

Mikroelem-szennyezők kimosódásának vizsgálata szabadföldi terheléses tartamkísérletben

KÁDÁR IMRE és NÉMETH TAMÁS

MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest

Munkánk célja volt nyomon követni a fontosabb mikroelem-szennyezők elmozdulását a talajprofilban és megítélni a talajszennyezés esetleges vízvédelmi vonatkozásait. Ahhoz, hogy természetes viszonyok között szabadföldi adatokat nyerjünk az egyes elemek kimosódásáról, a kilúgzás sebességéről az évek, ill. a csapadék függvényében, hosszú időre van szükség. Hasonló vizsgálatok csak tartamkísérletekben végezhetők. Így pl. a $\text{NO}_3\text{-N}$ és a $\text{SO}_4\text{-S}$ vertikális mozgását először átfogóan egy NPK műtrágyázási tartamkísérlet 12. évében tudtuk felmérni ezen a talajon, amikor a lemosódás elérte a 3–4 m mélységet (KÁDÁR et al., 1987; NÉMETH et al., 1988–1989; NÉMETH, 1995).

Az említett tartamkísérlet 17., illetve 22. évében a nitrát kilúgzása már elérte a 6 m-es mélységet ezen a negatív vízmérleggel rendelkező termőhelyen. A növények által fel nem vett műtrágya-N többleteinek átlagosan 40–50 %-át találtuk a talajprofilban $\text{NO}_3\text{-N}$ formájában (KÁDÁR & NÉMETH, 1993; NÉMETH & KÁDÁR, 1999). Az elemek talajbani mobilitása és vertikális mozgása függhet az adott elem ionformájától, oxidációs fokától, kémiai természetétől, a talaj tulajdonságaitól, mint a pH, mésztartalom, kötöttség vagy agyagtartalom, humuszállapot, redoxviszonyok, kelátképző tényezők stb. Hasonló vizsgálatokat, tartamkísérleteket tehát eltérő talajokon célszerű beállítani.

Saját vizsgálatainkban azokra a mikroelem-terhelési szabadföldi tartamkísérletekre támaszkodtunk, amelyeket 1991 és 1995 között kezdeményeztünk a Környezetvédelmi Minisztérium támogatásával. Karbonátos vályog csernozjom talajon (Nagyhörcsök, Mezőföld) 1991 tavaszán, meszes homoktalajon (Órbottyán, Duna–Tisza köze) és savanyú barna erdőtalajon (Tass-pusztá, Mát-raalja) 1995-ben indultak a kísérletek. A Nagyhörcsök és Órbottyán termőhely az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, míg Tass-pusztá a Szent István Egyetem gyöngyösi Főiskolai Karának kísérleti telepe.

Jelen közleményünk a Mezőföldön beállított legrégebbi tartamkísérletünk eredményeit mutatja be.

Ismeretes, hogy az anionok többsége jól mozog a talajban, mert a talajkolloidok kevésbé kötik meg a negatív töltésű felületeiken. Konkrétan azok a kolloidok mobilisak, melyekre a nem specifikus anionkötődés jellemző (mint pl. a nitrát, szulfát, klorid). A foszfát és a fémkationok kötődése erősebb specifikus kötési helyeken, nagyobb terhelésnél azonban ezek a helyek telítődhetnek és így megnőhet a mobilisabb frakció. A fémek viselkedése a kationcseréhez lehet hasonló. A különböző fémionok kelátjainak csökkenő stabilitási sorrendje az alábbi: Hg, Cu, Ni, Pb, Co, Zn, Cd, Fe, Mn, Mg, Ca (LISK, 1972; BOUWER et al., 1974; LOCH, 1983; FILEP, 1988; CSATHÓ, 1994).

Korábban a kadmium, króm, nikkel, ólom és cink növényi felvételét és kilúgzását vizsgáltuk bolygatatlan talajoszlopokon, laboratóriumi körülmények között. A fémnitrátokat szennyvíziszaphoz kevertük és a talajoszlopok felső 10 cm-es rétegéhez adtuk. Három hónap után, a szabványban megengedett iszapterhelés százszorosát alkalmazva, és öntözött körülmények között is, a terhelés döntő hányada a bevitel helyén maradt. A fémek elmozdulása nem haladta meg az 5–10 cm-t és a talajoldatban három nagyságrenddel kisebb volt az elemek koncentrációja, mint a szilárd fázisban (CSILLAG et al., 1994). További vizsgálatok során megállapítottuk, hogy a talaj kiszáradása és újranedvesítése csökkenti az elemek oldatba kerülését. A vizsgált talajok esetében a folyadékfázisban a króm és ólom kevésbé volt kimutatható, mint a mobilisabb kadmium és cink (NÉMETH et al., 1993).

Anyag és módszer

Kísérletünket 1991 tavaszán állítottuk be az MTA TAKI Nagyhorcsöki Kísérleti Telepén. A termőhely löszön képződött mészlepedékes csernozjom talaja a szántott rétegben átlagosan 5 % CaCO_3 -ot és 3 % humuszt tartalmaz. Fizikai féleségét tekintve vályog, 20 % agyag-, ill. 40 % leiszapolható rész frakcióval. Agyagásványainak közel felét illit, 1/3-át klorit, kisebb részét szmektit alkotja. A talajvíz tükre kb. 15 m mélyen helyezkedik el, szennyeződése felszíni kilúgzással gyakorlatilag kizárt. A telep éghajlata az Alföldéhez hasonlóan száraz, aszályra hajló. Szántott rétegében a pH(KCl) 7,3; az AL- P_2O_5 - és AL- K_2O -tartalom 80–100 és 140–160, az 1 M KCl-oldható Mg-tartalom 150–180, a 0,05 M EDTA + 0,1 M KCl-oldható Mn-, Cu- és Zn-tartalom 80–150, 2–3 és 1–2 mg/kg értéket mutat. A MÉM NAK (1979) által bevezetett módszerek és határértékek alapján ezek az adatok a talaj igen jó Mn-, kielégítő Mg- és Cu-, közepes N- és K-, valamint gyenge P- és Zn-ellátottságáról tanúskodnak.

Az alkalmazott kezelések olyan talajszennyezettségi viszonyokat modelleznek, melyek ma is előfordulnak vagy a jövőben előfordulhatnak ipari létesítmények, autópályák és települések szennyezett környezetében. A 13 vizsgált mikroelem sóját 4–4 szinten egyszer alkalmaztuk 1991 tavaszán, az első évben vetett kukorica alá. A $13 \times 4 = 52$ kezelést 2 ismétlésben állítottuk be összesen 104

parcellán split-plot elrendezésben. A terhelési szintek 0, 90, 270 és 810 kg/ha mennyiséget jelentettek elemenként AlCl_3 , NaAsO_2 , BaCl_2 , CdSO_4 , K_2CrO_4 , CuSO_4 , HgCl_2 , $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$, NiSO_4 , $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, Na_2SeO_3 , SrSO_4 , ill. ZnSO_4 formájában. Az alaptrágyázást évente végeztük 100–100–100 kg N, P_2O_5 és K_2O /ha hatóanyag alkalmazásával ammonitrát-, szuperfoszfát- és kálisóműtrágyákkal. A kísérlet főbb eredményeit korábbi munkáink taglalják (KÁDÁR, 1994–1995, 1995; KÁDÁR & DAOOD, 2001).

Mélységi mintavételre 1993-ban, 1996-ban és 2000-ben, a növények betakarítását követően került sor. A parcellánkénti 5–5 fúróllyukat az átló mentén 1–1 m távolságra tettük, a parcella szegélyétől 1–1 m-t elhagyva.

A maximális mintavételi mélység 1993-ban 60, 1996-ban 90, 2000-ben 90–290 cm volt. Minden esetben a kontroll- és a maximális adagú (810 kg/ha) kezeléseket mintáztuk. A fúróllyukakból – az 1993. évi mintavételt követően – patronos kiemelés történt 30 cm-es rétegenként, mely lecsökkentette a felszíni rétegekkel való keveredés által bekövetkező talajszennyezés lehetőségét. A parcellánkénti 5–5 fúróllyuk anyagát rétegenként egyesítettük analízisre. Az így nyert átlagmintákat 40 °C-on szárítottuk, homogenizáltuk és meghatároztuk az NH_4 -acetát + EDTA-oldható elemtartalmát LAKANEN és ERVIÖ (1971) módszerével, esetenként az ún. „összes” elemkészletet is cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 feltárás után 20–24 elemre kiterjedően. A talajkivonatok elemtartalmát ICP-készüléken mértük.

1993-ban 26 parcellán (13 kezelés \times 2 ismétlés) történt fúrás, a 2 talajréteget figyelembe véve 52 mintát elemeztünk. 1996-ban 24 parcellán (12 kezelés \times 2 ismétlés) fúrtunk 3 rétegben, azaz 72 mintát elemeztünk. Az első mélyfúrások adataiból, valamint a korábbi talajkémiai és növényi felvétel eredményeiből kiindulva határoztuk meg 2000-ben a fúrások mélységét. Ezen a talajon a Mo, Cr, Se elemek molibdenát, kromát és arzenát formájában mobilisak lehetnek, így a mintavétel tervezésekor 290 cm mélységig hatolva 9 mintavételi réteget jelöltünk ki. A várhatóan kevésbé mobilis 9 elemnél csak a 3 réteget magában foglaló 90 cm mélységet mintáztuk. A 24 parcellából (12 kezelés \times 2 ismétlés) összesen 108 átlagmintát kaptunk. (A részminták száma 540 db volt). Száraz talajfelszín esetén a fúróllyuk környezetét öntöztük és a rétegek közötti talajszennyezést elkerülendő a legvékonyabb fúrósorozatot használtuk.

Hangsúlyozni kell, hogy a vizsgálatok korlátokkal terheltek, melyek kísérleti technikában, térben és időben egyaránt jelentkeznek:

1. Bármilyen gondosan történt is a mintavétel, az altalajminták bizonyos mérvű szennyezése nem zárható ki a fúrás során.
2. A mintavétel 90–290 cm mélységig terjedt, térben korlátozott volt és esetenként a teljes kilúgzási profilt nem tudtuk feltárni.
3. A 10 év áthághatatlan időbeni korlátot jelent. Domináltak az aszályos évek, a csapadékhiány miatt a talaj gyakran mélyen kiszáradt és a természetett növények aszálykárt szenvedtek.

4. Nem ismerjük a talaj nedvességállapotának változásait és nem rendelkezünk szabatos vízmérleggel, tényleges vízmozgási adatokkal.

5. Nem ismerjük a kapilláris úton felfelé irányuló víz- és elemmozgás kilúgzást ellensúlyozó esetleges hatását.

A fentiek alapján nyilvánvaló, hogy eredményeink csupán tájékoztató jellegű információknak tekinthetők. Másrészt – bár a vizsgálatok szórása, hibája szabatosan nem becsülhető –, a trendek alapján az egyes elemek vertikális mozgása elbírálható. Mivel a kilúgzás lassú folyamat, ill. elemenként eltérő sebességgel mehet végbe, a mélyfúrásokat indokolt időnként megismételni. Az ismételt mélyfúrások térben és időben táguló eredményei alapján ítéleteink egyre megbízhatóbbá válnak. A kilúgzás egyre pontosabban lesz előrejelezhető, modellezhető és a szükséges beavatkozás indokolt talajvédelem esetén pontosabban tervezhető, olcsóbban végezhető.

Mindez költséges eljárás, mert a mintavételek technikai nehézségei nőnek, a minták száma emelkedik, az analízisek száma ugrásszerűen sokszorozódik stb. Ugyanakkor az ismételt mintavétel és analízis növeli az értékelés megbízhatóságát és tudományos hitelét, erejét. Célszerű a mobilis frakciók mellett az „összes” készlet meghatározása, különösen a kezdeti időszakban, hiszen adataik egyfajta párhuzamosként szolgálnak. Ezek a „beruházások” azonban sok ezer-szeresen térülhetnek meg akár 1–1 nagyobb talajvédelmi beavatkozás nyomán és nem amortizálódnak. Hangsúlyozni kell, hogy ezek a vizsgálatok és eredmények az eltérő természeti viszonyok miatt külföldről át nem vehetők és külföldön számunkra el sem végezhetők. Végző soron a hasonló hazai kutatások mennyisége és minősége szabja meg a környezetvédelem, szaktanácsadás és a gazdálkodás hatékonyságát, ezen keresztül az ország jólétét.

Kísérleti eredmények

Az 1. táblázatban feltüntettük az első tíz év alatt termesztett növényfajokat, a vetés és a betakarítás időpontját, valamint az április–szeptember hónapok alatt lehullott és az éves csapadék összegeit. A közel fekvő Sárbogárd meteorológiai állomásán mért 50 éves átlag 590 mm-t tett ki. A kísérleti területen a vizsgált 10 évből mindössze 2 évben hullott a sokéves átlagot meghaladó csapadékmennyiség. Ezt megelőzően a talaj felső 1 m-es rétegét a termesztett kultúrák kiszáritották, az 1998-ban betakarított napraforgóval bezáróan.

A napraforgó aratása után 1998 végéig még 200 mm, azt követően 1999-ben összesen 830 mm csapadék hullott. Az 1999-ben vetett sóska rövid 3–5 hónapos tenyészideje során becsléseink szerint 300–400 mm csapadékot hasznosíthatott. A két csapadékos évben (1998 és 1999) tehát elméletileg 400–500 mm többlet akkumulálódott a talajban, mely mélyebb beázást, kilúgzást eredményezhetett. Ismert ugyanakkor, hogy a negatív vízmérleggel rendelkező arid vidékeken is jelentőssé válhat a kilúgzás nagyobb zápor, felhőszakadás után a talajrepedése-

1. táblázat

A kísérleti növények sorrendje és az éves csapadékösszegek 1991 és 2000 között
(Nagyhörcsök)

| (1) Kísérleti év | (2) A termesztett növényfaj | (3) Tenyésztési idő (hónap, nap) | | (6) Lehullott csapadék, mm | |
|------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|--------------------|----------------------------|--------------------|
| | | (4) Vetés | (5) Betakarítás | (7) Ápr.–Szept. | (8) Éves összeg |
| 1991 | a) kukorica | máj. 22. | nov. 25. | 308 | 522 |
| 1992 | b) sárgarépa | ápr. 8. | nov. 2. | 217 | 471 |
| 1993 | c) burgonya | ápr. 6. | szept. 6. | 205 | 487 |
| 1994 | d) borsó | márc. 11. | júl. 18. | 242 | 370 |
| 1995 | e) cékla | ápr. 25. | szept. 11. | 287 | 483 |
| 1996 | f) spenót | ápr. 17. | júl. 23. | 316 | 407 |
| 1997 | g) őszi búza | okt. 15. | júl. 24. | 183 | 319 |
| 1998 | h) napraforgó | ápr. 23. | szept. 23. | 458 | 682 |
| 1999 | i) sóska | márc. 30. | júl. 19. | 564 | 830 |
| 2000 | j) őszi árpa | szept. 30. | jún. 20. | 180 | 384 |

Megjegyzés: Az 50 éves átlagok csapadékösszege 590 mm, a sárbogárdi állomáson mérve

ken, járatokon keresztül. A víz a mélyebb talajrétegekből eltávozik (kapilláris vízemelés, vízpára, növényi felvétel útján), míg az odakerült anyagok egy része felhalmozódhat.

A kísérleti terület talajszelvényének főbb vizsgált jellemzőit a 2. táblázatban tekinthetjük át. Az adatokból látható, hogy a vályogtalaj CaCO_3 -tartalma már a szántott rétegben 5 % körüli és az altalajban a löszre jellemző 25–30 %-ot éri el. Ezzel együtt csökken a humusz mennyisége. SZŰCS (1965) vizsgálatai szerint a 0,002 mm szemcseméret alatti agyagfrakció mennyisége 20–23 %, a 0,02 mm alatti leiszapolható részé 40 % körüli. A kicserélhető kationok közül a Ca^{2+} az uralkodó az egész szelvényben. A vízoldható sók mennyisége (1–2 me/100 g)

2. táblázat

A kísérleti terület talajának vizsgált jellemzői a szelvényben
(Karbonátos csernozjom talaj, Nagyhörcsök)

| (1) Szelvény mélysége, cm | pH | | CaCO_3 % | (2) Arany-féle kötöttség, K_A | (3) hy | Humusz % |
|------------------------------------|----------------------|-----|----------------------|--|-----------|-------------|
| | H_2O | KCl | | | | |
| 0–30 | 8,0 | 7,8 | 5 | 40 | 2,8 | 3,1 |
| 30–60 | 8,5 | 8,2 | 20 | 44 | 2,6 | 2,7 |
| 60–90 | 8,6 | 8,4 | 27 | 44 | 1,9 | 1,8 |
| 100–130 | 8,6 | 8,4 | 30 | 42 | 1,5 | 1,2 |
| 130–160 | 8,6 | 8,4 | 31 | 42 | 1,4 | 0,9 |
| 160–190 | 8,6 | 8,4 | 31 | 35 | 1,1 | 0,5 |

növénytermesztési szempontból jelentéktelen. A sók összetételében a Ca^{2+} és Mg^{2+} kationok, valamint a HCO_3^- és SO_4^{2-} anionok említésre méltók.

Ami a cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 feltárással nyert „összes” elemkészletet illeti megállapítható, hogy a Ca, K, Fe, Al, Mg, P elemek %-os mennyiségben fordulnak elő a feltalajban. A mélységgel nő a Ca- és Mg-, valamint mérséklődik a K-, Fe-, Al- és P-tartalom. A talajképző lösz szegényebb Mn, S, Ba és Zn elemekben, dúsul viszont stronciumban, amely a kalcium kísérő eleme. A ritkán vizsgált és kisebb mennyiségben előforduló mikroelemek az alábbi képet mutatják a talajszelvényben: a mélységgel növekvő az As- és Se-, egyenetlen a Cu-eloszlás, míg a Ni, Cr, Pb, Co és B elemek a szántott rétegben dúsulnak. A Cd-, Hg- és Mo-koncentráció 0,1 mg/kg, méréshatár alatt maradt (3. táblázat).

Ismert, hogy karbonátos közegben a Ni, Cu, Pb, Cr és Co elemek nem mobilisak, megkötődhetnek. Az altalaj eredendően kevesebb kísérő elemet tartalmaz, hiszen 1/3-át a CaCO_3 teszi ki. A felszíni dúsuláshoz a növényi akku-

3. táblázat

A cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 kioldással nyert „összes” elemkészlet a talajszelvényben
(Karbonátos csernozjom talaj, Nagyhörcsök)

| (1) „Összes” elemkészlet | (2) Mintavétel mélysége, cm | | | | | | | | |
|--------------------------------|-----------------------------|-------|-------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | 0-30 | 30-60 | 60-90 | 100-130 | 130-160 | 160-190 | 200-230 | 230-260 | 260-290 |
| Ca, % | 2 | 7 | 9 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| K, % | 1,7 | 1,6 | 1,4 | 1,0 | 0,8 | 0,7 | 0,9 | 0,9 | 1,0 |
| Fe, % | 1,5 | 1,1 | 1,0 | 0,9 | 1,0 | 1,0 | 0,9 | 0,9 | 0,9 |
| Al, % | 1,1 | 0,9 | 0,8 | 0,8 | 0,6 | 0,6 | 0,7 | 0,7 | 0,8 |
| Mg, % | 0,9 | 1,2 | 1,4 | 1,5 | 2,0 | 2,1 | 2,3 | 2,6 | 2,5 |
| P, % | 1,2 | 0,8 | 0,7 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| Mn, mg/kg | 626 | 433 | 334 | 302 | 302 | 326 | 329 | 326 | 326 |
| S, mg/kg | 319 | 290 | 290 | 213 | 218 | 168 | 132 | 95 | 94 |
| Na, mg/kg | 66 | 66 | 129 | 165 | 143 | 147 | 137 | 131 | 128 |
| Ba, mg/kg | 73 | 54 | 44 | 42 | 41 | 40 | 34 | 33 | 34 |
| Sr, mg/kg | 64 | 50 | 71 | 105 | 142 | 174 | 159 | 163 | 162 |
| Zn, mg/kg | 38 | 34 | 27 | 23 | 27 | 28 | 26 | 27 | 27 |
| Ni, mg/kg | 25 | 21 | 19 | 17 | 16 | 17 | 16 | 15 | 16 |
| Cu, mg/kg | 16 | 11 | 10 | 18 | 12 | 13 | 13 | 12 | 15 |
| Cr, mg/kg | 16 | 11 | 10 | 8 | 10 | 10 | 8 | 8 | 9 |
| Pb, mg/kg | 12 | 7 | 6 | 5 | 6 | 8 | 6 | 5 | 6 |
| Co, mg/kg | 7 | 5 | 5 | 4 | 5 | 5 | 4 | 4 | 4 |
| As, mg/kg | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| Se, mg/kg | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| B, mg/kg | 3,4 | 1,5 | 1,0 | 0,5 | 0,6 | 0,3 | 0,4 | 0,5 | 0,5 |

Megjegyzés: A Cd-, Hg- és Mo-tartalom < 0,1 mg/kg

muláció és az újkori antropogén szennyezés egyaránt hozzájárulhat. Az As és Se elemek ezen a meszes, jól szellőzött talajon arzenát- és szelenátanion formájában viszont kevésbé kötődik meg, lassú kilúgzást jelez. A bór vízoldható Ca-borátként, valamint a humuszanyagokhoz kötve feldúsul a feltalajban. Korábbi elemzések szerint ásványi talajokban a bór 3–10, a réz 4–38 mg/kg mennyiségben fordul elő a szántott rétegben (GYÖRI, 1984).

4. táblázat

Az NH₄-acetát + EDTA-oldható egyéb tápelemek átlagos megoszlása a talajszelvényben
(Karbonátos csernozjom talaj, Nagyhörsök)

| (1) „Összes” elemkészlet | (2) Mintavétel mélysége, cm | | | | | | | | |
|--------------------------------|-----------------------------|-------|-------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | 0–30 | 30–60 | 60–90 | 100–130 | 130–160 | 160–190 | 200–230 | 230–260 | 260–290 |
| Ca, % | 1,3 | 5,1 | 7,8 | 7,7 | 7,7 | 7,3 | 6,7 | 6,3 | 6,6 |
| Mg % | 0,04 | 0,06 | 0,08 | 0,12 | 0,16 | 0,20 | 0,23 | 0,22 | 0,23 |
| K, mg/kg | 193 | 91 | 44 | 37 | 37 | 39 | 44 | 52 | 46 |
| P, mg/kg | 84 | 7 | 4 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Mn, mg/kg | 385 | 96 | 57 | 83 | 114 | 130 | 151 | 160 | 168 |
| Fe, mg/kg | 70 | 73 | 80 | 115 | 161 | 199 | 231 | 244 | 252 |
| Al, mg/kg | 72 | 40 | 28 | 26 | 26 | 24 | 20 | 21 | 19 |
| S, mg/kg | 20 | 22 | 30 | 40 | 40 | 42 | 39 | 39 | 40 |
| Na, mg/kg | 9 | 13 | 15 | 22 | 25 | 30 | 29 | 32 | 30 |
| B, mg/kg | 2,1 | 1,3 | 0,6 | 0,4 | 0,3 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 |
| Co, mg/kg | 2,1 | 0,3 | 0,2 | 0,3 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |

Az NH₄-acetát + EDTA-oldható elemtartalmat vizsgálva ugyanezen talajszelvényekben (4. táblázat) megállapítható, hogy az oldható, mobilisabb kalcium hasonló mértékben nő az altalajban, mint az „összes” Ca, míg a mozgékonyabb magnézium azt meghaladóan már 5–6-szoros akkumulációt jelez a szántott réteghez viszonyítva. Az oldható K-készlet 1/4-ére, a P-készlet pedig közel két nagyságrenddel csökken a mélységgel. A kálium és főként a foszfor oldható formában a szántott rétegben halmozódik fel, ellentétben az előbb tárgyalt Ca és Mg elemekkel. Az „összes” és az „oldható” frakciók tehát a szelvényben eltérő eloszlást mutatnak. Míg pl. az „összes” Fe-készlet csökken, az „oldható” Fe-koncentrációk 3–3,5-szeresére emelkednek a mélyebb rétegekben. Hasonlóképpen viselkedik a kén, melynek „összes” tartalma 1/3-ára mérséklődik, míg az „oldható” készlete megkétszereződik a talajképző kőzetben a szántott réteghez viszonyítva.

A kontroll és az 1991 tavaszán adott 810 kg/ha (270 mg/kg feltalaj) terhelés 3., 6. és 10. éves hatását a talajszelvények NH₄-acetát + EDTA-oldható elem-

5. táblázat

A kontroll és az 1991 tavaszán adott 810 kg/ha (270 mg/kg) terhelés 3., 6. és 10. éves hatása a talajszelvény NH₄-acetát + EDTA-oldható elemtartalmára
(Karbonátos csernozjom talaj, Nagyhörcsök)

| (1) Mintavétel mélysége, cm | Zn, mg/kg | | | | Cu, mg/kg | | | |
|--------------------------------------|-----------|-------|------|------|-----------|-------|-------|------|
| | Ø | 1993 | 1996 | 2000 | Ø | 1993 | 1996 | 2000 |
| 0–30 | 1,3 | 213,0 | 96,0 | 93,5 | 3,4 | 270,5 | 108,1 | 98,2 |
| 30–60 | 0,4 | 4,5 | 1,8 | 23,1 | 1,6 | 6,9 | 2,9 | 2,4 |
| 60–90 | 0,6 | x | 0,9 | 0,6 | 1,1 | x | 1,2 | 1,4 |
| 100–130 | 0,3 | x | x | x | 0,8 | x | x | x |
| 130–160 | 0,4 | x | x | x | 0,9 | x | x | x |
| 160–190 | 0,5 | x | x | x | 0,9 | x | x | x |
| 200–230 | 0,7 | x | x | x | 0,9 | x | x | x |
| 230–260 | 0,6 | x | x | x | 0,8 | x | x | x |
| 260–290 | 0,6 | x | x | x | 0,8 | x | x | x |

| (1) Mintavétel mélysége, cm | Ni, mg/kg | | | | Pb, mg/kg | | | |
|--------------------------------------|-----------|-------|------|------|-----------|-------|-------|-------|
| | Ø | 1993 | 1996 | 2000 | Ø | 1993 | 1996 | 2000 |
| 0–30 | 3,7 | 223,5 | 45,6 | 52,7 | 3,9 | 280,5 | 121,0 | 112,0 |
| 30–60 | 1,1 | 4,4 | 0,8 | 0,9 | 1,6 | 23,2 | 2,5 | 2,1 |
| 60–90 | 0,5 | x | 0,5 | 0,6 | 1,5 | x | 1,6 | 1,8 |
| 100–130 | 0,5 | x | x | x | 1,6 | x | x | x |
| 130–160 | 0,6 | x | x | x | 1,8 | x | x | x |
| 160–190 | 0,6 | x | x | x | 2,0 | x | x | x |
| 200–230 | 0,7 | x | x | x | 2,0 | x | x | x |
| 230–260 | 0,7 | x | x | x | 1,9 | x | x | x |
| 260–290 | 0,8 | x | x | x | 1,9 | x | x | x |

| (1) Mintavétel mélysége, cm | Ba, mg/kg | | | | Sr, mg/kg | | | |
|--------------------------------------|-----------|------|------|------|-----------|------|------|------|
| | Ø | 1993 | 1996 | 2000 | Ø | 1993 | 1996 | 2000 |
| 0–30 | 17 | 285 | 60 | 61 | 36 | 257 | 142 | 131 |
| 30–60 | 22 | 44 | 22 | 24 | 42 | 51 | 36 | 54 |
| 60–90 | 21 | x | 20 | 20 | 55 | x | 48 | 62 |
| 100–130 | 21 | x | x | x | 85 | x | x | x |
| 130–160 | 21 | x | x | x | 113 | x | x | x |
| 160–190 | 21 | x | x | x | 128 | x | x | x |
| 200–230 | 20 | x | x | x | 137 | x | x | x |
| 230–260 | 18 | x | x | x | 126 | x | x | x |
| 260–290 | 17 | x | x | x | 125 | x | x | x |

5. táblázat folytatása

| (1) Mintavétel mélysége, cm | Mo, mg/kg | | | | Cr, mg/kg | | | |
|--------------------------------------|-----------|------|------|-------|-----------|------|------|------|
| | ∅ | 1993 | 1996 | 2000 | ∅ | 1993 | 1996 | 2000 |
| 0–30 | < 0,1 | 43,3 | 13,6 | 11,3 | 0,1 | 7,2 | 2,4 | 1,8 |
| 30–60 | < 0,1 | 2,0 | 1,9 | 1,0 | 0,2 | 14,3 | 1,4 | 1,0 |
| 60–90 | < 0,1 | x | 1,3 | 1,3 | 0,2 | x | 2,0 | 1,0 |
| 100–130 | < 0,1 | x | x | 1,2 | 0,3 | x | x | 1,0 |
| 130–160 | < 0,1 | x | x | 0,5 | 0,3 | x | x | 1,1 |
| 160–190 | < 0,1 | x | x | 0,1 | 0,2 | x | x | 1,2 |
| 200–230 | < 0,1 | x | x | < 0,1 | 0,2 | x | x | 1,5 |
| 230–260 | < 0,1 | x | x | < 0,1 | 0,2 | x | x | 1,5 |
| 260–290 | < 0,1 | x | x | < 0,1 | 0,2 | x | x | 1,8 |

| (1) Mintavétel mélysége, cm | Se, mg/kg | | | | As, mg/kg | | | |
|--------------------------------------|-----------|------|------|------|-----------|-------|-------|-------|
| | ∅ | 1993 | 1996 | 2000 | ∅ | 1993 | 1996 | 2000 |
| 0–30 | 0,3 | 81,0 | 45,5 | 17,2 | < 0,1 | 92,6 | 44,6 | 34,4 |
| 30–60 | 0,2 | 1,1 | 6,2 | 13,4 | < 0,1 | < 0,1 | 2,5 | 0,4 |
| 60–90 | 0,1 | x | 1,0 | 12,5 | < 0,1 | x | < 0,1 | < 0,1 |
| 100–130 | 0,1 | x | x | 8,7 | < 0,1 | x | x | x |
| 130–160 | 0,1 | x | x | 4,2 | < 0,1 | x | x | x |
| 160–190 | 0,1 | x | x | 4,0 | < 0,1 | x | x | x |
| 200–230 | < 0,1 | x | x | 4,0 | < 0,1 | x | x | x |
| 230–260 | < 0,1 | x | x | 3,9 | < 0,1 | x | x | x |
| 260–290 | < 0,1 | x | x | 4,0 | < 0,1 | x | x | x |

| (1) Mintavétel mélysége, cm | Hg, mg/kg | | | | Cd, mg/kg | | | |
|--------------------------------------|-----------|------|------|-------|-----------|-------|-------|-------|
| | ∅ | 1993 | 1996 | 2000 | ∅ | 1993 | 1996 | 2000 |
| 0–30 | < 0,1 | 60,9 | 12,8 | 10,0 | 0,2 | 227,5 | 141,0 | 118,0 |
| 30–60 | < 0,1 | 0,4 | 2,0 | 0,1 | 0,1 | 6,6 | 0,3 | 2,9 |
| 60–90 | < 0,1 | x | 0,1 | < 0,1 | 0,1 | x | 0,1 | 0,3 |
| 100–130 | < 0,1 | x | x | x | 0,1 | x | x | x |
| 130–160 | < 0,1 | x | x | x | 0,1 | x | x | x |
| 160–190 | < 0,1 | x | x | x | 0,1 | x | x | x |
| 200–230 | < 0,1 | x | x | x | 0,1 | x | x | x |
| 230–260 | < 0,1 | x | x | x | 0,1 | x | x | x |
| 260–290 | < 0,1 | x | x | x | 0,3 | x | x | x |

Megjegyzés: 1993-ban 0–20 és 40–60 cm-es rétegek adatai. x: Mintavétel nem történt

tartalmára az 5. táblázat foglalja össze. A levonható főbb tanulságokat megkíséreljük elemenként összefoglalni.

A *Zn-koncentráció* a kontrolltalajon a mélységgel feleződik. A terhelést követően ez az elem a bevitel helyén, a felső 0–30 cm-es rétegben maradt a kísérlet első 6 évében. A 10. év végére a 30–60 cm-es altalaj is gazdagodott. Az oldható Zn-készlet a 10. év végén a bevitt mennyiség mintegy 40 %-át teheti ki. Ez azonban nem jelent vízoldható frakciót és alapvetően nincs alávetve a gyors kilúgzásnak. A Zn-terhelés ezen a termőhelyen nem jelent különösebb veszélyt sem a talajra és a talajvízre, sem a természetett növényekre.

A *Cu-elmozdulás* a mélyebb rétegek felé lényegében nem igazolható, a 30–60 cm-es réteg mobilis Cu-tartalma már a normális, nem szennyezett kontrolltalajéhoz hasonlítható. Az oldható Cu-készlet 10 év után a bevitt terhelés 37 %-ára tehető. Irodalmi adatokkal egyezően a réz a feltalajban megkötődött és a növényi felvételt is csak mérsékelten növelte, terméseszkökenést vagy minőségromlást sem okozott ezen a talajon. Hasonló körülmények között tehát ilyen mérvű Cu-terhelés a talaj termékenységére vagy a talajvízre érdemi veszélyt nem jelent. A kontrolltalajon mért Cu-koncentráció 1/4-ére csökken a mélységgel, eltérően a korábban bemutatott „összes” készlethez képest.

A *Ni-kimosódás* hasonló terhelésnél és talajon szintén kizárható. Már a 30 cm alatti réteg Ni-tartalmában sem találunk dúsulást. Az adott terhelés 17–20 %-a mutatható ki „oldható” formában a kísérlet 6. és 10. évében. A nikkelt nem tekinthető veszélyes szennyezőnek ezen a termőhelyen. Nem csökkentette a termést vagy a természetett növények minőségét, alig befolyásolta a növényi felvételt, nem szennyezte a talajvizet. Hasonló mondható el az ólom (*Pb*) tekintetében azzal a különbséggel, hogy a terhelés mintegy 40 %-a volt kimutatható oldható formában. A kontrollparcellákon mindkét elem oldható készlete felére mérséklődött, kevésbé oldható formákká alakult a talajban.

A *Ba-koncentráció* az egész talajszelvényben viszonylag egyenletes eloszlást mutat az „összes” készlettől eltérően, mely felére csökkent a mélységgel. Érdemi akkumulációt az altalaj nem jelzett. Az oldható *Sr*-tartalom az „összes” tartalomhoz hasonlóan növekvő a löszös rétegben. Érdemi kilúgzás itt sem bizonyítható, ill. kilúgzással feltehetően csak geológiai/talajképződési értelemben kell számolnunk, mint a többi két vegyértékű alkáliföldfém (*Ca*, *Mg*) esetén. Nem veszélyes szennyezők sem a talajra, talajvízre vagy növényre.

A *Mo* oldható koncentrációja a 0,1 mg/kg kimutathatósági határ alatt maradt az *As*, *Hg* és részben a *Se* elemekkel együtt a szennyezetlen talajszelvényben. A szennyezett parcellákon a *Mo*-bemosódás a kísérlet 3. éve után megfigyelhető volt a 30–60, a 6. év után a 60–90, a 10. év után pedig a 160–190 cm-es rétegben. A mobilis frakció döntő hányada azonban a szántott rétegben maradt. A molibdenát formában adott *Mo* tehát 15–20 cm/év sebességgel haladt a talajvíz felé, erősen felhígulva. A *Mo* extrém módon, 2–3 nagyságrendben dúsult a növényi részekben. A növények nem károsodtak, a termések nem csökkentek, a képződött termés azonban állati vagy emberi fogyasztásra alkalmatlanná vált.

Hasonló viszonyok között a talajra, növényre és talajvízre egyaránt veszélyes szennyezőnek minősülhet.

A $Cr(VI)$ a nitráthoz hasonlóan gyorsan mozoghat lefelé. Már a kísérlet 3. éve után az oldható Cr-készlet nagyobb része az altalajba vándorolt. A 6. év után mindhárom vizsgált talajréteg szennyeződött és a 90 cm mélységig terjedő mintavétellel nem tudtuk a lemosódás teljes mélységét nyomon követni. A 10. évet követő mintavétel adatai arra utalnak, hogy nemcsak a gyökérjárta felső 1–1,5 m-es réteg szennyeződött. A kilúgzás érintheti a 3 m alatti réteget is. A jövőben mélyítő fúrásokkal kell ellenőrizni a kimosódás határait. Amennyiben a króm vertikális mozgása a nitrátét követi, a bemosódás elérheti a 4 m-es mélységet.

Korábbi vizsgálataink szerint a Cr-formák aránya a mélységgel változik. A 3. év végén a 0–20 cm-es rétegben az „összes” Cr 6 %-át találtuk NH_4 -acetát + EDTA-, 1 %-át 0,01 M $CaCl_2$ -oldható formában. A 20–40 cm-es rétegben ez az arány 14, ill. 5 %-ra nőtt, míg a 40–60 cm-es rétegben az „összes” Cr döntően már 0,01 M $CaCl_2$ -oldható formát jelentett (KÁDÁR & PROKISCH, 2000).

A szelén (*Se*) hasonló karbonátos talajon mobilis Ca-szelenát formában maradt, kevésbé kötődött meg. Hiperakkumuláció jellemezte a növényi felvételt, az egyes növényi szervekben (magtermésben is) sok ezerszeres dúsulás lépett fel termésnövekedéssel együtt az első évtizedben. Kiemelten veszélyes szennyezőnek minősülhet, növényben, növényevő állatban, emberben mérgező mennyiségben felhalmozódhat. Toxikus formában való vertikális mozgása miatt a talajvizet is veszélyezteti. Megemlítjük, hogy a kísérlet 4. évében termelt borsónál az extrémebb Se- és részben az As-kezelésben gyakorlatilag megszűnt a gyökereken a gümőképződés, a légköri N-kötés. Károsodott az endomikorrhiza szimbiozis, a gyökerek egy részén hifákat egyáltalán nem találtunk (KÁDÁR et al., 2001).

A higanyhoz hasonlóan az arzén sem volt mobilis a talaj–növény rendszerben. Nem bizonyítható egyértelműen az altalaj szennyeződése, az adott As 13 %-át, a Hg mintegy 4 %-át találjuk NH_4 -acetát + EDTA-oldható formában a bevitel helyén, a 0–30 cm-es rétegben. A maximális As-terhelés viszont gyakran okozott termésnövekedést és gátolta a mikrobiális talajéletet (borsó gümőképződése, mikorrhizáltság). Arzén és higany a föld feletti növényi részekben szinte alig volt kimutatható, érdemi akkumulációt csak a gyökérben mutatott. Úgy tűnik, kísérleti körülményeink között ez a két elem mérsékelten veszélyes szennyezőnek minősülhet. Átmenetileg termésnövekedést okozhatnak, de a termés, a tápláléklánc kevésbé szennyeződik. A talajvíz szennyeződése kizárható.

A Cd mintegy 45 %-a NH_4 -acetát + EDTA-oldható formában maradt 10 év után is a gyökérjárta feltalajban. Mozgása kétségtelenül korlátozott, az altalaj nem vagy alig szennyeződött egy évtized múlva. A talajéletre gyakorolt negatív hatása nagyobb terhelésnél szintén igazolható volt. A növények föld feletti részében általában kevésbé dúsult, de még így is gyakran fogyasztásra alkalmatlan

termést eredményezett a vegetatív növényi részekben, sőt az olajnövények magtermését tekintve is. Veszélyességét a humántoxikológiai megfontolás hangsúlyozza, felezési ideje, ill. akkumulációja az emberi szervezetben lassú. A növényfajok egy része mérsékelt termésű csökkenéssel is reagált a Cd-terhelésre.

Összefoglalás

Az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet Nagyhörcsöki Kísérleti Telepén löszön képződött vályog mechanikai összetételű karbonátos csernozjom talajon 1991 tavaszán beállított szabadföldi kisparcellás mikroelem-terhelési kísérlet kontroll- és a 810 kg ha terhelésű parcellák talaját a kísérlet 3., 6. és 10. évében mintáztuk meg 30 cm-es rétegenként 60, 90 és 290 cm-es mélységig, 5–5 fúróluk anyagából képezve átlagmintákat. A mintákban meghatároztuk az NH_4 -acetát + EDTA-oldható elemtartalmakat LAKANEN és ERVIÖ (1971) módszerével, valamint esetenként a cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 kioldással becsült „összes” elemkészleteket is. Főbb eredményeink az alábbiakban foglalhatók össze:

– A cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 feltárással becsült „összes” Ca-, Mg-, Sr-, As- és Se-mennyiség nőtt a mintavétel mélységével, míg a K, Al, Fe, Mn, P, S, Ba, Zn, Cr, Pb, Co és B elemek koncentrációja csökkent. A Hg-, Cd-, ill. Mo-tartalom a 0,1 mg/kg mérés határ alatt maradt.

– Az NH_4 -acetát + EDTA kioldással kapott elemkészlet eltérő szelvénybeni eloszlást mutatott az „összes” mennyiséghez viszonyítva. Változott az akkumuláció dinamikája, lefutása, esetenként az iránya is. Így pl. az oldható Fe- és S-készlet a mélységgel nem csökkent, hanem nőtt.

– A mikroelemekkel terhelt talajon érdemi vertikális elmozdulást nem mutattak az As, Hg, Cu, Ni, Pb, Ba és Sr elemek. A 30 cm alatti réteg nem szennyeződött a kísérlet 10. éve után. Ezen elemek mozgása gátolt a talaj–növény rendszerben, akkumulációjuk a föld feletti növényi szervekben általában 5–10 mg/kg szárazanyag koncentráció alatt maradt. Ennél nagyobb dúsulást a Ba és Sr elemek jeleztek. Összességében ez a hét elem nem minősül veszélyes szennyezőnek e termőhelyen a talajra, növényre vagy a talajvízre. Fitotoxicitást az extrémabb As-terhelés indukált egyes növényfajoknál.

– Adataink szerint mérsékelt kilúgzás állhat fenn a cink és kadmium esetén, amennyiben szennyezett talajon a 30–60 cm-es rétegben a kontrollhoz viszonyítva már nagyságrendi dúsulás figyelhető meg. Akkumulációjuk a növény föld feletti szerveiben mérsékelt volt, de a kadmium esetében ez fogyasztásra alkalmatlan termést eredményezett. A cink e termőhelyen nem minősül veszélyes szennyezőnek a talajra, növényre vagy a talajvízre. A kadmium erősen veszélyes tényező humántoxikológiai szempontból és az extrémabb Cd-szennyezés fitotoxikusnak is bizonyult.

– A Cr, Se és Mo (kromát, szelenát, molibdenát anionformák) rendkívüli mobilitást mutattak a karbonátos talajban és részben a talaj–növény rendszer-

ben. A 10. év végén a Mo-lemosódás elérte a 160 cm-t, míg a Cr lemosódása meghaladta a 290 cm-t, a mintavétel maximális mélységét. A króm a föld feletti növényi szövetekben alig kimutathatóan dúsult, gyors kimosódásával főként a talajvizeket veszélyeztetheti. A szelén hiperakkumulációt jelzett a föld feletti részekben sok ezerszeres dúsulással és kifejezett fitotoxicitással. A molibdén szintén 2–3-nagyságrendi akkumulációval tűnt ki, mérgező termést eredményezve. Kísérleti körülményeink között mindhárom elem veszélyes szennyezőnek minősül, a jól szellőzött karbonátos talajban az anionformák mobilisak maradnak.

– Az egyes elemek e módszerrel kapott talajbani oldhatósága és a növényi felvétele között nem volt kimutatható összefüggés, ezért a talajvizsgálati eredményeket növénykísérletekben elemenként szükséges kalibrálni.

Kulcsszavak: talajszennyezés, mikroelemek, tartamkísérlet, kimosódás, talajvizsgálat

Irodalom

- BOUWER, H., LANCE, J. C. & RIGGS, M. S., 1974. High-rate land treatment II. Water quality and economic aspects of the Flushing Meadows project. *J. Water Poll. Control.* **46.** 844–849.
- CSATHÓ P., 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA TAKI. Budapest.
- CSILLAG, J. et al., 1994. Study of heavy metal loading of soils in a model experiment. *Agrokémia és Talajtan.* **43.** 196–210.
- FILEP GY., 1988. Talajkémia. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- GYÖRI D., 1984. A talaj termékenysége. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- KÁDÁR, I., 1994–1995. Effect of heavy metal load on soil and crop. *Acta Agron. Hung.* **43.** 3–9.
- KÁDÁR I., 1995. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM–MTA TAKI. Budapest.
- KÁDÁR I. & DAOOD, H., 2001. Mikroelem-terhelés hatása a búzára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan.* **50.** 353–370.
- KÁDÁR I. & NÉMETH T., 1993. Nitrát bemosódásának vizsgálata műtrágyázási kísérletben. *Növénytermelés.* **42.** 331–338.
- KÁDÁR I. & PROKISCH J., 2000. Mikroelem-terhelés hatása a burgonya termésére és elemtartalmára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan.* **49.** 447–464.
- KÁDÁR, I., NÉMETH, T. & KOVÁCS, G. J., 1987. Nitrogen efficiency and nitrate leaching on a calcareous chernozem soil. In: *Proc. 5th Intern. Symp. CIEC, Balatonfüred, Hungary.* **1.** 130–137.
- KÁDÁR I. et al., 2001. Mikroelem-terhelés hatása a borsóra karbonátos csernozjom talajon. II. Elemfelvétel, minőség és gyökérszimbiózis. *Agrokémia és Talajtan.* **50.** 83–101.

- LAKANEN, E. & ERVIÖ, R., 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soil. *Acta Agr. Fenn.* **123**. 223–232.
- LISK, D. J., 1972. Trace metals in soils, plants and animals. *Adv. Agron.* **24**. 267–325.
- LOCH J., 1983. Agrokémia. In: LOCH J. & NOSTICZIUS Á.: *Alkalmazott kémia*. 17–197. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- MÉM NAK, 1979. Műtrágyázási irányelvek és üzemi számítási módszer. MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Központ. Budapest.
- NÉMETH, T., 1995. Nitrogen in Hungarian soils. Nitrogen management relation to groundwater protection. *J. Contam. Hydrology.* **20**. 185–208.
- NÉMETH T. & KÁDÁR I., 1999. Nitrát bemosódásának vizsgálata és a N-mérlegek alakulása egy műtrágyázási tartamkísérletben. *Növénytermelés.* **48**. 377–386.
- NÉMETH T., KOVÁCS G. & KÁDÁR I., 1988–1989. A nitrát, szulfát és az „összes” só bemosódásának vizsgálata műtrágyázási tartamkísérletben. *Agrokémia és Talajtan.* **36–37**. 109–126.
- NÉMETH, T. et al., 1993. Mobility of some heavy metals in soil–plant system studied on soil monoliths. *Water Sci. Tech.* **28**. 389–398.
- SZŰCS L., 1965. A mészlepedékes csernozjomok osztályozásának továbbfejlesztése és alkalmazása. *Agrokémia és Talajtan.* **14**. 153–170.

Érkezett: 2002. október 10.

Studies on the Leaching of Microelement Pollutants in a Long-term Field Experiment

I. KÁDÁR and T. NÉMETH

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

Summary

A small-plot microelement pollution field experiment was set up in spring 1991 on a calcareous chernozem soil with loam texture, formed on loess, at the Nagyhörcsök Experimental Station of the Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences. The ploughed layer of soil contained around 5% CaCO₃ and 3% humus, and was satisfactorily supplied with Ca, Mg, Mn and Cu, moderately well with N and K, and poorly supplied with P and Zn. The groundwater depth was 15 m; the area had a negative water balance and a tendency to drought. Salts of the 13 microelements investigated were added at 4 rates in spring 1991, prior to maize sowing.

The 13 × 4 = 52 treatments were set up in two replications, giving a total of 104 plots in a split-plot design. The loads were 0, 90, 270 and 810 kg/ha of each element, in the form of AlCl₃, NaAsO₂, BaCl₂, CdSO₄, K₂CrO₄, CuSO₄, HgCl₂, (NH₄)₆Mo₇O₂₄, NiSO₄, Pb(NO₃)₂, Na₂SeO₃, SrSO₄ and ZnSO₄. Samples were taken from the soil of the control and 810 kg/ha plots in the 3rd, 6th and 10th years of the experiment every 30 cm to a depth of 60, 90 and 290 cm, respectively, forming mean samples from the material from 5 drillings in each case. The NH₄-acetate + EDTA-soluble element contents in the samples were analysed using the method of LAKANEN and ERVIÖ (1971), and in some cases the „total” element contents were estimated by dissolution in cc. HNO₃ + cc. H₂O₂. The main results can be summarized as follows:

– The „total” Ca, Mg, Sr, As and Se quantities estimated by digestion with cc. HNO₃ + cc. H₂O₂ increased with the depth of sampling, while the concentrations of K, Al, Fe, Mn, P, S, Ba, Zn, Cr, Pb, Co and B decreased. The Hg, Cd and Mo contents were below the 0.1 mg/kg detection level.

– The element contents determined by dissolution in NH₄-acetate + EDTA exhibited a different distribution in the profile to that observed for the „total” quantities. There was a change in the dynamics and course of accumulation, and in some cases its direction. The soluble Fe and S reserves, for example, increased with depth instead of declining.

– Little vertical movement was observed for As, Hg, Cu, Ni, Pb, Ba and Sr in soil contaminated with microelements. There was no pollution below a depth of 30 cm even after 10 years. The movement of these elements is inhibited in the soil–plant system and their accumulation in the aboveground plant organs is generally below 5–10 mg/kg dry matter. Somewhat greater accumulation was observed for Ba and Sr. All in all, these 7 elements cannot be regarded as dangerous pollutants at the given location, as regards either the soil, the crops or the groundwater. Extreme As loads induced phytotoxicity in some plant species.

– The data indicated that a moderate extent of leaching could be expected in the case of zinc and cadmium, since their concentrations were an order of magnitude greater in the 30–60 cm soil layer in treated soil than in the control. Their accumulation in aboveground plant organs was moderate, but in the case of cadmium this resulted in a yield unfit for consumption. At this location zinc is not classed as a dangerous pollutant for either the soil, the crops or the groundwater. Cadmium is an extremely dangerous factor from the point of view of human toxicology, and more extreme Cd load also proved to be phytotoxic.

– Cr, Se and Mo (or rather the anions chromate, selenate and molybdenate) exhibited great mobility in the calcareous soil and to a certain extent in the soil–plant system. At the end of the 10th year Mo leaching had reached a depth of 160 cm, while that of Cr was still detectable at 290 cm, the maximum sampling depth. Chromium was hardly detectable in the aboveground plant parts; the rapid leaching was principally a danger to the groundwater. Selenium exhibited hyperaccumulation in the aboveground organs, with concentrations several thousand times greater than the control, and caused pronounced phytotoxicity. The molybdenum concentrations were also 2–3 orders of magnitude greater, making the crops poisonous. Under the given experimental conditions, all three elements were classified as dangerous pollutants, since the anion forms remained mobile in the well-ventilated calcareous soil.

– The values obtained with this method for the solubility of the individual elements in the soil showed no perceptible correlation with plant uptake, so the results of soil analysis must be calibrated in plant experiments for each element.

Table 1. Experimental crop sequence and annual rainfall sums between 1991 and 2000 (Nagyhörcsök). (1) Experimental year. (2) Cultivated plant species: a) maize; b) carrots; c) potatoes; d) peas; e) beetroot; f) spinach; g) winter wheat; h) sunflower; i) sorrel; j) winter barley. (3) Vegetation period (month, day). (4) Sowing. (5) Harvest. (6) Rainfall, mm. (7) April–September. (8) Annual total. Note: Annual rainfall sum averaged over 50 years at the Sárbogárd Station was 590 mm.

Table 2. Parameters measured in the soil profile of the experimental area (Calcareous chernozem soil, Nagyhörcsök). (1) Profile depth, cm. (2) Upper limit of plasticity according to Arany, K_A . (3) Hydroscopic moisture content, h_y .

Table 3. „Total” element content in the soil profile, extracted with cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 (Calcareous chernozem soil, Nagyhörcsök). (1) „Total” element content. (2) Sampling depth, cm. Note: The Cd, Hg and Mo contents were < 0.1 mg/kg.

Table 4. Mean distribution of the NH_4 -acetate + EDTA-soluble elements in the soil profile (Calcareous chernozem soil, Nagyhörcsök). (1)–(2): see Table 3.

Table 5. Effect of the control and of 810 kg/ha (270 mg/kg) load in spring 1991 after 3, 6 and 10 years on the NH_4 -acetate + EDTA-soluble element content of the soil profile (Calcareous chernozem soil, Nagyhörcsök). (1) Sampling depth, cm. Note: Data of the 0–20 and 40–60 cm layers in 1993; x: No samples were taken.