

Karlik Máté - Papp Richárd Zoltán - Angyal Zsuzsanna¹

Szilárd szennyező anyagok vizsgálata városi talajokban Budapest XI. Kerületében

Máté Karlik - Zoltán Richárd - Papp, Zsuzsanna - Angyal:

Examination of the heavy metal content in urban soils in district XI. in Budapest

Summary

The soils contaminant content is influenced mostly in the cities by anthropogenic effects, such as building operations, vehicular traffic, inefficient sewerage or drainage problems, when different materials add to the soil. These materials location and movements are changing continuously in soils. The pollution degree depends on the distance from the surface, the composition of the soil, the effect rate, the thickness of soil, the composition and proportion of soil-forming minerals. In our study the heavy metal content in urban soils was examined in district XI. in Budapest, based on different chemical and mineralogical properties of soils

Keywords: *anthropogenic effects, soil pollution, urban soils*

ÖSSZEFOGLALÓ

A talajok szennyezőanyag-tartalmát leginkább az antropogén hatások befolyásolják, a nagyvárosokban elsősorban az építkezések, közúti forgalom, a nem megfelelő csatornázás, az esetleges csatornatörésekkor talajba kerülő különböző anyagok. Ezen anyagok elhelyezkedése, mozgása a talajban folyton változik, függ a szennyezés mértéke függ a felszíntől való távolságtól, a talaj összetételétől, a hatás mértékétől, a talaj vastagságától, a talajt alkotó ásványok összetételétől és azok arányától, stb. Tanulmányunkban Budapest XI. kerületének városi talajaiban lévő nehézfém-tartalmat vizsgáltuk a talajok különböző kémiai és ásványtani tulajdonságai alapján.

A munkánk során bizonyítást nyert, hogy az erős antropogén hatás alatt álló városi talajokban a határértékeket többszörösen meghaladó króm tartalom is előfordulhat, amely komoly aggodalomra adhat okot. A rendelkezésre álló adatok alapján kijelenthetjük, hogy a szennyező anyagok nem természetes eredetűek, minden esetben valamilyen emberi tevékenységre vezethetők vissza. A SEM-EDX mérésekből arra következtethetünk, hogy a mért nehézfémek a talajokban elemhelyettesítésként vannak jelen,

vagy egyes agyagásványokba épülve, illetve azok felületén dúsulhatnak.

Kulcsszavak: városi talajok, szilárd szennyező anyagok, antropogén hatás, talajszennyezés

BEVEZETÉS

Az ezredfordulón túllépve a túlzott mértékű népességnövekedés és az ezzel járó folyamatok – az ipar és ennek révén a különböző kemikáliák térhódítása, a természetes élőhelyek pusztulása, átalakulása, a városi területek növekedése – jellemzőek. Nem kivétel ez alól Budapest sem, amely egyedülálló természeti és környezeti értékeivel (földtani, növény- és állattani értékek) igen különlegesnek számít Európában. A fővárosban él az ország lakosságának kb. 20%-a, és emiatt a népességkoncentráció miatt jelentős a szennyezés kibocsátásának mértéke és a szennyezésben érintett személyek köre is.

Ha a városi szennyezés szóba kerül, a legtöbben a légszennyezésre, esetleg a természetes vizekbe kerülő szennyező anyagok hatásaira gondolnak, pedig a városi talajokat ugyanúgy érintik ezek a hatások, ráadásul a levegővel és a vízzel szemben a talajok hosszú időn keresztül képesek megőrizni azokat. Az eddigi talajtani kutatá

sok a természetes talajokra fektették a hangsúlyt, pedig a fokozódó városiasodás és az ennek következtében fellépő antropogén talajmódosító tényezők idézik elő a területre jellemző eredeti talajok módosulását. Az urbanizáció következtében elkerülhetetlen a talajok degradációja, szennyeződése, pedig a városi életminőség nagyban függ a talajok állapotától is.

Budapest ideális mintaterületnek bizonyul az antropogén talajok vizsgálatának szempontjából, hiszen az intenzív emberi tevékenység következtében a természetes talajok jelentősen átforgálódtak. A közlekedési és az ipari jellegű kibocsátások miatt a talajok és a zöld területek szennyezettek lehetnek, de terheli őket a nedves és a száraz ülepedés, a hulladéklerakás, a különböző vízszennyeződések, valamint a téli időszakban jelentős a közlekedési utak jégtelepítése miatt a sókoncentráció.

A VÁROSI TALAJOK FOGALMA, JELLEMZÉSE

Stefanovits P. (1999) definíciója szerint a talaj a Föld legkülső szilárd burka, amely a növények termőhelyéül szolgál. Alapvető tulajdonsága a termékenység, vagyis az a képesség, hogy kellő időben és a szükséges mennyiségben képes ellátni a növényeket vízzel és tápanyaggal. A városi talajok kategóriájába mindazok a városi vagy külvárosi talajok beletartoznak, amelyek nem mezőgazdasági jellegű emberi tevékenység hatására módosultak, és több mint 50 cm vastag olyan felszíni réteggel rendelkeznek, amelyet felszíni keveredés, feltöltés, vagy szennyeződés eredményezett (Bockheim, 1974). Az urbanizáció következtében a városokban található talajformációkra jelentős technogén és antropogén hatás jellemző. Az antropogén hatásnak köszönhetően nemcsak a talajok, hanem a flóra és a fauna is jelentős módosuláson megy keresztül (Patterson et al, 1980).

Az urbanizáció természetes talajtakaróra gyakorolt módosító hatását az elmúlt évtizedekben

többben is vizsgálták (Craul – Klein, 1980., Patterson, 1976, Simpson, 1996). Leggyakoribb és legszembetűnőbb a talajok eltűnése mesterséges anyaggal történő lefedés, más helyre történő szállítás vagy pusztulás következtében. A természetes talajoknál tapasztalható nagyobb és kiszámíthatatlanabb változékonyság jellemző a mesterséges talajok esetén. Nagy a műtermék-tartalmuk, míg a szervesanyag-tartalom rendkívül kicsi, mely kedvezőtlen az aggregációnak és a talajorganizmusok tevékenységét is csökkenti. A különféle nyomóerőknek köszönhető nagyfokú a tömörödöttség, a csökkent pórustér következtében nagyfokú a tömörödöttség, a csökkent pórustér következtében a természetes talajokétól eltérő, leromlott szerkezettel rendelkeznek. Ennek következtében a talaj vízháztartása módosul és korlátozott szellőzése jellemző. A felsoroltak negatív hatást gyakorolnak a vegetációra. Megfigyelhető a talajkémiai tulajdonságok változatossága a szelvények mentén és horizontálisan is, valamint a szerves és a szervesetlen szennyezők felhalmozódása a talajokban. A különböző városspecifikus degradációs folyamatok következtében a centrum felé haladva fokozatosan csorbul a városi talajok multifunkcionalitása, nem képes ellátni a természetes talajokra jellemző funkciókat. A város központjában a talajhasználat sokkal szerteágzóbb, az eredeti funkciók elvesztésével új, csak az antropogén talajokra jellemző funkciók jelennek meg. Itt valósul meg a közlekedés, otthont ad az ipari területeknek, lakó- és közszolgálati épületeknek, hulladéklerakóknak, temetőknak, kiskerteknek. A városon kívüli területek talajhasználatának inkább a mező-és erdőgazdaságra és a rekreációs területek biztosítására korlátozódik.

Lehmann – Star (2007) szerint a városi talajok különböző funkciókkal bírnak. „Hasznos” funkcióhoz tartozik az a tulajdonságuk, hogy gyümölcsöt, zöldséget és fűszernövényeket biztosítanak a városi élelmiszerellátás számára. Léteznek az infrastruktúrához fűződő funkciók, például helyszínt szolgáltatnak a különböző rekreációs és sport tevékenységekhez. Katasztrófa elhárításban nyújtott funkcióikhoz tartozik a

szennyezőanyagok visszatartása, immobilizálása, vagy az esővíz- és árvízvédelem elősegítése a magukba szívott víz által. A városi környezet minőségére is hatással vannak: puffereklik a hőmérséklet- és nedvességviszonyokat, főként a párologtatás általi hűtésen keresztül; csökkentik a szén-dioxid légköri koncentrációját a szén megkötése által; a levegőben lévő port csapdába ejtik; valamint közegül szolgálnak a ruderalis növényzetnek és a különböző parkoknak, zöld területeknek. A talajok mindemellett történeti archívumként is szolgálnak.

A VÁROSI TALAJOK KÉMIAI TULAJDONSÁGAI

A talajok pH-ja a talajoldat hidrogénion koncentrációját jelenti, meghatározza a tápanyagok mennyiségét, formáját és elérhetőségét. Optimálisnak az 5,5 és 7 közötti pH mondható (Ross, 1989), mivel ebben a tartományban a tápanyagok többsége felvehető formában található.

Az antropogén talajok kémhatása többnyire lúgos tartományba esik, mely több tényezőnek köszönhető. Egyik ok a télen az utak jégtelenítésére használt kalcium- vagy nátrium-klorid. A konyhasó használata több negatív folyamatot is eredményez: megváltoztatja a talajt, a rajta lévő növényzetet, hatással van ezen kívül a talajvízre is. A nátriumion diszpergálja a talajkolloidokat, így azok mobilissá válnak, a talaj képlékennyé válik és kedvezőtlen szerkezet alakul ki, felgyorsul az erózió. Ezen ionok más ionokhoz viszonyított megemelkedett aránya egyensúlytalanságot eredményez és megakadályozza a növényi gyökerek anyagfelvételét. A lúgos kémhatás másik oka, hogy az építkezéseken CaCO_3 tartalmú anyagokat is felhasználnak, amikből kalcium oldódhat ki, valamint ha nyáron az öntözés során a növényzetet kalciummal dúsított vízzel locsolják (Nagy, 2008). Ezt az ún. mészkedvelő növények (*Carex flacca*, *Clematis vitalba*, *Polemonium caerulea*, *Centarium erythraea*) megjelenése kiválóan indukálja.

A nehézfémek természetes körülmények között is előfordulnak környezetünkben, leginkább a

feltalajban akkumulálódnak talajkolloidokhoz kötődve. A talaj pH-ja, az agyagásványok és a szerves anyagok adszorpciós képessége befolyásolja oldatba kerülésüket és így elérhetőségüket. A talaj egy ideig pufferként viselkedik, megköti a nehézfémeket, de ha a szennyezés meghaladja annak pufferkapacitását, akkor a növények számára könnyen felvehetővé válnak a toxikus vegyületek. Az 1960-as évek kutatásai megállapították, hogy a közlekedés okozta légszennyezettség, az ipari és kommunális hulladékok hatására megnövekedett a talajokban található nehézfémek mennyisége. A nagyvárosok a szennyezőanyagok gyűjtőmedencéjévé váltak, a környezeti szennyezők kiváló indikátorainak számítanak (Bacon et. al., 1992).

Az urbanizáció természetes talajtakaróra gyakorolt módosító hatását Simson (1996), Craul és Klein (1980), Patterson (1976) foglalták össze. Ilyen hatás a szerves anyag lebomlási sebességének és a növények számára felvehető tápanyagok mennyiségének megváltozása. A városi talajokra jellemző az alacsony szervesanyag-tartalom, mely az aggregációnak nem kedvez, és egyben csökkenti a talajban élő mikroorganizmusok aggregációt befolyásoló tevékenységét. Pedig a szerves anyagoknak fontos szerep jut a tápanyag-szolgáltatásban, a stabil talajszerkezet kialakításában, a megfelelő nedveségmegtartó-képesség elérésében és a szennyezőanyagok megkötésében is. A globális szén-dioxid kibocsátás mintegy 78%-áért felelősek a városi régiók, ezért fontos a talajok szervesanyag-tartalma, hiszen ezek képesek a szén-dioxid megkötésére (Lorenz – Lal, 2009).

A nagyon fiatal városi talajok szervesanyag-tartalmának nagy részét szerves hulladék alkotja, míg a humuszsavak és huminvegyületek – melyek a szennyezőanyagok nagyobb mértékű megkötésére képesek – csak csekély részt képviselnek (Beyer et al., 1995). Fontos tehát a szerves anyagok mennyiségi vizsgálata mellett minőségi értékelésük is, hiszen a talajok tápanyag-szolgáltatásában és a megfelelő talajszerkezet kialakításában a nagy molekulájú, jól humifikált, nagy kondenzációs fokú humusz-

anyagok vesznek részt, míg a nyers, még nem humifikált és kalciumhoz nem kötött szerves anyagok szerepe e téren csekély. A humuszminőség meghatározása a humusz stabilitási koefficiens értékének meghatározásával történik (Puskás – Farsang, 2007). Azokon a területeken, ahol nagymértékű az antropogén behatás, ott az aromás vegyületek nagy mennyisége jellemző lehet. Jelentős lehet a metil csoport jelenléte, mely főleg a polietilén és polipropilén bomlásából származhat és ezeken a területeken a műtermékek száma is jelentős (Beyer et al. 1995).

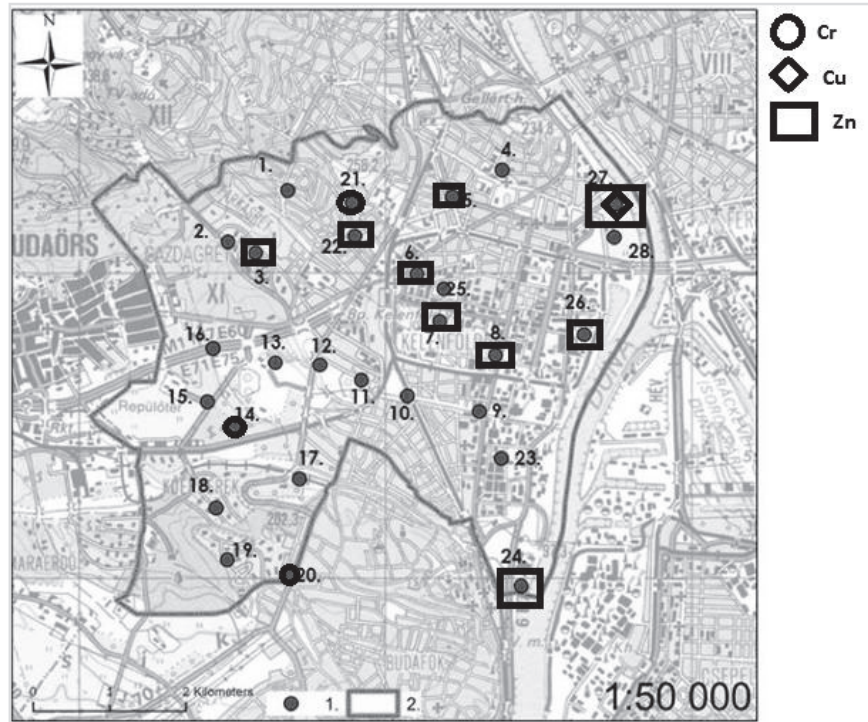
MINTAVÉTEL

A *mintavétel* Budapest XI. kerületén belül történt 28 különböző helyszínről. Fontosnak tartottuk, hogy lehetőleg minél több típusú városi talajból vegyünk mintát, hogy a különböző emberi tevékenységek talajra gyakorolt hatását érzékeltetni tudjuk. A XI. kerület ideális terület ilyen szempontból, hiszen a legkülönbözőbb területhasználati módok lelhetőek fel.

A mintavételi pontok kijelölésének első fázisa az volt, hogy a kerület térképét felosztottuk egy 1 km-szer 1 km-es négyzetekből álló rácshálóval, majd az így kialakult négyzetekben véletlenszerűen kiválasztottunk egy-egy pontot. Csak azokból a négyzetekből történt mintavétel, melyek területe több mint 50%-ban a XI. kerület körvonalain belülre esett. Ennek célja az volt, hogy ily módon törekedni tudjunk az egyenletes eloszlásra és térbeli lefedettségre.

A kiválasztott mintavételi helyszínek némileg módosításra kerültek, ugyanis a helyszínek pontos meghatározása során kiderült, hogy néhány pont magánterületre esik, a tulajdono-

sok pedig nem engedélyeznék a földjükön való fúrást. Így Újbuda Önkormányzatával egyeztetve arrébb helyeztük a mintavételi pontokat oly módon, hogy azok az önkormányzat vagy legalábbis olyan szerv kezelési hatálya alá tartozzanak, mely engedélyezi a mintavételt. Az így meghatározott mintavételi helyszínek az **1. ábrán** láthatóak.



1. ábra - Mintavételi helyszínek Budapest XI. kerületében

A kijelölt területeken a mintavétel 2013 őszén, október hónapban történt. Ebben az időszakban talajmenti fagy nem fordult elő sem a nappali, sem az éjszakai órákban. A hőmérséklet napközben kedvező volt, 15-23 °C között mozgott.

A talajminták vétele fúrással történt. A talajtani kutatások esetében 5 méternél mélyebbre rendszerint nem fúrnak, ezért kézfúró készletet használnak a szakemberek. A gépi fúró hátránya, hogy az erőteljes tömörítés miatt nem alkalmas a szolum mintázására (Szalai, 2012).

A munkát akadályozó a felszíni alomtakarót vagy kavicsokat a fúrás megkezdése előtt eltávolítottuk, valamint figyelmet fordítottunk arra,

hogy munkavégzés közben semmilyen anyag ne kerüljön a fúrólyukba. A mintavétel során Edelman-féle fúrót alkalmaztunk, melyet a fúrólyukban 180°-ban fordítottunk el, majd kiemeltük, így egyszerre 15 cm hosszúságú mintákat nyertünk ki.

MINTAELŐKÉSZÍTÉS

A minta előkészítés során legfontosabb szempontként két tényezőt tartottunk szem előtt; a kapott mintából vett rész minta, reprezentatív legyen és semmilyen külső anyaggal ne szennyezzük el

A kapott mintákat eredetileg nátronpapírban és polietilén zacskókban tároltuk, a talajtani kutatásokban bevett gyakorlatnak megfelelően a későbbiek során polietilén (PE) légmentesen záródó zacskókat alkalmaztunk, tekintettel arra, hogy minden talajminta légszáraz volt.

A három kiválasztott nagyműszeres vizsgálathoz (röntgen-fluoreszcencia (XRF), röntgenpordiffrakció (XRD) és pásztázó elektronmikroszkópia (SEM+EDX)) különböző mintaelőkészítési eljárásokat alkalmaztunk.

XRF mérések számára átlagosan 7-10 g tömegű rész mintát vettünk ki az eredeti mintából, melyet az eljáráshoz szükséges 63 µm-es szemcseméret alá porítottunk. A porításhoz achát mozsarat használtunk, melynek előnye, hogy nagy keménysége miatt (7-es Mohs-keménység) csak elhanyagolható SiO₂ szennyezés történhet. A porítást követően 63 µm-es szitán szitáltuk át a mintákat.

A leporított talajmintát újra homogenizáltuk, majd 4 g talajmintát mértünk ki labormérleg segítségével. 1 g tömegű analitikai tisztaságú borsavat adtunk hozzá és az így kapott keveréket, achát mozsárban tetszőleges mennyiségű analitikai tisztaságú acetont segítségével ismét homogenizáltuk.

A keveréket egy erre kialakított prészszerzővel segítségével összepréseltük, mely eredménye 35 mm*~3,5 mm paraméterekkel jellemezhető korong, pasztilla lett (**2. ábra**).

XRD mérések számára a homogén mintákból ~1 g rész mintát vettünk, majd ezt achát mozsár segítségével megfelelő finomságú porrá porítottuk.

SEM-EDX mérésekhez a homogén mintákból körülbelül 0,5 g-ot kétkomponensű műgyanta segítségével felragasztottunk egy üveglapra, majd ennek a felületét felpolíroztuk, hogy megfelelő felszínt biztosítsunk a műszer számára



2. ábra - Kész pasztilla

MÉRÉSEK

A minták elemi összetételét az ELTE TTK Ásványtani Tanszékén működő Siemens gyártmányú SRS3300 típusú WDXRF (hullámhossz diszperzív röntgenfluoreszcens spektrométer) segítségével határoztuk meg. A mérések vákuum alatt Rh katóddal szerelt röntgensővel, 60kV-os gyorsítófeszültség és 4,0 mA-es áramerősség mellett készültek. A mérés kvantitatív (kalibrált) módszerrel történt, SpectraPlus vezérlő programmal.

A minták ásványos összetételének vizsgálatára az ELTE TTK Ásványtani Tanszékén található Siemens D5000 diffraktométert használtuk. A felvételek 20 kV gyorsítófeszültség, 5 mA csőáram, 2-65° 2θ szög tartomány, 0,05° lépésköz, lépésközönkénti 2 s-os detektálási idő mellett készültek el. A műszer kimutatási határa 5%-ra tehető, emiatt csak olyan ásványfázisokat mu-

tathatunk ki, amelyeket legalább 5 V/V%-ban tartalmaz a minta.

Az ELTE TTK FFI Mikroszonda Laboratóriumában található Amray-1830i energia diszperzív analitikai pásztázó elektronmikroszkóppal, 20 kV gyorsítófeszültség és 1 nA-es mintaáram mellett meghatároztuk egyedi szemcsék összetételét.

EREDMÉNYEK

Röntgen-fluoreszcens analízis

A vizsgálatok során sikeresen meghatároztuk a feltalajminták elemi összetételét.

Három pontban mutattunk ki króm tartalmat, kilenc mintavételi pontban cink tartalmat és egy pontban réztartalmat (**1. táblázat**).

Mintavételi pont száma	Mintavétel helye	elem	Elem tartalom [mg/kg]	Határérték [mg/kg]
3	Gazdagréti lakótelep	Zn	88,4±6,7	200
5	Függetlenségi park	Zn	88,4±6	200
6	Fraknó utca	Zn	126,9±7	200
7	Tétényi út	Zn	96,4±7,2	200
8	Fehérvári út	Zn	104,4±7,3	200
14	Pöfeteg utca	Cr	212,1±14,4	75
20	Kőérbergi utca	Cr	335,3±21,4	75
21	Dayka Gábor utca	Cr	421,5±24,2	75
22	Ugron Gábor utca	Zn	80,3±6,9	200
24	Fibula utca	Zn	128,5±10,4	200
26	Hengermalom utca	Zn	104,4±6,8	200
27	Egyetemisták parkja	Cu	152,7±9,6	75
27	Egyetemisták parkja	Zn	184,8±8,4	200

1. táblázat - Az általunk vizsgált feltalajokban XRF segítségével kimutatott szennyező anyagok mennyisége.

A sötéttel kiemelt sorokban a megengedett határérték fölötti az adott szennyező anyag. A határértékek a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM számú rendeletnek felelnek meg.

Az általunk alkalmazott eljárás sajnálatos módon nem tudja külön kimutatni a króm III. és VI. tartalmat, így az összes krómhoz tartozó határértékkal számoltunk. A mérések során azokat az adatokat vettük figyelembe melyek a kiértékelő program +/-10%-os hibahatára alatt volt. A feltalajok XRF vizsgálatának eredményeit a **2. táblázat** tartalmazza.

Röntgen-pordiffrakció

Az eljárás során a 14, 20 és 21-es pontban vett, nagy krómtartalmú minták ásványos összetételét határoztuk meg.

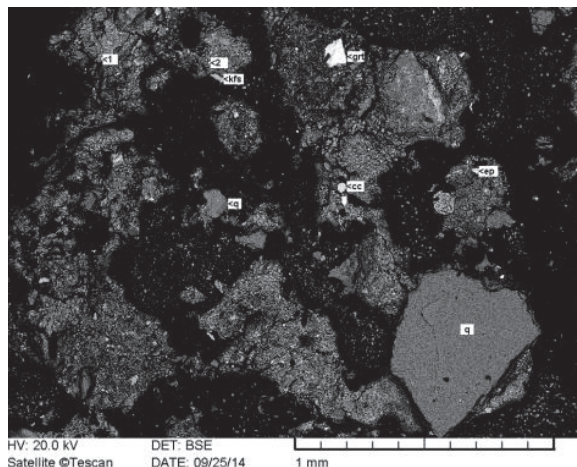
Az eredmények kimutatták, hogy a vizsgált minták egyike sem tartalmaz legalább 5%-ban önálló krómtartalmú ásványt. A minták döntően kvarcból, kalcitból, dolomitból, agyagásványból (pl. montmorillonit), földpátból és muszkovitból állnak.

Pásztázó elektronmikroszkópia

A mérések során a legmagasabb krómtartalmú (421,5±24,2 mg/kg), 21-es számú mintát vizsgáltuk.

A minta felszínén egy olyan szemcséket tudunk elkülöníteni, amelyek tartalmaznak krómot,

azonban pontos összetételt nem tudunk meghatározni. Ennek oka, hogy a különböző szemcsék méretben igen eltérőek voltak (1 mm-től 1-2 µm) és legtöbbször igen töredezték, így a mérés során a környező szemcsék zavarták a meghatározást. A **3. ábrán** látható a mintáról készült egyik felvétel, ahol az 1-es és 2-es számmal jelölt nehézfém tartalmú fázisokat jelölnek.



3. ábra – SEM felvétel a 21-es mintáról.
Jelmagyarázat:1- Cr tartalmú térrész, 2- Pb-As tartalmú térrész, kfs – káliföldpát, grt – gránát, q – kvarc, cc – kalcium-karbonát, ep - epidot

ÖSSZEFOGLALÁS

Vizsgálataink eredményét összevetettük a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről című dokumentumban rögzített paraméterekkel. A rendelet tartalmazza számos elem, anyag „B” szennyezettségi határértékét, melyek közül a számunkra fontosat a **2. táblázat** tartalmazza.

A munkánk során bizonyítást nyert, hogy az erős antropogén hatás alatt álló városi talajokban a határértékeket többszörösen meghaladó króm tartalom is előfordulhat, amely komoly aggodalomra adhat okot. A rendelkezésre álló adatok alapján kijelenthetjük, hogy a szennyező

anyagok nem természetes eredetűek, minden esetben valamilyen emberi tevékenységre vezethetők vissza. A SEM-EDX mérésekből arra következtethetünk, hogy a mért nehézfémek a talajokban elemhelyettesítésként vannak jelen, vagy egyes agyagásványokba épülve, illetve azok felületén dúsulhatnak.

CAS szám		B [mg/kg]	Ki
7440-47-3	Króm összes	75	K2
	Króm VI.	1	K1
7440-50-8	Réz	75	K2
7440-66-6	Cink	200	K2

2. táblázat – CAS szám: Chemical Abstract Service azonosító száma,

Ki: a veszélyességet jellemző besorolás, mely szerint „K1” a minden esetben veszélyes anyagokat jelöli,

B: szennyezettségi határérték,

forrás: 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM számú rendelet

A kapott eredmények alapján szükségessé válik a területen további mintavételi helyek kijelölése, valamint a terepi munka során összegyűjtött, nagyobb mélységekből származó minták vizsgálata. Ezek segítségével a későbbiekben modellezhetővé válik a szennyezés vertikális és horizontális elterjedése.

Az eredmények alátámasztására fontos más, nem környezetfizikai technológiákkal, például analitikai kémiai módszerekkel (ICP-MS, ICP-AES stb.) történő mérések elvégzése. Mindemellett a legfontosabb a VI-os vegyértékű króm mennyiségének mielőbbi meghatározása.

A jelen vizsgálataink a későbbiekben egy kármentesítési folyamat alapjául is szolgálhatnak, amely a Budapest XI. kerületében található antropogén szennyezés alatt álló területek megtisztítására irányulna.

IRODALOMJEGYZÉK

- [1.] Bacon, J. R. – Berrow, M. L. – Shamd, C. A. 1992: Isotopic composition as an indicator of origin of lead accumulations in surface soils. – *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 46 pp. 71-76.
- [2.] Beyer, L. – Cordsen, E. – Blume, H. P. – Schleuss, U. – Vogt, B. – Wu, Q. 1995: Soil organic matter composition in urbanic anthrosols in the city of Kiel, NW-Germany, as revealed by wet chemistry and CMAS ¹³C-NMR spectroscopy of whole soil samples. – *Soil Technology*, 9. pp. 121-132.
- [3.] Beyer, L. 1995: Soil organic matter composition and microbial activity in urban soils. – *The Science of the Total Environment* 168. 3. pp. 267-278.
- [4.] Bockheim, J. G. 1974: Nature and properties of highly disturbed urban soils, Philadelphia, Pennsylvania. Paper presented before Division S-5, Soil genesis, morphology and classification. Annual meeting of the Soil Science Society of America, Chicago.
- [5.] Craul, P. J. – Klein, C. J. 1980: Characterization of streetside soils of Syracuse. – *Metria*, 3, New York, pp. 88-101.
- [6.] Farsang A. – Puskás I. 2007: A városi talajok osztályozása, az antropogén hatás indikátorainak elkülönítése Szeged talajtípusainak példáján. – *Tájökológiai Lapok* 5 (2). pp 371-379.
- [7.] Lehmann, A. – David, S. – Stahr, K. 2007: TUSEC – Handbuch zur Bewertung von natürlichen Böden und anthropogenen Stadtböden. – *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*, 80.
- [8.] Lorenz, K. – Lal, R. 2009: Biogeochemical C and N cycles in urban soils. – *Environment International*, 35. pp. 1-8.
- [9.] Nagy I. 2008: Városökológia. – Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs. 338 p
- [10.] Patterson, J. C. 1976: Soil compaction and its effects upon urban vegetation. – *USDA Forest Service General Technical Report NE-22*. pp. 91-102.
- [11.] Patterson, J. C. – Murray, J. J. – Short, J. R. 1980: The impact of urban soils on vegetation. – *Metria*, 3. pp. 33-56.
- [12.] Simpson, T. 1996: Urban soils. – In: McCall G. J. H. – De Mulder, E. F. J. – Marker, B. R.: *Urban Geoscience*, Rotterdam. pp. 35-61.
- [13.] Stefanovits P. – Filep Gy. – Fülek Gy. 1990: talajtan. – *Mezőgazda Kiadó, Budapest*. 470 p.
- [14.] Szalai Z. 2012: Bevezetés a talajtanba környezettanósoknak. – *Typotex Kiadó, Budapest*