: F-érték; Pr(>F): p-érték; Residuals: maradék

A mérési mélység, valamint a vetett növény és mérési mélység kölcsönhatásának talajellenállásra gyakorolt hatásának ismételt mérési modell adatsora a 4. táblázatban került feltüntetésre. Látható, hogy a mérési mélység talajellenállási adatai közti különbségek szignifikánsak, míg a vetett növény és mérési mélység kölcsönhatásának talajellenállási adatai közti különbségek nem szignifikánsak, statisztikailag nem igazolhatók.

4. táblázat. A mérési mélység, valamint a vetett növény és mérési mélység kölcsönhatásának talajellenállásra gyakorolt hatása

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
mélység	5	4776	955,1	90,109	$<2\times10^{-16}$ (***)
növény × mélység	105	655	6,2	0,588	0,999
Residuals	220	2332	10,6	-	-

Df: szabadságfok; Sum Sq: négyzetes összeg; Mean Sq: variancia; F value: F-érték; Pr(>F): p-érték; Residuals: maradék
(***): szignifikáns p=0,1% szinten

A mérési időpont, valamint a vetett növény és mérési időpont kölcsönhatásának, a mérési mélység és mérési időpont kölcsönhatásának, a vetett növény, mérési mélység és mérési időpont kölcsönhatásának talajellenállásra gyakorolt hatásának ismételt mérési modell adatsora az *5. táblázatban* került feltüntetésre. A mérési időpont, valamint a mérési mélység és mérési időpont kölcsönhatásának talajellenállási adatai közti különbségek szignifikánsak. Ezzel szemben a vetett növény és mérési időpont kölcsönhatásának, valamint a vetett növény, mérési mélység és mérési időpont kölcsönhatásának talajellenállási adatai közti különbségek statisztikailag nem igazolhatók.

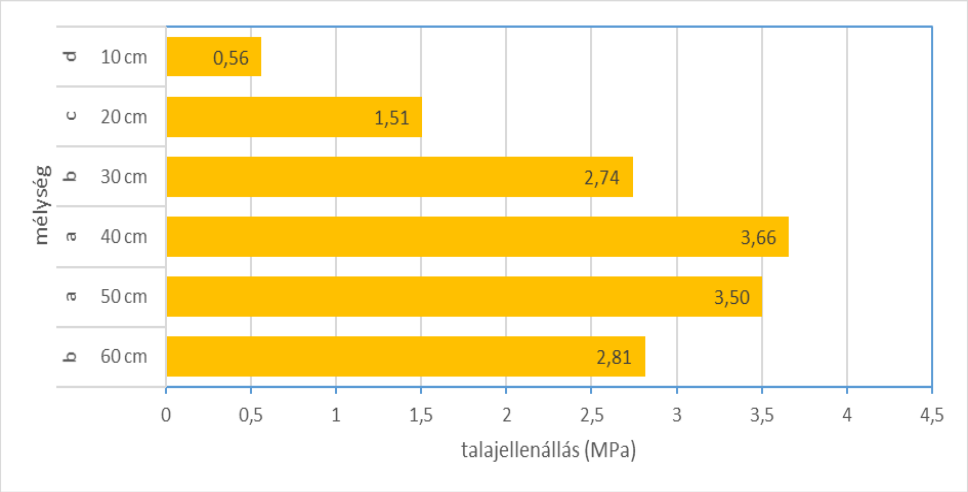
5. táblázat. A mérési időpont, valamint a vetett növény és mérési időpont-, a mérési mélység és mérési időpont-, a vetett növény, mérési mélység és mérési időpont kölcsönhatásának talajellenállásra gyakorolt hatása

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
időpont	1	50,4	50,44	18,512	$2{,}38\times10^{-5}$ (***)
növény × időpont	21	79,2	3,77	1,385	0,125
mélység × időpont	5	418,9	83,77	30,748	$<2\times10^{-16}$ (***)
növény × mélység × időpont	105	184,0	1,75	0,643	0,995
Residuals	264	719,3	2,72	-	-

Df: szabadságfok; Sum Sq: négyzetes összeg; Mean Sq: variancia; F value: F-érték; Pr(>F): p-érték; Residuals: maradék
(***): szignifikáns p=0,1% szinten

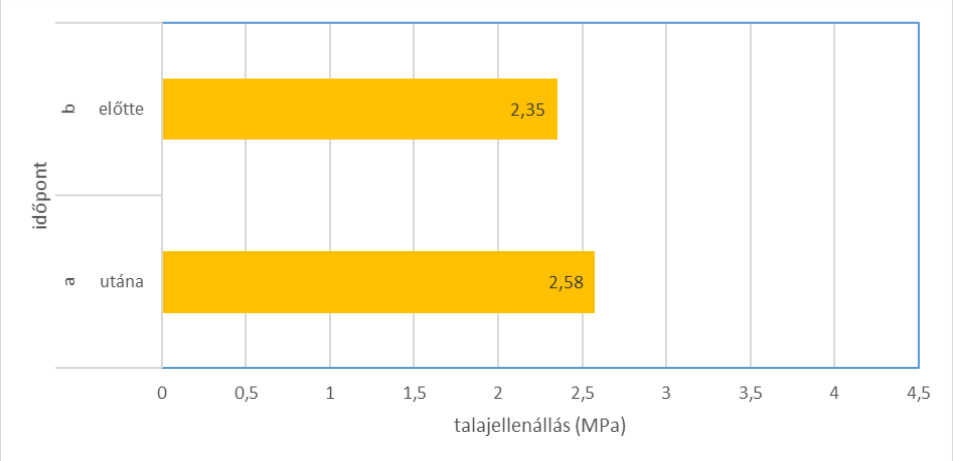
Ahol az ismételt mérési modell alapján a talajellenállási adatok közti különbségek szignifikánsak voltak, ott a középértékek összehasonlítására legkisebb szignifikáns differencia (LSD) post hoc tesztet végeztünk el.

A mérési mélység alapján a talajellenállás középértékeinek grafikus ábrázolása a *2. ábrán* került feltüntetésre. Ahol két mérési mélység azonos betűvel van jelölve, ott a talajellenállás középértékei közti különbségek nem szignifikánsak.



2. ábra. A talajellenállás középértékei a mérési mélység alapján
(Az azonos betűvel jelölt mérési mélységek közti különbségek nem szignifikánsak.)

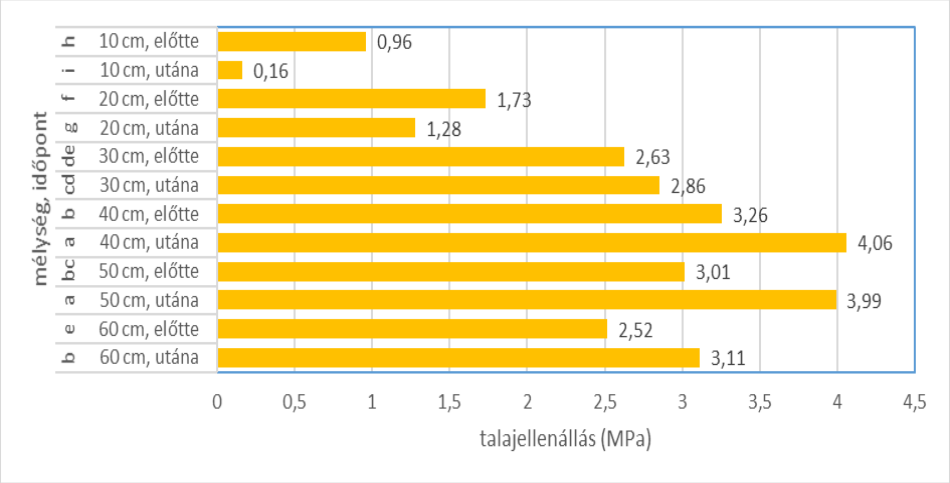
A mérési időpont alapján a talajellenállás középértékeinek grafikus ábrázolása a *3. ábrán* került feltüntetésre. A két mérési időpontot különböző betűvel jelöltük, mivel a talajellenállás középértékei közti különbségek szignifikánsak.



3. ábra. A talajellenállás középértékei a mérési időpont alapján
(A különböző betűvel jelölt mérési időpontok közti különbségek szignifikánsak)

A mérési mélység és mérési időpont kölcsönhatásának alapján a talajellenállás középértékeinek grafikus ábrázolása az *4. ábrán* került

feltüntetésre. Ahol két mérési mélység azonos betűvel van jelölve, ott a talajellenállás középértékei közti különbségek nem szignifikánsak.

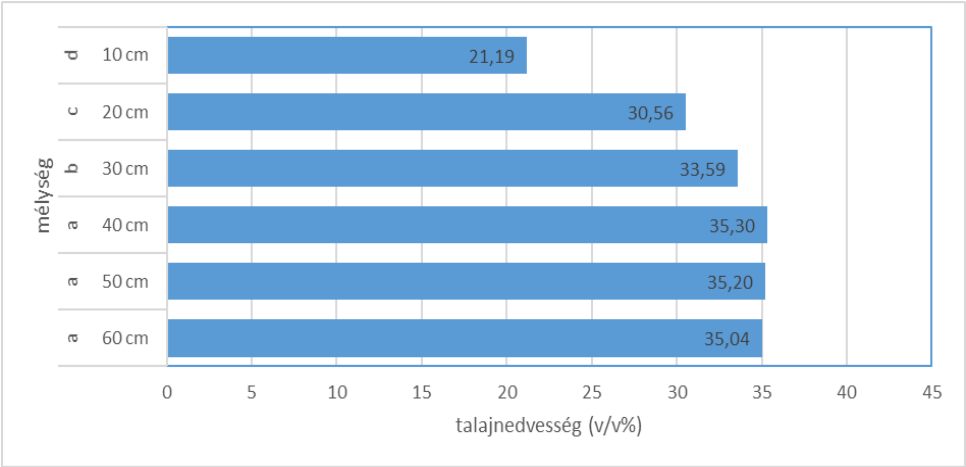


4. ábra. A talajellenállás középértékei a mérési mélység és a mérési időpont kölcsönhatása alapján (Az azonos betűvel jelölt mérési mélységek és mérési időpontok közti különbségek nem szignifikánsak)

A talajellenállás középértékei a mérési mélység alapján 0 cm-től 40 cm-ig növekedtek, majd innentől 60 cm-ig csökkentek a két mérés során, ami a művelt réteg alatti talajtömörödésnek „köszönhető". MIKÓ (2009) is hasonló, „fektetett haranggörbés" mérési eredményeket kapott is vizsgálatai során. A talajellenállás középértékei a 30-40 cm-es és 40-50 cm-es mélységben meghaladták a 3,0 MPa értéket, sőt a 3,5 MPa értéket is átlépték, ami károsnak tartott (MIKÓ, 2009; FERENCSIK, 2013).

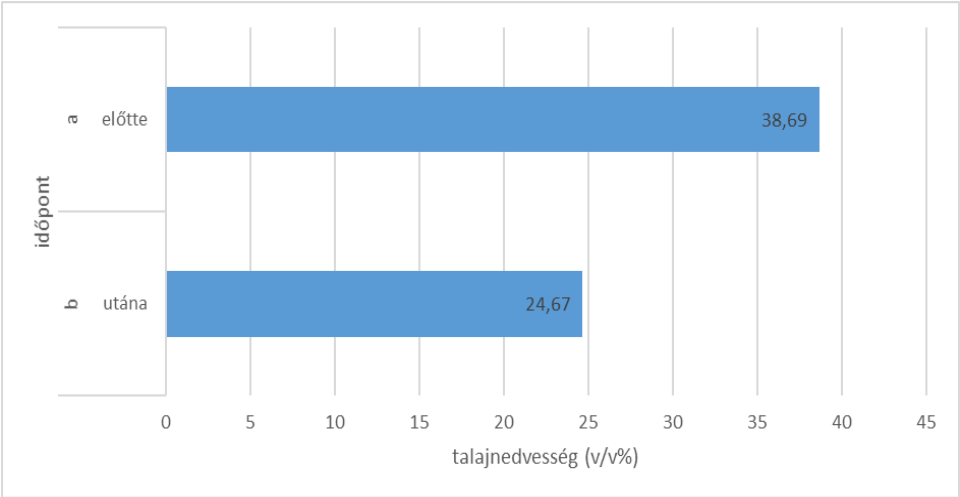
A talajellenállás középértéke a másodvetést követően növekedett a másodvetést megelőző értékhez képest. MIKÓ (2009) növényállománnyal fedett parcellák talajellenállási adatait hasonlította össze a kontroll parcelláéval. Eredményei szerint a növényállománnyal fedett parcellák tömörebb talajállapotot mutattak, mint a kontroll.

A mérési mélység és a mérési időpont kölcsönhatása alapján a talajellenállás középértékei a 20-30 cm-es, a 30-40 cm-es, a 40-50 cm-es és az 50-60 cm-es rétegben növekedtek a másodvetést követően, addig a 0-10 cm-es és a 10-20 cm-es rétegben csökkentek. Ez valószínűleg a másodvetés során elvetett növényfajok fejlődő gyökereinek tulajdonítható talajlazító hatás következményeként volt mérhető.



5. ábra. A talajnedvesség középértékei a mérési mélység alapján
(Az azonos betűvel jelölt mérési mélységek közti különbségek nem szignifikánsak)

Megvizsgáltuk a talajnedvesség alakulását is, a mérési mélység alapján a talajnedvesség középértékeinek grafikus ábrázolása a 5. *ábrán* került feltüntetésre. A talajnedvesség középértékei a mérési mélység alapján 0 cm-től 40 cm-ig növekedtek, majd 60 cm-ig csökkentek a két mérés során (6. *ábrán*).



6. ábra. A talajnedvesség középértékei a mérési időpont alapján
(A különböző betűvel jelölt mérési időpontok közti különbségek szignifikánsak)

Ahogy a *6. ábrán* látható, a talajnedvesség középértéke pedig a másodvetést követően csökkent a másodvetést megelőző értékhez képest.

Következtetések

Azok az elvárások melyeket az ökológiai jelentőségű másodvetéssel szemben támasztottunk csak részben valósultak meg.

Az egyes növényfajok között nem sikerült statisztikailag igazolható különbségeket kimutatni a talajellenállási értékek között. Megfelelően növekvő, a fajra jellemző zöldtömeget és gyökértömeget fejlesztő növényfajok között várhatóan lenne statisztikailag is igazolható különbség, amit újabb vizsgálatok tudnának megerősíteni vagy cáfolni.

A talajellenállás értékei a művelt réteg alatti talajtömörödés következtében a felső rétegben 0 cm-től 40 cm-ig növekedtek, majd 60 cm-ig csökkentek a két mérés során. Ráadásul a talajellenállás értékei a 30-40 cm-es és 40-50 cm-es mélységben meghaladták a 3,5 MPa értéket is. Újabb vizsgálatok meg tudnák erősíteni, hogy a másodvetés következtében – legalább egyes növényfajok esetében – a tömörödött talajréteg „áttörhető". Ha ez igazolást nyerne, akkor minden bizonnyal nem csak a 0-10 cm-es és a 10-20 cm-es, hanem a mélyebb rétegekben is alacsonyabb talajellenállási értékeket lehetne mérni a másodvetést követően.

A talajellenállás értékeivel ellentétesen a talajnedvesség értékei csökkentek a másodvetés következtében (0-60 cm). Megállapítható, hogy a másodvetés következtében tömörebb és szárazabb talajállapot állt rendelkezésre.

Köszönetnyilvánítás

A kutató munka a Széchenyi 2020 keretében megjelent „Innovációs operatív csoportok létrehozása és az innovatív projekt megvalósításához szükséges beruházás támogatása" című (VP3-16.1.1-4.1.5-4.2.1-4.2.2-8.1.1-8.2.1-8.3.1-8.5.1-8.5.2-8.6.1-17 kódszámú) pályázat támogatásával készült. Pályázat azonosítója:1866166503

Irodalomjegyzék

10/2015, III. 13. FM rendelet az éghajlat és környezet szempontjából előnyös mezőgazdasági gyakorlatokra nyújtandó támogatás igénybevételének szabályairól, valamint a szántóterület, az állandó gyepterület és az állandó kultúrával fedett földterület növénytermesztésre vagy legeltetésre alkalmas állapotban tartásának feltételeiről. https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a1500010.fm (2021. február)

FERENCSIK S. 2013. Különböző talajművelési rendszerek agronómiai és ökonómiai értékelése réti talajon. Agrártudományi Közlemények. 51. 103-106.

HARTWIG, N. L., AMMON, H. U. 2002. Cover crops and living mulches. Weed Sciences. 50. 688-699.

HOCH I., SÁNDOR ZS. 2018. Zöldítés haszonnal, azaz másodvetés integrált szemléletben. Agrofórum. 29 (7). 126-128.

HUZSVAI L., BALOGH P. 2015. Lineáris modellek az R-ben. Seneca Books, Debrecen, 146 p. http://seneca-books.hu/doc/Linearis_modellek.pdf (2019. február)

KISMÁNYOKI T., TÓTH B. 2016. Catch crop (oil radish) functions in long term cereal crop rotation. Columella – Journal of Agricultural and Environmental Sciences. 3 (1). 19-28.

KRIEVIŅA, A., LEIMANE, I. 2019. Comparison of the support for catch crops in the Baltic Sea region countries. Research for Rural Development. 2. 95-102.

MIKÓ P. 2009. A zöldtrágyázás talajállapotra és utóveteményre gyakorolt hatásainak vizsgálata. Doktori (PhD) értekezés, SZIE, Gödöllő, 121 (161) p.

NEMZETI AGRÁRGAZDASÁGI KAMARA, 2018. Zöldítés. Gazdálkodói kézikönyv. Nemzeti Agrárgazdasági Kamara, Budapest, 65 p.

RAGÁN P., RÁTONYI T., SZÉLES A., HARSÁNYI E. 2020. A precíziós talajlazítás tervezése kontakt szenzorokkal meghatározott talajellenállás- és talajnedvesség-adatok felhasználásával. Mezőgazdasági Technika. 2020. december. pp. 12-13.

RÁKÓCZI A. 2017. A zöldítési előírások bevezetésének első éves tapasztalatai Békés megyében. Tájökológiai Lapok. 15 (1). 59-66.

SAHRBACHER, A., HRISTOV, J., BRADY, M. V. 2017. A combined approach to assess the impacts of Ecological Focus Areas on regional structural development and agricultural land use. Review of Agricultural, Food and Environmental Studies. 98 (3). 111-144.

ZINNGREBE, Y., PE'ER, G., SCHUELER, S., SCHMITT, J., SCHMIDT, J., LAKNER, S. 2017. The EU's ecological focus areas – How experts explain farmers' choices in Germany. Land Use Policy. 65. 93-108.

Talajfejlődési vizsgálatok az egykori Szernye-mocsár területén

Molnár Ferenc[1,2], Dobos Endre[1]

[1]Miskolci Egyetem, Miskolc; ferenc.molnar@uni-miskolc.hu
[2]II. Rákóczi Ferenc Kárpátaljai Magyar Főiskola, Beregszász

Összefoglalás

Az árvízmentesítési és folyószabályozási munkálatok során nagy kiterjedésben kerültek lecsapolásra mocsaras és lápos területek egyaránt. Az állandó vagy az év nagyrészében fennálló vízborítás megszűnésével viszonylag gyors változások vették kezdetüket a terület talajainak fejlődésében. Talajszelvények feltárásával, leírásával és a talajminták laboratóriumi vizsgálatával meghatároztuk a Szernye-mocsár keleti területeinek jellemző talajtípusait, valamint következtetéseket vontunk le a terület talajainak változását illetően. Ezek alapján az egykor jelentős mennyiségű tőzeget felhalmozott talajok mára már eltűntek, s ezek helyét jórészt magas agyagtartalmú, kötött, nehezen művelhető, savanyú, pangóvizesedésre hajlamos réti talajok vették át.

Kulcsszavak: Szernye-mocsár, talajfejlődés, vízhatású talajok, glejesedés, pangóvíz

Summary

In the course of the flood and river control projects, both swampy and marshy areas were drained to a large extent. With the cessation of permanent or most of the year water coverage, relatively rapid changes began in the development of the area's soils. We determined the typical soil types of the eastern areas of the Szernye-mocsár by excavating and describing soil pits and laboratory testing soil samples, as well as drawing conclusions regarding the changes in the soils of the area. Based on these, the soils that once accumulated a significant amount of peat have now disappeared, and their place has largely been taken by meadow soils with a high clay content, hard to cultivate, acidic and prone to waterlogging.

Keywords: Szernye-mocsár, soil development, water affected soils, gleyic properties, stagnic properties

Bevezetés

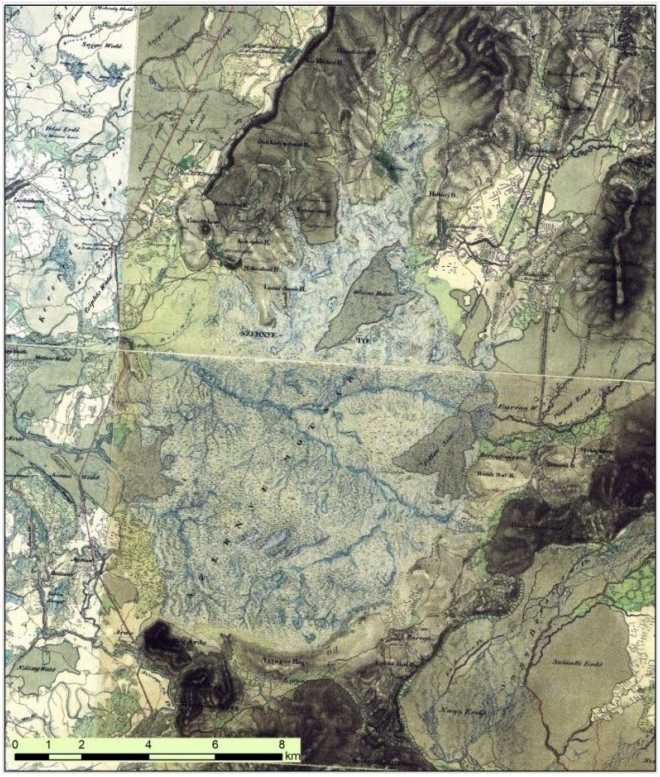
Az egykori Szernye-mocsár hatalmas láp volt a mai Kárpátalja megye területén (Ukrajna), amelynek lecsapolás utáni maradványa Munkácstól délre terül el, Beregszász, Kígyós, Nagybereg, Beregújfalu, Makarja, Bártháza, Fornos, Dercen, Gát és Makkosjánosi települések által határolva (BOTLIK, 2001/5).

A mocsár lecsapolásának munkálatai már XVIII. század második felében elkezdődtek, ám nagyobb részének mezőgazdasági területekké való átalakítására az 1920-as években került sor. A lecsapolás után a mocsári növényzetet mezőgazdasági kultúrák váltották fel (BOTLIK, 2001/5).

A Szernye-mocsár lecsapolása mellett az egyik legfőbb érv az volt, hogy a felesleges vízmennyiség levezetése után kiváló minőségű termőföldhöz juthatnának a környező települések közösségei, nagyobb földbirtokosai (BALOGH, 1985).

A mocsár peremterületei magasabb tengerszint feletti magasságuk miatt ritkábban kerültek elöntés alá, illetve elöntés után is hamarabb vonult vissza a víz azokról. Ezeken a területeken főleg legeltető gazdálkodást folytattak, valamint kaszálóként hasznosították ezen részeit a lápnak. A mocsár többi részén egész évben állandó vízborítással lehetett számolni, néhol a víz mélysége akár a 3,8 m-t is meghaladhatta. Ezeken a területeken a lápvidékekre jellemző halászati módszerekben merült ki a terület hasznosítása. Keményebb teleken, ha befagyott a láp vize, az itt-ott foltokban megjelenő égerfákat vágták ki, s hasznosították faanyagként vagy tűzifaként (LEHOCZKY, 1881).

A Szernye-mocsár elnevezés kicsit félrevezető lehet, hiszen a terület egykor valójában egy hatalmas láp volt. Talajtani és botanikai értelemben a lápok és mocsarak közötti különbség a tőzegfelhalmozódásban rejlik (BORHIDI, 2003). A lápok esetén van, míg a mocsarak esetén nincs tőzegfelhalmozódás. A láptalajok esetén a tőzeges szint alapkövetelmény – kivéve a kotusodást, ahol a tőzeg már csak lebomlott formában van jelen (SIGMOND, 1934; SZABOLCS, 1966; STEFANOVITS et *al.*, 1999). A Szernye-mocsár területén az állandó vízborítottságú terület élő rendszerei szerves anyagot halmoztak fel, ami anaerob környezetben nem bomolhatott le teljesen, tőzeg képződött, s halmozódott fel belőle. Emiatt bár a terület tudományos értelemben véve láp volt, azonban a népi köznyelvben több évszázadon keresztül mocsárként, tehát valamilyen vizenyős, vízzel borított területként volt megnevezve, s a korabeli térképeken is ez szerepel (*1. ábra*).



1. ábra. A Szernye-mocsár területe a Magyar Királyság második katonai felmérése alapján
(Forrás: www.mapire.eu)

A víz és a tőzegréteg alatt a láp feküjét kékesszürke agyag alkotja. A lecsapolást követően a visszamaradt tőzegrétegen rétláp talaj alakult ki, amelyek eleinte jó legelőket és bőtermésű szántókat biztosítottak (SIGMOND, 1934). Ugyanakkor a felhalmozódott tőzegréteg csakhamar oxidációnak indult, s lassan, de biztosan lebomlott. Emiatt a termőréteg elvékonyodott, s a közvetlenül ez alatt elhelyezkedő magas agyagtartalmú egykori fekü igencsak megnehezítette a talaj művelhetőségét, ráadásul hozzájárult a belvizek és a pangóvizek kialakulásához is, amik szintén megnehezítették a terület mezőgazdasági hasznosítását (LEHOCZKY, 1881).

A terület talajainak fejlődését és tulajdonságait elsősorban annak geológiai és geomorfológiai adottságai, illetve a vízzel való borítottság határozta meg. Kialakulásáról nem találunk tudományos igényességű munkákat. Véleményünk szerint kialakulásának elsődleges oka, hogy a Szinyák-Borló-Nagyszőlősi-hegység vonulatából leereszkedő Borzsa és Latorca folyók szállított hordaléka a Szernye-mocsártól északra és délre egy magasabb

térszintű hordalékkúpot hozott létre a hegység bezökkenő előterében, melyek között a mocsár területe egy viszonylag alacsonyabb, gyenge lefolyású területté vált. Ide a Borlóból sem tudott hordalék érkezni, mert a Borlót és a Szernye-mocsarat elválasztó Ény-Dk-i irányú Hát-gerinc elvezette a hordalékkúpot építő vizeket a Borzsa felé. Így a Szernye-mocsár területére nem érkezett nagy hozamú, hordalékkúpot építő folyó. Mocsaras jellegének kialakulását a hordalékkúpok közé záródott mélyfekvésű helyzetén túl a felszínét alkotó kötött agyagos fedőrétege is segítette. Az agyag forrása a területtől ÉK-i irányban elhelyezkedő vulkanikus vonulatok mállásából képződött és a lassú vizek és erózió által lehordott agyag.

A csapadékvíz és a magasabb területekről a mocsár irányába folyó víz jelenleg is csak addig szivárog le, amíg a magas agyagtartalmú vízzáró réteghez nem ér. A felgyülemlett víz okozta oxigénhiány és reduktív környezet károsan hat a kultúrnövényekre (BOTLIK, 2001/6).

Anyag és módszer

A láptalajokat a Nemzetközi Talajosztályozási Rendszerben (IUSS WORKING GROUP WRB, 2015) Histosol megnevezéssel illetik. Fő diagnosztikai jellemzője a szerves talajanyag jelenléte, annak mennyisége és elhelyezkedése a szelvényen belül. Egyrészt olyan talajok tartoznak ide, amelyek szerves talajanyagot tartalmazó szintje a talaj felszínétől kezdődik, legalább 10 cm vastagságú, valamint jégre, szilárd kőzetre, durva törmelékre települ. Ez utóbbi esetben a kőzettörmelék résrendszerét is kitölti. Másrészt azok a talajok is Histosol-ként sorolhatóak be, amelyek szerves talajanyagot tartalmazó szintje a talaj felszínétől számítva kevesebb, mint 40 cm-en belül kezdődik és 100 cm-en belüli összegzett vastagsága nagyobb, mint:

- 60 cm (amennyiben térfogatának több mint 75%-át rostos tőzegmoha alkotja)
- 40 cm (amennyiben más eredetű szerves anyagot tartalmaz) (IUSS WORKING GROUP WRB, 2015).

A vízborítottság megszűnésével (lápok esetén pl. lecsapolás következtében) és a talaj átlevegőzésével párhuzamosan fellépő aerob körülményeknek köszönhetően a talaj eddig lebomlásban gátolt szervesanyag tartalma elkezd intenzív ütemben átalakulni, lebomlani, melynek következményeként olyan folyamatok lépnek működésbe, amelyek összességében a talaj átalakulásához vezetnek.

A vízhatás többféle módon alakíthatja a talajtulajdonságokat. A mélyfekvésű területeken a magas talajvíz következtében gyakoriak lehetnek az időszakos túlnedvesedési periódusok, melyek következtében rövidebb-hosszabb időre levegőtlen állapot állhat be a talajban, mely amellett, hogy gátolja a szervesanyag-képződést, az ásványi részek redukcióját is kiváltja (STEFANOVITS et *al.*, 1999). Ezek a folyamatok érhetők tetten a réti talajok

esetében. A WRB-rendszerében leginkább a Gleysol-oknak feleltethetőek meg, melyekre alapvetően jellemző, hogy a talajfelszíntől számított 40 cm-en belül kezdődően olyan, legalább 25 cm vastag rétegük van, amely glejes (gleyic) tulajdonságokkal rendelkezik és reduktív tulajdonságok jellemzik minden alrétegének valamely részében. Szintén ide sorolandók azok a talajok, amelyekre igaz, hogy legalább 40 cm vastag mollic vagy umbric szintjük van, amely a talaj felszínétől számított 40 cm és a mollic vagy umbric szint alsó határa között valamennyi alrétegének valamely részében reduktív körülmények uralkodnak. Emellett a mollic/umbric szint alatt közvetlenül egy több mint 10 cm vastag réteggel bír, amelynek alsó határa a talajfelszíntől számítva több mint 65 cm mélységben van és glejes tulajdonságok, valamint reduktív körülmények jellemzik (NOVÁK, 2020).

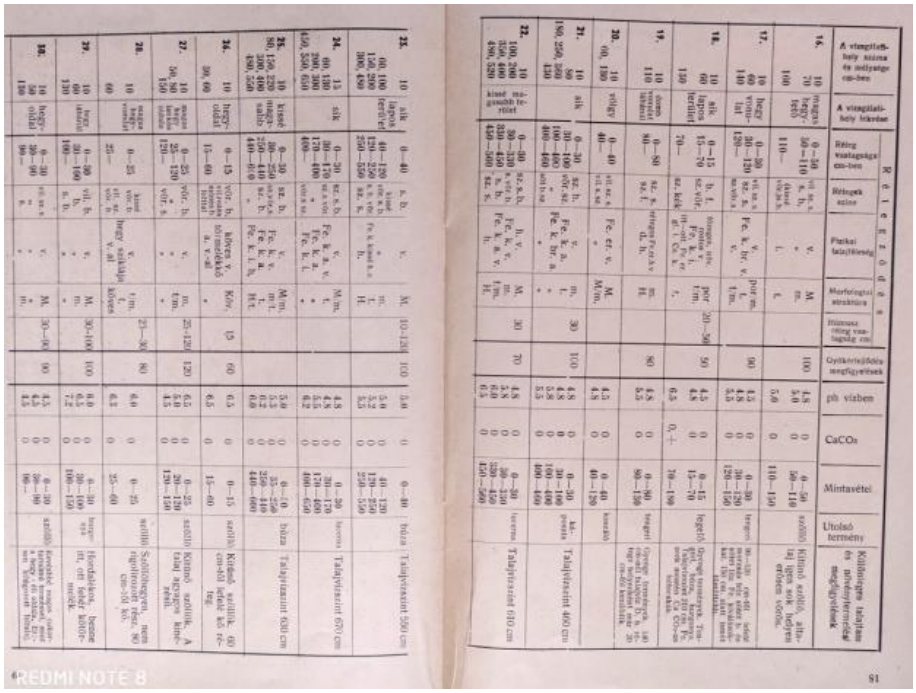
A Szernye-mocsár területén előforduló talajokat több ízben is vizsgálták, s térképezték a XX. században.

Az egyik ilyen jelentős talajtérképezési és vizsgálati munka Kreybig Lajos nevéhez fűződik. Az általa kezdeményezett és vezetett országos szintű térképezés célja az volt Magyarországon, hogy közvetlenül azokat a talajtulajdonságokat állapítsa meg, amelyek a talaj élővilágának és a termesztett növények élettani feltételeit biztosítják. A térképezési munkálatok 1934-ben kezdődtek és a második világháború alatt megsemmisült térképlapok pótlását beleszámítva 1951-ig tartottak. Az Átnézetes Talajismereti Térképezés a Magyar Királyi Földtani Intézetben kezdődött meg a Földművelésügyi Minisztérium támogatásával.

A felvételezésekkel párhuzamosan folyt a térképek kiadásának előkészítése és nyomtatása. 1940-re 114 térképlapot vettek fel és 34 jelent meg nyomtatásban.1944-re már több, mint 250 térképszelvény felvételezését végezték el és 108 térképszelvény jelent meg nyomtatásban.

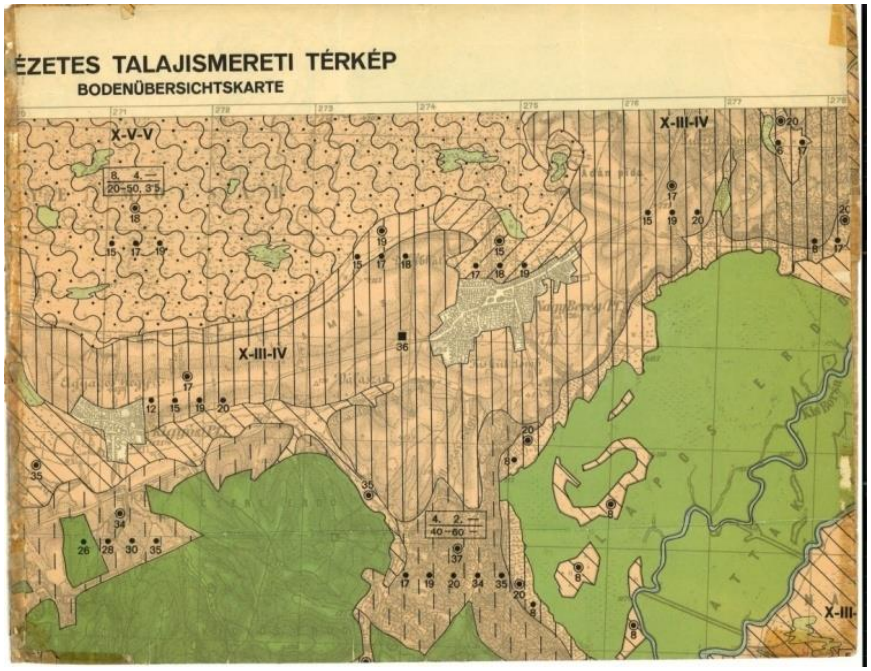
A térképezési munkálatok során 1:25000 méretarányú topográfiai térképeket vettek alapul a szelvényhatárok figyelembevételével. Ezen szelvények térképtükre 75*55 cm nagyságú volt, ami a valóságban 19*13,75 km nagyságú területet fedett le (SZABÓ et *al.*, 2000).

Csupán egy olyan szelvény felvételezése valósult meg (vagy maradt fenn), amely részben lefedi a mocsár területét (*2. ábra*). Ez a 4769/2 számú, Beregszász elnevezésű térképlap, melyet Han Ferenc felvételezett és látott el magyarázattal.



2. ábra. A beregszászi térképlaphoz tartozó magyarázó füzetecske részlete
(Forrás: HAN, 1943)

A Szernye-mocsár legdélebbi részéből mintegy 8-10 km^2-nyi területet ábrázol a térképszelvény (*3. ábra*). Jellemző talajszelvénye a 18. számú szelvény. A szelvény környezete mezőgazdaságilag művelt terület, ami a szelvényfeltárás időpontjában legelőként volt hasznosítva, ám megjegyzi a leírás, hogy gyenge terméshozam jellemzi búzából, burgonyából és kukoricából egyaránt. A talajvízszint 210 cm mélységben volt. Összességében egy magas humusztartalmú, ugyanakkor erősen savanyú és rossz szerkezetű, kötött, gyenge terméshozamú talajként írták le a Szernye-mocsár déli részét jellemző fő talajtípust (HAN, 1943).



3. ábra. A beregszászi térképlap a Szernye-mocsár déli részével (részlet) (M= 1:25000) *(Forrás: HAN, 1939)*

A másik jelentős talajtérképezési és talajvizsgálati kutatómunka 1957-1961 között valósult meg. Kárpátalja, mint közigazgatási egység ekkor a Szovjetunió egyik tagállamának, az Ukrán Szovjet Szocialista Köztársaságnak (USzSzK) a fennhatósága alá tartozott. Nagyszabású talajtérképezési munka indult meg, melynek eredményei napjainkban is a talajtani kutatások kiindulási alapját alkotják. A kutatómunka körülbelül 45 millió hektár területen, több mint 1600 szakember bevonásával zajlott, akik 36 kutatóintézetben és felsőoktatási intézményben dolgoztak (ALLA, 2016).

A kutatómunka eredményeként minden mezőgazdasági termelőszövetkezet egy több komponensből álló, komplex dokumentumcsomagot kapott, amely a következő részekből állt:

- 1:10000 vagy 1:25000 méretarányú talajtérkép
- agronómiai kartogramok, amelyek a talaj termőképességét meghatározó alapvető mutatókat jellemezték
- egy talajtani leírás az adott terület talajtípusairól agronómiai megközelítésből, illetve egy módszertani ajánlás az effektív területhasználathoz.

A talajtérképezési munkálatok eredményeit a későbbi évtizedek folyamán egyes esetekben kiegészítették vagy pontosították, azonban hasonló nagyszabású munkálatok azóta nem történtek (ALLA, 2016).

Az akkor elkészült talajtérkép digitális változata, amely a különböző talajtípusokat talajfoltonként ábrázolja, s nevezi meg, szabadon hozzáférhető, ugyanakkor számos hibával terhelt: egyes talajfoltok nem kerültek feltűntetésre rajta, amelyek például az M=1:200000 méretarányú talajtérképen egyértelműen jelen vannak. Sajnálatos módon azonban a Szernye-mocsár területére jellemző reprezentatív talajszelvények leírását, valamint felvételezési és laboratóriumi jegyzőkönyvét még nem állt módunkban megszerezni.

Az egykori Szernye-mocsár talajtípusairól az USzSzK-ban történt átfogó talajtérképezési munkálatok eredményeibe az alábbi térképrészlet (*4. ábra*) nyújt betekintést:

4. ábra. A Szernye-mocsár területének talajtérképe
(Forrás: KRUPSZKIJ, *1967)*

A jelmagyarázatban szereplő talajtípusok közül csupán a tőzeges láptalaj az, ami még egyértelműen magán hordozza a lápi eredet legszembetűnőbb bélyegét, a vastag tőzegréteget, ebben az esetben 20-30 cm

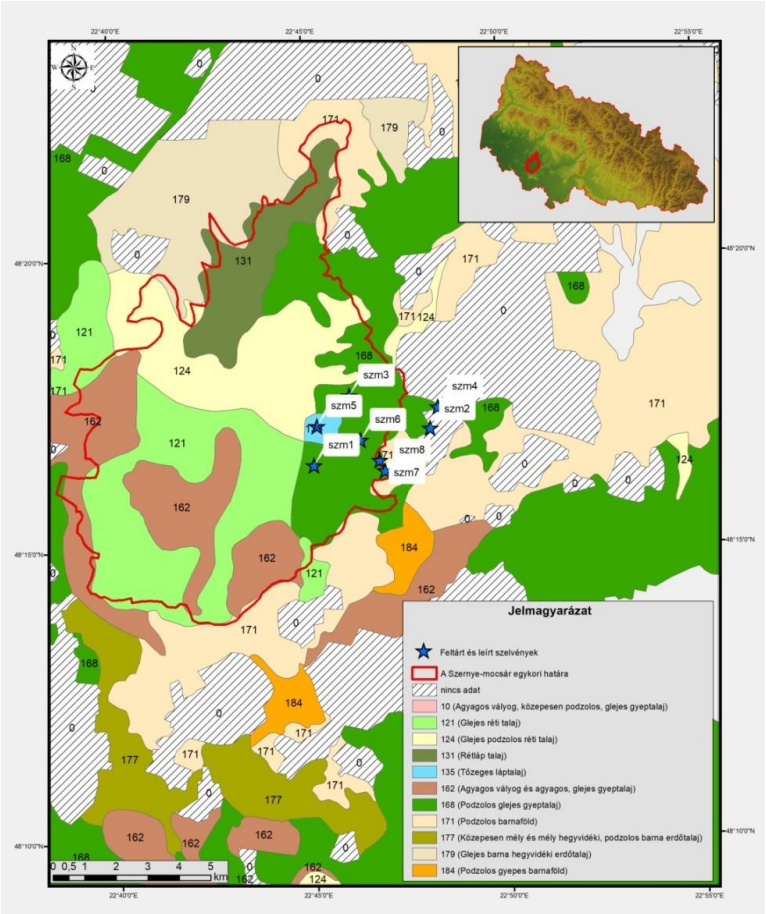
vastag tőzeges feltalajról beszélhetünk. Azonban az ábra alapján az is látszik, hogy az 1960-as évek elejére ez a talajtípus már csak az egykori mocsár csekély részén van jelen.

A területet a térképezés szerint legnagyobbrészt a podzolos-glejes gyeptalaj, a homokos, glejes gyeptalaj, a glejes réti talaj és a glejes-podzolos réti talaj jellemzi.

A réti talajok kialakulásában fontos szerepe van az időszakos erős vízhatásnak, ami a leggyakrabban a magas talajvízszintnek köszönhető. Főleg mélyfekvésű területekre és sík folyóteraszokra jellemző. A vízhatásra beálló levegőtlenség jellegzetes szervesanyag-képződést és az ásványi részek redukcióját váltja ki. Ezek a talajok jelentős humuszos szinttel rendelkeznek (ARION, 2017).

A gyeptalajok képződésében fontos szerepe van a gyepesedés folyamatának, amelynek köszönhetően lágyszárú növények gyökérzetükkel szerteágazóan behálózzák a feltalajt, ezáltal segítve a szerkezetesség kialakulását. Megvalósul az anyagok intenzív körforgása a talaj és a rövid életciklusú lágyszárú növények között, s ennek köszönhetően a legfontosabb tápelemek felhalmozódnak a talajban. A jól fejlett gyökérrendszer a teljes növényi biomassza 65-95%-át is kiteheti, ami a humuszanyagok kiemelt forrása. Glejes gyeptalajok gyakran alakulnak ki mocsarak, lápok peremterületein, illetve folyóteraszokon (ARION, 2017).

A legutóbbi átfogó talajtérképezési munkálatok óta eltelt közel hatvan év. Felkeltette érdeklődésünket, hogy ez alatt az idő alatt hogyan fejlődtek a talajok az egykori Szernye-mocsár területén. Ennek kiderítése végett helyszíni talajfelvételezésre került sor a mocsár délkeleti területein, Beregújfalu község határában. Nyolc talajszelvényt sikerült feltárnunk, s leírnunk, amelyek jól reprezentálják a terület talajtani sokszínűségét. Az alábbi ábrán láthatjuk a szelvények földrajzi elhelyezkedését (*5. ábra*).



5. ábra. A feltárt szelvények földrajzi elhelyezkedése
(saját szerkesztés)

A feltárt szelvények leírásakor meghatároztuk a talajgenetikai szinteket, valamint a legtöbb szelvényből szintenként mintákat gyűjtöttünk, melyet a laboratóriumban történő elemzésig felcímkézett tasakokban tároltunk. A laboratóriumi vizsgálatokat a II. Rákóczi Ferenc Kárpátaljai Magyar Főiskola Talajtani Laboratóriumában végeztük el. A begyűjtött mintákat szétmorzsoltuk, eltávolítottuk a nagyobb gyökereket és más növényi részeket, majd ezt követően szobahőmérsékleten légszáraz állapotig szárítottuk. A légszáraz mintákat 2 mm-es résnyílású szitán engedtük át és a továbbiakban az így előkészített mintákat használtuk fel a vizsgálatokhoz. Cikkünkben a vizsgált talajok vizes és káliumkloridos kivonatban mért kémhatását, a talajminták humusztartalmát és Arany-féle kötöttségi számát szeretnénk ismertetni.

A talajok kémhatásának megállapításához kétféle kivonószert (desztillált vizet és 1M koncentrációjú kálium-kloridot) használtunk. Mindkét

esetben tartottuk az 1:2,5 talaj-kivonószer arányt. A méréseket a vizsgálatot megelőzően frissen kalibrált WTW Multi 350i típusú kombinált mérőműszer segítségével végeztük el potenciometrikusan hidrogénion-szelektív elektróda segítségével (CSOMA, 2009). A talaj kémhatásának kategóriáit a pH(H_2O) értékei alapján az *1. táblázat* foglalja össze.

1. táblázat. A talaj kémhatásának kategóriái a pH(H_2O) értékei alapján (CSOMA, 2009)

pH(H_2O)	**Kémhatás**
<4,5	erősen savanyú
4,5-5,5	savanyú
5,5-6,8	gyengén savanyú
6,8-7,2	semleges
7,2-8,5	gyengén lúgos
8,5-9,0	lúgos
>9,0	erősen lúgos

A vizsgált talajminták fizikai féleségére az Arany-féle kötöttségi szám értékéből tudunk következtetni. Ennek megállapításához légszáraz talajból 50 g-ot porcelántálba mértünk, majd bürettából kis adagokban desztillált vizet adtunk hozzá állandó keverés mellett addig, míg el nem érte képlékenységének felső határát, amit fonalpróbával határoztunk meg. A bemért talaj tömege és a vizsgálat során fogyott desztillált víz mennyiségéből meghatároztuk az Arany-féle kötöttségi szám értékét (CSOMA, 2009). Figyelembe kell azonban vennünk, hogy a kapott értéket befolyásolhatja az egyes minták szervesanyag-tartalma, tehát mindenképp rejt némi hibalehetőséget magában. Az egyes kategóriahatárokat a *2. táblázat* mutatja be.

2. táblázat. A talajok fizikai félesége az Arany-féle kötöttségi szám alapján (CSOMA, 2009)

Fizikai talajféleség	**Arany-féle kötöttségi szám, K_A**
Durva homok	<25
Homok	25-30
Homokos vályog	31-37
Vályog	38-42
Agyagos vályog	43-50
Agyag	51-60
Nehéz agyag	61-80

A talajok humusztartalmát Tyurin módszerével határoztuk meg. Az előkészítés során az előzetesen előkészített talajmintából kis mennyiséget elválasztottunk és dörzsmozsárban törtük, majd 0,25 mm résnyílású szitán engedtük át. A mintából minden szemmel látható növényi és állati eredetű szerves maradványt eltávolítottunk, s a talajban lévő szerves anyagokat

kénsavas kálium-dikromát segítségével elroncsoltuk, majd a visszamaradt oxidálószer mennyiségéből kiszámítottuk a talaj szerves szén, illetve humusztartalmát (CSOMA, 2009).

A feltárt szelvények helyszíni felvételezése és a laboratóriumi vizsgálatok értékelése után az egyes talajtípusokat megpróbáltuk a WRB - nemzetközi talajosztályozási rendszer alapján meghatározni (IUSS WORKING GROUP WRB, 2015).

Eredmények és értékelésük

A feltárt talajszelvények leírását követően alapvetően három csoportba tudtuk besorolni azokat. A csoportba sorolás fő szempontja a szelvények genetikus szintjeinek hasonlósága volt, ami alapján feltételezhetjük, hogy a talajképző tényezők nagyon hasonlóak voltak ugyan, azonban más-más mértékben tudtak megnyilvánulni. A különbségek fő okozójának a tengerszint feletti magasságot tudjuk megemlíteni. Bár az egykori láp területe közel teljesen síknak mondható, ugyanakkor nyugati irányban rendelkezik némi eséssel. A láp természetes lefolyása is a nyugati szélén alakult ki Gát település környékén. A lecsapolási munkálatok során ezt figyelembe véve alakították ki a vízelvezető csatornarendszert.

Az első csoportba azok a szelvények tartoznak, amelyeket a láp peremterületein tártunk fel (*6. ábra*).

6. ábra. A láp peremterületein kialakított szm4 és szm7 jelű talajszelvények *(saját felvétel)*

Az egyik szelvényt a mintaterület szélén elhelyezkedő erdőben (szm4), a másikat pedig egy, a láp területére leereszkedő enyhe lejtő oldalában (szm7) alakítottuk ki.

Az szm4-es szelvény a Mérce-pataktól néhány tíz méterre került feltárásra. A szelvény felszínhez közeli szintjeiben számottevő mértékben finom homok volt jelen, valószínűleg a patak hordalékaként terülhetett szét. Ez a némileg magasabb homoktartalmú szint 30-60 cm között kezd tömődötté válni, s a szerkezeti elemek felszínén egyre határozottabban szürkülni. A szerkezeti elemek felszínén nagyon vékony agyaghártya is felfedezhető volt. Kb. 60 cm környékén egy litológiai váltás figyelhető meg, ami a szelvény mélyebben lévő szintjeit is magába foglalja. Megnő az agyagtartalom, a szelvény aljától (kb. 120 cm) 0,5-1 cm széles repedések indulnak a felszín felé, melyek a szinthatárnál akadnak el, a pangóvíz okozta szürke repedésfelszínek is kifejezőbbé válnak. Mindeközben a talajmátrix barnás, vas- és mangánszeplőkkel gazdagon tarkított.

A szelvény kémhatása vizes kivonatban pH(H_2O)=4,5-4,9, mely a szelvény mélységével növekvő tendenciát mutat. A kálium-kloridos kivonat kémhatása pH(KCl)=3,5-3,6 között mozog, jelentős eltérés az egyes szintek között nem figyelhető meg. Mindenesetre a szelvény teljes mélységében savanyú kémhatású.

Az Arany-féle kötöttségi szám értéke 48-70 között változik. Hirtelen váltás figyelhető meg 60 cm környékén: az addigi 48-50-es érték hirtelen 70-re nő meg, ami megnövekedett agyagtartalomra utal.

A szelvény humusztartalma 0,95-2,47% között mozog, a humuszos A szinttől kezdve folyamatosan csökken a szelvény aljáig.

Az szm7-es szelvény feltárásakor hasonló kép tárult elénk. A szelvény felső szintjei kisebb agyagtartalommal rendelkeztek, mely a mélység növekedésével emelkedik. A glejesedés 45 cm-nél már észrevehető, 70 cm-nél válik igazán kifejezetté A glejes szürke színek sokszor még a vágott felszíneken is megjelentek a szelvény falán vertikális csíkok formájában, mely valószínűleg a nagyobb repedések bezáródása következtében csapdába esett, eleinte kevésbé tömörödött talajanyag pangóvizesedésének következtében jött létre.

Az szm7-es szelvény kémhatása pH(H_2O)=5,2-6,4 és pH(KCl)=4,1-5,5 között mozog, tehát az egész szelvény savanyú vagy gyengén savanyú kémhatású, ugyanakkor a 0-25 cm-es feltalaj némileg savanyúbb (pH(KCl)=5,0), mint az alatta fekvő szintek. A kémhatás 70 cm-es mélységben leesik pH(KCl)=4,1-re, tehát savanyúbbá válik a közeg. Mindez összefüggésben van a glejesedés fokozódásával és a pangóvízhatás erősödésével.

A szelvény fizikai félesége az Arany-féle kötöttségi szám alapján vályog és agyagos vályog, némi megnövekedett agyagtartalom észlelhető 45-70 cm, valamint 110 cm-től a szelvény aljáig, ahol csúszási tükrök voltak észrevehetőek.

A humusztartalom a szelvényben 0,29-1,81% között változik, folyamatosan csökkenő tendenciát mutatva a szelvény alja felé. Ahogy a peremterületek irányából haladunk az egykori láp belseje felé, változások lépnek fel a talajok tulajdonságait illetően. A következő csoportba azokat a talajokat soroltuk, amelyek olyan területeken találhatóak meg, amelyek ha nem is állandóan, de időszakos jelleggel vízborítás alá kerültek. Ezeken a területeken legeltetés és rétgazdálkodás volt a jellemző. Az ebbe a csoportba tartozó szelvényeket a *7. ábra* mutatja be.

szm2 szm3 szm6

7. ábra. Az szm2, szm3 és szm6 jelű szelvények
(saját felvétel)

Ezeknek a szelvényeknek mindegyikére jellemző, hogy a talajfelszíntől számított viszonylag nagyobb mélységben a környező szintektől elkülönülő, nagyon sötét színű, viszonylag magas humusztartalmú szint figyelhető meg. Kialakulását tekintve véleményünk szerint egy olyan réti talajnak a maradványa lehet, aminek a sötét színe, tehát a viszonylag magas szervesanyag-tartalom és vas-humát megmaradása annak köszönhető, hogy a terület feltalajának időszakos víztelítettsége miatt bár a talaj felső szintjében végbement a vas redukciója, s ennek következtében az arra jellemző erősen szürke szín jellemzi a szintet, ugyanakkor a magas agyagtartalom meggátolta a felszínről a víz mélyebbre történő beszivárgását. A sötét, vas-humátos szint alatt egy kiszáradó-átnedvesedő szint írható le, amely jellegzetes glejes színével a talajvíz fluktuációjára utal.

A szelvények kémhatása savanyú (pH(H_2O)=4,8-5,5), a mélység növekedésével csökken a pH-érték. Az szm2-es szelvény szintjeiben némileg alacsonyabb kémhatást állapítottunk meg.

Mindkét szelvény talaja igen magas agyagtartalommal rendelkezik, ami a mélységgel együtt folyamatosan növekszik. Az szm2 jelű szelvény felső 60

cm-e agyag fizikai féleségű, míg az ez alatt lévő szintek, valamint az szm3-as szelvény teljes egésze nehéz agyag fizikai féleségű. Különösen megnövekszik az agyagtartalom ez utóbbi szelvényben kb. 65 cm-es mélységtől kezdődően. Csúszási tükrök is megjelennek. A kiemelkedően magas agyagtartalom megakadályozza a felszínre érkező csapadékvíz elszivárgását, ami a pangóvíz megjelenésének fő oka a területen.

Mindhárom vizsgált szelvény magas humusztartalommal rendelkezik az A szintben. Ezek közül is az szm3-as szelvény emelkedik ki 6%-os humusztartalommal. Az szm2-es szelvényben a 60-85 cm közötti szintben a humusztartalom meghaladja a 25-60 cm között elhelyezkedő szint humusztartalmát. Ez az a sötét színű rész, melyet maradványtalajnak tekinthetünk. Az szm3-as szelvény esetében a sötét maradványtalaj humusztartalma (2%) ugyan nem haladja meg a fölötte lévő szint humusztartalmát (2,85%), ugyanakkor 65-110 cm mélységben ez is jelentősnek mondható.

Említést érdemel még, hogy az szm3-as szelvény feltalaja nagy mennyiségben tartalmazott olyan apró, mállásnak induló szemcséket, amelyek leginkább tégladarabkákra vagy esetleg égetett cserépdarabokra emlékeztettek, mely további jelentős antropogén hatást feltételez.

Ahogy mélyebben hatoltunk be az egykori Szernye-mocsár területére, némileg eltérő genetikai szintekkel rendelkező talajszelvényeket tártunk fel. A szelvényeket a *8. ábrán* vehetjük szemügyre.

szm1 szm5 szm8

8. ábra. Az szm1, szm5 és szm8 jelű szelvények
(saját felvétel)

Az ábrát alaposan megfigyelve láthatjuk, hogy ezeknek a szelvényeknek az esetében a talaj felső humuszos A szintjén kívül a mélyebb szintekben nem találunk sötét színű, magas szervesanyag és vas-humát tartalmú

szintet. Némileg kivételt vagy inkább átmenetet képez az szm5 jelű szelvény, ugyanis itt egy igen magas agyagtartalmú szint alakult ki 30 és 50 cm között. Humusztartalma (3,71%) elmarad a fölötte elhelyezkedő A1 szint humusztartalmától (8,66%), ugyanakkor meghaladja az 50-75 cm között alatta elhelyezkedő A3 szint humusztartalmát (1,24%). A laboratóriumi vizsgálatok összefoglaló eredményeit a *3. táblázat* mutatja be.

3. táblázat. Az szm5 és szm8 jelű szelvények laboratóriumi vizsgálatának eredményei

Minta, mélység (cm)	H%	$pH_{(H_2O)}$	$pH_{(KCl)}$	K_A
szm5 (0-30)	8,66	4,9	3,8	62
szm5 (30-50)	3,71	5,1	3,9	90
szm5 (50-75)	1,24	5,2	3,8	66
szm5 (75-120+)	0,67	5,1	3,7	72
szm8 (0-25)	4,85	6,3	5,3	54
szm8 (25-35)	1,05	4,9	3,8	68
szm8 (35-50)	0,38	5,1	3,7	66
szm8 (50-110+)	0,29	6,0	4,4	64

A vizsgálati eredményeket tartalmazó táblázatból látszik, hogy mindkét szelvényben savanyú kémhatás mutatható ki. A legmagasabb kálium-kloridos kivonatban mért érték pH(KCl)=5,3 volt az szm8-as szelvény feltalajában. Ez a némileg magasabb pH-érték mezőgazdasági talajjavító munkálatok eredménye lehet.

Az Arany-féle kötöttségi szám értékei szerint a szelvények agyagtartalma igen magas, főleg az szm5 jelű szelvény esetében. Különösen magas agyagtartalommal jellemezhető ezen szelvény A2 szintje, ahol a pangóvíz megjelenése miatt erősen szürke színeket láthatunk.

A szelvények humusztartalma az A1 szintekben kiemelkedően magas, főleg az szm5-ös szelvény esetében (8,66%). Itt a magas humusztartalom egy érezhetően alacsony fajlagos tömegű, roppanó szerkezeti elemekkel találkozott. Néhol lencseszerűen egy vékony, kb. 1-1,5 cm vastagságú sárgásbarna színű, laza szerkezetű anyag ágyazódott be kb. 30 cm-es mélységben. Feltételezhetően a korábban nagy mennyiségben jelenlévő tőzeg oxidálódott maradványai találhatóak meg nyomokban a szelvény ezen mélységében.

Az szm8-as szelvény esetében csupán a feltalaj 0-35 cm-es része rendelkezik jelentős humusztartalommal, a szelvény többi részében nem mértünk jelentős szervesanyag-tartalmat.

Következtetések

A Szernye-mocsár a mai Kárpátalja területén elhelyezkedő egykor hatalmas láp volt, melyet a XVIII. század második felétől kezdődően fokozatosan csapoltak le és szabadítottak meg víztömegétől. A gazdag lápi élővilág helyét mezőgazdasági növénykultúrák vették át. A kezdeti magas terméshozamok után mára a szántóföldeken magas anyag- és eszközráfordítás mellett lehet csak kielégítő termésátlagokat elérni, ami többek között a talajok sokszor szélsőséges vízháztartásának, erősen savanyú kémhatásának és nehéz művelhetőségének köszönhető.

A vizsgálati terület talajait alapvetően három csoportba tudtuk besorolni a feltárt talajszelvények leírása és a laboratóriumi vizsgálatok alapján, melynek során meghatároztuk a talajok kémhatását desztillált vizes és kálium-kloridos kivonatban egyaránt, valamint Arany-féle kötöttségi számot és humusztartalmat is mértünk Tyurin módszere szerint. Mindhárom csoportnál közös jellemző az erős vízhatás, a magas agyagtartalom, valamint az ezeknek a tényezőknek köszönhetően fellépő glej és pseudoglej megjelenése.

A Szernye-mocsár peremterületeire, amelyek némileg magasabb térszínen helyezkednek el, valamivel kisebb agyagtartalom (főleg a feltalajban), lazább szerkezet és alacsonyabb humusztartalom a jellemző. Ezeket a talajokat (szm4, szm7) a WRB nemzetközi talajosztályozási rendszerben Epistagnic Luvic Gleysol-ként határoztuk meg.

Azokon a helyeken, amelyek a láp területén helyezkedtek el, ugyanakkor nem kerültek állandóan víz alá, egy, a talajszelvények nagyobb mélységében megtalálható, hátrahagyott humuszos szint volt a legmeghatározóbb közös tulajdonság. Ezek a talajok (szm2, szm3, szm6) amellett, hogy erősen savanyúak, magasabb humusztartalommal rendelkeznek, illetve magasabb agyagtartalom jellemző rájuk, 50-100 cm között jellemző a csúszási tükrök megjelenése. A hátramaradt humuszos szint megléte annak köszönhető, hogy a magas agyagtartalom miatt a felszínt jelentős ideig borító víz nem tudott egy bizonyos mélység alá leszivárogni. Ezeket a talajokat a WRB nemzetközi talajosztályozási rendszerben Endovertic Gleysol-ként határoztuk meg.

A harmadik csoportba kerültek azok a szelvények, amelyek a típusos réti talajok ismertetőjegyeit mutatták: magas humusztartalommal rendelkező viszonylag mély A szint, magas talajvízszint, illetve annak egyértelmű jelei a szelvényben. Ezen szelvények némelyikében (szm5) az A1 szint humusztartalma eléri a 8,66%-ot, ugyanakkor a magas agyagtartalom miatt hajlamosak a pangóvizesedésre és nehezen művelhetőek. Ezeket a talajokat a WRB nemzetközi talajosztályozási rendszerben Chernic Gleysol-ként határoztuk meg. Az ebbe a csoportba sorolt talajok is erősen savanyúak, bár a mezőgazdaságban elterjedt talajjavító eljárások segítségével némileg növelhető a kémhatás értéke.

Irodalomjegyzék

ALLA A. (2016): Історія однієї ґрунтової карти. Сучасний стан картографування ґрунтів в Україні (Egy talajtérkép története. A talajtérképezés jelenlegi helyzete Ukrajnában). http://www.50northspatial.org/.

A Magyar Királyságmásodik katonai felmérése (1819-1869); www.mapire.eu

ARION O., KUPÁCS T., DEMJANENKÓ SZ. (О.В. АРІОН, Т.Г. КУПАЧ, С.О. ДЕМ'ЯНЕНКО) (2017): Географія ґрунтів з основами ґрунтознавства (Talajföldrajz a talajtan alapjaival). Навчально-методичний посібник (Tanulmányi-módszertani segédlet), Київ (Kijev).

BALOGH I. (1985): Bereg megye leírása. Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei levéltári évkönyv 5–6, Nyíregyháza.

BORHIDI A. (2003): Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.

BOTLIK J. (2001): Volt egyszer egy Szernye-mocsár, Honismeret 29 (5).

BOTLIK J. (2001): Volt egyszer egy Szernye-mocsár II., Honismeret 29 (6).

CSOMA Z. (2009): Általános talajtan és talajföldrajz gyakorlatok, PoliPrint Kft., Ungvár.

HAN F. (1939): Átnézetes talajismereti térkép (Beregszász, 4769/2). Magyar Királyi Földtani Intézet, Budapest.

HAN F. (1943): Magyarázatok Magyarország geológiai és talajismereti térképeihez (Beregszász). Attila-Nyomda Részvénytársaság, Budapest.

KRUPSZKIJ M. (М.К. КРУПСЬКИЙ) (1967): Карта грунтів Української РСР (Az USzSzK talajtérképe). Укрземпроект (Ukrzemproekt).

LEHOCZKY T. (1881): Bereg vármegye monographiája. Pollacsek Miksa Könyvnyomda, Ungvár.

NOVÁK T. J. (2020): WRB – nemzetközi talajosztályozási rendszer talajok elnevezéséhez és talajtérképek jelmagyarázatának szerkesztéséhez. Magyar Talajtani Társaság, Budapest.

STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. (1999): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.

SZABÓ J., PÁSZTOR L., BAKACSI ZS., ZÁGONI B., CSÖKLI G. (2000): Kreybig Digitális Talajinformatikai Rendszer (Előzmények, térinformatikai megalapozás). Agrokémia és Talajtan, Tom. 49, No. 1-2.

Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Second Edition, U.S. Government Printing Office, Washington, 1999.

SIGMOND E. (1934): Általános talajtan. Budapest. A szerző kiadása.

SZABOLCS I. (1966): A genetikus üzemi talajtérképezés módszerkönyve. OMMI. Budapest

SANTOS JUNIOR JB, ALMEIDA JA. Andic properties in soils with histic horizon "O" in the highlands of Southern Brazil. Rev Bras Cienc Solo. 2021; 45:e0200152. https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20200152

IUSS Working Group WRB. World reference base for soil resources 2014, update 2015: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; 2015.

Fermentált és adalékolt baromfitrágya hatása almaültetvény talajának tápanyagszolgáltató képességére

Nagy Péter Tamás, Tóth Florence

Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Víz- és Környezetgazdálkodási Intézet, Debrecen
nagypt@agr.unideb.hu

Összefoglalás

A talaj szervesanyag-tartalmának megőrzése és lehetőség szerinti növelése kiemelt célja napjaink fontosabb agrárprogramjainak (EIP AGRI; "DEMETER" EU LIFE, BIOFECTOR). Mivel az elmúlt évtizedekben a talajok megfelelő szervesanyag-pótlása, valamint a vízellátottsági problémák megoldása a termesztők számára egyaránt a legnagyobb kihívások közé kerültek. Mindkettőnek igen komoly tápanyaggazdálkodási aspektusa van, ami a klimatikus változások és anomáliák súlyosbodása és felerősödése miatt fokozott jelentőséggel bír. Ma már egyértelműen kijelenthetjük, hogy a hazai gyümölcsösökben a fák víz- és tápanyagigénye egyre nehezebben elégíthető ki, éppen ezért a szervesanyag- és vízmegőrző technikák felértékelődtek az elmúlt évtizedekben. A tanulmányban adalékolt, fermentált baromfitrágya alkalmazásával beállított kísérletek eredményei kerülnek bemutatásra.

A kísérletek Pallagon a Debreceni Egyetem Kertészeti Kísérleti Telepén kerültek beállításra 2021-ben egy tíz éves, integrált, M9-es alanyon lévő alma (*Malus domestica Borkh., cv. Pinova*) ültetvényben. A készítményeket a csurgó vonalában, a fasor mindkét oldalán 20 cm-es mélységben végig a fasor mentén juttattuk ki. A kísérletek beállítása előtt talajanalízissel megállapítottuk a kísérleti terület talajadottságait, majd a kísérlet beállítását követően talaj- és növényvizsgálattal tanulmányoztuk a kezelések hatását a talaj felvehető tápanyagformáira.

Azt találtuk, hogy a kezelések szignifikánsan nem befolyásolták a talaj kémhatását, viszont hatásukra a talaj felvehető tápelemkészlete többnyire megnövekedett a kontrollhoz képest, amit a növényvizsgálati eredmények is alátámasztottak és így összességében a fák tápanyagigénye jobban kielégíthető volt a vizsgált periódusban.

Kulcsszavak: gyümölcsös, tápanyag-gazdálkodás, szervesanyag-pótlás

Summary

Preserving and, where possible, increasing soil organic matter (SOM) is a key objective of today's major agricultural programs (EIP AGRI; "DEMETER" EU LIFE, BIOFECTOR). As in recent decades, the challenges of ensuring adequate soil organic matter replenishment and solving water supply problems have become among the greatest challenges for growers. Both have a very serious nutrient management aspect, which is of increased importance due to the aggravation and intensification of climatic changes and anomalies. It is now clear that the water and nutrient requirements of trees in domestic orchards are becoming increasingly difficult to meet, and therefore organic matter and water conservation techniques have become increasingly important in recent

decades. In this study, the results of experiments with the application of supplemented fermented poultry manure are presented.
The experiments were set up in 2021 at the Horticultural Experimental Station of the University of Debrecen, Pallag, in a 10-year-old integrated apple (Malus domestica Borkh., cv. Pinova) plantation on M9 rootstock. The experiments were set up in April 2021. The treatments were applied along the row of trees at a depth of 20 cm on both sides of the trees. Before setting up the experiments, soil analysis was carried out to determine the main soil parameters of the experimental area. During the experiment, repeated soil tests were carried out monthly to study the effect of the treatments on the plant available nutrient forms in the soil. However, for reasons of limited space, in this article only the autumn soil test results at maturity stage are included.
It was found that the treatments did not significantly affect the soil pH, but their effect mostly increased the available nutrients in the soil compared to the control, which was supported by the plant test results and thus the overall nutrient requirements of the trees were better during the studied period.

Keywords: fruit nutrition, nutrient management, organic fertilization,

Bevezetés

Napjainkban az európai szántóterületek 75%-a 2%-nál kevesebb szerves széntartalommal rendelkezik, és a mezőgazdasági hasznosításba vont talajok közel felének alacsony a szervesanyag-tartalma (BIDOGLIO et *al.*, 2001). Ráadásul a talaj szerves széntartalma (SOC) sok területen még mindig csökken (EASAC, 2018). Ez, a gazdálkodókat rendkívül súlyosan érintő probléma megoldható a fenntartható talajtápanyag-gazdálkodás követelményeinek megfelelő mezőgazdasági melléktermékek felhasználásával. A fenntartható talajtápanyag-gazdálkodás két legáltalánosabb célja, hogy a talaj egészségét úgy javítsuk, hogy a növények tápanyagigényét precíziósan elégítsük ki. E célok elérése érdekében a mezőgazdasági melléktermékek használata gyakori a fenntartható mezőgazdasági gyakorlatokban, mivel alacsony költségűek, könnyen beszerezhetők, gazdagok a növények és a talaj egészségét szolgáló tápanyagokban, és újra részt vesznek a természet anyagkörforgásában (MCGRATH et *al.*, 2010; MATERECHERA, 2010).

Az utóbbi évtizedekben a baromfiipar világszerte egy nagyon gyorsan növekvő iparág. A baromfihús fogyasztását a legtöbb társadalom (vallási és etnikai hovatartozás nélkül) elfogadja, valamint az alacsony koleszterintartalma miatt óriási kereslet mutatkozik iránta. Ezért a baromfiipar évente több millió tonna potenciális hulladékot termel (kezelés és átalakítás nélkül), és ez az óriási méretű felhalmozódás komoly környezeti problémát okoz, ha nem alkalmaznak környezetbarát és költséghatékony kezelési technológiákat a nyers trágya konvertálására (SHARPLEY et *al.*, 2007). Bár a baromfitrágya hulladék (EWC 02 01 06), és az intenzív termelés miatt környezeti problémákat okoz, használata a mezőgazdaságban magas tápanyagtartalma miatt hagyományosnak számít

(AMANULLAH et *al.*, 2010). A baromfitrágya felhasználása növelheti a terméshozamot és helyreállíthatja vagy javíthatja a talaj fizikai és kémiai szerkezetét. Bővíti a mikrobióták mennyiségét és változatosságát, különösen homokos talajokon. Ezek a hatások előnyösek a növény számára, mivel megnövelik a víz és a tápanyagok hozzáférhetőségét (HAGA, 1999; CORDOVIL et *al.*, 2005; KAISER et *al.*, 2009; BOLAN et *al.*, 2010; MASARIRAMBI et *al.*, 2012; RAVINDRAN et *al.*, 2017) és ezen túlmenően a kezelt baromfitrágya alkalmazása jól illeszkedik a Green Deal céljaihoz.

Kísérletünk során fő célunk az volt, hogy megvizsgáljuk a különböző összetétellel adalékolt, fermentált és pelletizált csirketrágya hatását egy barna erdőtalajra telepített gyümölcsös ültetvény tápanyaggazdálkodási aspektusaira. Az összehasonlító vizsgálat érdekében különböző - a kereskedelmi forgalomban kapható - összetételű csirketrágya készítményeket (Bio-Fer termékcsalád) juttatunk ki azonos dózisokban, azonos módon és időpontban a kísérlet során.

Anyag és módszer

A kísérletet a Debreceni Egyetem Kertészettudományi Intézetének Pallagi Kísérleti telephelyén lévő gyümölcsösben állítottuk be 2019 áprilisában. A gyümölcsöst 2011-ben telepítették. A kísérletben M9-es alanyra oltott 'Pinova' almafajtát (*Malus domestica Borkh.*) használtunk. Az ültetvényt 4x1m-es sor és tőtávolsággal telepítették. A vizsgált időszakban a gyümölcsöst nem öntözték. A gyümölcsös talajtípusa kovárványos barna erdőtalaj volt, enyhén savanyú kémhatással, a fizikai talajfélesége homok. A talaj közepesen ellátott nitrogénnel és igen jól ellátott foszforral, illetőleg káliummal, mikroelemtartalma megfelelő – kivéve a mangánt, ami jelentős felhalmozódást mutat a feltalajban (*1. táblázat*).

1. táblázat. A vizsgált ültetvényrész talajvizsgálati eredményei a kísérlet előtt

Talajparaméterek	Érték	Talajparaméterek	Érték
pH (KCl)	5,50	Nitrát (mg/kg)	18,20
Arany-féle kötöttség (KA)	25,00	Na (mg/kg)	49,80
Sótartalom (m/m)%	0,02	Mg (mg/kg)	114,00
Karbonáttartalom (m/m)%	< 0,10	S (mg/kg)	4,98
Humusz (m/m)%	2,05	Zn (mg/kg)	173,00
P_2O_5 (mg/kg)	259,00	Cu (mg/kg)	4,12
K_2O (mg/kg)	490,00	Szerves Nitrogén (m/m)%	3,40

A kontroll mellett hét kezelést alkalmaztunk a Bio-Fer termékcsalád tagjaival: Natur Extra (NEX), Káli szulf, P+K, Nitro plusz, 7-9-7, Nitro Vit és Natur extra B (NEXB), amely utolsó baktérium kiegészítést kapott termék. Az

utolsó három termék kísérleti, termékfejlesztési stádiumban van, míg a többiek már kereskedelmi forgalomban kaphatóak. Az alkalmazott és kereskedelmi forgalomban kapható termékek összetételéről, alkalmazási javaslataikról bővebb tájékoztatás a következő honlapon érhető el (https://bio-fer.hu/termekeink/). Dolgozatunkban a termékcsalád egyes tagjainak neveit a gyártó által adott elnevezéseknek megfelelően használjuk, összetételüket a *2. táblázat* mutatja be. A gyártó szakmai titokként kezeli a még nem engedélyeztett készítmények illetőleg a NEXB termékhez hozzáadott baktérium törzs nevét és mennyiségét. Csak azt árulták el, hogy az alkalmazott törzs elősegíti a nitrogén-mineralizációs folyamatokat. A NEXB termék csak ebben különbözik a NEX terméktől, a 7-9-7 termékelnevezés pedig a termék N-P-K összetételére utal.

A kezelések egyenként öt-öt fából álltak. Az adagolás a gyártói javaslatnak megfelelően 2-2 kg/kezelés volt. A fermentált, adalékolt és pelletizált csirketrágyát mindkét oldalon a facsíktól 40 cm-re (csurgó vonalában), 20 cm mélységben végig a fasor mentén, 6 fm. hosszan juttattuk ki és dolgoztuk be. A talajmintákat októberig havonta gyűjtöttük minden kezelésnél külön-külön. Azonban, terjedelmi okok miatt ebben a cikkben csak a kísérlet beállítása előtti illetőleg az őszi, a terméséréskori talajvizsgálati eredményeket tüntettük fel annak érdekében, hogy értékelni tudjuk a kezelések eredményezte hatásokat.

Az alany miatt a gyökérzet kiterjedtsége a talaj felső rétegében volt a legintenzívebb, így a talajmintákat a talaj felső 20-60 cm-es rétegéből vettük kézi talajmintavevő berendezéssel, a gyümölcsösökre vonatkozó nemzetközi és magyar talajmintavételi irányelveknek megfelelően (Jackson, 1958; MSZ-08 0202-77). Ezt követően a talaj előkezelése (szárítás, szitálás és tisztítás) után a talajmintákból bővített talajvizsgálat segítségével meghatároztuk a legfontosabb makro- és mikrotápelemek felvehető mennyiségeit. A levélmintákat a szabvány által rögzített időpontban szedtük, minden égtájról, vállmagasságban fánként húszat-húszat. A talaj- és levélminták mérése a Debreceni Egyetem Agrárműszer Központjában történt a magyar szabványok szerint (MSZ 20135:1999; MI-08 0468-81).

2. táblázat. A kijuttatott, már forgalomban lévő készítmények összetétele

Összetétel	**Natur Extra**	**Káli szulf**	**P+K**	**Nitro plusz**	**Összetétel**	**Natur Extra**	**Káli szulf**	**P+K**	**Nitro plusz**
N (m/m%)	5,5	3,0	3,0	7,0	Mn (mg/kg)	374	317	397	505
P_2O_5 (m/m%)	3,0	2,5	5,5	3,0	Mo (mg/kg)	3,66	2,98	3,86	7,05
K_2O (m/m%)	2,5	11,0	7,0	3,0	Zn (mg/kg)	367	250	308	479
Ca (m/m%)	6,0	7,0	4,0	4,0	Cu (mg/kg)	53,3	47	72,5	89,4
Mg (m/m%)	0,5	0,5	0,5	0,5	Nedvesség (m/m%)	12,0	11,0	12,0	13,0
S (m/m%)	1,0	3,0	2,8	0,89	pH	7,2±0,5	7,0±0,5	7,0±0,5	7,0±0,5
B (mg/kg)	31,4	28,3	26,5	37,8	összes szerves anyag (m/m%)	73,0	55,0	50,0	71,0
Fe (mg/kg)	545	296	653	552					

Statisztikai elemzés

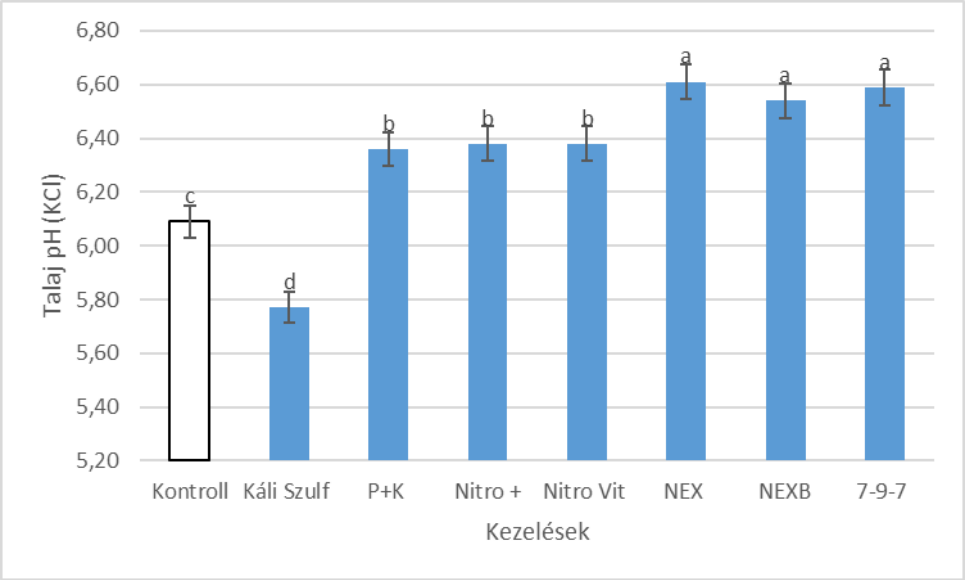
A kapott adatokat statisztikailag elemeztük az LSD teszt segítségével 5%-os szinten, hogy megállapítsuk a kezelések közötti különbségek szignifikanciáját. Fisher-féle F-tesztet ($P \leq 0,05$) követően kiszámítottuk a legkisebb szignifikáns különbségeket és különböző kezelések hatását egyszempontos ANOVA programmal értékeltük. Az adatok értékeléséhez a Statgraphics 18 szoftver csomagot használtuk.

Eredmények és értékelésük

Talajvizsgálati eredmények

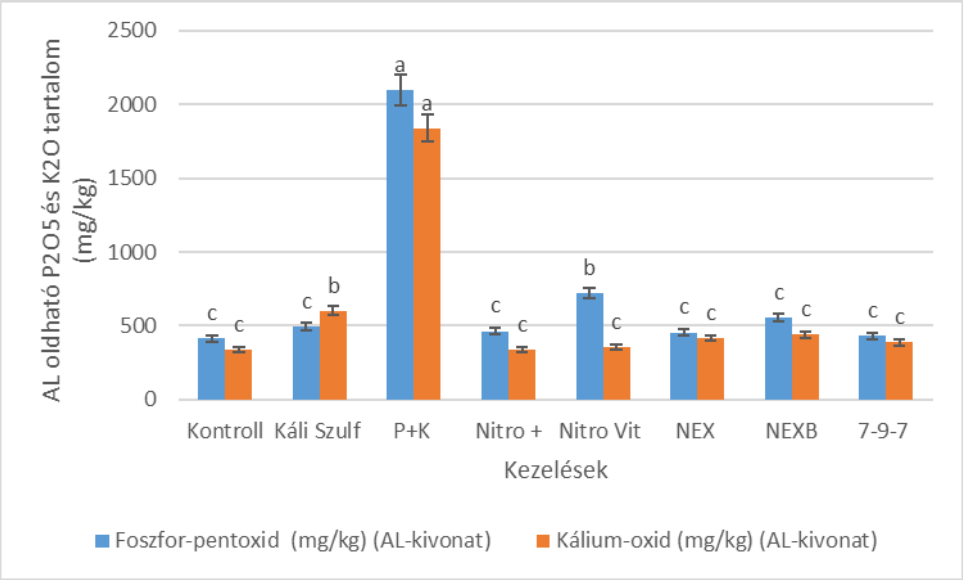
A kísérlet során kapott talajvizsgálati eredményeket mutatják be a következő ábrák. A havi rendszerességgel gyűjtött talajminták eredményei közül - a terjedelmi korlátok miatt - csak az érés közeli (szeptemberi) talajvizsgálati adatok szerepelnek.

A kezelések hatását a talaj kémhatására mutatja be az *1. ábra*. Megállapítható, hogy az alkalmazott kezelések – a Káli szulf kezelést kivéve – egyöntetűen enyhén, de szignifikánsan növelték a talaj kémhatását, amely ezáltal a növénytáplálás szempontjából kedvezőbb lett. A Káli szulf kezelés pH-csökkentő hatása a csirketrágya-adalékként használt K_2SO_4 savanyító hatásával magyarázható.



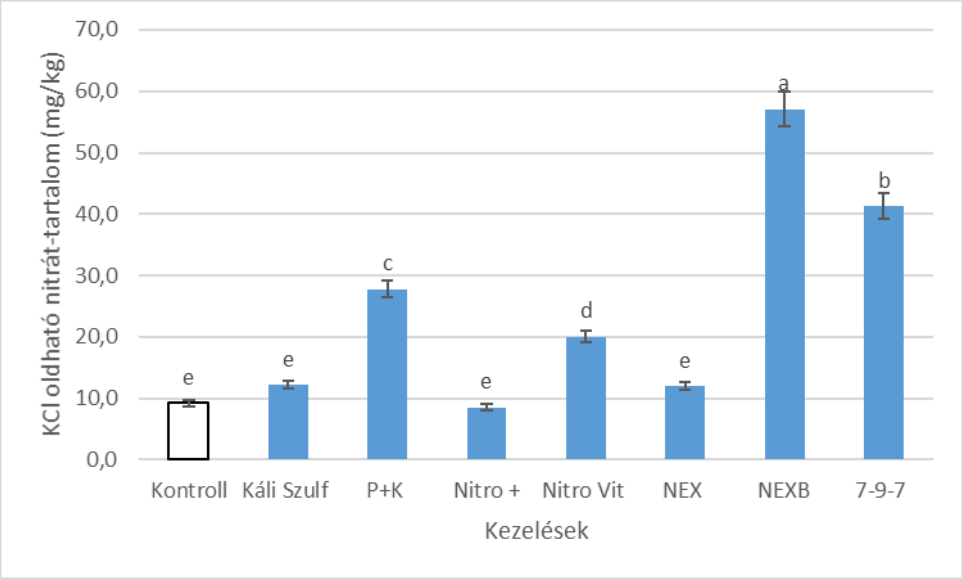
1. ábra. A kezelések hatása a talaj kémhatására

Az egyes kezelések hatását a felvehető foszfor- és kálium-tartalomra mutatja be a *2. ábra*. Megállapítható, hogy az alkalmazott kezelések a talaj felvehető foszfor- és káliumtartalmát - egy-két kivételtől eltekintve - nem befolyásolták szignifikánsan. Kiugró értékeket kaptunk a P+K kezelésnél, amely ugyan nagyobb foszfor- és kálium-dózist kapott (lásd *2. táblázat*), de az alkalmazott dózis nagysága (ami, mintegy kétszerese a többi kezelésnek) nem indokolja a kiugróan nagy értékeket. Ebben az esetben valószínűleg mérési illetve mintavételi hiba okozta a kiugró eredményeket. A többi kezelés nem eredményezett jelentős foszfor illetve kálium többletet.



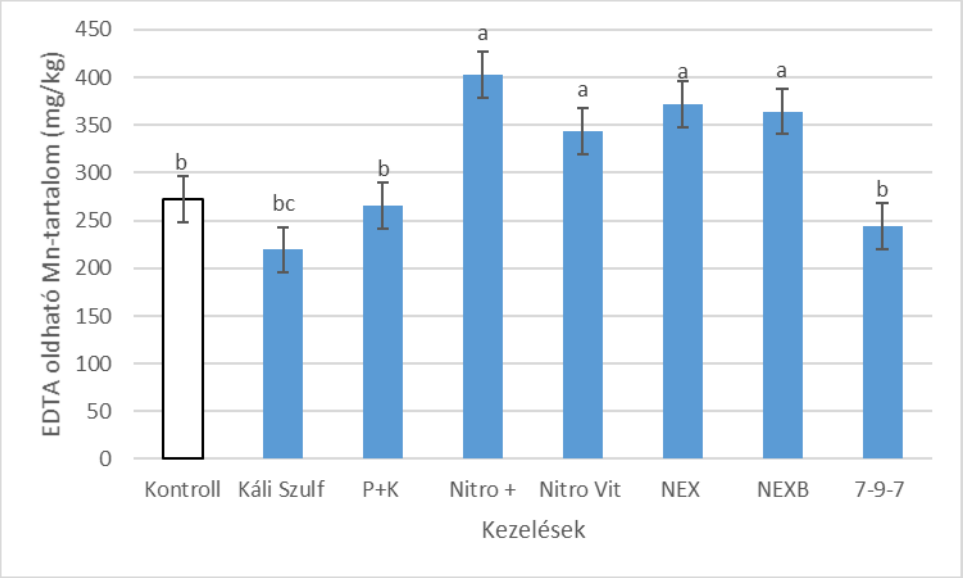
2. ábra. A kezelések hatása a talaj felvehető foszfor és kálium-tartalmára

A következő ábra a kezelések hatását mutatja be a talaj nitrát-tartalmára (*3. ábra*). Látható, hogy a kontrollhoz képest a kezelések közül a P+K, Nitro Vit, NEXB és 7-9-7 kezelés növelte szignifikánsan a talaj nitrát-tartalmát.



3. ábra. A kezelések hatása a talaj nitrát-tartalmára

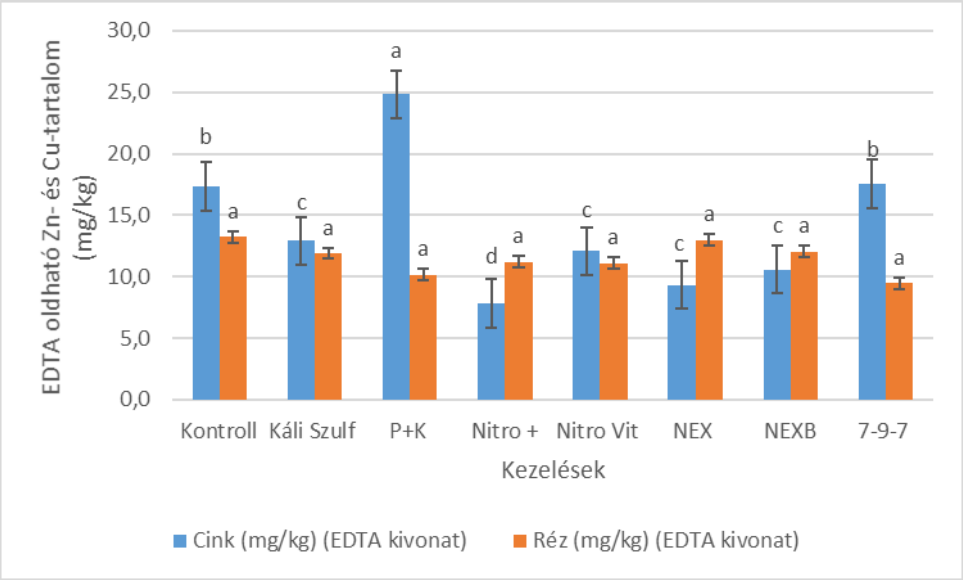
Kiemelkedően nagy értéket kaptunk a NEXB kezelésnél, amely értelmezhető a készítményhez adott talajbaktérium kiegészítés eredményeként, ami kedvező körülményeket teremtett a nitrogén mineralizáció minél intenzívebb lejátszódásához. A NEXB kezelés mellett, a 7-9-7 kezelés szintén jelentősen növelte a feltalaj nitrát-nitrogén tartalmát, a mi a készítmény nagyobb nitrogéntartalmával magyarázható.



4. ábra. A kezelések hatása a talaj felvehető mangán-tartalmára

A *4. ábrán* a kezelések hatása látható a talaj felvehető mangán-tatalmára. Megfigyelhető, hogy a kontroll kezeléshez képest szignifikánsan pozitív kezeléshatást csak a Nitro plusz, Nitro Vit, NEX és NEXB kezeléseknél kaptunk. Ezek a kezelések voltak képesek az igen jelentős, sőt túlzott mangántartalmat tovább növelni. A Nitro plusz kezelés esetén kapott legnagyobb érték magyarázható a termék jelentősebb mangántartalmával (lásd *2. táblázat*)

Az *5. ábrán* a kezelések hatása tanulmányozható a talaj felvehető cink- és réztartalmára. Az ültetvény talaja mindkét tápelem tekintetében megfelelően ellátott volt minden parcella esetén. Eredményeinkből az látszik, hogy az alkalmazott kezelések nem egyöntetűen befolyásolták a talaj felvehető cink- illetve réztartalmát a kontrollhoz képest. Kiugró értéket csak a P+K kezelés okozott a cinktartalom tekintetében. Ezt a nagyobb mértékű foszfor-kijuttatás és a termék nem kiemelkedő cinktartalma nem magyarázza.



5. ábra.: A kezelések hatása a talaj felvehető cink és réz-tartalmára

Növényvizsgálati eredmények

A kísérletben, a szabványban rögzített időpontban levélmintavétel történt, hogy megvizsgáljuk az alkalmazott kezelések hatását a fák tápanyagfelvételére. A kapott eredményeket mutatja be a *3. táblázat*.

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a levelek nitrogéntartalma a kedvező tápelem ellátottsági kategóriába esik minden kezelés esetén. A kezelések közül csak a Káli szulf kezelés nem a növelte a levelek N-tartalmát szignifikánsan. A levelek foszfortartalma 0,155 és 0,181% között változott a kezelések függvényében. Minden kezelés esetén a kedvező illetve a magas tápelem ellátottsági kategóriába estek az értékek. Ennél a tápelemnél csak a P+K, Nitro plusz, és 7-9-7 kezelések eredményeztek szignifikánsan nagyobb foszfortartalmat. A levelek káliumtartalma 0,977 és 1,311% között változott. A kontroll esetén kapott alacsony tápelem ellátottsági kategóriába tartozó értéket minden kezelés, bár nem minden esetben szignifikánsan, de növelte. A trágyával kezelt esetekben a levelek káliumtartalma a kedvező tápelem ellátottsági kategóriába esett. Szignifikáns kezeléshatást azonban csak a Káli szulf, P+K (ezeknél mértük a legnagyobb értékeket, ami a növelt K dózissal jól összefügg) illetve a Nitro plusz kezelés eredményezett.

3. táblázat. Kezelések hatása a fák leveleinek makroelem-tartalmára

Kezelések	N%	P%	K%	Ca%	Mg%
Kontroll	2,160a	0,155a	0,977a	1,730a	0,441a
Káli szulf	2,141a	0,162a	1,270b	1,782a	0,442a
P+K	2,324b	0,181b	1,311b	1,917b	0,497b
Nitro plusz	2,297b	0,173b	1,232b	1,825b	0,454a
Nitro Vit	2,342b	0,166a	1,114a	1,797b	0,487b
NEX	2,374b	0,167a	1,131a	1,834b	0,443a
NEXB	2,336b	0,162a	1,042a	1,781a	0,454a
7-9-7	2,267b	0,171b	1,140a	1,844b	0,459a

Megjegyzés: az azonos betűjelzések azonos szignifikancia-szintet jelölnek

Az almafák leveleinek kalciumtartalma 1,73 és 1,917 % között változott a kezelések függvényében. Legkisebb értéket ennél az elemnél is a kontroll fák leveleiben mértünk. Megállapítható, hogy minden kezelés esetén a kedvező tápelem ellátottsági kategóriába estek az értékek. A levelek Ca-tartalmát csak a Káli szulf és NEXB kezelések nem növelték szignifikánsan. A többi kezelés hatékonyan tudta emelni a levelek kalcium szintjét. Az almafák leveleinek magnéziumtartalma 0,441 és 0,497 % között változott a kezelések függvényében. Legkisebb értéket ennél az elemnél is a kontroll fák leveleiben mértünk. Megállapítható, hogy minden kezelés esetén a magas tápelem ellátottsági kategóriába estek az értékek. A levelek Mg-tartalmát csak a P+K és Nitro Vit kezelések növelték szignifikánsan (*3. táblázat*).

Következtetések

A kísérleti eredmények értékelése után a következő megállapítások tehetők:

- Megállapítható, hogy az alkalmazott kezelések a Káli szulf kezelést kivéve egyöntetűen enyhén, de szignifikánsan növelték a talaj kémhatását, amely ezáltal a növénytáplálás szempontjából kedvezőbb lett. Ebből adódóan a termékek alkalmasak lehetnek savanyúbb kémhatású talajokon történő alkalmazásra.
- A kezelések a talaj amúgy is jelentős felvehető foszfor- és káliumtartalmát egy-két kivételtől eltekintve nem befolyásolták szignifikánsan.
- A kontrollhoz képest a kezelések közül a P+K, Nitro Vit, NEXB és 7-9-7 kezelés növelte szignifikánsan a talaj nitrát-tartalmát, továbbá a NEXB kezelés valószínűsíthetően a baktériumos kiegészítés miatt javíthatta a

mineralizáció hatékonyságát, ami a kiugróan nagy nitrátkészletet eredményezett ebben a kezelésben.

- A talaj felvehető mikroelem készletét a kezelések nem konzekvensen befolyásolták. A jelentős mangántartalmat néhány kezelés (Nitro plusz, Nitro Vit, NEX és NEXB) növelte, míg a cink- és réztartalmat a kezelések általában csökkentették a kontrollhoz képest.
- A növény (levél) -vizsgálati eredmények rámutattak, hogy az alkalmazott csirketrágya-termékek többnyire hatékonyan tudták növelni a levelek makroelem-tartalmát. Leghatékonyabbnak a P+K kezelés bizonyult, amely mindegyik vizsgált tápelem koncentrációját növelte a fák leveleiben. Ugyancsak hatékony volt még a Nitro plusz kezelés is, amely a Mg-tartalmat nem, de az összes többi tápelem koncentrációját szignifikánsan növelni tudta.
- Megállapítható, hogy a talaj és növényvizsgálati eredmények nem minden esetben korrelálnak egymással, ezért javasolható, hogy mindkét vizsgálati módszert használni kell az adekvát eredményértékelés szempontjából.

Köszönetnyilvánítás

A kísérletek beállítását és a vizsgálatokat a GINOP-2.2.1-15-2017-00043 azonosítószámú „Többcélú organikus biofermentum termékcsalád kidolgozása és piaci bevezetése” projekt támogatta.

Irodalomjegyzék

AMANULLAH, M. M., MUTHUKRISHNAN, P., SEKAR, S. 2010. Prospects and potential of poultry manure. Asian Journal of Plant Sciences 9 (4): 172-182.

BOLAN, N.S., SZOGI, A.A., CHUASAVATHI, T., SESHADRI, B., ROTHROCK, M.J., PANNEERSELVAM, P. 2010. Uses and management of poultry litter. World's Poultry Science Journal, 66(4):673-698.

CORDOVIL, C.M.D.S., COUTINHO, J., GOSS, M., CABRAL, F. 2005. Potentially mineralizable nitrogen from organic materials applied to a sandy soil: fitting the one-pool exponential model. Soil Use and Management Vol.21. (1): 65-72.

HAGA, K. 1999. Development of composting technology in animal waste treatment-review. Asian-Australasian Journal of Animal Sciences. 12 (4): 604-606.

KAISER, D.E., MALLARINO, A.P., HAQ, M.U., ALLEN B.L. 2009. Runoff phosphorus loss immediately after poultry manure application as influenced by the application rate and tillage. Journal of Environmental Quality, 38 (1): 299-308.

MATERECHERA, S.A. 2010. Utilization and management practices of animal manure for replenishing soil fertility among small-scale crop farmers in semi-arid farming districts of the North West Province, South Africa. Nutrient Cycling in Agroecosystems 87: 415–428 https://doi.org/10.1007/s10705-010-9347-7.

MASARIRAMBI, M. T., DLAMINI, P., WAHOME , P. K., OSENI , T. O. 2012. Effects of chicken manure on growth, yield and quality of lettuce (Lactuca Sativa

L.)‘Taina’ under a lath house in a semi-arid sub-tropical environment. American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences, 12 (3): 399-406.

MCGRATH, S., MAGUIRE, R.O., TRACY, B.F., FIKE J.H. 2010. Improving soil nutrition with poultry litter application in low-input forage systems. Agronomy Journal, 102 (1): 48-54.

MI-08 0468-81: Növényelemzések. Gyümölcsös ültetvények. Mintavétel, mintaelőkészítés, mintatárolás.

MSZ 20135:1999. A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása.

RAVINDRAN, B., MUPAMBWA, H.A., SILWANA, S., MNKENI, P.N.S., 2017. Assessment of nutrient quality, heavy metals and phytotoxic properties of chicken manure on selected commercial vegetable crops. Heliyon, Volume 3, Issue 12, https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2017.e00493.

SHARPLEY, A.N., HERRON, S., DANIEL T. 2007. Overcoming the challenges of phosphorus-based management in poultry farming. Journal of Soil and Water Conservation, 62 (6): 375-389.

Magyarország és Ecuador egyes mezőgazdasági talajainak összehasonlítása

Sándor Zsolt[1], Vágó Imre[1], László Zoltán[1], Kocsis István Attila[1], Tállai Magdolna[1], Pazmino Karina[2], Kincses Ida[1]

[1]Debreceni Egyetem, Debrecen, zsandor@agr.unideb.hu;
[2] Universidad Politécnica Salesiana, Quito

Összefoglalás

A kutatómunka célja a Debreceni Egyetem Növénytermesztési Kísérleti telepén és Ecuadori Salesian Polytechnic University, Cuencai mezőgazdasági kísérleti területén található árutermelő parcellákból származó talajminták legfontosabb fizikai, kémiai és mikrobiológiai tulajdonságainak összehasonlítása volt. Meghatároztuk a talajok kémhatását, szervesszén és a felvehető tápanyag tartalmát, valamint a talaj biológiai vizsgálatai során mértük a mikroorganizmusok mennyiségét és aktivitását.
A hazai talajmintákat kukorica, búza és napraforgó alól vettük, míg az ecuadori minták kukorica, búza és cukornád termő területekről származnak.
Az eredmények értékelése során megállapítható, hogy a magyarországi talajok tápanyag ellátottsága magasabb az intenzív tápanyagutánpótlásnak és a talajok tápanyag tőkéjének köszönhetően, és ezek hatására a termés mennyisége is több. Az ecuadori talajok esetén a mikrobiológiai aktivitás volt nagyobb, mely a mikroklímának és a természetközelibb művelésnek köszönhető, mivel a hegyi terep nem engedi meg a hatalmas parcellák kiállítását és a nagy munkagépek használatát.

Kulcsszavak: humusz, mikroszkopikus gomba, összes csíraszám.

Summary

The aim of this research was to compare the main physical, chemical and microbiological properties of agricultural soils in Hungary and Ecuador. Soil chemistry, organic matter and nutrient uptake were determined and the amount and activity of microorganisms were measured in soil biological analyses.
The domestic soil samples were taken from maize, wheat and sunflower fields, while the Ecuadorian samples were taken from maize, wheat and sugar cane fields.
The evaluation of the results shows that the Hungarian soils have higher nutrient supply due to intensive nutrient replenishment and soil nutrient capital, which results in higher yields. In Ecuadorian soils, the microbial activity was higher due to the microclimate and the more natural cultivation, as the mountainous terrain does not allow the use of large plots and large machinery.

Keywords: humus, microscopic fungi, bacterial number

Bevezetés

A termő területek ökológiai feltételi (éghajlat, éghajlatváltozás, talajképző kőzet, talajképződési tényezők és folyamatok, természetes növényzet) alapvetően meghatározzák a talaj fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságait, ezért a fenntartható agrártermelés feltétele az ésszerű földhasználat (JUHOS, 2014). A mai gyakorlatban nem áll rendelkezésünkre nemzetközileg egységes világ földértékelési rendszer (JUHOS és MADARÁSZ, 2016), így a termesztett növények hasonlósága alapján választottunk mintaterületet. Ugyanakkor a termesztett növények kiválasztásával az alkalmazott agrotechnikai módszerek is nagymértékben befolyásolják a talajok tulajdonságait. Az agrotechnikai módszerek közül kiemelkedő jelentősége van a talajművelésnek és a tápanyag visszapótlásának.

Ecuador (Dél-Amerika) a Csendes-óceán és az Amazonas-medence között található. Az Andok-hegység északról délre szeli át az országot, jelentős topográfiai akadályt képezve (MORÁN-TEJEDA, 2016). Az Andok három természeti régióra osztja Ecuadort: tengerpart menti területek, hegyvidék (felföld) és Amazónia, amelyek mindegyike összetett és változatos éghajlati rendszer alkot, a talajok különbözőek, az Egyenlítő közelsége és a különböző tengerszint feletti magasság miatt a **talajok biológiai diverzitása változatos** (ESPINOSA et *al.*, 2018). Az általunk vizsgált területek az Andok középső részén található, melynek kiterjedése Alausí-tól délre Saraguroig terjed. Az ecuadori Andok ezen része egy széles, egyhangú fennsík, a domborzatát vulkáni kitörések alakították ki (WINCKELL et *al.*, 1997). A vulkáni hamuból származó talajok az ország területének több mint 30%-át foglalják el, mezőgazdasági szempontból fontosak. Nagyon változatosak, a tengerszinttől egészen 5000 m-ig vannak jelen (ZEBROWSKI ÉS SOURDAT, 1997). Az Andok régióiban a talaj textúrája vályog típusú (viszonylag laza szerkezete miatt nagy mezőgazdasági termőképességű talaj (NIETO, 2022).

A felföldi mezőgazdaságra leginkább a kisüzemi termelés jellemző, néhány állattenyésztési terület kivételével. Ez a termelés nagyon fontos a lakosság élelmezésbiztonságának megőrzésében. A régió főbb növényei a kukorica, cukornád ás a búza. A kukoricát felföld közepes magasságú rétegeiben termesztik, emberi fogyasztásra szánt, lágy szemű, nyílt beporzású fajtákat, valamint takarmánykukoricát. A fehér színű kukorica alapvető élelmiszer, amely a lakosság hagyományaiban gyökerezik, a térségben körülbelül 200˙000 hektáron termesztik (HUTTEL et *al.*, 1999). A takarmány kukorica betakarított területe megközelíti a 150˙000 ha-t (INEC 2013).

A tizenhatodik század elején Ecuadorba behurcolt cukornádat körülbelül egy évszázada termesztik nagyobb területen. Jelenleg Ecuadorban 90˙000 ha-on termesztenek cukornádat a tengerparti síkságon, több ezer hektáron termesztik a felföldi Andok közi meleg völgyekben.(INEC 2013).

A búza a spanyolok kezében érkezett Ecuadorba, és úgy vélik, hogy 1541-ben vetették el először a quitoi San Francisco Plaza-ban (PATIÑO, 1967). Annak ellenére, hogy a búzalisztet változatos élelmezési célokra lehet felhasználni az ecuadori lakosság körében elsősorban kenyérkészítésre használják. A helyi búzatermelés nem tudja kielégíteni az ecuadori igényeket ezért a nagy része importból származik. Napjainkban mindössze kb. 10˙000 hektár búzát takarítanak be Ecuadorban (FAO 2014). A búza olyan növény, amelyet 2200-3100 m magasságban is jól lehet termeszteni, bár ennél magasabban (3300 m) is megtalálható (HUTTEL et *al.,* 1997).

A Kárpát-medence, ezen belül Magyarország talajainak mozaikossága szükségessé teszi, hogy a mezőgazdasági termelés alkalmazkodjon a változatos feltételekhez. A kis távolságokon belül lényegesen eltérő földtani, domborzati, éghajlati és talajtani körülmények alakultak ki. Ebből következik, hogy Magyarországon viszonylag kis területén belül számos egymástól eltérő termőterületet kell megkülönböztetni (STEFANOVITS et *al.,* 1999). Az átalunk vizsgát területek az Alföld nagytájon belül a Hajdúság középtájon található. A középtáj 100 és 200 m közötti tszf-i magasságú, lösszel, lösziszappal fedett egykori hordalékkúpsíkság része, melynek alacsonyabb részein 5-7 m magas futóhomok-felhalmozódások lehetnek. A térségben homok, erdő, szikes és csernozjom talajok is megtalálhatóak (DÖVÉNYI, 2010).

Hazánk területének több mint fele (5 millió 50 ezer ha) mezőgazdasági művelés alatt áll és ennek több mint 80% szántóföld. A szántóföldeken 860 ezer ha-on termesztenek búzát, 1,1 millió hektáron kukoricát és 665 ezer ha-on napraforgót (KSH 2021).

A talaj egy feltételen megújuló elő rendszer, melynek biodiverzitása döntő fontosságú az élelmiszertermelés és a környezet minőségének megőrzésé szempontjából (BRAVO et *al.,* 2017; CHERUBIN, 2016). A mezőgazdasági területeken a talajminőség jellemzésére használják a talajok fizikai, kémiai és biológia tulajdonságának vizsgálatait (CANTU et *al.,* 2007; NGO-MBOGBA et *al.,* 2015; VALLEJO, 2013). A talaj egy olyan biológiailag aktív élőhely, ahol nagyszámú élőlény él és tevékenykedi, közülük a baktériumok és a mikroszkopikus gombák főként a tápanyagok lebontásában és átalakításában veszek részt (MOREIRA, 2012). A baktériumok főként az enzimatikus bontásokat végzik (COYNE, 2000), az aktinomicéták pedig a szervesanyagok humifikálásában játszanak szerepet és szabályozzák a mikrobiális közösséget (PFENNING et *al.,* 2000). A mikroszkopikus gombák jelentős szerepet töltenek be a szénkörforgalomban és a talajok aggregátumainak kialakításában (RUIZ et *al.,* 2011). A vizsgált területek klímája és tápanyagtőkéje jelentősen hozzájárul a talajok mikrobiális közösségéhez (TISCER et *al.,* 2015)

Anyag és módszer

A magyarországi talajminták a Debreceni Egyetem, Látóképi Növénytermesztési Kísérleti telepről származnak, mely a hajdúsági löszháton található, mészlepedékes csernozjom talajon. A terület éves középhőmérséklete átlagosan 11-13°C és az éves csapadékmennyisége 600-700 mm között mozog.

Az ecuadori mintaterület kiválasztásál próbáltunk a magyarországi klimatikus viszonyokhoz legjobban hasonlító területet találni, ahol mezőgazdasági termelés folyik, ez az Egyenlítőn és Andokon fekvő országban nem egyszerű. Az ecuadori talajminták a Salesian Polytechnic University, Cuencai mezőgazdasági kísérleti területéről származnak, mely a Kondor hegységben található, Andosols (vulkanikus) talajon. A terület éves középhőmérséklete átlagosan 11-13,5°C, az éves csapadékmennyisége 850-1200 mm között mozog.

A minták mind két esetben a kontroll parcellákból származnak ahol nem kaptak kezeléseket minimum az elmúlt öt évben.

A mintákat 20 cm mélységből vettük Eijkelkamp típusú talajmintavevővel. Minden esetben a területekről 5 pontmintából készítettünk egy átlagmintát. A mintákat laboratóriumban homogenizálás után három egyforma részre osztottuk, melyekből elvégeztük a vizsgálatokat. A hazai talajmintákat kukorica, búza és napraforgó alól vettük, míg az ecuadori minták kukorica, búza és cukornád termő területekről származnak.

A mintákat a Debreceni Egyetem Agrokémiai és Talajtani Intézetének talajbiológiai laboratóriumában elemeztük. A mintaelőkészítés során a mintákat <2mm átmérőjű szitán homogenizáltuk és a növényi maradványokat eltávolítottuk. A talajok textúráját az Arany-féle kötöttségi számból határoztuk meg, az így elkészült talajpasztából vezetőkéség mérésével számoltuk ki az összes sótartalmat (MSZ-08-0205:1978, MSZ-08-0206:1978). A talaj pH-ját kétféle szuszpenzióban mértük (a talaj/víz és talaj/1 M KCl 1/2,5 aránya volt). Magyar szabványok szerint meghatároztuk az ammónium-laktát oldható foszfor és kálium tartalmat (AL-P_2O_5 és AL-K_2O MSZ 20135:1999) és a talaj humusz tartalmát (MSZ-08 0210-2: 1977). Ezeken kívül meghatároztuk a talaj nitrát tartalmát 1:5 talaj-vizes kivonatból Na-szalicilátos módszerrel (FELFÖLDY, 1987).

A talajok mikrobiológiai jellemzői közül meghatároztuk az összes csiraszámot és a mikroszkopikus gombaszámot lemezöntéssel, húsleves- és pepton-glükóz-agar táptalajon. A különböző táptalajokon végzett szelektív elkülönítése és mennyiségi meghatározása a mikroorganizmusoknak előnyösebbek a nem tenyésztési eljárásoknál (TABACCHIONI et *al.*, 2000).

A talajlégzés intenzitását (talaj széndioxid termelését) a talaj oxigén felvételével és a szén-dioxid kibocsátásának mérésével lehet meghatározni. A talaj respirációjának vizsgálatakor a talajból felszabaduló CO_2 mennyiségét

mértük, NaOH oldatos „lúgos csapdázás” alapján végeztük el laboratóriumi körülmények között. (HU et *al.*, 1997).

Eredmények és értékelésük

A talaj pH-jának, fizikai talajféleségének és tápanyag-tartalmának változásait az *1. táblázat* mutatja be. A magyarországi minták talaj textúrája vályog, míg az ecuadori területeken agyagos vályog. A képződési körülmények miatt az agyagásvány összetétele más a két területnek, az Andok talajaiban főleg 2: 1 típusú agyagokásványok dominálnak, mint pl.: a montmorillonitok és a vermikulitok (ESPINOSA et *al.*, 2022).

A kémhatása mind a két országból származó minták estében gyengén lúgos, szignifikánsan nem különböznek egymástól, a talajminták pH_{KCl} értékei 0,38-0,49 pH-egységgel voltak alacsonyabbak, mint a pH_{H2O}, ezért a talajok rejtett savanyúsága nem lehet magas.

Az oldható foszfor tartalomban már markánsabb különbségeket tapasztaltunk a két terület mintái között, a magyarországi mintákban többszörösét mértük. A foszfor két féle úton kerülhet a talajoldatba. Egyrészt mikor a szilárd foszforvegyületek feloldódnak, másfelől amikor a talajrészecskéken megkötődött foszfor deszorbeálódik. A foszforvegyületek oldhatósága pH függő folyamat, mely a növényi felvehetőség szempontjából jelentős (RATHJE, 1942). Azon talajok, amelyek savanyú vulkáni kőzetekből képződtek kevés, a bázikus kőzetekből képződöttek közepes mennyiségű foszfort tartalmaznak. A száraz éghajlaton lévő, kevéssé mállott meszes talajok foszfortartalma általában nagy, mivel sok bennük az apatit, és nincs kimosódás (STEFANOVITS et *al.*, 1999). A csernozjom talajon végzett kutatások szerint az AL-P_2O_5 tartalom a talajok mésztartalmával együtt növekedett (ÁRENDÁS et *al.*, 2004). Az ecuadori Andokból származó talajminták általában nitrogén- és foszforhiányt mutatnak, ami korlátozhatja a mezőgazdasági termelést (BOSSIO et *al.*, 1991). A vulkáni hamun képződött talajokban a P-készletek általában szerves formákban találhatóak (SHOJI et *al.*, 1993), a szervetlen formák pedig könnyen lekötődnek (OADES et *al.*, 1989). Az oldható káliumtartalom esetében hasonló eredményeket tapasztaltunk, mint a foszfornál. A hazai minták nitrát tartalmának értékei magasabbak, mint az ecuadori mintáké, ami feltehetően a nitrát feltáró mikroorganizmusok aktivitásának köszönhető. Kivétel a cukornád, mivel a cukornáddal szimbiózisban élő mikroorganizmusok képesek a nitrogénkötésre.

Az Andokban elvégzet vizsgálatok azt mutatják, hogy az erdőirtás utáni szántóterületeken csökken a talajok szerves széntartalma (SOC) (CANTÚ et *al.*, 2007). Az ecuadori mintákban szignifikánsan kevesebb a humusztartalom, megközelítőlegesen fele a magyar mintának. A szervesanyag készlet

különbségében, nagyrészt a képződési különbségek dominálnak (lágy szárú és fás szárú növények) valamint erdőírtás (Ecuador) utáni erózió.

A talajok biológiai vizsgálatainak eredményeit a *2. táblázat* mutatja be. Látható, hogy az ecuadori talajok mikrobiális aktivitása nagyobb. Az összes csíraszám esetében az ecuadori mintákban a sejtszám minimum a duplája a magyarországinak, de a cukornád esetében egy nagyságrenddel nagyobb. A mikroszkopikus gombáknál is hasonló tendenciát tapasztaltunk, az ecuadori mintákban többszöröse a sejtszám. Ez leginkább a klimatikus tényezőknek köszönhető. A hőmérséklet sokkal kiegyenlítetteb és a csapadék is sokkal több, eloszlása egyenletesebb (EMCK, 2008).

1. táblázat. Az ecuadori és magyar talajminták fizikai és kémiai paraméterei

		K_A	pH_{H2O}	pH_{KCl}	AL-oldható		NO_3-N mg/kg	Humusz %
					P_2O_5 mg/kg	K_2O mg/kg		
Magyar-ország	kukorica	39	8,08	7,62	196,3	274	8,46	2,45
	búza	41	7,84	7,46	212,7	196	12,27	2,63
	napraforgó	38	7,63	7,22	87,4	267	17,62	2,87
$SzD_{5\%}$		0,54	0,27	0,21	5,14	12,4	2,13	0,26
Ecuador	kukorica	48	7,65	7,22	40,1	32,7	3,65	1,06
	búza	46	7,64	7,15	63,3	11,2	5,61	1,31
	cukornád	49	7,59	7,20	17,2	15,8	33,08	1,76
$SzD_{5\%}$		0,38	0,32	0,27	4,68	5,2	0,41	0,14

2. táblázat. Az ecuadori és magyar talajminták biológiai paraméterei

		Összes csíraszám $*10^6$ db	Összes gombaszám $*10^4$ db	Talajlégzés mg CO_2/1000g talaj/nap
Magyar-ország	kukorica	9,09	3,52	12,45
	búza	3,15	8,49	11,63
	napraforgó	7,61	7,67	9,74
Ecuador	kukorica	18,78	12,16	18,33
	búza	25,45	19,91	19,05
	cukornád	92,12	21,28	17,55

A talajok mikrobiális aktivitást mutató „talajlégzés” eredményekben is szignifikánsan magasabb eredményeket értünk el az Ecuadorból származó talajmintában. Ez összhangban van azzal, hogy magasabb volt ezen talajok mikroorganizmusainak sejtszáma és ezáltal aktivitása is nagyobb (MENDOZA et *al.,* 2020.) Ez a megnövekedett mikrobiológiai aktivitás hozzájárul a talajok

szervesanyagtartalmának csökkenéséhez és a mineralizációs folyamatok erősödéséhez.

Következtetések

Az eredmények értékelése során megállapítható, hogy a különböző klimatikus körülmények között képződött talajok tápanyag ellátottságát a talajképző kőzet tulajdonságai nagymértékben meghatározzák. A talajok szervesanyag tartalmát leginkább a természetes vegetáció határozza meg a talajképződés során, -e mellet fontos szerpe van az eróziónak is. A talaj kémiai paraméterein kívül a nagy különbségek vannak a talajok biológiai aktivitásában is. A mikrobiális sejtszámok növekedésével nő a mikrobiális aktivitás és a szervesanyagok átalakítása, lebontása. Az eltérő klimatikus viszonyok hatásait az alkalmazott földművelési módok is nagymértékben befolyásolják.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást az Innovációs és Technológiai Minisztérium 2019-2.1.11-TÉT-2019-00045 számú pályázata támogatta.

Irodalomjegyzék

ÁRENDÁS T., BÓNIS P., MOLNÁR D., SARKADI J., (2004): Foszfor-utóhatások erdőmaradványos csernozjom talajon a karbonátosság függvényében. Agrokémia és Talajtan 53 (1-2) 111-124 p.

BOSSIO, D.A.; CASSMAN, K.G. (1991) Traditional Rainfed Barley Production in the Andean Highlands of Ecuador: Soil Nutrient Limitations and Other Constraints. Mountain Research and Development, (11) 115-126 p.

BRAVO, C.; TORRES, B.; ALEMÁN, R.; MARÍN, H.; DURAZNO, G.; NAVARRETE, H.; GUTIÉRREZ, E. TUNIESKY; T. A.(2017): Indicadores morfológicos y estructurales de calidad y potencial de erosión del suelo bajo diferentes usos de la tierra en la Amazonía ecuatoriana. Anales de Geografia de la Universidad Complutense (37) , 247-264 p.

CANTÚ, M., BECKER, A. R., BEDANO, J. C., SCHIAVO, H. (2007): Soil quality evaluation using indicators and indices Pedologia view project soil fauna and ecosystem processes in extensive ecologically-based farming systems view project. *Ciencias de Suelo*, (25) 173-178 p.

CANTÚ, M., BECKER, A. R., BEDANO, J. C., SCHIAVO, H. (2007): Soil quality evaluation using indicators and indices Pedologia view project soil fauna and ecosystem processes in extensive ecologically-based farming systems view project. Ciencias de Suelo, (25) 173-178 p.

CHERUBIN, M. R.; KARLEN, D. L.; FRANCO, A. L. C; CERRI, C. E. P; TORMENA, C. A.; CERRI, C. C. (2016): Soil Quality Indexing Strategies for Evaluating Sugarcane Expansion in Brazil. Soil Science Society of America Journal (80), 215-226 p.

DÖVÉNYI Z (2010): Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet. Budapest

EMCK P. (2008): A Climatology of South Ecuador. India: VDM Verlag

ESPINOS, J.; MORENO, J.; BERNAL G. (2018): The Soil of Ecuador. Springer. Switzerland

ESPINOSA, J.; MORENO, J.; BERNAL G. (2022): Suelos del Ecuador: Clasificación, Uso y Manejo. Instituto Geográfico Militar. Quito

FAO (2014) FAOSTAT. http://faostat3.fao.org//faostat-gateway/go/to/compare/Q/QC/S.

FELFÖLDY L. (1987): A biológiai vízminősítés. Vízgazdálkodási Intézet, Budapest 161-163.p.

HU S., BRUGGEN VAN A.H.C. (1997): Microbial dynamics associated with multiphasic decomposition of 14C-labeled cellulose in soil. Microbial Ecology. 33. (2) pp.134-143

HUTTEL C (1997) Las grandes regiones climáticas y sus formaciones vegetales naturales. In: Winckell A, Marocco R, Winter T et al (eds) Paisajes naturales del Ecuador: las condiciones generales del medio natural. CEDIG - IPGH - IRD - IGM, Quito

HUTTEL C, ZEBRONSKI C, GONDARD P, BOURLIAUD J (1999) Paisajes agrarios de Ecuador., vol V. Geografía Básica del Ecuador. Instituto Panamericano de Geografía e Historia, Quito, Ecuador

INEC (2013) Encuesta de superficie y producción agropecuaria continua Ecuador 2013. Dirección de Estadísticas Agropecuarias y Ambientales, INEC, Quito, Ecuador

JUHOS K. (2014): A mezőgazdasági földminősítés és földhasználati tervezés nemzetközi és hazai módszerei. Földrajzi Közlemények 2014. 138. 2. pp. 122–133 p.

JUHOS K., MADARÁSZ B. (2016): Interpretation and integration of pedological data in land evaluation systems. Bulgarian Journal of Agricultural Science, 22 (No 2) 2016, 209–215 p.

KSH (2021): A fontosabb növények vetésterülete, 2021. június 1.

MENDOZA B., BÉJAR J., LUNA D., OSORIO M., JIMENEZ M., MELENDEZ J. R. (2020): Differences in the ratio of soil microbial biomass carbon (MBC) and soil organic carbon (SOC) at various altitudes of Hyperalic Alisol in the Amazon region of Ecuador. F1000Research 9 443-451 p.

MORÁN-TEJEDA, E.; BAZO, J.; LÓPEZ-MORENO, J.I.; AGUILAR, E.; AZORÍN-MOLINA, C.; SANCHEZ-LORENZO, A.; MARTÍNEZ, R.; NIETO, J.J.; MEJÍA, R.; MARTÍN-HERNÁNDEZ, N.; VICENTE-SERRANO S. M. (2016): Climate trends and variability in Ecuador (1966–2011). *International Journal Climatology*. 2016,(*36)* 3839–3855 p.

MOREIRA, F.; HUISING, J. E; BIGNELL, D. E. (2012): Manual de Biologia de suelos tropicales: muestreo y caracterizacion de la biodiversidad bajo suelo; Instituto Nacional de Ecología: Mexikó, 300 p.

NGO-MBOGBA, M., YEMEFACK, M., NYECK, B. (2015): Assessing soil quality under different land cover types within shifting agriculture in South Cameroon. Soil and Tillage Research, (150) 124-131 p.

NIETO, C. (2022) Actualización del plan de desarrollo y ordenamiento territorial 2020–2022. Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial Guasaganda.

OADES, J.M., GUILLMAN, G.P. AND UEHARA, G. (1989) Interactions of Soil Organic Matter and Variable-Charge Clays. In: COLEMAN, D.C., OADES, J.M. AND

UEHARA, G., Eds., Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems, NifTAL Project, Honolulu, 69-95 p.

PATIÑO V (1967) Plantas cultivadas y animales domésticos de América equinoccial. Tomo III: Fibras, medicinas, misceláneas. Imprenta Departamental, Cali, Colombia

PFENNING, L. H.; ABREU, L. M. (2000): Manual de biología de suelos tropicales: Hongos del suelo saprófitos y patógenos de plantas; Instituto Nacional de Ecología: 243-280 p.

RATHJE W. (1942): Zur Kenntnis der Phosphate, VI. Das Phhosphatgleichgewwicht im Bode

RUIZ, P.; ROJAS, K.; SIEVERDING, E. (2011): La distribución geográfica de los hongos de micorriza arbuscular: una prioridad de Investigación en la Amazonía Peruana. Espacio y Desarrollo (23), 47-63p.

SHOJI, S., NANZYO, M. AND DAHLGREN, R. (1993) Productivity and Utilization of Volcanic Ash Soils. In: SHOJI, S., NANZYO, M. AND DAHLGREEN, R., Eds., Volcanic Ash Soils: Genesis, Properties and Utilization, Elsevier, Amsterdam, 209-251 p.

STEFANOVITS, P.; FILEP, GY.; FÜLEKY, GY. (1999) Talajtan. Mezőgazda kiadó,. Budapest

TABACCHIONI S., CHIARINI L., BEVIVINO A., CANTALE C., DALMASTRI C. (2000): Bias caused by using different isolation media for assessing the genetic diversity of a natural microbial population. Microb. Ecol., 40, pp. 169-176

TISCHER, A.; BLAGODATSKAYA, E.; HAMER U. (2015): Microbial community structure and resource availability drive the catalytic efficiency of soil enzymes under land use change conditions. Soil Biology and Biochemistry (89) 226-237 p.

VALLEJO QUINTERO, V. E. (2013): Importancia y utilidad de la evaluación de la calidad de suelos a través del componente microbiano: Experiencias en sistemas silvopastoriles. Colombia Forestal, (16) 83-87 p.

WINCKELL A, ZEBROWSKI C, SOURDAT M (1997) Los paisajes naturales del Ecuador, volumen 4 Las regiones y paisajes del Ecuador. Centro Ecuatoriano de Investigación Geográfica (CEDIG) 186 p.

ZEBROWSKI C, QUANTIN P, TRUJILLO G (1997): Suelos volcanicos endurecidos. III Simposio Internacional Unión Europea - ORSTOM - PUCE - UCE, Quito, Ecuador 529 p.

Szilfajok passzív és indukált toxikus elem fitoextrakciójának vizsgálata szennyvízüledékkel szennyezett talajból tenyészedényes kísérletben

Simon László, Uri Zsuzsanna, Vigh Szabolcs, Vincze György, Irinyiné Oláh Katalin

Nyíregyházi Egyetem, Műszaki és Agrártudományi Intézet, Agrártudományi és Környezetgazdálkodási Intézeti Tanszék, 4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/b.
simon.laszlo@nye.hu

Összefoglalás

Tenyészedényes szabadföldi kísérletben hasonlítottuk össze két szilfaj (mezei szil – *Ulmus minor* L.; turkesztáni szil – *Ulmus pumila* 'Puszta') szerveinek toxikuselem-felvételét. A fákat 4 hónapon át a Debrecen lovász-zugi rekultivált szennyvízülepítő toxikus elemekkel enyhén szennyezett takarótalaján (78,6–Cr; 33,4–Ni; 93–Zn mg/kg) neveltük Nyíregyházán. E szennyezett talajhoz 2,3 tömegszázalék légszáraz silócirokhajtást (szár+levél) kevertünk (1,73–Cr; 0,97–Ni; 127–Zn mg/kg), melyet a Debrecen lovász-zugi kísérleti területen termesztettünk. Feltételeztük, hogy a talajban feltáródó szerves anyag megváltoztatja a tesztnövények elemfelvételét, indukálja toxikuselem-fitoextrakcióját. A kontroll, toxikus elemekkel kevésbé szennyezett talaj (47,6–Cr; 49,5–Ni; 56,5–Zn mg/kg) a Nyíregyházi Egyetem Nyírtelek Ferenc-tanyai tangazdaságából származott.

Megállapítottuk, hogy a turkesztáni szil általában több toxikus elemet akkumulált a föld feletti szerveiben (vesszőiben Cr–2,09; Ni–0,41; Zn–12,6 µg/g-ot, leveleiben Cr–0,49; Ni–0,42; Zn–24,6 µg/g-ot mértünk), mint a mezei szil (vesszőiben Cr–1,74; Ni–0,33; Zn–11,5 µg/g-ot, leveleiben Cr–0,45; Ni–0,50; Zn–16,2 µg/g-ot mértünk), melyet a kijuttatott cirokhajtás feltáródott része jelentősen megemelt. A cirokhajtással kezelt turkesztáni szil vesszőiben, illetve leveleiben 3,13 és 0,69 µg/g krómot, 0,58 és 0,56 µg/g nikkelt és 20,6 és 39,5 µg/g cinket mértünk, míg a mezei szil vesszőiben és leveleiben ezek az értékek króm esetén 2,32 és 0,65 µg/g, nikkel esetén 0,48 és 0,66 µg/g, míg cink esetén 15,1 és 26,0 µg/g között változtak. Hasonló különbségeket figyelhettünk meg a kevésbé szennyezett nyírtelki kontroll talajon is.

A megvizsgált szilfajok válaszreakcióit (gyökerek, vesszők, illetve levelek zöldtömege, szárazanyag-tartalma) és a toxikuselem-akkumulációt komplexen értékelve megállapítottuk, hogy a Debrecen lovász-zugi rekultivált szennyvízülepítő toxikus elemekkel szennyezett fedőtalajára turkesztáni szilt célszerű telepíteni, mert ez a faj a környezeti stressz-faktorok iránt toleránsabb és jobban fejlődik, mint a mezei szil, valamint passzív vagy indukált toxikuselem-fitoextrakció szempontjából hatékonyabb annál.

Kulcsszavak: mezei szil, turkesztáni szil, szennyvízüledék, toxikus elemek, passzív és indukált fitoextrakció

Summary

The accumulation of toxic elements in organs of two elm species (field elm – *Ulmus minor* Mill.; Siberian elm – *Ulmus pumila* 'Puszta') was compared in an open-field pot experiment in the Botanical Garden of the University of Nyíregyháza. The trees were grown for 4 months on the cover soil of the Debrecen Lovász-zug recultivated sewage settler that was slightly contaminated with toxic elements (78.6–Cr, 33.4–Ni, 93.0–Zn mg/kg). Sorghum was grown in the experimental area of Debrecen Lovász-zug. The experimental soil was treated with 2.3 m/m% air-dried silage sorghum shoots (stems+leaves) with 1.73–Cr, 0.97–Ni, and 127–Zn mg/kg. It was assumed that the revealed organic matter of sorghum changes the availability of elements in soil, and induces the phytoextraction of toxic elements. The control soil, less contaminated with toxic elements (47.6–Cr, 49.5–Ni, 56.5–Zn mg/kg) originated form the training farm (Nyírtelek, Ferenc-tanya) of the University of Nyíregyháza.

It was found that the Siberian elm generally accumulated more toxic elements in its above-ground organs (twigs: Cr–2.09, Ni–0.41, Zn–12.6 mg/kg; leaves: Cr–0.49, Ni–0.42, Zn–24.6 mg/kg) compared to field elm (twigs: Cr–1.74, Ni–0.33, Zn–11.5 mg/kg; leaves: Cr–0.45, Ni–0.50, Zn–16.2 mg/kg), which was significantly enhanced by the applied and decomposed sorghum shoots. Sorghum shoot application resulted in 3.13 or 0.69 mg/kg of Cr, 0.58 or 0.56 mg/kg of Ni, and 20.6 or 39.5 mg/kg of Zn in the twigs or leaves of the Siberian elm, respectively. In the twigs or leaves of field elm these values were 2.32 or 0.65 mg/kg for Cr, 0.48 or 0.66 mg/kg for Ni, and 15.1 or 26.0 mg/kg for Zn. Similar differences were observed in the less contaminated control soil from Nyírtelek.

After a complex evaluation of the reactions of the tested elm species (fresh weight and dry matter content of harvested roots, twigs or leaves, accumulation and plant distribution of toxic elements), it was concluded that it is more advisable to cultivate Siberian elm than field elm on the toxic element contaminated cover soil of the reclaimed sewage treatment plant in Debrecen Lovász-zug, because Siberian elm is more resistant and tolerant to the environmental stress-factors, develops better (forms higher biomass) than the field elm, and it is more effective in terms of passive or induced phytoextraction of toxic elements.

Keywords: field elm, Siberian elm, sewage sediment, toxic elements, passive and induced phytoextraction

Bevezetés

Az ember energia- és ásványianyag-felhasználása a bioszféra nyomelem-szennyezésének fő oka. Az elmúlt évszázad során a bányászat, a fémfeldolgozás, az ipari termelés, a közlekedés, a fosszilis tüzelőanyagok elégetése, illetve a hulladékok ártalmatlanítása és más folyamatok következtében a talajtakaró, a vízkészletek és az üledékek *potenciálisan toxikus fémekkel* és *félfémekkel* (pl. arzénnal, kadmiummal, krómmal, rézzel, nikkellel, higannyal, ólommal és cinkkel) szennyeződtek az egész világon (KABATA-PENDIAS, 2011; SIMON, 2014). Közismert, hogy a szennyvíztisztítás során keletkező szennyvízüledékben, illetve szennyvíziszapban a fenti toxikus elemek

feldúsulhatnak, és azok a kezelt szennyvíziszapot a termőtalajba visszajuttatva bekerülhetnek a táplálékláncba (EPSTEIN, 2003; SIMON & VINCZE, 2015a; 2015b).

A *fitoremediáció* során a természetben előforduló vagy génsebészeti úton előállított növények (illetve a velük társult mikrobák) segítségével tisztítják meg a környezeti elemeket (talajt, talajvizet, felszíni vizet, ipari szennyvizet, levegőt) a szervetlen vagy szerves kémiai szennyező anyagoktól. A kifejezés előtagja a görög *fito* = növény szóból ered. A remediáció kifejezés a szennyezett terület megjavítását, helyrehozatalát, "meggyógyítását" jelenti a latin *remedium* = orvoslás, gyógyszer, orvosság kifejezés alapján. Ezt a szakkifejezést használjuk arra a tevékenységre, amikor a talajt szennyező vegyi anyagok koncentrációját olyan kis értékre csökkentjük, amelynek a kockázata már a biológiai rendszerekben elfogadható (ARTHUR et *al.*, 2005; SIMON, 2004; SIMON, 2022a). Az ún. *fitoextrakció* során magasabb rendű növényeket alkalmaznak a fémekkel (illetve egyes szerves szennyező anyagokkal) szennyezett talajok tisztítására. A szennyeződések (fémek, szerves vegyületek) a talajból (talajvízből) a növények könnyen betakarítható föld feletti hajtásaiba, illetve gyökereibe helyeződnek át. Speciális, a fémek hiperakkumulációjára képes növényekkel vonják ki a toxikus elemeket a talajból (*folyamatos fitoextrakció*), illetve kelátképző vegyületek, a talaj kémhatását megváltoztató ásványi anyagok vagy szerves anyagok talajba juttatásával teszik a fémeket, félfémeket könnyebben felvehetővé nagy biomasszát képező növényfajok számára (*indukált fitoextrakció*) (ARTHUR et *al.*, 2005; MIN et *al.*, 2021). A toxikus elemek ún. *passzív fitoextrakciója* gyorsan fejlődő, nagy biomasszát képező, bioenergetikai célra is termeszthető lágy vagy fás szárú növényfajokkal történik, melyek közül a fűz- (*Salix* spp.) és nyárfajok (*Populus* spp.) a leghatékonyabbak, pl. a kadmium- vagy a cinkszennyezés akkumulációjában (PULFORD & DICKINSON, 2006; SIMON et *al.*, 2022b; 2022c). A szintén gyorsan fejlődő, nagy föld feletti biomasszát képező szilfajok (*Ulmus* spp.) toxikus elem fitoextrakciós képessége kevésbé feltárt. A legújabb tudományos eredmények alapján a szélsőséges környezeti tényezőket, a talaj toxikuselem-tartalmát jól toleráló szilfajok is ígéretesek fitoremediációs, fitoextrakciós szempontból (DUKIĆ et *al.*, 2014; DEVETAKOVIC et *al.*, 2016; SABA et *al.*, 2015; MLECZEK et *al.*, 2017).

Fenti előzmények ismeretében célunk az volt, hogy szabadföldi tenyészedényes kísérletben hasonlítsuk össze két szilfaj, a környezeti stressz-faktorokkal szemben toleránsabbnak tekintett turkesztáni szil és a kevésbé toleráns mezei szil toxikus elem fitoextrakciós képességét szennyvízüledékkel szennyezett talajból. Megvizsgáltuk továbbá, hogy a talajba kijuttatott növényi eredetű szerves anyag (cirokhajtás) megemeli-e a szilfák szerveinek toxikuselem-akkumulációját.

Anyag és módszer

Tenyészedényes szabadföldi kísérletet állítottunk be a Nyíregyházi Egyetem Botanikus Kertjében a Debrecen Lovász-zugból (47°29′07″ É, 21°35′46″ K) származó, toxikus elemekkel enyhén szennyezett talajjal, illetve a Nyírtelek Ferenc-tanyáról, a Nyíregyházi Egyetem tangazdaságából származó kontroll talajjal 2018 decemberétől 2019 júliusáig. Előbbi talaj egy, a múlt században a kommunális szennyvíz oxidációjára, utóülepítésére, szikkasztására szolgáló lagúnarendszer rekultivációja után kialakított talajtakaró volt (TŐZSÉR 2018), melynek genetikai típusa nem volt meghatározható. TŐZSÉR (2018) és TŐZSÉR et *al.* (2018) szerint Debrecen Lovász-zugban a feltalaj (takarótalaj) króm- és kadmiumkoncentrációi meghaladják a 6/2009. (IV.14.) KVVM-EÜM-FVM együttes rendelet 1. sz. mellékletében földtani közegekre megállapított határértékeket. A kontroll, toxikus elemekkel kevésbé szennyezett kovárványos barna erdőtalaj (SIMON, 2022a) a Nyíregyházi Egyetem Nyírtelek Ferenc-tanyai tangazdaságából származott.

2018. november 29-én a Debrecen lovász-zugi kísérleti területen ásónyomnyi mélységből 8 zsák feltalajt gyűjtöttünk be (*1. ábra*) azon kísérleti parcelláktól keletre (E842025, N240936), ahová a szabadföldi kísérlethez aznap mezei szil és turkesztáni szil csemetéket telepítettünk.

1. ábra. Talajminták begyűjtése a szilfákkal beállított tenyészedényes kísérlethez (Debrecen Lovász-zug, 2018. november 29., dr. Simon László felvételei)

2018. decemberében a Debrecen Lovász-zugban összegyűjtött, kb. 225 kg tömegű talajt 10-15 cm-es rétegben szétterítettük a Nyíregyházi Egyetem egyik fedett helyiségében. A talajt több alkalommal gereblyével forgattuk, aprítottuk és légszáraz állapot eléréséig szárítottuk. Hasonlóan szárítottuk meg a 2017. november 16-án Nyírtelek Ferenc-tanyán begyűjtött kontroll talajmintákat is. 2018. december 17-én a megszárított talajokat 5 mm lyukátmérőjű szitán bocsátottuk át.

2. ábra. A Nyírtelek-Ferenctanyán és Debrecen Lovász-zugban gyűjtött talajminták tenyészedényekbe töltése, illetve a Debrecen lovász-zugi talaj összekeverése cirokhajtás aprítékkal (Nyíregyházi Egyetem, 2018. december 17-18., dr. Simon László felvételei).

2018. májusától októberéig szabadföldi kisparcellás kísérletet állítottunk be Debrecen Lovász-zugban cirokfélékkel (szudánifű – cv. Csaba, cv. Akklimat; silócirok – cv. Róna, cv. Balázs) (SIMON, 2022). 2018. december 5-én a 2018. október 11-én Debrecen Lovász-zugban betakarított cirokhajtásokat, bugatermés nélkül, elektromos szecskázó géppel felaprítottuk. 2018. december 17-én az előaprított cirokhajtásokat 1-2 cm-es darabokra aprítottuk fel metszőollókkal, kézzel, majd az apríték tömegét elektromos laboratóriumi táramérleggel megmértük. 1200 gramm cirokhajtás aprítékunk keletkezett. Az aprítékot egyenletesen műanyag tálcára terítettük, négyfelé osztottuk, és minden negyedből több részminta összekeverésével egy-egy 50 grammos mintát vettünk. A mintákat 70 ^{0}C-on 8 órán át szárítószekrényben tömegállandóság megszárítottuk, majd Retsch ZM200 elektromos darálóval <1 mm-es szemcseméretig felaprítottuk. Az előkészített cirokhajtás mintákat pattintással záródó műanyag zacskókban, exszikkátorban tároltuk az elemanalízis elvégzéséig.

2018. december 17-én és 18-án töltöttük meg az egyenként 7,5 liter űrtartalmú és 6,5 kg talajt magába foglaló tenyészedényeket a nyírtelki kontroll, illetve a Debrecen lovász-zugi légszáraz, átszitált talajjal (*2. ábra*). Utóbbi talajhoz 2,3 tömegszázaléknyi légszáraz felaprított cirokhajtást is kevertünk,

mely kb. 65 t/ha szántóföldi kijuttatásnak felelt meg. A kísérleti séma az *1. táblázat*ban látható, valamennyi kezelést 4 ismétléssel állítottunk be.

1. táblázat. Szilfákkal beállított szabadföldi tenyészedényes kísérlet kezelési sémája (Nyíregyházi Egyetem, 2018. december 18.).

Tenyészedény száma	Talaj	Termesztett fafaj	Talajkezelés
1-4.	Nyírtelek, kontroll	mezei szil	-
5-8.	Nyírtelek, kontroll	turkesztáni szil	-
9-12.	Debrecen Lovász-zug, szennyezett	mezei szil	-
13-16.	Debrecen Lovász-zug, szennyezett	turkesztáni szil	-
17-20.	Debrecen Lovász-zug, szennyezett	mezei szil	2,3 m/m% cirokhajtás
21-24.	Debrecen Lovász-zug, szennyezett	turkesztáni szil	2,3 m/m% cirokhajtás

2019. december 18. – 2019. március 3. között a 24 tenyészedényt laboratóriumi körülmények között tartottuk 18-20 ^{0}C-on, és hetente egyszer a talaj 20%-os szántóföldi vízkapacitásának 75%-áig desztillált vízzel pótoltuk az elpárolgott folyadékot, 7790 grammos össztömeg eléréséig. Ez az „inkubációs” folyamat elősegítette a talajmikrobák élettevékenységének elindulását, illetve a kijuttatott cirokhajtás lebomlását, mineralizációját.

2019. március 4-én és 5-én ültettük el a mezei szil (*Ulmus minor* Mill., származási hely: Szentmihályi-Tiszafa Kertészeti Termelő, Kereskedelmi és Szolgáltató Bt., Kiss János faiskolája, Tiszavasvári) és a turkesztáni szil (*Ulmus pumila* ’Puszta’, származási hely: Domokos Gergely faiskolája, Ebes) facsemetéket a nyírtelki és Debrecen lovász-zugi talajba, illetve a cirokhajtással kezelt talajba. A talajokat műanyag tálcákra borítva alaposan átforgattuk, majd a tenyészedényekbe visszatöltöttük. A talajban a cirokhajtás már részben elbomlott. Az átlagosan 100 cm hosszú szilcsemeték vastagabb gyökereit metszőollóval megvágtuk, majd gyökereztetőhormon-porral beecseteltük. Egy tenyészedénybe egy csemetét ültettünk el. A növényeket egy hétig a Nyíregyházi Egyetem növénynevelő fóliaházában, ezt követően a fóliaház előtt tartottuk, majd 2019. március 12-én kihelyeztük a Nyíregyházi Egyetem Botanikus Kertjébe. 2019. április 15-én néhány nem kellően megeredt mezei szil és turkesztáni szil facsemete pótlására volt szükség a tenyészedényekben. A növényeket hetente 2 alkalommal, majd 2019. június 1-től hetente 3 alkalommal, ioncserélt vízzel öntöztük meg, a tenyészedényekbe elhelyezett

perforált műanyag csöveken keresztül, 15%-os szántóföldi vízkapacitás eléréséig.

2019. július 1-én történt a levélmintavétel az elemanalízishez (*3. ábra*). Egy adott tenyészedényben nevelt fáról 10-15 grammnyi levelet szedtünk le a hajtások legfelső, kb. 15 cm-es szakaszáról. A mintavételből a hajtáscsúcsokon található nem teljesen kifejlett leveleket, illetve az első két kifejlett levelet kihagytuk.

3. ábra. Szilfák fejlettségi állapota, leveleinek mintázása elemanalízishez (2019. július 1., Nyíregyházi Egyetem, Botanikus Kert, dr. Simon László felvételei).

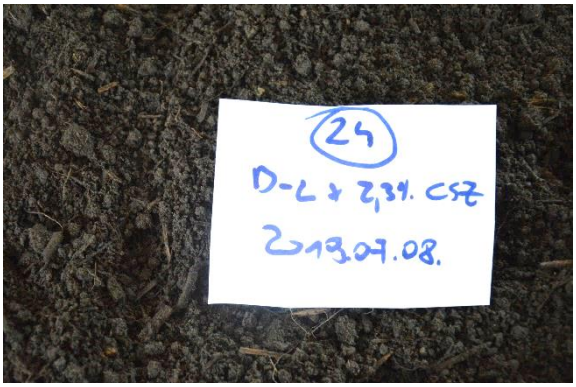
A leszedett levélmintákat tenyészedényenként, kezelésenként 4 ismétléssel megszámoltuk, majd a levél össztömeget digitális elektromos táramérlegen megmértük. A levelek mosását folyó csapvízben, öblítését kétszer váltott desztillált vízben végeztük el. A minták előszárítását 105 ^{0}C-on 1 órán át, majd szárítását 70 ^{0}C-on 8 órán át szárítószekrényben tömegállandóság eléréséig végeztük el. 2019. július 2-án történt a levélminták szárazanyag-tartalmának visszamérése. A mintákat darálás előtt utószárítottuk 105 ^{0}C-on 1 órán át szárítószekrényben, majd elektromos darálóval <1 mm-es szemcseméretig felaprítottuk.

A tenyészedényeket 117 napos növénynevelés után, 2019. július 4-én és 2019. július 8-án bontottuk meg. Megmértük az adott tenyészedényben a növényeken maradt levelek és a levél nélküli hajtások össztömegét, illetve a megmosott, majd 1-2 óráig szikkasztott gyökerek össztömegét. A levél nélküli vesszők mosása metszőollóval való aprítás után történt, csapvízben és kétszer

váltott desztillált vízben, hasonlóan a gyökerek mosásához csapvízben és háromszor váltott desztillált vízben. A növényminták előszárítása 105 ^{0}C-on 0,5 órán át történt, majd szárításukat 70 ^{0}C-on 8 órán át szárítószekrényben végeztük el tömegállandóságig. Valamennyi tenyészedény talajából vettünk mintákat, a gyökérmentesített talajokat műanyag tálcákra terítettük szét kb. 10 cm-es rétegben, melyből 10-10 véletlen helyre történt leszúrásból vettünk 300-380 gramm mintát (*4. ábra*).

4. ábra. Mezei szillel és turkesztáni szillel beállított kísérlet bontása, talajmintázás, vessző- és gyökérfeldolgozás (2019. július 4., 2019. július 8., Nyíregyházi Egyetem, dr. Simon László felvételei).

Megállapítottuk, hogy a Debrecen lovász-zugi talajba 2018. decemberében kijuttatott cirokhajtás a kísérlet befejezésekor már szinte teljesen lebomlott, nagyrészt ásványosodott (*5. ábra*).



5. ábra. Cirokhajtás maradványok a Debrecen lovász-zugi talajban (2019. július 8., Nyíregyházi Egyetem, dr. Simon László felvétele).

2019. július 9-én mértük vissza a levél nélküli hajtások (vesszők) és a gyökérminták szárazanyag-tartalmát. 2019. július 10-11. között a megszárított szilvesszőket felaprítottuk 1-2 cm-es darabokra, majd a vesszőket és gyökérmintákat 1 mm-es szemcseméretig elektromos darálón ledaráltuk. 2019. július 30-én végeztük el a kísérlet 24 légszáraz talajmintájának átszitálását 2 mm-es szitán.

Az előkészített növény- és talajmintákat pattintással záródó műanyag zacskókban, exszikkátorban tároltuk az elemanalízis elvégzéséig. Valamennyi növény- és talajminta analízise a Debreceni Egyetem Agrárműszerközpontjában történt. A *növénymintákból* az alábbi paraméterek mérésére került sor 4-4 ismétléssel: *A* – nitrogén (Kjehdahl-N); *B* – makro- és mezoelemek: Ca, K, Mg, P, Na; *C* – mikroelemek: Cu, Fe, Mn, Zn; *D* – toxikus elemek: As, Ba, Cd, Cr, Ni, Pb. Az elemanalízis ICP-OES technikával történt. A *talajmintákból* az alábbi paraméterek mérésére került sor 4-4 ismétléssel: *A* – pH-H_2O; pH-KCl; K(A); összsó (m/m%); $CaCO_3$ (m/m%); humusz (m/m%); NH_4+NO_3-N; *B* – tápelemek: Ca, K, Mg, P, Na, Cu, Fe, Mn, Zn HNO_3/H_2O_2 feltárásból; *C* – toxikus elemek: As, Ba, Cd, Cr, Ni, Pb HNO_3/H_2O_2 feltárásból; *D* – tápelemek: Ca, K, Mg, P, Na, Cu, Fe, Mn, Zn Lakanen-Erviö feltárásból; *E* – toxikus elemek: As, Ba, Cd, Cr, Ni, Pb Lakanen-Erviö feltárásból. Az elemanalízis ICP-OES technikával történt.

A mérési adatok statisztikai analízisét egyváltozós variancia-analízissel (ANOVA) Tukey-féle b-teszttel végeztük el, SPSS 26 szoftver segítségével.

Eredmények és értékelésük

A *2. táblázatban* mutatjuk be a mezei és turkesztáni szillel beállított tenyészedényes kísérlet talajainak legfontosabb fizikai és kémiai paramétereit. A kísérlet végén, 2019 júliusában megmintázott Nyírtelek-Ferenc-tanyáról származó kontroll, krómmal és cinkkel nem szennyezett talaj vizes kivonatban

mért 5,24-es pH-értéke alapján a talaj gyengén savanyú, a KCl-oldatban mért rejtett savanyúság alapján (pH 3,90) pedig az erősen savanyú tartományba esik. A vizes pH 4,84-5,64, a KCl-os pH 3,78-4,01 között változott a megvizsgált 4 talajmintában. A talaj összes sótartalma átlagosan 0,03 m/m% volt. Az Arany-féle kötöttségi száma alapján a kísérleti talaj fizikai félesége vályog. A talajban a $CaCO_3$-tartalom kisebb volt mint 0,1 m/m%. A talaj humusztartalma átlagosan 2,23 m/m% volt (*2. táblázat*). A Debrecen Lovász-zugból származó szennyvízüledékkel szennyezett talaj legfontosabb fizikai- és kémiai paramétereit elemezve megállapíthatjuk, hogy a vizes kivonatban mért pH értéke enyhén lúgos, a KCl oldatban mért rejtett savanyúság semleges tartományba esik. A talaj összes sótartalma átlagosan 0,05 m/m % volt. Az Arany-féle kötöttségi száma alapján a talaj fizikai félesége vályog. A talajban a $CaCO_3$-tartalom 2,29 m/m% volt. A talaj humusztartalma átlagosan 1,72 m/m% volt. A Debrecen Lovász-zugból származó (toxikus elemekkel enyhén szennyezett) cirokhajtással kezelt talaj vizes kivonatban mért pH értéke az enyhén lúgos tartományba esik. A KCl oldatban mért rejtett savanyúság átlagosan pH 7,24 volt. A talaj összes sótartalma átlagosan 0,04 m/m % volt. Az Arany-féle kötöttségi száma alapján fizikai félesége homokos vályog. A talajban a $CaCO_3$-tartalom 2,69 m/m% volt. A talaj humusztartalma átlagosan 2,07 m/m% volt, ez 12%-kal nagyobb érték, mint amit a cirokhajtással nem kezelt talajban mértünk. Mindez arra utal, hogy a cirokhajtások feltáródásával megnőtt a talaj szervesanyag-tartalma.

2. táblázat. Szilfákkal beállított szabadföldi tenyészedényes kísérlet talajainak általános kémiai és fizikai jellemzői (Nyíregyházi Egyetem, 2019. július 4.)

	pH-H_2O	pH-KCl	Összes só m/m %	$K_{(A)}$	$CaCO_3$ m/m %	Humusz m/m %
Szennyezetlen talaj (NYT) (0-25 cm)	5,24	3,90	0,03	38	<0,10	2,23
Szennyezett talaj (D-LZ) (0-25 cm)	7,61	7,08	0,05	39	2,29	1,72
D-LZ+2,3% CH	7,65	7,24	0,04	35	2,69	2,07

n=4. NYT=nyírtelki talaj, D-LZ=Debrecen lovász-zugi talaj, CH=cirokhajtás

A *3. táblázatban* mutatjuk be a tenyészedényes kísérletünkben a Debrecen lovász-zugi talajba kijuttatott – a Debrecen lovász-zugi kísérleti területen termesztett – cirokfélék (szudánifű, silócirok) hajtásainak átlagos toxikuselem-tartalmát. Az adatok alapján megállapítható, hogy a cinket kivéve, a cirokfélék nem vettek fel a szennyezett talajból olyan mértékben toxikus elemeket, amely közvetlenül befolyásolhatta volna a mezei szil vagy turkesztáni szil szerveinek toxikuselem-felvételét a tenyészedényes kísérletben.

3. táblázat. A Debrecen lovász-zugi kísérleti területen termesztett cirokfélék hajtásainak toxikuselem-tartalma (Debrecen Lovász-zug, 2018. december 18. n=4)

	Potenciálisan toxikus mikroelemek (µg/g)								
	As	Ba	Cd	Cu	Cr	Ni	Mn	Pb	Zn
Átlag	0,124	4,66	0,38	5,07	1,73	0,967	28,2	0,644	**127**
Szórás	0,008	0,39	0,03	0,07	0,05	0,022	0,2	0,014	1

A *4. táblázat* a mezei és turkesztáni szillel beállított tenyészedényes kísérlet talajának „pszeudoösszes" és potenciálisan „felvehető" toxikus elemtartalmát szemlélteti a kísérlet bontásakor. A cink talajban mért mennyiségét tanulmányozva ismert, hogy a hazai szennyezetlen talajaink 80%-ában <25-75 mg/kg cink található (SIMON, 2014). Mérési eredményeink alapján kijelenthető, hogy a kísérletbe vont talaj cinktartalma az országos átlagnál nagyobb. Jelentősen nagyobb cinkkoncentrációkat mértünk a Debrecen lovász-zugi talaj „felvehető" frakciójában is, mint a kontrollnak tekintett nyírtelki talajban. A króm koncentrációja meghaladta a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet 1.sz. mellékletében rögzített 75 mg/kg sz.a. határértéket. A Debrecen lovász-zugi talaj „felvehető" nehézfém frakciójában ötször több krómot mértünk, mint a nyírtelki talajban.

4. táblázat. A szilfákkal beállított tenyészedényes kísérlet talajának „pszeudoösszes" és potenciálisan „felvehető" toxikuselem-tartalma (Nyíregyháza, 2019. július 4.)

Talaj/kezelés	As	Ba	Cd	Cu	Cr	Ni	Mn	Pb	Zn
„Pszeudösszes" (mg/kg)*									
Szennyezetlen (Nyírtelek)	7,18c	133c	1,17b	21,4c	47,6a	49,5b	641b	28,5b	56,5a
Szennyezett (Debrecen)	6,28a	93,7a	0,93a	18,0a	**78,6b**	33,4a	337a	24,7a	**93,0b**
Szennyezett (Debrecen)+2,3% CSZ	6,45b	110b	0,96a	20,4b	**80,1b**	34,4a	343a	25,0a	**99,3c**
„Felvehető" (mg/kg)**									
Szennyezetlen (Nyírtelek)	0,32a	28,6a	0,15a	12,1a	0,71a	12,5c	584b	8,57a	2,96a
Szennyezett (Debrecen)	0,77b	38,0b	0,31b	14,8b	3,63b	7,29a	298a	15,3b	**37,5b**
Szennyezett (Debrecen)+2,3% CSZ	0,85c	41,9c	0,32c	15,3b	4,05c	7,47a	305a	17,3c	**39,5c**

n=8. CH: cirokhajtás. *HNO_3/H_2O_2 feltárás; **LE=Lakanen-Erviö oldható frakció. ANOVA Tukey b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek az adott oszlopokban szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól.

Az *5. táblázat* a mezei és turkesztáni szil vesszőinek és leveleinek potenciálisan toxikus elemtartalmát mutatja be a kísérlet befejezésekor. Az esszenciális mikroelemnek is tekintett Cu és Zn esetében a cirokhajtások talajba juttatása szignifikánsan megemelte ezen elemek felvételét mind a mezei szil, mind pedig a turkesztáni szil vesszőiben. A legnagyobb mértékű, 63%-os emelkedést a kezelt turkesztáni szil vesszőinek cink-tartalmában figyeltünk meg

a Debrecen lovász-zugi talajok esetében. A cirokhajtás Debrecen lovász-zugi talajba juttatása az arzén-, bárium-, króm-, nikkel- és ólomakkumulációt is szignifikánsan megemelte mindkét szilfaj esetén. A kadmium- és mangánakkumuláció is nagyobb volt a cirokhajtással kezelt Debrecen lovász-zugi talajból, ez esetben azonban ez jobban megnyilvánult a turkesztáni szil vesszőiben, mint a mezei szilében.

A mezei szil és a turkesztáni szil levélmintáinak toxikuselem-akkumulációját elemezve hasonló jelenséget tapasztaltunk, mint a vesszők esetén (*5. táblázat*). A levelekben kevesebb toxikus elem akkumulálódott ugyan, mint a vesszőkben, azonban a cirokszár a Debrecen lovász-zugi szennyezett talajba juttatva valamennyi vizsgált elem esetében, a mezei és a turkesztáni szil fajnál egyaránt, nagyobb toxikuselem-akkumulációt eredményezett, mint a nem kezelt növénykultúrák esetén. A Debrecen lovász-zugi talajon nevelt, kezelt turkesztáni szil leveleiben 60%-kal több cinket (39,5 μg/g) mértünk, mint a kezeletlenben (26,0 μg/g). Eredményeink megerősítik MIN et *al.* (2021, 2022) megfigyeléseit, amely szerint egy kadmiummal szennyezett talajba kijuttatott gyapotszalma vagy istállótrágya megemelte a talaj oldott szervesanyag-tartalmát. Mindez megemelte a savas közegben mért mobilis kadmiumtartalmat a talajban, míg a „maradék" frakcióban a Cd-koncentráció lecsökkent. Ez megnövelte a gyapot tesztnövény szerveinek kadmiumakkumulációját, fitoextrakciós képességét és a kadmiumra vonatkozó biokoncentrációs faktort.

Összességében kijelenthetjük, hogy a turkesztáni szil ásványi anyagcseréje intenzívebb, mint a mezei szilé, fajlagosan ugyanis több potenciális toxikus elemet vett egységnyi növényi szárazanyagra vetítve nemcsak a Debrecen lovász-zugi, hanem a nyírtelki talajból is (*5. táblázat*).

A *6. táblázatban* mutatjuk be, hogy 117 napos interakció (növénynevelés) után milyen hatást gyakoroltak a fenti – toxikus elemekkel többé-kevésbé szennyezett – talajok a mezei szil és turkesztáni szil különféle szerveinek (gyökér, levél nélküli vessző, levél) szárazanyag-akkumulációjára. A mérési adatok alapján megállapíthatjuk, hogy a turkesztáni szil összességében sokkal jobban tolerálta a talajban lévő toxikus elemeket, illetve a cirokhajtás talajbéli feltáródása miatt a tápelem-egyensúlyban kialakult változásokat, mint a mezei szil. Mindez elsősorban a gyökerek (azon belül a vékonyabb gyökerek) szignifikánsan nagyobb össztömegében nyilvánult meg, de tendenciaszerűen megnyilvánult a vesszők, illetve a levelek jelentősen nagyobb szárazanyag-felhalmozásában is.

5. táblázat. A szilvesszők és szillevelek toxikuselem-tartalma (Nyíregyháza, 2019. július 8.)

Talaj/kezelés/szilfaj	As	Ba	Cd	Cu	Cr	Ni	Mn	Pb	Zn
Vesszők (µg/g)									
Szennyezetlen (Nyírtelek) - MSZ	2,42d	16,1c	0,031c	4,07a	2,14b	2,72e	30,0d	1,17d	11,4a
Szennyezetlen (Nyírtelek) - TSZ	2,85e	18,0d	0,042d	4,17ab	2,21c	3,28f	31,4e	1,42f	12,3b
Szennyezett (Debrecen) - MSZ	1,63a	8,53a	0,019a	4,27b	1,74a	0,33a	11,1a	0,78a	11,5a
Szennyezett (Debrecen) - TSZ	1,98b	8,68a	0,023b	4,81c	2,09b	0,41b	11,9b	0,83b	12,6c
Szennyezett (Debrecen)+2,3% CH - MSZ	2,23c	9,68b	0,024b	5,46d	2,32d	0,48c	12,0b	1,07c	15,1d
Szennyezett (Debrecen)+2,3% CH TSZ	2,84e	9,82b	0,029c	6,04e	**3,13e**	0,58d	12,7c	1,23e	**20,6e**
Levelek (µg/g)									
Szennyezetlen (Nyírtelek) - MSZ	0,42a	11,7b	0,021b	5,40c	0,65c	3,06c	96,3d	0,58ab	17,2a
Szennyezetlen (Nyírtelek) - TSZ	0,50b	27,7c	0,018a	6,30f	0,68c	9,88d	83,0c	0,83d	23,4b
Szennyezett (Debrecen) - MSZ	0,41a	9,30a	0,040d	4,54a	0,45a	0,50ab	27,7b	0,56a	16,2a
Szennyezett (Debrecen) - TSZ	0,50b	9,77a	0,034c	5,68d	0,49b	0,42a	23,9a	0,61b	24,6c
Szennyezett (Debrecen)+2,3% CH - MSZ	0,51b	12,8b	0,043e	4,94b	0,65c	0,66b	28,5b	0,78c	26,0d
Szennyezett (Debrecen)+2,3% CH - TSZ	0,51b	11,8b	0,040d	6,03e	0,69c	0,56ab	24,4a	0,85d	**39,5e**

MSZ= mezei szil, TSZ=turkesztáni szil, CH=cirokhajtás. ANOVA Tukey b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek az adott oszlopokban szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól.

6. táblázat. A szilfák szerveinek száraz tömege a szabadföldi tenyészedényes kísérlet befejezésekor (Nyíregyháza, 2019. július 4.)

Talaj/kezelés/szilfaj	Növényi szervek száraz tömege (gramm)			
	Gyökér	Vessző	Levél	Összesen
Szennyezetlen (Nyírtelek) - MSZ	1,15a	11,1a	4,79a	17,0
Szennyezetlen (Nyírtelek) - TSZ	5,86b	25,4ab	13,7b	45,0
Szennyezett (Debrecen) - MSZ	1,59a	13,25a	7,56ab	22,4
Szennyezett (Debrecen) - TSZ	4,62b	40,40b	13,0b	58,0
Szennyezett (Debrecen)+2,3% CSZ - MSZ	1,65a	13,5a	5,95ab	21,1
Szennyezett (Debrecen)+2,3% CSZ - TSZ	2,62a	16,9a	10,5ab	30,0

n=4. CH: cirokhajtás. ANOVA Tukey b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek az adott oszlopokban szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól.

Következtetések, javaslatok

Megállapítottuk, hogy a turkesztáni szil több toxikus elemet akkumulált a föld feletti szerveiben, mint a mezei szil, melyet a kijuttatott, feltáródott cirokhajtás jelentősen megemelt. A cirokhajtással kezelt turkesztáni szil vesszőiben, illetve leveleiben több nikkelt, cinket és krómot mértünk, míg a mezei szil vesszőiben és leveleiben ezek az értékek kisebbek voltak. Hasonló különbségeket figyelhettünk meg a kevésbé szennyezett nyírtelki kontroll talajon is. A megvizsgált szilfajok válaszreakcióit (gyökerek, vesszők, illetve

levelek zöldtömege, szárazanyag-tartalma) és a toxikuselem-akkumulációt komplexen értékelve megállapítottuk, hogy a Debrecen lovász-zugi rekultivált szennyvízülepítő toxikus elemekkel szennyezett fedőtalajára turkesztáni szilt célszerű telepíteni, mert ez a faj a környezeti stressz-faktorok iránt toleránsabb és jobban fejlődik, mint a mezei szil, valamint passzív vagy indukált toxikuselem-fitoextrakció szempontjából hatékonyabb annál.

Köszönetnyilvánítás

A kutatómunkát a GINOP 2.2.1-15-2017-00042 „K+F versenyképességi és kiválósági együttműködések” program keretén belül a „A Pannon régió növényeinek genetikai hasznosítása” c. pályázat és a Nyíregyházi Egyetem Tudományos Tanácsa támogatta. Köszönjük Dr. Pusztahelyi Tündének és munkatársainak (Debreceni Egyetem Agrárműszerközpont), hogy a minták kémiai analízisét elvégezték. Köszönjük Dr. Magura Tibornak és munkatársainak (Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszék), hogy a Debrecen lovász-zugi kísérleti helyszínt biztosították, és kísérleti munkánkban közreműködtek. A kísérletekhez a szilfákat Dr. Keserű Zsolt (ERTI, Püspökladány) biztosította számunkra.

Irodalomjegyzék

ARTHUR, E.L., RICE, P.J., ANDERSON, T.A., BALADI, S.M., HENDERSON, K.L.D., COAST, J.R. 2005. Phytoremediation – an overview. Critical Review in Plant Sciences 24. 109–122.

BUDZYŃSKA, S., M. KRZESŁOWSKA, P. NIEDZIELSKI, P. GOLIŃSKI, M. MLECZEK, 2019. Arsenate phytoextraction abilities of one-year-old tree species and its effects on the nutritional element content in plant organs. International Journal of Phytoremediation 21. 1019-1031.

DEVETAKOVIC, J., STANKOVIĆ, D., IVETIC, V., SIJACIC-NIKOLIC, M., MAKSIMOVIĆ, Z. 2016. Potential of different European white elm (*Ulmus laevis* Pall.) genotypes for phytoextraction of heavy metals. Fresenius Environmental Bulletin 25. 4318-4323.

DUKIĆ, M., DJUNISIJEVIĆ BOJOVIĆ, D., SAMUILOV, S. 2014. The influence of cadmium and lead on *Ulmus pumila* seed germination and early seedling growth. Archives of Biological Sciences 66. 253-259.

EPSTEIN, E. 2003. Land Application of Sewage Sludge and Biosolids (1st Edition). Lewis Publishers. CRC Press, Boca Raton, London, Ne York, Washington D.C. (ISBN 9780367454746).

KABATA-PENDIAS, A. 2011. Trace Elements in Soils and Plants. Fourth Edition. CRC Press. Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL.

MIN, T., LUO, T., CHEN, L., LU, W., WANG, Y., CHENG, L., RU, S., LI, J. 2021. Effect of dissolved organic matter on the phytoremediation of Cd-contaminated soil by cotton. Ecotoxicology and Environmental Safety 226. 112842. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112842

MIN, T., LUO, T., HE, H., QIN, J., WANG, Y., CHENG, L., RU, S., LI, J. 2022. Dissolved organic matter–assisted phytoremediation potential of cotton for Cd-contaminated soil: a relationship between dosage and phytoremediation efficiency. Environmental Science and Pollution Research 29. 84640–84650. https://doi.org/10.1007/s11356-022-21485-3

MLECZEK, M., Goliński, P., KRZESŁOWSKA, M., GOLIŃSKI, M., GĄSECKA, M., MAGDZIAK, Z., RUTKOWSKI, P., BUDZYŃSKA, S., WALISZEWSKA, B., KOZUBIK, T., KAROLEWSKI, Z., NIEDZIELSKI, P. 2017. Phytoextraction of potentially toxic elements by six tree species growing on hazardous mining sludge. Environmental Science and Pollution Research 24. 22183-22195.

PULFORD, I.D., DICKINSON, N.M. 2006. Phytoremediation technologies using trees. In: Trace Elements in the Environment. Biogeochemistry, Biotechnology, and Bioremediation. (Eds.: PRASAD, M.N.V., SAJWAN, K.S., NAIDU, R.). CRC Press. Taylor and Francis Group. Boca Raton. Florida. pp. 383–403.

SABA, G., PARIZANGANEH, A.H., ZAMANI, A., SABA, J. 2015. Phytoremediation of heavy metals contaminated environments: screening for native accumulator plants in Zanjan-Iran. International Journal of Environmental Research 9. 309-316.

SIMON L. 2004. Fitoremediáció. Környezetvédelmi Füzetek. Azonosító: 2318. Budapest, BMKE OMIKK.

SIMON, L. 2014. Potentially harmful elements in agricultural soils. In: BINI, C., & BECH, J. (eds.). PHEs, Environment and Human Health. Potentially Harmful Elements in the Environment and the Impact on Human Health. Springer, Dordrecht, Heidelberg, New York, London. pp. 85–137, 142–150.

SIMON L., VINCZE GY. (szerk.). 2015a. Szennyvizek és szennyvíziszapok hasznosítása a régió fenntartható mezőgazdaságáért. Nyíregyházi Főiskola, Nyíregyháza. pp. 1-120. (ISBN 978-615-5545-02-3)

SIMON L., VINCZE GY. (szerk.). 2015b. Települési szennyvizek innovatív és környezettudatos tisztítása és a szennyvíziszapok környezetbarát elhelyezése – Innovative municipal waste water purification and environmentally environmentally-friendly disposal of sewage sludge. Nyíregyházi Főiskola, Nyíregyháza. pp. 1-102. (ISBN 978-615-5545-58-0)

SIMON L., URI ZS., VIGH SZ., VINCZE GY., IRINYINÉ OLÁH K., TÓTH CS., MAKÁDI M., DOBRÓNÉ TÓTH M., HALÁSZ J. 2019. Tenyészedényes modellkísérletek fás szárú növényekkel. Kutatási jelentés. Készült a Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszéke számára a GINOP-2.2.1-15-2017-00042 azonosító számú „A Pannon régió növényeinek genetikai hasznosítása” című pályázat keretein belül. Nyíregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet, Nyíregyházi Egyetem Környezettudományi Intézet. 1-181. old. (kézirat)

SIMON L. 2022a. Fitoremediációs kutatások a Nyíregyházi Egyetemen. In: PÁY G. (szerk.). Műszaki tudomány az északkelet-magyarországi régióban. Nyíregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet, 2022. június 2. Acta Academiae Nyiregyhaziensis. A Nyíregyházi Egyetem sorozata, 7. kötet: 208-215. (ISSN: 2416-2981 ISBN: 978-615-6032-57-7).

SIMON, L., URI, ZS., VIGH, SZ., IRINYINÉ OLÁH, K., MAKÁDI, M., VINCZE, GY. 2022b. Phytoextraction of Potentially Toxic Elements from Wastewater Solids and Willow Ash − Experiences with Energy Willow (*Salix triandra* x *S. viminalis* ’Inger’). Chapter 13. In: J.T. PUTHUR, DHANKHER, O.P. (eds.), Bioenergy Crops:

A Sustainable Means of Phytoremediation. CRC Press/Taylor & Francis Group. pp. 227-245. ISBN: 9781003043522.

SIMON, L., MAKÁDI, M., URI, ZS., VIGH, SZ., IRINYINÉ OLÁH, K., VINCZE, GY., TÓTH, CS. 2022c. Phytoextraction of toxic elements and chlorophyll fluorescence in the leaves of energy willow (*Salix* sp.), treated with wastewater solids and wood ash. Agrokémia és Talajtan (Agrochemistry and Soil Science) 71. 77-99.

TŐZSÉR D., 2018. Nehézfémekkel szennyezett talajok fitoremediációjának vizsgálata. Debreceni Egyetem, Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola. pp. 1-148. (egyetemi doktori (PhD) értekezés).

TŐZSÉR, D., HARANGI, S., BARANYAI, E., LAKATOS, G., FÜLÖP, Z., TÓTHMÉRÉSZ, B., SIMON, E. 2018. Phytoextraction with *Salix viminalis* in a moderately to strongly contaminated area. Environmental Science and Pollution Research 25.·3275–3290.

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 (https://njt.hu/jogszabaly/2009-6-20-0N).

Különböző hasznosítású talajtípusok összehasonlítása néhány mikrobiológiai jellemző alapján

Tállai Magdolna, Kátai János, Zsuposné Oláh Ágnes, Sándor Zsolt, Balláné Kovács Andrea

Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Agrokémiai és Talajtani Intézet, 4032 Debrecen, Böszörményi út 138.
e-mail: tallaim@agr.unideb.hu

Összefoglalás

A Debreceni Egyetem Agrokémiai és Talajtani Intézetében vizsgáltunk három különböző - más és más hasznosítású - talajtípus néhány mikrobiológiai jellemzőjét. A három talajtípus: *(1)*mészlepedékes csernozjom (Calcareous Chernozem – Debrecen-Látókép) – $pH_{(H2O)}$=6,8 - melyen őszi búzát (*Triticum aestivum L.*) termesztettek, Debrecen – Pallag *(2)*humuszos homok, Arenosols- $pH_{(H2O)}$=5,8, mely gyümölcsös (*Prunus cerasus L.*) – és egy legelő hasznosítású Hajdúnánás – Tedejről származó *(3)*szolonyec (Solonetz) - $pH_{(H2O)}$=6,6 – talaj. Vizsgálatunk során azt értékeltük, hogy miként változik a különböző hasznosítású talajok néhány mikrobiológiai jellemzője. A mintákat 2 év (2019-2020) során, tavasszal és ősszel vettük, a talaj felső 20 cm-es – legaktívabb – rétegéből.

A talajok nedvességtartalma a mintavétel idején 11-19% volt, a legalacsonyabb értéket a pallagi homok, a legmagasabb értéket a csernozjom talaj esetében mértük. A legnagyobb összes baktériumszám a csernozjom talajon ($13,20*10^6$ g^{-1}) búza alatt, a legkisebb a homoktalajon ($6,12*10^6$ g^{-1}) gyümölcsösön volt mérhető. A csernozjom és a pallagi homoktalajoknál hasonló gombaszámot ($6,55-6,88*10^3$ g^{-1}) kaptunk, a legnagyobb értéket ($9,93*10^3$ g^{-1}) a szolonyec talajból tenyésztettük ki. Vizsgáltuk továbbá a dehidrogenáz és ureáz enzimeket, melyeknél egyöntetűen elmondhatjuk, hogy a szolonyec talajban határoztuk meg a legmagasabb aktivitásokat (240,32 µg INTF g^{-1} talaj 2 h^{-1}; 63,73 NH_4^+ mg g^{-1} talaj), ezeket követte a csernozjom, majd a homok mindkét vizsgált paraméter esetében. A talajbiológiai jellemzők egyik fő paramétere a talajok CO_2-termelése, mely a csernozjom talajnál 21,59 a humuszos homoktalajon 15,88, míg a szolonyecen 19,10 mg $100g^{-1}$ 7 nap^{-1} volt. Az összefüggésvizsgálatok során a paraméterek között a legtöbb szoros összefüggést a szolonyec talaj esetében bizonyítottuk (dehidrogenáz enzim - mikroszkopikus gombaszám; r=,909; ,843; összes baktériumszám – talajlégzés; r=,752; ,687). Szolonyec és csernozjom talajnál is közepes, szoros összefüggést bizonyítottunk a talaj nedvességtartalma és az összes csíraszám között. A tavaszi és őszi szezonalitásokat vizsgálva nagyobb értékeket mértünk tavasszal az összes csíraszám, illetve az ureáz enzim aktivitása esetében. Ősszel nagyobb volt a gombaszám, a dehidrogenáz aktivitása és a CO_2-produkció a talajokban.

A tudatos, és okszerű talajhasználat, a talajtermékenység fenntartása mindannyiunk közös érdeke, mely nemcsak a talajok fizikai, kémiai jellemzőinek vizsgálatán kell, hogy alapuljon, hanem legalább olyan fontos a talajok mikrobiológiai aktivitásának folyamatos nyomon követése, monitorozása. Ez a vizsgálat a mért tulajdonságok alapján azt bizonyította, hogy az évek óta bolygatatlan, legelő hasznosítású természetes

gyep ökoszisztéma alatt, a szolonyec talajon a talajbiológiai aktivitás intenzívebb maradt, mint a művelés alatt álló szántóföldi és kertészeti kultúrák talajaiban.

Kulcsszavak: talajbaktérium, mikroszkopikus gomba, dehidrogenáz, ureáz, CO_2-produkció

Summary

Some microbiological properties of three different soil types with different utilization system were examined at laboratories of Debrecen University, Institute of Agrochemistry and Soil Science. The three soil types are: *(1)*Calcareous Chernozem, (Debrecen-Látókép), $pH_{(H2O)}$=6,8 in which the plant culture was autumn wheat (*Triticum aestivum L.*); *(2)* Arenosols (Debrecen-Pallag) - $pH_{(H2O)}$=5,8 with orchard (*Prunus cerasus L.*); and a *(3)*Solonetz soil utilized for a pasture from Hajdúnánás – Tedej, $pH_{(H2O)}$=6,6. During our investigation, we were interested in how some of the microbiological characteristics of soils might change with different utilization and with the different soil-characteristics. The samples were taken for 2 years (2019-2020), in spring and autumn, from the most active soil layer, from 0-20 cm. At the sampling time the moisture content of soils was 11-19%, the lowest value was measured in the Pallag sandy soil, and the highest was in the chernozem soil. The highest total bacteria number was measured in the chernozem soil with wheat ($13,20*10^6$ g^{-1}) while the lowest was in the sandy soil from Pallag orchard ($6,12*10^6$ g^{-1}). Regarding the microscopic fungi, similar values were measured in the chernozem and sandy soils ($6,55-6,88*10^3$ g^{-1}), while the highest total number of fungi ($9,93*10^3$ g^{-1}) was cultured from solonetz soil. Among the evaluated enzymes activities, we can uniformly say, that the highest activities were measured in the solonetz soil (240,32 µg INTF g^{-1} soil 2 h^{-1}; 63,73 NH_4^+ mg g^{-1} soil), followed by the chernozem and then the sandy soil, for both tested parameters. One of the main parameters of the soil biological characteristics is the CO_2 production of the soils, which was 21.59 on the chernozem soil, 15.88 on the humus sandy soil, and 19.10 mg $100g^{-1}$ 7 $days^{-1}$ on the solonetz soil. During the correlation tests, the closest correlation was demonstrated in the two years between the parameters in the solonetz soils (dehydrogenase enzyme - microscopic fungi number; r=.909; .843; total bacterium number - soil respiration r=,752; ,687). Medium, and close correlation were proven between the soil moisture content and the total number of bacteria in case of solonetz and chernozem soils. Examining spring and autumn seasonality, higher values were measured in spring for the total number of bacteria and the activity of the urease enzyme. In autumn, the number of fungi, dehydrogenase activity and CO_2 production of the soils were higher. The conscious and rational use of soil and the maintenance of soil fertility is in the common interest of all of us. So, besides the examination of the physical and chemical characteristics of the soils, the continuous following and monitoring of the microbiological activity of soils could have the same importance. Based on the measured properties, this study proved that the soil biological activity remained more intense for years on the solonetz soil under the natural grassland ecosystem which is an undisturbed pasture, than in the soils of arable and horticultural crops under cultivation.

Key words: soil bacteria, fungi, dehydrogenase, urease, CO_2-production

Bevezetés

Ha a környezeti állapot változását vizsgáljuk a természeti erőforrásink – úgy, mint a víz, a levegő, a talaj - a hulladékgazdálkodás és a természetvédelem területi változásait kell értékelnünk, komplexen. A környezetet napjainkban nagy terhelés éri, melyhez az agrártermelés is fokozottan járul hozzá (MARSELEK, 2006). Az iparszerű agrártermelés fokozott környezetkárosítást eredményezett, ennek a folyamatnak egyik nagyon súlyosan elszenvedő alanya a talaj (MA et al. 2022). Termőterületeink szervesanyag-tartalma csökken, ez hatással van a tápanyag-gazdálkodásra (KINCSES & SIPOS, 2008), vízmegtartó- és -szolgáltató képességre, szerkezetességre, pufferkapacitásra és sok egyéb tényezőre (WUEPPER et *al.*, 2020).

Amikor talajjavításról van szó, általában a talajok fizikai, kémiai tulajdonságairól beszélünk. Fontos azonban kiemelnünk a talajélet leromlását, a biodiverzitás csökkenését is (BIRÓ et *al.*, 2014; 2018). Azokon a területeken, amelyeken az utóbbi évtizedekben nagy ütemben folyt a kemizálás, súlyosan károsodott a talajélet (KINCSES et *al.*, 2008). A talajok termőképességének hosszú távú megőrzése azonban csak a talaj élővilág diverzitásának megőrzésével együtt lehetséges. Csökkenteni és korlátozni szükséges azokat a tevékenységeket, amelyek a talajokat hosszú távon terhelik, szennyezik (úgy, mint a nagyarányú kemikáliák, és toxikus anyagok alkalmazása) (ÁNGYÁN et *al.*, 2003). Megfelelő talajélet nélkül nem beszélhetünk egészséges talajról. Az élő talaj létfontosságú az ember számára (BENDER & HEIJDEN 2015; WALL et *al.*, 2015).

A talajenzimek fontos szerepet játszanak a tápanyagok mineralizációjában, a szerves anyagok lebontásának katalizálásában (BURNS et *al.*, 2013). Aktivitásuk jó indikátora a szervesanyag-tartalom változásának, mivel információt nyújtanak a mikrobiológiai állapotról és a talaj fizikai-kémiai körülményeiről (VERES et al. 2015). A dehidrogenáz jelentős szerepet játszik a talaj szerves anyagainak biológiai oxidációjában (WOLIŃSKA & STĘPNIEWSKA, 2012). SZEDER (2011) vizsgálatai alapján a mikrobiológiai aktivitását jól kifejező index a talajban, hiszen nagymértékben erodált területen csak kis aktivitást mutat, a nem, vagy csak kisebb mértékben erodált területek között aktivitása nem mutat jelentős különbséget. Az ureáz specifikusabb reakciót katalizál a talajban, a karbabid („urea”) hidrolízisében vesz részt, ahol szén-dioxid és ammónia keletkezik (PAGE, 1982). HORVÁTH et *al.* (2016) kutatásai nyomán az ureáz enzim mennyiségét a talaj nedvességtartalma igencsak befolyásolja tavasszal, illetve nagymértékben meghatározza aktivitását az alkalmazott agrotechnika. Szignifikáns különbséget tapasztalt az öntözött és öntözetlen kultúrák között. Eredményeik szerint az ureáz aktivitása a tavaszi periódusban magasabb.

Dolgozatunkban három különböző típusú és hasznosítású talaj néhány biológiai tulajdonságát határoztuk meg. A talajban a különböző biogeokémiai és

lebontó folyamatokban szerepet játszó összes mikrobaszámot illetve mikroszkopikus gombaszámot, ehhez kapcsolódva a talajlégzés (CO_2-produkció) mértékét is, továbbá az enzim aktivitások közül a dehidrogenáz és az ureáz enzimek aktivitását mértük.

Anyag és módszer

A Debreceni Egyetem Agrokémiai és Talajtani Intézetében (DE MÉK ATI) vizsgáltunk három különböző - más és más hasznosítású - talajtípus néhány mikrobiológiai jellemzőjét. A vizsgált talajok hasznosítási módját, és néhány tulajdonságát az *1. táblázat*ban foglaltuk össze.

1. táblázat. A vizsgált talajtípusok és azok néhány fizikai és kémiai jellemzői

Talajtípus	Mészlepedékes csernozjom Calcareous Chernozem	Humuszos homok Arenosols	Szolonyec Solonetz
Elhelyezkedés	Debrecen-Látókép	Debrecen - Pallag	Hajdúnánás – Tedej
Hasznosítás módja	őszi búza (*Triticum aestivum L.)*	gyümölcsös (*Prunus cerasus L.*)	legelő
Nedvességtartalom (%)	19,22	11,10	11,83
Arany-féle kötöttség (K_A)	42	29	44
Textúra csoport	vályog	homok	agyagos vályog
Szerkezeti forma	morzsás	szerkezet nélküli	rögös
Kémhatás - $pH_{(H2O)}$	6,8	5,8	6,6
Kémhatás - $pH_{(KCl)}$	6,0	5,1	5,9
Humusztartalom (%)	3,2	1,2	3,4

A három talajtípus nagyon különböző tulajdonságú, mindamellett pedig a hasznosításuk is eltérő. A csernozjom talaj semleges feltalajú – $pH_{(H2O)}$ 6,8; a humuszos homok savanyú - $pH_{(H2O)}$ 5,8; míg a szolonyec talaj gyengén savanyú kémhatású - $pH_{(H2O)}$ 6,6.

Vizsgálatunk során azt értékeltük, hogy miként változik a különböző hasznosítású talajok néhány mikrobiológiai jellemzője. A mintákat 2 év során (2019-2020), tavasszal (május hónapban) és ősszel (szeptember hónapban) vettük, a talaj felső 20 cm-es – legaktívabb – rétegéből.

A talajfizikai paraméterek közül mértük a talajok nedvességtartalmát KLIMES-SZMIK (1970) szerint.

A vizsgált mikrobiológiai tulajdonságok közül az összes-csíraszámot, és a mikroszkopikus gombák számát (húsleves illetve pepton glükóz agar táptalajon) (SZEGI, 1979) lemezöntéssel tenyésztettük ki. A talaj 7 napos inkubációjának CO_2-produkcióját WITKAMP, 1966. cit. SZEGI, 1979 módszere szerint mértük.

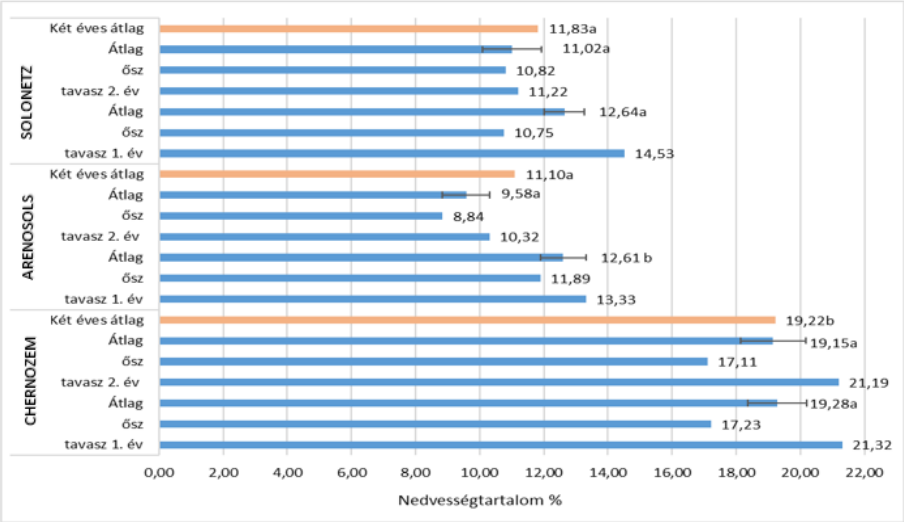
A dehidrogenáz enzim meghatározása (MSZ-08-1721/3-86) az alkalmazott mesterséges hidrogénakceptor redukcióján, az ureáz enzim mérése az ammónia mennyiségi meghatározásán alapul (KEMPERS cit. SZEGI, 1979). Mindkét enzim aktivitását kolorimetriásan mértük.

A méréseket négy ismétlésben végeztük, kiszámoltuk a mintavételi átlagokat, a szórást. A statisztikai értelemben vett különbözőségeket a Duncan[a]-teszt (*One-Way* ANOVA) alapján határoztuk meg *($p \leq 0.05$)*. *Pearson*-féle korrelációs elemzéssel *($n=16$)* kerestük a talajtulajdonságok közötti összefüggéseket a két vizsgálati évben külön-külön. A statisztikai számításokat SPSS 27.0 for Windows programmal végeztük.

Eredmények és értékelésük

A talaj mikrobiológiai jellemzőinek egy nagyon fontos determináló tényezője a víz. Különösen kardinális kérdés ez napjainkban, a klímaváltozás, a csapadék mennyiségének csökkenése, illetve annak szélsőséges megoszlása miatt. A megvett minták nedvességtartalma a két év során átlagos volt a talajokban (11-19%). A legalacsonyabb értéket a pallagi homok (kétéves átlagban 11,10%), míg a legnagyobb értéket a csernozjom talajnál mértük (kétéves átlagban 19,22%).

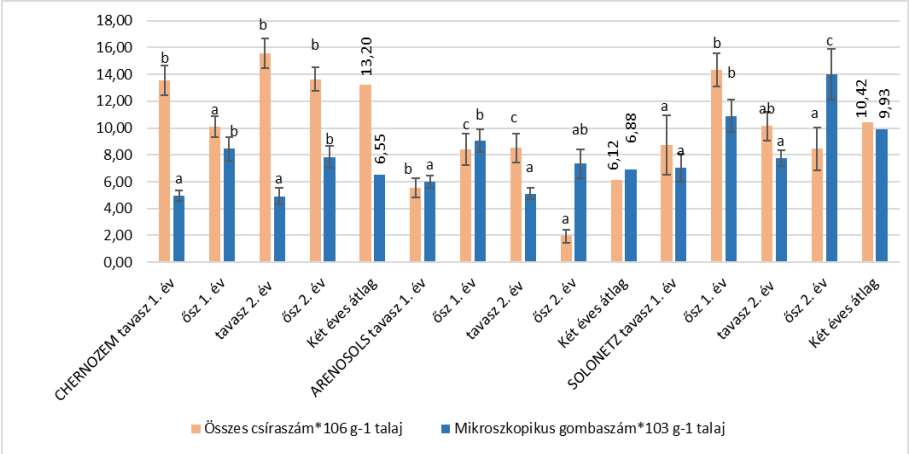
Az *1. ábrán* szembetűnő, hogy az egymást követő két év során a talajban a nedvességtartalom mindhárom területen csökkent. Nem jelentősen volt kisebb a talaj nedvességtartalma a csernozjom és a szolonyec talaj esetében, ugyanakkor szignifikánsan kisebb volt a második évi talajnedvesség a homok területen, a gyümölcsösben.



1. ábra. A különböző hasznosítású talajtípusok nedvességtartalma éves átlagokban tavasszal és ősszel (2019-2020)

A talajban élő összes baktériumszám a kétéves mintavételi átlagok alapján a legnagyobb számban a csernozjom talajban volt mérhető ($13{,}20*10^6$ g^{-1}). Ettől szignifikánsan kevesebb volt a szolonyec talajban ($10{,}42*10^6$ g^{-1}), és a legkisebb baktériumszám a homoktalajból volt kitenyészthető ($6{,}12*10^6$ g^{-1}). Ha a tavaszi és őszi szezonalitásokat vizsgáljuk a csernozjom talajon egyértelműen tavasszal volt nagyobb a csíraszám, míg ugyanezt tapasztaltuk a humuszos homok, és a szolonyec talaj esetében a 2. vizsgálati év során, így azt a következtetést vontuk le, hogy a baktériumszám a talajokban inkább tavasszal mutatott nagyobb csúcsot *(2. ábra).*

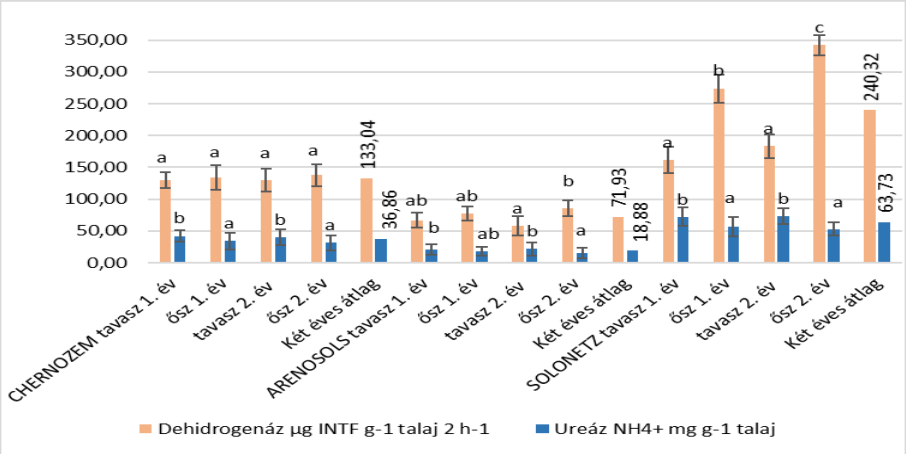
A mikroszkopikus gombaszám a szolonyec talajban ($9{,}93*10^3$ g^{-1}) volt több a két vizsgálati év átlagában. Valószínűleg ez az állandó növényborítottsággal – a jelen lévő gyökértömeggel – lehet összefüggésben. Ettől szignifikánsan kisebb volt a mikroszkopikus gombák száma mind a homok ($6{,}88*10^3$ g^{-1}), mind a csernozjom ($6{,}55*10^3$ g^{-1}) talajoknál. A mikroszkopikus gombák száma ősszel mutatott nagyobb arányt mindhárom mintavételi területnél, ellentétesen a csíraszámmal, ahol nagyobb aktivitást tavasszal határoztunk meg a baktériumokhoz hasonlóan (*2. ábra).*



2. ábra. A különböző hasznosítású talajtípusok összes csíra- és mikroszkopikus gombaszáma kétéves (2019 - 2020) átlagokban, illetve szezonalitásuk tavasszal és ősszel

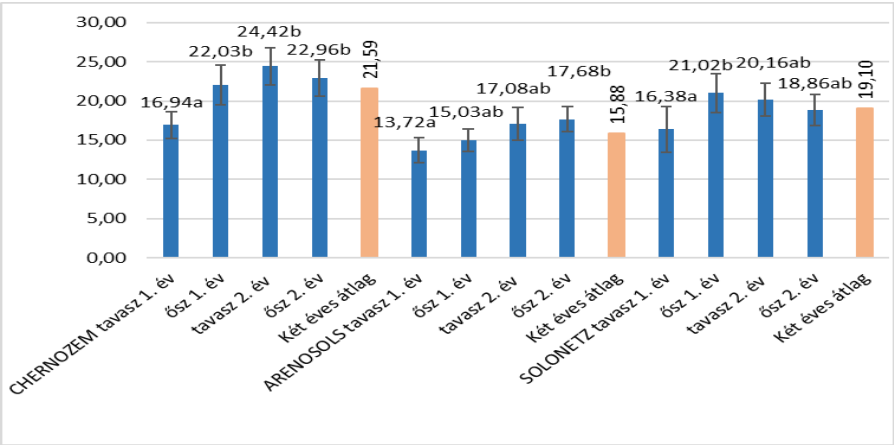
A dehidrogenáz enzim aktivitása mindkét vizsgálati év során a szolonyec talajban volt a legnagyobb, kétéves átlaga 240,32 µg INTF g^{-1} talaj volt. Ennek csaknem a felét mértük a csernozjom talajban, 133,04 µg INTF g^{-1} talaj, és az aktivitás a homoktalajon (71,93 µg INTF g^{-1} talaj) volt a legkisebb. Csernozjom talajon az őszi és tavaszi mintavételek értékei között szignifikáns különbség nem volt. A homoktalajon, és a szolonyec talajon, kifejezetten a szikes e változatán, a dehidrogenáz inkább ősszel volt nagyobb aktivitással *(3. ábra)*.

Az ureáz – a dehidrogenázhoz hasonlóan – a szolonyec talajon volt a nagyobb (63,73 NH_4^+ mg g^{-1} talaj). Ettől szignifikánsan volt kisebb az aktivitás a csernozjom talajon (36,86 NH_4^+ mg g^{-1} talaj), és a legalacsonyabb értéket kétéves átlagban a humuszos homok mutatta (18,88 NH_4^+ mg g^{-1} talaj). A tavaszi és őszi szezonalitások tekintetében az ureáz enzim aktivitása mindhárom talajtípusban tavasszal volt nagyobb *(3. ábra)*.



3. ábra. A különböző hasznosítású talajtípusok dehidrogenáz és ureáz aktivitása kétéves (2019 - 2020) átlagokban, illetve szezonalitásuk tavasszal és ősszel

Megmértük a két év során termelődő CO_2 mennyiségét is. Mindhárom talajtípuson szintén szignifikánsak voltak a különbségek. A CO_2 produkció a csernozjomon volt a legnagyobb (átlagosan 21,59 mg $100g^{-1}$ talaj), közel hasonló volt a szolonyec talajnál (19,10 $mg100g^{-1}$ talaj) és a legkisebb mértékű CO_2-termlést a humuszos homokon (15,88 $mg100g^{-1}$ talaj) mértük. A vizsgálatban a CO_2 termelés – kivéve a csernozjom talaj 2. vizsgálati évét – leginkább ősszel mutatott nagyobb értékeket *(4. ábra)*.



4. ábra. A különböző hasznosítású talajtípusok CO_2-termelése kétéves (2019 - 2020) átlagokban, illetve szezonalitása tavasszal és ősszel

A korreláció elemzés eredményét az *2. táblázat* tartalmazza. Elsősorban azokat az értékeket, és talajtulajdonságokat emeltük ki, melyek mindkét vizsgálati év során hasonlóan összefüggésben voltak.

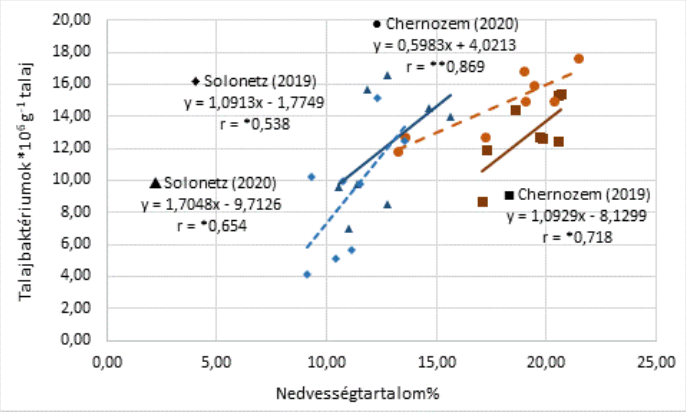
A vizsgált paraméterek között a legtöbb összefüggést a szolonyec talaj esetében bizonyítottuk. Szoros pozitív összefüggést tapasztaltunk a dehidrogenáz enzim - mikroszkopikus gombaszám (r=0,909; 0,843); az összes baktériumszám – talajlégzés (r=0,752; 0,687) között. Negatív korreláció volt a dehidrogenáz – ureáz enzimek (r=-0,765; -0,876) továbbá pozitív korreláció a talajnedvességtartalom – és a talajlégzés (r=0,752; 0,687) között. Több összefüggés is kimutatható volt a talajtulajdonságok között a csernozjom talaj esetében is. A talajnedvességtartalom – ureáz enzim (r=0,799; 0,654) pozitív (közepes-) szoros; a mikroszkopikus gombaszám és az ureáz enzim (r=-0,547; -0,773) ellentétes, de ugyancsak közel szoros összefüggést mutatott a csernozjom talajban. A legkevesebb kapcsolatot a paraméterek között a homoktalaj mutatta, itt a baktériumszám és az ureáz (r=0,590; 0,525) között bizonyítottunk közepes összefüggést.

Nagyon fontos kiemelni a mezőgazdaságban, napjainkban a csapadék, a víz szerepét. Minden termés, determináló tényezője. A csapadék mennyisége a klimatikus viszonyok miatt fogy, és a megoszlása is változó. A talaj nedvességtartalma a talajéletnek is fontos meghatározója. Az *5. ábrán* szemléltetjük a talaj nedvességtartalma és a csíraszám közötti összefüggést, mely mind a szolonyec-, mind pedig a csernozjom talajnál bizonyítható volt.

2. táblázat. Összefüggés vizsgálat *(Pearson Correlation)* a vizsgált paraméterek között (r-értékek) (n=16, ** *p ≤0,01.;* * *p≤0,05.*)

CHERNOZEM 2019.						CHERNOZEM 2020.				
Talaj tulajdonsá-gok	Nedvesség	Baktérium	M. Gomba	Dehidro-genáz	Ureáz	Nedvesség	Baktérium	M. Gomba	Dehidro-genáz	Ureáz
Nedvesség	1					1				
Baktérium	,718*	1				,869**	1			
M.Gomba	-,278	-,295	1			-,169	-,18	1		
Dehidro-genáz	,219	-,35	,174	1		,427	-,19	-,69	1	
Ureáz	,799*	,28	-,547*	-,52*	1	,654	,25	-,773**	-,345	1
CO_2	,367	,297	,357	,23	-,455	,655**	,375	,219	,47	-,432
ARENOSOLS 2019.						ARENOSOLS 2020.				
Nedvesség	1					1				
Baktérium	,35	1				,367	1			
M. Gomba	-,48	,32	1			-,052	-,49	1		
Dehidro-genáz	,449	-,29	,134	1		,411	,37	-,369	1	
Ureáz	-,63	,590*	-,46	-,397	1	-,55	,525*	-,832**	-,298	1
CO_2	,314	-,267	,41	,237	-,317	,255	,775**	,560	,271	-,23

SOLONETZ 2019.						SOLONETZ 2020.				
Nedvesség	1					1				
Baktérium	,538*	1				,654*	1			
M. Gomba	-,18	,123	1			-,035	,234	1		
Dehidro-genáz	,362	,597	,909**	1		,487	,654*	,843**	1	
Ureáz	,237	,1	-,428	-,765**	1	,398	,23	-,477	-,876*	1
CO_2	,520*	,752**	,261	,22	-,118	,678*	,687**	,123	,342	-,110



5. ábra. Összefüggés a talajok nedvességtartalma és a talajbaktériumok között csernozjom és szolonyec talajokon *(Pearson correlation; n=16, ** p ≤0,01.; * p≤0,05.)*

Következtetések

Vizsgáltunk három: *(1)*Calcareous Chernozem, *(2)*Arenosols és *(3)*Solonetz - más és más hasznosítású - talajtípus néhány mikrobiológiai jellemzőjét. A három talajtípus nagyon különbözött egymástól. Ugyanakkor a hasznosítás módja is a talajok állapotát rendkívül meghatározta. A talajok nedvességtartalma a mintavétel idején 11-19% volt, a legalacsonyabb értéket a pallagi homok, a legmagasabb értéket a csernozjom talaj esetében mértük. Az egymást követő évek nedvességtartalma mindhárom területen csökkent, a homokterületen szignifikánsan. A csernozjom talaj az irodalmi források szerint magas biológiai aktivitással bír (KÁTAI & VERES, 2003; VERES & ZSUPOSNÉ 2003). A mi vizsgálatainkkal ugyanezt bizonyítottuk, amikor megállapítottuk, hogy a legnagyobb összes baktériumszám a csernozjom talajon ($13{,}20*10^6$ g^{-1}) búza alatt, a legkisebb a homoktalajon ($6{,}12*10^6$ g^{-1}) gyümölcsösben volt mérhető. Ugyanakkor a nagyobb mikroszkopikus gombaszámot ($9{,}93*10^3$ g^{-1}) a szolonyec talajból tenyésztettük ki. A gyeptalajok a benne élő szervezetek számára egy sajátos környezetet teremtenek. A gyepek nagy tömegű gyökérzete jelentős szervesanyag-forrást biztosít a mikroorganizmusok számára (KÁTAI & VERES, 2003). Ehhez járul hozzá a talajok enzimaktivitása is (dehidrogenáz és ureáz), mely szintén a szolonyec talajban bizonyult nagyobbnak. Mindkét enzim aktivitása a homoktalajon volt a legkisebb. A talajok CO_2 termelése a csernozjomon volt a legnagyobb a búza alatt, ugyanakkor közel hasonló volt a szolonyec talaj esetében a gyepterületen. A legkisebb CO_2-produkciója a homok területnek volt. A különbségek a területek viszonyításában szignifikánsak voltak. A vizsgált paraméterek között a legtöbb összefüggést a szolonyec talajnál bizonyítottuk, ugyanakkor a csernozjom talajon is több összefüggés volt a vizsgált paraméterek között. Közösen elmondható, hogy a talajok

nedvességtartalma meghatározó volt a mikrobiológiai paraméterek alakulásában (pozitív korrelációt bizonyítottunk a nedvességtartalom és az összes csíraszám között, illetve szolonyecen a talajnedvesség és a CO_2-termelés között is). HORVÁTH et *al*. (2016) vizsgálataihoz hasonlóan nagyobb értékeket mértünk tavasszal az összes csíraszám, illetve az ureáz enzim aktivitása esetében. SZILI-KOVÁCS et *al*. (2011) mérései szerint a tavaszi és őszi mintavételek között szignifikáns különbség adódott a legtöbb általuk vizsgált talajbiológiai változó között. A mi vizsgálatainkban ősszel nagyobb volt a gombaszám, a dehidrogenáz aktivitása és a CO_2-produkció a talajokban. Ez a vizsgálat a mért tulajdonságok alapján azt bizonyította, hogy az évek óta bolygatatlan legelő hasznosítású természetes gyep ökoszisztéma alatt, a szolonyec talajon a talajbiológiai aktivitás intenzívebb maradt. Valószínűleg a beállt növénykultúra és a gyökerek a kiegyensúlyozott biológiai aktivitás lehetőségét biztosítják. Ahol a talajt antropogén beavatkozás éri (szántóföldi és kertészeti kultúrák talajaiban), az egyensúly megváltozik, a biológiai aktivitás csökkenhet. Ezért is fontos a talajok folyamatos monitorozása, és az egyensúly helyreállítására törekvő minden tudatos emberi tevékenység, és okszerű talajhasználat alkalmazása.

Irodalomjegyzék

ÁNGYÁN J., TARDY J. & VAJNÁNÉ M.A. 2003. Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdaságának alapjai. Mezőgazda Kiadó. ISBN 978-963-286-484-6.51-52.

BENDER S.F. & VAN DER HEIJDEN M.G.A. 2015. Soil biota enhance agricultural sustainability by improving crop yield, nutrient uptake and reducing nitrogen leaching losses. J. Appl. Ecol. 52, 228–239.

BIRÓ B., DUDÁS A., WASS-MATICS H., KOCSIS T., PABAR S., TÓTH E., SZALAI Z.M. & KOTROCZÓ ZS. 2018. Improved soil and tomato quality by some biofertilizer products. Acta Agraria. http://doi org/10.34101/actagrar/150/1706. 93-105.

BIRÓ B., DOMONKOS M., KOCSIS T., JUHOS K., SZALAI Z., VÉGVÁRI GY. 2014. Két mikrobiális oltóanyag hatása tehéntrágya alapú komposztok és a talajok várható minőségi tulajdonságaira. Talajtani Vándorgyűlés. I. szekció – Talajbiológia. Talajvédelem (Különszám). 9-18.

BURNS R.G., DEFOREST J.L., MARXSEN J., SINSABAUGH R.L., STROMBERGER E.M., WALLENSTEIN M.D., WEINTRAUB N.M., ZOPPINI A. 2013. Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions. Soil Biology and Biochemistry. 58, 216-234.

HORVÁTH J., MÁTYÁS B., KÁTAI J. 2016. Az agrotechnikai tényezők hatása az ureáz enzim aktivitására egy trágyázási tartamkísérletben. Agrártudományi Közlemények. 68. 43-48.

KÁTAI J., VERES E. 2003. Gyepek talajának és rizoplánjának összehasonlítása. Gyepgazdálkodási Közlemények. 2003/1. 13-17.

KEMPERS A.J. 1974. Determination of sub-microqantities of ammonium and nitrates in soils with phenol, sodiumnitroprusside and hypochlorite. Geoderma. 12. 3: 201-206.

KINCSES I., MARIANNA S. 2008. The effect of bacteria fertilizers on the nitrogen amount extracted by the yield of perennial ryegrass *(Lolium perenne L.)* on different soil types. Analele Universităţii din Oradea, Fascicula: Protecţia Mediului, Vol. XIII, 2008. 63-68.

KINCSES S.-NÉ, NAGY P., KREMPER R. 2008. Baktériumtrágyák hatása az angolperje *(Lolium perenne L.)* termésére különböző típusú talajon. Kecskeméti Tudományos Napok, Konferencia Kiadvány. 46-49.

KLIMES-SZMIK A. 1962. A talajok fizikai tulajdonságainak vizsgálata. [In: Ballenegger R.–Di gléria J. (szerk.) Talaj- és trágyavizsgálati módszerek.] Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. 83–161.

MA C., TU Q., ZHENG S., DENG S. XIA Y., MAO W., GAO W., HU L., KUZYAKOV Y., HU Y., SU Y. & CHEN X., 2022. Soil acidification induced by intensive agricultural use depending on climate. Journal of Soils and Sediments. https://doi.org/10.1007/s11368-022-03265-1. 1-4.

MAGYAR SZABVÁNY, MSZ-08-1721/3-86., Estimating the dehydrogenase activity. Hungarian Standard. https://mokkka.hu/node/440.

MARSELEK S., 2006. Environmental conditions, Agricultural Production, Sustainable Developement. AgEcon Search. Research in Agricultural & Applied Economics. 50/15. https://ageconsearch.umn.edu/record/140564/. 12-28.

PAGE A., 1982. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. Methods of soil analysis. Agronomy. Madison. Wisconsin. USA. 915–922.

SZEDER B., 2011. Az erózió és a bentonitos talajjavítás hatásának vizsgálata az ugróvillások közösségeire és a talaj biológiai aktivitására. Doktori Értekezés. Tézisek. Gödöllő. 1-20.

SZEGI J., 1979. Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek. Mg. Kiadó, Budapest. 56-58; 234-235, 253-254.

SZILI KOVÁCS T., ZSUPOSNÉ O.Á., KÁTAI J., VILLÁNYI I. & TAKÁCS T., 2011. Correlations between biological and chemical soil properties in soils from long-term experiments. Agrokémia és Talajtan (60). Supplementum. 251-254.

VERES E., ZSUPOSNÉ O.Á., 2003. Hagyományos és az ökológiai gazdálkodási rendszerek hatása a talaj biológiai aktivitására. F 042568. sz. OTKA pályázat zárójelentése. http://real.mtak.hu/674/1/42568_ZJ1.pdf. 1-7.

VERES ZS., KOTROCZÓ ZS., FEKETE I., TÓTH J. A., LAJTHA K., TOWNSEND K. & TÓTH B., 2015. Soil extracellular enzyme activities are sensitive indicators of detrital inputs and carbon availability. Applied Soil Ecology. 92. 18-23.

WALL D. H., NIELSEN U.N., SIX J. 2015. Soil biodiversity and human health. 3 December 2015. Vol. 528. Nature. Research perspective. doi:10.1038/nature15744. 69-76.

WITKAMP, M., 1966. Decomposition of leaf litter in relation to environment microflore and microbial respiration. Ecology, 47. 194-201.

WOLIŃSKA A., STĘPNIEWSKA Z. 2012. Dehydrogenase Activity in the Soil Environment. http://dx.doi.org/10.5772/48294. Open Science, Open Mind. Chapter 8. 183-210.

WUEPPER D., BORRELLI P., FINGER R. 2020. Countries and the global rate of soil erosion. Nature Sustainability, Vol. 3. January (2020). www.nature.com/natsustain 51–55

Fermentált és adalékolt baromfitrágya hatása paradicsom termeszthetőségére tenyészedény kísérletben

Tóth Florence, Tamás János, Nagy Péter Tamás

Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Víz- és Környezetgazdálkodási Intézet, Debrecen;
toth.florence@agr.unideb.hu

Összefoglalás

Az elmúlt évek csapadékszegény időjárása és a talajaink csökkenő szervesanyag készlete, valamint az elszabaduló műtrágya árak rávilágítottak az adekvát tápanyagpótlás és a talajnedvesség fenntartásának fontosságára a megfelelő terméshozam és minőség elérése érdekében. Különösen igaz ez a zöldségtermesztési ágazatban, ahol a víz- és tápanyaghiány súlyos terméskiesést és minőségromlást okoz.
Tanulmányunkban olyan tápanyagpótló készítmény tesztelését végeztük el, amely egyszerre kínál lehetőséget a talajok szervesanyag- és vízgazdálkodási tulajdonságainak javítására.
Tenyészedény-kísérletben vizsgáltuk a kifejlesztett termékek hatását a talaj vízgazdálkodására és tápanyagszolgáltató képességére. A kísérletben indikátornövényként paradicsomot (*Solanum lycopersicum* cv. Manó) használtunk. Kísérletünkben a fermentált baromfitrágyát szuperadszorbens polimerekkel (SAP) és agyagásvánnyal kevertük, majd tanulmányoztuk együttes hatásukat a vízfogyasztásra, a tápanyagellátásra és a termésre. A kísérletben humuszos homoktalajt és futóhomok talajt használtunk, adott vízkapacitási szinten (VKsz= 60%), amelyet napi öntözéssel biztosítottunk. A talaj vízkapacitási szintjének beállítására desztillált vizet használtunk, hogy elkerüljük a kontrollálatlan tápanyag-utánpótlást.
A vizsgálat fő célja az volt, hogy értékeljük a szervesanyag-SAP-agyagásvány kombinált hatását a termesztett növény vízfogyasztására, a friss tömeg és a szárazanyag-tartalmára.
Megállapítottuk, hogy a tesztelt prototípus termékek mindegyike hatékonyan növelte a paradicsom jelzőnövény zöldtömegét és szárazanyag-tartalmát, valamint a készítmények hatékonynak bizonyultak a növények fajlagos vízszükségletének csökkentésében is, ami miatt potenciálisan használhatóak mind kis tápanyagtőkéjű, mind rossz vízgazdálkodással rendelkező talajok esetén.

Kulcsszavak: szerves trágyázás, vízmegőrzés, zöldségfélék tápanyagpótlása

Summary

The poor rainfall in recent years and the declining organic matter stocks in our soils, as well as the escalating fertilizer prices, have highlighted the importance of adequate nutrient replenishment and maintaining soil moisture to achieve good yields and quality. This is particularly important in the vegetable sector, where water and nutrient deficiencies cause severe yield losses and quality deterioration.
In our study, organic fertilizer formulations have been tested that offer the potential to improve both the organic matter and water management properties of soils.

The effects of the developed products on soil water management and nutrient supply capacity were investigated in a pot experiment. In the experiment, tomato (*Solanum Lycopersicum cv. Mano*) was used as an indicator plant. In our experiments, fermented poultry manure was mixed with super adsorbent polymers (SAP) and bentonite, and their combined effects on water consumption, nutrient supply and yield were studied. In the experiment, humus sandy loam soil was used as a test soil at a 60% soil water holding capacity level, which was provided by daily irrigation. Distilled water was used to adjust the water capacity level of the soil to avoid uncontrolled nutrient replenishment.
The main objective of the study was to evaluate the combined effect of the organic matter-SAP mixture on the water consumption, fresh weight and dry matter content of the tomato plants.
It was found that all the tested prototype products were effective in increasing the fresh weight and dry matter content of the tomato indicator plant. They were also effective in reducing the specific water requirements of the plants. These findings make them potentially useful for both low-nutrient capital and poorly water-managed soils.

Keywords: organic fertilization, soil moisture saving, vegetable nutrition

Bevezetés

Az elmúlt néhány év hektikus gazdálkodási viszonyai még tovább erősítették a tápanyagpótlás (kiemelten a szervesanyagpótlás) és a talajok vízmegőrzésének fontosságát. A klimatikus anomáliák okozta terméskiesés, a talajok csökkenő szervesanyag- és vízkészlete (SZALAI et *al.*, 2021) a nem megfelelő tápanyagpótlási gyakorlat és az elszabaduló műtrágya árak rávilágítottak a precíziós tápanyagpótlás és a talajnedvesség fenntartásának fontosságára a megfelelő terméshozam és minőség elérése érdekében. Egyrészről a termelőknek szembesülniük kell az egyre romló termesztési kondíciókkal és a kiszámíthatatlan műtrágyapiaci helyzettel, másrészről meg kell felelniük az egyre fokozódó fogyasztói minőségi elvárásoknak. Éppen ezen okok miatt célunk olyan tápanyagpótló készítmény fejlesztése volt, amely egyszerre kínál lehetőséget a talajok szervesanyag- és vízgazdálkodási tulajdonságainak javítására. Kísérletünkben fermentált, adalékolt és pelletizált csirketrágyát (Bio-Fer Natur Extra: https://bio-fer.hu/bio-fer-natur-extra/ a továbbiakban NEX) használtunk további kiegészítéssel, hogy tulajdonságai tovább javíthatók legyenek.

Bár a csirketrágya kiváló tápanyagforrásnak tekinthető, a baromfitrágya önmagában történő alkalmazása nem biztosít megfelelő tápanyagellátást (AMANULLAH et *al.*, 2010). Ezért fontos, hogy olyan anyagokkal egészítsük ki a hatását, amelyek megfelelnek a mai kihívásoknak, azaz a csökkenő vízkészletek, az aszályos események, a hektikus esőzések és a tápanyag kimosódás okozta problémáknak. Ennek elérése érdekében két adalékanyagot használtunk a fermentált csirketrágya tulajdonságainak javítására.

Az utóbbi évtizedekben egyre nagyobb érdeklődés mutatkozik az ún. szuperadszorbens polimerek alkalmazása iránt bizonyos mezőgazdasági problémák enyhítésére (BUCHHOLZ, 1994; BUCHHOLZ és GRAHAM, 1998; ABD EI-REHIRN et *al.*, 2004). A kertészeti ágazatban sikeresen alkalmazták őket talajjavítóként és a talaj fizikai tulajdonságainak javítására, különös tekintettel a homokos talajok víztartó képességének és/vagy tápanyagmegtartó képességének növelésére (BRAVE és NNADI, 2011). A szuperabszorbens hidrogélek vagy polimerek (SAP) potenciálisan befolyásolják a talaj levegőzöttségét, sűrűségét, szerkezetét, textúráját, párolgását és a víz beszivárgási sebességét a talajon keresztül. A hidrogélek csökkentik az öntözési gyakoriságot és a tömörítési hajlamot, megállítják az eróziót és a vízlefolyást, valamint növelik a talaj levegőztetését és a mikrobiális aktivitást (FLANNERY és BUSSCHER, 1982; ABD EI-REHIRN et *al.*, 2004; BURKE et *al.*, 2010). A hidrogélek elnyújtott hatású rendszerként is működnek, mivel kedveznek egyes tápelemek felvételének, megtartják azokat és késleltetik a feloldódásukat.

A bentonit a mezőgazdaságban széles körben ismert természetes talajjavító anyag. A bentonit vulkáni hamu átalakulásából keletkezik és túlnyomórészt szmektit ásványokból, általában montmorillonitból áll. Jelentős mennyiségű vizet és tápanyagot tart meg, csökkenti a párolgást, növeli a nedvesség talajba történő beszivárgását, továbbá javítja a pH-t, a CEC-t, az aggregátumstabilitást. Javítja a vízfelhasználás hatékonyságát, és ennek megfelelően növeli a terméshozamot (GILL et *al.*, 2004; KÁTAI et *al.*, 2008 és 2010; TÁLLAI, 2009; MI et *al.*, 2020).

Anyag és módszer

A csirketrágya alapú készítményből (NEX) fejlesztett prototípus termékek tesztelését tenyészedényes kísérletben végeztük el. Jelzőnövényként paradicsomot (Solanum lycopersicum cv. Manó) használtunk, mivel a paradicsom tápanyagigényes növény, amely a vegetációs időszak minden szakaszában jelentős tápanyagigénnyel bír és érzékenyen reagál a tápanyagellátási valamint a vízellátási problémákra (PASSAM et *al.*, 2007; ATKINSON et *al.*, 2011; ÉGEI et *al.*, 2020). Továbbá a paradicsom (*Solanum lycopersicum L.*) világszerte a legfontosabb zöldségek közé tartozik. A világ zöldségpiacának 16,7%-át teszi ki, 2018-ban 182 millió tonna éves termeléssel lehetett számolni, ami azóta tovább növekedett (FAO, 2020).

Kísérletünkben a fermentált baromfitrágyát (NEX) szuperadszorbens polimerekkel (SAP) és agyagásvánnyal kevertük, majd tanulmányoztuk együttes hatásukat a vízfogyasztásra, a tápanyagellátásra és a termésre. A Bio-Fer Natur Extra termék alapadatait mutatja be az *1. táblázat*.

1. táblázat. Az alapanyag (NEX) összetétele

Összetétel	Érték	Összetétel	Érték
N%	5,50	Mn (mg kg^{-1})	374,00
P% (P_2O_5)	3,00	Mo (mg kg^{-1})	3,66
K% (K_2O)	2,50	Zn (mg kg^{-1})	367,00
Ca%	6,00	Cu (mg kg^{-1})	53,30
Mg%.	0,50	Nedvességtartalom (%)	12,00
S%	1,00	pH	7,20
B (mg kg^{-1})	31,40	Szerves széntartalom (%)	73,00
Fe (mg kg^{-1})	545,00		

A kísérletben három kg-os tenyészedényekben három ismétlésben, négy hónapos tenyészidőszakban humuszos (Pallag) és futóhomoktalajt (Homok) használtunk, mindkét talaj esetén adott vízkapacitási szinten (VKsz=60%), amelyet napi öntözéssel biztosítottunk. A talaj vízkapacitási szintjének beállítására desztillált vizet használtunk, hogy elkerüljük a kontrollálatlan tápanyag-utánpótlást, napi tömegellenőrzéssel és adatrögzítéssel. A jelzőnövény csíráztatása és palántanevelése a teszttalajokban történt. A kísérlet talajai a DE, Agrár Kutatóintézetek és Tangazdaság, Debreceni Tangazdaság és Tájkutató Intézet (DTTI), Pallagi Kertészeti Kísérleti Telepéről származott, melyet a beérkezés után szárítottunk, szitáltunk (2 mm).

Alapanyagként Bio–Fer Natur Extra fermentált baromfitrágyát (Baromfi Coop Kft.) használtunk, melyhez adalékként szintetikus SAP-ot (térhálósított kopolimer) adtunk, amely akrilamidot és kálium-poliakrilátot tartalmaz. Természetes SAP-ként keményítő alapú talajkondicionáló készítményt használtunk, amely keményítő-g-poli-(2-propénamid-ko-2-propénsav) káliumsója.

A másik fő összetevő a bentonit volt, amit az Axis Bentonit Kft. szolgáltatott számunkra (https://axisbentonitkft.hu/). Az adalékanyagokat a kezeléseknek megfelelően (*2. táblázat*) a teljes talajtérfogatban egyenletesen kevertük el. Az így előkészített tenyészedényekbe ültettük a palántákat. A kísérlet felszámolásakor meghatároztuk a kumulatív vízfogyasztást a napi öntözési adatokból, valamint a termés nedves- és szárazanyag tömegét, illetve kiszámoltuk a fajlagos vízfogyasztást is.

A *2. táblázatban* láthatók a kísérlet során alkalmazott kezeléskombinációk és adalékanyagok.

2. táblázat. Az alkalmazott kezeléskombinációk és felhasznált anyagok

Kezelés kódok	NEX	Bentonit	Szintetikus SAP	Természetes alapú SAP
K - kontroll	0	0	0	0
KT – csak alaptrágya	a	0	0	0
A – Szintetikus SAP alap dózis és bentonit	a	d1	d1	0
B – Szintetikus SAP emelt dózis és bentonit	a	d1	d2	0
C- Természetes alapú SAP alap dózis és bentonit	a	d1	0	d1
D- Természetes alapú SAP emelt dózis és bentonit	a	d1	0	d2

Megjegyzés: A továbbiakban a kezelések betűkódját használjuk az eredmények értelmezésénél. Az a jelölés az alapanyag mindig azonos alapmennyiségét jelenti, míg a d1 alap-, a d2 duplájára emelt dózist jelent a felhasznált adalékanyagokból. A dózisok megállapításánál a gyártói javaslatokat, a trágyakonzisztenciát és a tápanyagarányokat egyaránt figyelembe vettük.

Eredmények és értékelésük

A kísérletben használt talajok alapparaméterinek összefoglaló adatai láthatók az *3. táblázatban*. Megállapítható, hogy a talajok kémhatása gyengén savanyú volt, kötöttségük a talajtípusnak megfelelően 25 alatti érték volt. Vízoldható só és karbonáttartalmuk nem volt mérhető. A humusztartalom alapján a talajok nitrogénellátottsága igen gyenge volt. Az AL-oldható foszfor- és kálium-tartalmuk alapján a talajok P-ellátottsága közepes illetve igen gyenge, K-ellátottsága igen gyenge és gyenge volt. Nitráttartalmuk a talajtípusnak megfelelő, míg a mikroelemellátottságuk gyenge volt.

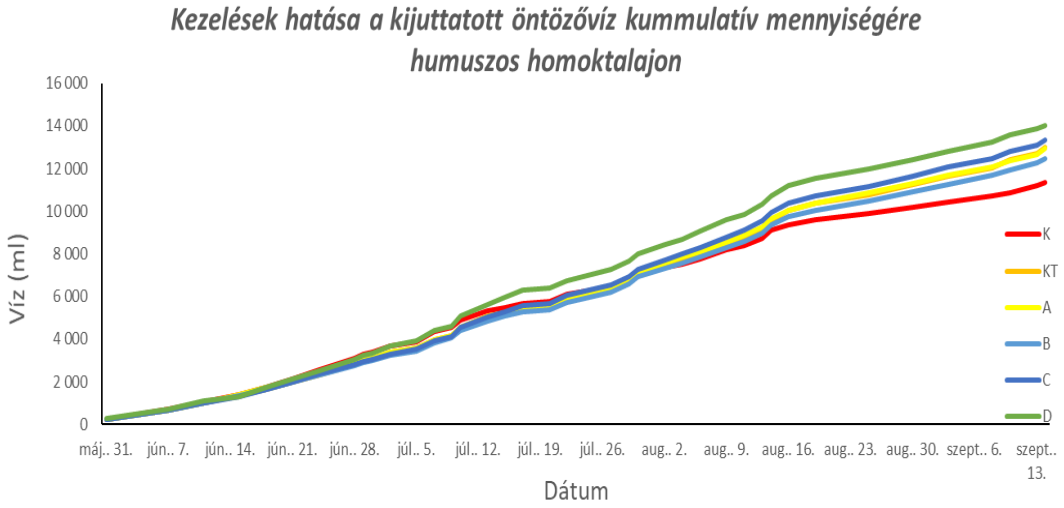
A következő két ábra azt mutatja be, hogy az alkalmazott kezelések hogyan hatottak a kijuttatott öntözővíz mennyiségére a kísérlet időtartama alatt. Az *1. ábrán* látható, hogy a kontrollhoz képest az összes kezelés esetén több öntözővízre volt szükség a vizsgált tenyészidőszakban a humuszos homoktalajon. Legnagyobb mennyiség a D jelzésű kezelés esetén fogyott, ami az alaptrágya mellett emelt dózisú szerves SAP-ot és bentonitot tartalmazott. Az ábrából leolvasható, hogy a kontrollhoz képest már a fermentált csirketrágya is növelte a vízfogyasztást. Ezek az eredmények jól magyarázhatók az edényekben nevelt paradicsom növények nagyobb súlyával. A fejlettebb egyedek értelemszerűen nagyobb vízmennyiséget igényelnek, viszont majd később látni

fogjuk, hogy ez a megnövekedett vízfogyasztás egységnyi tömegre vetítve (fajlagos értékek) kisebb mennyiséget jelent.

3. táblázat. Az alkalmazott talajok alapparaméterei

Talaj paraméterek	Pallag	Homok	Talaj paraméterek	Pallag	Homok
pH (KCl)	6,07	5,49	Na (mg kg^{-1})	25,90	14,75
Arany-féle kötöttség (K_A)	<25,00	<25,00	Mg (mg kg^{-1})	136,00	98,00
Vízoldható sók (%)	<0,02	<0,02	S (mg kg^{-1})	3,66	2,20
Karbonátok (%)	< 0,10	< 0,10	Mn (mg kg^{-1})	28,80	24,14
Humusz (%)	0,89	0,59	Zn (mg kg^{-1})	0,72	0,54
P (P_2O_5) (mg kg^{-1})	135,00	114,20	Cu (mg kg^{-1})	0,60	0,36
K (K_2O) (mg kg^{-1})	101,00	89,90	Szerves Nitrogén (%)	0,07	0,02
Nitrát (mg kg^{-1})	11,60	7,20			

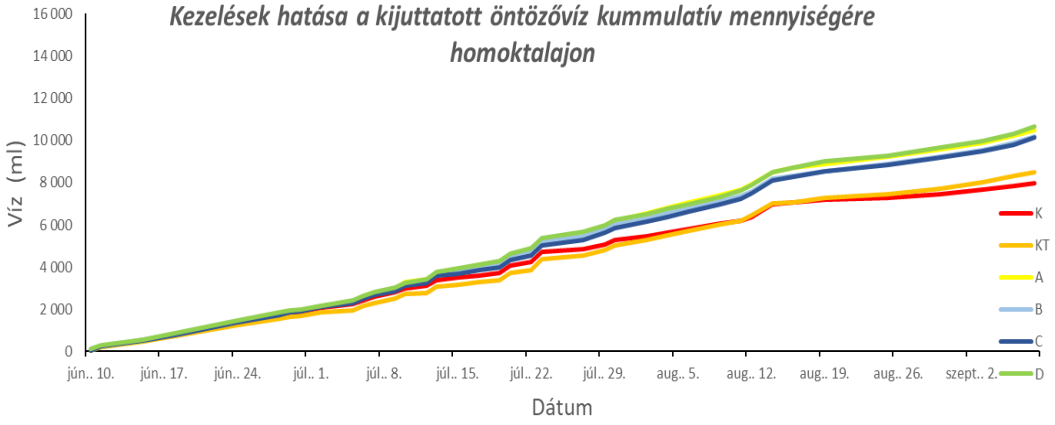
Pallag: Pallagról származó talaj



1. ábra. A kezelések hatása a kijuttatott öntözővíz mennyiségére a humuszos homoktalajon (Pallag)

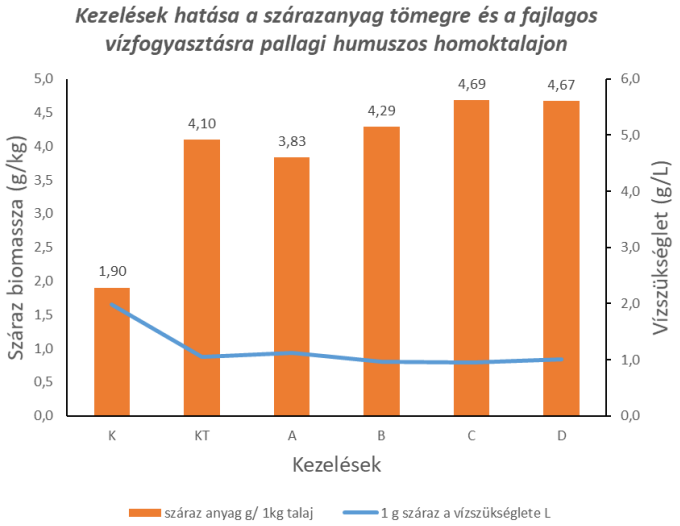
A *2. ábrán* a kezelések hatása látható a kijuttatott öntözővíz mennyiségére a futóhomok talaj esetén. Hasonlóan az *1. ábrához* ennél a talajnál is a legkisebb kumulált öntözővíz mennyiséget a kontroll kezelésnél

mértünk. Ezután következett a csak trágyát kapott kezelés (KT) majd a SAP és bentonit kiegészítést kapott kezelések. Legnagyobb kumulált vízmennyiséget szintén a D jelzésű kezelés esetén regisztráltunk. Ennél a talajtípusnál jól elkülönült a kontroll és csak trágyát kapott kezeléstől az általuk kialakított prototípus termékek hatása az öntözővíz mennyiségére. A növekedés mértéke átlagosan mintegy 20-25% volt a termékkombinációk esetén a kontrollhoz és a trágyás (KT) kezeléshez képest. Ábránkból látható, hogy a tesztnövényként használt paradicsom jól reagált a kezelésekre és indikatívan jelezte a kísérleti körülmények változását, azaz megfelelő tesztnövénynek bizonyult.



2. ábra. A kezelések hatása a kijuttatott öntözővíz mennyiségére futóhomok talajon (Homok)

A *3. ábra* a kezelések hatását mutatja be a tesztnövény szárazanyag tömegére és a fajlagos vízfogyasztására humuszos homoktalajon (Pallag). A paradicsom jelzőnövény szárazanyag tömegértékeit egységnyi talajtömegre nézve adtuk meg. Látható, hogy a kontroll kezelés esetén kaptuk a legkisebb értéket (1,9 g/kg) míg a kezelések több mint kétszeres tömegnövekedést eredményeztek (3,83-4,69 g/kg). Legnagyobb értéket a C és D jelzésű kezelések esetén kaptunk (4,69 és 4,67 g/kg). A Természetes alapú SAP-ot kapott kezelések voltak a legnagyobb hatással a szárazanyag tömegének a növekedésére. Ez a jelentős szárazanyag többlet a korábban bemutatott vízfogyasztási adatokkal összevetve jelentős fajlagos vízszükséglet csökkenést eredményezett, amit az ábra kék vonala mutat be. A fajlagos vízszükséglet értéke 2 l/g-ról megközelítőleg 1g/l-re csökkent, ami 50%-os vízmegtakarítást jelent.



3. ábra. A kezelések hatása a tesztnövény szárazanyag tömegére és a fajlagos vízfogyasztására humuszos homoktalajon (Pallag)

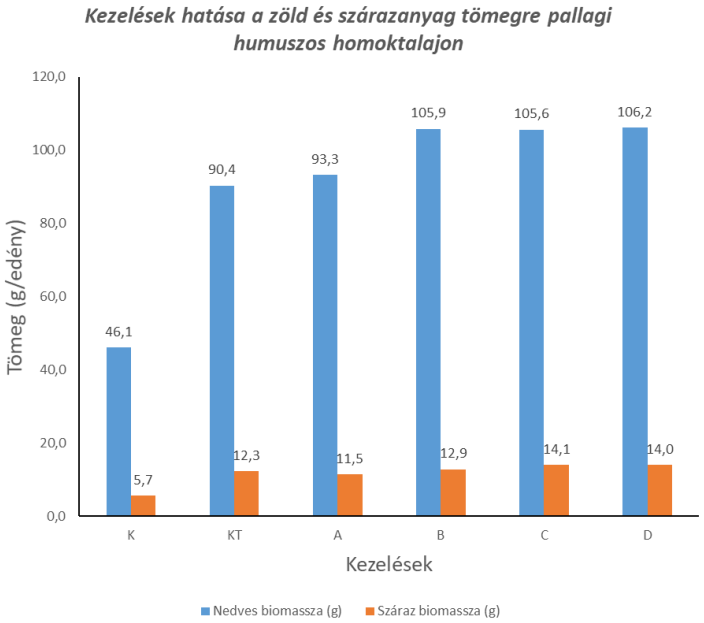
A következő, *4. ábrán* a kezelések hatását mutatja be a tesztnövény szárazanyag tömegére és a fajlagos vízfogyasztására futóhomok talajon (Homok). Látható, hogy ennél a talajnál a kontroll kezelés eredményezte szintén a legkisebb biomasszatömeget, továbbá ha összevetjük a két talajtípusnál a kontroll kezelésben kapott értékeket, akkor láthatjuk, hogy a jellegtelen homoktalaj esetén közel negyedakkora száraz biomasszatömeget kaptunk.

A többi kezelés esetén a két talajtípus összehasonlításaként hasonló megfontolásokat tehetünk. Ebben a kísérletben közel feleakkora szárazanyag produktumot kaptunk, mint a humuszos homoktalaj esetén. Ez jól reprezentálja a két talajtípus közötti különbségeket. Ennél a talajnál a kezelések a kontrollhoz képest szintén jelentős biomasszatömeg gyarapodást eredményeztek. A KT kezelés közel kétszeres, a többi SAP-ot és bentonitot kapott kezelés további, közel kétszeres tömeggyarapodást okozott a kontrolltömeghez képest. Ezekkel az adatokkal jól értelmezhetők a vízfogyasztásnál kapott értékek. Amennyiben a fajlagos vízszükséglet értékeket nézzük, megállapítható, hogy a kontroll estén kapott mintegy 5 g/l-es fajlagos vízszükséglet érték mintegy ötödére csökkent ≈1%-ra (*4. ábra*). Ezt azt jelenti, hogy egységnyi tömegű biomassza előállításához ötödannyi vízre van szükség, ami napjainkban, amikor az öntözés és az öntözés ára kardinálissá válik a termelés szempontjából, különösen nagy jelentőséggel bír. A kapott eredmények jelentősége a vízigényes zöldség és gyümölcs kultúráknál még kifejezettebb. Hiszen az utóbbi évek aszályos nyarai és sokszor csapadékszegény tavaszi illetve őszi időszakai rávilágítanak arra,

hogy érdemi (mennyiségi és egyben minőségi) termelés ezeknél a növényeknél adekvát vízgazdálkodási gyakorlat nélkül nem lehetséges. A fejlesztett és ezekben a kísérletben alkalmazott készítmények jelentősen redukálják a vízszükségletet, illetőleg nagyobb tömegű, tetszetősebb növényeket eredményeznek, mind a kontrollhoz, mind a csak csirketrágyát kapott kezelésekhez képest.

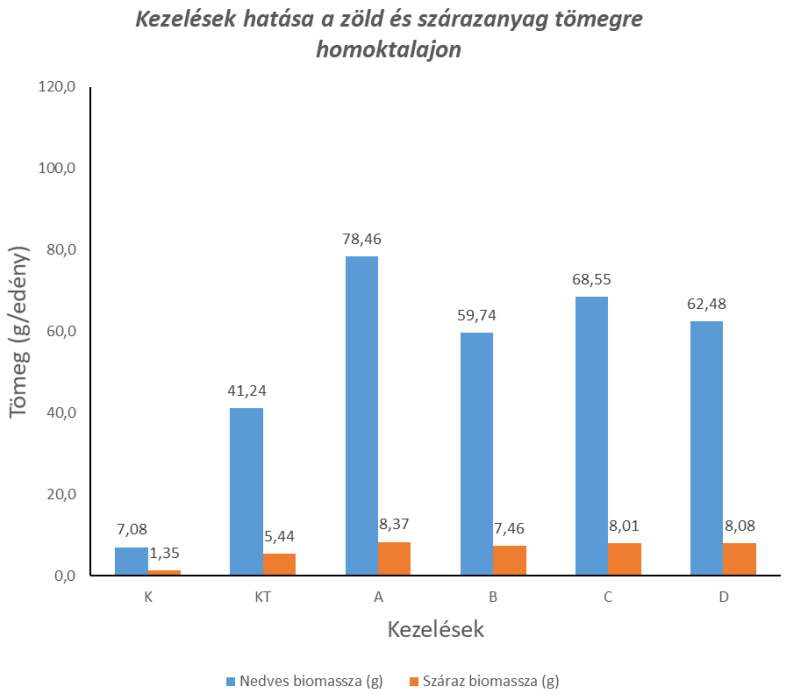
4. ábra. A kezelések hatása a tesztnövény szárazanyag tömegére és a fajlagos vízfogyasztására futóhomok talajon (Homok)

A következő ábrák a kezelések hatását mutatják be a paradicsom zöld és szárazanyag tömegére a két használt talajtípus esetén (*5. és 6. ábra*). A korábban elemzett szárazanyagtartalomhoz hasonlóan, az alkalmazott kezelések mindkét talajtípus esetén növelték a zöld- vagy frisstömeg értékét a kontrollhoz képest. Ezen és a következő ábrán az edényenkénti száraz és zöld biomasszatömeg került feltüntetésre. A szárazanyagtömeghez hasonló növekedési tendenciát kaptunk a zöld vagy friss biomasszatömegre is, azaz már a KT kezelés is mintegy megduplázta, a tovább fejlesztett, kombinált kezelések pedig még tovább növelték a termelés hatékonyságát (*5. ábra*).



5. ábra. A kezelések hatása a tesztnövény zöld- és szárazanyag tömegére humuszos homoktalajon (Pallag)

Ugyanilyen megállapítások tehetők a futóhomok talaj esetén is (*6. ábra*) annyi kitétellel, hogy ennél a talajtípusnál még markánsabban jelentkeztek a kezeléshatások, ami a kedvezőtlenebb talajparaméterekkel magyarázható (*1. táblázat*).



6.ábra. A kezelések hatása a tesztnövény zöld- és szárazanyag tömegére futóhomok talajon (Pallag)

A kezelések hatását a paradicsom teszt növény növekedésére és biomasszatömegére mutatjuk be a következő fotókon illusztrációként (*7. és 8. ábra*). A korábban leírt tapasztalatok jól láthatók a fotókon. Már a KT kezelés is jelentős biomasszatömeg gyarapodást eredményezett, de a kezelések még tovább növelték a fermentált csirketrágya hatását mindkét talajtípus esetén. A fotókról az is kiderül, hogy a két talaj között is jelentős biomassza tömegkülönbségek alakultak ki még azonos kezeléseken belül is.

7. ábra. A kezelések hatása a tesztnövény növekedésére humuszos homoktalajon (Pallag)

8. ábra. A kezelések hatása a tesztnövény növekedésére futóhomok talajon (Homok)

Következtetések

Az elvégzett kísérletek eredményeiből a következő következtetéseket lehet levonni:

- A kezelések mindegyike jelentősen csökkentette a jelzőnövény fajlagos vízfogyasztását a kontrollhoz képest.
- Az adalékolt termékek használata jelentősen csökkentette a jelzőnövény fajlagos vízfogyasztását a csak alaptrágyát tartalmazó kezeléshez képest.

- A kezelések mindegyike jelentősen növelte a paradicsom jelzőnövény zöldtömegét és szárazanyag-tartalmát a kontrollhoz képest.
- Az adalékolt termékek használata az ‚A' verziót kivéve jelentősen növelte a jelzőnövény zöldtömegét és szárazanyag-tartalmát a csak alaptrágyát tartalmazó kezeléshez képest.

Összességében megállapíthatjuk, hogy a tesztelt prototípus termékek mindegyike hatékonyan növelte a paradicsom jelzőnövény zöldtömegét és szárazanyag-tartalmát, valamint hatékonynak bizonyultak a növények fajlagos vízszükségletének csökkentésében is, ami miatt potenciálisan használhatóak mind kis tápanyag tőkéjű, mind rossz vízgazdálkodással rendelkező talajok esetén.

Irodalomjegyzék

ABD EI-REHIRN, H.A., HEGAZY, E.S.A., ABD EL-MOHDY, H.L. 2004. Radiation synthesis of hydrogels to enhance sandy soils water retention and increase performance, Journal of Applied Polymer Science., 93: 1360-1371.

AMANULLAH, M. M., MUTHUKRISHNAN, P., SEKAR, S. 2010. Prospects and potential of poultry manure. Asian Journal of Plant Sciences., 9 (4): 172-182.

ATKINSON, N.J., T.P. DEW, C. ORFILA, P.E. URWIN 2011. Influence of combined biotic and abiotic stress on nutritional quality parameters in tomato (*Solanum lycopersicum*). Journal of Agricultural. Food Chemistry., 59: 9673-9682.

BRAVE, C., NNADI, F., 2011. Environmentally friendly superabsorbent polymers for water conservation in agricultural lands. Journal of Soil Science and Environmental Management., 2 (7): 206-211.

BUCHHOLZ, F. L., GRAHAM, N. B. 1998. Modern Superabsorbent Polymer Technology; Wiley: New York.

BUCHHOLZ, F. L. 1994. Superabsorbent polymers: science and technology, in Proceedings of the ACS Symposium Series 573, F. L. Buchholz and N. A. Peppas, Eds., 27–38, American Chemical Society, Washington, DC, USA

BURKE, D.R., AKAY, G., BILSBORROW, P.E. 2010. Development of novel polymeric materials for agroprocess intensification. Journal of Applied Polymer Science., 118:3292–3299. doi:10.1002/app.32640.

ÉGEI, M., DEÁK K.J., SZUVANDZSIEV P. 2020. Effect of water supply and season on the productivity and carotenoid content of cherry type processing tomato. Columella – Journal of Agricultural and Environmental Sciences., 7 (1): 47-56

FAO, FAOSTAT, 2020. Available from: http://faostat3.fao.org

FLANNERY, R.L., BUSSCHER, W. J. 1982. Use of a synthetic polymer in potting soils to improve water holding capacity. Commun. Soil Science and Plant Analysis, 13 (2): 103 -111.

GILL, J.S., TISDALL, J., KUSNARTA SUKARTONO, I.G.M., MCKENZIE B.M. 2004. Physical properties of a clay loam soil mixed with sand. SuperSoil 2004: 3rd Australian & New Zealand Soils Conference, University of Sydney, Australia.

KÁTAI, J. KREMPER, R., TÁLLAI, M. 2008. The effect of zeolite and bentonite on some soil characteristics on acidic sandy soil. Acta Agraria Debreceniensis: Suppl. 117-123.

KÁTAI, J., TÁLLAI, M, SÁNDOR, Zs., ZSUPOSNÉ, O. Á. 2010. Effect of Bentonite and Zeolite on some characteristics of acidic sandy soil and on the biomass of a testplant. Agrokémia és Talajtan. 59: 165-174., 10 p.

MI, J., GREGORICH, E.G., XU, S., MCLAUGHLIN, N. B., LIU, J. 2020. Effect of bentonite as a soil amendment on field water-holding capacity, and millet photosynthesis and grain quality. Sci Rep 10, 18282. https://doi.org/10.1038/s41598-020-75350-9.

PASSAM, H.C., I.C. KARAPANOS, P.J. BEBELI, D. SAVVAS 2007. A review of recent research on tomato nutrition, breeding and post-harvest technology with reference to fruit quality. The European Journal of Plant Science and Biotechnology., 1: 1-21.

SZALAI Z., UJHÁZY N., MEGYES M., JAKAB, G., MADARÁSZ B., ZACHÁRY, D., ÁRENDÁS, T., BARCZA, Z., BORSODI, A. 2021. A talajerő utánpótlás szerepe a talaj szervesanyagok stabilizálódásában. Agrokémia és Talajtan 70. (2): 181. DOI: 10.1556/0088.2021.00109.

TÁLLAI, M. 2009. Bentonit és zeolit alkalmazása a talajjavításban savanyú homoktalajon. Acta Agraria Debreceniensis 36 (1): 131-137.

Szennyvízüledékkel szennyezett talajba kijutatott cirokhajtás hatásának vizsgálata a turkesztáni szil toxikuselem-felvételére szabadföldi kísérletben

Uri Zsuzsanna[1], Simon László[1], Irinyiné Oláh Katalin[1], Makádi Marianna[2], Tóth Csilla[1], Vigh Szabolcs[1], Vincze György[1]

[1]Nyíregyházi Egyetem, Műszaki és Agrártudományi Intézet, Agrártudományi és Környezetgazdálkodási Intézeti Tanszék, 4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/b., uri.zsuzsanna@nye.hu
[2]Debreceni Egyetem Agrár Kutatóintézetek és Tangazdaság, Nyíregyházi Kutatóintézet, 4400 Nyíregyháza, Westsik Vilmos út 4-6.

Összefoglalás

Szabadföldi mikroparcellás kísérletet állítottunk be Debrecen Lovász-zugban toxikus elemekkel, szennyvízüledékkel szennyezett talajon turkesztáni szil (*Ulmus pumila* L. 'Puszta') tesztnövénnyel. A toxikus elemekkel szennyezett talajba ugyanott termesztett, felaprított cirokhajtást (szár+levél) juttattunk ki adalékanyagként (kezelt talaj), míg a kontroll parcellák talaja nem kapott ilyen kezelést. Méréseink alapján beigazolódott, hogy a Debrecen Lovász-zugi feltalajba kijuttatott cirokhajtás apríték feltáródott, és a talaj visszamérhető humusztartalmát megnövelte. A kezelt parcellákon nevelt turkesztáni szil leveleiben és vesszőiben több toxikus elem (As, Ba, Cd, Cr, Ni, Pb), illetve esszenciális makro- és mikroelem (N, P, K, Ca, Mg, Na, Cu, Fe, Mn, Zn) halmozódott fel, mint a kontrollában. A kezelt növények leveleinek réztartalma 8-39 %-kal nőtt a kezelés hatására, a mangántartalom 22-34 %-kal emelkedett, a cink mennyisége pedig 63-67%-kal volt több a cirokapríték kijuttatásának köszönhetően. A toxikus elemek koncentrációja szintén a kezelt növények levélmintáiban volt magasabb, a kadmiumkoncentráció 31-36%-kal emelkedett meg, az arzén és a bárium 5-68%-kal, a nikkel és az ólom mennyisége pedig 62-76%-os többletet mutatott. A kezelt turkesztáni szil levélmintáinak krómtartalma 40-88%-kal volt magasabb, mint a kontroll növényekben mért érték. Hasonló jelenséget figyeltünk meg a turkesztáni szil vesszőinek toxikuselem-akkumulációját illetően is; a talajban feltáródó cirokhajtás kisebb mértékben ugyan, de megnövelte a turkesztáni szil vesszőinek kadmium- (+11%), ólom- (+38%), króm- (+13%), nikkel- (+20%), arzén- (+22%) és báriumakkumulációját (+8%) a kontrollhoz képest. Eredményeink alapján kijelenthetjük, hogy a szennyvízüledékből származó toxikus elemekkel szennyezett talajon turkesztáni szilt célszerű termeszteni, melynek toxikuselem-fitoextrakciós képessége a talajba kijuttatott lágy szárúakkal, esetünkben cirokhajtás aprítékkal megemelhető.

Kulcsszavak: turkesztáni szil, szennyvízüledék, toxikus elemek, cirok hajtás, fitoextrakció

Summary

Open field microplot experiment was set up in Debrecen Lovász-zug with Siberian elm (*Ulmus pumila* 'Puszta') trees. Test plants were grown on soil cover of the local recultivated sewage settler. Experimental cover soil was contaminated with toxic elements (Cr, Ni, and Zn) from sewage sediment. Shredded sorghum shoots (stems + leaves) grown in the same place were added to the contaminated soil as an additive (treated soil), while the soil of the control plots did not receive such organic matter. Based on our measurements, it was confirmed that the sorghum shoot chips applied to the topsoil were mineralized, and increased the measurable humus content of the experimental soil. The leaves and twigs of the Siberian elm grown on the treated plots accumulated higher amounts of toxic elements (As, Ba, Cd, Cr, Ni, and Pb) and essential macro or microelements (N, P, K, Ca, Mg, Na, Cu, Fe, Mn, and Zn) than the control. The copper content in the leaves of treated plants increased by 8-39%, as a result of the treatment. The manganese content increased by 22-34%, and the amount of zinc was enhanced by 63-67% in the leaves due to the soil application of sorghum shoots. The concentration of toxic elements was also significantly higher in the leaves of the treated plants, the concentration of cadmium increased by 31-36%, arsenic and barium by 5-68%, and the amount of nickel and lead showed an excess of 62-76%. The chromium content of the treated Siberian elm leaves was 40-88% higher than the value measured in the control plants. A similar phenomenon was observed regarding the accumulation of toxic elements in the twigs of the Siberian elm. The sorghum shoots decomposed in the soil increased the cadmium (+11%), lead (+38%), chromium (+13%), nickel (+20%), arsenic (+ 22%) and barium accumulation (+8%), as compared to the control. Based on our results, it can be concluded that it is advisable to grow Siberian elm on soil contaminated with toxic elements from sewage sediment. The toxic element phytoextraction ability of plants can be increased by soil application of locally grown herbaceous plants, e.g. by chopped sorghum shoots.

Keywords: Siberian elm, sewage sediment, toxic elements, sorghum shoots, phytoextraction

Bevezetés

Közismert, hogy a szennyvízkezelés vagy -tisztítás során keletkező szennyvízüledékben, illetve szennyvíziszapban a potenciálisan toxikus hatású nyomelemek (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb, Zn) feldúsulnak. A szennyvízüledék vagy a szennyvíziszap jelentős mennyiségben tartalmaz növényi tápanyagokat (N, P), ezért megfelelő körültekintéssel utóbbi a termőtalajokba kijuttatható (EPSTEIN, 2003; SIMON & VINCZE, 2015a; 2015b).

Az elmúlt század második feléig Magyarországon is több közmű-pótló létesítmény, a kezeletlen szennyvíz szikkasztására szolgáló szigeteletlen földmedence, tórendszer üzemelt. Ilyen volt a Debrecen délnyugati részén Lovász-zugban található, kezdetben a kezeletlen majd a mechanikailag kezelt kommunális szennyvíz utókezelésére, oxidációjára, utóülepítésére, szikkasztására szolgáló lagúnarendszer is, melyet 2013-ban rekultiváltak (Internet 1) és rajta talajtakarót alakítottak ki (TŐZSÉR, 2018; TŐZSÉR et *al.*,

2018). TŐZSÉR et *al.* (2018) szerint a takarótalaj (feltalaj) króm- és kadmiumkoncentrációi meghaladják a 6/2009. (IV.14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet 1. sz. mellékletében földtani közegekre rögzített határértékeket, mely az eltemetett szennyvízüledék jelentős toxikuselem-szennyezettségére vezethető vissza.

A fitoremediáció az a technológia, amelynek során a szennyezett közegekben lévő vegyi anyagok koncentrációját olyan kis értékre csökkentik az alkalmazott növények, illetve a velük társult mikrobák, amelynek a humánegészségügyi kockázata az adott szennyezett területen már elfogadható. Az ún. fitoextrakció során magasabb rendű növényeket alkalmaznak a fémekkel, illetve egyes szerves szennyező anyagokkal szennyezett talajok tisztítására. A szennyeződések, mint a fémek, szerves vegyületek a talajból vagy a talajvízből a növények könnyen betakarítható föld feletti szerveibe, pl. hajtásaiba, illetve gyökereibe helyeződnek át. A fitostabilizáció során különféle adalékanyagokkal kezelik a szennyezett közeget, majd az ily módon stabilizált területet növénytakaróval fedik le. A szennyező anyagokat - elsősorban a fémeket, egyes szerves szennyező anyagokat - az adalékanyagokkal oldhatatlan, kevésbé felvehető formájúvá alakítják át, a növénytakaró pedig megakadályozza, hogy a szennyezett közegből a szennyező anyagok a talajvízbe, levegőbe, szennyezetlen területre kerüljenek át, illetve a mikrobákban, növényekben, állati és emberi szervezetben akkumulálódjanak (ARTHUR et *al.*, 2005; SIMON, 2004; SIMON, 2022a).

A toxikus elemek ún. passzív fitoextrakciója, illetve a szennyezett terület fitostabilizációja gyorsan fejlődő, nagy biomasszát képező, bioenergetikai célra is termeszthető lágy vagy fás szárú növényfajokkal történhet, melyek közül a fűz- (*Salix* spp.) és nyárfajok (*Populus* spp.) a leghatékonyabbak, pl. a kadmium- vagy a cinkszennyezés akkumulációjában (PULFORD & DICKINSON, 2006; SIMON et *al.*, 2022b; 2022c). A szintén gyorsan fejlődő, nagy föld feletti biomasszát képező szilfajok (*Ulmus* spp.) toxikus elem fitoextrakciós vagy fitostabilizációs képessége kevésbé feltárt. A legújabb tudományos eredmények (DUKIĆ et *al.*, 2014; DEVETAKOVIC et *al.*, 2016; SABA et *al.*, 2015; YAKUN et *al.*, 2016; MLECZEK et *al.*, 2017; MATARUGA et *al.*, 2019) alapján a szélsőséges környezeti tényezőket, a talaj toxikuselem-tartalmát jól toleráló szilfajok is ígéretesek fitoextrakciós, fitostabilizációs szempontból.

A Debrecen Lovász-zugi rekultivált szennyvízülepítő talajára 2013 szeptemberében fűzfákat (kosárfonó fűz, *Salix viminalis* L.) telepítettek fitostabilizációs célból (TŐZSÉR 2018), azonban azok közül kevés indult fejlődésnek. Időközben a területen spontán vegetáció alakult ki, melyben a tarackbúza a domináns növényfaj. Mivel a rekultivált terület fásítása fitostabilizációs szempontból mindenképpen indokolt, feltételeztük, hogy a környezeti stressz-faktorok iránt a füzeknél toleránsabbnak ismert szilfa-féléket eredményesebben lehet a területen megtelepíteni. Szabadföldi tenyészedényes kísérletünk (SIMON et *al.*, 2023) alapján megállapítottuk, hogy a turkesztáni szil

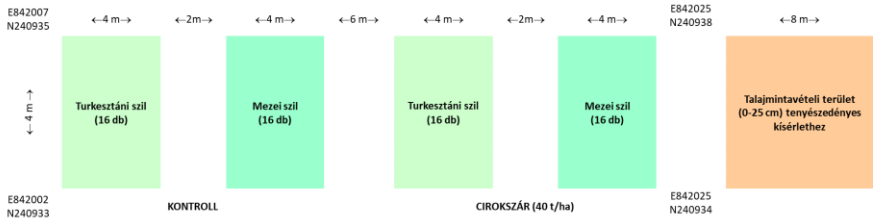
több toxikus elemet akkumulált a föld feletti szerveiben, mint a mezei szil, melyet a talajba kijuttatott, feltáródott cirokhajtás jelentősen megemelt. A megvizsgált szilfajok válaszreakcióit (gyökerek, vesszők, illetve levelek zöldtömege, szárazanyag-tartalma) és a toxikuselem-akkumulációt komplexen értékelve megállapítottuk, hogy a Debrecen lovász-zugi rekultivált szennyvízülepítő toxikus elemekkel szennyezett fedőtalajára turkesztáni szilt célszerű telepíteni, mert ez a faj a környezeti stressz-faktorok iránt toleránsabb és jobban fejlődik, mint a mezei szil, valamint passzív vagy indukált toxikuselem-fitoextrakció, illetve fitostabilizáció szempontjából hatékonyabb annál.

Fentiek ismeretében kísérletünk célja a Debrecen Lovász-zugi szennyvízüledékkel szennyezett talajba szabadföldi körülmények között kijutatott cirokhajtás hatásának tanulmányozása volt a környezeti stressz-faktorok iránt toleráns turkesztáni szil táp- és toxikuselem-felvételére. A kijuttatott talajadalék toxikuselem-fitostabilizáló tartamhatásának feltárása mellett arra a kérdésre is kerestük a választ, hogy az egyébként melléktermékként kezelt szervesanyag szennyezett talajba juttatásával elérhető-e egy hatékonyabb, ún. indukált fitoextrakció.

Anyag és módszer

Szabadföldi mikroparcellás kísérletet állítottunk be 2018-ban Debrecen Lovász-zugban a korábbi szennyvízülepítő területén turkesztáni szil (*Ulmus pumila* L. 'Puszta') tesztnövénnyel. A terület rekultivációja során a toxikus elemekkel szennyezett szennyvízüledéket 70-110 cm-es vastagságban talajtakaróval borították be, ennek a felszínén végeztük el a kísérletet. A kísérletbe vont talaj, melynek genetikai típusa nem volt behatárolható, vályog fizikai féleségű, a vizes szuszpenzióban mért pH-ja alapján gyengén lúgos kémhatású, összes sótartalma nem jelentős, mésztartalma átlagosan 2,25 m/m%, humusztartalma kissé meghaladja a 2%-ot. 2018. május-szeptember között két szudánifű fajtát (cv. Akklimat, cv. Csaba) és két silócirok fajtát (cv. GK Balázs, Róna 1) termesztettünk a Debrecen Lovász-zugi kísérleti területen. Ezek összekevert, felaprított hajtásait kevertük be a szilfélékkel beállított szabadföldi kísérlet toxikus elemekkel enyhén szennyezett talajába Debrecen Lovász-zugban. A kísérleti talajba 2018.11.8-án szántottuk be (*1. ábra*) a felaprított cirokfélék szalmáját adalékanyagként, 40 t/ha mennyiségben (kezelt talaj), míg a kontroll parcellák nem részesültek ilyen kezelésben. A kísérlet kezelési sémáját a *2. ábra* szemlélteti. A kísérleti parcellák 4x4 méteresek voltak (*3. ábra*). A szilfák telepítésére 2018.11.29-én 1x1 méteres kötésben került sor (16 db fa/parcella).

1. ábra. Cirokhajtás talajba dolgozása (Debrecen Lovász-zug, 2018.10.11., dr. Simon László felvételei).



2. ábra. Szilfákkal beállított szabadföldi kísérlet kezelési sémája (Debrecen Lovász-zug, 2018.10.11.).

3. ábra. A Debrecen Lovász-zugban található szil kísérleti parcella (2020.05.18., 2020.10.22., dr. Simon László felvételei).

2018.10.11-én és 2020.10.22-én a kísérleti parcellákon talaj pontmintákat vettünk botfúrókkal 0-25 cm-es mélységből kémiai analízis céljából. A második mintavételkor minden parcelláról 45-50 leszúrásból 1850-2050 grammnyi talajmintát gyűjtöttünk össze oly módon, hogy egy adott parcella minden (16 db) fájának törzsétől 15-20 cm-re 3-4 leszúrást végeztünk a botfúrókkal (*4. ábra*). 2019.05 22-én és 2020.06.25-én valamennyi fa ágainak legfelső 5-20 cm-es szakaszából (3., 4. és 5. levél) levélmintákat vettünk.

2020.10.22-én leveles vesszőmintázást végeztünk, parcellánként 5-6 fáról a legalsó pozíciójú ágakat vágtuk le (*5. ábra*).

4. ábra. Kevert talajminták vétele botfúróval a Debrecen Lovász-zugban található szil kísérleti parcellákról (2018.10.11., 2020.10.22., dr. Simon László felvételei).

5. ábra. Levél- és leveles vesszőminták vétele (Debrecen Lovász-zug, 2019.05.22., 2020.05.18., 2020.10.22., dr. Simon László felvételei).

A talaj- és növényminták makroelem- (N, P, K, Ca, Mg), mikroelem- (Fe, Cu, Mn, Zn) és toxikuselem-tartalmát (As, Ba, Cd, Cr, Ni, Pb) a Debreceni Egyetem Agrárműszerközpontjának laboratóriumában mérettük. A nitrogéntartalom meghatározás Kjeldahl-módszerrel, a többi elem analízise ICP-OES technika alkalmazásával történt.

A mérési adatok statisztikai analízisét egyváltozós variancia-analízissel (ANOVA) Tukey-féle b-teszttel végeztük el, SPSS 26 szoftver segítségével.

Eredmények és értékelésük

A Debrecen Lovász-zugból származó, a 70-110 cm mélységben lévő szennyvízüledéket fedő talaj legfontosabb fizikai és kémiai paramétereit elemezve megállapíthatjuk, hogy a kísérlet kezdetén a vizes kivonatban mért pH értéke (7,67-7,81) a gyengén lúgos tartományba esett. A KCl oldatban mért rejtett savanyúság 7,28-7,34 között változott. A talaj összes sótartalma nem volt

jelentős, átlagosan 0,057 m/m % volt. Az Arany-féle kötöttségi száma alapján a kísérleti talaj fizikai félesége vályog. A talajban a $CaCO_3$-tartalom 2,13-2,45 m/m % között alakult. A talaj humusztartalma átlagosan 2,27 m/m % volt. A vizsgálat végén, 2020 októberében a megmintázott kísérleti talajok vizes pH-ja 7,80-7,91, a KCl-os pH-ja 7,18-7,31 között változott. A talajokban a $CaCO_3$-tartalom 2,11-2,87 m/m % között alakult. A talaj humusztartalma a kontroll parcellák esetében átlagosan 2,46 m/m % volt, míg a kezelt parcellák esetében 2,97 m/m %-ot mutatott. A kísérleti parcellák talajának általános kémiai tulajdonságait elemezve megállapíthatjuk, hogy a vizsgált paraméterek közül csupán a humusztartalomban található jelentős eltérés a kontroll és a cirokszalmával kezelt parcellák között. A sziltelepítés előtt, 2018-ban talajba beforgatott cirokhajtás hatására a kezelt talajban a humusztartalom 21 %-kal emelkedett meg a kontrollhoz képest.

Az *1. táblázatban* mutatjuk be a Debrecen Lovász-zugból származó fedőtalaj „pszeudoösszes" makro-, mezo- és esszenciális mikroelem-tartalmát a kísérlet kezdetén és végén. A 2018.10.11-én vett talajminták tápelemtartalmát vizsgálva megállapítható, hogy a foszfor, a réz és a cink kivételével az összes megvizsgált tápelem (K, Ca, Mg, Fe, Mn) átlagkoncentrációja magasabb volt a cirokhajtás aprítékkal kezelt parcellákon, mint a kontroll (talajkezelésben nem részesült) parcellákról származó talajmintákban. A 2020.11.08-án megmintázott talajok tápelem-koncentrációit tanulmányozva, minden vizsgált tápelemnél a cirokszalmával kezelt talajokban mértünk szignifikánsan magasabb értékeket a kontroll talajokhoz képest. A cirokhajtás trágyázó hatásának eredményeképpen az összes káliumtartalom emelkedett meg a legnagyobb mértékben, de a foszfor-, a magnézium- és a mangánkoncentráció is jelentős emelkedést mutatott a kezelt talajokban. Valószínűleg a cirokhajtás feltáródásának következménye volt a kálium-koncentráció 24 %-os növekedése.

1. táblázat. Turkesztáni szillel beállított szabadföldi kísérlet talajának „pszeudoösszes" (HNO_3/H_2O_3 feltárás után mért) tápelem-tartalma a cirokhajtás aprítékkal történt talajkezelés (2018.11.08) és növénytelepítés (2018.11.29.) előtt (Debrecen Lovász-zug, 2018.10.11.) és után (Debrecen Lovász-zug, 2020.10.22.)

Talajkezelés	Mintavétel időpontja	Tápelemek							
		P	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Mn	Zn
		mg/kg							
Kontroll	2018.10.11.	863a	2657a	21678a	4773c	12179a	25,02b	309a	122c
Kontroll	2020.10. 22.	847a	2786b	21615a	4197a	14313b	22,3a	316b	107,3a
Kezelt	2018.10.11.	859a	3049c	21770ab	5412d	15718c	24,99b	344c	114b
Kezelt	2020.10.22.	999b	3465d	22441c	4679b	15552c	25,2b	372d	114,8b

ANOVA Tukey b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek (az adott oszlopokban) szignifikánsan ($P<0,05$) különböznek egymástól.

A *2. táblázat* a turkesztáni szillel beállított kísérlet talajának „pszeudoösszes" toxikuselem-tartalmát szemlélteti a kísérlet kezdetén és végén. A toxikus elemek koncentrációit elemezve megállapítható, hogy a talaj krómtartalma mindkét mintavételi időpontban, mind a cirokszalmával kezelt, mind a kezeletlen kontroll parcellák esetében meghaladta a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet 1.sz. mellékletében rögzített 75 mg/kg-os szennyezettségi határértéket. A kísérletbe vont parcellák talajában az As, Ba, Cd, Ni és Pb koncentrációk viszont kisebbek voltak, mint a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben rögzített, a földtani közeg szennyezettségére vonatkozó 15 mg/kg-os (As), 250 mg/kg-os (Ba), 1 mg/kg-os (Cd), 40 mg/kg-os (Ni) és 100 mg/kg-os (Pb) határértékek.

2. táblázat. A turkesztáni szillel beállított szabadföldi kísérlet talajának „pszeudoösszes" (HNO_3/H_2O_3 feltárás után mért) toxikuselem-tartalma a cirokhajtás aprítékkal történt talajkezelés (2018.11.08) és növénytelepítés (2018.11.29.) előtt (Debrecen Lovász-zug, 2018.10.11.) és után (Debrecen Lovász-zug, 2020.10.22.)

Talajkezelés	Mintavétel időpontja	Toxikus elemek					
		As	Ba	Cd	Cr	Ni	Pb
		mg/kg					
Kontroll	2018.10.11.	7,09b	148b	0,213a	99,8c	21,49c	30,83c
Kontroll	2020.10.22.	6,24a	147b	0,888c	95,8b	17,9a	29,7b
Kezelt	2018.10.11.	7,62c	138a	0,289b	88,0a	22,91d	28,74a
Kezelt	2020.10.22.	7,04b	159c	0,984d	100,8c	20,0b	32,6d

ANOVA Tukey b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek (az adott oszlopokban) szignifikánsan ($P<0,05$) különböznek egymástól.

A *3. táblázat* a kísérletünkben a talajba bedolgozott, a Debrecen Lovász-zugi kísérleti területen termesztett cirokfélék (szudánifű, silócirok) hajtásainak átlagos tápelem-összetételét szemlélteti. A cirokhajtás átlagos foszfortartalma 1164 mg/kg volt. A cirokhajtás káliumtartalma kimagasló volt, 22471 mg/kg mennyiséget mértünk. A cirokhajtás Ca-tartalma átlagosan 3481 mg/kg, a Mg mennyisége 2571 mg/kg volt. Valamennyi megvizsgált mikroelem koncentrációja az ún. elégséges vagy normál tartományba esik, mely pl. a réz esetén a növényi szervekben 5-30 mg/kg, a cink esetén pedig a növényi szervekben 27-150 mg/kg (SIMON, 2014).

3. táblázat. A kísérleti talajba kijuttatott, a kísérleti területen termesztett cirokfélék hajtásainak tápelem-tartalma (Debrecen Lovász-zug, 2018.11.08.).

	Tápelemek (mg/kg)								
	P	**K**	**Ca**	**Mg**	**B**	**Cu**	**Fe**	**Mn**	**Zn**
Átlag	1164	22471	3481	2574	33,7	5,07	137	28,2	127
Szórás	29	427	37	31	0,36	0,07	5	0,18	1

n=4.

A *4. táblázatunkban* mutatjuk be a kísérleti talajba kijuttatott cirokfélék (szudánifű, silócirok) hajtásainak toxikuselem-tartalmát. Mivel a cirokféléket szintén a Debrecen Lovász-zugi kísérleti területen termesztettük, feltételeztük, hogy egyes toxikus elemeket a növények felvettek a toxikus elemekkel enyhén szennyezett talajból. A cirokfélék hajtásainak arzén- és báriumtartalma alacsonynak tekinthető (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001; SIMON, 2014). A cirokhajtás kadmiumtartalma kissé meghaladta a növényekben még normálisnak tekintett 0,05-0,2 mg/kg-os értéket, hasonlóan a krómhoz, mely esetén a szennyezetlen talajon fejlődő növényekre a 0,1-0,5 mg/kg-os koncentrációtartomány a jellemző (SIMON, 2014). A kijuttatott cirokhajtásban mért nikkeltartalom vagy ólomtartalom nem haladta meg a szennyezetlen talajon fejlődő növényekre jellemző 0,1-5 mg/kg-os, illetve 5-10 mg/kg-os koncentrációtartományt (SIMON, 2014).

4. táblázat. A kísérleti talajba kijuttatott, a kísérleti területen termesztett cirokfélék hajtásainak toxikuselem-tartalma (Debrecen Lovász-zug, 2018.11.08.).

	Toxikus elemek (mg/kg)					
	As	**Ba**	**Cd**	**Cr**	**Ni**	**Pb**
Átlag	0,124	4,66	0,381	1,73	0,967	0,644
Szórás	0,008	0,39	0,028	0,05	0,022	0,014

n=4.

Az *5. táblázat* a turkesztáni szillel beállított kísérletben a levelek makro- és esszenciális mikroelem-tartalmát mutatja be. A cirokhajtás bedolgozás hatására mindhárom mintavételi időpontban a levelek nitrogéntartalma kis mértékben, míg magnéziumtartalma jelentősen emelkedett a kezeletlen növénykultúrákhoz képest. A foszfor-, a kálium- és a kalciumakkumulációt az első két mintavételkor a cirokkezelés fokozta a kontrollhoz képest, az utolsó mintavételkor azonban a kezelt levelekben alacsonyabb koncentrációkat mértünk. Az esszenciális mikroelemek mindegyike a cirokhajtással kezelt talajon nevelt turkesztáni szil leveleiben volt nagyobb mennyiségben jelen. A különböző mintavételi időpontokban a növények leveleinek réztartalma 8-39 %-kal nőtt a kezelés hatására, a mangántartalom 22-34 %-kal emelkedett a kontrollhoz viszonyítva. A cink mennyisége 63-67%-kal volt több a cirokhajtás bedolgozásnak köszönhetően. Vasból kiugróan magas, több mint kétszeres értéket mértünk az utolsó

mintavételi időpontban a kezelt parcellán nevelt növények levelében (*5. táblázat*).

5. táblázat. A turkesztáni szillel beállított szabadföldi kísérlet leveleinek tápelem-tartalma
(Debrecen Lovász-zug, 2019.05.22., 2020.06.25., 2020.10.22.)

Talaj-kezelés	Mintavétel időpontja	Tápelemek								
		N	P	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn
		m/m%				mg/kg				
Kontroll	2019.05.22.	n.a.	2961d	15331d	16222a	4002b	8,10d	101a	29,10b	41,15a
Kontroll	2020.06.25.	2,66a	2880c	14860c	19433b	4079bc	6,15a	116b	26,8a	76,9c
Kontroll	2020.10.22.	2,62a	2097b	9121b	27523e	3546a	6,62b	132c	27,2a	84,7c
Kezelt	2019.05.22.	n.a.	3181f	18492f	22066c	5547e	11,22e	124c	38,7e	68,6b
Kezelt	2020.06.25.	3,02b	3105e	17638e	22356c	4636d	6,64b	167d	32,8c	125d
Kezelt	2020.10.22.	2,68a	1962a	7465a	26565d	4165c	7,29c	281e	36,5d	141e

ANOVA Tukey b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek (az adott oszlopokban) szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól.

A *6. táblázat* a turkesztáni szillel beállított kísérlet leveleinek toxikuselem-tartalmát szemlélteti. A cirokhajtás Debrecen Lovász-zugi talajba juttatása mindhárom mintavételi időpontban valamennyi vizsgált elem esetében szignifikánsan nagyobb toxikuselem-akkumulációt eredményezett a szillevelekben, mint a nem kezelt növénykultúrák esetén. Az arzénkoncentráció 5-53%-kal emelkedett, a báriumkoncentráció 6-68%-kal, a kadmium mennyisége 31-36%-kal volt több a cirokhajtás bedolgozás hatására. A nikkel mennyisége 62-76%-os többletet mutatott a kezelt növényeknél. A kezelés hatására a levelek krómtartalma 40-88%-kal volt magasabb, mint a kontroll növényekben mért érték. Az ólom mennyisége az első mintavételi időpontban a kezelt turkesztáni szil levélmintában több mint háromszorosa volt a kontroll mintának, de az azt követő két mintavételkor is jelentős, 72-75%-kal magasabb ólomkoncentrációt mértünk a kontrollhoz képest (*6. táblázat*).

6. táblázat. A turkesztáni szillel beállított szabadföldi kísérlet leveleinek toxikuselem-tartalma
(Debrecen Lovász-zug, 2019.05.22., 2020.06.25., 2020.10.22.).

Talajkezelés	Mintavétel időpontja	Toxikus elemek					
		As	Ba	Cd	Cr	Ni	Pb
		mg/kg					
Kontroll	2019.05.22.	0,548a	10,61a	0,068a	1,12a	0,866a	0,300a
Kontroll	2020.06.25.	0,915b	19,8bc	0,078b	1,05a	1,19b	0,565b
Kontroll	2020.10.22.	0,924b	34,2d	0,086bc	2,10c	1,65d	0,653c
Kezelt	2019.05.22.	0,577a	17,79b	0,090c	2,10c	1,41c	0,982d
Kezelt	2020.06.25.	1,22c	20,9c	0,102d	1,63b	1,93e	0,990d
Kezelt	2020.10.22.	1,41d	40,7e	0,117e	2,93d	2,91f	1,12e

ANOVA Tukey b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek (az adott oszlopokban) szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól.

Eredményeink megerősítik MIN et al. (2021, 2022) megfigyeléseit; egy kadmiummal szennyezett talajba kijuttatott gyapotszalma vagy istállótrágya megemelte a talaj oldott szervesanyag-tartalmát. Mindez megemelte a savas közegben mért mobilis kadmiumkoncentrációt a talajban, míg a „maradék" frakcióban a Cd-koncentráció lecsökkent. Ez megnövelte a gyapot tesztnövény szerveinek kadmiumakkumulációját, fitoextrakciós képességét és a kadmiumra vonatkozó biokoncentrációs faktort.

A 7. *táblázatban* mutatjuk be a turkesztáni szil vesszőinek tápelem-tartalmát. A vesszőminták tápelem-akkumulációját elemezve a cirokhajtás talajba juttatásával valamennyi vizsgált tápelem felvétele emelkedett a kontrollhoz képest. Szignifikáns tápelemfelvételt azonban a makrotápelemek közül csak a foszfor és a kalcium esetében, illetve a vizsgált esszenciális mikrotápelemeknél (a Cu, Fe, Mn és Zn esetében egyaránt) tapasztaltunk (7. *táblázat*).

A *8. táblázat* a turkesztáni szil vesszőinek toxikuselem-tartalmát mutatja be a kísérlet befejezésekor. A cirokhajtások talajba juttatása szignifikánsan megemelte valamennyi vizsgált toxikuselem felvételét a turkesztáni szil vesszőiben a kezeletlen kontrollhoz képest. A legnagyobb mértékű, 38%-os emelkedést a kezelt turkesztáni szil vesszőinek ólomtartalmában figyeltünk meg (*8. táblázat*).

7. táblázat. A turkesztáni szillel beállított szabadföldi kísérlet vesszőinek tápelem-tartalma
(Debrecen Lovász-zug, 2020.10.22.)

Talaj-kezelés	Minta-vétel időpontja	Tápelemek								
		N	P	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mn	Zn
		m/m%		mg/kg						
Kontroll	2020. 10.22.	0,91a	1265a	6172a	12495a	1478a	6,67a	75,1a	17,2a	51,5a
Kezelt	2020. 10.22.	1,02a	1375 b	6405a	12942b	1551a	6,95b	85,0b	18,9b	56,2b

ANOVA Tukey b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek (az adott oszlopokban) szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól.

8. táblázat. A turkesztáni szillel beállított szabadföldi kísérlet vesszőinek toxikuselem-tartalma
(Debrecen Lovász-zug, 2020.10.22.)

Talajkezelés	Mintavétel időpontja	Toxikus elemek					
		As	Ba	Cd	Cr	Ni	Pb
		mg/kg					
Kontroll	2020.10.22.	0,510a	17,3a	0,047a	1,13a	0,874a	0,331a
Kezelt	2020.10.22.	0,624b	18,6b	0,052b	1,28b	1,05b	0,456b

ANOVA Tukey b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek (az adott oszlopokban) szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól.

Következtetések

Méréseink alapján beigazolódott, hogy a Debrecen Lovász-zugi feltalajba kijuttatott cirokhajtás apríték feltáródott, és a talaj visszamérhető humusztartalmát megnövelte. A kezelt parcellákon nevelt turkesztáni szil leveleiben és vesszőiben több toxikus elem (As, Ba, Cd, Cr, Ni, Pb), illetve esszenciális makro- és mikroelem (N, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn) halmozódott fel, mint a kontrollában. A kezelt növények leveleinek réztartalma 8-39%-kal nőtt a kezelés hatására, a mangántartalom 22-34%-kal emelkedett, a cink mennyisége pedig 63-67%-kal volt több a cirokapríték kijuttatásának köszönhetően. A toxikus elemek koncentrációja szintén a kezelt növények levélmintáiban volt magasabb, a kadmiumkoncentráció 31-36%-kal emelkedett meg, az arzén és a bárium 5-68%-kal, a nikkel mennyisége 62-76%-os többletet mutatott. A kezelt turkesztáni szil levélmintáinak krómtartalma 40-88%-kal, az ólomtartalma 72-75%-kal volt magasabb, mint a kontroll növényekben mért

érték. Hasonló jelenséget figyeltünk meg a turkesztáni szil vesszőinek toxikuselem-akkumulációját illetően is; a talajban feltáródó cirokhajtás kisebb mértékben ugyan, de megnövelte a turkesztáni szil vesszőinek ólom- (+38%), arzén- (+22%), nikkel- (+20%), króm- (+13%), kadmium- (+11%) és bárium-akkumulációját (+8%) a kontrollhoz képest.

Eredményeink alapján kijelenthetjük, hogy a szennyvízüledékből származó toxikus elemekkel szennyezett talajon turkesztáni szilt célszerű termeszteni, melynek toxikuselem-fitoextrakciós képessége a talajba kijuttatott lágy szárúakkal, esetünkben cirokhajtás aprítékkal megemelhető.

Köszönetnyilvánítás

A kutatómunkát a GINOP 2.2.1-15-2017-00042 „K+F versenyképességi és kiválósági együttműködések” program keretén belül a „A Pannon régió növényeinek genetikai hasznosítása” c. pályázat és a Nyíregyházi Egyetem Tudományos Tanácsa támogatta. Köszönjük Dr. Pusztahelyi Tündének és munkatársainak (Debreceni Egyetem Agrárműszerközpont), hogy a minták kémiai analízisét elvégezték. Köszönjük Dr. Magura Tibornak és munkatársainak (Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszék), hogy a Debrecen lovász-zugi kísérleti helyszínt biztosították, és kísérleti munkánkban közreműködtek. A kísérletekhez a szilfákat Dr. Keserű Zsolt (ERTI, Püspökladány) biztosította számunkra.

Irodalomjegyzék

ARTHUR, E.L., P.J. RICE, P.J. RICE, T.A. ANDERSON, S.M. BALADI, K.L.D. HENDERSON, J.R. COAST 2005. Phytoremediation – an overview. Critical Review in Plant Sciences 24. 109–122.

DEVETAKOVIC, J., D. STANKOVIĆ, V. IVETIC, M. SIJACIC-NIKOLIC, Z. MAKSIMOVIĆ, 2016. Potential of different European white elm (*Ulmus laevis* Pall.) genotypes for phytoextraction of heavy metals. Fresenius Environmental Bulletin 25. 4318-4323.

DUKIĆ, M., D. DJUNISIJEVIĆ BOJOVIĆ, S. SAMUILOV, 2014. The influence of cadmium and lead on *Ulmus pumila* seed germination and early seedling growth. Archives of Biological Sciences 66. 253-259.

EPSTEIN, E., 2003. Land Application of Sewage Sludge and Biosolids (1st Edition). Lewis Publishers. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington D.C. (ISBN 9780367454746).

INTERNET 1. https://www.debreceni-vizmu.hu/hirek/megszunik-a-lovasz-zugi-es-a-vekeri-tavi-foldmedru-szennyviztisztito-to

MATARUGA, Z., JARIĆ, S., KOSTIĆ, O., MARKOVIĆ, M., JAKOVLJEVIĆ, K., MITROVIĆ, M., & PAVLOVIĆ, P. 2019. The potential of elm trees (*Ulmus glabra* Huds.) for the phytostabilisation of potentially toxic elements in the riparian zone of the Sava River. Environmental Science and Pollution Research 27. 4309–4324. doi:10.1007/s11356-019-07173-

MIN, T., T. LUO, L. CHEN, W. LU, Y. WANG, L. CHENG, S. RU, J. LI, 2021. Effect of dissolved organic matter on the phytoremediation of Cd-contaminated soil by cotton. Ecotoxicology and Environmental Safety 226. 112842. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112842

MIN, T., T. LUO, H. HE, J. QIN, Y. WANG, L. CHENG, S. RU, J. LI, 2022. Dissolved organic matter–assisted phytoremediation potential of cotton for Cd-contaminated soil: a relationship between dosage and phytoremediation efficiency. Environmental Science and Pollution Research 29. 84640–84650. https://doi.org/10.1007/s11356-022-21485-3

MLECZEK, M., P. Goliński, M. KRZESŁOWSKA, M. GOLIŃSKI, M. GĄSECKA, Z. MAGDZIAK, P. RUTKOWSKI, S. BUDZYŃSKA, B. WALISZEWSKA, T. KOZUBIK, Z. KAROLEWSKI, P. NIEDZIELSKI, 2017. Phytoextraction of potentially toxic elements by six tree species growing on hazardous mining sludge. Environmental Science and Pollution Research 24. 22183-22195.

PULFORD, I.D., N.M. DICKINSON, 2006. Phytoremediation technologies using trees. In: Trace Elements in the Environment. Biogeochemistry, Biotechnology, and Bioremediation. (Eds.: PRASAD, M.N.V., K.S. SAJWAN, R. NAIDU). CRC Press. Taylor and Francis Group. Boca Raton. Florida. pp. 383–403.

SABA, G., A.H. PARIZANGANEH, A. ZAMANI, J. SABA, 2015. Phytoremediation of heavy metals contaminated environments: screening for native accumulator plants in Zanjan-Iran. International Journal of Environmental Research 9. 309-316.

SIMON L. 2004. Fitoremediáció. Környezetvédelmi Füzetek. Azonosító: 2318. Budapest, BMKE OMIKK.

SIMON L., 2022a. Fitoremediációs kutatások a Nyíregyházi Egyetemen. In: PÁY G. (szerk.). Műszaki tudomány az északkelet-magyarországi régióban. Nyíregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet, 2022. június 2. Acta Academiae Nyiregyhaziensis. A Nyíregyházi Egyetem sorozata, 7. kötet: 208-215. (ISSN: 2416-2981 ISBN: 978-615-6032-57-7).

SIMON L., URI Zs., VIGH Sz. VINCZE Gy., IRINYINÉ OLÁH K., 2023. Szilfajok passzív és indukált toxikus elem fitoextrakciójának vizsgálata szennyvízüledékkel szennyezett talajból tenyészedényes kísérletben. Talajvédelem (különszám) (közlésre benyújtva).

SIMON L., VINCZE GY. (szerk.), 2015a. Szennyvizek és szennyvíziszapok hasznosítása a régió fenntartható mezőgazdaságáért. Nyíregyházi Főiskola, Nyíregyháza. pp. 1-120. (ISBN 978-615-5545-02-3)

SIMON L., VINCZE GY. (szerk.), 2015b. Települési szennyvizek innovatív és környezettudatos tisztítása és a szennyvíziszapok környezetbarát elhelyezése – Innovative municipal waste water purification and environmentally environmentally-friendly disposal of sewage sludge. Nyíregyházi Főiskola, Nyíregyháza. pp. 1-102. (ISBN 978-615-5545-58-0)

SIMON, L., M. MAKÁDI, ZS. URI, SZ. VIGH, K. IRINYINÉ OLÁH, GY. VINCZE, CS. TÓTH, 2022c. Phytoextraction of toxic elements and chlorophyll fluorescence in the leaves of energy willow (*Salix* sp.), treated with wastewater solids and wood ash. Agrokémia és Talajtan (Agrochemistry and Soil Science) 71. 77-99.

SIMON, L., ZS. URI, SZ. VIGH, K. IRINYINÉ OLÁH, M. MAKÁDI, GY. VINCZE, 2022b. Phytoextraction of Potentially Toxic Elements from Wastewater Solids and Willow Ash − Experiences with Energy Willow (*Salix triandra* x *S. viminalis*

'Inger'). Chapter 13. In: J.T. PUTHUR, O.P. DHANKHER (eds.), Bioenergy Crops: A Sustainable Means of Phytoremediation. CRC Press/Taylor & Francis Group. pp. 227-245. ISBN: 9781003043522.

TŐZSÉR D., 2018. Nehézfémekkel szennyezett talajok fitoremediációjának vizsgálata. Debreceni Egyetem, Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola. pp. 1-148. (egyetemi doktori (PhD) értekezés).

TŐZSÉR, D., S. HARANGI, E. BARANYAI, G. LAKATOS, Z. FÜLÖP, B. TÓTHMÉRÉSZ, E. SIMON, 2018. Phytoextraction with *Salix viminalis* in a moderately to strongly contaminated area. Environmental Science and Pollution Research 25.·3275–3290.

YAKUN, S., XINGMIN, M., KAIRONG, L., HONGBO, S., 2016. Soil characterization and differential patterns of heavy metal accumulation in woody plants grown in coal gangue wastelands in Shaanxi, China. Environmental Science and Pollution Research **23.** 13489–13497.

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. https://njt.hu/jogszabaly/2009-6-20-0N

A kötet szerzőinek jegyzéke

A

Aranyos Tibor József 74

B

Balláné Kovács Andrea 14,204

Barna Gyöngyi 56

Berki Imre 105

D

Deák Tamás 26
Dobai András 40
Dobos Endre 26, 40, 148
Dudás László 135

E

Eszenyi Ádám 119

F

Fekete István 105
Füleki- Veres Aliz 56

H

Hadházy Ágnes 74

Henzsel István 74

I,Í

Irinyiné Oláh Katalin 188, 232

J

Jakab Gergely 94
Juhász Evelin 14
Juhos Katalin 94,105

K

Kátai János 204
Kincses Ida 179
Kincses Sándorné 14
Kocsis István Attila 135, 179
Kocsis Tamás 105
Kotroczó Zsolt 94
Kovács Györgyi 119
Kovács Károly Zoltán 26
Kremper Rita 14

L

László Zoltán 135, 179

M

Madarász Balázs 94
Makádi Marianna 74, 232
Makó András 56
Molnár Ferenc 148

N

Nagy Péter Tamás 166, 218

O

Orosz Viktória 74

P

Pazmino Karina 179

R

Ragán Péter 135
Rivéra Garcia Arzu 119

S

Sándor Zsolt 135, 179, 204

Simon László 188, 232

Sinka Lúcia 119

T

Tállai Magdolna 14, 179, 204

Tamás János 218

Tóth Csilla 232

Tóth Florence 166, 218

Tuba Géza 119

U,Ú

Uri Zsuzsanna 188, 232

V

Vágó Imre 179

Vigh Szabolcs 188, 232

Vincze György 188, 232

Zs

Zsembeli József 119

Zsuposné Oláh Ágnes 204