

Mikroelem-terhelés hatása a kukorica összetételére és a talaj könnyen oldható tápelemtartalmára karbonátos csernozjom talajon

KÁDÁR IMRE, KONCZ JÓZSEF és GULYÁS FERENC

MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest

Előző munkánkban ismertettük a kísérlet anyagát és módszerét, valamint a mikroelem-terhelés hatását a kukorica fejlődésére, termésére, ásványi összetételére, terméselemeire, vetőmag-értékmérő tulajdonságaira, aratáskori föld feletti terméssel kivont mikroelemek mennyiségére (KÁDÁR et al., 2000). Jelen közleményünk az alábbi kérdésekre keresi a választ:

1. Hogyan alakul a kukorica esszenciális összetétele? Mennyiben befolyásolja a növekvő mikroelem-terhelés (toxicitást kiváltó talajszennyezés) az egyes élettanilag fontos elemek beépülését?

2. Milyen mérvű analitikai hibát okozhat a talaj/porszennyezés a növények/levelek elemzése során? Vizsgáltuk a csapvízes gyors lemosás hatását a levelek összetételére.

3. Hogyan alakul az egyes parcellák felvehető mikroelem-tartalma a kísérlet első évében, ill. az első hónapokban? Mely elemeknél léphet fel gyors talajbani lekötődés? Mekkora szórásokkal számolhatunk hasonló talajszennyezés esetén, ill. milyen a talajmintavétel megbízhatósága, reprezentativitása?

4. Hogyan alakul a szennyezett talaj cellulózbontó aktivitása?

5. Milyen talajszennyezettségi toxicitási határértékeket mutat az *Azotobacter chroococcum* gyorsteszt sók vizes oldataiban és a talajban?

Anyag és módszer

A talajok felvehető elemtartalmát az NH_4 -acetát + EDTA kivonatból (LAKANEN & ERVIÖ, 1971) határoztuk meg parcellánként, a növényminták analízisére a szokásos cc HNO_3 + cc H_2O_2 roncsolás után került sor. Az átlagminták 20–20 pontminta anyagát tartalmazták, míg a növényi átlagminta 20–20 növényt vagy növényi részt jelentett nettó parcellánként a már korábban ismertett módon (KÁDÁR et al., 2000).

A talajbiológiai aktivitás jellemzésére a parcellák talajába 1991. aug. 14-én helyeztünk cellulóz tesztpapírokat 4–4 ismétlésben, függőleges helyzetben 7–13

cm mélységbe rakva, ásonyomban. Az alkalmazott $6 \times 6 = 36 \text{ cm}^2$ felületű Whatman-1 szűrőpapírok 2–2 g abszolút száraz cellulózt tartalmaztak tasakonként. A tasakok nem bomló PVC szitaszövetből készültek. A tesztek 71 napos expozíciót követően 1991. okt. 24-én vettük ki és az elbomlott cellulóz súlyvesztése alapján becsültük a talaj biológiai aktivitását.

A talajszennyezettségi toxicitási határértékek becsléséhez a 13 vizsgált elem sójával desztillált vizes oldatokat készítettünk, a törzsoldatok koncentrációja 10 mg/ml volt. A törzsoldatokból steril desztillált vízzel steril lombikokban 1, 10, 100, 1000 mg/l sorozatokat állítottunk elő, melyekből felezéssel nyertük a köztes koncentrációkat. Teszt-organizmusként az *Azotobacter chroococcum* szolgált, melynek 48 órás kultúráiból nyert sejtszuszpenziót Petri csészékbe helyeztük. Az 1–1 ml sejtszuszpenzióra steril, $45 \text{ }^\circ\text{C}$ -os N-mentes Fjodorov-féle agaros közeget öntöttünk és egyenletesen homogenizáltuk a szuszpenziót a tápközegben. A lemezek megszilárdulása után lemezenként 4–4 db, 8 mm átmérőjű lyukat vágunk, melyekbe egyenként 0.2 cm^2 fémsóoldatot pipettáztunk.

Ezt követően a lemezeket 24 órán át $4 \text{ }^\circ\text{C}$ -on hűtőszekrényben tároltuk, majd inkubálás céljából $28 \text{ }^\circ\text{C}$ -os termosztátba helyeztük. Kétnapos inkubációt követően a gátlási gyűrűk mm-ben mért értékeivel jellemeztük a sók toxikusságának mértékét. A vizsgálatok 4–4 ismétlésben történtek. A Legkisebb Toxikus Koncentrációt (LTK) azon oldatok képviselték, melyek legalább 1 mm-es zónában gátolták az *Azotobacter chroococcum* növekedését. A vizsgálatokat a szabadföldi kísérletben alkalmazott sókkal végeztük. Ettől egy esetben tértünk el, mivel a SrSO_4 gyakorlatilag vízben oldhatatlan. Helyette a $\text{SrCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ sót alkalmaztuk.

Az *Azotobacter chroococcum* teszttel végzett toxicitási határkoncentráció vizsgálatára az 1991. júl. 4-én vett talajminták anyaga szolgált. E célból hőálló üvegekbe 100–100 g száraz talajt mértünk be és $120 \text{ }^\circ\text{C}$ -on 60 percen át sterilizáltuk. Másnap 22 cm^3 sóoldattal a talajokat nedvesítettük és alapos összekeverés után 1 napig szobahőmérsékleten pihentettük. A sóoldatok előállítása céljából előzőleg steril Erlenmeyer lombikokba 0,1, 0,3, 0,9, 2,7 cm^3 törzsoldatokat adagoltunk (elemenkénti szorzatok), majd steril desztvízzel 22 cm^3 térfogatra egészítettük ki. Ezek képezték a szabadföldi kísérletben is megtalálható 10, 30, 90, 270 mg/kg (azaz 30, 90, 270, 810 kg/ha) koncentrációkat a 100 g talajhoz való hozzáadás után. A szükség szerinti nagyobb koncentrációkhoz több törzsoldatot használtunk, ill. a köztes koncentrációkat felezéssel állítottuk elő.

A Legkisebb Toxikus Koncentráció becslése az *azotobacteres* talajblokk módszerével történt. Petri csészékbe *Azotobacter chroococcum* sejtszuszpenzióval N-mentes (Fjodorov-féle agaros közeg) lemezt öntöttünk. A megszilárdult lemezekre présszerszám segítségével 8 mm átmérőjű 4–4 db talajkorongot helyeztünk, majd 24 órára $4 \text{ }^\circ\text{C}$ -os hűtőbe, ezt követően 48 órára $28 \text{ }^\circ\text{C}$ -os inkubátorba tettük. A toxicitást a gátló zóna mm-ben mért adataival jellemeztük. A 2–2 ismétlést (lemezt) figyelembe véve minden koncentrációt 8–8 talajkorong átlagával becsültük.

Kísérleti eredmények

Kezelések hatása az egyéb esszenciális elemek tartalmára

A növénytípusokban az esszenciális elemeket is meghatároztuk. A kezelések esetenként befolyásolták a főbb makro- vagy mikroelem-koncentrációkat a növényi szövetekben. Ahol igazolható változások nem léptek fel, ott a kísérletben mért főátlagokat közöljük. Ha 2 vagy több kezelésben azonos irányú és mérvű változások léptek fel, ott az érintett 2 vagy 3 kezelés összevont átlagait mutatjuk be. Mivel a kísérlet hibája az első évben különösen nagy lehet, érdemi következtetést akkor vonhatunk le, ha a jelenség ismétlődik. Így pl. a 6-leveles kukorica és a gyomok hajtása, ill. a virágzástól kezdődő levél és a betakarítástól kezdődő szár is tükrözi a változásokat. A kezelések nyomán ugyanis a talaj extrém módon heterogénné vált és csak az évek során bekövetkező műveléssel keverednek megfelelően a sók a talajjal.

Az adatok értelmezésénél támaszkodhatunk az irodalomban közölt 6-leveles hajtásra és a virágzás eleji levél összetételére megadott ellátottsági határkoncentrációkra. A toxicitás oka vagy következménye lehet ugyanis az extrém tápelemhiány vagy -túlsúly, melyet a talajszennyező elem indukált. Az 1. táblázatban a 6-leveles kukorica gyökerének és föld feletti hajtásának elemtartalma vizsgálható. Lábjegyzetben közöljük BERGMANN és NEUBERT (1976) nyomán az élettani optimumokat a 4–6 leveles hajtásra. A sűrű vetés, ill. a nagyobb tőszám miatt a hajtás elsősorban káliumban szegény, de nem kielégítő a N % sem az irodalmi optimumokhoz képest. Viszonylag nagy ugyanakkor a Ca és Mg % ezen a meszes talajon.

A gyökérben érdemben nőtt a Ca-, Al-, K-, Ba-, ill. Na-tartalom az As-terheléssel. A Se-kezelésben csökkent a K, a Mo- és Cr-kezelésekben pedig a Mg, Fe és Mn koncentrációja. A hajtásban tapasztalható változások részben eltérnek a gyökérben megfigyeltektől. Általánosságban azonban megállapítható, hogy a leginkább fitotoxikus Cr- és Se-terhelés nyomán a N, NO₃, P és K elemek tartalma csökkenő, míg a Ca és Fe növekvő. A hajtásban elsősorban a K koncentrációja süllyedt drasztikusan az élettani optimum alá. Mérgezés hatására a szövetek elszáradnak, elöregednek. A K szerepe a turgor, a vízháztartás szabályozása, a növény fiatalon tartása. A Ca közismerten az elöregedés eleme, mely a szövetekben túlsúlyba jutott és az 5–10 körüli normális K:Ca arány a mérgezéssel 1:1 körülire szűkült. Egyes vélemények szerint a Ca semlegesítheti, kicsaphatja a sejtekbe jutott vagy ott termelődő káros elemeket és anyagcsere-termékeket, tehát detoxikáló szerepet is betölthet. Végül a sejtekben akkumulált Ca zárja a sejtfalakat a teljesebb védelem érdekében, csökkentve azok áteresztő képességét. A fiatal kukorica összetétele tehát tükrözi a mérgezéssel kiváltott komoly anyagcserezavarokat.

Az uralkodó nagytű, kétszikű gyomfajok (elsősorban a *Chenopodium album*, *Amaranthus blitoides*) nagyobb ellenállást mutattak az esszenciális elemek felvételekor. Itt is mérséklődött a N, NO₃, K koncentrációja, míg a P-, Fe-,

1. táblázat

Kezelések hatása az esszenciális elemek tartalmára
(Kukorica 6-leveles állapotban, Nagyhörcsök, 1991. júl. 8.)

(1) Vizsgált elem		(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Kezelés (adott só)
		0	90	270	810		
<i>A. Gyökér</i>							
N	%	1,47	1,55	1,57	1,57	0,05	a) Átlag
Ca	%	1,09	1,10	1,24	1,54	0,38	Al
K	%	0,86	1,10	1,13	1,24	0,26	Ba
K	%	0,93	0,85	0,84	0,55	0,26	Se
Mg	%	0,48	0,36	0,34	0,32	0,21	Mo, Cr
Fe	%	0,34	0,13	0,07	0,10	0,21	Mo, Cr
P	%	0,18	0,20	0,19	0,20	0,02	a) Átlag
Na	ppm	219	234	242	311	53	As
Mn	ppm	202	121	104	75	119	Mo, Cr
B	ppm	3	4	4	4	2	Se
Co	ppm	3	2	1	1	2	Mo
<i>B. Hajtás</i>							
N	%	3,35	3,32	2,99	3,02	0,18	Cr
K	%	2,02	1,47	1,25	1,04	0,35	Cr, Se
Ca	%	0,84	0,93	1,01	1,10	0,19	Cr
Mg	%	0,66	0,67	0,69	0,67	0,03	a) Átlag
P	%	0,52	0,49	0,33	0,31	0,09	Cr
NO ₃ -N	%	0,44	0,30	0,16	0,07	0,09	Cr
NO ₃ -N	%	0,40	0,39	0,37	0,25	0,09	Se
Fe	ppm	178	220	246	309	91	Cr, Se
Mn	ppm	115	114	119	120	6	a) Átlag
Na	ppm	40	41	41	44	4	a) Átlag
B	ppm	8	8	9	9	1	Cr, Se

Átlagos NO₃-N 0,33 %-a a gyökérben, Co mérés határ alatt a hajtásban.

Élettani optimum a hajtásban: N = 3,5–5,0 %; K = 3–4 %; Ca = 0,3–0,7 %; Mg = 0,2–0,6 %; P = 0,3–0,5 %; Fe = 50–250 ppm; Mn = 30–300 ppm; B = 6–25 ppm (BERGMANN & NEUBERT, 1976)

Na- és Co-tartalma emelkedett. A virágzás kezdetén vett cső alatti levelekben szintén mérséklődött a N- és K-mennyiség, a K-szint extrém módon az élettani optimum alá süllyedt. Kétségtelen azonban, hogy ebben a későbbi fejlődési stádiumban nem jelentkeztek olyan drasztikus elváltozások, mint 6-leveles korban. Megemlíthető még a NO₃-N emelkedése az NH₄-molibdenát terheléssel. Az NH₄-formában adott N ekkorra már nitrifikálódott és az emelkedett kínálatot tükrözhatték a levelek (2. táblázat).

2. táblázat

Kezelések hatása az esszenciális elemek tartalmára a gyomok hajtásában, ill. a kukoricalevélben virágzás elején
(Mészlepedékes csernozjom talaj, Nagyhörcsök, 1991)

(1) Vizsgált elem		(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD ₅ %	(4) Kezelés (adott só)
		0	90	270	810		
<i>A. Gyomok hajtásában (júl. 8-án)</i>							
N	%	4,11	3,82	3,62	3,57	0,44	Mo, Ni
K	%	4,13	3,92	3,50	3,61	0,18	a) Átlag
Ca	%	3,70	3,67	3,40	3,35	0,36	a) Átlag
Mg	%	1,06	1,07	0,98	1,02	0,07	a) Átlag
NO ₃ -N	%	0,86	0,56	0,59	0,51	0,18	Al, Ni, Se
P	%	0,36	0,40	0,43	0,50	0,07	Sr
Fe	ppm	252	581	728	1300	394	Ni, Al
Na	ppm	148	245	186	246	65	Se, Sr
Mn	ppm	105	114	103	105	10	a) Átlag
B	ppm	26	24	24	21	4	Mo, Ni
Co	ppm	0,04	0,08	0,37	1,27	0,38	Mo, Ni, Ba
<i>B. Levél virágzás elején (aug. 8-án)</i>							
N	%	2,78	2,60	2,51	2,45	0,21	Cr, Se
K	%	1,08	0,96	0,92	0,77	0,17	Se
Ca	%	0,58	0,62	0,60	0,57	0,03	a) Átlag
Mg	%	0,48	0,52	0,53	0,57	0,07	Se
P	%	0,35	0,35	0,35	0,36	0,03	a) Átlag
NO ₃ -N	%	0,19	0,16	0,13	0,11	0,07	Cu
NO ₃ -N	%	0,19	0,20	0,28	0,34	0,07	Mo
Fe	ppm	80	84	82	82	5	a) Átlag
Mn	ppm	72	62	62	55	22	Zn
Na	ppm	36	37	37	35	5	a) Átlag
B	ppm	3	3	3	3	1	a) Átlag

Kukoricalevélben Co méréshatár alatt.

Élettani optimumok a levélben virágzás kezdetén: N = 2,5–4,0 %; P = 0,3–0,5 %; K = 1,7–3,0 %; Ca = 0,2–1,0 %; Mg = 0,2–0,6 %; Fe = 20–250 ppm; Mn = 20–200 ppm; B = 6–25 ppm (BERGMANN & NEUBERT, 1976)

Az aratáskori szemtermésben az egyéb esszenciális elemek mennyisége legtöbbször érdemben nem változott vagy enyhén emelkedett. Látványos, nagyságrendi növekedést mutatott azonban a Ca a Sr-terheléssel. Mivel a Sr nem okozott mérgezést, ill. a Sr a Ca kísérő eleme a kőzetekben, talajban, műtrágyákban, növényekben, állati és emberi csontszövetekben, feltehetően ez a szinergizmus jelentkezett a szemben is. Emlékeztetőül megemlíjtjük, hogy a szem Sr-koncentrációja ugyanitt 0,2-ről 1,4, míg a szárban 8,8-ról 19,7 ppm-re nőtt. A

Na 10-ről 25 ppm-re emelkedett a Mo-terheléssel és ugrásszerűen nőtt még a Co koncentrációja a Cr-terheléssel. Utóbbiak magyarázatával nem szolgálhatunk. A szár összetételének változásában ismét a Cr hatása dominál. A 4–6 leveles hajtáshoz hasonlóan drasztikusan módosulnak a K/Ca arányok, valamint lényegesen emelkednek a Fe, Mn, Na elemek koncentrációi (3. táblázat).

3. táblázat

Kezelések hatása az esszenciális elemek tartalmára a szemben és szárban
a kukorica betakarításakor
(Mészlepedékes csernozjom talaj, Nagyhörcsök, 1991. nov. 25.)

(1) Vizsgált elem		(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Kezelés (adott só)
		0	90	270	810		
<i>A. Szemben</i>							
N	%	1,15	1,20	1,24	1,21	0,05	a) Átlag
P	%	0,18	0,21	0,25	0,27	0,06	Sr, Cu
K	%	0,15	0,15	0,16	0,16	0,02	a) Átlag
NO ₃ -N	%	0,05	0,05	0,05	0,05	0,01	a) Átlag
Mg	ppm	776	771	841	844	64	a) Átlag
Ca	ppm	87	81	767	1042	623	Sr
Fe	ppm	18	14	16	12	5	Cu, Ni
Na	ppm	10	16	27	25	9	Mo
Mn	ppm	4	5	4	5	2	Mo
B	ppm	0,35	0,64	0,67	0,78	0,32	Cr, Mo
Co	ppm	0,00	0,30	0,56	0,67	0,22	Cr
<i>B. Szárban</i>							
N	%	0,85	0,88	0,85	0,87	0,03	a) Átlag
Ca	%	0,40	0,57	0,60	0,65	0,09	Cr
K	%	0,28	0,21	0,20	0,17	0,07	Cr, Se
Mg	%	0,24	0,26	0,29	0,31	0,04	Cd, Cu
NO ₃ -N	%	0,16	0,17	0,16	0,16	0,01	a) Átlag
P	%	0,08	0,08	0,08	0,08	0,02	a) Átlag
Fe	ppm	462	508	1058	1377	529	Cr
Mn	ppm	76	112	124	118	20	Cr
Na	ppm	22	32	31	31	6	Cr
B	ppm	3	3	3	3	1	a) Átlag

Co a szárban mérés határ alatt

Kérdés, vajon a kifejezett Cr- és Se-mérgezés magyarázható-e valamely esszenciális elem felvételének gátlásával? Mely elemnél állhat elő olyan mérvű hiány, mely megállíthatja a növekedést, ill. a növény elszáradásához és pusztulásához vezethet? Esetünkben a K-felvétel drasztikus csökkenése jelez olyan mérvű alultápláltságot, mely hasonló termékenység-csökkenést eredményezhet.

A normális összetételhez viszonyítva a K koncentrációja 1/3-ára esett vissza a 6–leveles hajtásban, levélben és a szárban. A növények súlyos növekedési zavarai visszavezethetők az extrém K-hiányos állapotra.

Csapvizes gyors lemosás hatása a levelek összetételére

1991. szept. 22-én párhuzamos átlagmintákat vettünk a maximális terhelésű, 810 kg/ha adaggal kezelt parcellák állományából a középtáji előregedő leveleket felhasználva. A levelek egyik felét mosatlanul készítettük elő analízisre, míg a másik 20–20 levelet az udvari csap alatt portlanítottuk gyors öblítéssel, erős vízszög alatt. A növényre rakódó por/talaj közismerten torzíthatja a laborvizsgálatok eredményeit, ill. nem dönthető el, hogy az adott elem beépült-e a

4. táblázat

Csapvizes gyors lemosás hatása az előregedő középtáji kukoricalevél összetételére 1991. szept. 22-én a 810 kg/ha kezelésben (Mészlepedékes csernozjom talaj, Nagyhörcsök)

(1) Vizsgált elem	(2) 810 kg/ha terhelés 1991 tavaszán			(6) SzD _{5%}	(7) Változás szignifikáns
	(3) Kontroll	(4) Lemosott	(5) Lemosott %		
<i>A. Kísérletben adagolt elemek, mg/kg</i>					
Al	83,2	59,0	71	31,1	
As	0,0	0,0	-	-	
Ba	53,1	42,1	79	7,2	+
Cd	4,5	2,8	62	0,4	+
Cr	3,8	2,1	55	0,2	+
Cu	12,2	12,6	103	3,7	
Hg	5,7	4,4	77	1,2	+
Mo	1064,1	944,2	93	59,0	+
Ni	0,1	0,1	100	0,1	
Pb	7,6	6,9	91	0,7	+
Se	60,0	51,6	86	7,8	+
Sr	59,8	46,5	78	31,7	
Zn	75,0	93,0	124	8,9	+
<i>B. Egyéb esszenciális elemek</i>					
Ca %	1,17	1,22	104	0,06	
Mg %	0,80	0,81	101	0,05	
K %	0,69	0,76	110	0,03	
P %	0,21	0,21	100	0,03	
Mn ppm	177	171	97	17	
Fe ppm	98	97	99	16	
Na ppm	42	146	348	10	+
B ppm	3	3	100	1	

növényi szövetekbe (ténylegesen felvett), vagy csupán a külső ráakódás (szennyezés) következménye.

A 4. táblázat adatai szerint a vizsgált 21 elemből mosás hatására igazolhatóan csökkent 7 elem koncentrációja: Ba, Cd, Cr, Hg, Mo, Pb, Se. Nőtt viszont 24 %-kal a Zn-, valamint 348 %-kal a Na-mennyiség a mosást követően, mely elemeket a csapvíz nagyobb mennyiségben tartalmazta. Összességében tehát akkor javasolható a portalanítás ilyen módja, amikor hosszabb száraz periódus után földközeli vagy földön fejlődött növényi részeket mintázunk, melyek talajjal szennyeződhetnek. Fontos, hogy az öblítés valóban gyors és rövid idejű legyen, mert részben az elemek kimosódhatnak a növényi szövetekből. Másrészről fontos a mosáshoz használt víz összetételének (tisztaságának) ismerete, hiszen a vizsgálandó minták a vízzel is szennyeződhetnek. Általában célszerű a mosást elkerülni és a pormentes (esetleg mechanikai úton portalanított) növényminták vételét előnyben részesíteni.

Talajvizsgálatok eredményei

A parcellák nettó területéről 20–20 pontminta egyesítésével átlagmintákat vettünk 1991-ben két ízben is, hogy az esetleges gyors ütemű változásokat nyomon követhessük. A szántott rétegből vett 104 + 104 = 208 db minta elemzésének eredményeit az 5. táblázatban foglaltuk össze. A felvehető elemtartalmakat a LAKANEN és ERVIÖ (1971) által javasolt NH_4 -acetát + EDTA kivonattól határoztuk meg. A szennyeztelen kontrollparcellákon 0,1 ppm körül vagy alatta volt az As, Cd, Cr, Hg, Mo, Se koncentrációja. Jelentősnek bizonyult a talaj eredeti felvehető Al-készlete 48–67, Sr 30–31, Ba 19–20, Cu 7–9, Pb 4–5 ppm tartalommal. A felvehető Zn és Ni 2–3 ppm koncentrációkat jelzett e módszerrel. Az Al, Sr, Ba kivételével minden elem felvehető tartalma nagyságrenddel vagy nagyságrendekkel nőtt a terhelés hatására. A sok száz-, ill. sok ezerszeres dúsulás a nyomokban előforduló 6 elemnél a kifejezett: As, Cd, Cr, Hg, Mo, Se.

Vajon milyen arányban mutathatók ki az egyes elemek NH_4 -acetát + EDTA-oldható formában a talajban? A visszanyerési/visszamérési %-ok megállapításánál abból indultunk ki, hogy a kb. 20 cm szántott talajréteg 1,5 átlagos térfogatsúllyal számolva hektáronként mintegy 3 millió kg tömeget jelent, azaz 3 kg/ha terhelés 1 milliomod rész (ppm vagy mg/kg) mennyiségnek felel meg. Az 1991 tavaszán adott egyszeri terhelés: 0, 90, 270, 810 kg/ha adagok, tehát 0, 30, 90, 270 mg/kg koncentrációemelkedéshez vezethetnek elméletileg a szántott rétegben.

Amint az 5. táblázatban látható, a talajba juttatott Al 10–15, As 20–25, Ba 25–30, míg a Cr mindössze 10 %-a lehető fel oldható formában júl. 4-én, szűk 2,5 hónap után. Öt héttel később, aug. 12-én a felvehető Cr gyakorlatilag „eltűnik”, hisz mindössze és átlagosan csak 3 %-át találjuk e módszerrel kimutatható formában a szántott rétegben. Az öt hét alatt, a két mintavételi idő között, jelentősen csökkent még az As és a Hg visszamérhetősége. Jól kimu-

5. táblázat

Kezelések hatása a talaj szántott rétegének felvehető (NH₄-acetát + EDTA-oldható) elemtartalmára 1991. júl. 4-én (A) és aug. 12-én (B)
(Mészlepedékes csernozjom talaj, Nagyhörcsők, 1991)

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
<i>1991. júl. 4-én, mg/kg</i>						
Al	67	73	86	90	8	79
As	0	7	18	66	14	23
Ba	20	29	41	100	16	47
Cd	0	30	86	228	40	86
Cr	0	2	6	30	5	10
Cu	7	24	49	110	7	48
Hg	0	4	49	189	13	61
Mo	0	21	27	104	14	38
Ni	3	15	40	74	2	33
Pb	5	29	56	158	32	62
Se	0	7	23	123	13	38
Sr	31	49	67	146	16	73
Zn	2	13	55	153	18	56
<i>1991. aug. 12-én, mg/kg</i>						
Al	48	52	64	81	11	61
As	0	7	15	32	13	14
Ba	19	28	42	84	56	43
Cd	0	27	96	270	62	98
Cr	0	1	3	9	2	3
Cu	9	29	47	200	40	71
Hg	0	6	9	51	13	17
Mo	0	20	24	63	11	27
Ni	3	14	36	56	15	27
Pb	4	10	69	236	46	80
Se	0	6	34	84	17	31
Sr	30	38	54	84	14	52
Zn	1	22	66	120	19	52

Kontrolltalajon az As, Cd, Cr, Hg, Mo és Se 0,1 ppm, ill. méréshatár alatt

tatható maradt a talajban a Cd, Cu, Pb, Zn. Ez a visszamérhetőség vagy oldhatóság persze nem azonos a növényi felvehetőséggel. A Cu és Pb például talajbani oldhatósága ellenére a növények számára a kevésbé mobilis elemek közé tartozik. Az extrém Cu- és Pb-terhelésnél mindössze 3–4 ppm koncentrációnövekedést mutatott a 6-leveles kukorica hajtása.

További évek vizsgálatai tisztázhatják majd, hogy a talajba jutott sóformák mennyiben alakulhatnak át, kötődhetnek meg a feltalajban, esetleg mennyiben

távozhatnak onnan kilúgzással, vagy a légkörbe kerülve elillanással. Szükségesé válik majd az egész talajprofil vizsgálata, mintázása és elemzése. Ahhoz, hogy a toxicitást megérthessük a különböző ionformákat is vizsgálnunk kell a talajban, nem elég csak az elemek kimutatása oldható vagy nem oldható formában. Az oldható és toxikus Cr(VI) elveszítheti toxicitását és oldhatatlan Cr(III) formává alakulhat. Az adott szelenit viszont szelenáttá oxidálódhat, azaz toxicitása idővel nőhet stb. Ahhoz, hogy a talajbani átalakulásokat jobban megérthessük kétségtelenül hosszú távú kutatásokra kell felkészülnünk.

Talajbiológiai vizsgálatok eredményei

Az élőlények létrehozták a talajt, nélkülük halott és terméketlen kőzet volna. A talajlakó élőlények közül a mikroszervezetek a legfontosabbak, melyek a talajba kerülő növényi és állati maradványok elbontásában, a tápelemek körforgásában, valamint a talajszerkezet kialakításában vesznek részt. A mikroorganizmusok tevékenysége nélkül tulajdonképpen gyorsan megszűnne az élet a Földön. Vajon a talajszennyező elemek mennyiben károsíthatják a talajéletet, csökkenthetik a talajbiológiai aktivitást, esetleg részleges sterilitást okozva? Mennyiben gátolhatják az érzékeny, N-kötés ill. a talajtermékenység szempontjából nagy jelentőségű *Azotobacter* fajok működését? Melyek a toxikusnak minősülő koncentrációk a sók vizes oldataiban, agar kultúrában és talajban?

A 6. táblázat ismerteti a kezelések hatását az elbomlott cellulóz %-ára. A szabadföldi vizsgálatokból megállapítható, hogy viszonylag kismérvű volt a le-

6. táblázat

Kezelések hatása az elbomlott cellulóz %-ára. Talajbani expozíció időtartama 71 nap. (Behelyezés aug. 14-én, kiemelés: okt. 24-én)
(Mészlepedékes csernozjom talaj, Nagyhőrcsök, 1991)

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
Al	17	17	9	9	5	13
As	18	16	17	15		17
Ba	15	16	12	15		15
Cd	13	9	9	8		10
Cr	15	16	17	10		14
Cu	15	12	15	13		14
Hg	13	18	20	18		17
Mo	14	16	15	20		16
Ni	13	12	13	13		13
Pb	17	17	15	16		16
Se	14	19	20	22		19
Sr	14	11	13	16		14
Zn	16	16	18	15		16

bontás, mindössze 10–20 %-a bomlott el a lehelyezett cellulóznak. Ehhez minden bizonnyal az is hozzájárult, hogy szeptember hóban szárazság uralkodott és a késő őszi alacsony hőmérséklet csak mérsékeltebb mikrobiológiai tevékenységet indukált a talajban. Statisztikailag igazolhatóan mérséklődött az elbomlott cellulóz mennyisége az Al-, Cd- és Cr-terheléssel, míg a Hg-, Mo- és Se-sókkal kezelt parcellákon a talaj cellulózbontó aktivitása emelkedett.

Az Al-kezelés depresszív hatását a kloridionok toxikus jellege megmagyarázhatja. Ismeretes a Cd sóinak és a kromátoknak mérgező befolyása is minden élő szervezetre, sejtre. Miből eredhet viszont a Hg-, Mo- és Se-sók pozitív, mikroszervezetek tevékenységét tendenciaszerűen serkentő jellege? Miért nem mutatható ki az egyéb elemek (mint az As, Ba, Cu, Ni, Pb, Sr, Zn), szennyezők érdemi hatása?

A Ba, Pb és Sr valójában nem minősül mérgező elemnek ezen a meszes talajon. Elveszti toxicitását a Cu, Ni és Zn is, melyek mobilitása lecsökken, növényi felvételük mérsékelt marad a meszes vályogon. Az arzenit formában adott As erős mérge, fitotoxikus hatása is nyomon követhető. A mikroorganizmusok egy része azonban rendelkezik azzal a képességgel, hogy oxidatív vagy redukzív reakciók segítségével a szennyező elemek ionos formáit illékony szerves vagy szeretlen vegyületekké alakítva környezetüket detoxikálja.

COX és ALEXANDER (1973) *Candida humicola* kultúrákban mérte a növekedést és az elillanó trimetil-arzint. A kultúrák táptalaja 0,1 % arzenátot, arzenitet és egyéb As-formát tartalmazott. A sejtsűrűséghez viszonyítva az arzenátkezelés eredményezte a maximális trimetil-arzin termelést. A sejtaktivitás és a trimetil-arzin-képződés optimális pH-ja 5 körüli volt.

Könnyen felvehető C-forrás jelenlétében a Se-t a mikrobák szintén metilálják mind aerob, mind anaerob viszonyok között. FRANCIS és munkatársai (1974) különböző talajokhoz Na-szelenitet és glükózt adva 45 napos inkubáció után azt találták, hogy az adott Se 2 %-a illékony dimetil-szelenid formává alakult. DORAN és ALEXANDER (1977) szerint valamennyi Se-vegyületből képződhet aerob viszonyok között illékony dimetil-szelenid és hidrogén-szelenid H_2Se . Többen kimutatták, hogy a légköri Se-terhelést a talaj típusa, pH-ja, nedvességállapota, hőmérséklete és a könnyen lebontható szervesanyagkészlete szabályozza. Kísérletünkben tehát az emelkedett cellulózbontó aktivitással növekedett a talaj Se-vesztesége is.

WOOD és munkatársai (1968) kimutatták, hogy a Hg-ion formákból illékony metil-Hg vegyületek képződhetnek. A természetben olyan hordozók (metilező ágensek) léteznek, melyek a CH_3 (metil) csoportokat közvetlenül a Hg^{2+} -ionokra viszik át. Ilyen hordozó a metil-kobalamin, a B_{12} -vitamin egyik származéka, mely számos aerob és anaerob mikroorganizmus sajátja. SUMMERS és LEWIS (1973) szerint a Hg-rezisztens törzsek tenyésztéséhez adott $HgCl_2$ illékony formává alakul és a metiláció a Hg-rezisztencia általános mechanizmusa. A talaj gyorsan elbomló szerves anyaga fokozza a mikrobiális metilálást és fordítva.

Az említett rövid utalásokból érthetővé válhat a Hg- és Se-sók mikroszervezetek tevékenységét tendenciaszerűen serkentő jellege, hiszen a jól szel-

lőzött, humuszos, termékeny vályogtalaj elegendő könnyen bomló szerves hulladékot tartalmazott. Az As mikrobiális metilációja főként a redukzív és savas közegben kifejezett, így nem nyilvánulhatott meg pozitív hatása a cellulózbontó tevékenységre. Ami a Mo serkentő hatását illeti, magyarázattal nem szolgálhatunk. Az elérhető irodalomban nem találtunk erre vonatkozó kísérleteket, adatokat.

A vizsgálatokat kívánatos lesz megismételni korábbi lehelyezéssel és hosszabb expozíciós idővel ahhoz, hogy meggyőző erejük javuljon. Mindenesetre úgy tűnik, hogy a szennyezett parcellákon nem következett be olyan mérvű gátlás a talaj cellulózbontó mikroszervezetei tevékenységében, mely a talaj részleges sterilitásához vezetett volna. A növényi maradványok (gyökerek, levelek, leszántott szár) bomlása szemmel láthatóan nem akadályozott. Sőt, kifejezetten nőtt a cellulózbontás a 270 ppm Hg-, Mo- és Se-tartalmú talajon. A talajlakó mikroszervezetek fajgazdagsága tehát eltérő reakciót mutathat a terheléssel szemben. Az érzékeny N-kötő *Azotobacter* fajok károsodhatnak esetleg már egy nagyságrenddel kisebb terhelésnél is, amint a 7. táblázat eredményei igazolják.

Általában megfigyelhető, hogy a toxicitási határ magasabb a talajban, mint az oldatban. Egyes elemeknél (Cd, Cr, Cu, Hg) a különbség 10–20-szoros, tehát nagyságrendi. A Zn és Ni esetén 6–8-szoros ez a hányados, tehát az említett elemek mérgező hatásukat részben elvesztik a talajban. A Ba, Pb, Sr ugyanakkor nem minősül igazi mérgeknek, ill. kevésbé gátolta az *Azotobacter chroococcum* növekedését. A toxicitási tartomány oldatban és talajban egyaránt

7. táblázat

A Legkisebb Toxikus Koncentráció (LTK) becslése steril agaros közegben, valamint meszes vályogtalajban (*Azotobacter chroococcum* teszt)

(1) Elem jele	(2) Legkisebb Toxikus Koncentráció, mg/kg		(5) Talajban/ Oldatban
	(3) Agaros közegben	(4) Meszes vályogtalajban	
Al	75	90	1,2
As	50	60	1,2
Ba	270	360	1,3
Cd	1	20	20,0
Cr	2	20	10,0
Cu	5	60	12,0
Hg	0,5	10	20,0
Mo	25	120	4,8
Ni	5	30	6,0
Pb	540	700	1,3
Se	20	30	1,5
Sr	540	720	1,3
Zn	7,5	60	8,0

több száz ppm koncentráció felett jelentkezett. Összességében rendkívül erős mérgező hatást gyakorolt a Hg- és Cd-sók oldata 0,5–1 ppm, valamint a Cr-, Cu- és Ni-sók oldata 2–5 ppm tartományban. Közepes toxicitást jelzett a Se 20, Mo 25, As 50, valamint a klorid formában adott Al-só 75 ppm koncentrációban. Normál körülmények között természetesen a talajoldat nagyságrendekkel szegényebb az említett elemekben.

Mindenesetre a talajszennyezettségi határértékeket/koncentrációkat külön meg kell határozni nemcsak az eltérő tulajdonságú talajokra, növényfajokra, talajhasználati módokra, hanem a talajélőlények eltérő érzékenységgű csoportjaira is. A talajterhelést a legérzékenyebb közeg, élőlény, mikroszervezetek figyelembevételével szükséges korlátozni. Védelemben kell részesítenünk nemcsak a talaj funkcióit, a talajvizet, a növény–állat–ember tápláléklánc egészét, hanem a talaj életközösségeit is. Mivel a szennyezők sorsa a talajban nem kellően ismert, további kiterjedt kutatásokra lesz szükség.

Összefoglalás

Löszön képződött meszes, vályog mechanikai összetételű csernozjom talajon mikroelemekkel terhelési kísérletet állítottunk be 1991-ben. A kísérlet anyagát és módszerét, valamint a kezelések hatását a kukoricára az előző közleményünk (KÁDÁR et al., 2000) ismertette. Jelen munkánkban a kukorica egyéb esszenciális elemeinek változását mutatjuk be, vizsgáljuk a csapvizes gyors lemosás hatását az előregedő levelek összetételére, értékeljük a talajvizsgálatok eredményeit, valamint a talajbiológiai (cellulóz-teszt, *Azotobacter chroococcum* teszt) tesztek főbb adatait. Eredményeink az alábbiakban foglalhatók össze:

1. Elsősorban az erősen fitotoxikus Cr- és Se-terhelés nyomán a kukorica vegetatív részeiben csökken a N, P, K, ill. emelkedik a Ca, Fe, Mn elemek koncentrációja. A normális összetételhez viszonyítva a K-tartalom 1/3-ára esik vissza a 6-leveles hajtásban, levélben és a szárban. Ilyen mérvű extrém K-hiány már önmagában is a növény pusztulását eredményezheti.

2. A talaj-, ill. porszennyezés torzíthatja a növényanalitikai eredményeket. Véleményünk szerint mégis célszerű a lemosást elkerülni, ill. pormentes vagy mechanikai úton portalanított növénymintavételt előnyben részesíteni. Az öblítővíz elszennyezheti a mintákat, esetleg változhat a növény összetétele kilúgzással is.

3. A kezelések eredményeképpen a talajok felvehető eredeti mikroelemkészlete drasztikusan megnőtt. A sok száz- ill. sok ezerszeres dúsulás a nyomokban előforduló As, Cd, Cr, Hg, Mo és Se elemeknél kifejezett. Mindez annak ellenére következett be, hogy 2,5 hónappal a talajbakeverés után pl. az As 20–25, a Cr mindössze 10 %-a mutatható ki NH_4 -acetát + EDTA-oldható formában.

4. Az elbomlott cellulóz mennyisége igazolhatóan csökkent az Al-, Cd- és Cr-terheléssel, valamint emelkedett a Hg-, Mo- és Se-kezelt parcellákon. A

talajszennyezés nyomán sterilitás nem lépett fel, a növényi maradványok elbomlottak.

5. Az érzékeny N-kötő *Azotobacter chroococcum* teszt arra utalt, hogy e fajok tevékenysége már 0,5–1 ppm Hg- és Cd-, illetve 2–5 ppm Cr-, Cu-, Ni-sóoldat koncentrációknál károsodhat.

Irodalom

- BERGMANN, W. & NEUBERT, P. 1976. Pflanzendiagnose und Pflanzenanalyse. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- COX, D. P. & ALEXANDER, M., 1973. Effect of phosphate and other anions on trimethylarsine formation by *Candida humicola*. *Appl. Microbiol.* **25**, 408–413.
- DORAN, J. W. & ALEXANDER, M., 1977. Microbial formation of volatile selenium compounds in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **41**, 70–73.
- FRANCIS, A. J., DUXBURY, J. M. & ALEXANDER, M., 1974. Evolution of dimethylselenide from soils. *Appl. Microbiol.* **28**, 248–250.
- KÁDÁR I., RADICS L. & BANA, K-NÉ, 2000. Mikroelem-terhelés hatása a kukorica-állományra karbonátos meszes csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan.* **49**, 181–204.
- LAKANEN, E. & ERVIÖ, R., 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fenn.* **123**, 223–232.
- SUMMERS, A. O. & LEWIS, E., 1973. Volatilization of mercuric chloride by mercury-resistant plasmid-bearing strains of *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus* and *Pseudomonas aeruginosa*. *Journ. Bact.* **113**, 1070–1072.
- WOOD, J. M., KENNEDY, F. S. & ROSEN, C. G., 1968. Synthesis of methyl-mercury compounds by extracts of methanogenic bacterium. *Nature (London).* **220**, 173–174.

Érkezett: 1999. március 29.

Effect of Microelement Loads on the Composition of Maize and the Readily Available Soil Nutrient Content on a Calcareous Chernozem

I. KÁDÁR, J. KONCZ and F. GULYÁS

Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences, Budapest

Summary

An experiment on microelement pollution was set up in 1991 on a calcareous chernozem soil formed on loess. The material and methods used in the experiment and the effects of the treatments on maize were reported in an earlier paper (KÁDÁR et al., 2000). The present work discusses changes in other essential components of maize; the effect of rapid rinsing with tap water on the composition of aging leaves was examined, and an evaluation was made of soil analytical data and the results of soil biological tests (cellulose test, *Azotobacter chroococcum* test).

The results can be summarized as follows:

1. There was a reduction in the concentration of N, P and K and an increase in that of Ca, Fe and Mn in the vegetative organs of maize, especially after treatments with the intensely phytotoxic elements Cr and Se. Compared to the normal composition the K content dropped to a third in the shoots, leaves and stalks of plants in the 6-leaf stage. Such an extreme K deficiency is sufficient in itself to kill the plants.

2. Soil or dust pollution may distort the results of plant analysis. Nevertheless, it is advisable to avoid rinsing the leaves, and to use dust-free plants or to remove the dust mechanically, since the rinsing water itself may contaminate the samples or change the composition of the plant through leaching.

3. As the result of the treatments there was a drastic increase in the available microelement content of the soils. This was especially pronounced in the case of the trace elements As, Cd, Cr, Hg, Mo and Se, the concentrations of which increased several hundred or even several thousand times. This was true despite the fact that two and a half months after the pollutants were mixed into the soil only 20–25% of the As and 10% of the Cr could be detected in NH_4 -acetate + EDTA-soluble form.

4. The quantity of decomposed cellulose declined significantly after Al, Cd and Cr loads, but rose in plots treated with Hg, Mo or Se. The soil pollution did not lead to sterility; the plant residues were decomposed.

5. The sensitive N-fixing *Azotobacter chroococcum* test indicated that the activity of this species was negatively affected by salt solution concentrations as low as 0.5–1 ppm Hg and Cd or 2–5 ppm Cr, Cu and Ni.

Table 1. Effect of the treatments on the contents of essential elements (maize in the 6-leaf stage, Nagyhörcsök, July 8, 1991). (1) Element studied. (2) Loads in spring 1991, kg/ha. (3) $\text{LSD}_{5\%}$. (4) Treatment (salt applied). a) Mean. A. Roots. B. Shoots. Note: 0.33% of the mean NO_3 -N in the roots; Co below the detection limit in the shoots. Physiological optimum in the shoots.

Table 2. Effect of the treatments on the contents of essential elements in the weed shoots and maize leaves at flowering (calcareous chernozem, Nagyhörcsök, 1991).

(1)–(4): see Table 1. A. Weed shoots on July 8. B. Leaves at the beginning of flowering on Aug. 8. *Note:* Co below the detection limit in the maize leaves. Physiological optimum in the leaves at the beginning of flowering.

Table 3. Effect of the treatments on the contents of essential elements in the grain and stalks of maize at harvest (calcareous chernozem, Nagyhörcsök, Nov. 25, 1991). (1)–(4): see Table 1. A. In the grain. B. In the stalks. *Note:* Co below the detection limit in the stalks.

Table 4. Effect of rapid rinsing with tap water on the composition of aging maize leaves from the middle of the plant on Sept. 22, 1991 in the 810 kg/ha treatment (calcareous chernozem, Nagyhörcsök). (1) Element studied. (2) Treatment, 810 kg/ha in spring 1991. (3) Control. (4) Rinsed. (5) % rinsed. (6) $LSD_{5\%}$. (7) Significant change. A. Elements applied in the experiment, ppm. B. Other essential elements.

Table 5. Effect of the treatments on the available (NH_4 -acetate + EDTA-soluble) element content of the ploughed soil layer (in mg/kg soil) (Nagyhörcsök, 1991). (1)–(4): see Table 1. *Note:* In the control soil As, Cd, Cr, Hg, Mo and Se were less than 0.1 ppm or below the detection limit.

Table 6. Effect of the treatments on the decomposed cellulose %. Exposure time in the soil: 71 days. (Calcareous chernozem, Nagyhörcsök, 1991). (Placement on Aug. 14, removal on Oct. 24.) (1)–(4): see Table 1.

Table 7. Estimation of the Least Toxic Concentration (LTC) on sterile agar medium and on calcareous loam soil (*Azotobacter chroococcum* test). (1) Element. (2) Least Toxic Concentration, ppm. (3) On agar medium. (4) On calcareous loam soil. (5) In soil/In solution.