

Válasz

Prof. Dr. Emri Tamás opponensi véleményére

Mindenekelőtt szeretném megköszönni Dr. Emri Tamás professzor úrnak értekezésemmel kapcsolatos kritikai észrevételeit, méltató szavait, és azt, hogy dolgozatomat a MTA Doktori fokozat elnyeréséhez nyilvános vitára alkalmasnak tartja.

A következőkben szeretnék válaszolni az észrevételekre és felmerült kérdésekre. A formai szempontból említett hiányosságokkal kapcsolatban alapvetően egyetértek és elfogadom opponensem észrevételeit, különösen a táblázatok és ábrák nem egységes megjelenítésére, amelyek időnként angol nyelvűek, a méretezésük, feliratozásuk nem megfelelő vagy hiányos. A dolgozatot ki lehetett volna egészíteni egy "rövidítések jegyzéke" fejezettel, mint ahogy opponensem hiányolta. A dolgozatom irodalmi áttekintésére, célkitűzésére, az anyag és módszerek leírására vonatkozó kritikai megjegyzésekkel egyetértek. A célkitűzéseket valóban konkrétabban és jobban fókuszálva kellett volna megfogalmaznom. A módszereknél néhány esetben túl részletes leírást alkalmaztam, de ez annak tudható be, hogy ezek vagy kevésbé ismertek, vagy módosításokat tartalmaznak az eredeti módszerleírásokhoz képest.

Ugyanakkor bizonyos módszerek ismertetését kihagytam. A 47. oldalon szereplő biomassza specifikus respiráció bemutatása azért maradt ki, mert az eredeti közleményben sem szerepelt. „A gázkromatográfiával meghatározott SIR (34. ábra) és a mikrorespirációval mért SIR (35. ábra) ordinációját 4 környezeti változó ábrázoltuk, mivel az itt nem említett egyéb elemzések során ezeknek kimutatható hatásuk volt.” Itt az egyéb elemzések nem saját vizsgálatokra, hanem szakirodalmi adatokra vonatkoznak, lehet, hogy szerencsétlenül fogalmaztam meg. „A III.7.4. Baktérium közösségek vizsgálata (Felső-Kiskunsági szikes tavak, 2013)” fejezet esetében az alkalmazott módszerek és eredmények bemutatása azért hiányos, mert ezek Borsodi Andrea disszertációjában részben szerepelnek, különösen a tenyésztési módszerek a só- és pH-tolerancia vizsgálatokkal, ezeket valóban jó lett volna hivatkozással ellátni az elérhető publikáció szerint. Az ábrák és táblázatok egy részét, ahogyan azt opponensem hiányolta, jó lett volna részletesebb magyarázatot tartalmazó fejléccel vagy aláírással ellátni, hogy önmagukban is könnyen értelmezhetők legyenek. Az adatokra és statisztikai eljárásokra vonatkozó kritikai észrevételekkel is egyetértek, ezeket egyértelmű és konkrétabb módon kellett volna közölnöm.

A konkrét kérdésekre az alábbiakban következő válaszokat fogalmaztam meg.

- 1. A 10. ábra nehezen értelmezhető. A szerző ugyanis azt írja, hogy „továbbá a nettó CO₂ képződés, vagyis a szerves anyaggal gazdagított mínusz a kontroll talaj CO₂ termelése a cukor-kezelésű talajokban a 19. napon, míg a fűrészpórral kezelt talajokban a 100. nap körül érte el a 0 körüli értéket (10. ábra).” Ez alapján arra számítottam, hogy a 10. ábrán a kezelt és a kontroll talajok „CO₂ production” görbéje szacharóz esetében a 19. napon, fűrészpórral esetében a 100. napon metszeni fogja egymást. Ehelyett inkább a kezelt és kezeletlen mintához tartozó görbék meredekségének a különbsége az, ami nulla lesz szacharóz esetében a 19., míg fűrészpórral esetében a 100. napon. Pontosan mit ért „CO₂ production” alatt?*

A 10. ábrán a görbék a kumulatív CO₂ képződést mutatják az inkubációs idő függvényében, vagyis az adott napon kapott érték tartalmazza az inkubáció kezdete (t = 0) óta összesen képződött CO₂ mennyiségét, ezért amikor az adott szubsztrát hasznosítása során már nem képződik több CO₂, a kontroll és kezelt görbék meredeksége onnantól egyenlővé válik.

„CO₂ production” itt valószínűleg kumulatív CO₂ képződés (mg CO₂-C/g talaj), ha nem kumulatív, hanem az adott időpontra kapott CO₂ képződés lenne, akkor mg CO₂-C/g talaj/nap érték szerepelne az ábrán.

2. A 38. oldalon: „A szacharóz talajhoz történő hozzáadása hatékonyan mobilizálja a talaj szerves N tartalékát, ami beépül a mikrobiális biomasszába, míg a fűrészpor talajhoz történő hozzáadása nyilvánvalóan egy nem biomassza-kompartimentbe immobilizálja a N egy jelentős részét.” Mitől nyilvánvaló ez, és mi lehet ez a kompartment? Van-e irodalmi adat arra vonatkozóan, hogy a denitrifikáció aerob körülmények között is végbemegy? Lehet-e jelentős a vizsgált talajok aerob denitrifikációja?

Valójában ezt nehéz megmondani. Lehet, sőt valószínű, hogy a mikrobiális biomassza C és N meghatározása nem egyforma precizitású. Lehetséges, hogy a nitrogén olyan komponensbe épült be, ami a kloroform kezelés hatására nem oldódott ki, és/vagy a ninhydrinnel nem vagy csak gyengén reagált, mivel a mikrobiális biomassza N-t ninhydrin-reaktív nitrogén mérése alapján határoztuk meg (Amato & Ladd 1988), míg a mikrobiális biomassza C-t a kioldott szerves C mérése szerint. A fűrészport feltehetően nagyobb mértékben gombák hasznosították, ami a gomba/baktérium biomassza arány eltolódását eredményezhette, mivel a gombák biomasszájának nagyobb a C/N aránya, mint a baktériumokénak.

Aerob denitrifikáció létezik, a jelenséget az 1980-as évek közepén fedezték fel (Robertson & Kuenen, 1984). Számos mikroorganizmus képes oxigén jelenlétében is a denitrifikációra, amelynek során az oxigén és a nitrát is egyidejűleg elektronakceptoroként szerepelhet. Irodalmi források szerint ennek elsősorban a szennyvíztisztításban van jelentősége (Ji et al. 2015), talajokra vonatkozóan ezt nem tartják jelentős mértékűnek. De ha aerob denitrifikáció volt a fűrészporral kezelt talajban, akkor a szacharózzal kezelt talajban is meg kellett volna nyilvánulnia.

Saját korábbi vizsgálataim szerint egy másik homoktalajon (Halásztelek, humuszos homok) a denitrifikáció 20% és 60% körüli vízkapacitás esetén nem volt mérhető, még nitráttal gazdagított kezeléseknél sem 8 napon keresztül, míg 100%-os vízkapacitás mellett már 24 óra után 5 µg N/g talaj/nap gázalakú nitrogénvesztesség volt mérhető (Szili-Kovács & Németh 2006). Ilyen mértékű víztelítettség még nagy mennyiségű csapadék esetén sem fordulhat elő a fülöpházi homoktalajnál, mert a víz gyorsan és mélyen beszívódik a talajba, ezért úgy gondolom, hogy a denitrifikációs nitrogénvesztesség jelentéktelen mértékű lehet ebben a talajban.

3. Ismertek-e konkrét példák arra vonatkozóan, hogy az Ön által is sikeresen tesztelt C-pótlásos módszert nemcsak szabadföldi kísérletekben, de a gyakorlatban is eredményesen alkalmazzák növénytársulások restaurációjára?

Mivel általában kísérletekről jelennek meg publikációk, a gyakorlati alkalmazásokról nehezebb információhoz jutni. Nekem nincs tudomásom az általunk szabadföldi kísérletben alkalmazott C-pótlásos módszer gyakorlati alkalmazásáról növénytársulások restaurációjára. Az utóbbi időben sikeresen alkalmazott módszer a szénaterítés (Török et al. 2012, Deák & Valkó 2015), amivel egy jól beállt gyepterület szénáját a célterületen elterítik, elősegítve az abban lévő növényi propagulumok gyors megtelepedését. A szénaterítéssel a növényi propagulumok

mellett jelentős mennyiségű szerves C bevitel is történik. Az olyan anyagok, mint például a szacharóz gyakorlati alkalmazását a nem jelentős pozitív hatás mellett a magas költségek is gátolják. Ugyanakkor, a talaj C-pótlás a talajszerkezet és termőképesség javítására, az erózió mérséklésére egy elterjedt módszer, de ehhez a szénen kívül nitrogént is tartalmazó szerves anyagokat (istállótrágya, komposzt, szennyvíziszap) alkalmaznak általában.

4. *Mit ért a „toxikus hatású” fémszennyezettség a második alfejezet 5. célkitűzésében mit jelent? Pontosan mit ért ezen a kifejezésen (fémionokkal szennyezett terület; olyan mértékű szennyeződést, amely hatást gyakorol a talaj mikroba közösségeinek összetételére/működésére; vagy olyan mértékű szennyeződést, amely a mikrobaközösségen bekövetkezett változáson keresztül már megváltoztatja a talaj valamely számunkra fontos tulajdonságát?*

Toxikus hatású fémszennyezés alatt olyan mértékű szennyezést értek, ami a vizsgált biológiai objektum valamely tulajdonságában (pl. biomassa, növekedési ráta, enzimaktivitás) szignifikáns csökkenést idéz elő, ami az adott módszerrel detektálható.

A kérdés a gyöngyösoroszi melletti vizsgálati területre vonatkozik, ami a szennyezettség tekintetében nem egy beállított kísérlet, így a szennyezettség területi eloszlása is heterogén volt. A megfelelő kontroll terület kiválasztása nehézségekbe ütközött. Ez általános probléma, amikor egy szennyezett területhez próbálunk egy megfelelő kontroll, referencia területet találni. Az általunk vizsgált terület körül volt kerítve, a szélén egy út húzódott és az út túloldala magasabb térszínen helyezkedett el, és fizikai/kémiai tulajdonságaiban eltérő volt, ezért kontrollnak nem találtuk alkalmasnak. A kerítésen belül a pataktól legtávolabbi sávot választottuk kontrollnak jobb híján, ahol az általunk vizsgált fémkoncentrációk sokkal kisebbek voltak, mint a patakhoz közeleiek, de így is például az arzén, a cink és a réz koncentrációja meghaladta a rendeletben meghatározott MAC értéket. Meg kell jegyezni, hogy a MAC-nál nagyobb fém- vagy nemfémkoncentrációk geológiai eredetűek is lehetnek, nem feltétlenül antropogén szennyezés következményei. Ugyanakkor a referenciaként használt területen mért fémkoncentrációk nagyságrendileg kisebbek voltak a szennyezettnek tekintett területnél.

5. *A 47. oldalon ez szerepel: „A 90 és 810 kg/ha kadmium kezelések 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 háttérkoncentráció értékeit”. Az említett hányadosok értékét nagymértékben befolyásolja az aktuális háttérkoncentráció, ami kadmium esetében 2 nagyságrenddel kisebb volt. Ezért nem igazán informatívak összevethetőek a megadott arányok. Érdeemes lett volna megadni, hogy közvetlenül a kezelés után mennyi volt a fémek koncentrációja a talajban, és ehhez képest 6 évvel később mennyire változott ez meg. Vannak-e erre vonatkozó adatok?*

Pontosítva itt a háttér koncentrációk a kontroll parcellákban mért koncentrációkat jelentik.

A nagyhorcsóki szabadföldi nehézfém-terheléses kísérletet Kádár Imre professzor állította be 1991-ben. A kísérlet célja a különböző toxikus elemeknek a növényeken keresztül a táplálékláncba történő bejutásának elemzése volt. Ezért évente más-más növényeket vetve vizsgálták a kijuttatott elemek növényi felvételét, továbbá bizonyos időszakonként a talaj elemkoncentrációkat is vizsgálták. Ezen kívül más kutatók bevonásával számos egyéb

vizsgálatot is végeztek. Én később kapcsolódtam ehhez a munkához disszertációmban az 1997. évi saját mintavétel eredményeit tárgyaltam. A kísérletben alkalmazott potenciálisan toxikus elemek talajban és növényekben mért koncentrációit Kádár (2012) ismerteti részletesen. Ez alapján a kísérlet indításának évében 1991-ben két alkalommal is történt talajmintavétel (július 4-én és augusztus 12-én), ezután 1992-ben, 1993-ban (20–40 és 40–60 cm rétegből is), 1994-ben, 1997-ben, 2000-ben, 2004-ben, 2008-ban. 2005-ben 0–590 cm mélységig volt talajmintavétel, 30 cm-ként. Az itt bemutatott táblázatok Kádár (2012) könyve alapján kinyert adatokat mutatják be.

Mikroelem-terhelés hatása a 0–30 cm szántott talajréteg (Nagyhörcsök talaj) NH₄-acetát+EDTA oldható elemtartalmára, mg/kg

Mintavétel ideje		Cd Terhelés, kg/ha 1991 tavaszán			
Év, hónap	0	90	270	810	
1991.07.	<0,1	30	86	228	
1991.08.	<0,1	27	96	270	
1992.11.	<0,1	18	62	228	
1994.04.	<0,1	14	44	164	
1997.07.	<0,1	27	85	190	
2000.09.	<0,1	14	44	124	
2004.10.	<0,1	9	26	67	
2008.08.	<0,1	16	42	113	
Mintavétel ideje		Cu Terhelés, kg/ha 1991 tavaszán			
Év, hónap	0	90	270	810	
1991.07.	7	24	49	110	
1991.08.	9	29	47	200	
1992.11.	4	34	94	270	
1994.04.	4	23	65	192	
1997.07.	3	19	54	133	
2000.09.	4	20	44	128	
2004.10.	4	15	43	93	
2008.08.	4	17	43	105	

Mintavétel ideje		Ni Terhelés, kg/ha 1991 tavaszán			
Év, hónap	0	90	270	810	
1991.07.	3	15	40	174	
1991.08.	3	14	36	156	
1992.11.	5	33	65	224	
1994.04.	4	22	48	86	
1997.07.	3	17	27	52	
2000.09.	4	14	30	50	
2004.10.	5	12	27	40	
2008.08.	4	17	36	55	

Mikroelem-terhelés hatása a 0–30 cm szántott talajréteg cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható elemtartalmára, mg/kg

Vizsgált elemek	Elem terhelés, kg/ha 1991. tavasz				LSD 5%
	0	90	270	810	

1994-ben: (mg/kg)

Cd	<0,1	18	50	162	18
Cu	17	43	85	230	24
Ni	28	63	112	248	18

2008-ban: (mg/kg)

Cd	0,2	18	48	142	15
Cu	16	35	73	152	12
Ni	30	50	82	142	12

A rendelkezésre álló talajadatok alapján 1991. és 1994. között alig változott a kijuttatott elemek koncentrációja, későbbi mintavételkor, 2008-ban már jelentős mértékű csökkenés tapasztalható. Az „összes” kadmium (cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható frakció) a 810kg/ha kezelésnél 1994-ben 162 mg/kg, míg 2008-ban 142 mg/kg volt. Az általunk 1997-ben vett mintában 187 mg/kg volt. Ez a heterogenitásból adódó mintavételi hiba, vagy módszertani eltérés miatt is lehetett. Az „összes” réz a 810kg/ha 1994-ben 230 mg/kg, míg 2008-ban 152 mg/kg volt, az általunk mért érték 1997-ben 189 mg/kg volt. Az „összes” nikkel a 810kg/ha kezelésnél 1994-ben 248 mg/kg, míg 2008-ban 142 mg/kg volt, az általunk mért érték 1997-ben 146 mg/kg volt.

A kontroll- és a 810 kg ha terhelésű parcellák talajából a kísérlet 3., 6. és 10. évében vettek mintát 30 cm-es rétegenként 60, 90 és 290 cm-es mélységig, 5–5 fűrőlyuk anyagából képezve átlagmintákat. A mintákban meghatározták az NH₄-acetát + EDTA-oldható elemtartalmakat, valamint esetenként a cc. HNO₃ + cc. H₂O₂ kioldással becsült „összes” elemkészleteket is.

Kádár (2012) elemzése szerint a Cu-elmozdulás a mélyebb rétegek felé lényegében nem igazolható, a 30–60 cm-es réteg mobilis Cu-tartalma már a normális, nem szennyezett kontroll- talajéhoz hasonlítható. Az oldható Cu-készlet 10 év után a bevitt terhelés 37 %-ára tehető. A Ni-kimosódás hasonló terhelésnél és talajon szintén kizárható. Már a 30 cm alatti réteg Ni-tartalmában sem található dúsulás. Az adott terhelés 17–20 %-a mutatható ki „oldható” formában a kísérlet 6. és 10. évében. A Cd mintegy 45 %-a NH₄-acetát + EDTA-oldható formában maradt 10 év után is a gyökérjárta feltalajban. Mozgása kétségtelenül korlátozott, az altalaj nem vagy alig szennyeződött egy évtized elteltével.

6. A jelölt eredményei alapján a metabolikus hányados és az MBC/SOC arány kombinációja megbízható indikátora lehet a talajok toxikus hatású fémszennyezettségének. Hogyan kell értelmezni a két paraméter kombinációját? Használható ez a paraméter a gyakorlatban is indikációra (figyelembe véve a fals pozitív és negatív eredmények arányát, a mérés reprodukálhatóságát, költségeit, időigényét?) Miért nem elegendő az elemanalízis a mindennapi gyakorlatban?

A talaj fémszennyezettségének a megállapítására a mindennapi gyakorlatban elemanalízist alkalmaznak, ami első megközelítésben elegendő lehet arra, hogy szükséges-e valamilyen korlátozást bevezetni a növénytermesztésben vagy a terület használatban. Ha a szennyezés

területi kiterjedésének, lehatárolásának a megállapítása a cél, akkor roncsolás-mentes módszerrel, hordozható műszer segítségével lehet a leghatékonyabban ezt megoldani. Ha az elemkoncentrációkról pontosabb adatokra van szükség, akkor talajmintavételt követően a talajból különböző kivonószerekkel történő elemanalízis szükséges (leggyakrabban ICP műszerrel). A különböző kivonószerekkel történő elemanalízissel az egyes elemek mobilizálhatóságára kapunk információt. Ez azért érdekes, mert egy drasztikus kivonószerekkel (pl. királyvíz) kapott nagy elemkoncentráció nem okoz feltétlenül biológiai hatást, ha az adott elem biológiai felvehetősége kicsi. A biológiailag felvehető vagy hozzáférhető elemkoncentráció jobban közelíthető egy enyhébb kivonószer (pl. ecetsav/acetát) alkalmazásával mért elemkoncentrációval, de ez sem alkalmas önmagában a toxikus hatás megítélésében. Saját vizsgálataim és az irodalmi adatok szerint is a mikrobiális biomassza csökkenése, a metabolikus hányados (egységnyi mikrobiális biomassza légzési aktivitása, CO₂/MBC hányados) növekedése és a MBC/SOC arány csökkenése sok esetben jelzi a talaj toxikus hatású fémszennyezettségét. De vannak ennek ellentmondó eredmények is. Számos példa van rá, hogy a megemelkedett fémkoncentráció szerves trágyázással vagy szennyvíziszap adagolással együtt történik, akkor a szerves anyag bevitel, mint hasznosítható szubsztrát ellensúlyozhatja a fémszennyezés önmagában negatív hatását, sőt a kontrollhoz képest akár nagyobb mikrobiális biomasszát eredményezhet. Szeretném hangsúlyozni, hogy ezek a vizsgálatok nem az elemanalízis helyettesítését célozzák, hanem inkább azt, hogy egy szennyezési helyzet előidéző-e negatív folyamatokat a talajok életében. A mikrobiális biomassza szubsztrát-indukált respirációval és kloroform-fumigációs extrakciós módszerrel történő meghatározására nemzetközi szabvány létezik (ISO 14240-1:1997, ISO 14240-2:1997). A mérés reprodukálhatóságával kapcsolatban saját vizsgálataim szerint ezek általában jól reprodukálhatók, ugyanakkor történt egy nemzetközi, hét laboratórium bevonásával végzett tesztelés, ami azt eredményezte, hogy talajtípustól és laboratóriumtól függően egymástól eltérő eredmények is születhetnek (Beck et al. 1997.).

7. A 98-99. oldalon a Jelölt ezt írja: „A vakszik (AL) és a mézpázsitos gye (AP) talajmintáit a Gemmatimonadota törzs képviselői dominálták, átlagos abundanciájuk az AL/a-ban 23,9%, az AP/a-ban 33,9%, míg az AA/a-ban 8,7%, az AF/a-ban pedig csak 5,4% volt. Ezzel ellentétben az Actinobacteria törzs képviselői átlagosan kétszer nagyobb mennyiségben voltak az AA és AF talajmintákban mint az AL és AP minták felső rétegében. Az Acidobacteriota törzs képviselői szintén az AF és AA mintákban volt nagyobb arányban az AL és AP-hez képest.” „A kevésbé gyakori taxonok képviselői közül a Methyloirabilota törzs képviselői nagyobb abundanciával fordultak elő a legmélyebb (30–60 cm) talajrétegből származó mintában.” Az 52. ábra oszlopdiagramjai alapján a Gemmatimonadota törzs és az Acidobacteriota törzs esetében az adatok önmagukban is meggyőzőek, az Actinobacteria és a Methyloirabilota törzs esetében viszont nehéz eldönteni, hogy valóban van-e érdemi különbség a kérdéses minták között. Érdemes lett volna ezen állításokhoz minden esetben konkrét számokat rendelni, és az állítást statisztikai próbával is tesztelni. Kérdésem: Statisztikai vizsgálatokkal igazolható-e a négy törzs esetében a dolgozatban megfogalmazott különbség a minták között?

Az apaji szikes legelő négy eltérő vegetációjú területének felső talajrétegéből (0 – 10 cm) származó minták kiértékelése szerint a Gemmatimonadota törzs relatív abundanciája szignifikánsan nagyobb volt az AL és AP mintákban az AF és AA mintákhoz képest ($p < 0,05$), az AL–AP és AF – AA párosok között nem volt szignifikáns különbség. Ugyanakkor az Acidobacteria (Acidobacteriota) törzs relatív abundanciája szignifikánsan kisebb volt az

AL és AP mintákban az AF és AA mintákhoz képest ($p < 0,01$), az AL–AP és AF–AA párosok között nem volt szignifikáns különbség. Bár az Actinobacteria (újabb nevezéktan szerint Actinomycetota) törzs képviselői nagyobb arányban voltak jelen az AF és AA mintákban, relatív abundanciájukban nem volt szignifikáns különbség a vizsgált minták között ($p = 0,14$). A Planctomycetota törzs képviselőinél az AL és AA között ($p = 0,011$), valamint az AL és AP között ($p = 0,045$) volt szignifikáns különbség a relatív abundanciában. A Firmicutes törzs esetében csak az AA és AF között volt szignifikáns különbség ($p = 0,02$). A felső talajréteg ($a = 0 - 10$ cm) és az összevont alsórétegek ($b = 10 - 30$ és $c = 30 - 60$ cm) közötti összehasonlításban a Methyloirabilota törzs relatív abundanciája szignifikánsan ($p = 0,0019$, Wilcoxon-teszt) nagyobb volt a mélyebb rétegekben. A Verrucomicrobiota törzs relatív abundanciája viszont a felső talajrétegben volt szignifikánsan ($p = 0,0011$, Student t-teszt) nagyobb, mint az alsó talajrétegekben. Más baktérium törzs (phylum) abundanciájában nem volt szignifikáns különbség.

A korábban említett három közleménynek köszönhetően a harmadik alfejezet és Kériné Dr. Borsodi Andrea MTA disszertációjának anyaga szorosan kapcsolódik egymáshoz. Bár egyértelműen látszik, hogy a jelen dolgozat a közös munka eredményeiből a talajtani, talajbiológiai vonatkozásokat emeli középpontba, míg a korábbi dolgozat a mikrobiológiára helyezi a hangsúlyt, egyes eredmények (pl. a III.7.6. A baktérium közösség taxonómiai összetétele (Apaj 2016 minták)) fejezetben szereplők) mindkét dolgozatban a saját eredmények között szerepelnek. Fel tudná sorolni tételesen, melyek azok az új eredmények, melyek kizárólag ebben a dolgozatban szerepelnek?

A harmadik alfejezet Borsodi Andreával közös munka eredménye, plusz még egyetemi hallgatók és doktoranduszhallgatók is részt vettek ebben, ezért elkerülhetetlen, hogy ne legyen átfedés a két dolgozat között. Azért, ahogy opponensem is megjegyezte én elsősorban a talajtani, talajbiológiai vonatkozásokat emeltem ki, de ez nem jelenti azt, hogy a baktériumközösség taxonómiai vizsgálatában, elsősorban a kiértékelésekben ne vettem volna részt. Borsodi Andrea MTA disszertációjában a 2014. évi júniusi (extrém száraz) és szeptemberi (extrém csapadékos) apaji talajminták baktériumközösségeinek taxonómiai összetételének eredményei szerepelnek, dolgozatában a 5.1.2. fejezetben az 52–57. oldalon. Ugyanakkor a 2016. évi mintavétel eredményei csak az én disszertációmiban szerepelnek, tehát ezek mindenképpen újak.

A dolgozatomban szereplő tézispontok közül a 10–14. pontok vonatkoznak a harmadik alfejezetre. Röviden igyekszem felsorolni, hogy mi tekinthető újdonságnak Borsodi Andrea disszertációjában már szereplő eredményekhez képest. De ezek sem kizárólag az én munkám, hanem a közös munkánk eredménye.

10. 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.

Az ezt alátámasztó, dolgozatban szereplő 36–42. és 44–46. ábrák újak, nem szerepelnek Borsodi Andrea MTA disszertációjában.

11. 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.

Maga a megállapítás szerepel Borsodi Andrea MTA disszertációjában is, részben korábbi, részben pedig a 2014. évi vizsgálatok eredményeire alapozva. Viszont az 53. ábra „A genusz-szintű bakteriális OTU-k hasonlósági „heatmap”-je (Apaj, 2016. október)” nem szerepel benne, és ebben a korábbiaktól eltérően nem csak a talaj felső rétegének, hanem három eltérő talajrétegből származtatott eredmények is újak, különösen a *Methyloversatilis* törzsre vonatkozó megállapítás számít újnak.

12. 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.

A két említett törzs abundancia-megoszlása szerepel Borsodi Andrea MTA disszertációjában a 2014. évi vizsgálatokra hivatkozva, ebben a disszertációban a 2016. évi vizsgálatokkal ezt a megállapítást megerősítettük.

13. Az általunk vizsgált talajokban a talajok baktérium közösségeinek alfa-diverzitás mutatói negatív korrelációban voltak a sótartalommal (EC), a pH-val, a Na⁺-koncentrációval, és pozitív korrelációban a szervesanyag tartalommal, összes nitrogénnel, ammónium-nitrogénnel, a felvehető foszforral és káliummal.

A dolgozatban szereplő 21. táblázat mutatja be a 2016. évi Apajról származó minták baktérium közösségek fajgazdagsága, alfa-diverzitási indexek és a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai közötti korrelációkat, ez az eredmény nem szerepel Borsodi Andrea MTA disszertációjában.

14. A Felső-kiskunsági szikes tavak melletti minták esetében a talaj sótartalma, míg a Felső-kiskunsági Apaj melletti területen a talaj pH volt a legerősebben meghatározó tényező a talajok katabolikus aktivitás-mintázatában és a tenyésztéstől független módszerrel meghatározott bakteriális taxonómiai összetétel tekintetében.

Ez a megállapítás a dolgozatban szereplő 18. táblázat, 48. és 55. ábrák, továbbá a Függelék 6. és 7. táblázatán alapul, ezek nem szerepelnek Borsodi Andrea MTA disszertációjában.

9. A harmadik alfejezetben bemutatott eredmények hogyan hasznosíthatók a gyakorlatban?

Az általunk vizsgált szikes terület átalakulóban van elsősorban a talajvízszint csökkenése miatt, ezáltal a talaj felső rétegének sótartalma csökken, ami a vegetáció átalakulásához vezet ezen a természetvédelmi területen. Ez a folyamat a botanikusok által ismert és tanulmányozott, ugyanakkor keveset tudunk arról, hogy a talaj mikroorganizmusait ez hogyan befolyásolja. A talaj, a mikrobaközösség és a növénytársulások együttes ismerete segíthet az eredeti állapotokat célzó restauráció gyakorlati megvalósításában illetve a restauráció sikerességének a vizsgálatában. Van egy másik gyakorlati jelentőségű terület, amiről eredetileg egy külön fejezetet írtam a dolgozatom irodalmi áttekintésében, de a végén ezt kihagytam, ez pedig a biotechnológiai és mezőgazdasági alkalmazások. Ezt azért hagytam ki, mert ebben az irányban nem folytattam kutatásokat. A területről általunk is izolált

alkalifil/alkalitoleráns baktériumok gyakorlati felhasználására lehetőség van a biotechnológiai ipar és a mezőgazdaság területén is. A biotechnológiai ipar által előállított enzimek (proteázok, amilázok, cellulázok, lipázok) 30%-a alkalifil baktériumokból származik, továbbá különböző szerves savak (ecetsav, hangyasav), antibiotikumok és enzim-inhibitorok produkciójára képes alkalifil baktériumokat is leírtak (Horikoshi, 1999). A 2023-ban enzimatikus és nem enzimatikus mosószerek globális piaca 70,79 milliárd \$ értéket ért el és éves szinten 4,8%-os növekedési ütemet (<https://www.expertmarketresearch.com/>) prognosztizál, ezen belül az enzimatikus szerek aránya egyre nagyobb. A halofil, alkalifil, halotoleráns és alkalitoleráns mikroorganizmusok alkalmazása a mezőgazdaságban, mint növényi növekedést elősegítő rhizobaktériumok (PGPR – plant growth promoting rhizobacteria) az enyhén sós és szikes talajokon elősegítheti a növények jobb növekedését, javíthatják a kórokozokkal és egyéb stresszhatásokkal szembeni ellenállóképességét, hozzájárulhatnak a tápanyagok fokozott mértékű felvételéhez is (Mukhtar et al. 2019, Genitsaris et al. 2020, Pathan et al. 2020).

Végül újra megköszönöm opponensem alapos bírálatát, munkám elismerését, a hibákra és hiányosságokra vonatkozó megjegyzéseit, és kérdéseit.

Hivatkozások

- Beck, T., Joergensen, R.G., Kandeler, E., Makeschin, F., Nuss, E., H.R. Oberholzer, H.R., Scheu, S. An inter-laboratory comparison of ten different ways of measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 29. 1997. 1023-1032. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00030-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00030-8).
- Deák, B., Valkó, O. 2015. Gyepesítési módszerek alkalmazása a természetvédelmi gyakorlatban: Kevésfajos és sokfajos magkeverékek, spontán gyepregeneráció és szénaráhordás. In: Török, P; Tóthmérész, B (szerk.) *Ökológiai szemléletű gyeptelepítés elmélete és gyakorlata*. Budapest, Magyarország : Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet (ÖMKI), pp. 35-42.
- Genitsaris, S.; Stefanidou, N.; Leontidou, K.; Matsi, T.; Karamanoli, K.; Mellidou, I. 2020. Bacterial Communities in the Rhizosphere and Phyllosphere of Halophytes and Drought-Tolerant Plants in Mediterranean Ecosystems. *Microorganisms* 8, 1708.
- Horikoshi K. 1999. Alkaliphiles: Some applications of their products for biotechnology. *Microbiol Mol Biol Rev* 63 (4): 735-750. doi: 10.1128/MMBR.63.4.735-750.1999.
- ISO 14240-1:1997. Soil quality — Determination of soil microbial biomass Part 1: Substrate-induced respiration method.
- ISO 14240-2:1997. Soil quality — Determination of soil microbial biomass Part 2: Fumigation-extraction method.
- Ji et al. 2015. Aerobic Denitrification: A Review of Important Advances of the Last 30 Years. *Biotechnology and Bioprocess Engineering* 20: 643-651.
- Kádár, I. 2012. A főbb szennyező mikroelemek környezeti hatása. MTA ATK TAKI, Budapest.
- Mukhtar, S., Malik, K.A. & Mehnaz, S. 2019. Microbiome of Halophytes: Diversity and Importance for Plant Health and Productivity. *Microbiol. Biotechnol. Lett.* 47, 1–10.
- Pathan, S.I., Ceccherini, M.T., Sunseri, F. & Lupini, A. 2020. Rhizosphere as Hotspot for Plant-Soil-Microbe Interaction. In *Carbon and Nitrogen Cycling in Soil*; Datta, R., Meena, R., Pathan, S., Ceccherini, M., Eds.; Springer: Singapore, pp. 17–43.
- Robertson, L. A. and J. G. Kuenen 1984. Aerobic denitrification--old wine in new bottles? *Antonie Van Leeuwenhoek* 50: 525-544.
- Szili-Kovács T. and Németh T. 2006. Denitrification of three Hungarian soils treated with ammonium nitrate at different moisture level. *Cereal Research Communications* 34. 315-318.
- Török P, Miglécz T, Valkó O, Kelemen A, Tóth K, Lengyel Sz, Tóthmérész B. 2012. Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer. *ECOLOGICAL ENGINEERING* 44. 133-138.

Budapest, 2025. október 04.

Szili-Kovács Tibor