

MTA DOKTORI ÉRTEKEZÉS TÉZISEI

---

**KÖRNYEZETI ÉS ANTROPOGÉN TÉNYEZŐK HATÁSA A  
MIKROBIÁLIS AKTIVITÁSOKRA SZÉLSŐSÉGES TALAJVISZONYOK  
KÖZÖTT**

Szili-Kovács Tibor

HUN-REN Agrártudományi Kutatóközpont  
Talajtani Intézet  
Talajbiológiai Osztály

Budapest  
2024

# 1. BEVEZETÉS

A mikroorganizmusok jelentőségét a talajokban, és a talajfunkciókban nem lehet eléggé hangsúlyozni. A szén- és nitrogénforgalmi folyamatokban, a szerves anyagok lebontásában és szintézisében a talajaggregátumok összeragasztásában és számos más folyamatban hozzájárulnak a talajfunkciók érvényesüléséhez, ezáltal a talajminőség fenntartásához. A mikroorganizmusok egyszerű felépítésükhöz képest rendkívül változatos anyagcsere-képességekkel rendelkeznek ellentétben a “magasabbrendű” élőlényekkel, amelyek metabolikus szempontból szinte lehangolóan egyveretűek. Talán ez lehet az oka annak, hogy olyan nagyfokú diverzitással rendelkeznek valamennyi habitatban, és ami képessé teszi őket a nagyfokú alkalmazkodáshoz, akár szélsőséges viszonyok között is. Bár a talajokban nagy mennyiségben és változatosságban fordulnak elő, a körülmények általában csak ritkán adnak lehetőséget arra, hogy egyszerre nagyobb számban aktívak legyenek. Azt a kérdést is feltették már, hogy mi az oka annak, hogy miközben a talajban jelentős mennyiségű szerves anyag halmozódik fel, mellettük a mikroorganizmusok gyakorlatilag “éheznek”. Ezt és sok más kérdést felvetve kutatják évtizedek óta a talaj mikrobiom összetételét és működését egyre kifinomultabb módszerek alkalmazásával, ami lehetővé tette, hogy a talajra most már ne egy fekete dobozként tekintsünk, amiben csak az inputok és az outputok eredőjét vagyunk képesek mérni, hanem a működés finom mechanizmusai és részletgazdagsága is fokozatosan feltáródik, különösen az utóbbi két évtized kutatásainak eredményeként.

Dolgozatom három főfejezetből áll, amelyek időrendben részben felölelik a kandidátusi fokozatszerzésemet követő időszakot 1996-tól 2024-ig. Szélsőséges talajviszonyok (nagy homoktartalom miatti gyors vízvezetés és kis víztartóképeség, felszínközeli sófelhalmozódás következtében kialakult szikesedés megemelkedett sótartalom és magas pH-érték), amelyek a talajtermékenységet és növénytermesztésre történő hasznosítást jelentősen gátolják, ugyanakkor a biodiverzitás megőrzése szempontjából fontosak, továbbá antropogén tevékenységből származó talaj nehézfém szennyezések, aminek főként ökológiai és humánegészségügyi kockázata jelentős, de a talajfolyamatok dinamikájára is hatásuk lehet.

## 1.1. Mikrobiális aktivitás és biomassza vizsgálata homoki gyepek ökológiai restaurációja során

Régóta megfigyelt jelenség, hogy a talajok tápanyagtartalma befolyásolja a növénytársulások összetételét és a szukcesszió menetét (Pigott & Taylor 1964). A vegetáció szukcessziójának sebességét a növényi tápanyagok közül elsősorban a felvehető nitrogén mennyisége határozza meg (Carson & Barrett 1988). A felvehető N mennyisége – számos megfigyelés szerint – fordított összefüggést mutat a szukcesszió késői stádiumát jellemző növényfajok gyakoriságával. A megnövekedett felvehető N mennyisége szemiárid körülmények között gátolta a szukcesszió menetét, a lágyszárú egyéves fajok kicserélődését az évelőkre (McLendon & Redente 1992)

A talaj felvehető szerves nitrogén-tartalma csökkenthető viszonylag nagy C:N arányú szerves anyagok talajba juttatásával, ami elősegíti a talaj mikroorganizmusok általi N-immobilizációt (Ritz et al. 1992). A másodlagos szukcesszió menetének a talaj ásványi N-tartalmának csökkentése általi gyorsítása céljából elsőként McLendon & Redente (1992) könnyen hasznosítható szénforrást (szacharózt) alkalmazott szabadföldi kísérletben. Megállapították, hogy a korai szukcessziós gyomok dominanciája csökkenthető, a szukcesszió menete pedig az eredeti életközösség irányában gyorsítható a talaj ásványi N-tartalmának mesterséges manipulációjával, a N-immobilizáció fokozásával. Arra

vonatkozóan, hogy a talaj szénforrás-kezelés más talajok és más növényzet mellett is kedvezően befolyásolhatja a szukcesszió menetét még alig történtek vizsgálatok.

## **1.2. MIKROBIÁLIS AKTIVITÁS VIZSGÁLATA NEHÉZFÉMEKKEL SZENNYEZETT TALAJOKBAN**

A nehézfémek talajban történő akkumulációjának, migrációjának tanulmányozása a környezeti kockázatok miatt kiemelten fontos (Csathó 1994a). Ezen elemek feldúsulása a talajban lehet természetes eredetű, másrészt az emberi tevékenységnek köszönhetően a műtrágyázás, bizonyos növényvédőszer, légköri kiülepedés, szennyvíziszapok, továbbá a színesérc bányászata, illetve azzal összefüggő ércfeldolgozás, kohászat vagy egyéb ipari tevékenység eredménye (Csathó 1994b, Rékási & Filep 2006). Ezen témakörrel kapcsolatos kutatások egyik területe a talajban élő mikroorganizmusokra kifejtett hatások tanulmányozása (Bááth 1989). A mikroorganizmusok főbb csoportjai között bizonyos sorrend állítható fel a fémekkel szemben mutatott érzékenyséjük alapján (Doelman 1985): a prokarióták érzékenyebbek, mint az eukarióták (gombák); a baktériumok érzékenyebbek, mint az aktinomiceták (az aktinomiceták is baktériumok!), és a Gram-pozitív baktériumok érzékenyebbek, mint a Gram-negatívok. A baktériumok és gombák aktivitásában is jelentős különbséget tapasztaltak nehézfém szennyezés hatására, amiben a baktériumok nagyobb gátlást szenvedtek. A baktériumtörzsek közül a Proteobacteria, Acidobacteria és Bacteroidetes törzsekbe tartozók között találtak nagyszámban fémtoleráns baktériumokat (Zhao X. et al. 2020). A hosszú ideig fennálló fémszennyezés megnövelheti a talaj baktériumközösség fémtoleranciáját (Bááth 1989). A hosszú ideig fennálló fémszennyezés viszonyai között a baktériumok mellett a talajgombák fémtoleranciája is növekedhet, ezen belül különösen figyelemre méltó az arbuszkuláris mikorrhiza gombák fémtoleranciájának változása, ami hasznos lehet a szennyezett talajok fitoremediációja során. Bár számos tanulmány vizsgálta a fémszennyezés hatását a talaj biológiai tulajdonságaira, viszonylag kevés vizsgálat folyt a Pb/Zn ércbányászathoz eredő depóniák, savas bányavizek távolabbi helyen okozott szennyezésének talajbiológiai következményeiről, ezért több információra lenne szükség, különösen a szennyezett árterek fitoremediációjának tervezéséhez és sikerességének nyomon követéséhez (Takács et al. 2000, Simon & Biró 2005).

## **1.3. Mikrobiális aktivitás vizsgálata sós-szikes talajokban**

A sós és szikes talajok különböző morfológiai, fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságokkal rendelkeznek, közös jellemzőjük, hogy a vízben oldódó elektrolitoknak meghatározó szerepük van a talajképződésben és a talajban végbemenő folyamatokban (Szabolcs, 1989). Az egyik legújabb becslés szerint a szikesedés és sófelhalmozódás több mint 1100 millió hektárt érint, ami az összes szárazföld területének 7,4%-a, területi megoszlásban 60% sós, 26% szódás és 14% sós-szódás. Folyamatosan növekszik a sós és szikes területek nagysága, részben természeti okok, részben antropogén hatásra bekövetkező másodlagos szikesedés miatt, főleg a helytelen gazdálkodás és öntözés következtében (Stavi et al. 2021). A sós és szikes talajok szinte minden életforma számára kedvezőtlen, sokszor elviselhetetlen környezetet jelentenek, aminek hatására a talaj mikrobiális biomassza mennyisége lecsökken (Rietz & Haynes 2003), a talajlégzés (García et al. 1994, Setia et al. 2010), és különböző enzim-aktivitások, mint az ureáz, alkalikus foszfátáz,  $\beta$ -glükózidáz (García et al. 1994) is lecsökken. Annak ellenére, hogy a sós-szikes talajok világszerte nagy kiterjedésben találhatók, különösen az arid és szemi-arid klímaövezetben, ezeknek a mikrobiomja nagymértékben feltáratlan (Guan et al. 2021). Magyarország területének több mint 10%-án szikes talajok vannak (Szabolcs, 1989), ezzel európai viszonylatban szikes nagyhatalomnak számítunk területarányosan. A szikes talajok mikrobiológiájának kutatása a fizikai és kémiai vizsgálatokhoz képest jóval később indult el, és mostanáig elmondható, hogy

csak szórványos vizsgálatok folytak ezen a területen. A Duna-Tisza közén található szikesek átalakulóban vannak, ezért felmérésük növeli a téma fontosságát a megőrzésük, megfelelő hasznosításuk és helyreállításuk érdekében történő erőfeszítések érdekében.

## 2. A KUTATÁSOK CÉLKITŰZÉSEI

Az értekezésben foglalt kutatások célja különböző szélsőséges fizikai-kémiai tulajdonságokkal rendelkező talajok mikrobiális aktivitásának, mikrobiális biomassájának és egyes esetekben közösségi összetételének meghatározása volt összefüggésben a talajok fizikai és kémiai tulajdonságaival.

A Kiskunsági Nemzeti Park fülöpházi területén a korábban felhagyott szántók területe erősen elgyomosodott. Az eredeti vegetációt alkotó növényfajok spontán visszatelepülhetnek, de ezt folyamatot segíteni, gyorsítani lehet különböző beavatkozásokkal. Az egyik lehetőség a talaj N-transzformációs folyamatai közül a mikrobiális N-immobilizáció fokozása a felvehető N-tartalom csökkentése érdekében, ami kompetíciós előnyt biztosíthat az oligotróf természetes homokgyepi növényfajok számára az egynyári gyomokkal szemben. Ennek érdekében arra kerestük a választ, hogy különböző szénforrások hogyan befolyásolják a N-immobilizáció mértékét a talajban laboratóriumi körülmények között. A kísérlet további célja a szabadföldi körülmények között alkalmazható szénforrások kiválasztása és az alkalmazandó mennyiség meghatározása volt. Ezt követően a kiválasztott szénforrásokkal szabadföldi kísérlet beállításával igazolni akartuk a N-immobilizációra és a talaj mikrobiális biomasszára valamint aktivitásra gyakorolt hatásokat. Végül pedig a szénforrás-kezelés más restaurációs folyamatokat elősegítő beavatkozásokkal (kaszálás, magvetés) történő együttes hatásának a vizsgálata volt a cél, annak érdekében, hogy melyik kezelés vagy kezelés-kombináció lehet a legalkalmasabb módszer az adott helyen a gyepterület helyreállításához.

A célkitűzésekhez kapcsolódó konkrét hipotéziseink a következők voltak:

- Feltételeztük, hogy a talaj általunk megnövelt nitrát mennyiségét a különböző szerves szénvegyületek a mikrobiális immobilizáció által csökkentik. Továbbá azt is feltételeztük, hogy ez a hatás a könnyen és nehezen lebomló szénforrások hatására eltérő mértékű lesz. Erre alapoztuk első laboratóriumi kísérletünket, amelyben különböző szénforrásokat külön, illetve eltérő adagú kombinációkban alkalmazva vizsgáltuk a talaj ásványi N (ammónium- és nitrát-N) változását.
- A szacharóz és fűrészpor N immobilizációra és mikrobiális biomassza C és N-re gyakorolt hatását három eltérő kitettségi homoktalajnál elemeztük laboratóriumi körülmények között a szabadföldi körülmények között alkalmazandó szénforrások mennyiségének meghatározására.
- A szénforrás-kezeléseknek (szacharóz és fűrészpor) a talaj eredeti szerves C-tartalmának esetleges mineralizációját fokozó ún. *priming* hatás mértékét is elemezni akartuk laboratóriumi feltételek között.
- Az ismételt szénforrás-kezelések (szacharóz és fűrészpor) szabadföldi körülmények között alkalmazva a három eltérő kitettségi homoktalajnál hogyan befolyásolja a felvehető N, a mikrobiális biomassza C és N mennyiségét.
- Hat évig tartó kezelés után a kezelés megszüntetése utáni állapotot is megvizsgáltuk, azért, hogy mutatkozik-e még a C-forrás kezelések utóhatása a talaj felvehető N-re, és a mikrobiális biomassza C-re és N-re.

- A kezelések során felhalmozott tapasztalatokra építve még arra a kérdésre is kerestük a választ egy további szabadföldi kísérletben, hogy a C-forráskezelés mellett más beavatkozások (kaszálás, felületetés) illetve ezek kombinációi milyen hatással bírnak.

A toxikus elemekkel szennyezett talajoknál egy szabadföldi kisparcellás kísérletben (Nagyhörcsök) kadmium, réz és nikkeltalajjal szennyezett talaj mikrobiális közösség aktivitására és biomasszájára gyakorolt hatását vizsgáltuk. Egy másik kísérletben a Gyöngyösorszi melletti ércművelésből és feldolgozásból származó patak által közvetített szennyeződésből fakadó fémszennyezett területen vizsgáltuk a talaj mikrobiális aktivitását és biomasszáját. A következő kérdésekre kerestük a választ:

- A kadmium, réz és nikkeltalajjal szennyezett talajok megváltoztatják-e a különböző módon kitenyészhető mikroorganizmus csoportok abundanciáját.
- A kadmium, réz és nikkeltalajjal szennyezett talajok mikrobiális biomasszája és dehidrogenáz aktivitása különbözik-e a kontroll talajtól.
- Vannak-e különbségek a talaj mikrobiális tulajdonságaiban a fémfelhalmozódástól függően.
- Vannak-e jelentős összefüggések a talaj biológiai tulajdonságai, a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai és a potenciálisan toxikus elemek fémfelhalmozódás között.
- A vizsgált talajmikrobiológiai tulajdonságok között található-e olyan, ami alkalmas indikátora lehet a talajok toxikus hatású fémszennyezettségének.

A kiskunsági szikes talajokon az emberi beavatkozás eredményeként jelentős változások zajlanak, ezért az itt található ökoszisztéma minél teljesebb megismerésére van szükség annak érdekében, hogy ennek értékeit feltárjuk, és a helyreállításukhoz és megfelelő hasznosításukhoz tudományos alapismereteket szolgáltatassunk. Ezekhez konkrétan a következő célkitűzéseink voltak:

- A talaj mikrobiális aktivitásának vizsgálata természetközeli szikes területek különböző növénytakaságaiban, az eltérő mértékű sótartalom és kémhatás befolyásoló szerepének megállapítására.
- A talajok katabolikus aktivitás-mintázat vizsgálatára kidolgozott MicroResp<sup>TM</sup> módszer szikes talajon való alkalmazhatóságának vizsgálata, az eltérő sótartalmú, illetve pH-jú minták elkülönítése szempontjából.
- Annak a megállapítása, hogy a Felső-kiskunsági puszták eltérő növénytakaságai alól vett talajminták genusz-szintű bakteriális összetétele és diverzitása szignifikánsan elkülönül-e egymástól.
- A baktériumközösségek törzs-szintű eloszlásának megállapítása a sótartalom és a nátriumtartalom függvényében, különböző növénytakaságok talajaiban, különösen nagy eltérést mutató törzsek kiemelésével.
- A vizsgált talajok baktérium közösségeinek alfa-diverzitás mutatóinak összefüggés vizsgálata a talajok fizikai és kémiai tulajdonságaival.
- Összefüggések keresése a katabolikus aktivitásmintázatért és a baktériumközösségek összetételéért legnagyobb mértékben felelős környezeti (edafikus) tényezők meghatározására a vizsgált sós-szikes talajokban.

### 3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

#### 3.1. Mikrobiális aktivitás és biomassza vizsgálata homoki gyepek ökológiai restaurációja során

##### 3.1.1. A laboratóriumi inkubációs kísérletek fontosabb eredményei

Az első laboratóriumi kísérletben a fülöpházáról származó homoktalajhoz 50 mg kg<sup>-1</sup> nitrát-N (kálium nitrát) adtunk, továbbá szacharózt, keményítőt, Mavicell cellulózgyöngyöt és fűrészport 1–4 g/kg<sup>-1</sup> mennyiségben a nitrogén immobilizáció elősegítésére. Valamennyi szénforrás talajhoz történő hozzáadása csökkentette a talaj felvehető-N tartalmát, de a hatás mértéke és időbeli kiterjedése a szénforrás típusától függött. A felvehető N az inkubáció első 8 napján gyors csökkenést mutatott, de ezt követően lassú emelkedés volt megfigyelhető az immobilizált nitrogén remineralizációja miatt. A szénforrások közül a szacharóz hatására az inkubáció 3. és 8. napja között volt a legnagyobb a N immobilizáció, míg a cellulózgyöngy és a fűrészpor hatására a felvehető N lassabban és kisebb mértékben csökkent, ugyanakkor hosszabb ideig maradt a nitrogén immobilizált állapotban. E tény ezen anyagok lassabb lebomlásával magyarázható. Az alkalmazott szénforrás mennyisége nem volt arányban az immobilizálódott nitrogén mennyiségével. A legalacsonyabb szacharóz kezelés (1 g/kg talaj) már nagymértékben csökkentette a talaj felvehető N-tartalmát, de a többszörös mennyiségek viszonylag kisebb mértékben növelték a N immobilizációt. A keményítő – a cukorhoz hasonlóan – az inkubáció első néhány napján jelentős csökkenést okozott a talaj felvehető N szintjében. A kezdeti gyors N-immobilizációt lassú remineralizáció követte. A keményítő, hozzáadása után legalább 15 napig volt hatásos, de 29 nappal a talajba juttatása után, a talaj felvehető-N tartalma visszatért a kezdeti értékre. Az inkubáció első 30 napjában több nitrogén immobilizálódott a MAVICELL cellulózgyöngy, mint a fűrészpor hatására, az inkubációs időszak végén a 78. napon, azonban ez megfordult a fűrészpor javára. A fűrészpor N immobilizációt fokozó hatása csak az inkubáció 15. napja után mutatkozott meg. Amennyiben a keményítőt más szénforrással együtt alkalmaztuk (szacharóz vagy fűrészpor), akkor hosszabb ideig, – legalább 29 napig – sikerült immobilizált állapotban tartani az eredetileg felvehető N jelentős részét. Ásványi N hozzáadása nélkül a talajban az inkubáció 15. napján a N mineralizáció szignifikánsan megnőtt a kontroll talajnál, elérve a 15 mg N/kg körüli értéket, míg a kombinált szénforrás kezelés (2–2 g szacharóz + Mavicell cellulóz + fűrészpor) hatására a felvehető N 2–3 mg/kg között maradt legalább 60 napon keresztül. (Szili-Kovács et al. 2000)

A következő laboratóriumi kísérletben ásványi nitrogén hozzáadása nélkül a tervezett szabadföldi kísérlet 3 eltérő kiterjedésű területéről begyűjtött talajmintával vizsgáltuk a szacharóz és fűrészpor kezeléseket hatásukat a N immobilizációra, a talaj CO<sub>2</sub> termelésére és mikrobiális biomassza C és N-re. A laboratóriumi inkubációs kísérlet során a CO<sub>2</sub> képződés sebessége a szacharózzal kezelt talajokban szignifikánsan nagyobb volt, mint a fűrészporral kezelt talajokban. Továbbá a nettó CO<sub>2</sub> képződés, vagyis a szerves anyaggal gazdagított mínusz a kontroll talaj CO<sub>2</sub> termelése a cukor-kezelésű talajokban a 19. napon, míg a fűrészporral kezelt talajokban a 100. nap körül érte el a nulla körüli értéket. A szacharóz cukorral kezelt talajoknál *primer*-hatásként képződött CO<sub>2</sub> becsült mennyisége az összesen képződött CO<sub>2</sub> 25 illetve 37%-ának felelt meg, a *primer*-hatásként becsült C-mineralizáció a talajhoz hozzáadott növekvő szacharóz mennyiségével növekedett, de a talajból összesen képződött CO<sub>2</sub> arányát tekintve csökkent (Tilston et al. 2009). A cukor és a fűrészpor talajok CO<sub>2</sub> termelését növelő hatása más vizsgálatokkal is összhangban van (Ritz et al. 1992, Engelking et al. 2007), és különösen az a megfigyelésünk, hogy a cukor talajhoz adását követően a többlet CO<sub>2</sub> hozzávetőlegesen megfelel a hozzáadott glükóz széntartalom 40%-ának egybevág hasonló vizsgálatokkal, amelyekben olyan labilis szubsztrátokat alkalmaztak, mint a glükóz és az aminosavak (Meli et al. 2003). Mind a három helyről

származó minta esetében a cukor és a fűrészpor növekvő dózisa az inkubációs periódus alatt csökkentette a talaj ásványi N ( $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$ ) tartalmát. Hasonló módon, még látványosabb volt az ioncserélő tesztcacskók által megkötött nitrogén mennyiségének csökkenése, elsősorban a nitrát-N-é, különösen a kombinált cukor+fűrészpor legnagyobb alkalmazott adagjai (2,4 és 4,8 mg C/g talaj) esetében mind a három vizsgált talajmintánál (Szili-Kovács et al. 2008). A talaj mikrobiális biomassza C mindegyik szénforrás kezelés hatására növekedett, a cukor-kezelések hatására nagyobb mértékben, mint a fűrészpor kezelések hatására. Glükóz talajhoz történő hozzáadását követően a mikrobiális biomassza növekedés maximum 2–4 nappal később jelentkezett (Nannipieri et al. 1978). A talaj mikrobiális biomassza N a cukorral kezelt talajokban növekedett, de a fűrészporral kezelt talajoknál nem, ami nagyobb mikrobiális biomassza C/N arányt eredményezett a fűrészporral kezelt talajokban. Ugyanakkor nyilvánvaló, hogy a szacharóz talajhoz történő hozzáadása elősegítette a talaj eredeti talaj C mikroorganizmusok általi hasznosítását, amit a nagymértékű mikrobiális biomassza N növekmény is bizonyít, ami jóval nagyobb annál, mint amennyi az ásványi N immobilizációból eredeztethető lenne (Tilston et al. 2009). A mikrobiális biomassza C/N arányában történő növekedés rendszerint a talaj mikrobiális közösségben történő átrendeződéssel van összefüggésben a gombák arányának növekedésével a baktériumokhoz képest (Harris et al. 1997), ami összhangban van a gombák azon képességével, hogy komplex és viszonylag nehezen bontható szerves anyagokat, mint amilyen a lignint tartalmazó fűrészpor is képesek hasznosítani.

### ***3.1.2. A szabadföldi restaurációs kísérlet eredményei***

A laboratóriumi kísérletek alapján hatékonyak bizonyult szacharóz + fűrészpor szénforrásokat alkalmaztuk a szabadföldi kísérletekben a talaj felvehető N-tartalmának csökkentéséhez a művelés alól kivett területek restaurációjának elősegítésére. Szignifikáns csökkenés mutatkozott a szénforrások egymást követő többszöri alkalmazása esetén a felvehető N-tartalomban a vegetációs időszak alatt, míg a mikrobiális biomassza C és N növekedése többször, de nem minden esetben volt bizonyítható (Szili-Kovács & Török 2005). A mikrobiális biomassza növekedését figyelték meg cukor és fűrészpor, valamint fűrészpor és faforgács alkalmazásával Angliában és Svájcban négy kísérleti területen (Eschen et al. 2007). A mikrobiális biomassza C a vizsgált buckatető (Bt) területen csak néhány alkalommal növekedett meg szignifikánsan a szénforrás-kezelések hatására, míg a másik két területen ez gyakrabban megtörtént. A mikrobiális biomassza C:N arány mindössze a Bt területen mutatkozott kismértékben nagyobbak a kezelt parcellákban, ami indirekt módon a szaprotróf gomba:baktérium biomassza arány megváltozására utalhat (Szili-Kovács et al. 2007). A talaj  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ - és  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ -tartalmának csökkenése vizsgálatainkban egyértelműen a kezelésnek tulajdonítható, mert a kezelés abbahagyása után az  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  és  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  mennyisége ismét megnőtt a talajban (Szili-Kovács et al. 2008), összhangban Eschen és mtsi. (2007) eredményével. Szerves anyag talajba juttatása a denitrifikáció általi  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  veszteséget eredményezhet, de ehhez a talaj  $\text{O}_2$  tartalmának jelentős mértékű csökkenése szükséges, ami a jó vízvezetőképességű fülöpházi homoktalajnál ritkán fordul elő. Mások eredményeivel összhangban (Paschke et al. 2000, Cione et al. 2002), mi is azt tapasztaltuk, hogy a szénforrás-kezelés hatása jobban megnyilvánult az ioncserélő tesztcacskó segítségével mért  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  értékben, mint a talajmintában mért  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ - tartalomban, mivel a műgyanta által adszorbeált  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  mennyisége a kihelyezési időszakban megnyilvánuló kumulatív hatást mutatta.

A szénforrás-kezeléssel serkentett N immobilizáció nem mindig járt együtt a vegetáció kedvező irányú változásával (Blumenthal et al. 2003), mivel a gyomfajok nitrogén-igénye igen eltérő lehet. A másik fő akadály a növényi propagulumok hiánya lehet, amelyet a természetes gypet alkotó fajokból álló magkeveréssel történő felülettel lehet pótolni. A Fülöpháza Fabóktanyán végzett 1998–2003. évek közötti szénforrás-kezelések vegetációra gyakorolt hatását 2008-ban, 2010-ben és 2018-ban is kiértékeltek (Halassy 2021). Három évvel az utolsó szénforrás-kezelést követően eltűntek azok a



különbségek, amelyek a kontroll és a kezelt parcellák kriptogám és edényes növényzetében a kezelés időszakában megvoltak. Kisebb mértékű kezelés-utóhatás azonban még 20 évvel később is megmaradt (Halassy 2021). Összességében a szénforrás kezeléseket ökológiai restaurációban történő gyakorlati alkalmazása csak korlátozott lehetőségeket biztosít a vizsgált homoktalajokon. A kombinált restaurációs kezeléssel megállapítható volt, hogy elsősorban a természetes magkeveréssel való felületés hatásos, amit kezdeti időszakban alkalmazott szénforrás-kezelés tovább erősített (Halassy et al. 2016), későbbi fázisban pedig a kaszálás járult hozzá hatékonyan a természetes gyepvegetáció megerősödéséhez és kiterjedéséhez (Reis et al. 2023).

## **3.2. Nehézfém szennyezés hatása a talaj mikrobiális aktivitására**

### ***3.2.1. Nagyhörcsöki nehézfém-terheléses kísérlet eredményei***

A nagyhörcsöki nehézfémterheléses kísérletben hat évvel a fémterhelést követően az alkalmazott fémek szignifikáns akkumulációt mutattak a talaj felső rétegében. A fémek azonos adagjainak talajfelszínre történő kijuttatása az egyes fémeknél eltérő mértékű koncentrációnövekedést okozott a talaj felső rétegében. A 90 és 810 kg/ha kadmium kezeléseket 80- illetve 670-szeres növekedést okoztak a háttér koncentrációhoz képest. A réz azonos adagjai csak 2- illetve 9-szeres, míg a nikkel 2- illetve 6-szoros mértékben lépték túl a háttér koncentráció értékeit. A nagyhörcsöki nehézfémterheléses kísérletben vizsgált nehézfémek közül a kadmium a legveszélyesebb, mivel könnyen felvehető a növények számára, akkumulálódik bennük így a táplálékláncba is könnyen bekerül (Máthéné Gáspár et al. 2004).

A mikroorganizmusok különböző csoportjai eltérő módon reagáltak a nehézfém terhelésre. Az aktinomiceták száma szignifikánsan lecsökkent mindkét kadmium (CD2 és CD4) és az alacsonyabb dózisú nikkel és réz kezelés hatására (CU2 és NI2), de a nikkel és réz magas koncentrációja nem eredményezett szignifikáns eltérést a kontrollhoz képest. A legmarkánsabb eltérést a szabadon élő aerob nitrogénkötő baktériumok számában tapasztaltuk a fémszennyezett talajokban, mindkét kadmiumkezelés (CD2 és CD4) továbbá a CU4 kezelés hatására mennyiségük szignifikánsan lecsökkent a kontrollhoz képest. A mikroszkópikus gombák számában szignifikáns növekedést állapítottunk meg mindkét kadmium-kezelésű parcella talajában, ugyanakkor a réz-kezelésű parcellákban a mikroszkópikus gombák száma nem változott a kontrollhoz képest (Szili-Kovács 2008). A kitenyészhető baktériumszám csökkenését nehézfémekkel szennyezett talajokban más vizsgálat is alátámasztotta (Mikanová et al. 2001). Az oligotróf baktériumok képezték az egyetlen csoportot, amely szignifikáns negatív korrelációt mutatott a talaj nehézfém-tartalmával, emellett a könnyen felvehető és az összes Pb és Cu aránya negatív korrelációt mutatott a szubsztrát-indukált légzési sebességgel (Zhang et al. 2006). A talaj baktériumközösségnek a nehézfém-szennyezésre adott válaszreakcióját bonyolult kölcsönhatásrendszerek befolyásolhatják, ezért nem vonható le egyértelmű következtetés arról, hogy mi fog bekövetkezni a közösség-szerkezetben és a diverzításban. A baktériumok képesek túlélni a környezeti változások széles skáláját részben a génkicserélődések révén, amelyek fokozott ellenállóképességet eredményezhetnek a szennyező anyagok által előidézett káros hatásokkal szemben. A talajbaktérium-közösségek összetett, finoman szabályozott rendszerek, amelyek egyrészt érzékenyek a szennyezésre, ugyanakkor elképesztő alkalmazkodási potenciállal rendelkeznek a szerkezet és a funkciók helyreállítására, még a legkedvezőtlenebb körülmények között is.

A talaj mikrobiális biomassza C valamennyi vizsgált, kezelt talajban szignifikánsan kisebb volt a kontrollhoz képest kloroform fumigációs extrakciós módszerrel nézve, a szubsztrát-indukált respirációs módszerrel a NI2 kezelés kivételével minden kezelés hatására szignifikáns csökkenést mértünk. A

féksókkal terhelt parcellák talajának dehidrogenáz-aktivitása szignifikánsan kisebb volt a kontrollhoz képest, kivéve a CU2 és NI2 kezeléseket, amelyek nem különböztek szignifikánsan a kontrollhoz képest. A mikrobiális biomassza C/összes szerves C csökkent a növekvő fémterhelések hatására. A biomassza specifikus respiráció értékében csak a réz és nikkel magas koncentrációjánál kaptunk szignifikáns növekedést, a kadmiumnál nem (Szili-Kovács T. et al. 1999). Rengeteg tanulmány foglalkozott a talajt ért nehézfém-szennyezés mikroorganizmusokra gyakorolt negatív hatásaival (mikrobiális biomassza, enzimaktivitás és diverzitás csökkenés), ugyanakkor például Yáñez et al. (2022) különböző mértékben rézzel szennyezett talajok vizsgálata alapján fémtoxicitásra utaló megbízható mikrobiális indikációt nem tudott megállapítani.

### **3.2.2. GyöngyöSOROSI melletti fitoremediációs kísérlet eredményei**

A talaj As-, S-, Pb-, Hg-, Zn-, Cu, Cd- és Ca-tartalma szignifikánsan magasabb volt a szennyezett zónából származó talajmintákban a Toka-patak melletti fitoremediációs kísérletben. A szervesetlen szennyező anyagok elemkoncentrációja több mint tízszer nagyobb volt a szennyezett zónában a nem szennyezethez képest, és jóval meghaladta a rendeletben geológiai közegre megadott megengedhető maximális értéket az ólomra, cinkre, higanyra, kadmiumra, rézre és arzénre vonatkozóan. Ez a megfigyelés nem csak az általunk vizsgált Kató néni földjén volt tapasztalható, hanem a Toka-patak mentén nagyon sok vizsgált helyszínen (Horváth & Gruiz 1996).

A talaj alaprespirációja marginálisan ( $p = 0,079$ ) nagyobb volt a szennyezett zónában, mint a nem szennyezettben, míg a növényi sorok között a különbség szignifikáns volt ( $p = 0,002$ ). A talaj alaprespiráció mérését számos kutatásban alkalmazták, és mind a talajmikrobiális légzés, mind a szervesanyag-mineralizáció általánosan elfogadott kulcsindikátoraként szerepel a talajminőség változásának értékelésében. Ismert, hogy a talajok alaprespirációja erősen korrelál a talaj szerves anyagával, továbbá befolyásolja még a talaj pH-ja, sótartalma és szerkezete is (Setia et al. 2010, Yang et al. 2020). A szennyező anyagok hatása a talajok alaprespirációjára azonban meglehetősen ellentmondásos, ami eltérő irányú, – növekvő vagy csökkenő – légzési reakciót eredményezhet. A szubsztrát-indukált respiráció (SIR), amelyben glükózt használtunk szubsztrátként, nem mutatott szignifikáns különbséget a növényi sorok között, de a SIR szignifikánsan magasabb volt a kukorica sor, valamint a fűz-2 sor nem szennyezett zónájából származó talajmintákban a szennyezett talajban mért adatokhoz képest. A talaj mikrobiális biomassza C az összes növényisorban a szennyezett zónában szignifikánsan nagyobb volt, mint a nem szennyezett zónában. A nehézfém-szennyezés bizonyítottan csökkenti a talaj mikrobiális biomasszáját, amint azt számos vizsgálatban kimutatták (Liao & Xie 2007, Zhang et al. 2010), ami arra utal, hogy ez a nehézfémekkel szennyezett talajok jó indikátora lehet.

A talaj MBC és SOC arányát a talaj ökoszisztéma érettségének értékelésére és a nehézfém stressz jelzésére is javasolják. A talaj MBC/SOC aránya a talaj mikroorganizmusok számára rendelkezésre álló relatív szubsztrát elérhetőségének mutatója, a légzés és a biomassza szén aránya pedig a szubsztráthasznosítás hatékonyságának és ezáltal a mikrobiális stressznek fontos mutatója (Anderson & Domsch 1990). A gyöngyöSOROSI talajok vizsgálatában az átlagos MBC/SOC arány a szennyezett zónában minden növényi sorban 0,5% alá csökkent, míg a nem szennyezett zónában ez az arány átlagosan 0,5% felett volt. A  $qCO_2$ -hez hasonlóan a szennyezett és a nem szennyezett sorok közötti különbség szignifikáns volt a fűz 1 és fűz 2 sorokban, de a kukorica sorban nem. A MBC/SOC csökkent a növekvő fémterhelések hatására a nagyhőrcsöki nehézfémterheléses kísérletben is. Számos tanulmányban szintén megfigyelték a MBC/SOC csökkenését nehézfém-terhelés hatására (Aceves et al. 1999, Vásquez-Murrieta et al. 2006).

A metabolikus kvóciens ( $qCO_2$ ) a talajban található mikroorganizmusok élettani jellemzőinek mutatója, és a környezeti feltételek mikrobiális biomasszára gyakorolt hatásának értékelésére szolgál

(Anderson & Domsch 2010). Ez a paraméter lehetővé teszi az ökoszisztémák érettségi szintjeinek megkülönböztetését, mivel magában foglalja azt a feltételezést, hogy az érett ökorendszerekben az élőlények kevesebbet lélegeznek biomasszaegységként, mivel kevesebb energiát fordítanak az anyagcserére (Bardgett & Saggar 1994). A  $qCO_2$ -t mikrobiális stresszmutatóként is használhatják, és "mikrobiális hatékonyságként" értelmezhetik (Szili-Kovács et al. 2011), mivel ez a metabolikus aktivitás fenntartásához szükséges energiát méri az új biomassza szintéziséhez szükséges energiához képest (Bardgett & Saggar 1994).

Vizsgálatunkban a  $qCO_2$  szignifikánsan magasabb volt a fűz 1 és a fűz 2 szennyezett zónában, mint a nem szennyezett zónában, míg a kukoricásor zónái között nem találtunk szignifikáns különbséget. A fémzennyezés a szennyezett zónákban eltérő módon hatott a  $qCO_2$  változására, de minden esetben a  $qCO_2$  átlagos növekedése volt megfigyelhető nehézfém stresszhelyzetben.

A korrelációs elemzés eredménye számos szignifikáns kapcsolatot mutatott a vizsgált talajfizikai, kémiai és biológiai tulajdonságok között (Szili-Kovács & Takács 2024). A szubsztrát-indukált respiráció (SIR) pozitív korrelációban volt a kloroform-fumigációs extrakciós módszerrel meghatározott mikrobiális biomassza C-nel, a MBC/SOC-al, pH-val, a LE-P-ral, míg negatív korrelációban volt a  $qCO_2$ -vel, az összes sótartalommal, a Cd, Pb, Zn, As, és Cu tartalommal. A talaj mikrobiális biomassza C is negatív korrelációban volt a  $qCO_2$ -vel és a foszfatáz-aktivitással, az összes sóval, a Cd, Pb, Zn, As, és Cu tartalommal, míg pozitív korrelációban a pH-val, az Arany-féle kötöttséggel és a LE-P-al. A foszfatáz-aktivitás (APA) negatív korrelációban volt a LE-P-al, az MBC, MBC/SOC és az Arany-féle kötöttségi számmal, pozitív korrelációban volt a toxikus elemek (Cd, Pb, Zn, As, és Cu) mennyiségével.

### 3.3. Mikrobiális aktivitás vizsgálata sós-szikes talajokban

#### 3.3.1. Felső-kiskunsági szikes talajokon végzett alaprespiráció, FDA-aktivitása és szubsztrát-indukált respirációs vizsgálatok eredményei

A vizsgálatainkat egyrészt a Felső-kiskunsági szikes tavak (Böddi-szék, Kelemen-szék, Zab-szék) mellett, másrészt az Apaj melletti, kispaji rétnek nevezett szikes pusztán végeztük 2013–2016 között. A Kelemen-szék és Zab-szék mellől gyűjtött minták alaprespirációja jóval nagyobb volt, mint a Böddi-szék mellől gyűjtött mintáké. Az alaprespiráció a vizsgált talajparaméterek közül korrelációban volt a humusztartalommal ( $r = 0,88$ ;  $P = 0,0003$ ), a pH-val ( $r = -0,84$ ;  $P = 0,0012$ ) és kisebb mértékben, marginálisan az elektromos vezetőképességgel (EC). A sófelhalmozódás és a szikesedés általános gátló hatása a talaj alaplégzés sebességére és a mikrobiális biomasszára számos vizsgálat alapján jól ismert, és a mi vizsgálataink is ezt támasztják alá, az eltérő sótartalmú talajok felső rétegének (0–10 cm) alaprespirációs mérései alapján. A szubsztrát-indukált respirációt (SIR) 5 eltérő szubsztrát (glükóz, szukcinát, arabinóz, trehalóz, fruktóz) hozzáadása után mértük. A Böddi-szék mintáiban volt a legalacsonyabb az aktivitás. A különböző szubsztrátok helyenként eltérő mértékben különítették el a talajokat, eltérő szubsztrát-hasznosítási mintázatot eredményezve (Szili-Kovács et al. 2017). Az itt vázolt gázkromatográffal mért szubsztrát-indukált respirációs méréseket az újonnan bevezetett MicroResp<sup>TM</sup> módszerrel is megvizsgáltuk. A két különböző módszerrel mért szubsztrát indukált respiráció között szignifikáns korreláció ( $r=0,82$ ;  $p<0,0001$ ) állapítottunk meg. A katabolikus aktivitás-mintázat és a környezeti változók közötti összefüggések feltárására főkoordináta elemzést és a környezeti változókkal való regresszióanalízist végeztünk. Mind a kétféle mérési módszerrel történt elemzés azt mutatja, hogy a humusztartalom és a pH változása egymással ellentétes módon hat, a

sótartalom inkább a pH-val mutat szorosabb kapcsolatot, az iszaptartalom pedig látszólag független tőlük. Wakelin et al. (2008) kimutatták, hogy a talaj pH a legfontosabb szelekciós faktor mind a genetikai, mind a katabolikus aktivitás mintázat tekintetében, továbbá azt is, hogy a mikrorespirációval meghatározott katabolikus aktivitás-mintázat sokkal szorosabb összefüggésben van a bakteriális-, mint a gomba közösség-szerkezettel. Az apaji terület négy különböző növénytársulásából származó talajminták – kiskunsági vakszikenövényzet (*Lepidio-Camphorosmetum annuae*, jelölés: **AL**), kiskunsági szikfoknövényzet (*Lepidio crassifolii-Puccinellietum limosae* jelölés: **AP**), ürmös szikespuszta (*Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae*, jelölés: **AA**) és füves szikespuszta (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*, jelölés: **AF**) – alaprespirációja, szubsztrát-indukált respirációja és fluorescein-diacetát hidrolitikus aktivitása (FDA) általában az AL – AP – AA – AF sorrend szerint növekedett, de az AA és AF minden esetben nagyobb volt mint az AL és AP. A katabolikus aktivitás-mintázat (23 szubsztrát hasznosítása mellett) nagymértékben különbözött a 4 eltérő vegetációjú terület talajában. Az AL és AP területek talajmintáiban kevesebb szubsztrátot hasznosítottak, mint az AA és AF esetében. A statisztikai vizsgálatok szerint (PERMANOVA) a mintavételi terület (növényzet típus,  $p = 0,001$ ) és a mintavétel időpontja (június vs szeptember,  $p = 0,03$ ) egyaránt szignifikáns hatással volt a katabolikus aktivitás-mintázatra. Redundancia analízis alapján a MicroResp katabolikus aktivitás mintázat eredményeit elsősorban a talaj EC és a talajnedvesség befolyásolta a 2014-es vizsgálatok szerint, míg 2016-ban a pH, a felvehető K, a Mn, a nitrát-N és a homok% bizonyultak a legfontosabb talaj változóknak a talaj katabolikus aktivitás mintázatára nézve. Ezt a látszólagos ellentmondást fel lehet oldani, ha a talaj pH és EC közötti szoros kapcsolatot figyelembe vesszük. A sós-szódás talajokban a szalinitásért felelős sók felelősek az alkalikus kémhatásért is. Valóban, vizsgálataink szerint is a talaj pH és az EC között szoros korreláció mutatható ki ( $r_{\text{Pearson}} = 0,9$ ), ami azt jelenti, hogy a mikrobiális adatokban tapasztalható varianciákért is főleg ezek felelősek legnagyobb mértékben.

### **3.3.2. Baktériumközösségek taxonómiai összetétele és diverzitása**

A Felső-kiskunsági szikes tavak mederüledékéből és rizoszférájából származó minták baktériumközösségeinek összetételét egy molekuláris biológiai ujjlenyomat módszer, a DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) segítségével, továbbá tenyésztéses eljárással hasonlítottuk össze. A DGGE vizsgálat eredményeként a Proteobacteria, a Cyanobacteria, a Bacteroidetes és az Actinobacteria törzsek képviselőit sikerült kimutatni. A DGGE sávmintázatok alapján készített hasonlói dendrogramm a három területet (Böddi-szék, Kelemen-szék és Zab-szék) jól elkülönítette egymástól (Bárány et al. 2014). A rizoszféra és üledék mintái is élesen elkülönültek egymástól. A tenyésztéssel fenntartott izolátumok vizsgálata során a Firmicutes, Actinobacteriota és Proteobacteria törzsek képviselőit sikerült kimutatnunk (Borsodi et al. 2015).

A négy eltérő vegetációjú helyről Apaj mellől 2014. júniusi és szeptemberi talajmintavételből származó 8 kompozit mintából kivont 16S rDNS-t analizáltuk piroszekvenálással. A diverzitás indexek minta függő különbséget mutattak. A várható OTU számok átlagosan négyszer nagyobbak voltak az ürmös szikes puszta (AA) és a füves szikes puszta (AF) talajában, mint a vakszik (AL) és a mézpázsitos gyeper (AP) talajában mind a júniusi, mind a szeptemberi mintavétel alkalmával. A fajgazdagság (Chao1, ACE) értékszámai az AL és AP mintákhoz képest átlagosan másfélszer nagyobbak voltak az AA és AF mintákban. A legnagyobb abundanciával a Proteobacteria, Actinobacteriota, Acidobacteriota, Gemmatimonadota és Bacteroidota törzsek bírtak (Borsodi et al. 2021). A Proteobacteria törzsön belül az Alphaproteobacteria volt jelen legnagyobb arányban, kivéve a vakszik júniusi mintáját, ahol a Gammaproteobacteria volt a leggyakoribb. A piroszekvenálási adatok alapján az átlagos OTU-szám a júniusi ( $540 \pm 173$ ) és a szeptemberi mintákban ( $536 \pm 113$ ) csaknem azonos volt. A minta típusokat

tekintve azonban az OTU-k száma a vakszik (AL) és a sziki mézpázsitos gyep (AP) talajában júniusban, míg az ürmös szikes puszta (AA) és a füves szikes puszta talajában szeptemberben volt nagyobb. Továbbá a mintánkénti OTU-k száma és a fajgazdagság mutatói (Chao 1 és ACE) AL–AP–AA–AF irányban mindkét mintavételi időpontban növekedési tendenciát mutattak. A 2014. júniusi és szeptemberi talajmintákból genus-szinten sikeresen azonosított OTU-k eloszlása a minták között jellegzetesen különbözött, annak ellenére, hogy számos taxon minden mintában előfordult, de bőven akadtak olyanok is, amelyek csak egy vagy két növénytársulás talajából volt kimutatható.

A 2016. októberben vett apaji talajmintákból a baktérium közösség taxonómiai összetételébe 16S rRNS gének amplikon szekvenálásával nyertünk betekintést. A mintákat alkotó törzsek közül hat törzs együttes abundanciája megközelítette vagy meghaladta a 80%-os részesedést az összes abundanciából. A domináns törzsek – Gemmatimanodata, Actinobacteriota, Proteobacteria, Acidobacteriota, Planctomycetota, Bacteroidota –, nagyjából megfeleltek a 2014-es mintavételkor nyert eredménynek. Ma és Gong (2013) a sós talajokból elemzett baktériumközösség vizsgálatok meta-analízisének eredményeként megállapították, hogy a Proteobacteria, Actinobacteriota, Firmicutes, Acidobacteriota, Bacteroidota és Chloroflexi törzsbe tartozó baktériumok a leggyakoribbak. Érdekesség, az amúgy a különböző talajokban általánosan, de kis abundanciával elterjedt Gemmatimonadota törzs kiemelkedően nagy relatív abundanciája vizsgálati talajainkban. Ez nem egyedülálló, mivel a Gemmatimonadota törzs nagy relatív gyakoriságát további vizsgálatok is megerősítették magas pH és sótartalom mellett (Zhao S. et al. 2020, Nan et al. 2022). Az AA és AF talajok mélyebb rétegeiben, ahol magasabb a pH és az EC, mint a felső rétegben, a Gemmatimonadota törzs relatív abundanciája is jóval nagyobbak adódott. Vizsgálataink szerint az Acidobacteriota és az Actinobacteriota törzshöz tartozók relatív gyakorisága az ürmös szikes puszta és a füves szikes puszta talaj felső rétegében (AA/a - AF/a) nagyobb volt, mint az AL és AP talajokban. Ez a két baktériumtörzs szintén a talajokban általában előforduló leggyakoribb törzsekhez tartoznak.

A nemzetségszinten azonosított bakteriális OTU-kon alapuló hierarchikus klaszterelemzés két csoport elkülönítését eredményezte (Mucsi et al. 2024). A leginkább elkülönült csoportba csak az Achillea alkáli sztyepp (AF) talajminták tartoztak. A másik nagy csoport három további klaszterre oszlott, amelyek közül kettő főként a felszíni sópionírokat és az ürmös alkáli sztyeppéket (AL és AA) tartalmazó talajmintákat tartalmazta, míg a harmadik az összes sziki mézpázsitos (AP) és egyéb köztes (10–30 cm) és mély talajmintát (30–60 cm) rendezte egy csoportba. A legtöbb minta-specifikus és nemzetség szinten meghatározott taxon a legkevésbé szikes jellegű és legnagyobb növényborítottsággal rendelkező AF területről származó talajmintákban fordult elő. Ezzel szemben főleg nem beazonosítható baktérium taxonok jellemezték az extrém nagy pH-jú és sótartalmú AL talajmintákat, ami arra utal, hogy ebben a talajban nagy számban fordulhatnak elő helyspecifikusok eddig még nem azonosított baktérium taxonok. Az OTU szám, a fajgazdagság és a bakteriális diverzitás általában nagyobb volt az AF-nél és a legalacsonyabb az AP és AL területek mintáiban. Pozitív korrelációt állapítottunk meg a bakteriális fajgazdagság, az alfa diverzitás indexek és a talaj szerves C a talaj összes N, az ammónium-N, a felvehető foszfor, a felvehető kálium és az iszaptartalom között, míg negatív korrelációt az EC-vel, pH-val és Na<sup>+</sup> koncentrációval.

A baktérium közösség struktúrájára ható környezeti tényezők elemzésére redundancia-analízist alkalmaztunk. Ez alapján a ténylegesen ható faktorokat a talaj CaCO<sub>3</sub> tartalma és a talajnedvesség mutatkozott szignifikánsnak a 2014-es mintavételkor (Borsodi et al. 2021). Az első két tengelyt ábrázolva egyértelműen elkülönülnek a júniusi és a szeptemberi minták. A katabolikus aktivitás-mintázathoz hasonlóan a minták elsősorban az RDA1 tengely mentén különültek el a vegetáció típusok szerint, habár az ürmös szikespuszta (AA) és a füves szikes puszta (AF), továbbá a vakszik (AL) és sziki mézpázsitos gyep (AP) közötti különbség kicsi volt.

A 2016-os mintavétel alapján nyert adatok redundancia-analízise alapján a pH, a  $\text{NO}_3^-$ -N, vályog%, Mn,  $\text{CaCO}_3$  szignifikáns hatását sikerült kimutatnunk a baktériumközösség genusz-szintű struktúrájára. Az RDA1 tengely mentén a vegetáció típus szerint különültek el a minták szoros korrelációban a talaj kémhatásával, míg az RDA2 tengely mentén inkább a talajmélység szerinti elkülönülést tapasztaltuk (Mucsi et al. 2024).

A vegetáció hatása, az eltérő biomassza és borítási értékek miatt eltérő szervesanyag (rhizodepozíció) mennyiség talajba kerülését okozza, ami a baktérium abundancia értékekben is egyértelműen megnyilvánult. A mézpázsitos gyepen (AP) a viszonylag nagy, de a vakszikhez képest kisebb sótartalom gazdagabb és nagyobb borítású vegetáció fejlődését teszi lehetővé.

## 4. A LEGFONTOSABB ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK MEGÁLLAPÍTÁSAI

A szélsőséges talajviszonyok között végzett talaj mikrobiom aktivitásával kapcsolatos kutatásaink eredményei alapján levont következtetéseink a következők:

- A szacharóz cukor és a fűrészpor együttes alkalmazásával a talaj nitrogén nagyrészt immobilizált állapotban tartható legalább 60 napon keresztül a vizsgált homoktalajoknál laboratóriumi körülmények között. A gyorsabban lebomló cukor erőteljesebb, de rövidebb ideig tartó, míg a lassan lebomló fűrészpor kisebb mértékű, de huzamosabb ideig tartó N immobilizációt eredményezett. A szénforrás-kezelések hatására a talaj mikrobiális biomassza C és N szignifikánsan növekedett laboratóriumi körülmények a vizsgált homoktalajokban.
- A szénforrás-kezelések (cukor vagy fűrészpor) *priming* hatását mutattuk ki, ami erőteljesen megnyilvánult, a talaj eredeti szerves C-tartalmának szénmineralizációjának (CO<sub>2</sub> produkció) növekedését okozva. A szacharóz *priming* hatása sokkal nagyobb volt, mint a fűrészporé.
- Szabadföldi körülmények között alkalmazva a fűrészpor + cukor (szacharóz) kezelés területtől függően csökkentette a talaj felvehető N készletét, miközben növelte a mikrobiális biomasszát a felhagyott fülöpházi homoktalajban.
- A szénforrás-kezelés hatása nem tart kitartóan hosszú ideig szabadföldi körülmények között, mivel a szénforrás-kezelés abbahagyását követő évben a talaj felvehető N-ben és a talaj mikrobiális biomasszában szinte már alig mutatható ki utóhatás.
- A nehézfémterhelés hatására a kadmium, réz és nikkelfémek nagymértékű akkumulációja ellenére a talajból kitenyészthető mikroorganizmusok számok táptalajtól függően eltérő hatást eredményeztek. A legmarkánsabb csökkenés az Ashby-agaron kitenyészthető szabadonélő aerob nitrogénkötő baktériumok számában mutatkozott meg, míg a mikroszkópikus gombák száma növekedett.
- A nehézfémakkumuláció a talaj mikrobiális biomasszában és dehidrogenáz aktivitásban is egyértelmű csökkenést okozott a Cd-, Cu- és Ni-sókkal szennyezett talajban.
- Megállapítottuk, hogy a többféle fémmel és a nemfémes arzénnel és kénnel szennyezett ártéri talajban a talaj metabolikus hányadosa (qCO<sub>2</sub>) jelentős növekedést, a talaj mikrobiális biomassza C és MBC/SOC szignifikáns csökkenését mutatott a nem szennyezett talajokhoz képest.
- Megállapítottuk, hogy a Lakanen-Erviö kivonatban lévő fémkoncentráció negatívan korrelált a talaj pH-jával, a talaj Arany-féle kötöttségi számával, kálium- és foszfortartalmával, míg pozitívan korreláltak a talajok sótartalmával. A talaj mikrobiális biomassza pozitívan korrelált a talaj Arany-féle kötöttségi számával és a foszforral, de negatívan korrelált az összes sótartalommal, valamint a talaj Cd-, Pb-, Zn-, As- és Cu-tartalmával. Negatív korreláció volt a talaj növények számára felvehető foszfor és a savas foszfomonoészteráz aktivitás között.
- A potenciálisan toxikus elemtartalmak erős pozitív korrelációt mutattak a metabolikus hányadossal (qCO<sub>2</sub>), míg a toxikus elemek erős negatív korrelációban állt az MBC/SOC aránnyal, ami arra utal, hogy a metabolikus hányados és az MBC/SOC arány kombinációja megbízható indikátora lehet a talajok toxikus hatású fémszennyezettségének.
- A Felső-kiskunsági szikes területen eltérő kémhatású és sótartalmú talajokat vizsgálva megállapítottuk, hogy a talaj alaprespirációja, FDA-aktivitása és szubsztrát-indukált respirációs aktivitása (ez utóbbi kettő a mikrobiális biomasszával arányos) a sótartalom és kémhatás növekedésével lecsökkent.

- A Felső-kiskunsági puszta négy eltérő növénytársulás alól vett talajminta genusz-szintű bakteriális összetétele és diverzitása a jelentős átfedések mellett szignifikáns különbséget mutatott az eltérő sótartalmú és kémhatású minták között, úgy, ahogy a növénytársulások is.
- A Felső-kiskunsági puszta Apaj melletti szikes területről származó talajok vizsgálatai szerint a Gemmatimonadota baktérium phylum rendelkezett a legnagyobb relatív abundanciával ez erősen szikes talajmintákban, míg az Acidobacteriota törzs relatív gyakorisága a sótartalom és pH növekedésével csökkenést mutatott.
- Az általunk vizsgált talajokban a talajok baktérium közösségeinek alfa-diverzitás mutatói negatív korrelációban voltak a sótartalommal (EC), a pH-val, a Na<sup>+</sup>-koncentrációval, és pozitív korrelációban a szervesanyag tartalommal, összes nitrogénnel, ammónium-nitrogénnel, a felvehető foszforral és káliummal.
- A Felső-kiskunsági szikes tavak melletti minták esetében a talaj sótartalma, míg a Felső-kiskunsági Apaj melletti területen a talaj pH volt a legerősebben ható tényező a talajok katabolikus aktivitás-mintázatára és a tenyésztéstől független módszerrel meghatározott bakteriális taxonómiai összetételére is.

-



## 5. AZ ÉRTEKEZÉS ALAPJÁUL SZOLGÁLÓ KÖZLEMÉNYEK JEGYZÉKE

### 5.1. Mikrobiális aktivitás és biomassza vizsgálata homoki gyepek ökológiai restaurációjában

- Török K., Szili-Kovács T., Halassy M., Tóth T., Hayek Zs., Paschke M.W. & Wardell L.J. 2000. Immobilization of soil nitrogen as a possible method for the restoration of sandy grassland. *Applied Vegetation Science* 3. 7-14.
- Szili-Kovács T., Tóth T., Halassy M., Török K. 2000. Homokpusztagyeprek természetvédelmi restaurációjában a talaj-nitrogén immobilizációjával. 1. Laboratóriumi inkubációs vizsgálatok. *Agrokémia és Talajtan* 49. 491-504.
- Szili-Kovács T., Tóth T., Halassy M., Török K. 2000. Homokpusztagyeprek természetvédelmi restaurációjában a talaj-nitrogén immobilizációjával. 2. Szabadföldi kísérletek. *Agrokémia és Talajtan* 49. 505-520.
- Elhottová D., Szili-Kovács T., Triska J. 2002. Microbial Communities of Abandoned Fields. *Folia Microbiologica* 47. 435-440.
- Szili-Kovács T., Török K. 2005. Szénforráskezelés hatása a talaj mikrobiális aktivitására és biomasszájára felhagyott homoki szántókon. *Agrokémia és Talajtan* 54. 149-162.
- Szili-Kovács T., Török K., Tilston E.L., Hopkins D.W. 2007. Promoting microbial immobilization of soil nitrogen during restoration of abandoned agricultural fields by organic additions. *Biology and Fertility of Soils* 43. 823–828.
- Szili-Kovács T., Pohner Zs., Biró I., Takács T. Talaj mikrobiális biomassza és PLFA mintázata többéves szénforrás-kezelés abbahagyása után homokpusztagyep restaurációs kísérletben. In: Orosz, Z., Szabó, V., Molnár, G., Fazekas, I. (szerk.) IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia: Környezettudomány és környezeti nevelés, környeztkémia, környezetfizika, környezetföldrajz és –földtan, Debrecen: Meridián Alapítvány (2008) pp. 220–226.
- Szili-Kovács T., Szabó R., Halassy M., Török K. 2008. Homokpusztagyeprek természetvédelmi restaurációjában a talaj-nitrogén immobilizációjával. 3. Mikrobiális biomassza C és N, ásványi N értékek alakulása 2000–2002 évek között. *Agrokémia és Talajtan* 57. 133-146.
- Tilston E.L., Szili-Kovács T., Hopkins D.W. 2009. Contributions of labile and resistant organic materials to the immobilization of inorganic soil N when used in the restoration of abandoned agricultural fields. *Soil Use and Management* 25. 168-174.
- Szili-Kovács T., Szabó R., Halassy M., Török K. 2011. Restoration of a sandy grassland by the application of various carbon sources promoting the immobilization of soil nitrogen. *Agrokémia és Talajtan* 60, 255–266 (2011)
- Török K., Szitár K., Halassy M., Szabó R., Szili-Kovács T., Baráth N., Paschke M.W. 2014. Long-term outcome of nitrogen immobilization to restore endemic sand grassland in Hungary. *Journal of Applied Ecology* 51:756-765.
- Halassy M., Singh AN, Szabó R., Szili-Kovács T., Szitár K., Török K. 2016. The application of filter-based assembly model to develop best practices for Pannonian sand grassland restoration. *Journal of Applied Ecology* 53, 765-773.

## 5.2. Mikrobiális aktivitás vizsgálata nehézfémekkel szennyezett talajokban

- Szili-Kovács T.**, Gulyás, F., Anton, A., Filip, Z. An international approach to assess soil quality by biological methods: experience from anthropogenically affected soils in Hungary. In: Ruellan, A (szerk.) 16th World Congress of Soil Science, Montpellier, Franciaország (1998) pp. 1-10.
- Szili-Kovács T.**, Anton A., Gulyás F. Effect of Cd, Ni, and Cu on some microbial properties of a calcareous chernozem soil. In: Kubát, J (szerk.) Proc. 2nd Symposium on the "Pathways and Consequences of the Dissemination of Pollutants in the Biosphere (1999) pp. 88-102.
- Szili-Kovács T.**, Máthé-Gáspár G., Máthé P., Anton A. 2006. Microbial Biomass and Phosphomonoesterase Activity of the Willow (*Salix sp.*) Rhizosphere in a Heavy Metal Polluted Soil. *Agrokémia és Talajtan* 55. 241-250.
- Máthé-Gáspár G., **Szili-Kovács T.**, Máthé P., Anton A. 2006. Microbial biomass and acid phosphatase activity of the *Salix sp* rhizosphere soil near a lead and zinc mine. *Cereal Research Communications* 34. 311-314.
- Máthé-Gáspár G., **Szili-Kovács T.**, Máthé P., Anton A. 2006. Change of root and rhizosphere characters of willow (*Salix sp*) induced by high heavy metal pollution. *Acta Biologica Szegediensis* 50. 37-40.
- Máthé P., Máthé-Gáspár G., **Szili-Kovács T.**, Sipter E., Anton A. 2007. Changes in the parts of the rhizosphere phosphorus cycle influencing by heavy metal contamination. *Cereal Research Communications* 35. 761-764.
- Szili-Kovács T.** 2008. Effect of some metal salts on the cultivable part of soil microbial assemblage in a calcareous loam cropland 6 years after contamination. *Acta Biologica Szegediensis* 52(1): 201-204.
- Máthé-Gáspár G., Sipter E., **Szili-Kovács T.**, Takács T., Máthé P., Anton A. 2009. Environmental impact of soil pollution with toxic element from the lead and zinc mine at Gyöngyösroszi (Hungary). *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 40: 324-332.
- Szili-Kovács T.**, Takács T. Microbial Biomass and Rhizosphere Soil Properties in Response to Heavy Metal-Contaminated Flooding. *Agriculture* 2024, 14, 756.

## 5.3. Mikrobiális aktivitás vizsgálata sós-szikes talajokban

- Bárány Á, **Szili-Kovács T.**, Krett G, Füzy A, Márialigeti K, Borsodi AK. Metabolic activity and genetic diversity of microbial communities inhabiting the rhizosphere of halophyton plants. *Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica* 61:347-361. (2014)
- Borsodi AK, Bárány Á, Krett G, Márialigeti K, **Szili-Kovács T.** Diversity and ecological tolerance of bacteria isolated from the rhizosphere of halophyton plants living nearby Kiskunság soda ponds, Hungary. *Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica* 62: 183–197 (2015)
- Mucsi M, Csontos P, Borsodi A, Krett G, Gazdag O, **Szili-Kovács T.** A mikrorespirációs (MicroResp™) módszer alkalmazása apajpusztai szikes talajok mikrobaközösségeinek katabolikus aktivitás mintázatának vizsgálatára. *Agrokémia és Talajtan* 66: 165—179. (2017)
- Szili-Kovács T.**, Bárány Á, Füzy A, Takács T, Krett G, Kovács R, Borsodi A. Mikrobiális anyagcsere aktivitás-mintázat és mikorrhiza gomba kolonizáció elemzése három szikes tó melletti talaj rizoszférában. *Agrokémia és Talajtan* 66: 149-164. (2017)

- Csontos P., Mucsi M., Ragályi P., Tamás J., Kalapos T., Pápay G., Mjazovszky Á., Penksza K., **Szili-Kovács T.** Standing vegetation exceeds soil microbial communities in soil type indication: a Procrustes test of four salt-affected pastures. *Agronomy* 11: 1652. (2021)
- Borsodi, A.K., Mucsi, M., Krett, G., Szabó, A., Felföldi, T., **Szili-Kovács, T.** Variation in Sodic Soil Bacterial Communities Associated with Different Alkali Vegetation Types. *Microorganisms* 9: 1673. (2021)
- Mucsi, K., Borsodi, A.K., Megyes, M., **Szili-Kovács T.** Response of metabolic activity and taxonomic composition of bacterial communities to mosaically varying soil salinity and alkalinity. *Scientific Reports* 14 7460 (2024),

## 6. IRODALOMJEGYZÉK

- Aceves, B.M. et al. 1999. Soil microbial biomass and organic C in a gradient of zinc concentrations in soils around a mine spoil tip. *Soil Biol. Biochem.* 31, 867–876. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00187-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00187-4)
- Anderson, T.H. & Domsch, K.H. 2010. Soil microbial biomass: The eco-physiological approach. *Soil Biol. Biochem.* 42, 2039–2043. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.06.026>
- Bååth, E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations: a review. *Water Air Soil Pollut.* 47, 335–379. <https://doi.org/10.1007/BF00279331>
- Bardgett, R.D. & Sagar, S. 1994. Effects of heavy metal contamination on the short-term decomposition of labeled C-14 glucose in a pasture soil. *Soil Biol. Biochem.* 26, 727–733. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90265-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90265-8)
- Blumenthal, D.M., Jordan, N.R. & Russelle, M.P. 2003. Soil carbon addition controls weeds and facilitates prairie restoration. *Ecological Applications* 13, 605–615. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0605:SCACWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0605:SCACWA]2.0.CO;2)
- Carson, W.P. & Barrett, G.W. 1988. Succession in old-field plant communities: effects of contrasting types of nutrient enrichment. *Ecology* 69, 984–994. <https://doi.org/10.2307/1941253>
- Cione, N.K., Padgett, P.E. & Allen, E.B. 2002. Restoration of a native shrubland impacted by exotic grasses, frequent fire, and nitrogen deposition in southern California. *Restoration Ecology* 10, 376–384. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.02038.x>
- Csathó, P. 1994a. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. Akaprint, Budapest. 176 p.
- Csathó, P. 1994b. Nehézfém- és egyéb toxikus elem-forgalom a talaj-növény rendszerben. *Agrokémia és Talajtan* 43, 371–398.
- Doelman, P. 1985. Resistance of soil microbial communities to heavy metals in soil. In Jensen V, Kjoller A, Sørensen LH eds., *Microbial communities in soil*. Elsevier Sci Publ, London, 369–384.
- Engelking, B., Flessa, H. & Joergensen, R.G. 2007. Microbial use of maize cellulose and sugarcane sucrose monitored by changes in the C-13 / C-12 ratio. *Soil Biol. Biochem.* 39, 1888–1896. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.02.002>
- Eschen, R. et al., 2007. Carbon addition alters vegetation composition on ex-arable fields. *Journal of Applied Ecology* 44, 95–104. <https://www.jstor.org/stable/4123828>
- García, C., Hernández, T. & Costa, F. 1994. Microbial activity in soils under Mediterranean environmental conditions. *Soil Biol Biochem* 26, 1185–1191. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90142-2](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90142-2)
- Guan, Y. et al. 2021. Disentangling the role of salinity-sodicity in shaping soil microbiome along a natural saline-sodic gradient, *Sci. The Total Environ.* 765, 2021, 142738, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142738>
- Halassy, M. et al. 2021. N immobilization treatment revisited: a retarded and temporary effect unfolded in old field restoration. *Appl. Veg. Sci.* 24, e12555. <https://doi.org/10.1111/avsc.12555>
- Harris, D., Voroney, R.P. & Paul, E.A. 1997. Measurement of microbial biomass N:C by chloroform fumigation–incubation. *Canadian Journal of Soil Science* 77, 507–514. <https://doi.org/10.4141/S96-064>
- Horváth, B. & Gruiz, K. 1996. Impact of metalliferous ore mining activity on the environment in Gyöngyösorszi, Hungary. *Science of the Total Environment* 184, 215–227. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05104-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05104-2)
- Liao, M. & Xie, X.M. 2007. Effect of heavy metals on substrate utilization pattern, biomass, and activity of microbial communities in a reclaimed mining wasteland of red soil area. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 66, 217–223. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.12.013>
- Máthéné Gáspár, G. et al. 2004. Kadmium-szennyezés utóhatása a talajra és növényekre egy barna erdőtalajon. *Agrokémia és Talajtan* 53, 143–154. <https://doi.org/10.1556/agrokem.53.2004.1-2.10>
- McLendon, T. & Redente, E.F. 1991. Nitrogen and phosphorus effects on secondary succession dynamics on a semi-arid sagebrush site. *Ecology* 72, 2016–2024. <https://doi.org/10.2307/1941556>

- McLendon, T. & Redente, E.F. 1992. Effects of nitrogen limitation on species replacement dynamics during early secondary succession on a semiarid sagebrush site. *Oecologia* 91, 312–317. <https://doi.org/10.1007/BF00317618>
- Meli, S.M. et al. 2003. Respiratory responses of soil microorganisms to simple and complex organic substrates. *Biology and Fertility of Soils* 37, 96–101. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0570-5>
- Mikanová, O. et al. 2001. Influence of heavy metal pollution on some soil biological parameters in the alluvium of the Litavka river. *Rostlinná Výroba* 47, 117–122.
- Nannipieri, P., Johnson, R.L. & Paul, E.A. 1978. Criteria for measurement of microbial growth and activity in soil. *Soil Biol. Biochem.* 10, 223–229. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90100-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90100-1)
- Paschke, M.W., McLendon, T. & Redente, E.F. 2000. Nitrogen availability and old-field succession in a shortgrass steppe. *Ecosystems* 3, 144–158. <https://www.jstor.org/stable/3658632>
- Pigott, C.D. & Taylor, K. 1964. The distribution of some woodland herbs in relation to the supply of nitrogen and phosphorus in the soil. *J. Ecol. Supplement.* 52, 175–185. <https://doi.org/10.2307/2438>
- Reis, B.P. et al. 2023. Early sowing is more effective in the long-term for restoring sandy grassland than six years of mowing or carbon amendment. *Ecological Engineering* 186, 106824
- Rékási, M. & Filep, T. 2006. Effect of microelement loads on the element fractions of soil and plant uptake *Agrokémia és Talajtan* 55, 213–222.
- Rietz, D.N. & Haynes, R.J. 2003. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity, *Soil Biol Biochem* 35, 845–854. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00125-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00125-1).
- Ritz, K., Griffiths, B.S. & Wheatley, R.E. 1992. Soil microbial biomass and activity under a potato crop fertilized with N with and without C. *Biology and Fertility of Soils* 12, 265–271. <https://doi.org/10.1007/BF00336042>
- Setia, R. et al. 2010. Is CO<sub>2</sub> evolution in saline soils affected by an osmotic effect and calcium carbonate? *Biol. Fertil. Soils* 46, 781–792. <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0479-3>
- Simon, L. & Biró, B. 2005. Adalékanyagok, vörös csenkesz és Zn-toleráns arbuszkuláris mikorrhiza gombák szerepe a nehézfémekkel szennyezett gyöngyösoroszi bányameddő remediációjában. *Agrokémia és Talajtan* 54, 163–176. <https://doi.org/10.1556/agrokem.54.2005.1-2.12>
- Stavi, I., Thevs, N. & Priori, S. 2021. Soil Salinity and Sodicity in Drylands: A Review of Causes, Effects, Monitoring, and Restoration Measures. *Front. Environ. Sci.* 9, 712831. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.712831>
- Szaboles, I. 1989. Salt-affected soils. CRC Press, Boca Raton, 274 pp
- Takács, T., Biró, B. & Vörös, I. 2000. Kadmium, nikkel és cink hatása az arbuszkuláris mikorrhiza gombák faji diverzitására. *Agrokémia és Talajtan* 49, 465–476.
- Vásquez-Murrieta, M.S. et al. 2006. C and N mineralization and microbial biomass in heavy-metal contaminated soil. *European Journal of Soil Biology* 42, 89–98. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2005.10.002>
- Yáñez, C. et al. 2022. Microbial responses are unreliable indicators of copper ecotoxicity in soils contaminated by mining activities. *Chemosphere* 300, 134517. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134517>
- Yang, C. et al. 2020. Assessing the effect of soil salinization on soil microbial respiration and diversities under incubation conditions. *Appl. Soil Ecol.* 155, 103671. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103671>
- Zhang, C.B. et al. 2006. Characterization of soil physico-chemical and microbial parameters after revegetation near Shaoguan Pb/Zn smelter, Guangdong, P.R. China. *Water Air Soil Pollut.* 177, 81–101. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9096-z>
- Zhang, F.P. et al. 2010. Response of microbial characteristics to heavy metal pollution of mining soils in central Tibet, China. *Appl. Soil Ecol.* 45, 144–151 <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.03.006>
- Zhao, X. et al. 2020. Ecological Effects of Heavy Metal Pollution on Soil Microbial Community Structure and Diversity on Both Sides of a River around a Mining Area. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17, 5680. <https://doi.org/10.3390/ijerph17165680>
- Wakelin, S.A. et al. 2008. Habitat selective factors influencing the structural composition and functional capacity of microbial communities in agricultural soils. *Soil Biol Biochem* 40, 803–813.

<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.10.015>

- Zhao, S. 2020. Biogeographical distribution of bacterial communities in saline agricultural soil. *Geoderma* 361, 114095. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114095>
- Nan, L. et al. 2022. Diversity of bacterium communities in saline-alkali soil in arid regions of Northwest China. *BMC Microbiol.* 22, 11. <https://doi.org/10.1186/s12866-021-02424-7>
- Ma, B. & Gong, J. 2013. A meta-analysis of the publicly available bacterial and archaeal sequence diversity in saline soils. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 29, 2325–2334. <https://doi.org/10.1007/s11274-013-1399-9>