



1949

**Antropogén hatások talajtani következményeinek vizsgálata
Debrecenben**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

a szerző neve: Sándor Gábor

témavezető neve: Dr. habil. Szabó György

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács

Földtudományok Doktori Iskola

Debrecen, 2021.

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács Földtudományok Doktori Iskola Tájvédelem és éghajlat programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Debrecen, 2021.09.03.

*Sándor Gábor
a jelölt aláírása*

Tanúsítom, hogy Sándor Gábor doktorjelölt 2012.- 2015. között a fent megnevezett Doktori Iskola Tájvédelem és éghajlat programjának keretében irányítással végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotótevékenységével meghatározóan hozzájárult.

Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2021.09.03.

*Dr. Szabó György
a témavezető aláírása*

ANTROPOGÉN HATÁSOK TALAJTANI KÖVETKEZMÉNYEINEK VIZSGÁLATA DEBRECENBEN

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében

a *Földtudomány* tudományágban

Írta: **Sándor Gábor** okleveles geográfus

Készült a Debreceni Egyetem Földtudományok Doktori Iskolája

Tájvédelem és éghajlat programja keretében

Témavezető: **Dr. habil. Szabó György**

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Prof. Dr. Csorba Péter

tagok: Prof. Dr. Kerényi Attila

Dr. Horváth Gergely

A doktori szigorlat időpontja: 200... ..

Az értekezés bírálói:

Dr.

Dr.

Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.

tagok: Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2021.

Tartalomjegyzék

1 Bevezetés	6
1.1 Problémafelvetés	6
1.2 Célkitűzések	8
2 Irodalmi áttekintés	9
2.1 A talajtulajdonságokra vonatkozó változások	9
2.2 A potenciálisan toxikus elemek terhelése városi talajokban	13
2.2.1 Közlekedési zónák.....	13
2.2.2 Potenciálisan toxikus elemek terhelése különböző funkciójú városi területek talajaiban.....	14
2.3 A potenciálisan toxikus elemek feldúsulását kifejező indexek alkalmazása urbánus környezetben	15
2.4 A vizsgált elemek általános jellemzése	17
2.4.1 Bárium.....	17
2.4.2 Nikkel.....	18
2.4.3 Cink.....	18
2.4.4 Réz.....	19
2.4.5 Ólom.....	19
2.4.6 Króm.....	20
2.4.7 Vas.....	20
2.4.8 Mangán.....	20
2.4.9 Alumínium.....	20
2.5 Az antropogén talajok osztályozásának jelenlegi helyzete	21
2.5.1 A WRB (World Reference Base for Soil Resources, 2014) Technosol referenciacsoportjának bemutatása.....	22
2.5.2 A Technosol referenciacsoportra jellemző, antropogén hatást kifejező elő- és utótag minősítők értelmezése.....	23
2.5.3 A Technogén talajok egyéb csoportja.....	24
3 Anyag és módszer	26
3.1 Természetföldrajzi bemutatás	26
3.1.1 Tájföldrajzi besorolás.....	26
3.1.2 Debrecen településtörténete és talajtani vonatkozásai.....	27

3.1.3	Geológia, fejlődéstörténet.....	29
3.1.4	Geomorfológia.....	29
3.1.5	Éghajlati adottságok.....	30
3.1.6	Vízrajzi adottságok.....	31
3.1.7	Talajtani adottságok.....	31
3.1.8	Növényzet.....	32
3.2	Terepi vizsgálatok	33
3.3	Laboratóriumi vizsgálatok	35
3.4	Adatelemzés és osztályozás	36
4	Eredmények	38
4.1	Antropogén hatások a talajok fizikai-kémiai tulajdonságaira két mintaterületen	38
4.1.1	A talajok fizikai tulajdonságainak alakulása.....	38
4.1.2	A talajok kémiai tulajdonságainak alakulása.....	46
4.1.3	A mésztartalom, kémhatás és műterméktartalom kapcsolata.....	54
4.1.4	A talajtulajdonságok vizsgálatából levonható következtetések.....	57
4.2	A potenciálisan toxikus elemek vizsgálata az antropogén hatás függvényében	58
4.2.1	A vizsgált potenciálisan toxikus elemek mennyiségének áttekintése és területi vonatkozásai.....	58
4.2.2	A potenciálisan toxikus elemek vizsgálatából levonható következtetések.....	62
4.3	A potenciálisan toxikus elemek vertikális eloszlásának vizsgálata	63
4.3.1	A potenciálisan toxikus elemek vertikális lefutása a kontrol szelvényekben.....	63
4.3.2	A potenciálisan toxikus elemek vertikális lefutása a szuburbán szelvényekben.....	67
4.3.3	A potenciálisan toxikus elemek vertikális lefutása a belvárosi szelvényekben.....	69
4.3.4	A potenciálisan toxikus elemek eloszlásának vizsgálatából levonható következtetések.....	73
4.4	A potenciálisan toxikus elemek feldúsulásának értékelése különböző dúsulási indexek segítségével	73
4.4.1	Feldúsulási Faktor (Enrichment Factor).....	74

4.4.2	Geoakkumulációs index.....	76
4.4.3	Nemerow-féle szennyezettségi index	76
4.4.4	Egyéb mutatók	78
4.4.5	A dúsulási indexek eredményeiből levonható következtetések.....	78
4.5	Matematikai-statisztikai elemzésekkel feltárható összefüggések a vizsgált talajtulajdonságok között	79
4.5.1	A talajtulajdonságok és potenciálisan toxikus elemek közötti korrelációs kapcsolatok.....	79
4.5.2	A potenciális toxikus elemek közötti korrelációs kapcsolatok	83
4.5.3	A korrelációs számításokból levonható következtetések.....	84
4.5.4	Főkomponens elemzés	84
4.5.5	A főkomponens analízis eredményeiből levonható következtetések....	88
4.5.6	Klaszteranalízis	88
4.5.6.1	<i>A debreceni szelvények feltalajára vonatkozó klaszteranalízis eredményei.....</i>	<i>89</i>
4.5.6.2	<i>A debreceni szelvények altalajára vonatkozó klaszteranalízis eredményei.....</i>	<i>91</i>
4.5.6.3	<i>A debreceni szelvények összevont értékeire vonatkozó klaszteranalízis eredményei.....</i>	<i>93</i>
4.5.7	A klaszteranalízis eredményeiből levonható következtetések	95
4.6	A debreceni talajok besorolása a WRB rendszerbe.....	96
4.6.1	A kontrol terület talajainak besorolása a WRB rendszerbe	97
4.6.2	A szuburbán zóna talajainak besorolása a WRB rendszerbe	99
4.6.3	A belváros talajainak besorolása a WRB rendszerbe.....	102
4.6.4	A debreceni talajok WRB rendszerbe való besorolásából levonható következtetések.....	105
5	Összefoglalás	106
6	Summary	114
	Köszönetnyilvánítás	122
	Irodalomjegyzék	123

1 Bevezetés

1.1 Problémafelvetés

A települések egyre nagyobb mértékű terjeszkedése egyet jelent a környezet átalakításával és károsításával. Az emberi tevékenységek (ipar, közlekedés stb.) jelentős szennyezőanyag kibocsátást eredményeznek. Az ipari emissziók és a belsőégésű motorok működése során keletkező anyagok ülepedés útján közvetlenül a talajba kerülhetnek, majd hosszabb távon a felszín alatti vizeket is elszennyezhetik (*Resitoglu et al., 2015, Sagna et al., 2017, Thi Lan et al., 2018*). Az ingatlanberuházások, vonalas létesítmények és az infrastruktúra egyéb elemeinek építése azontúl, hogy komoly tereprendezési munkálatokat követel, az urbanizációval világszerte nagy területeket foglal el a természetes talajfelszínből (*Van de Vijver et al., 2020*).

Ezek a beavatkozások teljesen megváltoztathatják a felszín eredeti morfológiáját. A terepegyengetés alkalmával a talajok is nagymértékben sérülhetnek. A feltöltésből adódóan számolnunk kell a mesterséges anyagok mennyiségi növekedésével, illetve egy teljesen új kulturréteg kialakulásával (*Dolgikh et al., 2009, Aleksandrovskii et al., 2015, Golyeva et al., 2018*).

Másrészt a magasabb térszínnek elegyengetésével, elhordásával a talaj egy mélyebb szintje kerül felszínre, amelyet így az antropogén hatások közvetlenül is érintenek (*Szabó, 1998*).

Az építkezések, valamint a mesterséges burkolatok alkalmazása a természetes talajfelszín csökkenéséért felelősek. Az elfedett talajfelszínnek aránya településen belül is nagy eltéréseket mutat, rendszerint egy nagyváros központi részén szembetűnő a burkolt felszínnek túlsúlya, míg a belvárostól távolabbi, kertvárosi övezetben a zöldfelületek dominánsak (*Tobias et al., 2018, Grunewald et al., 2019*). A mesterséges anyagok (aszfalt, beton, egyes díszburkolatok) használatával megfosztjuk a talaj felszíni, humuszban gazdag szintjét a napfénytől, a levegőtől és a csapadéktól, ezáltal a természetes módon lezajló mikrobiológiai és talajfejlődési folyamatok sérülnek. Romlik a talaj oxigén- és vízháztartása, csökken a szellőzőtsége, a talaj tömörebbé válik.

Az épített felszín túlsúlya és a csapadék elvezetése miatt a városokban lehulló csapadék mennyiségének csak kis részét képes a talaj hasznosítani. Ezekre a nemkívánatos hatásokra az utóbbi időben egyre nagyobb figyelmet fordítanak. A 2018-ban lezáruló megyei klímastratégiákban például hangsúlyosan szerepelnek a talajokat érintő problémák, a csapadék megtartását elősegítő megoldások és a zöldfelületi rendszerek javítására irányuló fejlesztési javaslatok.

A hazai városok talajainak állapotáról elsősorban a Települési Környezetvédelmi Programok adhatnak információt, mely dokumentumok elkészítési kötelezettségéről az 1995. évi LIII. törvény, 46. §-a rendelkezik. A programok sorra veszik a környezeti elemek állapotát, valamint az adott településen előforduló földtani közege potenciálisan veszélyt jelentő tevékenységeket. A rendszer önbevallásos módon működik, így a talajok valódi állapotának leírása és veszélyeztetettsége csak korlátozottan lehetséges.

A bevezető részben leírtak alapján látható, hogy a talajokat milyen komoly hatások érhetik a települések belterületén. Vizsgálatuk segít megérteni az urbánus talajokban lejároló folyamatokat és változásokat, ezáltal hozzájárul a következmények minél pontosabb megismeréséhez. Az eredmények és az azokból levont következtetések befolyásolhatják a döntéshozókat a települési környezetvédelmi célú fejlesztések kivitelezésében. A városi talajok vizsgálata az utóbbi néhány évben került a figyelem előterébe. A téma aktualitása miatt fontosnak éreztem, hogy Debrecen példáján foglalkozzam ezzel a kérdéssel.

1.2 Célkitűzések

Dolgozatom célja meghatározni, hogyan módosultak a debreceni talajok tulajdonságai városi környezetben. A vizsgálatok kiterjedtek Debrecen centrumára, családi házas övezetére, valamint külterületére. A mintavételezés talajszelvényekből és furatokból történt, amelyet laboratóriumi feldolgozás követett. Disszertációmban a következő konkrét célkitűzéseket fogalmaztam meg:

A szelvényekből és furatokból begyűjtött talajminták fizikai és kémiai tulajdonságának meghatározása.

A potenciálisan toxikus elemek: Ni, Cu, Cr, Pb, Zn, Ba koncentrációinak meghatározása, valamint az érvényben lévő határértékekkel való összevetése.

A talajtulajdonságokban antropogén hatásra bekövetkezett változások meghatározása egyrészt a különböző területhasználati típusok (belváros, szuburbán terület, városkörnyéki kontrol terület) talajaiban, másrészt szelvénybeli lefutásukban (vertikális eloszlás).

Különböző akkumulációs indexek számításával elkülöníteni az antropogén és litogén eredetű elemeket, meghatározni az antropogén hatásra bekövetkezett feldúsulás mértékét.

Statisztikai vizsgálatokkal feltárni az egyes paraméterek közötti összefüggéseket.

Klaszteranalízissel vizsgálni a talajokat ért antropogén hatások térbeli megoszlását.

A talajszelvényeket besorolni a WRB nemzetközi talajosztályozási rendszer irányelvei alapján.

2 Irodalmi áttekintés

2.1 A talajtulajdonságokra vonatkozó változások

A városi talajok kutatásának rövid történelme ellenére gazdag szakirodalom áll rendelkezésünkre a témát illetően. A kutatók több, általánosan elfogadott tendenciát írtak le (*Hernández et al.*, 2021), ami hozzásegít a városi talajok működésének megértéséhez: *Lehmann*, 2004, *Lehmann–Stahr*, 2007, *Horváth*, 2016-os, valamint *Uzarowicz et al.*, 2020-as munkája jól összefoglalja a különböző talajtulajdonságok városi környezetben bekövetkező változásait.

Gécsi, 1999-ben és 2001-ben publikált tanulmányai kiegészítik a korábban említett szerzők állásfoglalását, ugyanakkor *Gécsi* a talajokat, mint tájalkotó tényezőt vizsgálja a hemeróbiaszint egyes kategóriáiban. Megnevez természetes, természetközeli, félig természetes, antropogén biológiai és antropogén-technogén kategóriákat. A talajokat érő komoly változások már a félig természetes szinten megjelennek. A kutatók az alábbi pontokban foglalják össze a városi talajok legfőbb ismérveit (*Gécsi*, *Horváth*, *Lehmann*):

- Mesterséges fedőréteg területi arányának nagymértékű növekedése,
- Az O szint hiánya, eredeti genetikai talajszintek leromlása,
- Műtermékek előfordulása a talajban,
- Szénsavas mésztartalom megemelkedése,
- A kémhatás lúgos tartományba való elmozdulása,
- A szennyezőanyag-koncentráció növekedése,
- Alacsony talajnedvesség, magas talajhőmérséklet, tömörödéssre való hajlam.

A talajfedés

A talajok mesterséges, vízzáró anyagokkal való lefedése negatívan befolyásolja a talaj ökológiai funkcióit. A lezárásra használt anyagok anyagi minősége, színe és porozitása, a lefedett talajok minősége, valamint a városi infrastruktúra kulcsfontosságú a talajok funkcióinak megőrzésében (*Saiano–Scalenghea*, 2009, *Scalenghea–Marsan*, 2009a, *Craul*, 1999).

A talajok mesterséges anyaggal való lefedésének következményeit az 1. táblázat tartalmazza (*Artmann*, 2016, *Salvati–Bajocco*, 2011, *Scalenghea–Marsan*, 2009a, *Scalenghea–Ferraris*, 2009b).

1. táblázat. A lefedés talajban bekövetkező hatásai, Scalenghea–Marsan, 2009a, munkája alapján módosítva

Tényező	Hatás/következmény	
Hő	több fényvisszaverő felület	
Víz	csökkenő beszivárgás	csökkenő kémiai reakcióképesség, szűrőképesség csökkenése, biomassa elvesztése, a víztartó rétegek természetes visszatöltődésének akadályozása
	többlet víz	szomszédos területeken a víz mennyisége növekszik, növekszik a pocsolyák gyakorisága és felszívódásuk ideje, anaerobiózis folyamatok gyakorisága, szennyezőanyagok továbbítása
Gáz	csökkentett és zavart cserekapcsolatok	
Élővilág	kevesebb növényfelület, biomassa- és szennyelő terület, csökken a biodiverzitás	
Táj	vizuális érték és vonzerő csökkenése	

Antropogén eredetű anyagok

A műtermékek anyagi minőségtől függően különböző módon képesek a talajok tulajdonságait megváltoztatni (Hulisz *et al.*, 2018). A városi területeken leggyakrabban az építési és bontási törmelékekkel találkozhatunk (tégla, habarcs, cement, beton, aszfalt) (Howard–Olszewska, 2011, Howard, 2017, Leguédouis *et al.*, 2016, Prokof'eva *et al.*, 2020, Sapkota *et al.*, 2020). A mesterséges anyagokból kimosódó és felhalmozódó kalcium, valamint a magas pH értékek között összefüggés mutatható ki (Kida–Kawahigashi, 2015).

A magas hőmérsékleten kezelt, a kémiai és biológiai lebomlási folyamatoknak ellenálló kerámiaanyagok hosszú időn keresztül a talajban maradhatnak (Fabbri *et al.*, 2014). Ezzel szemben az alacsony hőmérsékleten kiégetett tárgyak nyitott pórusszerkezetüknek köszönhetően képesek a talaj nedvességét felvenni, kevésbé ellenállóak az oldódási folyamatoknak, illetve a fagyhatásnak (Kibblewhite *et al.*, 2015). Az üveg viszonylag tartós anyag, azonban nedvesség hatására bekövetkezhet a felületi korróziója (Huisman *et al.*, 2008).

A fémek korróziója a talajban nagymértékben függ a talajok tulajdonságától; savas környezetben gyorsan végbe mehet a korrózió folyamata. Az erősen korrozív talajkörnyezetet meszezéssel lehet javítani. A különféle fémek eltérő ellenállást mutatnak a korrózióval szemben. A vas sokkal könnyebben korrodálható, mint a réz,

az ólom vizes környezetben ellenáll a korrózióknak. Az alumínium egy oxidbevonatot képez, ami kis mértékben, de növeli az oxidatív korrózióval szembeni ellenálló képességét (*Kibblewhite et al., 2015*).

Más kutatók kimutatták, hogy a koporsókon található fémből készült részek (szegek, fogantyúk, kilincsek, egyéb dísz tárgyak) szerepet játszhatnak a talaj potenciálisan toxikus elemek szennyezésében (*Olivier-Jonker, 2012*), emellett arra is rámutattak, hogy a patogén eredetű anyagok megnövelhetik a talaj szervesszéntartalmát (*Charzyński et al., 2011*).

A mikroműanyag-szennyezésekről szóló kutatások előtérbe helyezik a vizekben található 5 mm-nél kisebb műanyagdarabok vizsgálatát (*Helmlberger et al., 2019, Grbić et al., 2019, 2020, Zettler et al., 2013*), ugyanakkor az antropogén eredetű anyagok talajtani vonatkozásában szintén kezd egyre több tanulmány a városi talajok mikroműanyag-tartalmával foglalkozni (*Afrin et al., 2020, Du et al., 2020*). Az elmúlt tíz évben a témában megjelent szakcikkek 7,3%-a már a talaj témakörben íródott (*Young-Nam et al., 2020*).

Kémhatás

A talaj pH-ja közvetlenül az ionok oldhatóságára van nagy hatással, közvetve viszont befolyásolja a növények növekedését. A tápanyagok és a legtöbb potenciálisan toxikus elem alacsony pH értékek mellett jobban oldódnak (*Nanthi et al., 2003, Adamczyk-Szabela et al., 2015., McCauley et al., 2017, Alghamni et al., 2015*). Városi környezetben a természetes talajokhoz képest magasabb pH értékeket mutattak ki, ami egyrészt a talajba kerülő építési és bontási törmelékekből kioldódó kalciumra vezethető vissza (*Greinert-Kostecki, 2019*), másrészt az utak téli jégmentesítését szolgáló sózás (NaCl) eredménye (*Hofman et al., 2012, Azovtseva-Smagin, 2018, Scheberl et al., 2019*).

A kerti talajok pH-ja szintén a lúgos irányba mozdulhat el a magas sótartalmú öntözővizek használatával (*Gyekye, 2013, Craul, 1991, Scharenbroch-Catania, 2012*). A magas nátrium és klorid megváltoztatja a talajok ionkoncentrációját, valamint befolyásolja a talajok ozmotikus értékét, ami a növények számára felvehető víz mennyiségét csökkenti. Egyes kutatásokban megállapítást nyert, hogy a városban lévő fák lombozata és levelei a talajok magas sótartalma miatt károsodtak (*Czerniawska-Kusza et al., 2004*).

Humusztartalom

A talajképződésben a humusz fontos szerepet játszik. Egyrészt érzékeny a természetes vagy antropogén hatás miatt bekövetkezett környezeti változásokra, másrészt viszont rendelkezik bizonyos fokú ellenálló képességgel is a zavaró hatásokkal szemben. Ebben az összefüggésben a városi talajok humuszállapota nagy

jelentőséggel bír a városok ökológiai állapotának alakulásában (Weissert *et al.*, 2016, Gorbov–Bezuglova, 2014, Hargitai, 1993).

A városi területeken a humusz mennyisége és minősége kevésbé függ a természetes, mint az antropogén tényezőktől (Oktaba *et al.*, 2018). A humusztartalom alacsony mennyisége és annak ingadozása a városi talajok egyik jellemző tulajdonsága (Puskás–Farkas, 2009, Gorbov - Bezuglova, 2014). A szerves anyagok, illetve a szerves szén mennyisége a városi rekreációs területek feltalajában különféle inputok (pl.: komposzt) kijuttatása (Midgley *et al.*, 2021, Yang *et al.*, 2021) és egyéb meliorációs tevékenységek (Lasota *et al.*, 2020) esetén növekedhet (Sarzhanov *et al.*, 2017). A városi területeken gyakran tapasztalható, hogy a tereprendezési munkálatokat, magas humusztartalmú, más területekről származó talaj elterítésével fejezik be (1. ábra). Ezek alapján azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a zöldfelületi elemek kezelése a feltalaj humusztartalmában is rendkívül nagy eltéréseket eredményez (Mendyk–Charzynski, 2016., Weissert *et al.*, 2016, Samardžic *et al.*, 2017).



1. ábra. Talajterítés Debrecenben a Kartács utcánál (Szabó György, 2015)

Ebben a tekintetben a humusz mennyisége különösen fontos, hiszen a magasabb humusztartalom megnöveli a talajok víztároló képességét (Horváth *et al.*, 2014), ami nélkülözhetetlen egy városi zöldfelületi rendszer optimális működéséhez.

A szerves szén mennyisége az antropogén hatásoktól mentes talajokban általában a mélységgel együtt csökken, ugyanakkor egy természetes folyamatok révén

eltemetett talaj humuszos rétegei is tartalmazhatnak nagyobb mennyiségű humuszt a mélyebben húzódó talajsintekben (*Buró et al.*, 2011, 2016, *Mazurek et al.*, 2016).

Az al- és feltalaj szerves anyag (szén) készletének hányadosa (Subsoil/Topsoil, SS/TS) utal a szerves anyag tartalom szelvénybeli eloszlására.

Az 1-hez közelítő vagy azt meghaladó értékek az altalaj szerves szén tartalmának dominanciáját jelzik (*Vasanev et al.*, 2013), ami városi környezetben legtöbbször emberi bolygatásra, mesterséges mechanikai áthalmozásra utal.

2.2 A potenciálisan toxikus elemek terhelése városi talajokban

A települések talajainak biológiai, fizikai és kémiai tulajdonságai nagymértékben eltérhetnek a természetes talajok paramétereitől (*O’Riordan et al.*, 2021, *Pouyat et al.*, 2007, *Gyekye*, 2013, *Molnár*, 2013). Összességében a talajokra számtalan potenciális szennyezőforrás jelent veszélyt (*Charzyński et al.*, 2017).

A szakirodalomban fellelhető munkák leginkább a hígtrágya, szennyvíziszap, illegális hulladéklerakás, mezőgazdasági vegyszerek, fosszilis tüzelőanyagok elégetéséből, közlekedésből és ipari tevékenységből származó légszennyező anyagok kiülepedését tartják a talajszennyezés felelősének (*Simon*, 2006, *Pascucci*, 2011, *Luo et al.*, 2015, *Adamcová et al.*, 2016).

2.2.1 Közlekedési zónák

A városi talajok elemösszetételével kapcsolatos kutatások elsősorban az előbbi felsorolás utóbbi két tényezőjének szerepére hívják fel a figyelmet (*Galitskayaa et al.*, 2017., *Delang*, 2017, *Ljung et al.*, 2006a). A belsőégésű motorok működése során számtalan káros anyag kerül a légkörbe, majd kiülepedhet a növényzet felületére (*Margitai et al.*, 2017., *Jafari et al.*, 2018.) és a talajtakaró felszínére (*Naszradi*, 2007, *Wei et al.*, 2009, *Simon et al.*, 2016). Így nem véletlen a közlekedésből származó PTE-k (Zn, Pb, Cd, Ni, Cr, Cu) feltalajokban való akkumulációja városi környezetben (*Gu et al.*, 2016, *Sager*, 2020, *Maqbool, et al.*, 2020) és a forgalmasabb közlekedési csomópontokban (*Staszewski*, 2015). A kipufogógázokkal együtt távozó anyagok nagy távolságot képesek megtenni és máshol kifejteni hatásukat (*Kowalczyk–Szulc*, 2017). Ennek ellenére a kutatók rávilágítottak, hogy a kibocsátástól való távolság növekedésével csökken a közlekedésből származó szennyezők feldúsulása a talajban (*Wawer et al.*, 2017).

Az ólom valamennyi közlekedésből származó nehézfém közül az egyik legnagyobb problémát okozza. Az ólommentes üzemanyagok bevezetésével ugyan csökkent a kibocsátás mértéke, azonban a több évtizedes használat során a közlekedési zónák feltalajában napjainkban is kimutatható az ólom magasabb koncentrációja. Ez magyarázható az ólom talajokban tapasztalt alacsony mobilitásával (*Bretzel–Calderisi, 2006, Nezat et al., 2017*).

A kadmium is többnyire az üzemanyagok égése során jut a légkörbe, de csekély mennyiségben a gumiabroncsok kopásából is kerül a környezetbe. A gépjárművek mozgó-kopó alkatrészei a cink és a réz mennyiségét növelik a talajban (*Zhang et al., 2012*).

A városi talajok szennyezésénél a báriumot is érdemes megemlíteni, hiszen széleskörű alkalmazása miatt (közlekedés, fékbetét, kuplung, gumi, csempe, téglá, festék) a megemelkedett bárium mennyiség az antropogén hatások egyik lehetséges jelzője lehet (*McBride et al., 2014*).

2.2.2 Potenciálisan toxikus elemek terhelése különböző funkciójú városi területek talajaiban

A korábbiakban rámutattunk a közlekedési zónák PTE terhelésére, ugyanakkor a városokban a különböző területhasználati területek általában eltérő talajszennyezéssel bírnak (*Xia et al., 2011*). Abban a kutatók egységes véleményre jutottak, hogy legtöbbször egy város központi részében figyelhető meg a legnagyobb mértékű PTE akkumuláció (*Roje et al., 2018*).

A városi parkokban jellemző a talajok magasabb szerves anyag tartalma, ami a magas adszorpciós kapacitása miatt elősegíti a PTE-k akkumulációját (*Wang–Zhang, 2018*). Ilyen jellegű vizsgálatok Belgrád zöldfelületi elemeiről és útmenti sávjából származó talajminták esetében történtek, ahol a két terület PTE tartalma (Cd, Co) között nem mutattak ki jelentős különbséget (*Marjanovic et al., 2009, Kuzmanoski et al., 2014*).

A családi házas övezetek kertjeiben inkább műtrágyákkal és növényvédő szerekkel juttatnak szennyező anyagokat a talajba (*Szolnoki, 2014*). A városi konyhakertek fokozott figyelmet érdemelnének, hiszen a növényeken keresztül a szennyezőanyagok a táplálékláncba kerülve humán egészségügyi kockázatot jelentenek (*Salah Al-Heety et al., 2017*).

A városi talajok egészségügyi hatásainak kutatása kiterjedt a játszóterek és homokozók vizsgálatára is. A kisgyermek a leginkább veszélyeztetett csoport (*De-Miguel et al., 2007*). *Chaney–Mielke, 1986*-ban nem sokkal az üzemanyagok 91%-os

ólomszennyezését követően széleskörűen vizsgálta a játszóterek ólomterhelése és a kisgyermekek vérében kimutatott ólom mennyiség kapcsolatát.

Megállapítást nyert, hogy a gyerekek vérében található ólom mennyisége ugyanazt a tendenciát követte, mint a talajban mért ólomkoncentráció (*Mielke et al.*, 1989). A talajszemcsék közvetlen lenyelése, illetve az ujjakról a szájba kerülő talaj jelenti a legfőbb kockázatot (*Ljung et al.*, 2006b,c). Hasonló eredményre jutott *Valskys et al.*, 2016, ahol a magas ólomkoncentráción (170–210 mg/kg) kívül 400 mg/kg-os cink és 85 mg/kg-os réz mennyiségeket mutatott ki vilniusi óvodák udvarán.

Wirnkor és munkatársa 2017-ben számszerű adatokkal bizonyította a kockázat mértékét, meghatározta a játszóterek bioakkumulációs értékét, valamint kimutatta, hogy Owerri (Nigéria) játszótereiben a cink feldúsulása a legnagyobb mértékű. Ezzel szemben az Uppsalában végzett kutatás a játszóterek talajaiban mért magasabb fém tartalmakért, jelenlegi potenciális szennyezőforrás hiányában, a korábbi talajban maradt fém maradványokat nevezte meg felelősnek (*Ljung et al.*, 2006b,c).

2.3 A potenciálisan toxikus elemek feldúsulását kifejező indexek alkalmazása urbánus környezetben

Az urbanizált területek talajaiban kimutatott PTE koncentrációk nem minden esetben extrém magasak vagy haladják meg az érvényben lévő, rendeletben megadott szennyezettségi határértékeket. A városokban jelentkező megemelkedett elem tartalom azonosítására, valamint a nehézfémek antropogén vagy litogén eredetének elkülönítésére a kutatók különféle indexek számításával keresik a választ (*Yongming et al.*, 2006, *Gąsiorek et al.*, 2017).

A feldúsulási faktorokat (EF) az elemek feltalajban való dúsulási mértékének meghatározására, valamint az antropogén eredet kimutatására használják. Megkülönböztetünk feltalajra vonatkozó feldúsulási faktort (Top Enrichment Factor – TEF), amely egy adott elemnek a feltalajban és az adott mintavételi pont altalajában meghatározott mennyiségének a hányadosa. A talajtani feldúsulási faktor (Enrichment Factor Pedologic – EFP) a vizsgált nehézfém és egy kiválasztott „referencia” elem arányát mutatja az alapközethez képest (*Szolnoki*, 2014).

A módszerben eltérések fordulhatnak elő, mert a kutatók szabadon választhatnak „referencia” elemet – leggyakrabban a gyakori kőzetalkotók közül az Al, Fe, Mn, Sc, Ti-t alkalmazzák (*Reimann–Caritat*, 2000, *Quevauviller et al.*, 1989, *Schiff–Weisberg*, 1999, *Mishra et al.*, 2004). Az EF értékekben további különbségek adódhatnak, ha a „referencia” elemet nem a mintaterület talajából határozzák meg, hanem pl. a földkéregben található mennyiséghez viszonyítják (*Tippie*, 1984). A feldúsulási faktor képlete (*Buat-Menard–Chesselet*, 1979):

$$EF = [C_n(\text{minta}) \times B_{\text{ref}}(\text{referencia})] / [C_{\text{ref}}(\text{minta}) \times B_n(\text{referencia})],$$

ahol az EF (Enrichment Factor) a Feldúsulási Faktor, a C_n a mintaterület talajában kimutatott elemkoncentráció, a C_{ref} a mintaterület talajában kimutatott referencia elem koncentrációja, a B_n a háttérkörnyezetre vonatkoztatott elemtartalom, a B_{ref} a háttérkörnyezetre vonatkoztatott referencia elem koncentrációja.

A feldúsulási faktorok osztályozása (Sutherland, 2000, Loska–Wiechula, 2003):

EF < 2	nincs feldúsulás
EF = 2–5	mérsékelt feldúsulás
EF = 5–20	jelentős feldúsulás
EF = 20–40	nagyon magas feldúsulás
EF > 40	extrém magas feldúsulás

A geoakkumulációs index, $I_{\text{geo}} = \log_2(C_n / 1,5B_n)$ Müller 1969-es munkájához kapcsolódik. A képletet Loska *et al.*, 2004-ben alkalmazta, és szintén a földkéregben található mennyiséghez (B_n) viszonyította a talajok fémtartalmát (C_n). Az 1,5-es állandó az adott anyagnak a környezetben való természetes ingadozása. A talajok minősítése és osztályozása a geoakkumulációs index (I_{geo}) értékétől függ.

A geoakkumulációs indexek osztályozása (Müller, 1981):

I_{geo} érték	I_{geo} osztály	A talajminőség meghatározása
> 5	6	extrém szennyezett
4–5	5	erős és extrém közötti szennyezettség
3–4	4	erősen szennyezett
2–3	3	mérsékelt és erős közötti szennyezettség
1–2	2	mérsékelt szennyezett
0–1	1	nem szennyezett és mérsékelt közötti szennyezettség
< 0	0	nem szennyezett

A szennyezettségi faktor (Contamination factor) (C_f), $C_f = C_1/C_0$, ahol a C_1 legalább öt mintavételi helyszínről származó talajminta átlagos elemtartalma, a C_0 pedig a vizsgált elem földkéregben való előfordulása. Négy kategóriát különíthetünk így el:

$C_f < 1$	alacsony szennyezettségi faktor
$1 \leq C_f < 3$	mérsékelt szennyezettségi faktor
$3 \leq C_f < 6$	jelentős szennyezettségi faktor
$C_f \geq 6$	nagyon magas szennyezettségi faktor

A PTE-k feldúsulását kifejező faktorok/indexek vonatkozásában a mintaterületünkhöz viszonyított eltérő környezet, illetve elem azt a veszélyt hordozza magában, hogy ugyanarról a területről teljesen más eredmények születnek, ugyanis a földkéregben előforduló elemek nagyságrendekkel eltérhetnek a vizsgált terület talajában és a kontrol terület talajában mért értékektől (Sándor–Szabó, 2019).

A szennyezettségi faktor csak egy elem szintjét mutatja be, azonban több vizsgált elem szennyezettségi faktorának összege a választott mintaterület *szennyezettségi fokát* (C_{deg} – Contamination Degree) jellemzi (Loska et al., 2004):

$$C_{deg} = \sum_{i=1}^n C_f^i$$

alacsony fokú szennyezés ($C_{deg} < 8$),

mérsékelt fokú szennyezés ($8 \leq C_{deg} < 16$),

jelentős fokú szennyezés ($16 \leq C_{deg} < 32$),

nagyon magas fokú szennyezés ($C_{deg} \geq 32$) (Hakanson, 1980).

A szennyezőanyag-terhelési index (PLI – Pollution Load Index) egy adott területre vonatkozóan a vizsgált elemekre (n) kiszámolt szennyezettségi faktorok szorzatának n-edik gyöke. Ha PLI értéke egytől kisebb, akkor nem beszélhetünk szennyezésről, ellenkező esetben szennyezett a mintaterületünk:

$$PLI = n \sqrt[n]{(CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times \dots \times CF_n)}$$

A Nemerow-féle szennyezettségi indexet (NPI – Nemerow’s Pollution Index) a talajszennyezés vizsgálatán kívül a talajvizek szennyezésének kimutatására is alkalmazzák. $NPI = C_i / L_i$, a mintában mért elemkoncentráció (C_i) és az adott elemre érvényes megengedett határérték (L_i) hányadosát veszi. Az NPI egy mértékegység nélküli szám, 1 fölötti eredmény szennyezésre utal (Chen et al., 2012, Zheng et al., 2011).

2.4 A vizsgált elemek általános jellemzése

2.4.1 Bárium

A bárium elemi állapotban a természetben nem található meg. A földkéregben 650 mg/kg az átlagos koncentrációja (Yaroshevsky, 2006), a geokémiai atlasz szerint Debrecenben és környékén 85–175 mg/kg között változik a talajok báriumtartalma. Közepesen mobilis elem, mozgékonyágát a barit oldhatósága befolyásolja.

A városok levegőjében átlagos koncentrációja 5 ng/m³. Élettani viszonylatban a belélegzése légzőszervi megbetegedéshez vezet, az oldható bárium vegyületek kis mértékben szívódnak fel a gyomor–bélrendszerből. A csontokban felhalmozódik, ezáltal a Ba/Sr hányados az életkorral nő (*Török–Fügedi*, 2014). A talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt szennyezettségi határértéke báriumra vonatkoztatva 250 mg/kg.

2.4.2 Nikkel

A földkéregben átlagosan 58 mg/kg-os koncentrációban található (*Yaroshevsky*, 2006), a nem szennyezett talajok 5–50 mg/kg nikkelt tartalmaznak. A Ni²⁺ mobilitását döntően a talaj kémhatása szabja meg, adszorpciója főleg az agyagásványokon, a vas- és mangán-oxidokon és hidroxidokon megy végbe.

Az állatoknál és a növényeknél is esszenciális nyomelem, táplálékkal az emberi szervezetbe is jut nikkel. Káros hatást ebben a formában nem mutattak ki, de a nikkelporok és nikkel karbonillal szennyezett levegő belélegzése hosszútávon károsodást idézhet elő a tüdőben. A nikkelt a fém- és elektromos ipar hasznosítja elsősorban, az agrár területeken kihelyezett műtrágyák, szennyvíziszapok által közvetlenül is a talajba kerül.

A 20. század második felétől a megnövekedett nikkelibocsátás összefügg az olaj fokozódó felhasználásával (*Stefanovits et al.*, 1999, *Filep*, 1999b, *Csathó*, 1994, *Simon*, 1999, *Vince*, 2014, *Horváth*, 2016). A talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt szennyezettségi határértéke nikkellelre vonatkoztatva 40 mg/kg.

2.4.3 Cink

A cink biológiai szempontból esszenciális elem, az enzimek aktiválásában játszik fontos szerepet. Összes mennyiségét a talajképző közet ásványainak cinktartalma határozza meg, ezenkívül a kémhatás, a humusztartalom és az agyagfrakció aránya befolyásolhatja.

Talajban való mobilitását a kémhatás és a foszfor befolyásolja, a mozgékonyság a savanyúság fokozódásával és a foszfortartalom növekedésével csökken. A legkisebb mennyiségben a homoktalajokban fordul elő, a földkéregben 83 mg/kg-os koncentrációban van jelen. Az ipar elsősorban galvanizáló elemként használja, ezentúl a közlekedésből származó cink a gumiabroncsok kopásából ered (*Stefanovits et al.*, 1999, *Simon*, 1999, 2006, *Naszradi*, 2007, *Szegedi*, 2011, *Yaroshevsky*, 2006). A talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt szennyezettségi határértéke cinkre vonatkoztatva 200 mg/kg.

2.4.4 Réz

Az esszenciális nyomelemek közé tartozik, azonban bizonyos koncentráció felett toxikussá válik. Az emberi szervezetben való felhalmozódása Wilson-kórra utal (*Aikpokpodion et al.*, 2013, *Sangiumsak–Punrattanasin*, 2014). A földkéregben 47 mg/kg-ban van jelen (*Yaroshevsky*, 2006), hazai viszonylatban 1–191 mg/kg-os mennyiségben fordul elő.

A talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt szennyezettségi határérték rézre vonatkoztatva 75 mg/kg. Előszeretettel használják ötvözőelemként, urbánus környezetben a gépjárművek kopásából és a felszínalatti rézcsövek korróziójából eredeztethető (*Szegedi*, 1999a).

A mezőgazdasági tevékenységbe bevont területeken egyes műtrágyákkal, szőlő- és gyümölcsültetvényeken gombaölő szerekkel kerül a talajba (*Sándor–Szabó*, 2012). A savanyú talajokban a leginkább mobilis, a pH emelkedésével csökken az oldhatósága (*Kádár*, 1998, *Simon*, 1999, *Stefanovits et al.*, 1999, *Filep*, 1999a).

2.4.5 Ólom

Az ólmot az emberiség már kb. 6000 évvel ezelőtt elkezdte használni. Veszélyességét már 4000 évvel ezelőtt felismerték. Humán- és állategészségügyi tekintetben is az egyik legtoxikusabb elem. Az emberi szervezetbe való bejutása idegrendszeri megbetegedésekhez vezethet, általában a csontokban, fogakban és a májban halmozódik fel, emellett zavart okoz az agyfunkciókban, a kiválasztó és vérképző szervekben (*Internet1*, *Internet2*).

Természetes állapotban előfordul a földkéregben – 16 mg/kg (*Yaroshevsky*, 2006). Nem szennyezett talajokon általában 2–20 mg/kg közötti koncentráció jellemző. A porszemcsékre tapadva, majd a levegőből kiülepedve kerül a talajba. Elsődleges kibocsátója a közlekedés és az ipar, emellett festékanyagokban és a régi vízvezetékcsövek csőrendszerének utolsó szakaszában is jelen lehet.

A talajban az egyik legerősebben kötött fém, oldhatósága és talajbeli koncentrációja a talajok kémhatásától, kolloid tartalmától és minőségétől függ (*Stefanovits et al.*, 1999, *Filep*, 1999b, *Kádár*, 1991, 1999). A talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt szennyezettségi határértéke ólomra vonatkoztatva 100 mg/kg.

2.4.6 Króm

A krómot a 18. század második felében fedezték fel és ettől kezdve rendkívül gyorsan elterjedt a használata. A króm (III)-at esszenciális nyomelemként tartják számon, de több vegyületéről bebizonyosodott mérgező hatása. A króm(VI)-os oxidációs formája a legveszélyesebb, karcinogén hatással bír.

A jelenkori technológiák ötvözetként hasznosítják (*Internet1*). A króm döntően a mezőgazdasághoz köthető, a trágyázásra használt szennyvíziszap, a komposzt, a szerves trágya, valamint a foszfáttartalmú műtrágyák kihelyezése révén kerül a talajba (*Tarackközi, 2003, Simon, 2006*). A földkéregben található mennyisége 83 mg/kg (*Yaroshevsky, 2006*). A talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt szennyezettségi határértéke krómra vonatkoztatva 75 mg/kg.

2.4.7 Vas

A harmadik leggyakoribb elem, a földkéregben átlagosan 46.500 mg/kg-os koncentrációban fordul elő. A talajban a redox folyamatok függvényében kétféle ionformában van jelen: anaerob körülmények között Fe^{2+} formában, míg aerob körülmények mellett Fe^{3+} alakban fordul elő.

Magas pH értéknél mindkét formában rosszul oldódik. Semleges és alkálikus közegben a foszfor csökkentheti a vas felvehetőségét, így vashiányt idézhet elő. A talajokban előforduló vashiányt a mangán és a réz szintén kiválthatja (*Stefanovits et al., 1999, Filep, 1999a*).

2.4.8 Mangán

Talajban való előfordulása az ásványok mállásának következménye. A mangán és a vas megegyező kémiai tulajdonságuk miatt földtani közegben hasonlóan viselkedik, felszín közelében együtt fordulnak elő, ugyanakkor a vas jóval gyakoribb elem a Földön. Talajtani szempontból fontos szerepe van: egyrészt jelentős tápelem hiányuk a növények fotoszintézisét gátolja, másrészt kiváló állapotjelző lehet (*Stefanovits et al., 1999, Horváth et al., 2013*).

2.4.9 Alumínium

Kémiai értelemben az alumínium félfémnek tekinthető. 81.000 mg/kg-os koncentrációjával a földkéreg leggyakoribb elemei közé sorolható. A homokkötől és

mészektől eltekintve az alumínium a kőzetek meghatározó összetevője. A termőtalajok Al-koncentrációját elsősorban az anyakőzet határozza meg, a talaj élővilágára és termékenységére leginkább az alumínium kicserélhető és egyéb mozgékony formái hatnak (Simon, 2006, Szegedi, 2011).

2.5 Az antropogén talajok osztályozásának jelenlegi helyzete

A magyar talajosztályozási rendszer, hasonlóan más európai rendszerekhez, dokucsajevi alapokon vizsgálja a talajokat. Az osztályozás alapjául a talajfejlődés ismerete és a földrajzi törvényszerűségek szolgálnak, a rendszer a természetes talajképződésre, illetve a természetes talajokra koncentrál, kihagyva az antropogén talajokat. Ugyanakkor a modernebb rendszerekben inkább a diagnosztikai szemlélet terjedt el, amelyekben a talajképző folyamatok által létrejött, jól definiálható, számszerűsíthető tulajdonságok és talajszintek szerint történik a talajok besorolása (Michéli, 2011).

Az elmúlt évek hazai talajkutatásában megjelent a törekvés a magyar rendszer olyan irányú megújítására, amely kiter az antropogén talajokra (Michéli et al., 2014, 2015).

Az urbán talajok sokfélesége még bonyolultabbá teszi az osztályba sorolás tényét. Farsang és munkatársai (2015) publikációja pontosan leírja az antropogén talajok nagyobb típusait:

- Talajok, melyek egy adott osztályból emberi hatásra egy másik osztályba tartozó talajjá alakultak át,
- Ember alkotta diagnosztikus talajszinttel rendelkező talajok,
- Ember által létrehozott új talajképző kőzeten kialakult talajok,
- Ember által mélyen bolygatott talajok,
- Talajok, melyek feltalaja emberi hatásra módosult

Az antropogén talajok osztályozásának összetettségét jól mutatja, hogy az elmúlt évtizedekben kialakult nemzeti talajosztályozási rendszerek már vizsgálták ezt a kérdést, ugyanakkor egyes európai országok némileg eltérő módon közelítették meg az antropogén hatásra módosult talajok problematikáját. A talajosztályozási rendszerek fejlődése jelenleg is zajlik, ezek a rendszerek olyan kiegészítéseket kapnak, amelyek jól tükrözik a talajokban emberi hatásra bekövetkező változásokat, vagy akár a talajtérfépezési módszereket (Mendyk et al., 2020, Sobocká et al., 2020).

A kutatók egyetértenek abban, hogy a városi talajok legfőbb ismérvei a talajokban való mesterséges anyagok felhalmozása, átkeverése, valamint a mesterségesen áthelyezett anyagok jelenléte. Az angol és walesi rendszerben 40 cm

vastagságú ember által létrehozott vagy áthelyezett anyag szükséges az osztályozás kritériumához (Hollis, 1991), míg a francia osztályozás 50 cm vastag hasonló tulajdonságokkal rendelkező réteget ír elő (Baize–Girard, 2008).

Azokat az ásványi talajokat, amelynek kialakulásában az emberi tevékenység meghatározó volt, a FAO-talajosztályozási rendszer 1993-ban az Anthrosol nagy talajcsoportba sorolta (Stefanovits et al., 1999). A nemzetközi talajosztályozásban 1998-ban a Világ Talaj Referenciabázis (World Reference Base for Soil Resources) szintén saját referenciacsoportot (Anthrosol) tartalmazott, amely főleg a hosszú időn keresztül mezőgazdasági művelés alatt álló talajokat foglalta magába (FAO/ISRIC/ISSS, 1998). A WRB első megújított kiadása fókuszált leginkább a települési talajokra, létrehozva egy új referenciacsoportot, a Technosol (IUSS Working Group WRB, 2007). Az osztályozás követelményei számszerűen definiálták az antropogén jegyek meglétét.

2.5.1 A WRB (World Reference Base for Soil Resources, 2014) Technosol referenciacsoportjának bemutatása

A Technosol a harmadik referenciacsoport. A talajok besorolásánál, ha a következő kritériumok valamelyikét teljesíti, akkor a talajt ebbe a referencia osztályba soroljuk.

A Technosol referenciacsoportba sorolandók azok a talajok, amelyek:

- a felszíntől számított 100 cm-es rétegben, vagy ha ennél sekélyebb összefüggő kőzet, cementált vagy tömődött réteg van, akkor a felszíntől annak felső határáig térfogatának súlyozott átlagában legalább 20% műterméket tartalmaz;

vagy

- a felszíntől számított 100 cm-en belül kezdődően bármilyen vastagságú összefüggő, vízzáró vagy rendkívül gyenge áteresztőképességű, mesterséges geomembránt tartalmaznak;

vagy

- a felszíntől számított 5 cm-en belül a talajfelszín horizontális kiterjedésének legalább 95%-ában technikai szilárd kőzetet tartalmaznak.

A helyes referenciacsoport kiválasztását követően a csoporthoz rendelhető elő- és utóminősítőket (prefix qualifiers, suffix qualifiers) választjuk ki (Novák, 2013). A kulcsban megadott előtag minősítők a referenciacsoport alcsoportjainak

elkülönítésére szolgálnak, az utótag minősítők pedig egy adott tulajdonságra vonatkoznak.

A WRB 2015 update kiadásában a Technosol referenciacsoport osztályozási követelményeiben kismértékű változás történt, addig az előtag és utótag minősítők (Principal qualifiers, Supplementary qualifiers) – korábban elő- és utóminősítők – lényeges módosításon mentek keresztül.

2.5.2 A Technosol referenciacsoportra jellemző, antropogén hatást kifejező elő- és utótag minősítők értelmezése

Az előtag minősítők által kifejezett tulajdonságok nagymértékű hasonlóságot mutatnak a Technosol referenciacsoport kritériumaival. A minősítők használatával különbséget tehetünk a vizsgált szelvényben legalább 20%-ban előforduló műtermékek anyagi minőségére. A debreceni talajoknál leginkább megtalálható műtermék típus az építési és bontási törmelék (*urbic*). Ha az antropogén eredetű anyagok nagyobb részt ipari vagy bányászati törmelékből állnak, akkor *spodic* minősítőt alkalmazunk; amennyiben a szerves hulladék van túlsúlyban, a *garbicot* írjuk a Technosolok elé.

A települési talajok kutatásánál fontos szempont a felszín mesterséges anyagokkal való lefedése (*ekranic*), ami a megváltozott lefolyási viszonyok miatt elsődleges a településeket érintő környezeti problémákban (*Piotrowska-Dlugosz et al.*, 2015). A felszínre érkező csapadék mélyebb rétegekbe való beszívárgását a geomembrán és geotextília (*linic*) befolyásolhatja. A Technosolok lényeges tulajdonságát fejezi ki az *isolatic* minősítő, ami az olyan talajokat foglalja magába, amelyek egy technikai szilárd anyag felett alakultak ki és nincs kapcsolatuk az eredeti talajjal.

A nemzetközi talajosztályozási rendszer nem különbözteti meg azokat az antropogén bélyegeket kifejező utóminősítőket (*densic*, *drainic*, *novic*), amelyek alkalmazása kizárólag emberi tevékenységek következményeként lehetséges. Ily módon tehát tömörödött, lecsapolt talaj, valamint 5–50 cm vastag talajra ráhordódott réteg természetes módon is kialakulhat.

Az egyes minősítők bizonyos diagnosztikai szintek meglétéhez kapcsolhatók, amelyek kifejezik az antropogén bélyegeket, jellemzően azonban a mezőgazdasági és kertészeti területhasználathoz köthetők inkább, mint a városi talajokhoz. Szerves anyag vagy szerves anyagban gazdag adalékanyag ráhordásával és bekeverésével kialakult szint esetében a *plaggic* és *terric* utóminősítőkkal egészítjük ki a talaj pontos elnevezését. A felszíni talajszinteket érintő emberi tevékenységek megváltoztathatják a feltalaj diagnosztikai besorolását. A Technosol referenciacsoporton belül intenzív

öntözés (*irragric*), árasztás miatt szétiszapolódott réteg (*anthraquic*) és 100 mg/kg P₂O₅ koncentrációt meghaladó kerti talajok (*hortic*) jellemzőek.

A városi talajokhoz jobban kapcsolódó tulajdonságokat leíró egyes minősítők utalnak az antropogén eredetű anyagok meglétére, azokat minőségükben a régészeti csoportba sorolják (*archaic*). Az anyagi minőségükön túl, ha a műterméktartalom a szelvény felső egy méterében meghaladja az 50%-ot, akkor a *hyperartefactic* utóminősítőt helyezük el a felsorolásban. A talajok antropogén hatásra bekövetkezett bolygatását a *relocatic* és a *transportic* minősítők fejezik ki attól függően, hogy a talajanyagot helyben halmozták át vagy máshonnan szállították az adott helyszínre. Laboratóriumi mérést követel a *toxic* minősítő abban az esetben használható, ha a talajszelvényünk felső 50 cm-es rétegében az emberi szervezetre mérgező szennyezést mutatnak ki (*IUSS Working Group WRB, 2015, Novák–Incze, 2018*).

2.5.3 A Technogén talajok egyéb csoportja

A városi talajtípusok egy egészen új csoportját alkotják az úgynevezett Edifisolok (nem része a WRB rendszernek).



2. ábra. Edifisol Kolozsváron (*Charzinsky et al., 2013b.*)

Legfőbb jellemzőjük, hogy mesterséges felszíneken alakulnak ki – legtöbbször régi városfalakon, csatornákon, épületek tetőszerkezetén (*Markiewicz et al., 2018*) –,

magas műtermék- és karbonáttartalommal bírnak (2. ábra), emelkedett a foszfor és nehézfém koncentrációjuk, valamint nagyon változatos szerves szén és összes nitrogén tartalmat mutatnak.

A statisztikai elemzések kimutatták, hogy kialakulásukban nem az éghajlati tényezők játszanak fontos szerepet, mint inkább az épületek különböző típusú szerkezeti elemei, amelyek az edifisolok fejlődésében meghatározóak (*Charzyński et al.*, 2013a, 2015).

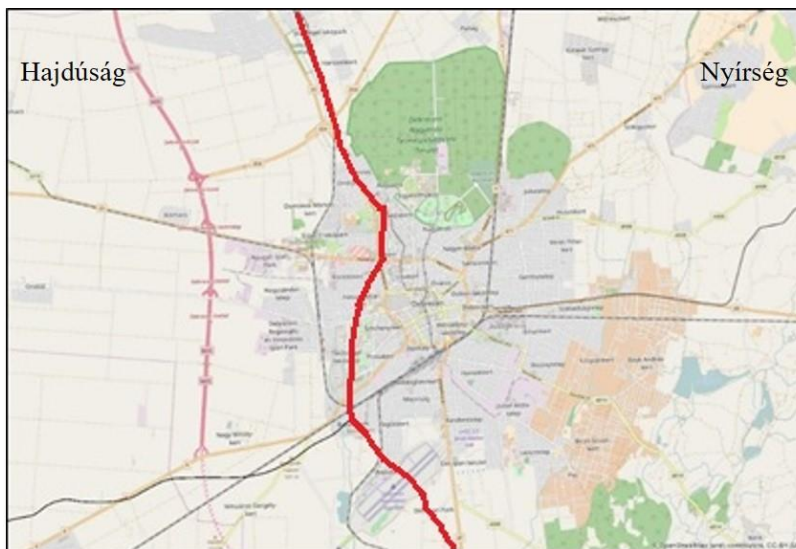
3 Anyag és módszer

3.1 Természetföldrajzi bemutatás

3.1.1 Tájföldrajzi besorolás

Debrecen a Nyírség és a Hajdúság határán fekvő (3. ábra), több mint 200.000 fős város, ahol keverednek egymással a két középtáj természeti adottságai. A város területének nagyobbik, keleti része egyértelműen a Nyírséghez tartozik, míg a déli-délnyugati városrész a Hajdúsághoz sorolható (Baranyi, 2001).

A tájhatár a felszínen megközelítőleg a Böszörményi út–Nyugati utca–Nagyállomás vonal mentén húzódik, de 5–10 méteres mélységben már sokkal nehezebb egy éles határvonalat húzni, ugyanis a Nyírségre jellemző homok az utolsó eljegesedési fázisban több helyen ráhordódott a hajdúsági löszre, ugyanakkor az is előfordul, hogy a homokot borítja be egy vékony löszös lepel (Csorba, 2008, Lóki et al., 2014).



3. ábra. Tájhatár Debrecen területén

3.1.2 Debrecen településtörténete és talajtani vonatkozásai

Debrecen már az újkőkorszak óta lakott hely. A város pereme gyakran volt nagy birodalmak, népek közötti határvidék. A településtörténetről a IX. századtól kevés forrás áll rendelkezésre. A tatárjárás után kezdett kiemelkedni a környékbeli falvak közül, az igazi fejlődést az 1361-ben Nagy Lajostól kapott mezővárosi rang hozta el a város számára. A település védelmét a város körüli 4–5 m mély árokrendszer biztosította.

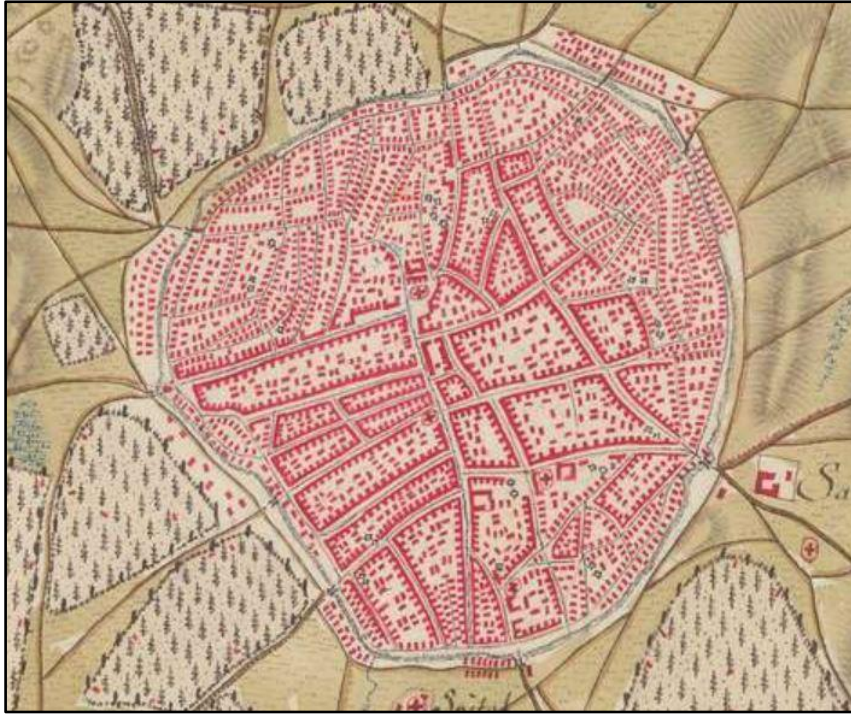
Debrecen iparosai és kereskedői a mai belvárost övező mezőgazdasági területeken és zárt szőlőskertekben növénytermesztéssel is foglalkoztak (Papp, 2018). Az előnyös természetföldrajzi viszonyok a történeti városmag kialakulásában is komoly szerepet játszottak. A mai belváros területén korábban három kis település osztozott (Eke, 1994), azonban ezekből mára szinte semmi sem maradt meg. A történelem folyamán több tűzvész is pusztított, melyeknek sokszor egész városrészek is áldozatul estek, maradványaik az építkezések során gyakran előkerülnek (Csorba, 2008). A leégett Nagytemplomot 1626-ban sikerült újjáépíteni, feljegyzések szerint az 1802-ben sújtó tűzvész Debrecen harmadát elpusztította (Komoróczy, 1955).

A belváros központi része, a mai Kossuth tér, Déri tér területe egy alacsonyan fekvő buckaközi, vizenyős mélyedés volt, ahol csak pallókon lehetett közlekedni. A terület az évszázadok folyamán lassan feltöltődött, s ma már 2–3 méteres mélységben találjuk csak meg az eredeti talajfelszínt (Csorba, 2008, *Debrecen Településképi Arculati Kézikönyv*, 2017).

A város körüli árkokat (4. ábra) a 19. század második felében töltötték föl (Komoróczy, 1955). Debrecen és Pest vasúti összeköttetése 1857-ben valósult meg, ami rövid idő alatt vasúti gócponttá tette a várost és ennek köszönhetően a kornak megfelelő nagy volumenű ipari fejlesztések kezdődtek. Ebben az időszakban települt a városba malom, gázgyár, cukorgyár, vasúti járműjavító és dohánygyár is.

A fejlődés magával vonzotta a biztosító és bank intézményeket Debrecenbe, a Piac utcán közlekedő gőzvasút, a kialakított parkok és emeletes házak nagyvárosi külsőt kölcsönöztek a településnek. A Nagyerdő környékén villaépületek jellemezték a beépítést. Az 1910-es évektől a villamos meghajtású közlekedés könnyítette a lakosok szállítását (Papp, 2018).

A második világháborút követő népességnövekedéssel párhuzamosan a város belterülete is fokozatos növekedésnek indult. Ez az időszak a háborús pusztításokhoz kapcsolódó építkezéseket nagymértékben meghatározta. Jellemző volt, hogy a súlyosan megsérült városrészek lakótömbjeit rommá nyilvánították és helyükön új háromemeletes lakóházakat emeltek (Kozma, 1994).



4. ábra. Debrecen belvárosa az I. Katonai felmérésen (Internet4-mapire.hu)

A történetileg kialakult szerkezetének és beépítési jellegének megőrzése céljából az egykori sáncárkon belül elhelyezkedő terület már az 1982–85-ben elkészült rendezési tervben műemlékvédelmi státuszt kapott (Veress, 1997).

A 4. ábrán látható a mai belváros területe az I. katonai felmérésen, ahol jól kirajzolódik a város körülölelő sáncárok, illetve a városkapuk.

A belváros központi részét övező területek már magasabb térszínen fekszenek, ezért itt a kultúrréteg vastagsága általában kisebb. Napjainkban Debrecen keleti részén a kertes, családi házas beépítés jellemző, a mesterséges talajfedés aránya itt 50% alatt van. Ezzel szemben a város nyugati felén a lakótelepek 4–14 emeletes panelházai uralkodnak és a mesterséges talajfedés aránya 50–75% között mozog. Ez az érték a városközpontban a legmagasabb, 75% (Szege di, 2003). A belvárosi területen az úthálózat alapvetően sugaras szerkezetű.

A beépítés jellege többnyire 2–4 emeletes lakótömbökből és zárthomlokzatú utcára néző lakóházakból áll (Szege di, 1999b). Az ipari vállalatok – mint a szennyező anyagok másik fő kibocsátó forrásai – összesen négy ipari parkba koncentrálnak. A város ipari szerkezetében a gyógyszergyártás, a könnyűipar, a csapágygyártás a műanyagipar, az orvosműszer-gyártás és az elektronika mellett a hagyományos, főleg élelmiszeripari cégek jelentőségét is kiemelhetjük.

A Tiszántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség egy 2009-es felmérésben 184 darab olyan objektumot regisztrált, ahol a felszín alatti vizekre és a földtani közegre veszélyes tevékenységet folytatnak. Nagymértékben veszélyeztető szennyezést mutattak ki többek között a TEVA Gyógyszergyár, a Repülőtér, a MÁV Járműjavító, a régi kommunális szeméttelep, az Erőmű és az üzemanyagtöltő állomások területén (Debrecen Környezetvédelmi Programja, 2009).

3.1.3 Geológia, fejlődéstörténet

A tágabb értelemben vett mintaterület felszínalakítása és földtörténeti szerkezete látszólagos egyformasága ellenére rendkívül összetett és változatos. A pleisztocén elején az Északi-középhegység és a Kárpátok felől érkező folyók a Hajdúságon és a Nyírségen folytak keresztül a Tiszával való egyesülésig. Ezalatt a medencében rakták le hordalékukat és kiterjedt hordalékkúp-síkságokat hoztak létre.

A negyedidőszak folyamán a síkságok fejlődése nem volt folyamatos. A folyók bevágódása miatt egyes részek vízelöntése megszűnt, az így ármentessé vált térszíneken megindult a folyóvízi üledék áthalmozása és ezzel egy időben a talajképződés is.

A földtörténeti kor végén a Nyírség központi része emelkedni kezdett, ami irányváltoztatásra kényszerítette a Szamost és a Tiszát, a középtájt megkerülve a Tisza a Hajdúság peremén folyt déli irányba a fő erózióbázisa felé (Martonné, 2004, Mezősi, 2011). A Hajdúság kiemelt helyzetben lévő központi részeiről a megsüllyedő Ny-i, DNy-i területek felé futó vízfolyások bevágódása a jelenlegi nyírségi vízválasztóig hátráló érvölgyek kialakításával kölcsönzött a táj morfológiájának a nyírségitől eltérő jellegét.

A Hajdúság felső 15 m-ig vizsgált löszös fedőüledékében fluviális és eolikus rétegek egyaránt megtalálhatók, azonban a jelentős futóhomokos betelepülések hiányoznak. Ez magyarázatul szolgál annak a ténynek, hogy a felszínen számba vett sekély, zárt mélyedéseket nem a korábbi futóhomokmozgás alakította ki, hanem a mészkiválásának és a völgyek irányába ható lassú szuffúzióknak az eredménye (Lóki et al., 2014). A hideg-száraz glaciális éghajlaton megindult a fluviális üledékek szél általi átformálása (Martonné, 2004, Mezősi, 2011).

3.1.4 Geomorfológia

A Hajdúság déli része 20–30 méterrel magasabb, feltöltött síkság képeire emlékeztet. A 3–4 méter löszrel fedett sík térszint kismértékben az egykori Tisza meder és a Kösely bevágódott völgye, valamint löszkutak szabdalják. A Nyírség

eolikus formavilágára a szélbarázda-maradékgerinc-garmada jellemzőek. A déli részen uralkodóvá válik a parabola és szegélybucka.

A Debrecen–Hajdúhadház sávban 200–400 méter hosszú keskeny szélbarázdák találhatóak, nem ritkán 6–8 méteres mélységgel tarkítva. A táj átlagos tengerszint feletti magassága mBf 120–130 méter, összességében a terület Ny–D-i irányban enyhén lejt (*Martonné, 2004, Mezősi, 2011, Debrecen Levegőminőségi terv, 2016*).

3.1.5 Éghajlati adottságok

Debrecen éghajlata átmenetet képez a hűvösebb és csapadékosabb Nyírség és a melegebb, szárazabb Hajdúság között. A Péczely György nevéhez kötődő tipizálás szerint a Hajdúság a meleg-száraz, a Nyírség a mérsékelt meleg-száraz éghajlati körzethez tartozik az 1981–2010-es időszak adatait figyelembe véve.

A homokfelszínek gyorsan elnyelik a csapadékot, így a párolgás nem képes mérsékelni a felmelegedést és nagyobb lesz a napi hőingás. A homokbuckákat és környezetüket sajátos mikroklíma jellemzi, a buckaközi mélyedésekben átlagosan 2–3 °C-kal hűvösebb van, mint a napsugárzásnak kitett buckatetőn. A júliusi középhőmérséklet 21–22 °C, a januári -1,5 és -2 °C között alakul. A szárazsággal kevésbé sújtott, mint az Alföld középső területei, az éves csapadékmennyiség 550–600 mm között változik.

A Hajdúság időjárási viszonyaiban hasonló paraméterekkel bír, mint a Nyírség. A tél valamivel enyhébb, januári középhőmérséklete 1 és -1,5 °C, évi csapadékmennyisége 500–550 mm (*Martonné, 2004, Mezősi, 2011, Debrecen Levegőminőségi terv, 2016, Kocsis, 2018*).

A várost ÉK-i irányú szelek jellemzik. Debrecen napsütéses óráinak sokéves átlaga 2045. A borultság mértéke decemberben a legmagasabb (75%). Ugyancsak decemberben leggyakoribb a köd kialakulása. Debrecen levegőtisztasági szempontból a kevésbé szennyezett városok közé tartozik, ennek ellenére a belvárosban fokozottan számolnunk kell a közlekedési eredetű szennyezésekkel, hiszen a közlekedés nitrogén-oxid és illékony szerves anyag kibocsátási aránya növekvő tendenciát mutat.

A 2015-ben érvényben lévő levegőszennyezettségi indexek alapján kén-dioxid és szén-monoxid esetében kiváló, nitrogén-dioxidra megfelelő, valamint nitrogén-oxidokra szennyezett minősítést kapott. A szálló por PM₁₀ tekintetében összességében szintén jó értékelést ért el a város, ugyanakkor az őszi-téli fűtési időszakban előfordultak határérték túllépések (*Debrecen Levegőminőségi terv, 2016*).

3.1.6 Vízrajzi adottságok

A Hajdúságról és a Nyírségről egyaránt megállapítható, hogy nem rendelkeznek nagyobb vízfolyással, a Tisza is inkább határfolyóként jelenik meg. A buckaközi mélyedésekben, elhagyott folyómedrekben összegyűlt vizeket a belvízlevezető csatornák szállítják el (*Martonné, 2004*). A várost átszelő egyetlen jelentősebb vízfolyás a Tóció, amelynek inkább a korábban is említett tájhatár miatt van kiemelkedő szerepe (*Internet3*). A természetes tavak és mocsarak zöme a csatornahálózat kiépítésével el is tűnt. Debrecen területén a mesterséges tavak dominálnak (Fancsikai-, Vekeri-, Látóképi-tó), amelyek fontos vízi élőhelyként is funkcionálnak.

A talajvíz mélysége itt 2–6 méter között változik, a Nyírségben pedig 2–4 m az átlagos talajvíz mélység. Az alacsony térszíneken csapadékosabb időszakban a belvízveszéllyel mindkét táj esetében számolni kell (*Dövényi, 2010*). Az éves, többéves ingadozások a 2–4 métert is elérik. A regionális áramlási irány DNY-i, melyet a helyi terepviszonyok módosíthatnak. A talajvíz összes sótartalma a többezer mg/l-t is eléri. Jelentős a Na⁺ tartalom, helyenként a Mg²⁺. Az anionok közül a HCO₃, és a Cl- a legfontosabbak.

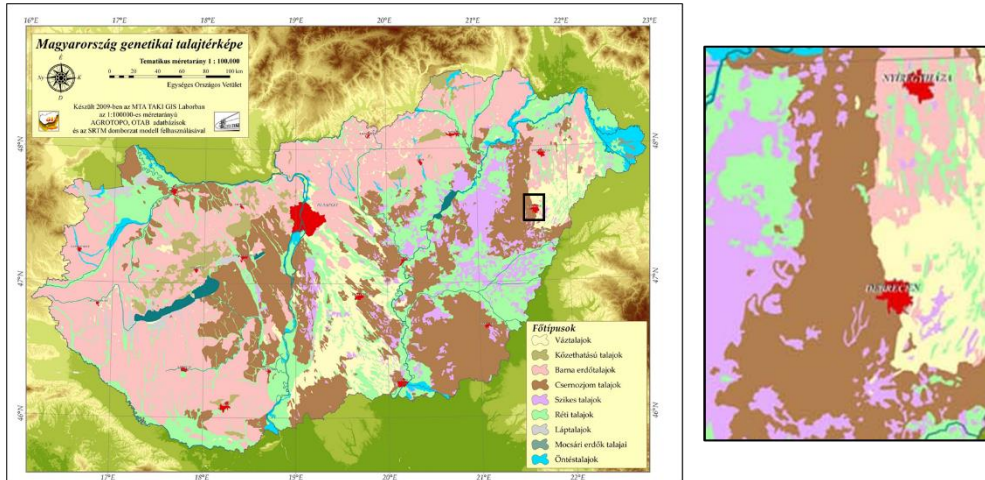
A város rétegvizei folyóvízi eredetű homok, kavicsos homok és kavicsos durva homok rétegben találhatóak. A hévizeket döntően a felszín alatti 550–1200 méter mélységben található sekély tengeri eredetű homokkő sorozatból termelik ki (Debrecen Levegőminőségi terv, 2016).

3.1.7 Talajtani adottságok

Az eltérő táji adottságok a talajtani viszonyokra is hatással vannak, hiszen a nyírségi futóhomokos területeken döntően futóhomok váztalajok és humuszos homoktalajok borítják a felszínt. Vékony termőréteg jellemzi, a bennük megjelenő kovárványcsíkok javítják a talaj vízgazdálkodását.

A löszös síkságainkon, így a Hajdúságban is a leggyakrabban előforduló talajtípusok a csernozjomok (mészlepedékes és réti csernozjom) (5. ábra). A legelterjedtebb az infúziós lösz, karbonáttartalma jelentős (*Martonné, 2004, Debrecen Környezetvédelmi Program, 2009*).

Környezetföldtani szempontból a felszíni, felszínközeli földtani képződmények szennyeződéserzékenység vonatkozásában a kevésbé érzékeny kategóriába sorolhatók (*Debrecen Levegőminőségi terv, 2016*).



3. ábra. Debrecen és környékének talajai (MTA TAKI)

3.1.8 Növényzet

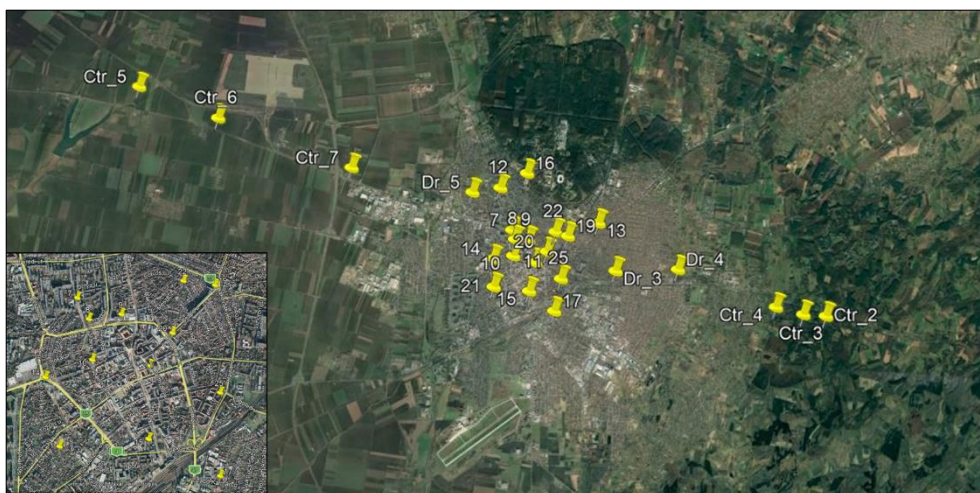
A Nyírség változatos növényvilágát a relatíve gyorsan változó tájalkotó tényezők alakították. A szántóterületek növekedése miatt az egykori homokpusztai társulások, homoki és gyöngyvirágos tölgyesek kiterjedése nagymértékben csökkent. A megmaradt erdőségek állapotát a kedvezőtlen fajösszetételű telepítések (akác, fekete fenyő) valamint a talajvízszint csökkenése veszélyezteti.

A mezőgazdasági területek térnyerése kiváló talajadottságai miatt a Hajdúságot mindinkább érintette. A törpemandulások és csepleszmezzel tarkított tatárjuharos lösztölgyesek alkotta eredeti löszvegetáció alig felismerhető a tájon. A kunhalmok és határmezsgyék jelentik az utolsó foltjait az eredeti növényzet maradványainak (Martonné, 2004).

3.2 Terepi vizsgálatok

2012-től 2015-ig 22 talajszelvényt és 3 furatot mintáztunk meg. A mintavételi pontokat egy kelet–nyugati irányú közelítőleges keresztmetszet mentén jelöltük ki, azok kiválasztásánál figyelembe vettük az eltérő táji adottságokat, valamint a beépítés jellegét (6. ábra).

Ezek alapján a szelvényeinket kontrol, szuburbán és belvárosi csoportokba rendeztük, valamint mindkét tájegységből a területi arányuknak megfelelő darabszámban kerültek kijelölésre a mintavételi helyszínek.



6. ábra. A szelvények helyzete Debrecenben

Követve a város területének a Hajdúság és Nyírség tájegységekben elfoglalt részarányát 6 szelvény a Hajdúságból, 19 a Nyírségből került ki. Összesen 25 szelvényt vontunk be a kutatásba, amelyet a következőképpen csoportosítottunk: 4 kontrol, 10 szuburbán és 11 belvárosi szelvény. A 2. táblázat összefoglalja a szelvények általános adatait, illetve jelölésre kerültek azok a szelvények, amelyek mesterséges borítással és antropogén eredetű anyagokkal rendelkeznek.

A városi részekben, a mesterséges felszínnel borított talajszelvények előzetesen feltárt munkagödrök voltak (7. ábra).

A minták begyűjtése különböző módon történt. A talajfúrást Eijkelkamp típusú kézi talajfúróval végeztük, a furatok készítése során 20 cm-enként vettünk mintát, a kontrol szelvényekből pedig genetikai szintenként került begyűjtésre talajminta. A szint teljes terjedelméből, több pontból történt mintavétel, amelyekből aztán az adott szintet reprezentáló átlagmintát képeztünk.

2. táblázat. A vizsgált szelvények általános adatai

Szelvény azonosító	Tájégség	Területhasználat			Felszíni lefedés	Műtermék
		Belváros	Szuburbán	Kontrol		
CTRL5	Hajdúság			X		
CTRL6	Hajdúság			X		
CTRL7	Hajdúság		X			
DR5	Hajdúság		X			
PROF14	Hajdúság	X			X	X
PROF21	Hajdúság		X		X	X
PROF12	Nyírség		X			X
PROF16	Nyírség		X		X	X
PROF7	Nyírség	X			X	X
PROF8	Nyírség	X				X
PROF9	Nyírség	X				X
PROF10	Nyírség	X			X	X
PROF11	Nyírség	X				X
PROF13	Nyírség		X			X
PROF15	Nyírség	X			X	X
PROF17	Nyírség		X		X	X
PROF19	Nyírség	X			X	X
PROF20	Nyírség	X			X	X
PROF22	Nyírség	X			X	X
PROF25	Nyírség	X				X
DR3	Nyírség		X			
DR4	Nyírség		X			
CTRL4	Nyírség		X			
CTRL3	Nyírség			X		
CTRL2	Nyírség			X		

A szuburbán és belvárosi talajszelvényekben jól elkülöníthető rétegeket különböztettünk meg, a mintavétel is ezekből a különböző vastagságú, többnyire homogén rétegekből történt.

A szelvények mélysége 1-1,5 m között alakult. A talajmintavételezés során a szelvények pontos koordinátáját feljegyeztük, a szelvényekről, furatokról és környezetükről fényképes dokumentációt készítettünk.



7. ábra. Talajmintavételezés a 16-os szelvényből (Debrecen, Bólyai és Dóczy J. utca kereszteződése, 2012)

3.3 Laboratóriumi vizsgálatok

A mintákat műanyag zacskóban szállítottuk a Debreceni Egyetem Földrajzi Laboratóriumába, ahol a feldolgozás is történt. A minták egyenként megközelítőleg 500 grammot tettek ki.

A 40 °C-on kiszáritott talajmintákat elporítottuk, majd 2 mm lyukátmérőjű szita segítségével elválasztottuk a növényi maradványokat és a durva vázrészt. A szitán fennmaradt antropogén eredetű anyagok jelentik a talajok műterméktartalmát; mennyiségüket az eredeti talajminta tömegéhez viszonyítva %-ban adtuk meg (*IUSS WORKING GROUP WRB, 2007*).

Az előkészített minták szemcseösszetételét a 0,2 mm-nél durvább frakció esetében szitálással, a 0,2 mm alatti frakció további szedimentológiai vizsgálatát Köhn pipettás eljárással a MSZ-08-0205-1978 szerint végeztük.

A talaj kémhatását 1:2,5 arányú desztillált vizes és kálium-kloridos szuszpenzióban WTX pH 340 típusú mérőműszerrel elektrometriásan határoztuk meg (MSZ-08-0206/2-1978).

A talaj CaCO_3 tartalmát Scheibler-féle kalciméterrel (MSZ-08-0206/2-1978), a szerves anyag tartalmát Tyurin módszere szerint határoztuk meg (MSZ-08-0210-1977).

A mintákon alkalmazott teljes feltárást (5 ml cc. HNO_3 és 1 ml H_2O_2) követően, Agilent Technologies 4100 típusú mikrohullámú plazma atom emissziós spektrométerrel kerültek a potenciálisan toxikus elem koncentrációk (Cu, Zn, Cr, Pb, Ba, Ni, Fe, Mn, Al) meghatározásra. A méréseket a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar, Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszékének munkatársai végezték.

3.4 Adatelemzés és osztályozás

Az adatok feldolgozását a Microsoft Word Excel 2013 szoftverrel végeztük, amely segítségével az alapstatisztikai mutatók kerültek meghatározásra (átlag, módusz, medián, minimum és maximum érték, szórás).

A vizgált paraméterek vertikális lefutását bemutató ábrákat a Microsoft Word Excel 2013 programmal és a C2 1.7.7-es verziójával szerkesztettük meg.

A további statisztikai elemzéseket az IBM SPSS Statistics 23 programmal futtattuk le. Az adatok eloszlásának meghatározásához Kolmogorov–Szmirnov-próbát végeztünk. A minták nem normál eloszlást mutattak így a továbbiakban, az egyes paraméterek között lévő korrelációs kapcsolatok feltárása érdekében a Spearman-féle korrelációs számítást alkalmaztuk. Főkomponens analízist végeztünk a nehézfémek között lévő összefüggések kimutatására, valamint az antropogén eredetük igazolására. A főkomponens száma a Kaiser kritérium alapján került meghatározásra. Adatbázis elemzésre való megfelelését a Kaiser–Meyer–Olkin szabály szerint vettük figyelembe, amely szerint a KMO érték magasabb, mint 0,5, akkor az adatsorunk alkalmas az analízis elvégzésére.

A talajokat ért antropogén hatások megoszlását klaszteranalízissel vizsgáltuk. Az elemzésbe bevont adatokat a $\log(k+1)$ képlet szerint standardizáltuk. A klaszteranalízist Ward módszere szerint futtattuk le, hogy elkülönítsük azokat a szelvényeket, amelyek tulajdonságait azonos mértékben módosították az emberi tevékenységek.

Az adatok könnyebb értelmezéséhez box plot diagramokat készítettünk, szintén IBM SPSS Statistics 23 programmal.

A térképi megjelenítést a QGIS 7.4.1 programmal végeztük. A szelvények osztályba sorolását a nemzetközi talajosztályozási rendszer irányelvei alapján végeztük (*IUSS Working Group, WRB, 2014*).

4 Eredmények

4.1 Antropogén hatások a talajok fizikai-kémiai tulajdonságaira két mintaterületen

4.1.1 A talajok fizikai tulajdonságainak alakulása

Felszíni lefedés és az antropogén eredetű anyagok jelenléte

A városi talajokra gyakorolt antropogén hatások leginkább a felszíni lefedésben és a műtermékek nagyarányú jelenlétében mutatkoznak meg. A két tulajdonság együttes bemutatását tartom indokoltnak, hiszen az útburkolatok kialakításához szükséges tereprendezés során a korábbi bontási törmelékek talajba való forgatása és a felszín egyengetése fokozottan jellemző Debrecenben.

A különböző beépítési jellegű városrészek (belváros, szuburbán) és a kontrol területek határozott különbséget mutatnak a felszíni mesterséges lefedés tekintetében. A kontrol szelvények egyike sem fedett, a szuburbán szelvények 20%-ánál, míg a belvárosiaknak közel 60%-ánál volt felszíni lefedés (2. táblázat).

Vizsgálataink során 16 szelvényben találtunk műterméket (2. táblázat), a furatok és kontrol szelvények egyáltalán nem tartalmaztak antropogén eredetű anyagokat.

A debreceni szelvényekből leggyakrabban az építési és bontási törmelékek kerültek elő, ezentúl kerámia, cserép, valamint kismértékben fém és üvegdarabok (8. ábra).



8. ábra. Műtermékek Debrecen talajaiban

A szelvényeket átlagos műterméktartalmuk alapján kategóriákba rendeztem (FAO 2006). A 0–2% közötti átlagos értékkel (nagyon kevés) rendelkezik a 8-as és 16-os szelvény, 2–5% közötti átlagos értékkel (kevés) rendelkezik a 10-es, 14-es, 20-as és 22-es szelvény. 5–15%-os (átlagos) kategóriában található a belváros valamennyi szelvénye (3. táblázat).

3. táblázat. A műterméket tartalmazó szelvények és alapstatisztikai mutatóik

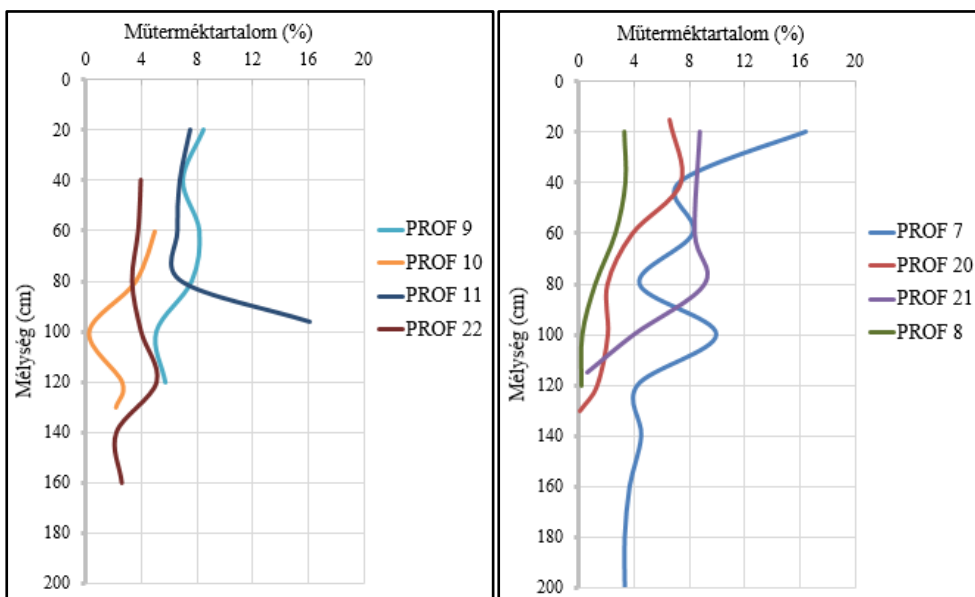
Szelvény azonosító	Átlag	Minimum	Maximum	Szórás	Beépítés típusa
PROF7	6,86	3,29	16,38	4,24	belváros
PROF8	1,80	0,15	3,36	1,48	belváros
PROF9	7,00	5,08	8,46	1,35	belváros
PROF10	2,71	0,21	4,99	1,77	belváros
PROF11	8,80	6,61	16,16	4,13	belváros
PROF12	5,3	0,00	16	8,3	<i>szuburbán</i>
PROF13	6,07	0,00	25,82	10,28	<i>szuburbán</i>
PROF14	3,48	0,11	14,56	5,12	belváros
PROF15	8,95	4,21	13,12	3,17	belváros
PROF16	0,93	0,06	3,31	1,59	<i>szuburbán</i>
PROF17	12,44	1,73	37,24	12,94	<i>szuburbán</i>
PROF19	6,04	0,84	15,87	6,63	belváros
PROF20	3,34	0,09	7,36	2,72	belváros
PROF21	6,14	0,57	9,08	3,74	<i>szuburbán</i>
PROF22	3,52	2,18	5,05	0,96	belváros
PROF25	6,47	0,00	24,15	9,93	belváros

A WRB osztályozás elvei szerint, ha a szelvény felső 1 méteres rétege legalább 20%-ban műterméket tartalmaz, akkor a Technosol referenciacsoportba sorolandó. Ebben a megvilágításban érdemes lesz később részletesen is megvizsgálni a magas műterméktartalmú szelvényeket, hogy eleget tesznek-e a kritériumnak. A 13-as, 17-es és 25-ös szelvények rendelkeznek olyan réteggel, amelyben kiugró az antropogén anyagok tartalma (3. táblázat).

Területi elhelyezkedés alapján a mesterséges felszínnel való lefedéssel leginkább a belváros érintett. A centrum térségben elhelyezkedő szelvények mindegyike tartalmaz műterméket (2. táblázat). Távolodva a belvárostól a külvárosi területek felé mind a felszíni lefedésben, mind a műtermékek jelenlétében csökkenést figyelhetünk meg.

A mennyiségi értékelésben kiderült, hogy a legmagasabb értékek (13-as és 17-es szelvény) a szuburbán területhez kapcsolódnak. Ennek hátterében a szóban forgó szelvények „egyedisége”, kivételes környezete áll: a mintavétel vasúti sínek környezetéből származik, ahol lokálisan komolyabb munkálatok történtek.

A talaj áthalmozását és bolygatottságának mértékét a műtermékek szelvényen belüli lefutása jól kifejezi. Az eredmények között hasonlóság figyelhető meg, néhány szelvénynél teljes egészében közel azonos nagyságrendben voltak jelen az antropogén eredetű anyagok (9, 10, 11, 22), de egyes szelvényekben a mélyebb rétegek felé haladva csökkenő tendenciát mutattunk ki (7, 8, 12, 14, 15, 17, 19, 20, 21) (9. és 10. ábra).

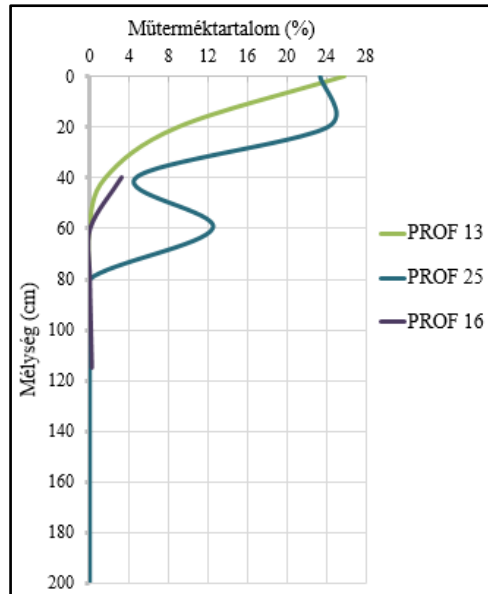


9. ábra. A 9, 10, 11 és 22-es szelvények műterméktartalma

10. ábra. A 7, 20, 21 és 8-as szelvények műterméktartalma

A 13-as, 16-os és 25-ös szelvényekben a felső néhány 10 cm-es rétegben volt megfigyelhető emberi tevékenységből származó anyag, majd az alatta lévő, éles határral elkülönülő rétegekben 0%-ra csökkent a műtermék tartalom (11. ábra).

A műtermékek vertikális eloszlásának elemzése rávilágított a mesterséges lefedéshez kapcsolódó munkálatok szerepére. A terep vízszintes kialakításához hozzáadott talajanyag, a műtermékek tömörítése és elegyengetése a burkolat alatti rétegekben az antropogén eredetű anyagok felhalmozódását eredményezték.



11. ábra. A 13, 16 és 25-ös szelvények műterméktartalma

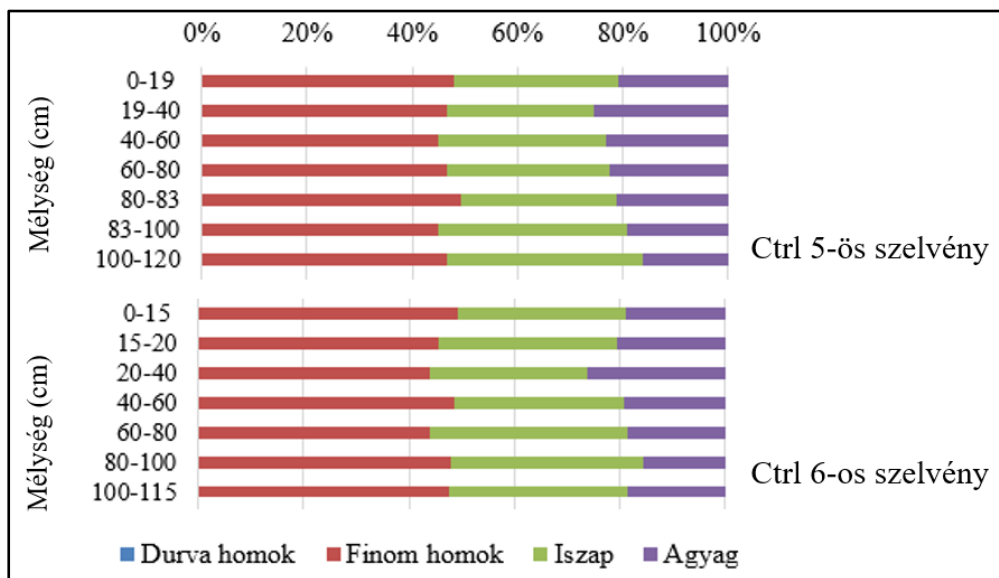
Fizikai talajféleség

Az antropogén hatásoktól mentes talajok mechanikai összetételét hosszú időn keresztül változatlanosság jellemzi, így ennek a tulajdonságnak a vizsgálata jól indikálja az emberi tevékenységekből származó bolygatást és áthalmozást (Vince, 2014).

A szedimentológiai vizsgálatok eredményeiben szintén markáns különbségek figyelhetők meg a debreceni talajok esetében. A szemcseösszetételben mutatkozó különbségek elsősorban az eltérő talajképző közetre vezethetők vissza. A hajdúsági tájrészletben a csernozjomok „C” szintjét lösz alkotja, míg a Nyírségben ugyanennek a genetikai szintnek a homok a jellemző frakciója.

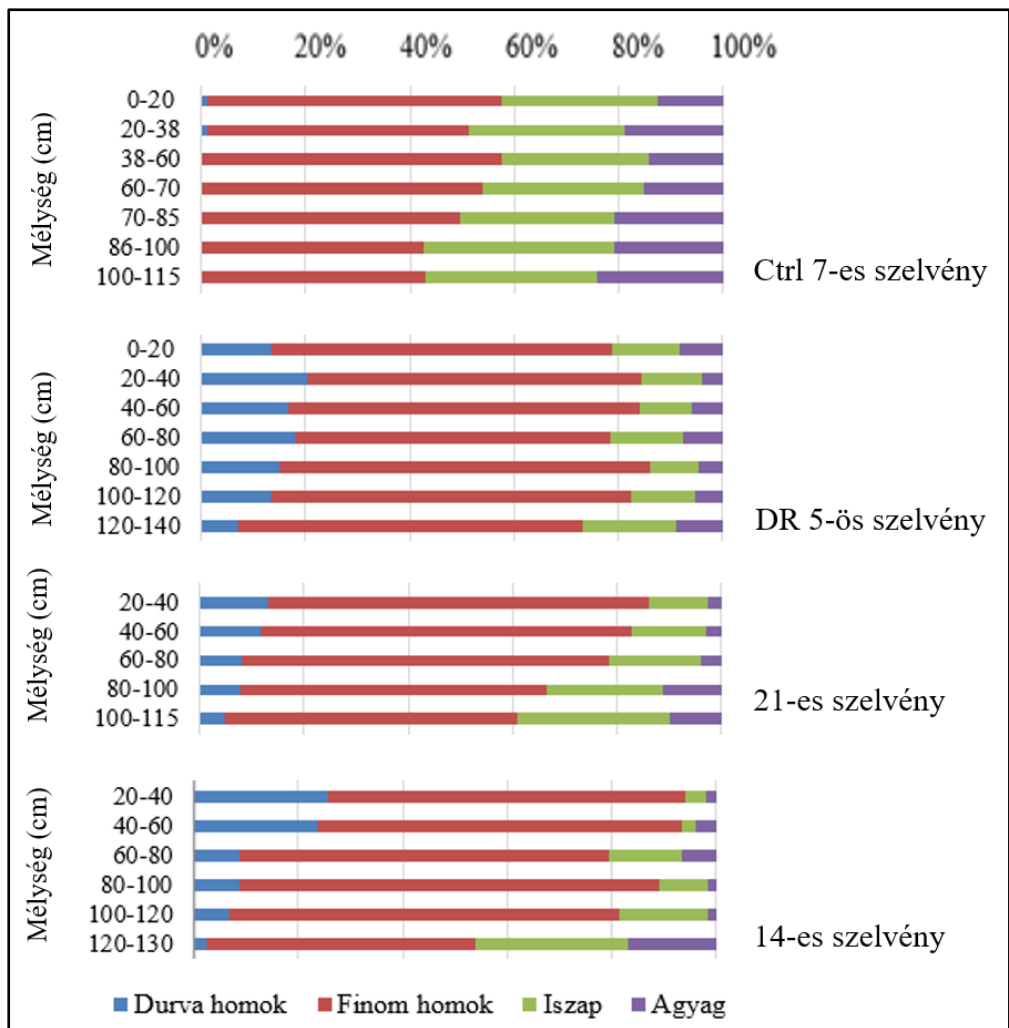
A hajdúsági szelvények fizikai talajfélesége

A hajdúsági kontrol (CTRL5, CTRL6) szelvények szintjeiben agyagos vályog és vályogos talajféleséget állapítottunk meg. A finom homok részaránya 50% alatt marad a szelvények egészében, az iszap aránya az alsóbb szintekben 35–40% között alakult (12. ábra).



12. ábra. A hajdúsági kontrol szelvények mechanikai összetétele

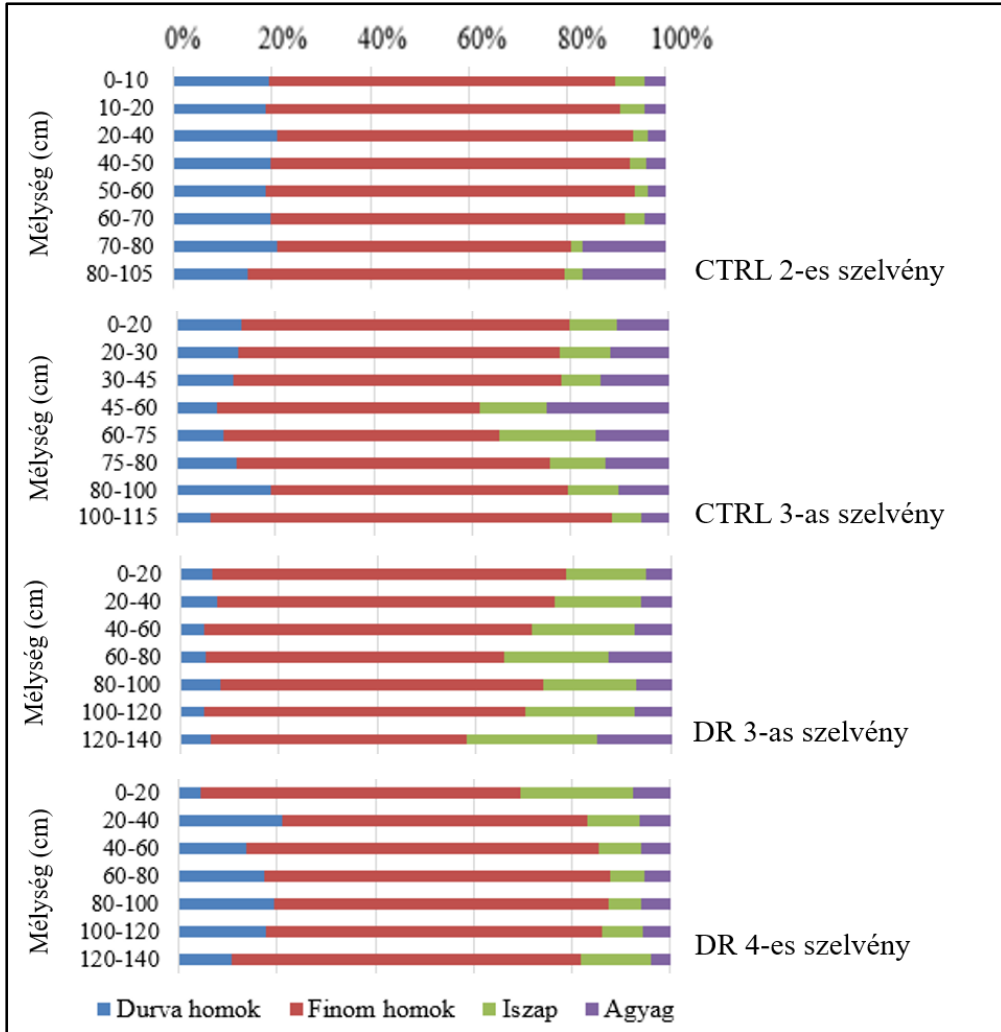
A városi területek szelvényeiben már megjelenik a durva homok frakció (CTRL7, DR5), a szemcsecsoport részaránya a 10%-ot is meghaladja (PROF14, PROF21). Az utóbbi két példában mesterséges felszíni lefedés figyelhető meg, a burkolatok kialakítása előtt a terep egyengetéséhez jellemzően durva frakciójú homokfeltöltést alkalmaztak. Szelvénybeli lefutásukra éles váltások jellemzőek (13. ábra).



13. ábra. Városi szelvények mechanikai összetétele a hajdúsági tájrészletben

A nyírségi szelvények fizikai talajfélesége

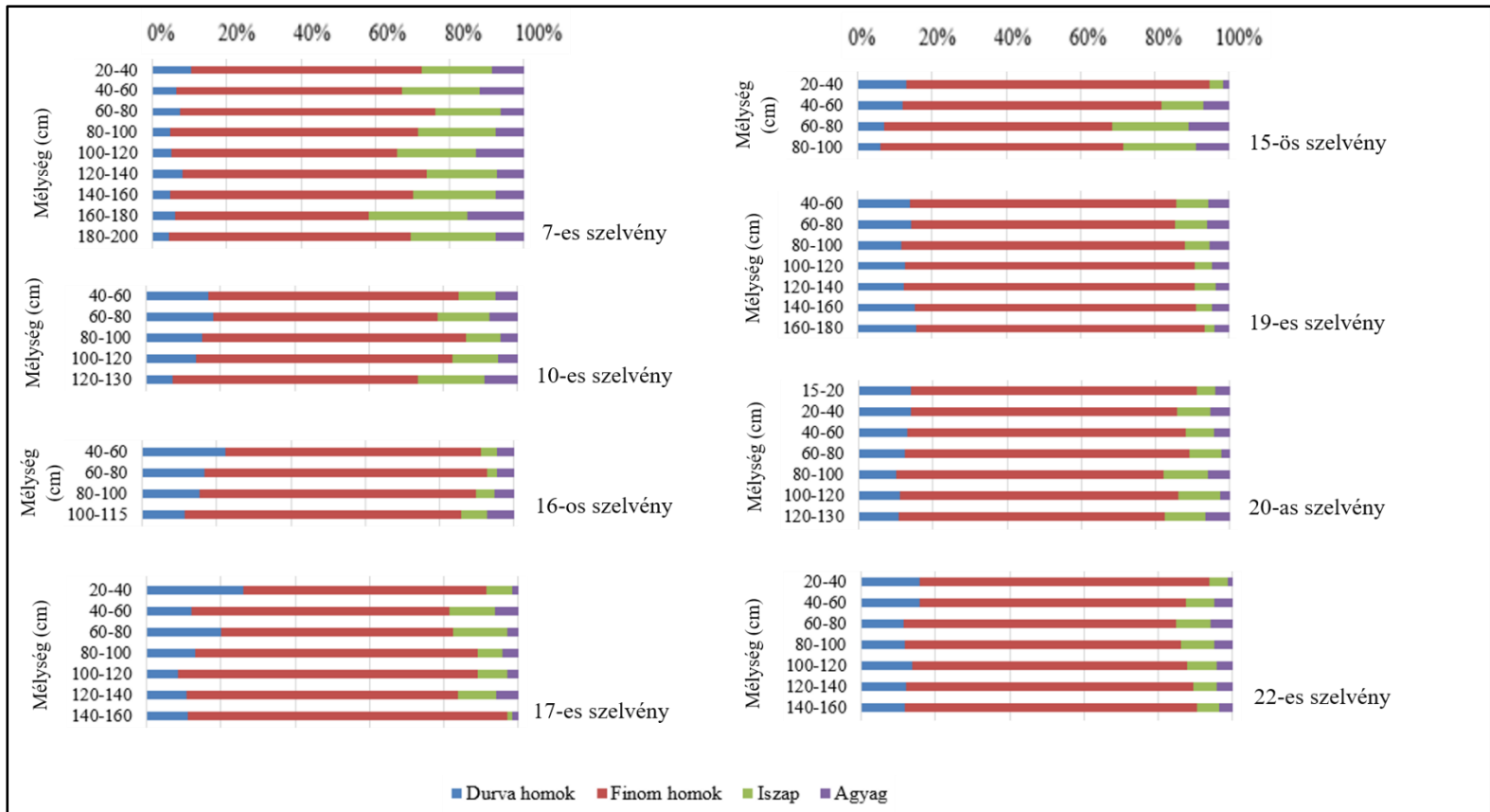
A Nyírségben megtalálható gyengén fejlett humuszos homoktalajokban a homok frakció legalább 80%-os dominanciája jellemző. A finom frakció részaránya általában a mélyebb rétegekben emelkedhet meg, különösen a kovárványcsíkokat tartalmazó szintekben lehet jóval magasabb az agyag mennyisége (CTRL2). A városi részek antropogén hatásuktól csak csekély mértékben érintett szelvényeiben és talajfurataiban a talajok mechanikai összetétele jól illeszkedik a természetes talajokéhoz (CTRL4, DR3, DR4) (14. ábra).



14. ábra. *Kontrol és szuburbán szelvények mechanikai összetétele a nyírségi tájrészletben*

A centrumban, illetve a hozzá közelebb eső szelvényekben továbbra is a homok frakció részaránya a legmagasabb. Mivel a központhoz közeledve növekszik a mesterségesen lefedett területek és az infrastrukturális elemek aránya, gyakrabban fordul elő emberi tevékenység következtében bekövetkezett feltöltés és átkeverés.

Ezek az antropogén jegyek jól nyomon követhetőek a szelvények szemcseeloszlásában is. A burkolattal rendelkező szelvények (7, 10, 15, 16, 17, 19, 20, 22) felső néhány tíz centiméterében a mechanikai összetételt a durva homok nagyobb mennyisége jellemzi (15. ábra).



15. ábra. A burkolattal rendelkező szelvények mechanikai összetétele

A szemcseméret vertikális eloszlását elemezve megállapítottuk, hogy a durva homok megjelenése, valamint a szelvények döntő többségében megfigyelhető gyakori, hirtelen bekövetkező textúraváltások, továbbá a szemcseösszetétel szabálytalan vertikális lefutása az emberi átkeverés és áthalmozás erősségét bizonyítja.

4.1.2 A talajok kémiai tulajdonságainak alakulása

Humusztartalom

A szerves anyag tartalom alakulásában fontos tényező a táji adottságok talajképződésre gyakorolt hatása. A hajdúsági csernozjom talajokban a humuszanyagok felhalmozódása az ősi füves növénytakaró alatt bekövetkezett talajfejlődés eredménye.

A nyírségi homoktalajokban a biológiai folyamatok feltételei csak rövid ideig vagy kismértékben voltak jelen, ami a talajképző kőzet tulajdonságaiból és a víz- és szélerezio által formált felszín állandó, gyors változásából adódott.

A hajdúsági szelvények humusztartalma

A hajdúságban lévő csernozjom talajok eleve magas humusztartalmú „A” és „B” szinttel rendelkeznek, mely esetünkben a kontrol szelvényeknél 3–5% között alakult.

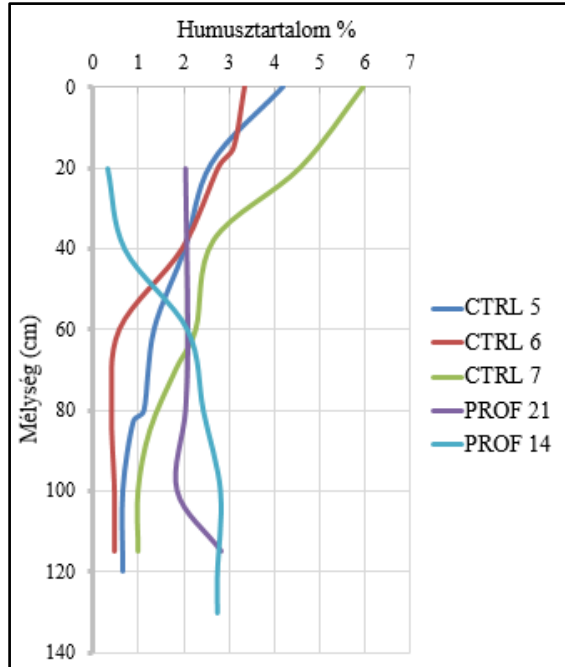
A városi területeken is megfigyelhető a magas 2–6% közötti humusztartalom, ugyanakkor az emberi tevékenységek hatását, a szelvények bolygatottságát nagyon jól tükrözi a humusztartalom szelvénybeli lefutása (16. ábra).

A hajdúsági kontrol szelvényekben a felszínen az „A” szintben mértük a legnagyobb humusztartalmat, majd a mélyebb rétegek felé csökkent, a löszös „C” szintben pedig az 1%-ot sem érte el.

A városi zónában valamivel alacsonyabb értékeket figyeltünk meg az egyes rétegekben, a szelvénybeli lefutásuk is határozott különbségeket mutatott. Az antropogén hatás eredményét egyértelműen a 14-es és 21-es szelvényeknél figyeltük meg, mindkét esetben található volt egy 20 cm-es mesterséges kemény felszíni lefedés.

A 14-es szelvényben az alacsony humusztartalmú rétegek a felszínközélen, míg a magasabbak a szelvény alsó részén helyezkednek el a mélységgel növekvő humusztartalmakat eredményezve.

A 21-es szelvényben közel azonos, 2% körüli humusztartalmú rétegek fordulnak elő, ugyanakkor szelvénybeli lefutásuk szabálytalan képet mutat.



16. ábra. Humusztartalom vertikális lefutása a hajdúsági szelvényekben

A nyírségi szelvények humusztartalma

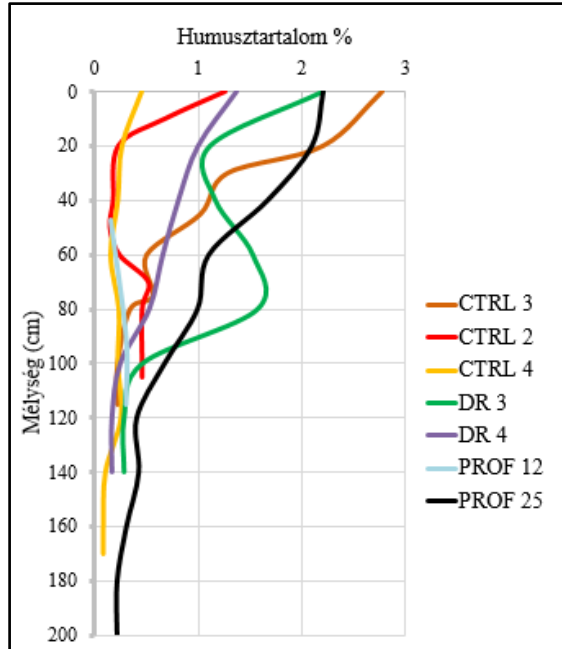
A Nyírségben gyengén fejlett humuszos homoktalajokat találunk, egy alacsony humusztartalmú „A” szinttel, majd egy humuszmmentes „C” szinttel.

A nyírségi kontrol területek szelvényeiben, néhány szuburbán szelvényben (CTRL4, DR3, DR4, 12-es), valamint a 25-ös belvárosi szelvényben a humusztartalom mind mennyiségében, mind szelvénybeli lefutásában megfelel a Nyírségben előforduló természetes talajokra jellemző tulajdonságoknak (17. ábra).

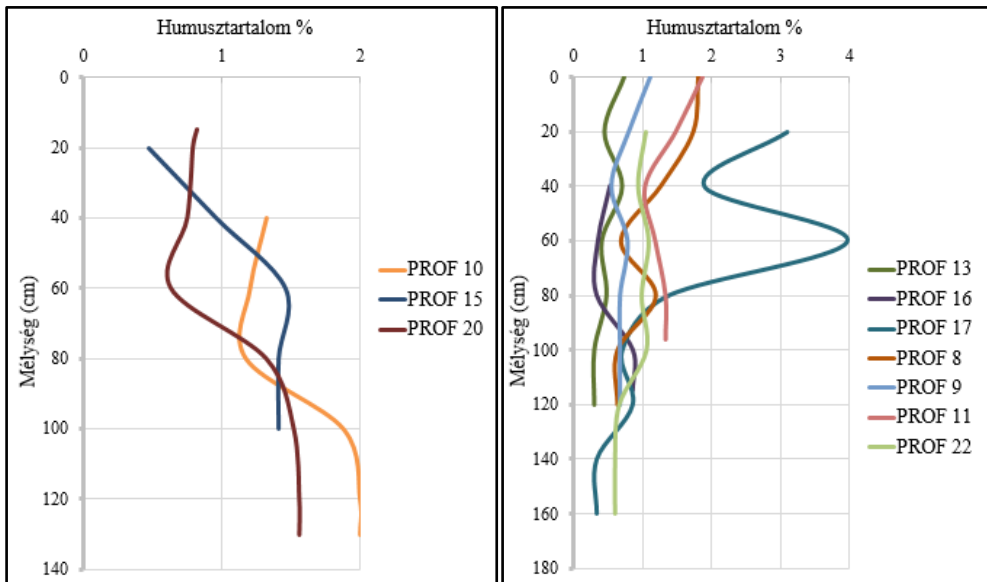
Az antropogén hatás és a bolygatottság mértékére a humusztartalom szelvénybeli lefutásából következtethetünk. A legjelentősebb bolygatás a 10, 15, 20-as belvárosi szelvényekben mutatkozott meg, amelyekben az alsóbb rétegek felé növekedett a humusztartalom (18. ábra).

Többségükben az alacsonyabb és magasabb humusztartalmú rétegek szabálytalan, váltakozó lefutása volt jellemző (szuburbán: 13, 16, 17; belváros: 8, 9, 11, 22) (19. ábra).

A szabálytalan, váltakozó lefutás származhat korábbi földmunkából, a felszín elegyengetéséből, valamint az ehhez kapcsolódó idegen, más helyszínről származó talajanyaggal való feltöltésből, illetve az eredeti talajfelszín elfedéséből.



17. ábra. Szuburbán és kontrol szelvények humusztartalma a nyírségi tájrészletben



18. ábra. Belvárosi szelvények humusztartalma a nyírségi tájrészletben

19. ábra. Belvárosi és szuburbán szelvények humusztartalma a nyírségi tájrészletben

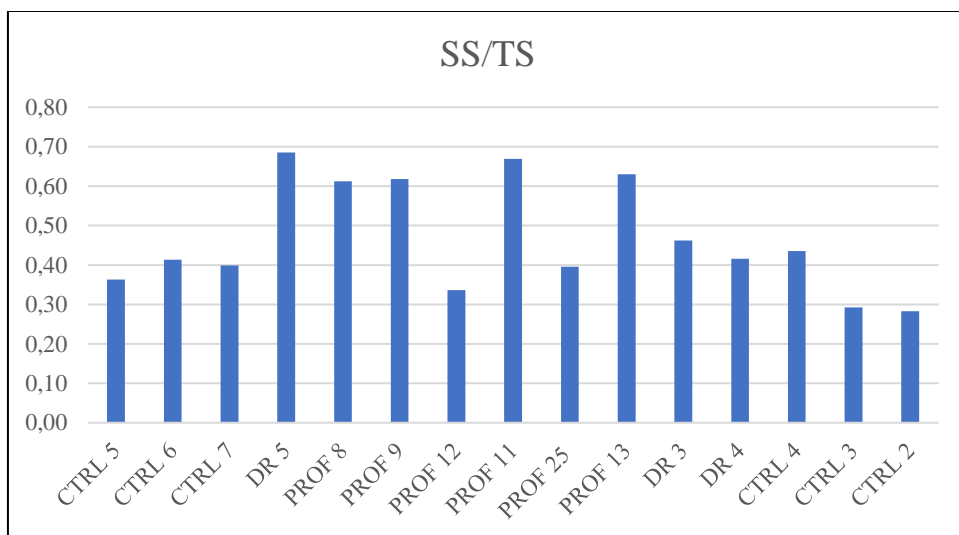
Az altalaj és feltalaj humusztartalmának vizsgálata

Az antropogén hatás kifejezésére az altalaj (subsoil – SS) és feltalaj (topsoil – TS) humusztartalmának hányadosából számított értékeket használtuk. A szelvények összehasonlíthatósága érdekében ebbe az elemzésbe kizárólag a mesterséges fedőréteggel nem rendelkező szelvényeket vontuk be.

Az így vizsgált szelvényekből a legfelső minta humusztartalma adja a TS adatát, míg a SS értékeket a mélyebb szintek humusztartalmának (a rétegek vastagsága alapján) súlyozott átlaga adta. A diagram Ny–K-i irányban ábrázolja a szelvények SS/TS értékeit (20. ábra).

A kontrol szelvények SS/TS értékei 0,4 körül és az alatt alakultak. Az eredmények értékelésénél fontos szempont, hogy a magasabb értékek az erősebb emberi tevékenységből eredő áthalmazást és bolygatást jelentik.

A városi zónában elhelyezkedő szelvények SS/TS értékei a 12-es szelvény kivételével rendre magasabbak, maximumai a belvárosban fordulnak elő, ahol Debrecen leginkább antropogén hatást elszenvedett talajai találhatóak.



20. ábra. A humusztartalomhoz kapcsolódó SS/TS (altalaj és feltalaj hányadosai) értékek a felszíni lefedéssel nem rendelkező szelvényekben

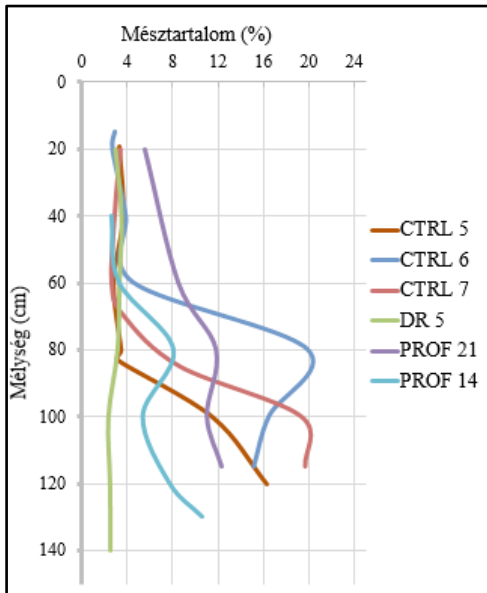
Megállapítást nyert, hogy az antropogén hatásra bekövetkezett bolygatás – mind a humusztartalom vertikális lefutása, mind a SS/TS értékek alapján – a belvárosi talajokat érintette legnagyobb mértékben.

A szuburbán zóna szelvényeinek egyes példányaiban azonosíthatók az emberi tevékenységek nyomai, míg a városmagtól távolabbi területeken a humusztartalom tekintetében nem mutattunk ki bolygatásra utaló ismertető jeleket.

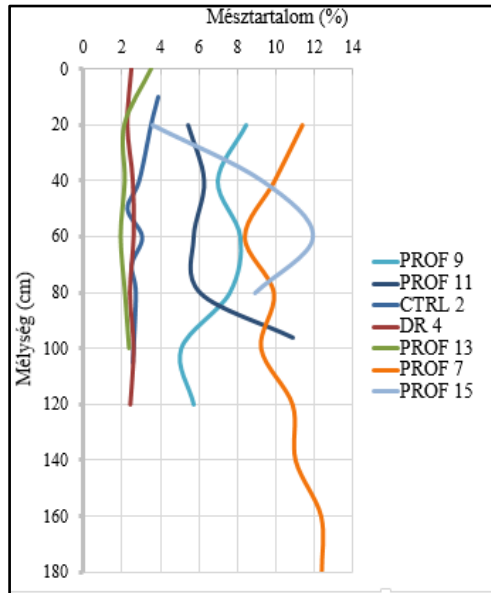
Mész tartalom

A karbonáttartalom elemzése során figyelembe kellett vennünk az eltérő táji adottságokra visszavezethető különbségeket. A városnak a Hajdúsághoz tartozó részében feltárt szelvényekben eleve magas CaCO_3 tartalommal (15–20%) bíró löszös „C” szintet azonosítottunk.

A karbonáttartalom vertikális megoszlása egységesen alakul a hajdúsági szelvényekben, a felső néhány tízcentiméteres rétegben 2–6% körül változik az értékük, majd a „C” szintet elérve (70–80 cm) hirtelen növekedés figyelhető meg (21. ábra).



21. ábra. Mész tartalom vertikális megoszlása a hajdúsági szelvényekben



22. ábra. Mész tartalom vertikális megoszlása a nyírségi kontrol és városi szelvényekben

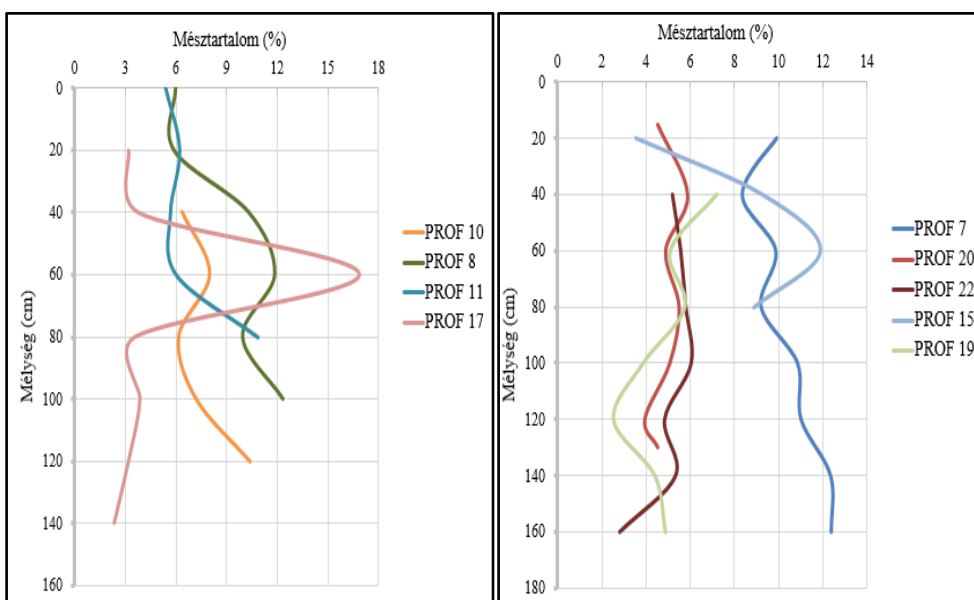
A nyírségi kontrol szelvények közül a CTRL2 alacsony 2–4%-os, a felszíntől a mélyebb szintek felé csökkenő mésztartalommal, míg a CTRL3 mélyebb szintjei kimagasló, 20% fölötti értékkel rendelkeznek. A Nyírségben jellemző, hogy a

buckaközi mélyedésekben karbonátokban gazdag hidromorf talajok fordulhatnak elő (Lóki et al., 2012).

A CTRL3-as szelvényben ezzel magyarázható a magas CaCO_3 tartalom, azonban az ilyen jellegű feldúsulás csak lokálisan, kis kiterjedésben jellemző. Emiatt a talajok CaCO_3 tartalmának összehasonlító elemzésénél a CTRL2 szelvény mésztartalmát vettük figyelembe, mert a város belterületének a Nyírségre eső része inkább ezzel a szelvényvel vehető össze (22. ábra).

A CTRL4, DR3, DR4, valamint a 12, 13 és 16-os szelvényekben alacsony, 1–4%-os mésztartalmat mutattunk ki, szelvénybeli lefutásuk kismértékben eltér a szabályostól, azonban nem tapasztalható kiugró érték.

A mésztartalom egyértelmű növekedést mutat a kontrol területek felől a belváros irányába. A városi környezet további szelvényei – nyírségi terület – eltérő, heterogén képet mutatnak. A belvárosi szelvények rétegeiben mért CaCO_3 mennyisége is egyértelműen magasabb a szuburbán területekhez képest: 5–10%-os tartományban mozog a 9, 10, 11, 19, 20-as szelvényekben, valamint 10% fölött a 7, 8, és 15-ös szelvényekben (23. és 24. ábra).



23. ábra. Mésztartalom vertikális megoszlása a nyírségi városi szelvényekben

24. ábra. Mésztartalom vertikális megoszlása a nyírségi belvárosi szelvényekben

A városi környezetben a 17-es szelvény és a belváros talajainak magasabb mésztartalma nagy valószínűséggel antropogén hatásra vezethető vissza. Ezt a megállapításunkat arra alapozzuk, hogy a belvárosi szelvények műtermékeit

megvizsgálva azt tapasztaltuk, hogy a műtermékek között elsősorban magas kalciumtartalmú kötőanyagok, építési, bontási törmelékek fordulnak elő, melyek hozzájárulnak a talajok mésztartalmának növekedéséhez.

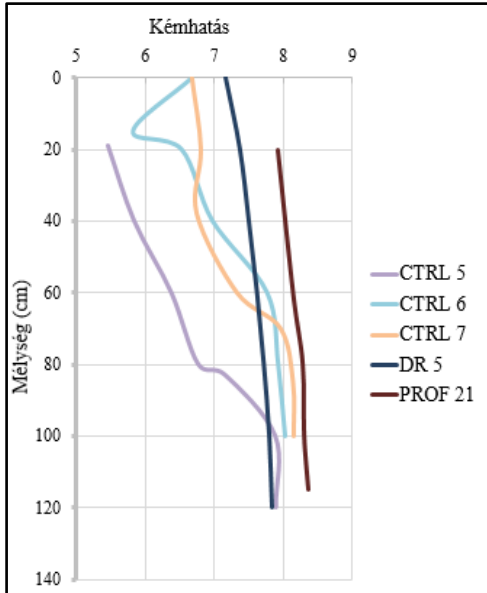
A szelvények mésztartalmának vertikális eloszlását vizsgálva a következő megállapításra jutottunk. A 8, 10, 11-es szelvények mésztartalma a mélység felé haladva növekszik, akár a 10%-os értéket is meghaladva (23. ábra), így tehát ellenkező irányú a lefutása, mint a kontrol szelvényben. A 15, 17, 19, 20, 22-es szelvények mésztartalmának szelvénybeli lefutása nem mutat egyenletes képet, az alacsonyabb és magasabb CaCO_3 értékek váltakozva fordulnak elő (24. ábra), ami egyértelműen a bolygatásra utaló tulajdonság.

Kémhatás

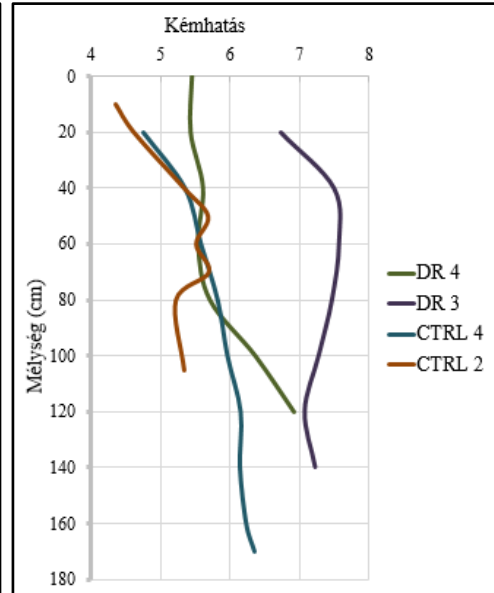
A hajdúsági kontrol terület szelvényeinek kémhatását vizsgálva megállapítottuk, hogy a felszíni és felszínhez közelebbi rétegek pH értékei a gyengén savanyú, savanyú és semleges kategóriába tartoznak, a mélyebb rétegek felé növekszik a pH, és a löszös „C” szintet elérve a lúgos és gyengén lúgos tartományba esnek az értékek. A hajdúsági városi területek egyes szelvényei (CTRL7, DR5 és a 21-es szelvény) követik ezt a trendet, ugyanakkor a 14-es hajdúsági belvárosi szelvény 8-as pH-t is meghaladó rétegeivel kiemelkedő, valamint a szelvénybeli lefutása is eltérő, hiszen a felszíntől a mélyebb rétege felé csökken a pH érték (25. ábra).

A nyírségi szelvények összehasonlíthatósága szempontjából a már fentebb tárgyalt eset alapján a CTRL2 szelvény adatai képezik az összehasonlító vizsgálat alapját. A szakirodalmi kutatásokhoz hasonlóan a kémhatás területi elemzésében ismerhető fel egyértelműen az antropogenitás (*Adedeji et al., 2020, Konstantinova et al., 2019, Bernardino et al., 2019*).

A város nagyobbik nyírségi területén a pH értékek alakulásában a kontrol területek felől a belváros irányában határozott növekedés volt megállapítható. A szuburbán terület külső részeiről – emberi tevékenység által gyengén érintett talajok – származó szelvények (DR4, DR3, CTRL4) alacsony pH értékeket produkáltak (gyengén savas, semleges, gyengén lúgos), szelvénybeli lefutásukra a mélység felé növekvő értékek voltak jellemzőek, így összességében mind mennyiségben és mind szelvénybeli lefutásukban eltérést mutatnak a CTRL2 kontrol szelvényhez képest (26. ábra).



25. ábra. A pH értékek vertikális lefutása a hajdúsági szelvényekben

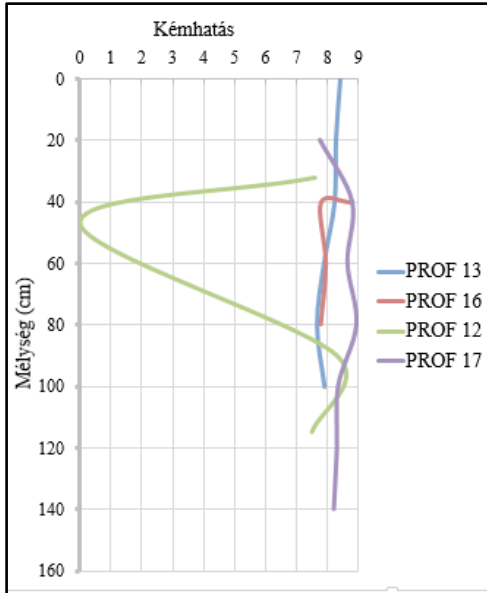


26. ábra. A pH értékek vertikális lefutása a nyírségi kontrol és szuburbán szelvényekben

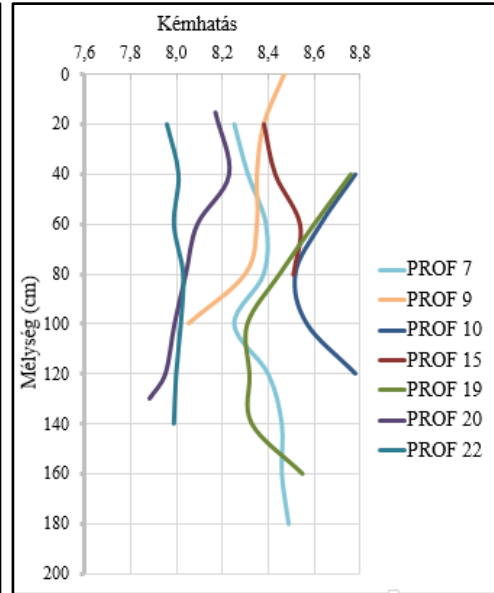
A szuburbán szelvények, amelyek közelebb vannak a belvároshoz, jellemzően magasabb pH értékkel rendelkeznek, a gyengén lúgos és a lúgos kategóriába sorolandók, pH értékük a 9-et is megközelíti.

Szelvénybeli lefutásuk eltérő, a 13 és 16-os szelvényekben a mélység felé csökkenő, míg a 12-es és 17-es szelvényekben váltakozó lefutást figyeltünk meg, ami nagyobb antropogén hatást, nagyobb bolygatottságot enged feltételezni (27. ábra). (A 12-es szelvényben 32–47 cm-es mélységben egy technikai szilárd kőzet található, a mintavétel hiánya miatt abban a rétegben 0 értéket adtunk meg az ábrázolásban.).

A nyírségi területek belvárosi szelvényeinek pH értékei a legmagasabbak, több szelvény minden egyes rétegében 8 fölötti értéket mutattunk ki (7, 8, 9, 10, 11, 15, 19). A CTRL2 kontrol szelvény vertikális megoszlását figyelembe véve megállapítottuk, hogy a pH értékek félméteres mélységig enyhén növekedtek, majd a szelvény alsóbb felében kismértékű csökkenés volt megfigyelhető, de már nem történt nagyságrendi változás (28. ábra).



27. ábra. A pH értékek vertikális lefutása a nyírségi szuburbán szelvényekben



28. ábra. A pH értékek vertikális lefutása a nyírségi belvárosi szelvényekben

A centrumban feltárt szelvények pH értékeinek lefutása eltérő képet mutat. Jelentős részükben egyveretű, monoton lefutású, előfordulhat kismértékű csökkenés a mélység felé, azonban nincsenek kiugró értékek (7, 9, 10, 15, 19, 20, 22). Ezekben az esetekben feltételezhető a szelvény egész mélységében történt teljes áthalmozás (28. ábra). A 8-as és 11-es szelvényekben a kémhatás vertikális megoszlása a mélység felé egyértelmű növekedést mutat, a 25-ösnél viszont egyenletes csökkenés tapasztalható a szelvény legalsó körülbelül fél méteréig, ahol újra magasabb pH értékek fordulnak elő.

4.1.3 A mésztartalom, kémhatás és műterméktartalom kapcsolata

A szakirodalmi áttekintésben kitértünk az említett három tulajdonság kapcsolatára, mely szerint az eleve magas kalciumtartalommal bíró építési, bontási törmelékek, valamint kötőanyagok talajba kerülve megnövelhetik annak CaCO_3 mennyiségét, ugyanakkor a magas mésztartalom a pH értékek lúgos irányba való eltolódását okozhatja (Horváth *et al.*, 2015).

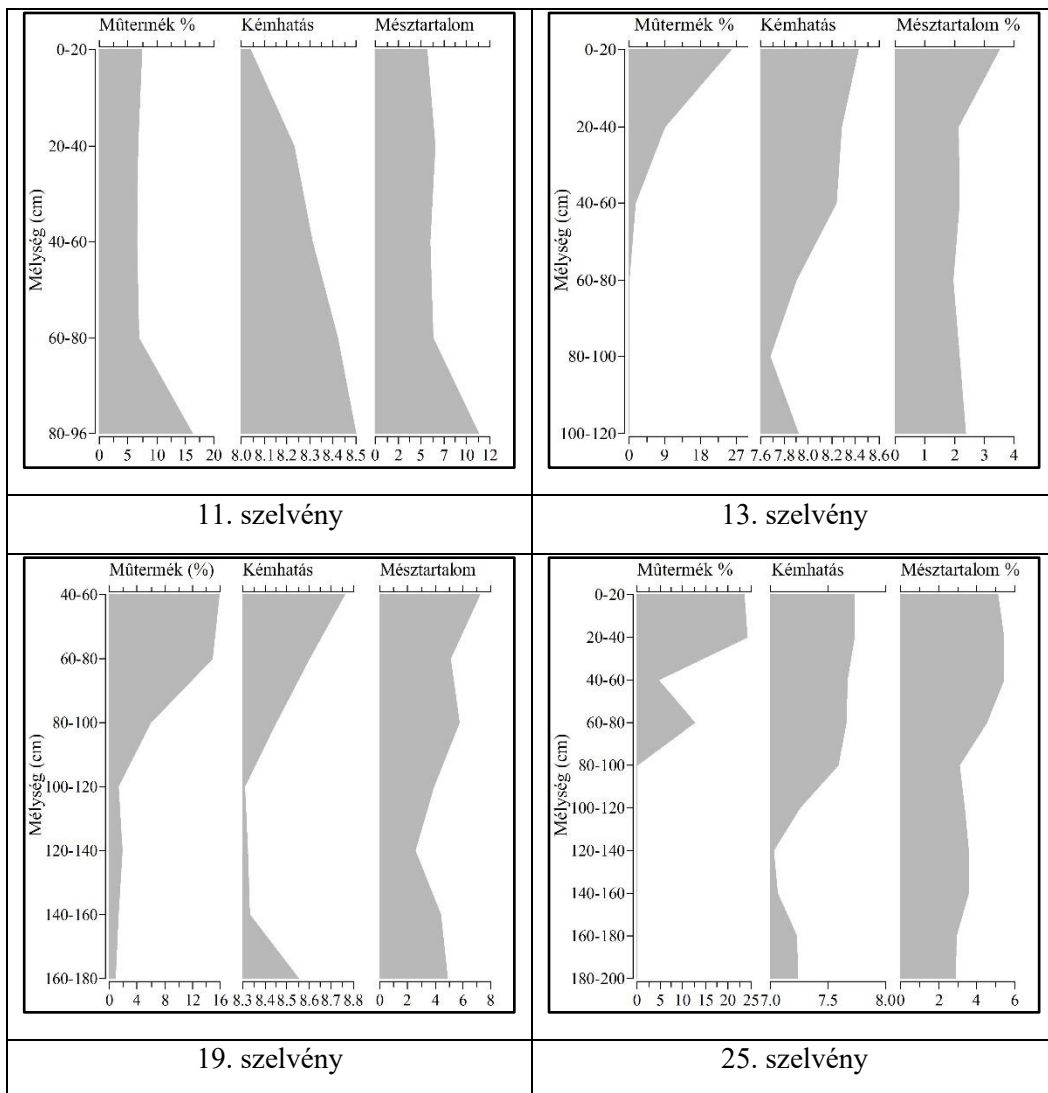
4. táblázat. A Spearmann-féle korreláció számítás eredményei a műterméket tartalmazó mintákra vonatkoztatva (n=87) ** p < 0,01

Tulajdonságok/korrelációs együtthatók		Műtermék	pH H ₂ O	pH KCl	CaCO ₃
Műtermék	korrelációs együtthatók	1,000	,660**	,686**	,400**
pH H ₂ O	korrelációs együtthatók	,660**	1,000	,955**	,651**
pH KCl	korrelációs együtthatók	,686**	,955**	1,000	,670**
CaCO ₃	korrelációs együtthatók	,400**	,651**	,670**	1,000

A szelvényeinkben is leginkább ezek a típusú antropogén eredetű anyagok fordultak elő. A paraméterek közötti összefüggés kimutatására Spearmann-féle korrelációs számítást végeztünk (4. táblázat).

A korrelációs vizsgálat rávilágított a három tulajdonság kapcsolatára (3. táblázat). A statisztikai elemzésen túl együttesen is megvizsgáltuk a tulajdonságok szelvénybeli lefutását. Az alábbi szelvények igazolják leginkább feltételezésünket (11, 13, 19, 25): a kémhatás, a CaCO₃ és műterméktartalom hasonló vertikális megoszlást eredményezett. Kimutattuk, hogy azokban a mintákban, ahol magas volt az építési és bontási anyagok jelenléte, ott rendszerint magasabb pH értéket és CaCO₃ tartalmat észleltünk (29. ábra).

A 3. táblázatunkból tisztán leolvasható a tulajdonságok között fennálló erős kapcsolat, és a hasonló vertikális lefutás alapján egyértelműen kijelenthető az antropogén anyagok által okozott változás a mésztartalomban és a kémhatásban.



29. ábra. A műtermék, kémhatás és CaCO₃ vertikális lefutása a 11, 13, 19 és 25-ös szelvényekben

4.1.4 A talajtulajdonságok vizsgálatából levonható következtetések

A felszíni lefedéshez, valamint a műterméktartalom mennyiségi és szelvénybeli megoszlásához a belvárosi és szuburbán zónában jellemző emberi tevékenységek befolyásoló szerepe köthető.

Általánosságban megállapítható, hogy a talajok mésztartalma a külterület felől a belváros irányába növekszik. A város központjában és környezetében tapasztalt erősebb antropogén hatással összefüggésben a CaCO_3 vertikális megoszlása szabálytalan képet mutat a kontrol szelvényekhez képest. A hajdúsági csernozjomokra jellemző módon a 60-80 cm-es mélységben a löszös altalaj miatt kiugró mésztartalom valamennyi hajdúsági városi szelvényben azonosítható.

A hajdúsági kontrol szelvényekben a mélyebb rétegek felé növekszik a pH értéke, ami a tájegység városi területein lévő szelvények nagyrésztében is hasonlóan alakul. A nyírségi kontrol szelvényben tapasztaltakhoz képest a kémhatás vertikális megoszlása a tájegységhez tartozó valamennyi városi szelvényben eltéréseket eredményezett. A városi területeken összességében magasabbak voltak a pH értékek, mint, az adott tájegység kontrol szelvényeiben. A pH értékek megoszlása így a CaCO_3 tartalommal mutat hasonlóságot. A CaCO_3 tartalmú műtermékek nagy arányára vezethető vissza a belvárosi talajok magas (10-15%) CaCO_3 tartalma, valamint a pH értékek (8-9) lúgos irányba való eltolódására. A három paraméter között – más szerzők korábbi munkáihoz hasonlóan – statisztikai összefüggést is kimutattunk. A műterméktartalom a kémhatás és a kalcium-karbonát tartalom között erős, pozitív korrelációt ($r_{\text{pH-Műtermék}}=0,686$; $r_{\text{pH-CaCO}_3}=0,651$; $r_{\text{CaCO}_3\text{-Műtermék}}=0,4$) mutattunk ki 0,01-os szignifikancia szint mellett.

A szervesanyagtartalom mennyiségi vizsgálatánál az eltérő talajtípusoknál megfigyelhető különbségek emelhetők ki. A hajdúsági csernozjom talajok humusztartalma 3-6%, míg a nyírségi homoktalajoké mindössze 0,5-3% között alakult. Az emberi tevékenységekből származó bolygatás nyomára és annak erősségére a humusztartalom vertikális megoszlásából, valamint az altalaj és feltalaj humusztartalmának hányadosából következtettünk. A humusztartalom szabálytalan lefutása, a mélyebb rétegekbe való bekeverése egyértelműen az antropogén hatás következménye. A tájtípusoktól függetlenül a bolygatás mértéke a szuburbán zóna talajaiban még nem volt jelentős. A belvárosban viszont jelentősen növekedett az áthalmozás mértéke, ami az altalaj és feltalaj (SS/TS) hányadosának értékeiből is egyértelműen megállapítható.

A hajdúsági kontrol talajokban nem mutattunk ki durva homok frakciót, ugyanakkor a tájegység szuburbán és belvárosi szelvényeiben megjelent az említett szemcsecsoport. A durva homok jelenléte egyértelműen emberi tevékenységből származik, ugyanis az urbánus környezetben zajló és infrastrukturális elemeket érintő földmunkák során gyakran alkalmaznak építési homokot, amit a terepegyengetés

alkalmával az eredeti talajjal összekeverhetnek. A város nyírségi részében mindinkább az éles textúraváltásokból következethetünk az antropogén hatásra.

4.2 A potenciálisan toxikus elemek vizsgálata az antropogén hatás függvényében

A debreceni talajok fémterhelésére leginkább a közlekedésből származó szennyezőanyagok gyakorolnak komoly hatást. Feldúsulásukat elsősorban a közlekedés intenzitása, valamint a talajok adszorpciós kapacitásáért felelős tulajdonságok befolyásolják. A humusztartalom és a finom frakciók aránya talajtípusonként és a beépítés jellege miatt is változatos képet mutat, ami így a talajok fémtartalmára is hatással van.

4.2.1 A vizsgált potenciálisan toxikus elemek mennyiségének áttekintése és területi vonatkozásai

A szennyezettség meghatározásához a 6/2009-es együttes rendeletben foglalt „B” határértékekhez (5. táblázat) viszonyítottuk a vizsgálatba bevont elemek koncentrációit.

5. táblázat. A vizsgált fémek 6/2009-es együttes rendelet „B” szennyezettségi határértékei (mg/kg)

Vizsgált fémek	Króm összes	Nikkel	Réz	Cink	Bárium	Ólom
Határértékek	75	40	75	200	250	100

A PTE-k mennyiségi és területi elemzéséből kitűnik, hogy a hajdúsági szelvényekben minden fém magasabb koncentrációban fordult elő (30–35. ábra), mint a nyírségi szelvényekben.

Ez a megállapítás a talajtulajdonságok fémmegkötő képességével magyarázható, hiszen a csernozjom talajokban a szerves anyag tartalom és az iszap és agyag frakció részaránya szintén magasabb, mint a nyírségi homoktalajokban. Azonos tájegységen belül a kontrol területek és az eltérő beépítésű zónák között is különbségek tapasztalhatók.

Réz

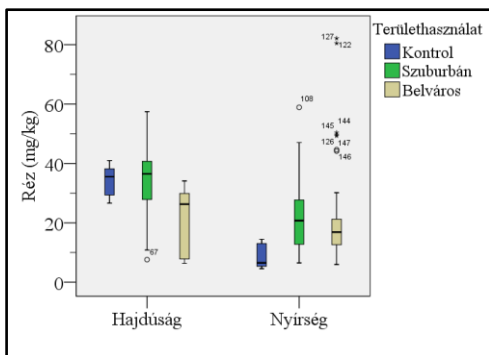
A vizsgálat két esetben mutatott határértéket meghaladó rézkoncentrációt nyírségi belvárosi területen. Szuburbán területeken a növénytermesztésben használt gombaölőszerek, műtrágyák növelik koncentrációját a talajban, a belvárosban pedig, ahol jelentős a gépkocsiforgalom, a járművek mozgó alkatrészeinek kopásából származó réz kerülhet a talajba. A szuburbán talajok rézmenységében kimutatható az antropogén hatásra történő feldúsulás.

A nyírségi belvárosi minták mediánja alacsonyabb, mint a szuburbán talajoké, azonban kiugró és extrém kiugró értékek több mintában is előfordulnak, így a kontrolhoz való viszonyítás alapján ebben a zónában is kijelenthető a réz antropogén hatásra való feldúsulása (30. ábra).

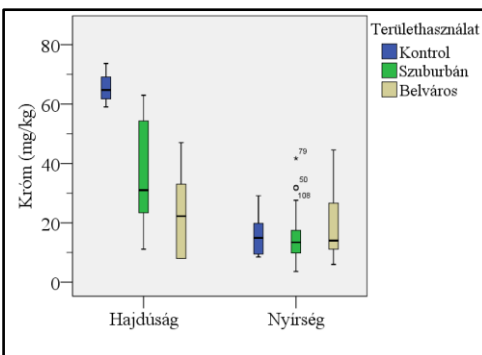
Króm

Határértéket átlépő mennyiséget nem mutattunk ki, ugyanakkor a hajdúsági kontrol szelvényekben megközelítette a 75 mg/kg-os koncentrációt (31. ábra). Az említett szelvények agrárterületek szomszédságában kerültek kijelölésre, ami összefüggésbe hozható a króm ilyen magas koncentrációjával, hiszen a mezőgazdasághoz köthető tevékenységek tipikusan a króm antropogén forrásához tartoznak.

A tájtípus további szelvényei már alacsonyabb koncentrációt mutatnak. A nyírségi területek szelvényeiben mért értékek jellemzően 10–20 mg/kg között fordultak elő, kiugró eredmények is elmaradtak a határértéktől (31. ábra).



30. ábra. A réztartalom területhasználatonkénti megoszlása az eltérő tájrészletekben



31. ábra. A krómtartalom területhasználatonkénti megoszlása az eltérő tájrészletekben

Nikkel

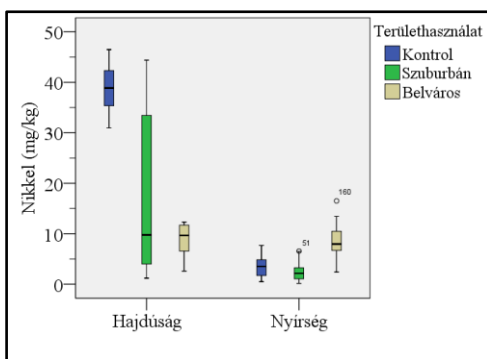
Mennyiségi összehasonlításban szembeűnő különbség figyelhető meg a két tájegység talajai között. A hajdúsági minták magasabb nikkeltartalma az adszorpciós kapacitásért felelős talajtulajdonságokon túl kisebb részt mezőgazdasági tevékenységből származtatható, ugyanis a szennyvíziszappal és a műtrágyákkal közvetlenül is a talajba kerülhet. A hajdúsági kontrol talajok nikkellkoncentrációja több esetben meghaladta vagy megközelítette a rendeletben foglalt határértéket.

A belváros hajdúsági részei nem érintettek ezzel a típusú antropogén hatással, így a vizsgált fém mennyisége elmarad a kontrol területen kimutatott értékektől. A nyírségi tájegységben eleve alacsony mennyiségben fordul elő a nikkell.

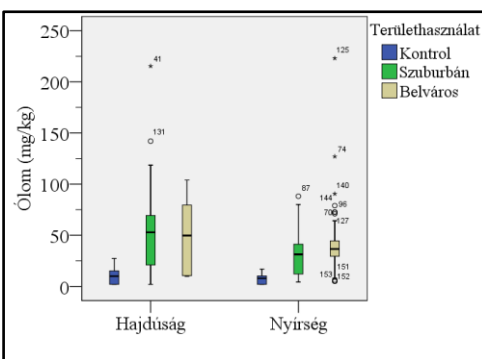
Kiemelhető, hogy ebben a tájegységben a belvárosi zónában a nikkell feldúsulása figyelhető meg. *Szegedi 1999a* szerint a városi területeken a nikkell koncentrációjának növekedése az olajtűzelés eredménye (32. ábra).

Ólom

A minták valamivel kevesebb mint 10%-a haladta meg a határértéket. Az ólomkoncentrációk a kontrol területeken voltak a legalacsonyabbak. A közlekedésből származó terheléssel szinte folyamatosan érintettek a szuburbán és belvárosi zónák talajai. A magasabb ólom mennyiségeket annak ellenére is kimutattuk, hogy hazai viszonylatban több évtizede már csak ólommentes üzemanyagok vannak kereskedelmi forgalomban.



32. ábra. A nikkeltartalom területhasználatonkénti megoszlása az eltérő tájrészletekben



33. ábra. Az ólomtartalom területhasználatonkénti megoszlása az eltérő tájrészletekben

A két városi terület ólom mennyiségében nem tapasztalható lényeges különbség, azonban a centrumtól távolodva a kontrol területek irányába megközelítőleg felére csökken a talajok ólom tartalma (33. ábra).

Cink

A minták kevesebb mint 10%-ában mutattunk ki határérték feletti koncentrációt, ezek a minták szuburbán és belvárosi területekben fordultak elő, nem véletlen tehát, hogy a gumibroncsok kopásából származó cink összességében a gépkocsi közlekedés által leginkább érintett zónákban volt magasabb. A tájegységeket vizsgálva az ábra alapján megállapítható a hajdúsági talajok magasabb cinkkoncentrációja. A kontrol területek között körülbelül négyszeres különbség figyelhető meg. A külterület talajait már csak kisebb mértékben érinti a közlekedésből származó szennyezőanyagok kiülepedése.

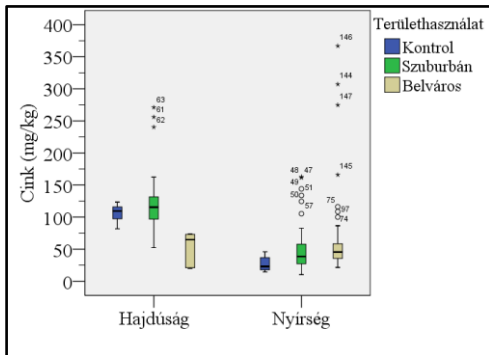
A hajdúsági kontrol szelvények mezőgazdasági területek közvetlen szomszédságából származnak. A szántóterületekre kijutatott szennyvíziszap cinket is tartalmaz, ami a növények számára esszenciális mikroelem. Ezen talajjavítási technológián túl a csernozjom talajok rendkívül jó nehézfém megkötő tulajdonságai magyarázhatják a hajdúsági kontrol talajok magas cinktartalmát a nyírségi erdőkből származó kontrol szelvényekkel szemben (34. ábra).

Bárium

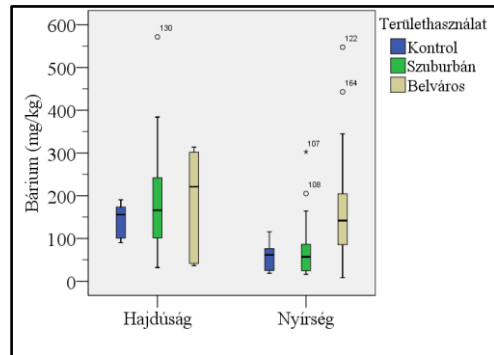
A begyűjtött minták közel 10%-a haladta meg a 250 mg/kg-os szennyezettségi határértéket, néhány esetben több mint kétszeres túllépés is megfigyelhető. A legmagasabb értékek a belvárosi zónákban fordultak elő, ahol nem mutatkozott szembetűnő különbség a nyírségi és hajdúsági minták között. A bárium széleskörű felhasználása szorosan kapcsolódik a közlekedési kibocsátáshoz, így nem meglepő, hogy a magasabb koncentrációkat épp a gépjárművekkel leginkább terhelt városrészben mutattuk ki.

A további két területhasználat talajainak báriumterhelésében is egyértelmű különbségek figyelhetők meg. A szuburbán területek még érintettek a gépjárműforgalommal, így mindkét tájegységen mértünk határérték fölötti, kiugró értéket. A kontrol zónákban viszont minden minta báriumkoncentrációja határérték alatt maradt. Utóbbi két esetben érdemes az adatok interkvartilis terjedelmét is megvizsgálni.

A Hajdúságban kétszeres különbség figyelhető meg ebben a tartományban a Nyírséggel szemben. Az antropogén hatások mértéke mindkét területen elmarad a belvárosi szinthez képest, így az itt szóban forgó különbségek leginkább a talajok adszorpciós kapacitásában meglévő különbségekre vezethetők vissza (35. ábra).



34. ábra. A cinktartalom területhasználatonkénti megoszlása az eltérő tájrészletekben



35. ábra. A báriumtartalom területhasználatonkénti megoszlása az eltérő tájrészletekben

4.2.2 A potenciálisan toxikus elemek vizsgálatából levonható következtetések

A vizsgálatba bevont elemek értékelésénél lényeges szempontként jelennek meg az eltérő táji adottságokra visszavezethető talajtani különbségek, valamint a kontrol, a szuburbán és a belvárosi zónák elkülönítése. Az elemzés során figyeltünk arra, hogy a hajdúsági és nyírségi kontrol minták az azonos tájegységből származó városi mintákkal kerüljenek összehasonlításra.

A szennyezettség meghatározásához a 6/2009-es együttes rendeletben foglalt „B” határértékekhez viszonyítottuk a vizsgálatba bevont PTE-k (Cu, Ni, Cr, Zn, Pb, Ba) koncentrációit.

A debreceni talajok fémterhelésére leginkább a közlekedésből származó szennyezőanyagok gyakorolnak komoly hatást. Az elemtartalom vizsgálata alapján a króm kivételével valamennyi fém vonatkozásában mutattunk ki határérték túllépést. A jobb adszorpciós kapacitással rendelkező hajdúsági szelvényekben mért koncentrációk magasabbak a nyírségi szelvényekben mért értékeknél. A begyűjtött minták megközelítőleg 10%-ában volt a bárium, ólom és cink koncentrációja magasabb a határértékeknél.

Az ólomtartalom megoszlásában a kontrol területek interkvartilise alapján nem jelentkezik markánsan az eltérő talajtulajdonságok és nehézfémegkötő-képesség miatti különbség. Magasabb, kiugró értékek viszont mindkét tájegység szuburbán és belvárosi szelvényeiben előfordulnak.

A cink és bárium mennyiségi és területi elemzéséből kitűnik, hogy a hajdúsági szelvényekben magasabb koncentrációk fordultak elő, mint a nyírségi szelvényekben. A tájegységeken belül a magasabb értékek a városi szelvényekhez köthetők, a külterületeken lévő kontrol szelvények irányába csökkenő elemkoncentrációt figyeltünk meg.

4.3 A potenciálisan toxikus elemek vertikális eloszlásának vizsgálata

A debreceni talajokat az antropogén hatások közül leginkább az áthalmazás és a genetikai szintek összekeverése érintette. A városi talajok PTE tartalma mind horizontális, mind vertikális eloszlásában nagy változatosságot mutat. A vizsgálatainkba bevont fémek alapvetően a feltalajban dúsulnak fel, a mélyebb szintek felé csökken a koncentrációjuk.

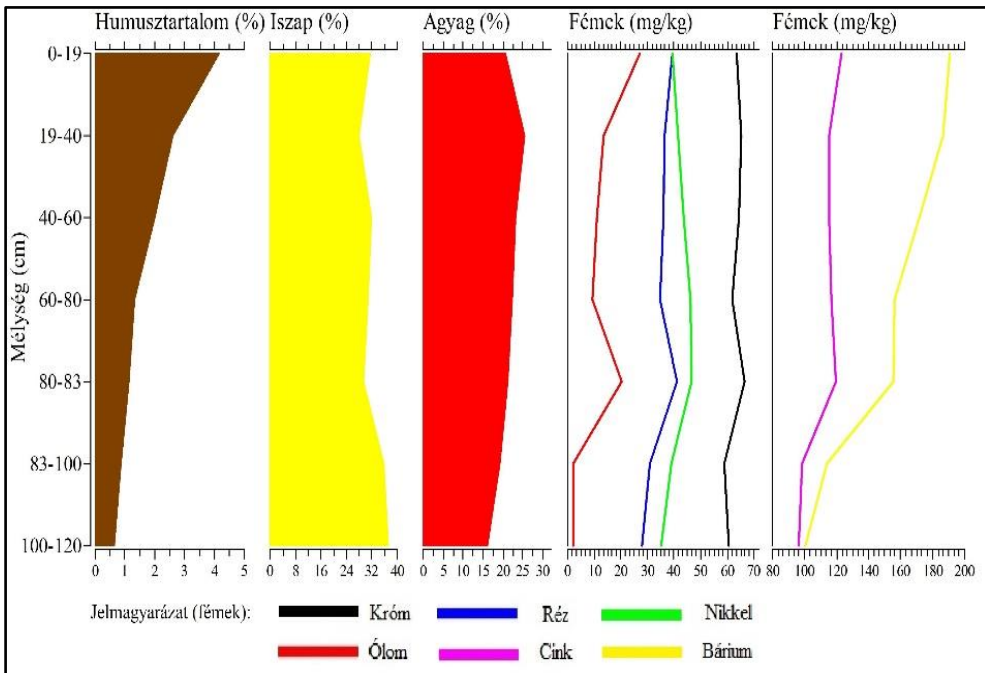
Azonban az emberi tevékenységek által bolygatott talajokban a fémek vertikális lefutása szabálytalan képet mutat. Amint azt az egyes talajtulajdonságok és a talaj elemtartalma közötti korrelációs vizsgálatok alapján megállapítottuk, egyes talajtulajdonságok jelentős hatással vannak a talaj fémtartalmának alakulására, ezáltal befolyásolják az egyes fémek vertikális eloszlását is.

A korrelációs vizsgálatok kimutatták, hogy a fém mennyiségek a humusztartalommal, a finom frakcióval és néhány esetben a műterméktartalommal voltak összefüggésben, ezért a fémek vertikális lefutásánál már csak ezeket a tulajdonságokat ábrázoljuk.

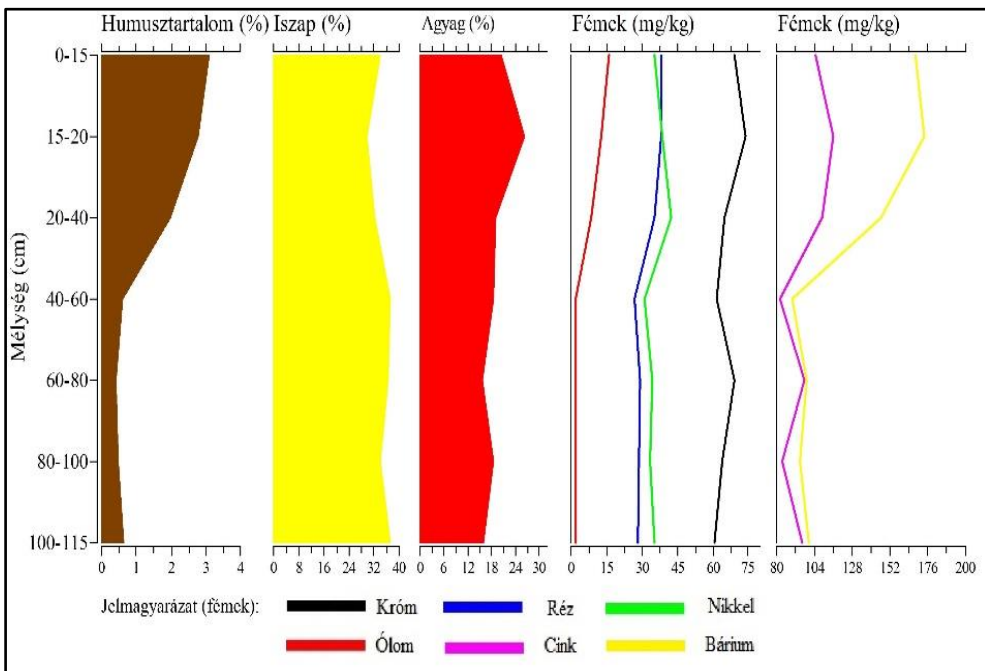
4.3.1 A potenciálisan toxikus elemek vertikális lefutása a kontrol szelvényekben

A hajdúsági kontrol szelvényekhez kapcsolódóan a korábbiakban megállapítottuk, hogy a fémmegkötéséért felelős talajtulajdonságok nagyobb részarányú jelenlétével számolhatunk. Általánosságban megállapítható, hogy a cink és bárium magasabb koncentrációi a felszíni, humuszban gazdag talajmintákhoz kapcsolódnak.

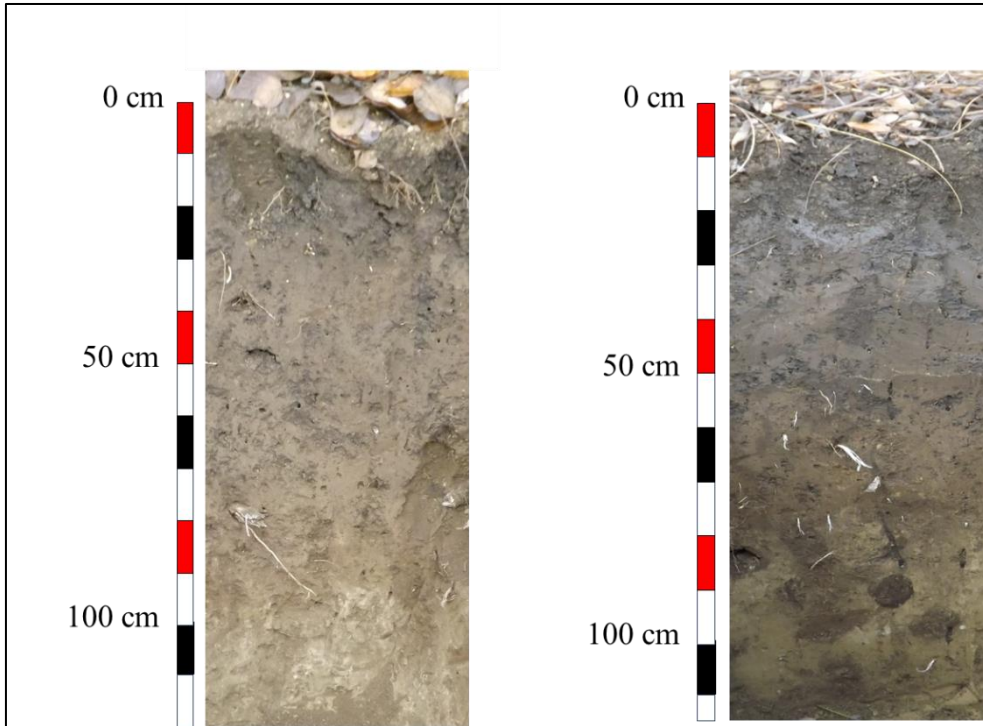
A króm, nikkel és réz, valamint a CTRL5 (36. ábra) és CTRL6 (37. ábra) szelvényekben az ólom vertikális megoszlása nem mutat egyértelmű összefüggést a talajtulajdonságok vertikális alakulásával, utóbbi fém kiugró értéke sem magyarázható a talajtulajdonságok szelvénybeli viselkedésével. A hajdúsági kontrol szelvények fotói a 38. ábrán láthatók.



36. ábra. A fémek és talajtulajdonságok vertikális lefutása a CTRL5 szelvényben



37. ábra. A fémek és talajtulajdonságok vertikális lefutása a CTRL6 szelvényben



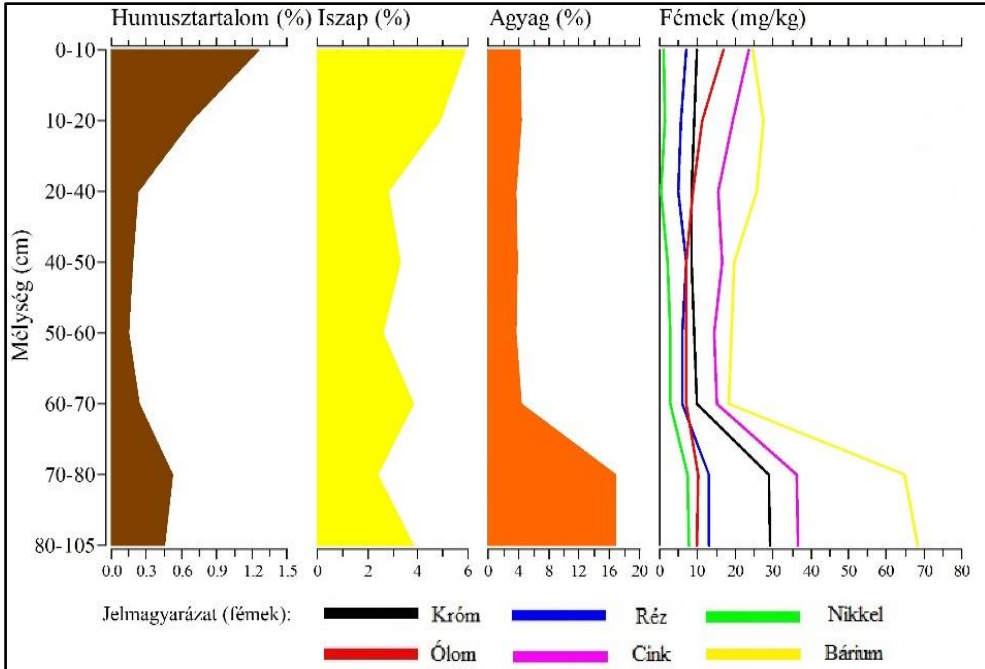
38. ábra. Fotók a CTRL5-ös és CTRL6-os szelvényről.

A nyírségi CTRL2 szelvényben (39. ábra) a fémek a 60–70 centiméter közötti rétegig kismértékű változatosságot mutatnak, majd az említett mélységtől a réz, nikkel és ólom mennyiségében enyhe növekedés mutatkozott, ugyanakkor a króm-, bárium- és cinkkoncentráció emelkedése látványosan jelenik meg a lefutásukban (39. ábra).

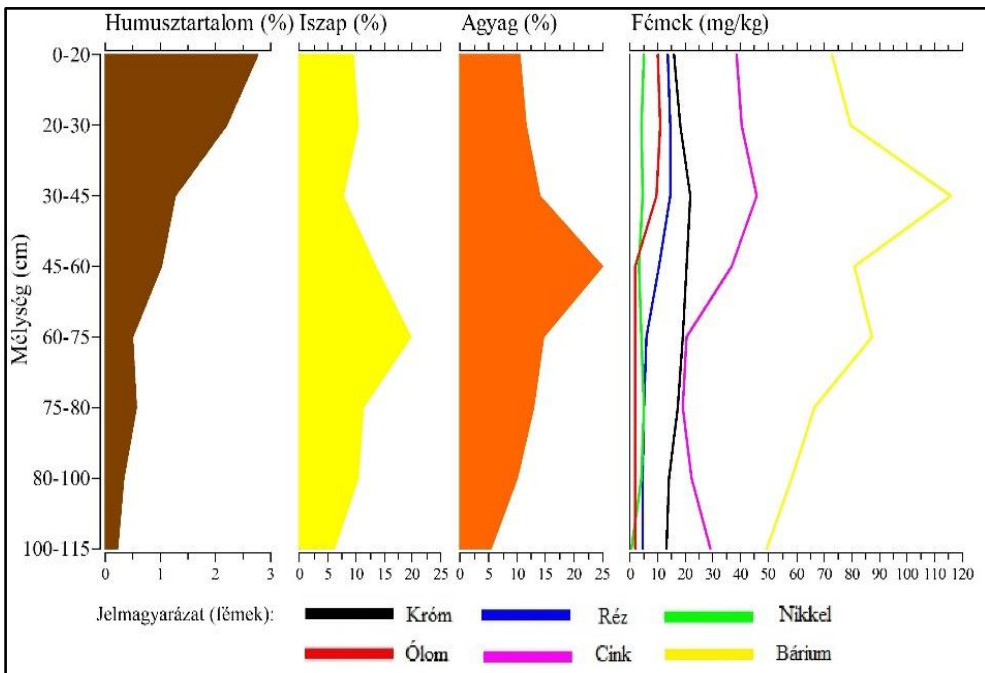
Ebben az esetben az agyagszemcsék részarányának hirtelen növekedése jól összevethető a fémek vertikális lefutásával, ami az ilyen talajokban gyakran előforduló kovárványcsíkok jelenlétével magyarázható.

A CTRL3 szelvényben szabályos, a mélyebb szintek felé csökkenő humusztartalom figyelhető meg, amihez a bárium, ólom és a réz lefutása kapcsolódik. A finom frakciók, a bárium és a cink esetében szabálytalan lefutást figyelhetünk meg. A szelvény középső részében (30–75 cm) tapasztalhatók a kiugró értékek (40. ábra).

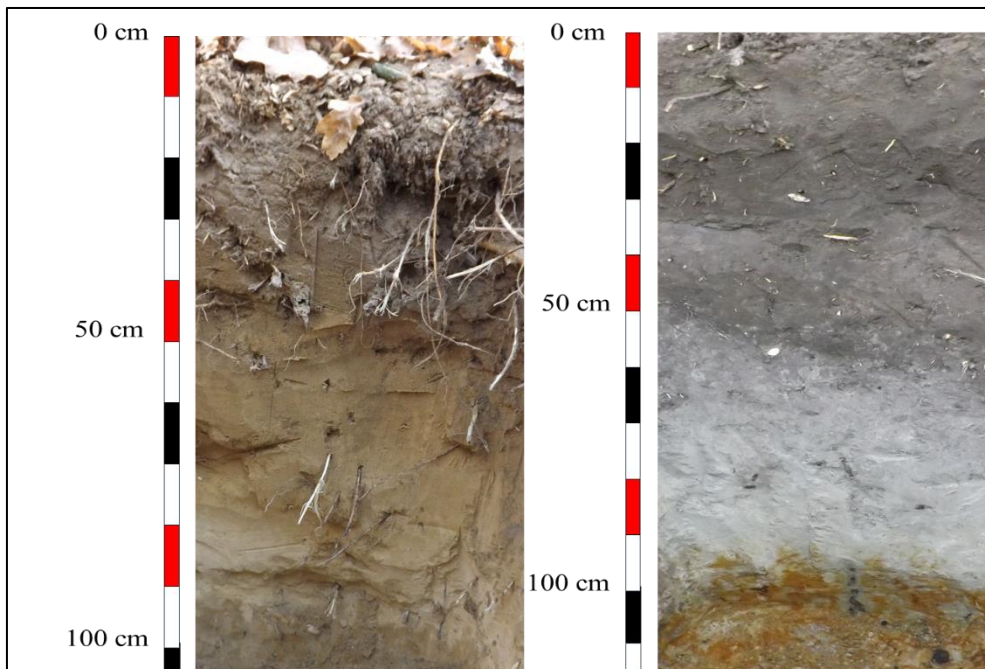
A korrelációs számításokkal alátámasztva kijelenthető, hogy a kontrol szelvényekben a PTE-k vertikális megoszlása erősen kapcsolódik a finomfrakciókhoz és a humusztartalomhoz. Elemzésük rávilágított, hogy a hajdúsági szelvényekben inkább a humusztartalomnak, a nyírségiekben inkább az agyagfrakciónak volt nagyobb szerepe a fémek szelvénybeli alakulásában.



39. ábra. A fémek és talajtulajdonságok vertikális lefutása a CTRL2 szelvényben



40. ábra. A fémek és talajtulajdonságok vertikális lefutása a CTRL3 szelvényben



41. ábra. Fotók a CTRL2-es és CTRL3-as szelvényről (a szerző felvétele, 2014).

A nyírségi kontrol szelvények eltérő felépítése és tulajdonságai a 4.1. fejezetben tárgyalt körülményekre vezethetők vissza (41. ábra).

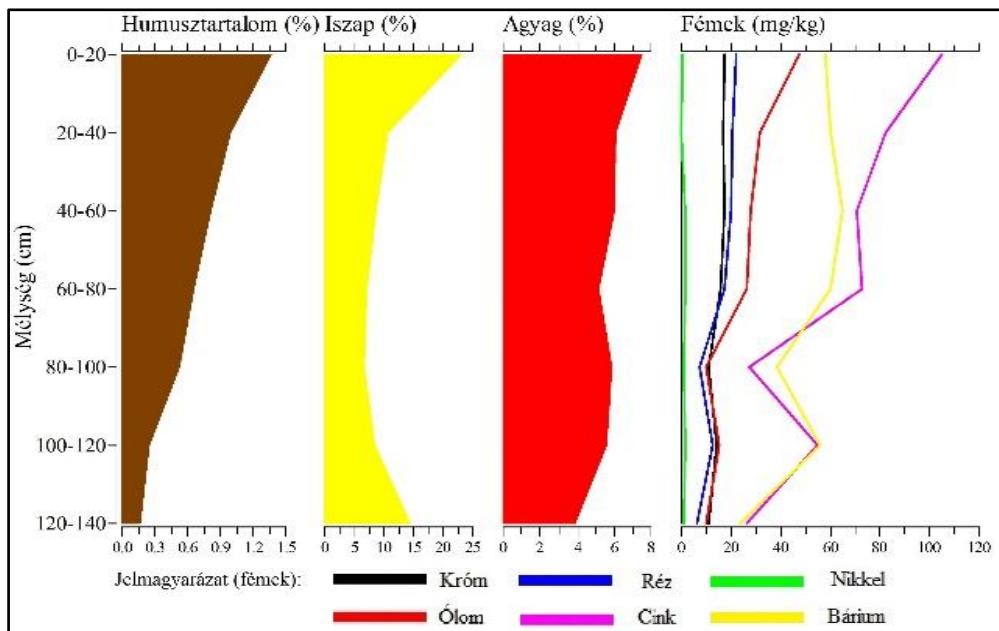
4.3.2 A potenciálisan toxikus elemek vertikális lefutása a szuburbán szelvényekben

Az eddigiektől eltérően a szuburbán talajok vizsgálatánál a műterméktartalommal is számolnunk kell, hiszen a korrelációs számítások alapján a bárium- és az ólomkoncentráció erősen kapcsolódik az antropogén anyagok jelenlétéhez. Továbbá a szuburbán területeken a felszíni lefedés is megjelenik, ami szintén növelheti a bolygatottság mértékét.

A szuburbán zóna külső részein elhelyezkedő szelvényekben a nikkelt, a réz és a króm alacsony mennyiségük és a PTE-k megkötésért felelős talajtulajdonságokkal való erős, pozitív kapcsolatuk mellett alig mutatnak változatosságot a vertikális megoszlásukban. A talajtulajdonságok és a fémek fentebb részletezett összefüggései a DR4 szelvény példáján figyelhető meg a 42. ábrán.

Összességében egy kismértékű, szabályos, csökkenő tendencia figyelhető meg a szelvény felszínétől a mélyebb szintek irányába. Az ólom-, cink- és báriumtartalomban magasabbak az előző három fémhez képest, korrelációs

kapcsolataik is megközelítőleg hasonlóan alakultak. Szelvénybeli megoszlásukban határozott csökkenés mutatható ki a mélyebb szintek felé, amelynek lefutása kissé szabálytalan képet eredményezett.

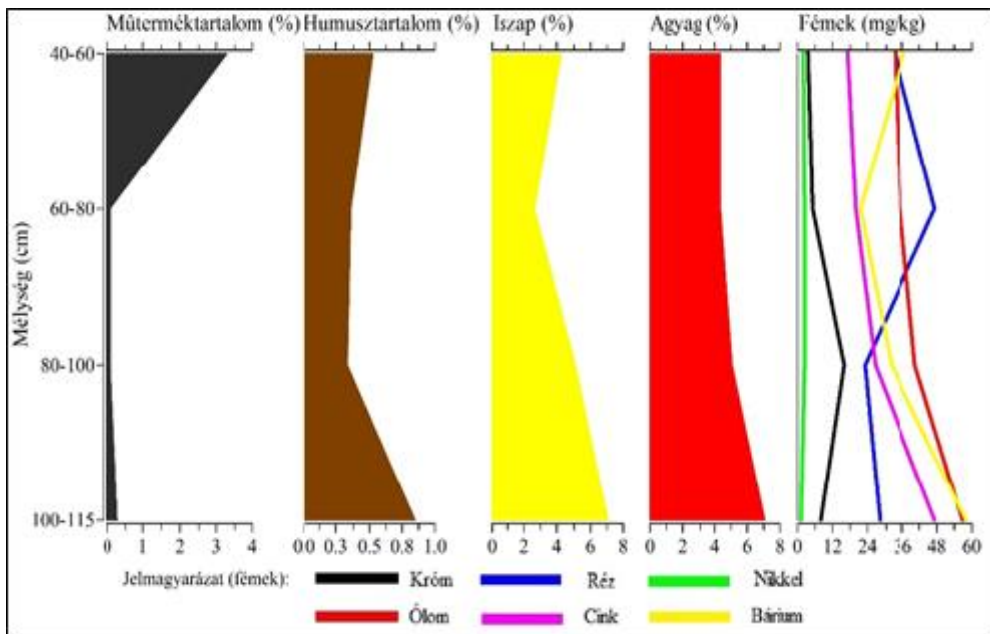


42. ábra. A fémek és talajtulajdonságok vertikális lefutása a DR4 szelvényben

A zóna belső, városközponthoz közelebb eső területein a szelvényeket intenzívebben érintették az emberi tevékenységek, a bolygatottság mértéke is eltérő módon jelentkezett. Jellemző a felszíni lefedés és a műtermékek jelenléte. A humusztartalom szabálytalan vagy a mélység felé növekvő vertikális megoszlása egyértelmű bizonyítéka az antropogén áthalmozásnak.

A nikkelt alacsony koncentrációja mellett egyhangú lefutást mutat. A króm, réz és bárium szabálytalan megoszlása, valamint a cink és az ólom mélyebb szintek felé való koncentrációnövekedése határozottan az emberi beavatkozások következménye.

Valamennyi fém erős, pozitív korrelációt mutat a humusztartalommal és a finomfrakciókkal, ezen összefüggések leginkább a szerves anyagok és a cink, a bárium és az ólom vonatkozásában a leginkább szembetűnők. A bárium és ólom korrelációs kapcsolata a műtermékekkel nem mutatható ki egyértelműen a szelvénybeli lefutásukban. A 16-os szelvényben nyomon követhető a vizsgált paraméterek vertikális megoszlása (43. ábra).



43. ábra. A 16-os szelvény tulajdonságainak és elemtartalmainak vertikális lefutása

A fémek vertikális megoszlása nagymértékben függ a humusztartalomtól, valamint az iszap- és agyagszemcsék részarányától, amelyet a korrelációs kapcsolatok is alátámasztottak. A műtermékekkel való erős, pozitív összefüggést az ábráink alapján csak néhány esetben tudtuk azonosítani.

4.3.3 A potenciálisan toxikus elemek vertikális lefutása a belvárosi szelvényekben

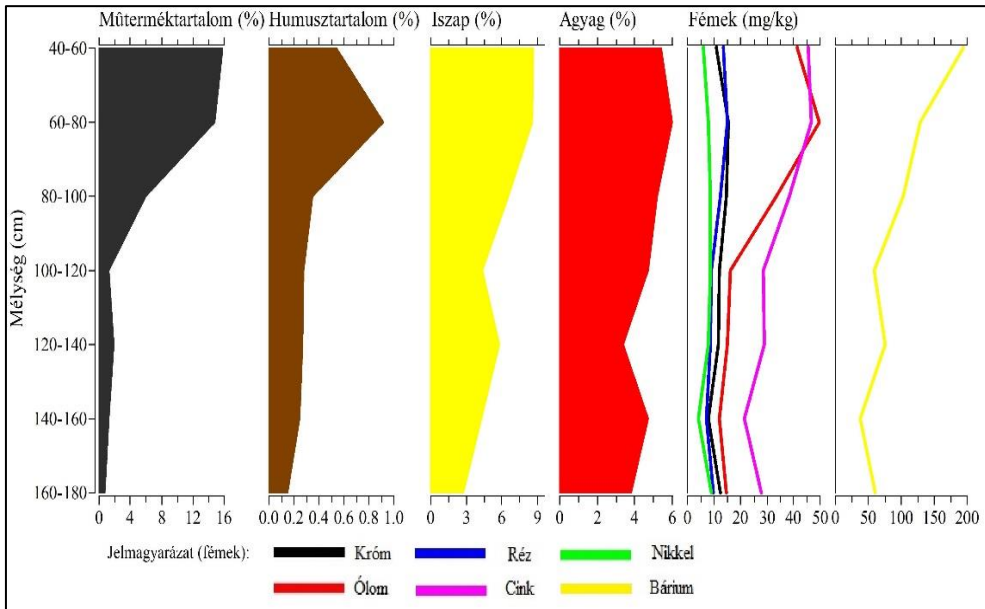
A talajtulajdonságok komplex elemzése és a PTE-k mennyiségi értékelése egyértelművé tette, hogy a belvárosi szelvényeket érték legintenzívebben az emberi tevékenységek.

A felszíni lefedés, az eredeti genetikai szintek keveredése, a műtermékek mennyisége és az antropogén forrásokból származó szennyezések a város központi zónájában érték el a legmagasabb mértéket.

A szelvényeknél a felszíni technogén réteg alatt jellemzően olyan talajanyagot találtunk, ami a felszín egyenlőtlenségeinek a csökkenését szolgálja. Az ilyen típusú rétegek talajanyagai származhatnak más helyszínről vagy az adott szelvény talajanyagának keverékéből, amelyek alatt jó eséllyel felismerhetőek az eredeti talajszelvény szintjei.

Terepi és laboratóriumi tapasztalataink alapján megállapítható volt, hogy a debreceni szelvényeknél homokot és egyéb tevékenységből visszamaradt építési és bontási törmelékből álló anyagot használtak leginkább a terep elegyengetésére. A szelvény legfelső rétegében így gyakran tapasztalható kiemelkedő műterméktartalom, alacsony humusztartalom és a finomfrakciók alacsony részaránya.

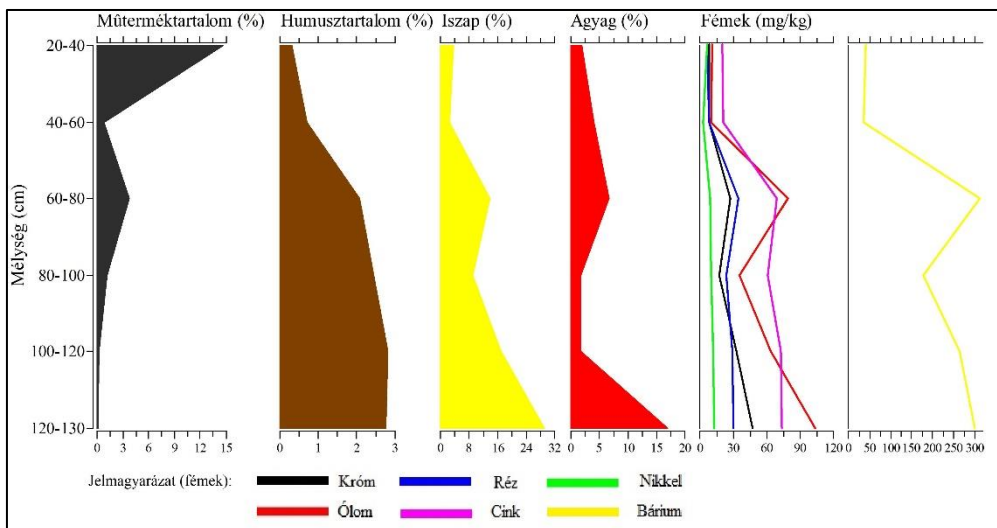
A 19-es szelvénynél 60–80 cm-es mélységtől figyelhető meg az eredeti talaj szintje, az elemkoncentrációk a mélyebb szintek felé csökkennek, ami a PTE-k megkötésért felelős talajtulajdonságok lefutásával mutat összefüggést (44. ábra).



44. ábra. A 19-es szelvény tulajdonságainak és elemtartalmainak vertikális lefutása

Ezzel szemben a 14-es szelvénynél a korábbi megállapítások mellett a szelvény egészét érintő antropogén áthalmozás figyelhető meg. Erre főleg a szelvény minden szintjében előforduló műtermék és a mélyebb szintek felé növekvő humusztartalom utal.

A 20–40 cm-es rétegben a legalacsonyabb a vizsgált fémek mennyisége, ami után szabálytalan lefutás következik. A fémek és az ábrázolt talajtulajdonságok között túlnyomórészt erős, pozitív korrelációt mutattunk ki, ez az összefüggés a vertikális megoszlásban is felismerhető (45. ábra).

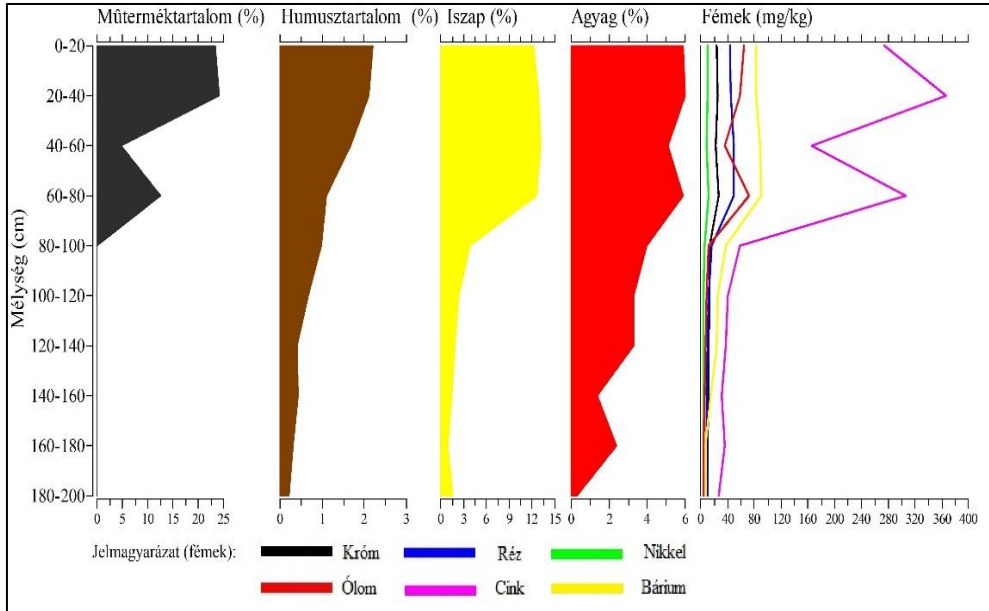


45. ábra. A 14-es szelvény tulajdonságainak és elemtartalmainak vertikális lefutása

A 8, 9, 11 és 25-ös szelvények abban különböznek más belvárosi mintavételi helyektől, hogy ezeknél nincs felszíni lefedés. (47. ábra) A bolygatás a műtermékek jelenlétével egyértelműen igazolható, a humusztartalom vertikális megoszlása viszont önmagában ezt nem támasztja alá, mivel a mélyebben található szintek felé csökken a szerves anyag tartalom.

A fémek is többnyire ezzel a tulajdonsággal mutatnak határozott kapcsolatot. A 25-ös szelvény kiemelhető a belvárosi szelvények közül – egyéb tulajdonságait figyelembe véve is megállapítható, hogy a belvárosi elhelyezkedése ellenére ez a szelvény őrizte meg legjobban az eredeti genetikai szintjeit. A szelvény felső 1 méterében találtunk ugyan műtermékeket, azonban az áthalmozás csekély mértékben valósult meg, a genetikai szintek hasonlítanak a nyírségi humuszos homoktalajok szelvényképeéhez (46. ábra).

A vizsgált fémek a 60–80 centiméteres rétegben jelentős mértékben csökkennek, szelvénybeli lefutásuk hasonlóan alakul, mint a PTE-k megkötésért felelős talajtulajdonságok megoszlása. Megemlíthető, hogy a bárium és ólom szelvényen belüli mintája szintén hasonlóan alakul, mint a műterméktartalom (46. ábra).



46. ábra. A 25-ös szelvény tulajdonságainak és elemtartalmainak vertikális lefutása



47. ábra. Felszíni lefedés nélküli feltárások Debrecen belvárosában (A 8-as és 25-ös szelvény munkagödrei, a szerző felvétele, 2012, 2015)

4.3.4 A potenciálisan toxikus elemek eloszlásának vizsgálatából levonható következtetések

A fejezetben az általunk vizsgált fémek vertikális eloszlását tanulmányoztuk. A korreláció analízis során feltárt összefüggések, valamint a táji adottságokra visszavezethető talajtani különbségek alapján jól magyarázhatók a vizsgált fémek szelvényen belüli eloszlása.

A PTE mennyiségek a humusztartalommal, a finom frakcióval és néhány esetben a műterméktartalommal voltak összefüggésben.

Az antropogén hatástól mentes kontrol szelvényekben a PTE-k vertikális megoszlását elsősorban a talaj adszorpciós kapacitást befolyásoló talajtulajdonságok (pl. szemcseösszetétel, humusztartalom) szelvényen belüli alakulása határozza meg.

A szuburbán zóna külső részein elhelyezkedő szelvények a kontrol szelvényekkel mutattak hasonlóságot. Megállapítottuk, hogy hajdúsági csernozjom talajoknál inkább a humusztartalomnak, a nyírségi humuszos homoktalajoknál inkább az agyagfrakciónak volt nagyobb szerepe a PTE-k szelvénybeli alakulásában.

A belvárosi szelvényeket – amelyekkel a szuburbán zóna belső szelvényei mutatnak hasonlóságot – az eddigiekkel ellentétben a PTE-k szabálytalan vertikális lefutása jellemezte, amely az emberi bolygatás és átkeverés következményeként tudható be.

Összességében megállapítást nyert, hogy a PTE-k szempontjából szabálytalan lefutású szelvények a belvárosban és a szuburbán zóna belvárosi részéhez közeli területein fordulnak elő, amíg a bolygatatlan szelvények a város peremterületein, a kontrol zónához közelebbi részen található, így a talajokra gyakorolt antropogén hatás mértéke csökkenő tendenciát mutat a város magjától a külterületek irányába.

4.4 A potenciálisan toxikus elemek feldúsulásának értékelése különböző dúsulási indexek segítségével

A PTE-k antropogén hatásra történő feldúsulása a városi talajok fő ismérve, kimutatására a kutatók előszeretettel alkalmazzák az általunk is vizsgált indexeket és faktorokat. A fémek akkumulációjának értékelését a Feldúsulási Faktor (EF), a Geoakkumulációs Index (Igeo), a Nemerow-féle szennyezettségi index, a Szennyezettségi faktor (Cf), Szennyezettségi fok (Cdeg) és Szennyezőanyag terhelési index (PLI) alapján végeztük, értelmezésüket és a feldúsulás mértékének nevezéktanát a 2.3 fejezetben ismertettük.

Az indexek számításához szelvényeink fém tartalmát két értékkel jellemeztük. A felszíni és a mesterséges lefedés alatt közvetlenül lévő minták adták a felső talajréteg értékeit. A mélyebb rétegeket szintén egy fémkoncentrációval írtuk le, amit az alsóbb rétegek elem tartalmainak (rétegek vastagsága alapján) súlyozott átlaga adott.

A feldúsulás mértékének pontosabb meghatározása érdekében a kontrol mintákhoz való viszonyítás során figyeltünk arra, hogy a hajdúsági és nyírségi szelvényeket az azonos tájegységből származó kontrol szelvények adataihoz hasonlítsuk.

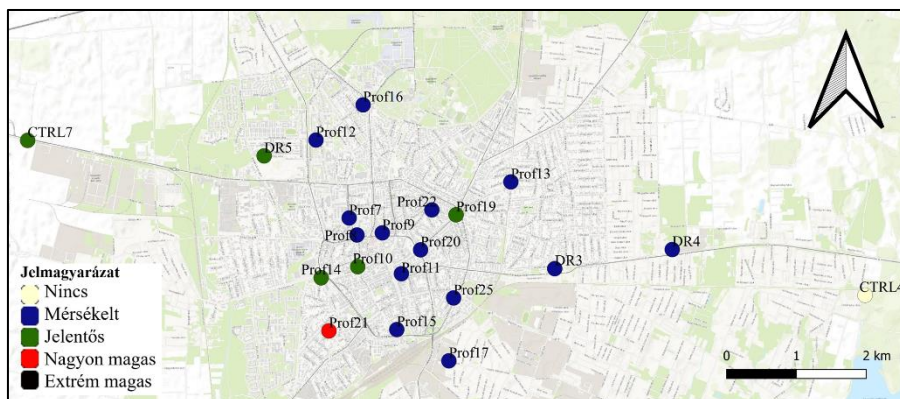
A számításokhoz felhasznált állandókat a 6. táblázat tartalmazza. Az első fejezetben részletesen bemutattuk az alkalmazni kívánt faktorok és indexek pontos számítási képletét. Az egységesen levonható következtetések érdekében a megadott képletekben Debrecen kontrol szelvényeinek adatait használtuk fel az összehasonlítás alapjául. A faktor és indexek számításánál és bemutatásánál a szuburbán és belvárosi területek talajaira fókuszálunk.

6. táblázat. A dúsulási indexek számításánál használt állandók értékek (mg/kg)

Kontrol/fémek		Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Ba	Fe
Hajdúság	Feltalaj	67,28	39,16	38,28	21,24	116,52	181,92	41831
Hajdúság	Altalaj	64,73	32,77	38,67	7,14	103,84	135,92	41060
Nyírség	Feltalaj	12,88	10,24	3,12	13,52	31,08	48,64	10804
Nyírség	Altalaj	16,92	8,42	3,68	6,53	27,17	58,01	16686
B határérték		75	75	40	100	200	250	-

4.4.1 Feldúsulási Faktor (Enrichment Factor)

A vizsgált fémek mindegyikénél mutattunk ki valamilyen mértékű feldúsulást. Az ólom kiemelhető a vizsgált elemek közül, ennél a fémnél tapasztaltuk a legnagyobb mértékű feldúsulást a mintaterületen, egyedül a CTRL4-szelvényben volt az EF értéke kettő alatt (48. ábra).



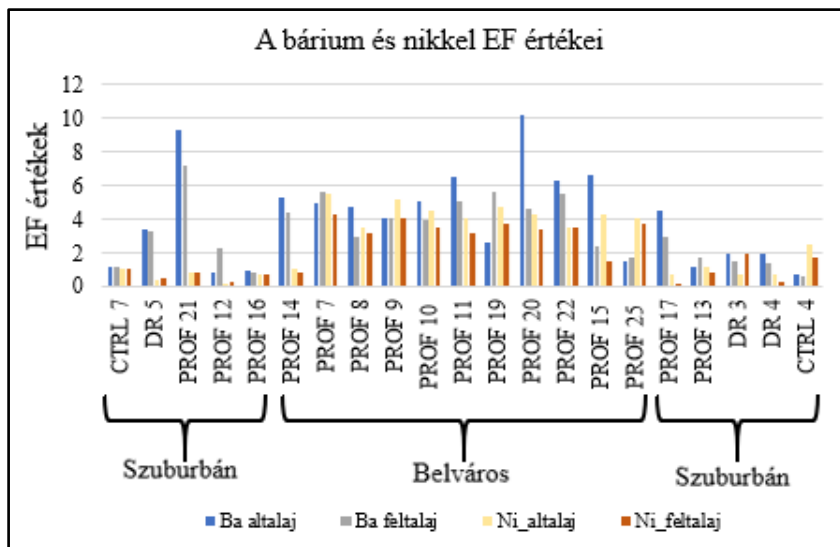
48. ábra. Az ólom EF értékei a debreceni szelvények feltalajában

A belvárosi nyírségi homokos szelvények zömében a mérsékelt feldúsulás volt jellemző, ami egyértelműen az antropogén eredetre enged következtetni. A jelentős feldúsulás inkább Debrecen nyugati részét érintette, az emberi tevékenységek itt is kifejtik hatásukat, ugyanakkor a csernozjom talajok jó nehézfémmegekötő képessége is hozzájárulhatott a magasabb feldúsulási értékek kialakulásához.

A bárium és nikkkel egyértelmű akkumulációja figyelhető meg a belvárosban. A bárium a vizsgált szelvények 40%-ában dúsult fel jelentősen (EF: 5–20), 20% esetében csak mérsékelt dúsulást (EF: 2–5) tudunk kimutatni. A nikkelnél a szelvények alig 10%-ában volt jelentős és további 40%-ában mérsékelt akkumuláció (49. ábra).

A cink és a réz mérsékelt feldúsulása elszórta mind a belvárosi, mind a szuburbán térségben előfordul. A cink a mintavételi helyek 50%-ában mérsékelt és 20%-ában jelentős, a réznél ugyanez a feldúsulás 80–15%-ban jelentkezett.

A krómnál viszont alig mutatható ki feldúsulás, csupán a vizsgált szelvények 30%-ában volt mérsékelt a króm akkumulációja.



49. ábra. A bárium és nikkel EF értékei

4.4.2 Geoakkumulációs index

Az Igeo index számításánál szintén a kontrolminták fémtartalmait vettük a viszonyítás alapjául. Az index elnevezése a felhalmozódásra utal, ugyanakkor a kapott értékek osztályba sorolása már szennyezésként említi a kategóriákat.

Hasonlóan az EF elemzésnél, a krómnál is alacsonyok voltak az Igeo értékek, így Debrecen talaja a krómmal nem szennyezett minősítést kapta. A réz, cink és nikkel mérsékelt szennyezése csupán néhány esetben, elszórtan érinti a várost, a bárium egyértelműen a belváros feltalajaiban mutat mérsékelt szennyezést.

Az ólom vizsgálatánál valamennyi szelvény alsó részében a mérsékelt szennyezettől az erősen szennyezett kategóriáig változtak az index értékei. Ezzel szemben a feltalajban már csak a szelvények alig több mint felében volt mérsékelt szennyezés.

4.4.3 Nemerow-féle szennyezettségi index

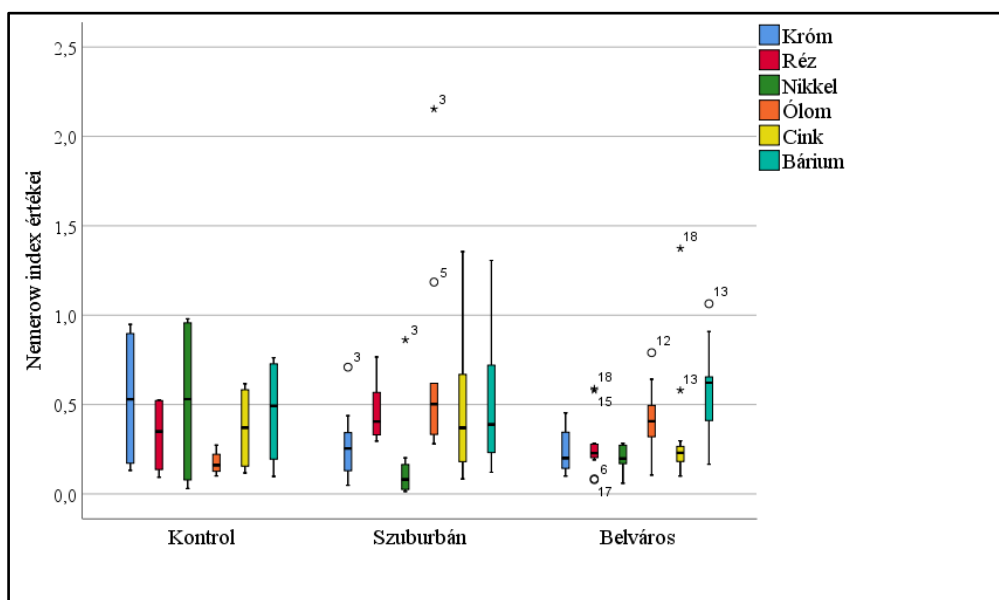
A Nemerow-féle szennyezettségi index pontosan kimondja, hogy a terület fémtartalmát az adott elemre érvényes megengedett határértékhez kell viszonyítani.

A módszer szerint az általunk vizsgált fémeknél alig mutatható ki szennyezés. A nikkelt egy szelvényben, az ólom és cink kettőben, míg a bárium három szelvényben okozott szennyezést.

Sokkal árulkodóbb képet mutat az index értékeinek városon belüli eloszlása (50. ábra). Ha az index értéke minimum 1, akkor szennyezésről beszélünk, ugyanakkor érdemes megvizsgálni, hogy mely területeken közelítette meg ezt a határt vagy mutat egyértelmű növekedést.

A kontrol területeken nem mutattunk ki szennyezést az index alapján. Az emberi tevékenységekkel érintett részeken a bárium, cink és ólom mérsékelt szennyezést mutatott. Szembetűnő az ólomkoncentrációnak a kontrol és a városi területek közötti eltérése. A kontrol talajok ólomfelhalmozódása elmarad a város más zónáihoz képest, kiugró értékei egyértelmű szennyezésre utalnak.

A bárium, illetve részben a cink és a réz a belterület talajaiban értek el 1-től magasabb eredményt, így feltételezhető az említett három fém antropogén eredete. A króm és nikkelt a kontrolszelvényekben halmozódtak fel leginkább, a városi területeken elmarad a Nemerow index értékük, így a geogén forrásból származó fémek közé sorolhatók.



50. ábra. Nemerow-féle index értékek a debreceni szelvények feltalajában

4.4.4 Egyéb mutatók

A szennyezettségi faktor elem szintjén ad értékelést egy mintaterületről. 1-es faktor alatti eredmény alacsony szennyezésnek számít. A cink több esetben megközelítette ezt a határt, a szuburbán szelvények feltalajában viszont meghaladta (1,16), ami mérsékelt szennyezettségre utal.

Az ólom mérsékelt szennyezést a belvárosban és a szuburbán szelvények altalajában ért el, ugyanennek a zónának a feltalaja viszont jelentős ólomszennyezettséggel bír (7. táblázat).

7. táblázat. A Szennyezettségi faktor, Szennyezettségi fok és a Szennyezőanyag terhelési index értékei

Terület	Szennyezettségi faktor (Cf)						Szennyezettségi fok (Cdeg)	Szennyezőanyag terhelési index (PLI)
	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Ba		
Szuburbán altalaj	0,26	0,52	0,11	2,34	0,82	0,18	4,25	0,42
Szuburbán_feltalaj	0,25	0,73	0,11	4,26	1,16	0,21	6,72	0,53
Belváros altalaj	0,24	0,44	0,15	2,75	0,67	0,26	4,51	0,44
Belváros_feltalaj	0,22	0,43	0,14	2,68	0,83	0,22	4,52	0,43

Egy alatti, de magasabb faktorokat még a réznél találtunk. A szennyezettségi fok nem éri el a 8-at, a szennyezőanyag terhelési index is 1 alatt van (7. táblázat), így utóbbi két mutató alapján Debrecen talajai nem, vagy csak alacsony mértékű szennyezéssel jellemezhetők.

4.4.5 A dúsulási indexek eredményeiből levonható következtetések

Az indexek számításából levonható következtetések mellett érdemes megjegyezni, hogy a Feldúsulási Faktor és a Geoakkumulációs Index számításának alapját a kontrol mintákban kimutatott elemtartalmak adták. A Nemerow indexnél a 6/2009-es együttes rendeletben foglalt „B” határértékekre, míg a Szennyezettségi faktor (Cf), valamint az abból származtatott Szennyezettségi fok (Cdeg) és Szennyezőanyag terhelési index (PLI) már a földkéregre vonatkoztatott eredményeket adják.

A nehézfémek feldúsulását kifejező indexek és faktorok elemzésénél általánosságban megállapítható, hogy Debrecen talajai nem szennyeződtek el jelentős

mértékben. Az ólom és bárium nagyobb akkumulációja Debrecen belvárosi és szuburbán részeiben is határozottan megfigyelhető, esetükben antropogén hatásra bekövetkezett feldúsulást feltételezhetünk.

A cink és réz elemzésénél már nem volt olyan egyértelmű az antropogén hatás, azonban egy-két szuburbán és belvárosi mintavételi pontban olyan mértékű akkumulációt tapasztaltunk, amelyek csak az emberi tevékenységek következményeivel magyarázhatók.

Megállapítottuk, hogy valamennyi index és faktor értéke a króm és nikkelt esetében a legalacsonyabb, így ezen fémek akkumulációjában az antropogén hatások már nem játszanak szerepet, így ezeket egyértelműen geogén eredetűnek tekinthetjük.

4.5 Matematikai-statisztikai elemzésekkel feltárható összefüggések a vizsgált talajtulajdonságok között

A korrelációs kapcsolatok feltárása

A vizsgált paraméterek közötti összefüggések meghatározása céljából előbb Kolmogorov–Szmirnov-próbát végeztünk. A minták nem normál eloszlást mutattak így a továbbiakban a Spearman-féle korrelációs számítást alkalmaztuk.

A talajtulajdonságok vertikális lefutásának ismerete, valamint az egyes tulajdonságok és potenciálisan toxikus elemek közötti kapcsolatok feltárása hozzájárul a PTE-k szelvénybeli megoszlásának megértéséhez.

4.5.1 A talajtulajdonságok és potenciálisan toxikus elemek közötti korrelációs kapcsolatok

Műterméktartalom

A debreceni talajminták műterméktartalmának elemzésén túl fontos szempont volt, hogy az antropogén eredetű anyagok összetételét és anyagi minőségét is figyelembe vegyünk. Esetünkben túlnyomórészt építési és bontási törmelékkel kellett számolni. Az ólom és a bárium erős, pozitív korrelációt mutatott a műtermékkel (8. táblázat).

A különböző kötőanyagok (habarcs, malter) gyártása során olyan kötőanyagokat (úgynevezett hidraulitok) használnak, amelyek fémeket is tartalmaznak (*Kocsányiné, 2006*). A cementgyártásban az egyik leggyakrabban alkalmazott kötőanyag a kohósalak, amelynek szárazanyagra vonatkoztatott báriumkoncentrációja 1600–2100

mg/kg-os értékek között változhat, ugyanakkor a barnakőszén salakja 480 mg/kg-os koncentrációban tartalmaz ólmot (Angyal, 2009).

Humusztartalom

A humuszanyagoknak erős adszorbeáló képességük miatt döntő szerepük van a tápanyagok megkötésében. A mikroelemek nagyrésze is szerves anyagokhoz kötve találhatóak meg a talajban. A humuszanyagok a toxikus nehézfémekkel szemben tudják csökkenteni a környezeti ártalmakat.

A humuszanyagok mennyisége tehát szorosan összefügg a talajban található fémek koncentrációjával. Vizsgálatunk rámutatott a humusztartalom és a PTE-k közötti erős korrelációs kapcsolatokra. A korrelációs együtthatók értékei 0,01-os szignifikancia szinten 0,455–0,714 között változtak.

A cink, réz és a bárium esetében tapasztaltuk a legerősebb kapcsolatot a humusztartalommal (8. táblázat). A réz ionos állapotban kötődik meg legkönnyebben a szerves anyagok felületén. A cink nagy mobilitással jellemezhető a talaj–növény rendszerben, a felvehető formái a talajoldatban kationként, anionként, valamint szerves komplexekben fordulnak elő. A bárium könnyen kötődik a szerves anyagokhoz (Cleide *et al.*, 2012, Myrvang *et al.*, 2016, Jeske, 2013).

Az ólom nagyon erősen kötődik a szerves anyagokhoz, amiért a szerves komplexek képződése és a specifikus adszorpciós folyamatok felelősek (Stefanovits *et al.*, 1999).

A talajban lévő króm ionformák tartalma is függ a talaj szerves anyag tartalmától. A Cr(III) ionformák a talajban lévő humuszanyagok negatív töltésű csoportjaihoz kapcsolódnak, a Cr(VI) elsősorban kis szerves anyag tartalmú talajokban fordul elő, a talaj szerves anyagaival történő redukció során viszont néhány nap alatt Cr(II) ionná alakul át (Szegevári, 2005).

A humusztartalom és a nikkell között mutattuk ki a legalacsonyabb korrelációs együttható értéket (8. táblázat), a szakirodalmi adatok alapján a nikkell mobilis a talajban, akkumulációját a szerves anyag kijuttatás csökkentheti. Szegedi 1999a-es munkájában a nikkell gyenge kapcsolódást mutatott a humusztartalommal a debreceni talajok 0–20 centiméteres rétegében.

8. táblázat. Spearman-féle korrelációs együtthatók a műterméktartalom, humusztartalom és potenciálisan toxikus elemek között (** $p < 0,01$), ($n = 164$)

Talajtulajdonság/Fémek	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Ba
Műterméktartalom	-0,142	0,145	0,152	,652**	-0,089	,473**
Humusztartalom	,583**	,678**	,455**	,520**	,657**	,714**

Szemcseösszetétel

A szemcsefrakciók fajlagos felülete hatással van a talajok adszorpciós kapacitására. A fajlagos felület függ a szemcsék alakjától, valamint fordított arányosságban áll a szemcsék méretével. Minél kisebb a szemcse mérete, annál nagyobb a fajlagos felülete. Az agyagfrakció felülete tehát sokszorosan meghaladja a többi szemcsecsoportét. A durva homok fajlagos felülete 10–100 cm²/g, a finomhomoknál ez az érték már nagyságrendekkel több, az iszap esetében viszont már az 1 m²/g-ot is elérheti (Stefanovits *et al.*, 1999).

A szemcsefrakciók és az ólom között gyenge kapcsolatot mutattunk ki, azonban a többi fém hasonlóan viselkedett az egyes szemcsecsoportokkal. A króm, nikkelt, réz, cink és bárium erős negatív korrelációt mutat a homokfrakciókkal 0,01-os szignifikancia szint mellett (9. táblázat).

A fémek és a szemcseméret közötti kapcsolat szempontjából kiemelkedő jelentősége van az iszap és az agyag frakciónak; az említett fémek 0,01-os szignifikancia szinten pozitívan korreláltak a finomfrakciókkal. A korrelációs együttható értékei 0,29–0,824 között változtak (9. táblázat).

9. táblázat. Spearman-féle korrelációs együtthatók a szemcsefrakciók és fémek között (** $p < 0,01$), ($n = 164$)

Szemcsefrakciók/Fémek	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Ba
Durva homok	-,685**	-,431**	-,533**	-0,027	-,510**	-,490**
Finom homok	-,726**	-,295**	-,524**	0,137	-,463**	-,344**
Iszap	,824**	,518**	,602**	0,150	,650**	,630**
Agyag	,702**	,290**	,476**	-0,129	,421**	,333**

Mész tartalom és kémhatás

A Debrecen felszíni talajait vizsgáló munkákban nem mutattak ki kapcsolatot a PTE-k és a kalcium-karbonátok között (Szegedi, 1999a). Kutatásunkban a króm, nikkelt és bárium 0,01-os szignifikancia mellett mutattak pozitív közepes és erős kapcsolatot, az ólom és cink pozitív korrelációs együtthatói alacsonyabbak, de mind ez 0,05-os szignifikancia szinten mindenképp elfogadható (10. táblázat).

A talajtulajdonságok vizsgálatánál rávilágítottunk a talaj mézstartalma és a pH között fennálló szoros összefüggésre. A magasabb kalcium-karbonát tartalom bázikus kémhatást hoz létre, így tehát csak közvetve, a pH módosításán keresztül hathat a nehézfémek adszorpciójára. A hidrogénionok kiszoríthatják a fémionokat a humusz-molekulák és az agyagásványok felületén elfoglalt helyekről, ezért a pH-nak határozott szerepe van a fémek talajokban tapasztalható mobilitásában (McEldowney et al., 1993, Szegedi, 1993b). A savanyúbb talajban kevésbé kötődnek meg stabilan a nehézfémek, így többségük a talajoldatban marad vagy a szelvény mélyebb szintjébe mosódik (Szegedi, 1999a).

A nikkelt, ólom és bárium szignifikáns pozitív összefüggésben áll a talajok kémhatásával. A további fémek eltérő módon korreláltak a kémhatással, a réz és króm nem mutatott szignifikáns kapcsolatot a pH értékekkel, a cink negatívan korrelált 0,01-os szignifikancia szinten (10. táblázat).

10. táblázat. Spearman-féle korrelációs együtthatók a kémhatás, mézst tartalom és a potenciális toxikus elemek között (** $p < 0,01$), ($n=164$)

Talajtulajdonságok/Fémek	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Ba
pH H ₂ O	-0,027	-0,041	,167*	,355**	-,237**	,420**
pH KCL	-0,012	-0,071	,222**	,362**	-,195*	,451**
CaCO ₃ %	,414**	0,143	,569**	,196*	,158*	,612**

A szakirodalomban megállapítást nyert, hogy a réz a savanyú talajokban jól mobilizálódik, a pH növekedésével azonban csökken a mobilitása. A króm elsősorban Cr(III) ion formájában van jelen a talajban, mely 5,5-es pH felett kicsapódik.

A Cr(VI) ion viszont instabil, könnyen Cr(III) ionná redukálódik, erősen savanyú és lúgos körülmények között könnyen mobilizálódik.

A cink vízoldható és könnyen felvehető formái a savanyú talajokban fordulnak elő leginkább, már kis mértékű pH-csökkenés képes fokozni a mobilitását (Simon, 2006).

Hasonló folyamatok befolyásolják az ólom és króm ionokat, alacsony pH-nál ugrásszerűen növekszik a talajban való mobilitásuk (Szabó, 2000).

A debreceni talajok kémhatása túlnyomó részt a semleges és gyengén lúgos tartományba esik. A rézzel és krómmal negatívan korrelált a pH, a cinkkel gyenge pozitív kapcsolatot eredményezett, nem mutattunk ki összefüggést az említett paraméterek között, így ezen fémek koncentrációja nem függ a talajok kémhatásától.

4.5.2 A potenciális toxikus elemek közötti korrelációs kapcsolatok

A vizsgálatba bevont elemek közül a réz, cink és bárium korreláltak jól minden más fémrel, a fennálló összefüggések mindegyike szignifikáns 0,01-os szinten. A legerősebb kapcsolatokat a $r_{Zn-Cu} = 0,718$, $r_{Zn-Cr} = 0,683$ és a $r_{Cr-Ni} = 0,667$ eseteiben mutattuk ki, az ólom viszont csak a fentebb említett három fémrel van szignifikáns, pozitív irányú korrelációs kapcsolatban (11. táblázat).

11. táblázat. Spearman-féle korrelációs együtthatók a fémek között (** $p < 0,01$),
($n = 164$)

Fémek	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Ba
Cr	1,000	,579**	,667**	0,098	,683**	,580**
Cu	,579**	1,000	,397**	,541**	,718**	,588**
Ni	,667**	,397**	1,000	0,079	,455**	,572**
Pb	0,098	,541**	0,079	1,000	,296**	,601**
Zn	,683**	,718**	,455**	,296**	1,000	,507**
Ba	,580**	,588**	,572**	,601**	,507**	1,000

A fémkoncentrációk elemzésénél rámutattunk a réz, cink, ólom és bárium pontos mennyiségeire, a határérték túllépések is ezeknél az elemeknél jelentkeztek legnagyobb mértékben.

A városi talajok fémterhelésével foglalkozó munkákban hasonló eredményre jutott Vince (2014) a beregszászi talajok vizsgálatakor, ahol szintén a bárium, a réz és a cink között mutatott ki szignifikáns pozitív korrelációs kapcsolatot, munkájában szintén a króm és a nikkelt között fennálló kapcsolat volt a legerősebb.

4.5.3 A korrelációs számításokból levonható következtetések

A potenciálisan toxikus elemek talajban mért koncentrációját nagymértékben befolyásolja a talaj textúrája. A finom szemcsecsoportok (iszap, agyag) az ólom kivételével a PTE-k 0,01-os szignifikancia szinten mutattak pozitív korrelációs kapcsolatot.

A statisztikai elemzésből azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a magasabb agyag is iszapfrakciót tartalmazó mintákban általában magasabb PTE koncentrációkat mértünk, míg azokban a mintákban, ahol a durvább homokos frakciók domináltak, ott általában alacsonyabbak voltak a koncentrációk.

Az antropogén tevékenységek árnyalják az összefüggést, ugyanis azokban a szelvényekben, amelyek a gépjármű-forgalomnak leginkább kitéttek, ott a közlekedésből származó potenciális toxikus elemek nagyobb mennyiségben fordultak elő.

A táblázatokból (8. táblázat) kitűnik, hogy a humusztartalommal valamennyi elem 0,01-os szignifikancia szinten pozitív korrelációt eredményezett. A humusztartalom és a nehézfémek közötti összefüggés nem mindig egyértelmű, hiszen a talajokra kerülő nehézfém mennyiség eltérő lehet (Szegeci, 1999b), illetve a bolygatás következtében az eredetileg magas humusztartalommal bíró talajanyagok a mélyebb rétegekkel keveredhetnek vagy a humuszmentes C genetikai szint anyaga kerül a felszínre.

A talajtulajdonságok és a PTE-k között kimutatott összefüggések a vizsgált paraméterek vertikális lefutásának megértéséhez járulhat hozzá.

4.5.4 Főkomponens elemzés

A főkomponens elemzés segítséget ad a nehézfémek eredetének megállapításához. A vizsgálatba külön-külön vontuk be a feltalaj és altalaj nehézfém értékeit, mind a két esetben a hat (Cr, Ni, Cu, Zn, Pb, Ba) változó három főkomponensre csökkent, amely a teljes variancia 86,43% (top) és 87,98%-át (sub) adja, elfogadható mintavételezési szinten ($KMO_{top} = 0,704$, $KMO_{sub} = 0,576$).

A PC1-et a Cr és a Ni alkotja, a táblázatból egyértelműen látszik, hogy a Cu és a Zn, valamint az Pb és a Ba kerültek ugyanabba a főkomponensbe (12. táblázat).

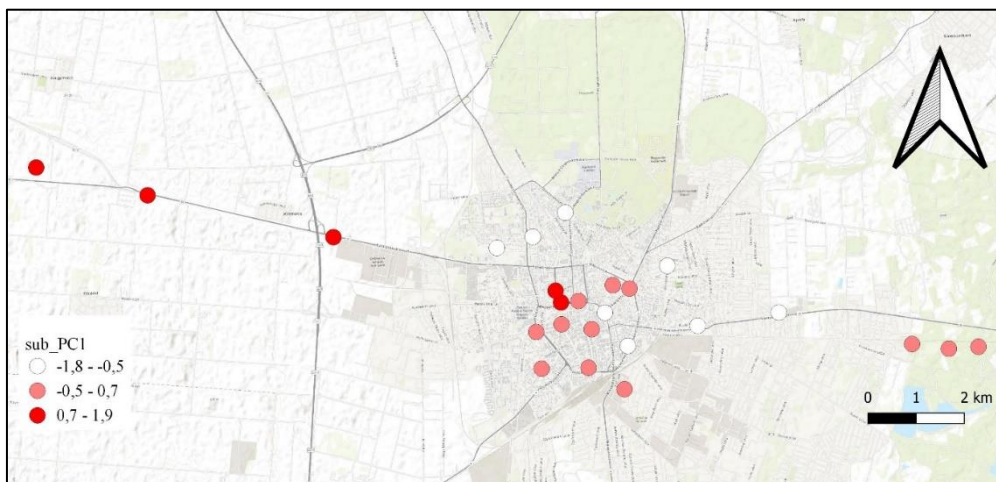
A PC1 főkomponens elemei mindkét esetben a teljes variancia több mint 30%-át teszik ki (12. táblázat). A fémek között erős ($p < 0,01$), pozitív szignifikáns kapcsolat van ($r_{Ni-Cr} = 0,667$).

Továbbá mindkét fém hasonlóan erős, pozitív szignifikáns összefüggést mutatott a humusztartalommal, a finomfrakcióval és a kalcium-karbonáttal.

12. táblázat. A vizsgált elemek rotációs főkomponens mátrixa

Feltalaj	PC1	PC2	PC3	Altalaj	PC1	PC2	PC3
Cr_log	0,852			Cr_log	0,833		
Ni_log	0,891			Ni_log	0,900		
Cu_log		0,818		Cu_log			0,752
Zn_log		0,777		Zn_log			0,877
Pb_log			0,663	Pb_log		0,923	
Ba_log			0,833	Ba_log		0,776	
Variancia %	34,36	31,008	21,062	Variancia %	33,549	28,469	25,964

Szelvénybeli megoszlásuk nem mutat nagyfokú hasonlóságot, a fémtartalmuk együtt mozgására jellemző, hogy a legmagasabb koncentrációk mind a nikkelnél, mind a krómnál ugyanazokban a mintákban fordulnak elő, amelyek Debrecen peremterületein lévő kontrol szelvényekhez köthetők (51. ábra).



51. ábra. A Ni és Cr (PC1) regressziós pontszámainak területi megoszlása a debreceni szelvények altalajában

Az EF, I_{geo} és Nemerow-féle index értékei szerint a króm és nikkelt az altalajban dúsul fel, koncentrációjukat a talajban az iszap- és agyagszemcsék részaránya és a humusztartalom befolyásolja. A két fém ilyen mértékű kapcsolatát más szerzők is alátámasztották, hasonló vertikális eloszlásokkal vagy egyéb statisztikai vizsgálatok

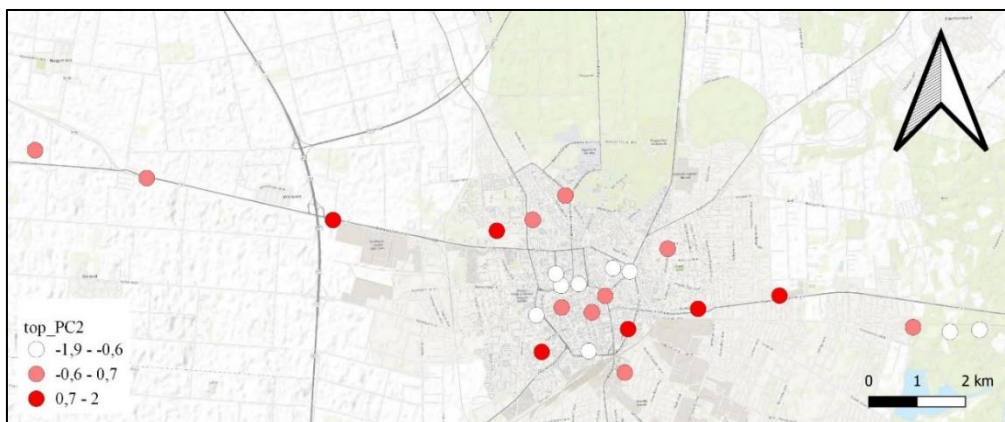
eredményeivel (*Soffianian et al.*, 2014, *Li Hua et al.*, 2018). Az eddigi saját elemzések alapján, valamint más szerzők munkájával összhangban (*Maja et al.*, 2018) arra a következtetésre jutottunk, hogy a króm és a nikkel talajbeli koncentrációit nem befolyásolják antropogén hatások, így ezeket a geogén eredetű fémek közé soroltuk.

A PC2 főkomponensbe került a réz és a cink, melyek azon fémek közé tartoznak, amelyek általában feldúsulnak a városi talajokban, azonban a feldúsulás mértékét a helyi körülmények befolyásolhatják (*Szolnoki*, 2014).

Az említett fémek között szintén erős ($p < 0,01$), pozitív korrelációs kapcsolat mutatható ki ($r \text{ Cu-Zn} = 0,718$), és a humusztartalommal, valamint a finomfrakcióval is hasonló összefüggéseket mutattunk ki. Koncentrációjukat tekintve előfordult határérték túllépés néhány mintában, akkumulációjukat vizsgálva szintén alig pár mintavételi pontban kaptunk mérsékelt feldúsulást.

Az EF, Igeo és a Nemerow-féle index értékei hasonló módon alakultak az altalajban és feltalajban egyaránt. Területi megoszlásukban a magasabb koncentrációk elszórtan helyezkednek el, a legalacsonyabbak viszont a mintaterületünk központi részében csoportosulnak. *Yang et al.*, (2014) és *Huang et al.*, (2020) munkáiban a Cu és Zn szintén egy főkomponensbe tartozott, utóbbi tanulmányában kitér arra, hogy a szóban forgó elemeknél nem mutattak ki határérték (Kínai Állami Környezetvédelmi Igazgatóság) feletti mennyiséget, előbbi viszont igazolta, hogy a réz és cink magasabb koncentrációi összefüggésben állnak az intenzív mezőgazdasági tevékenységekkel, amely következtetés már nem hozható teljes összhangba kutatásunkkal, mert a debreceni talajoknak csak egy nagyon kis része érintett a nagyüzemű agrártevékenységek hatásaival.

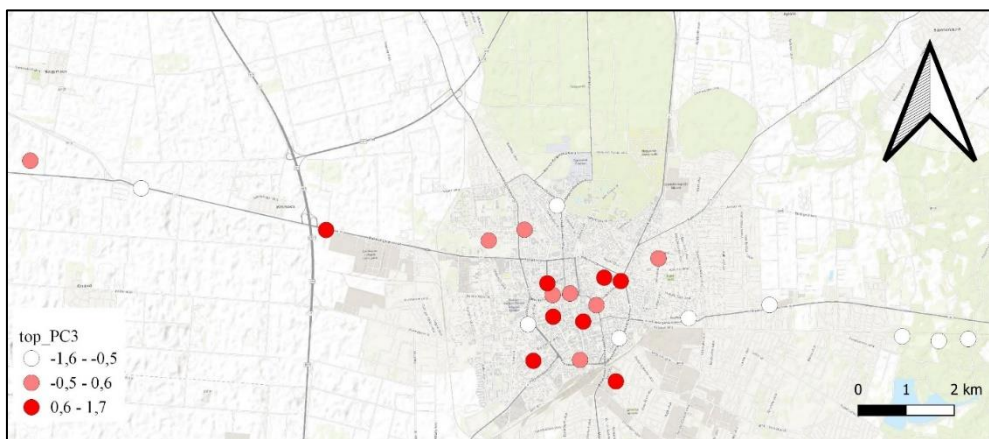
A fémek adatainak elemzéséből nem állapítható meg egyértelműen a cink és a réz antropogén vagy geogén eredete. Megállapításunkkal hasonló eredményre jutottunk, mint *Bogdan et al.*, (2020) és *Petrova et al.*, (2018) valamint *Baran et al.*, 2018, akik a városi talajokról szóló munkájukban a réz természetes eredete mellett nem mutattak ki antropogén hozzájárulást (*Harley et al.*, 2009), továbbá a cink elemzésében sem volt határozott következtetésük, mert egyik esetben bekövetkezett természetes szintnél magasabb cinkkoncentráció, míg későbbi tanulmányukban az ellenkezőjét állapították meg.



52. ábra. A Cu és Zn (PC2) regressziós pontszámainak területi a debreceni szelvények feltalajában

Összességében elmondható, hogy erős, az egész településen érezhető antropogén hatás nincs, de néhány mintavételi pontban nem zárható ki az antropogén hatásra történő réz és cink feldúsulás (52. ábra).

Az ólom és bárium a PC3 főkomponensbe kerültek (12. táblázat). Erős ($p < 0,01$), pozitív korrelációs kapcsolat áll a fémek között, elmondható, hogy ezek a fémek egymással korreláltak a legjobban ($r_{Ba-Pb} = 0,601$).



53. A Ba és Pb (PC3) regressziós pontszámainak területi megoszlása a debreceni szelvények feltalajában

Az előbbieken tárgyalt főkomponensektől eltérően ezek a fémek különböző összefüggést mutattak az egyes talajtulajdonságokkal. Az ólom gyenge kapcsolatot mutatott a szemcsecsoportokkal, míg a bárium az iszap- és agyagfrakciókkal erősen korrelált (9. táblázat).

Kizárólag a bárium és az ólom esetében beszélhetünk szignifikáns összefüggésről a műtermékekkel illetően ($r_{\text{műtermék-ólmom}} = 0,653$; $r_{\text{műtermék-bárium}} = 0,473$), ami azonban nem a műtermékek magas bárium- és ólomtartalmára utal, hanem arra, hogy a műtermékek az antropogén hatásnak leginkább kitett területeken találhatók a legnagyobb mennyiségben, s az említett két fém az antropogén eredetű fémek közé tartozik.

A fémek koncentrációi egyértelműen magasabbak voltak a városi területeken, mint a kontrolszelvényekben, a határérték túllépések is gyakran a belvárosban fordultak elő (53. ábra). Az EF értékek alapján az altalajban és feltalajban is megfigyelhető a fémek feldúsulása.

4.5.5 A főkomponens analízis eredményeiből levonható következtetések

A főkomponens analízis eredményei a kontrol szelvényekhez kötik a fémek legalacsonyabb koncentrációit, míg a magasabbak a közlekedéssel és egyéb antropogén hatással érintett városi területekhez kapcsolódnak.

Bár az ólomtartalmú üzemanyagokat már lassan 20 éve betiltották, a korábbi évtizedek alatt felhalmozódott szennyezés a mai napig kimutatható Debrecen talajaiban. Az ólom és bárium esetében a főkomponens analízis eredményei is alátámasztották az antropogén eredetet. Hozzánk hasonlóan számos tudományos munka megerősíti az ólom és bárium antropogén hatás következtében történő feldúsulását (*Filippelli, et al., 2018*), amit elsősorban az intenzív gépjárműforgalom idézett elő (*Joimel et al., 2021, Murray, 2014*).

A vizsgált elemek közül a cink és a réz felhalmozódását nem köthetjük egyértelműen az emberi tevékenységekhez. Néhány mintavételi pontban feltételezhető az antropogén hatásra történő akkumuláció, azonban a mintaterület egészére már nem általánosítható ez a megállapítás. A króm és nikkellal geogén eredetét a saját eredményeinkből levonható következtetéseken túl, a szakirodalmi elemzések is egyértelműen alátámasztották (*Mirzaei et al., 2015, Batista et al., 2018*)

4.5.6 Klaszteranalízis

A klaszteranalízis célja, hogy lehatároljuk Debrecen városán belül azokat a területeket, amelyek talajait az antropogén hatások jobban, illetve kevésbé érintették. Ugyanakkor választ kapunk arra a kérdésünkre, hogy az egyes beépítési kategóriák hogyan hatnak a talajokra.

A vizsgálatba már csak azokat a paramétereket vontuk be, amelyek egyértelműen az emberi tevékenységek következtében módosultak. Ily módon a talajok műterméktartalma, kémhatása, kalcium-karbonát tartalma és humusztartalma, valamint a főkomponens analízis alapján a bárium és az ólom koncentrációi kerültek a változók közé.

A klaszterezést a feltalaj és altalaj adataival külön-külön, illetve összevontan is lefuttattuk.

4.5.6.1 A debreceni szelvények feltalajára vonatkozó klaszteranalízis eredményei

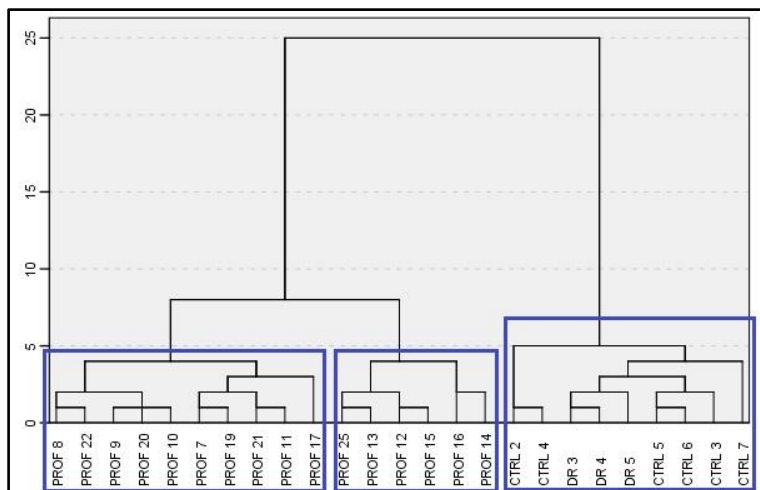
Hierarchikus klaszteranalízissel meghatároztuk, hogy mely szelvények kerültek egy csoportba (54. ábra).

Az 1. klaszterbe kilenc szelvény tartozik (55. ábra). Ebbe a csoportba kerültek a kontrolszelvények és a szuburbán zóna peremterületein elhelyezkedő mintavételi pontok. A klaszter egyes paramétereit a 13. táblázatban foglaltuk össze. Itt a legalacsonyabb a kémhatás és a CaCO_3 , a szerves anyag tartalom viszont a legmagasabb.

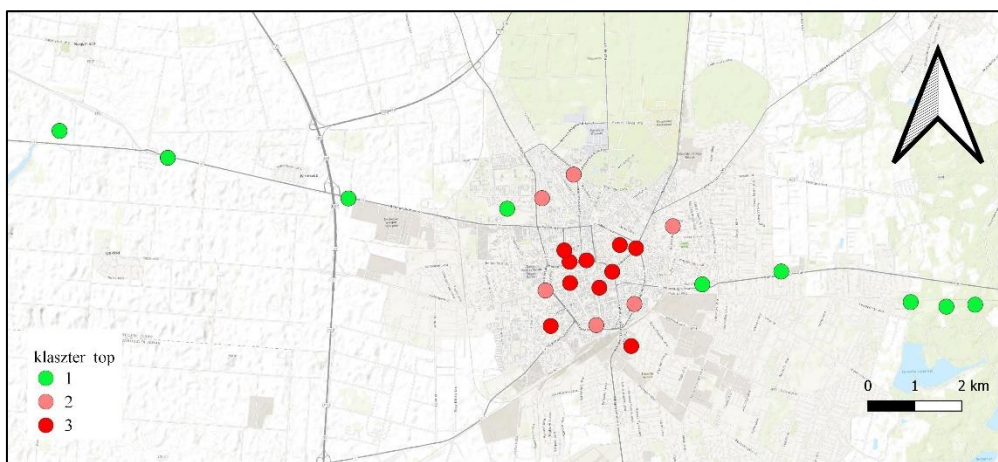
Az antropogén hatások alig érvényesülnek a város ezen területein, így feltételezhetjük, hogy az ólom és bárium nem túl alacsony értéke a hajdúsági minták kedvező adszorpciós kapacitásának tudható be.

A 2. klaszterbe hat szelvény került, amelyek többnyire a szuburbán zónához és a belváros külső részeihez tartoznak (55. ábra). Szembetűnő a műterméktartalom drasztikus emelkedése, ugyanakkor a humusztartalom, az ólom és bárium mennyiségek átlagai ebben a csoportban a legalacsonyabbak (13. táblázat).

Az emberi tevékenységek még csak kismértékben módosították a talajtulajdonságokat, az ebbe a klaszterbe került szelvények zöme a nyírségi gyengén fejlett, alacsony humusztartalmú homoktalajok típusába tartozik. Az antropogén hatás megjelenése ellenére az alacsony fémkoncentrációk a gyenge nehézfémmegkötőképességgel magyarázhatók.



54. ábra. A fentalaj adataira lefuttatott klaszteranalízis Ward eljárással készített dendrogramja



55. ábra. Az egyes klaszterekbe tartozó szelvények a fentalaj minták szerint

Az utolsó, 3. klaszterben túlnyomóan a belvárosi szelvények helyezkednek el (55. ábra). A karbonáttartalom átlaga majdnem kétszerese más klaszterekhez képest, emellett megemlíthető a magas pH és műterméktartalom. Ugyan a fémkoncentrációk átlagértékei itt a legmagasabbak (13. táblázat), de az érvényben lévő határértékeket nem haladják meg.

13. táblázat. A vizsgálatba bevont paraméterek értékei a feltalaj egyes klasztereiben

			% -ban			mg/kg-ban	
Klaszter		pH	Műtermék	CaCO ₃	Humusz	Pb	Ba
1.	átlag	6,10	0	3,23	2,63	50,09	106,51
	szórás	±1,13	0	0,82	±1,68	±63,85	±66,87
2.	átlag	8,30	16,03	3,26	0,81	37,81	68,65
	szórás	±0,53	±8,02	1,05	±0,70	±18,59	±29,58
3.	átlag	8,22	11,31	6,14	1,54	54,46	202,37
	szórás	±0,33	±10,11	2,06	±0,71	±26,77	±72,89

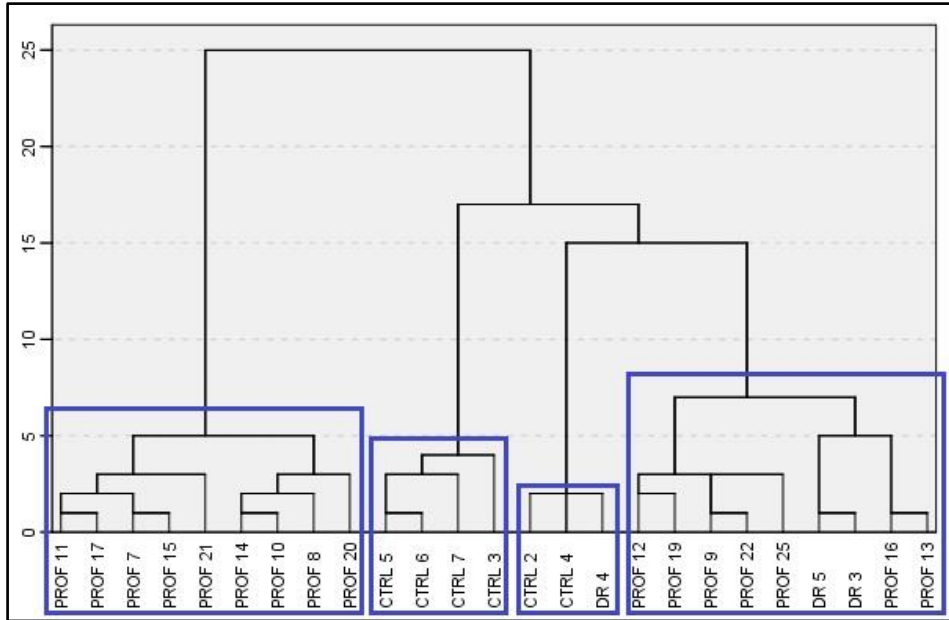
4.5.6.2 A debreceni szelvények altalajára vonatkozó klaszteranalízis eredményei

Az altalaj minták adatait négy klaszterbe osztottuk be (56. ábra). Az első és második klaszterben a kontrol szelvények és a szuburbán zóna peremterületeinek mintái foglalnak helyet (57. ábra).

Elkülönülésükben a különböző tájtipusokhoz való tartozás játszik döntő szerepet. Az 1-es csoport szelvényeire a gyengén lúgos kémhatás és magas CaCO₃ tartalom jellemző, ami a löszös altalajú csernozjomokra igaz. A mélyebb rétegek relatív magas humusztartalmát a természetes módon – krotovinák kialakulása – bekövetkező áthalmozás, illetve bekeverés magyarázza.

A 2-es csoportban tisztán nyírségi szelvények tartoznak; alacsony pH, karbonát- és humusztartalom jellemzi a mintákat.

A város központi és attól délre található részein koncentrálnak a 3. klaszter szelvényei, amelyek döntően a belvárosi beépítésű zónához tartoznak. A humusztartalmat kivéve ennek a csoportnak a legmagasabbak az átlagai valamennyi vizsgált paraméter esetében (14. táblázat).



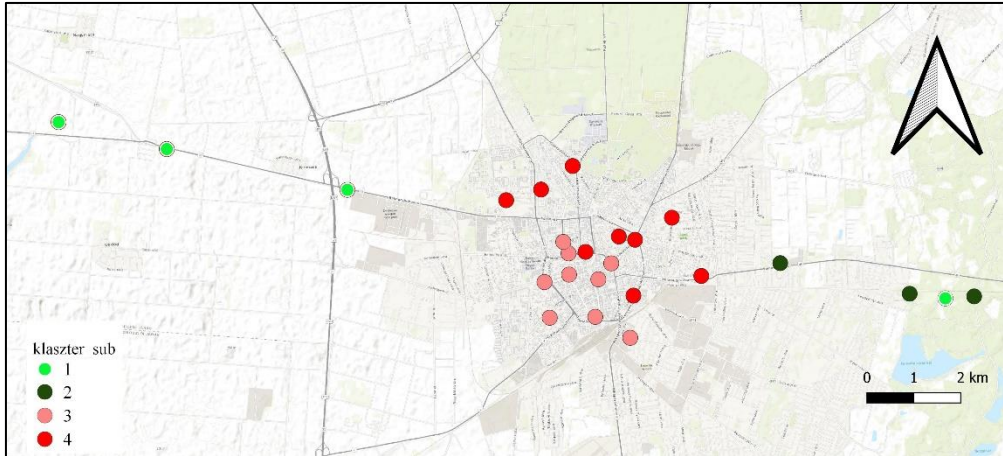
56. ábra. Az altalaj adataira lefuttatott klaszteranalízis Ward eljárással készített dendrogramja

14. táblázat. A vizsgálatba bevont paraméterek értékei az altalaj egyes klasztereiben

Klaszter		Műtermék	pH	CaCO ₃	Humusz	Pb	Ba
1.	átlag	0	7,55	11,13	1,52	9,49	122,91
	szórás	0	±0,92	±5,25	±0,70	±7,68	±42,73
2.	átlag	0	5,73	2,52	0,37	11,55	37,93
	szórás	0	±0,34	±0,23	±0,19	±7,79	±13,34
3.	átlag	4,79	8,34	8,08	1,45	57,22	235,45
	szórás	±3,06	±0,31	±2,31	±0,42	±20,43	±70,69
4.	átlag	3,27	7,88	3,65	0,71	33,18	76,40
	szórás	±3,42	±0,38	±1,40	±0,30	±10,50	±37,14

Az antropogén eredetű anyagok altalajban való jelenléte és a magas fémkoncentrációk (a Ba határérték közeli) egyértelműen az emberi tevékenységek hatásának következményei.

A műterméktartalom, a kémhatás és a karbonáttartalom közötti szoros kapcsolatot már a korábbi korrelációs elemzések során kimutattuk. A klaszteranalízissel sikerült megerősíteni ezeket az eredményeket.



57. ábra. Az egyes klaszterekbe tartozó szelvények az altalaj minták szerint

A 4. klaszter szelvényei a város északi és keleti részén csoportosulnak, zömében a szuburbán beépítésű területhez tartoznak. Már kisebb intenzitású emberi tevékenységek jellemzik Debrecen ezen részeit. A talajtulajdonságok változása sem olyan nagymértékű, mint a belváros talajaiban. A vizsgált paraméterek átlag értékei is az 1-2 és 3. klaszter értékei között változnak.

4.5.6.3 A debreceni szelvények összevont értékeire vonatkozó klaszteranalízis eredményei

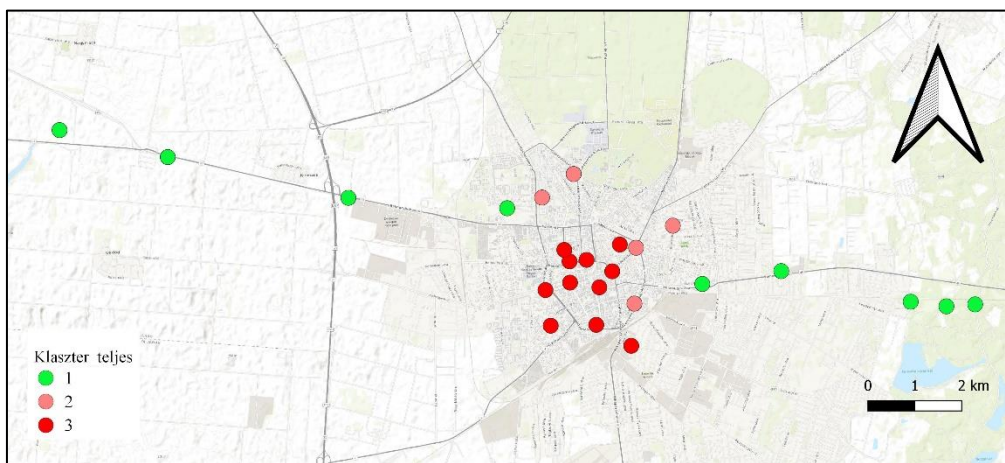
Az altalaj és feltalaj adataival lefuttatott klaszteranalízis dendrogramja alapján három csoportba rendeztük a debreceni szelvényeket (58. ábra).



58. ábra. Az összevont adatokra lefuttatott klaszteranalízis Ward eljárással készített dendrogramja

Az első csoport szelvényei a kontrol területekről és a szuburbán zóna külső részeiről kerültek ki (59. ábra) Mütermékek nem kerültek elő ezekből a szelvényekből, az ólomkoncentráció átlagos értéke itt a legalacsonyabb (15. táblázat).

A második klaszter talajaiban már megjelennek az antropogén eredetű anyagok, valamint a városi talajokra jellemző emelkedett pH értékek itt is megfigyelhetők, a nehézfémek átlagos mennyisége nem közelíti meg a határértékeket (15. táblázat).



59. ábra. Az egyes klaszterekbe tartozó szelvények az összevont minták alapján

15. táblázat. A vizsgálatba bevont paraméterek értékei az összevont eredmények klaszterei alapján

		% -ban				mg/kg-ban	
Klaszter		pH	Műtermék	CaCO ₃	Humusz	Pb	Ba
1.	átlag	6,52	0,00	4,82	1,85	32,37	96,43
	szórás	±1,12	0,00	±3,92	±1,48	±48,03	±56,31
2.	átlag	8,08	10,31	3,54	0,71	39,64	75,23
	szórás	±0,46	±9,34	±1,33	±0,57	±13,46	±41,54
3.	átlag	8,28	8,12	6,60	1,37	51,34	196,28
	szórás	±0,32	±7,67	±2,50	±0,64	±24,62	±86,43

A szelvények majdnem 50%-a csoportosul a harmadik klaszterben, nagyrésztük a belvárosban helyezkedik el (59. ábra). A kémhatás, műtermék és CaCO₃ értékei alapvetően magasnak mondhatók, a három tulajdonság között – korábban kimutatott – összefüggés az emberi tevékenységek következményének tudható be.

Az ólom és bárium átlagos koncentrációja itt a legmagasabb, utóbbi a határérték közelében tartózkodik (15. táblázat).

4.5.7 A klaszteranalízis eredményeiből levonható következtetések

A klaszteranalízis során nem csak a szelvényeink csoportokba sorolása volt a cél, hanem arra a kérdésre is kerestük a választ, hogy vajon a kialakult klaszterek igazodnak-e azokhoz a területi sajátosságokhoz, amelyeket a mintavételezés alkalmával követtünk. A különböző területekről származó minták (kontrol, szuburbán, belváros) összefüggésbe hozhatók az adott területet ért antropogén hatások mértékével és módjával, valamint a talajtulajdonságokban bekövetkezett változásokkal. Mindezt úgy kellett értelmezni, hogy a táji adottságokból származó talajtani különbségek is kifejezésre jussanak.

A feltalaj és altalaj elemzéseket megvizsgálva megállapítható, hogy a feltalaj 1-es és az altalaj 1-2-es klaszterei hasonlóságot mutatnak, nagyrészt ugyanazokat a szelvényeket tartalmazzák. Ezek a minták jelzik Debrecen legkevésbé szennyezett területeit. A szelvények kialakítása már elég nagy távolságban van a városközponttól,

jellemzők a mezőgazdasági parcellákat elválasztó erdőfoltok és a laza, kertvárosias beépítés.

Az ide tartozó szelvények nem közvetlenül főútvonal mellett találhatóak, az erős gépjárműforgalom nem érinti úgy a területet, a közlekedési emisszió nem jelent olyan terhelést a talajra, mint a közlekedési csomópontok környéke. A szelvényekben megtalálhatók az eredeti genetikai talajszieintek, a bolygatás és áthalmozás kismértékben érvényesül és az is csak a családi házas övezet kerti munkálatokkal érintett, felső néhány 10 centiméteres rétegében.

A további klaszterek között már nem olyan egyértelmű az összefüggés. A szuburbán zóna belső és a belvárosi zóna külső részein lévő szelvények átmenetet képeznek a két eltérő beépítési kategória között.

Összefoglalóan megállapítottuk, hogy a feltalaj és altalaj elemzésben is a 3-as klaszterek nevezhetők egyértelműen belvárosi klaszternek. A város centrum térségében érte a talajokat a legintenzívebb emberi hatás, ide összpontosul a gépjárműforgalom nagyrésze, a bolygatás mértéke itt a legnagyobb, a talajok eredeti genetikai szintjei itt ismerhetők fel a legkevésbé. A műtermékek és a szerves anyag tartalom nagyarányú jelentléte a mélyebb rétegekben tipikus példája a városi talajok áthalmozásának. A nehézfémek antropogén eredetét az ólomnál és a báriumnál állapítottuk meg, az említett fémek határérték túllépése, a szelvények egyes mintáiban megfigyelhető és kimutatható akkumulációja is mind a belvárosi mintavételi helyekhez kapcsolódik. A szelvények nagyrészt forgalmas útvonalak és csomópontok közvetlen közelében találhatóak.

A városmagtól távolodva csökken az emberi tevékenységek intenzitása, ezzel együtt megfigyelhető, hogy a talajtulajdonságokban már nincs olyan nagy eltérés a kontrol területekhez képest. Csökken az antropogén anyagok jelenléte, valamint az altalaj alacsony humusztartalma is az áthalmozás és bolygatás elmaradására enged következtetni. A nehézfémek koncentrációi – egy-két kivételtől eltekintve – csak megközelítik az érvényben lévő határértékeket, a kimutatható feldúsulás határozottan elmarad a belvárosi eredményektől.

4.6 A debreceni talajok besorolása a WRB rendszerbe

Az Irodalmi áttekintés c. fejezetben már bemutatásra került a Technosol Referenciacsoport és azok a minősítők, amelyek antropogén hatást fejeznek ki. A vizsgált szelvények közül 11 a Technosol, 7 az Arenosol, 3 a Chernozem, 2 a Phaeozem és 1-1 szelvény a Planosol és Regosol referenciacsoportokba sorolható (16. és 17. táblázat).

A fejezetben leginkább az emberi tevékenységekre utaló bélyegeket elemezzük, ugyanakkor az egyéb (antropogén hatást nem jelző) minősítőket röviden magyarázzuk.

16. táblázat. A kontrol és szuburbán szelvények besorolása a WRB rendszerbe

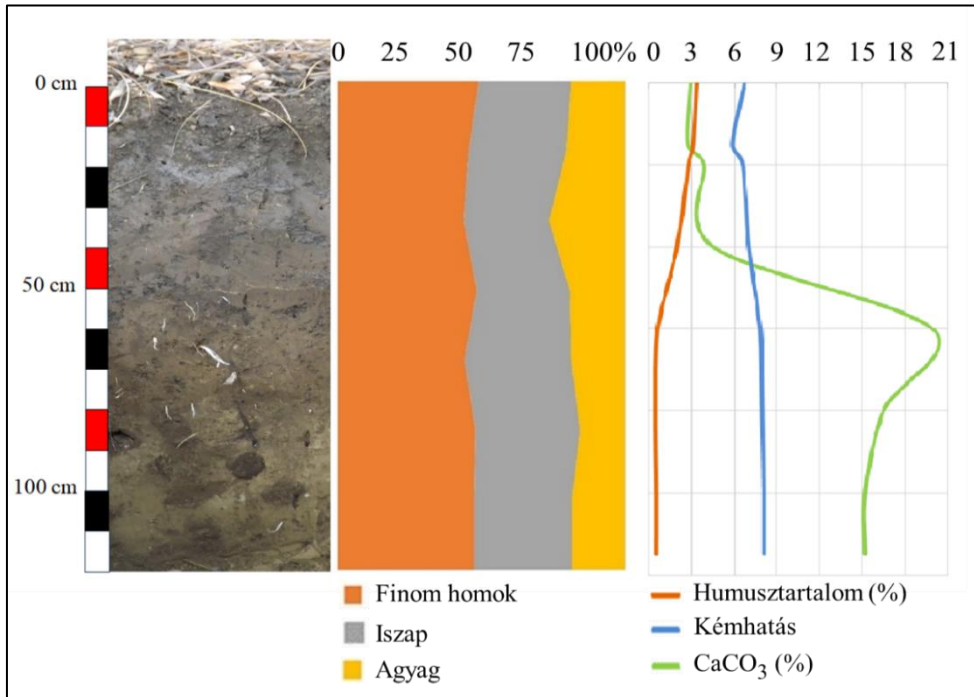
Szelvény	Beépítés	Fő minősítők	Referenciacsoport	Kiegészítő minősítők
CTRL5	kontrol	Endocalcic	Chernozem	Loamic
CTRL6	kontrol	Endocalcic	Chernozem	Loamic
CTRL7	szuburbán	Endocalcic	Chernozem	Loamic, Toxic
DR5	szuburbán	Calcaric	Arenosol	Humic, Toxic
PROF21	szuburbán	Ekranic	Technosol	Calcaric, Humic, Loamic, Thaptomollic, Toxic
PROF12	szuburbán	Urbic	Technosol	Arenic, Calcaric, Hyperartefactic, Ochric, Transportic
PROF16	szuburbán	Ekranic	Technosol	Arenic, Calcaric, Ochric
PROF13	szuburbán	Calcaric Lamellic	Arenosol	Ochric
PROF17	szuburbán	Hyperskeletal Ekranic	Technosol	Arenic, Calcaric, Humic, Relocatic, Toxic
DR3	szuburbán	Calcaric	Arenosol	Ochric
DR4	szuburbán	Calcaric	Arenosol	Ochric
CTRL4	szuburbán	Calcaric	Arenosol	Aeolic, Ochric
CTRL3	kontrol	Luvic Mollic	Planosol	Loamic
CTRL2	kontrol	Calcaric, Lamellic	Arenosol	Aeolic, Ochric

4.6.1 A kontrol terület talajainak besorolása a WRB rendszerbe

A kontrol területek talajaira nem alkalmazhatók emberi tevékenységre utaló minősítők. A bemutatott szelvények az adott kistájra leginkább jellemző, természetes talajtípusok példái. A Chernozem talajokra jellemző a nagyon sötét és szerves anyagban gazdag ásványi feltalaj (mollic szint), a másodlagos karbonátok jelenléte és

a magas bázistelítettség. Az Arenosolok döntően homoktextúrájú talajok, a Planosolokban éles textúraváltás és pangóvíz hatás figyelhető meg.

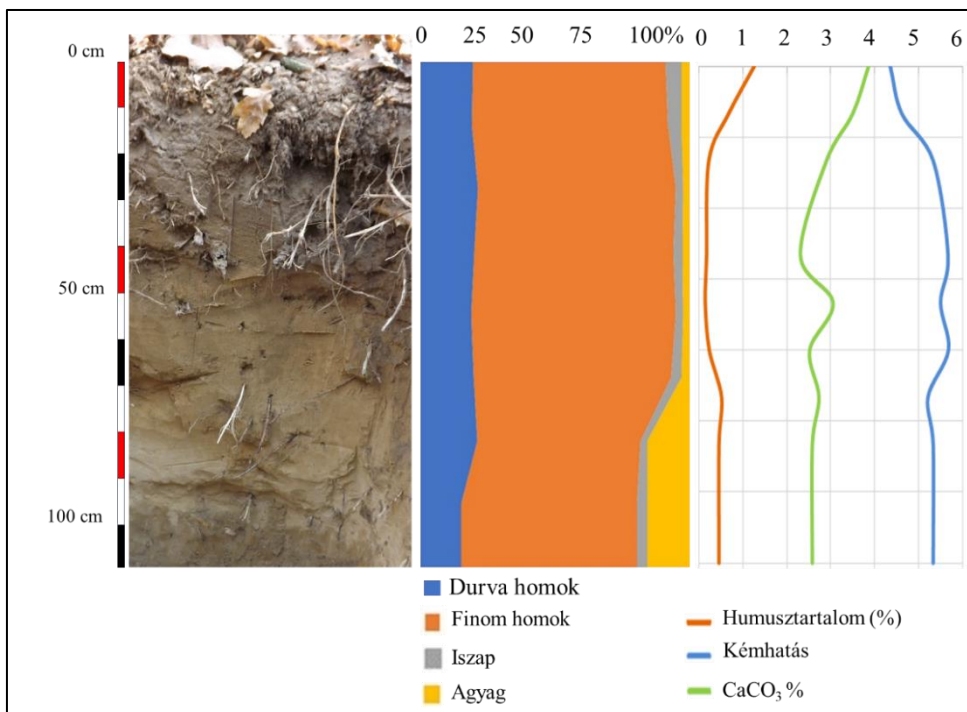
A hajdúsági csernozjom (CTRL5, CTRL6) (60. ábra) talajok kerültek a Chernozem referenciacsoportba (16. táblázat). Az Endocalcic előtag utal a legalább 15% CaCO_3 tartalommal bíró és másodlagos karbonátokat tartalmazó löszös „C” szintre, a Loamic utótagminősítő a vályog textúraosztály túlsúlyát írja le.



60. ábra. A CTRL6-os szelvény tulajdonságainak vertikális lefutása

A Nyírségben található CTRL2-es szelvény az Arenosol referenciacsoportba sorolható (61. ábra), a Calcaric előtagminősítő utal a földes rész alacsony, de minimum 2%-os CaCO_3 tartalmára, a Lamellic pedig a kovárványcsúcsok jelenlétére, amelyek tipikusnak mondhatók a nyírségi homoktalajokban (16. táblázat).

A tájegység homoktalajainak kialakulásában a szél munkavégző tevékenysége is szerepet játszott, amit az Aeolic jelző fejez ki. A felszínen egy legalább 10 cm vastag réteg található, melynek anyagát a szél halmozta át. Az alacsony szerves szén ($\geq 0,2$) tartalomra az Ochric jelző használatos.



61. ábra. A CTRL2-es szelvény tulajdonságainak vertikális lefutása

4.6.2 A szuburbán zóna talajainak besorolása a WRB rendszerbe

A szuburbán zóna külső – a kontrol területekhez közelebbi – részein nem tapasztaltunk olyan mértékű antropogén hatást, ami a talajok referenciacsoportba való sorolásánál is megnyilvánult volna. A CTRL4, DR4, DR3 és a 13-as szelvények a nyírségi kontrolhoz hasonlóan az Arenosol referenciacsoportnál soroltak ki (16. táblázat).

Minősítőikben az alacsony humusztartalom (Ochric) valamint karbonáttartalom (Calcaric), a kovárványcsik jelenléte (Lamellic) és az eolikus (Aeolic) eredetű bélyegek figyelhetők meg.

A 13-as szelvény felső részében azonosítottunk építési és bontási törmeléket, ugyanakkor mennyiségük nem érte el a Technosolba való sorolás kritériumát, valamint a Technic kiegészítő minősítő követelményeinek sem tett eleget.

A CTRL7 és DR5 szelvények terepi vizsgálata során nem tapasztaltunk antropogén bélyegeket a szelvényfelépítésükben. A talajminták laboratóriumi elemzése kimutatta a DR5-ös szelvényben, hogy a cink a rendeletben meghatározott „B” határérték fölötti koncentrációban van jelen a szelvény felszínétől számított 50

cm-es rétegben, illetve a CTRL7-ben az ólom tartalma haladta meg a megengedett mértéket, így a Toxic kiegészítő minősítő használata utal az antropogén hatásra.

A DR5-ös szelvény ásványi talajszint felszínétől számított 50 cm-ig a szerves széntartalom meghaladta az 1%-ot, ezért a Humic minősítőt is hozzá kell adni.

A szuburbán zóna belvároshoz közelebb eső szelvényeiben az emberi tevékenységek egyértelmű nyomot hagytak. Határozottan növekedett a műterméktartalom, valamint a felszíni lefedettség mértéke.

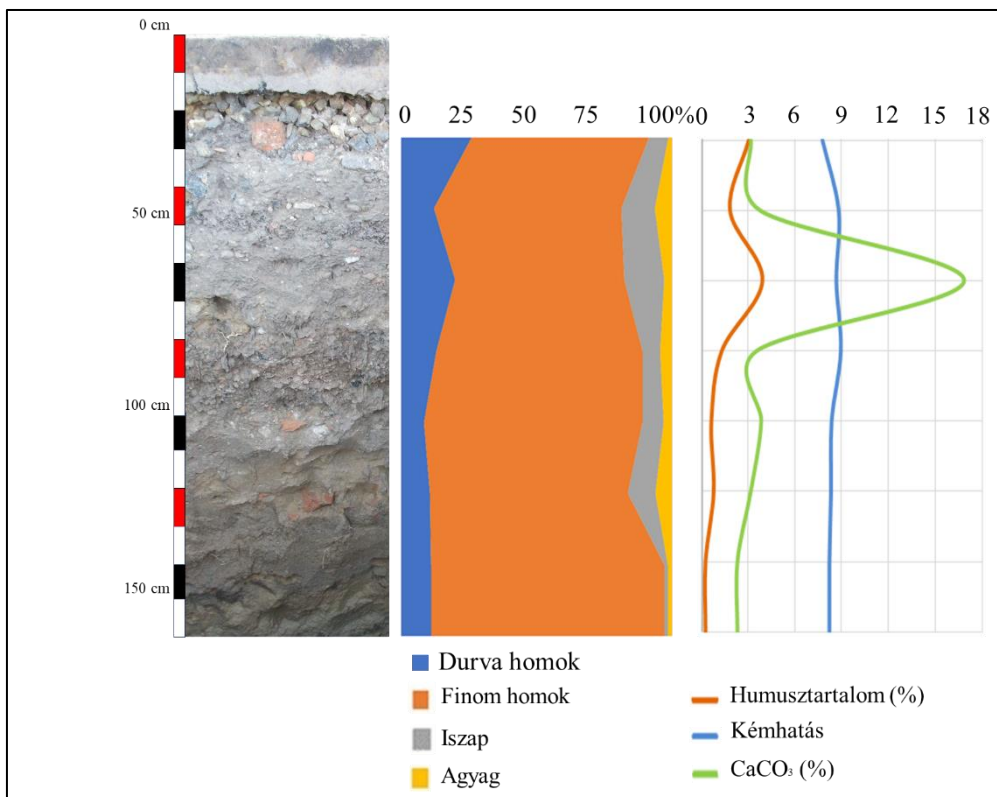
A 12-es szelvény esetében a magas műterméktartalom, míg a többi szuburbán szelvény (16, 17, 21) felszínét borító valamilyen technikai szilárd anyag jelenléte miatt soroltak ki a Technosol referencia osztálynál. A 12-es szelvényben az antropogén eredetű anyagok mennyisége a talajfelszíntől számított 100 cm-en belül súlyozott átlagában több mint 50% műterméket tartalmaz. A szelvény felszínén máshonnan odaszállított réteg található, amit a Transportic minősítő fejez ki (16. táblázat). A városok zöldfelület kezelésében bevett gyakorlat, hogy a felszín elegyengetéséhez, illetve a növény kiültetéshez máshonnan származó talajanyagot terítenek el.

Az Arenic utal a jellemző szemcsecsoportra, ami a szelvényben homokfrakció túlsúlyát jelenti. A 21-es szelvény a város nyugati részén helyezkedik el a hajdúsági tájegységben.

Az antropogén bélyegek közül a felszíni lefedéshez a Thaptomollic utótagminősítő kapcsolódik, ami az eltemetett mollic szintre vonatkozik (vastag, sötét szín, magas bázistelítettség, mérsékelt-magas szerves anyag tartalom), mivel az ólom és a bárium mennyisége határérték fölött mértékben van jelen, így a Toxic minősítő alkalmazása indokolt.

A 16-os szelvény – Ekranic Technosol (Arenic, Calcaric, Ochric) – a nyírségi homoktalajokra jellemző tulajdonságokkal, illetve minősítőkkal rendelkezik, ebben az esetben az emberi hatás csupán a talaj lefedésében nyilvánul meg, amire az Ekranic előtag utal (16. táblázat).

A belvároshoz közeli 17-es szelvény jól szemlélteti, hogy a szuburbán zónában lévő talajok milyen emberi tevékenység nyomait viselhetik (62. ábra).



62. ábra. A 17-es szelvény tulajdonságainak vertikális lefutása

Korábban tettünk említést a szelvény pontosabb elhelyezkedéséről (vasúti sínek közvetlen környezetében), ami megmagyarázza a talajban bekövetkezett szembetűnő változásokat. A mesterséges anyaggal való lefedés kiderül az Ekranic fő minősítőből. Városi környezetben gyakran találkozhatunk olyan feltöltéssel, amiben a durva vázrész van túlsúlyban és a földes rész aránya a 20%-ot sem éri el.

Ebben az esetben a Hyperskeletic fő minősítő használta szükséges. A szelvényben a homok szemcsecsoport (Arenic) dominál, jellemző rá az alacsony karbonát- (Calcaric) és humusztartalom (Humic) (16. táblázat).

Az antropogén hatásra helyben történt áthalmazás miatt az eredeti genetikai szintek összekeveredhetnek vagy felismerhetetlenné válnak, amelyek kisebb-nagyobb mértékben a tulajdonságok szabálytalan vertikális lefutásában is megmutatkoznak. A talajok ilyen típusú bolygatását fejezi ki a Relocatic kiegészítő minősítő.

4.6.3 A belváros talajainak besorolása a WRB rendszerbe

A korábbi vizsgálatok rámutattak arra, hogy a városközpont talaját érintették leginkább az antropogén hatások. Ebben a városrészben a legmagasabb a mesterséges felszínek aránya, a szelvények zömében a talajtulajdonságok szabálytalan lefutásúak, ami egyértelműen az emberi bolygatás következménye.

A helyben történő áthalmozáson túl a más területről származó talajanyagok alkalmazása szintén gyakori jelenség a belvárosi szelvényekben. A műtermékek valamennyi mintavételi helyen előfordultak, főleg építési és bontási törmelékből tevődtek össze.

A városmágnban összesen hét szelvényt soroltunk a Technosol referenciacsoportba, kettőt a Phaeozembe (8-as és 11-es) és egyet-egyet az Arenosolba (25-ös) és Regosolba (9-es) (17. táblázat).

A 25-ös szelvény WRB besorolásánál a Technic és Toxic utótag minősítők fejezik ki a talajra gyakorolt emberi tevékenységek nyomát. A műterméktartalom mennyisége nem érte el a Technosol csoport követelményét, ugyanakkor a szelvény felső 1 méteres rétegében meghaladta a 10%-ot. A Toxicot viszont a cink határérték fölötti koncentrációja miatt kapta.

A Regosol sorrendben az utolsó referenciacsoport, talajai nem mutatnak lényeges szelvényfejltséget, erre utal a Protic előtag – „semmilyen talajszint kialakulása nem jellemzi”. A szelvény talajanyagát a különböző munkálatok miatt teljesen áthalmozták (Relocatic), így az eredeti genetikai talajszintek nem azonosíthatók.

A Phaeozemnél a magas szerves anyag tartalom és a sötét szín szintén kritérium, ugyanakkor másodlagos karbonátokat már nem tartalmaz. A 8-as és 11-es szelvényeknél a Someric minősítő jelzi, hogy legalább 20 cm a mollic szint vastagsága. A feltalajszint anyaga feltételezhetően más területről odaszállított talajanyag (Transportic), ami a város zöldfelületi kezeléshez tartozó talajterítés miatt került a belvárosba. Az Endotoxic egy a felhasználó által szerkeszthető minősítők közé való (17. táblázat).

Korábban már bemutatásra került a Toxic alkalmazhatósága, ami a talajok felső 50 cm vastagságú rétegére vonatkozik. Mivel mindkét szelvény 80–100 cm közötti rétegében mutattunk ki határérték fölötti fémkoncentrációt, így az Endo előtaggal pont azt fejezhetjük ki, hogy a talaj felső rétegében nem, de az 50–100 cm közötti részében határértéktúllépés történt.

17. táblázat. A belvárosi szelvények besorolása a WRB rendszerbe

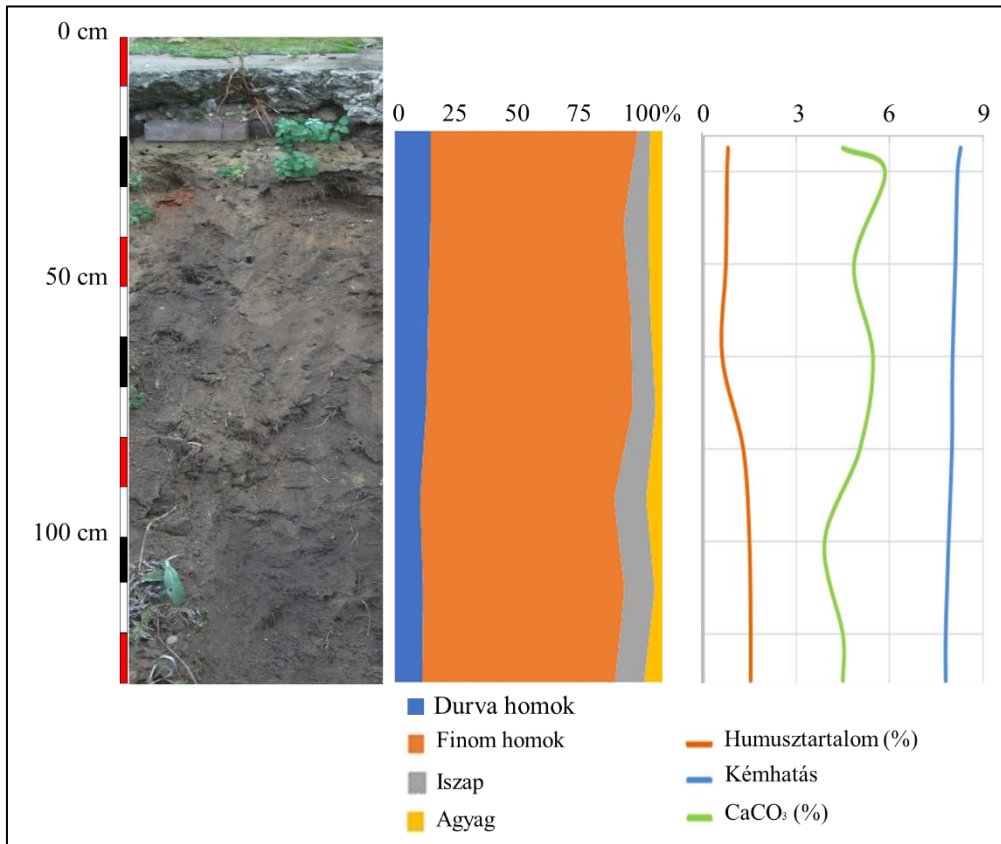
Szelvény	Fő minősítők	Referenciacsoport	Kiegészítő minősítők
PROF14	Ekranic	Technosol	Calcaric, Humic, Loamic, Endotoxic, Transportic
PROF7	Ekranic	Technosol	Calcaric, Loamic, Ochric, Relocatic
PROF8	Calcaric, Someric	Phaeozem	Loamic, Endotoxic, Transportic
PROF9	Calcaric Protic	Regosol	Ochric, Relocatic
PROF10	Hyperskeletic Ekranic	Technosol	Arenic, Calcaric, Ochric
PROF11	Calcaric, Someric	Phaeozem	Arenic, Endotoxic, Transportic
PROF15	Ekranic	Technosol	Calcaric, Loamic, Ochric, Relocatic, Endotoxic
PROF19	Ekranic	Technosol	Arenic, Calcaric, Ochric
PROF20	Ekranic	Technosol	Arenic, Calcaric, Ochric, Relocatic, Endotoxic
PROF22	Ekranic	Technosol	Arenic, Calcaric, Ochric
PROF25	Calcaric	Arenosol	Humic, Technic, Toxic

A 8-as szelvényben a bárium 443 mg/kg, míg a 11-esnél az ólom ért el 127 mg/kg-os értéket. A további szelvények mindegyikénél a talajfelszín mesterséges lefedéséből adódó Ekranicot alkalmaztuk.

A 10-es mintavételi helyszínnél azonban a Hyperskeletic fő minősítőt is fel kellett tüntetni, hiszen a terepegyengetéshez kavicsos törmeléket terítettek az ásványi talaj felszínére.

A 19 és 22-es szelvényekben előfordul néhány %-nyi műtermék, de a Technic követelményeinek nem feleltethető meg. A talajtulajdonságok vertikális megoszlása szabályos képet mutatott, valamint a vizsgált nehézfémek sem haladták meg a

rendeletben meghatározott koncentrációt, így esetükben nem alkalmazható további antropogén hatást kifejező minősítő.



63. ábra. A 20-as szelvény tulajdonságainak vertikális lefutása

A 7, 14, 15 és 20-as szelvényeknél szintén egyedül az Ekranic a fő minősítő, ugyanakkor a kiegészítő minősítők jól leírják a talajokra gyakorolt antropogén hatások következményeit. A belvárosi zóna nyugati peremén lévő 14-es szelvény még a Hajdúság tájegységbe tartozik. A felszínére terített homok a járda építéséhez volt szükséges, ezt a típusú talajanyag szállítást a Transportic minősítő fejezi ki.

A Relocatic, városi környezetben tipikusnak nevezhető minősítőt kapták a 7, 15 és 20-as szelvények (63. ábra). Ezekben a szelvényekben az eredeti genetikai szintek egyáltalán nem, vagy csak alig ismerhetők fel. A korábbi feltalajszintek jelenleg a szelvények alsóbb részén helyezkednek el. A bolygatást tovább erősíti, ha két különböző genetikai szintből származó talajanyag keverve jelenik meg ugyanabban a

rétegben. Ennek következtében a talajtulajdonságok vertikális megoszlása szabálytalan képet mutat.

További következménynek tudható be, hogy a magasabb humusztartalmú (jó adszorpciós kapacitású), korábban a légkörből kiülepedő szennyezőanyagok kitétt talajok magas nehézfém koncentrációi szintén a szelvények alsóbb rétegeiben voltak kimutathatók. Az Endotoxic utótag minősítő alkalmazását ez a jelenség magyarázza.

4.6.4 A debreceni talajok WRB rendszerbe való besorolásából levonható következtetések

A debreceni talajszelvények WRB rendszerbe való besorolása rávilágított a belvárosi és a szuburbán zónában antropogén hatásra megváltozott talajtani jellemzőkre.

Míg a kontrolterületeken a tájegységekre jellemző, bolygatatlan szelvényeket tártunk fel (Chernozem, Arenosol), addig a lakott területeken különböző mértékben, de megjelentek az emberi tevékenységek hatását kifejező minősítők, illetve referenciacsoportok.

A szuburbán zóna peremterületein terepen nem beazonosítható módon egyes nehézfémek magas koncentrációjában jelentkeztek az antropogén hatások (Toxic). A centrumtértséghez közeli szelvények némelyike már a felszínén technikai szilárd anyagot tartalmazott (Ekranic), emellett a műtermékek előfordulása (Technic) és az elemkoncentrációk magas értékei is jellemzőek voltak.

A városmagban a felszíni lefedéssel (Ekranic) rendelkező szelvények domináltak. Az emberi tevékenységek Debrecennek ebben a részében módosították legszembetűnőbb módon a talajokat. A talajok teljes áthalmazásának (Relocatic) és a máshonnan származó talajanyagok (Transportic) elterítésének a jegyei már a terepi felmérés során egyértelműek voltak.

A laboratóriumi elemzéseket követően a talajtulajdonságok szabálytalan eloszlása megerősítette a bolygatás és áthalmazás tényét.

Megállapítható, hogy a talajokat ért legintenzívebb hatás a belvárosban koncentrálódik, és ahogy távolodunk a centrumtól a kontrol területek irányába, csökken az emberi tevékenységek behatása, ami a WRB rendszer minősítőinek az alkalmazásában is megmutatkozott.

5 Összefoglalás

Az urbanizáció mértékének növekedése a környezet átalakításával és károsításával jár együtt. Az emberi tevékenységek (ipar, közlekedés stb.) jelentős szennyezőanyag kibocsátást eredményeznek. A nagyvárosi környezetben előforduló beavatkozások teljesen megváltoztathatják a felszín eredeti morfológiáját.

A terepegyengetés alkalmával a talajok is nagymértékben sérülhetnek. A mesterséges anyagokkal (aszfalt, beton) burkolt talajfelszínek aránya településen belül is nagy eltéréseket mutat, rendszerint egy nagyváros központi részén szembevető a burkolt felszínek túlsúlya, míg a belvárostól távolabbi, kertvárosi övezetben a zöldfelületek dominálnak (*Tobias et al., 2018, Grunewald et al., 2019*).

A hazai települések talajainak állapotáról elsősorban a Települési Környezetvédelmi Programok adhatnak információt, leginkább a környezet állapotát bemutató fejezetekben. Ezek az ismeretek a talajok általános leírásáról és néhány potenciális szennyezőforrás megnevezéséről szólnak. A disszertáció egyik fő célja is az, hogy részletesebb képet kapjunk a városi, a debreceni talajok állapotáról.

A talajokat komoly hatások érhetik a települések belterületén. Vizsgálatuk segít megérteni az urbánus talajokban lezajló folyamatokat és változásokat. Az eredmények és az azokból levont következtetések befolyásolhatják a döntéshozókat a települési környezetvédelmi célú fejlesztések kivitelezésében.

A városi talajok vizsgálata az utóbbi néhány évben került a figyelem előterébe. Doktori értekezésünkben Debrecen példáján vizsgáltuk az antropogén hatásra bekövetkezett talajtani változásokat. A kutatás főbb céljai közé tartozik, hogy meghatározza a talajok fizikai és kémiai tulajdonságait, a potenciálisan toxikus elemek feldúsulás mértékét, valamint célja a statisztikai elemzések segítségével a területi különbségek lehatárolása, illetve a szelvények besorolása a WRB (2014) rendszerbe.

A talajmintákat belvárosi, szuburbán és kontrol területeken feltárt talajszelvényekből és furatokból gyűjtöttük be.

A talajtulajdonságok elemzése az antropogén hatás függvényében

A laboratóriumi vizsgálatokat követően az eredményeink kiértékelését területegységenként is elvégeztük, majd a kontrol, szuburbán és belvárosi talajok együttes elemzése világított rá a talajtulajdonságokban antropogén hatásra bekövetkezett változásokra.

Valamennyi vizsgált paraméter (műterméktartalom, kémhatás, CaCO_3 , humusztartalom, szemcseösszetétel) elemzésében kisebb-nagyobb mértékben, de kimutattuk az emberi tevékenységeknek betudható eltéréseket.

A műterméktartalom, a kémhatás és a kalcium-karbonát tartalom összefüggései

A belvárosban elhelyezkedő szelvények mindegyike tartalmazott műterméket. Távolodva a centrumtól a külvárosi területek felé mind a felszíni lefedésben, mind a műtermékek jelenlétében csökkenést figyelhettünk meg. A mesterséges anyagokkal való lefedés és az antropogén eredetű anyagok jelenléte között egyértelmű kapcsolatot mutattunk ki.

A terep vízszintes kialakításához hozzáadott talajanyag, a műtermékek tömörítése és elegyengetése a burkolat alatti rétegekben az antropogén eredetű anyagok felhalmozódását eredményezték.

A műtermékek vertikális eloszlása rámutatott a talajok bolygatottságának mértékére. A mélyebb szintek felé növekvő műterméktartalom egyértelmű bizonyíték az emberi tevékenységek következtében történt áthalmozásra. A műtermékek összetételét tekintve domináltak az eleve magas kalciumtartalmú építési és bontási törmelékek (habarcs, kötőanyagok stb.), amelyek összefüggésben állnak a debreceni talajok megemelkedett CaCO_3 tartalmával és kémhatásával.

A laboratóriumi eredmények alapján megállapítottuk, hogy a mintaterület talajaiban a mésztartalom egyértelmű növekedést mutat a kontrol területek felől a belváros irányába. A városi környezet szelvényei eltérő, heterogén képet mutatnak.

A belvárosi szelvények rétegeiben mért CaCO_3 mennyisége egyértelműen magasabb a szuburbán területekhez képest; előbbi mintákban döntően 10% körül alakul az értékük, míg utóbbiak nagy részében csupán az 5–10%-os tartományban mozog. A kémhatás esetében hasonló tendenciát figyeltünk meg.

A belváros szelvényeinek pH értékei a legmagasabbak, több szelvény minden egyes rétegében 8 fölötti értéket mutattunk ki. A szuburbán szelvények, amelyek közelebb vannak a belvároshoz, jellemzően magasabb pH értékkel rendelkeznek, a gyengén lúgos és a lúgos kategóriába sorolandók, pH értékük a 9-et is megközelítik.

A szuburbán terület külső részeiről – emberi tevékenység által gyengén érintett talajok – alacsonyabb pH értékeket produkáltak (gyengén savas - semleges - gyengén lúgos).

Az említett három paraméter közötti kapcsolatot megfigyeltük a szelvénybeli hasonló eloszlásukban. Azokban a mintákban, ahol magasabb műterméktartalmat mutattunk ki, ott rendre magasabb volt a pH érték és a CaCO_3 tartalom.

A tulajdonságok közötti összefüggés kimutatására Spearmann-féle korreláció számítását végeztünk, ami a változók között erős pozitív korrelációs kapcsolatot jelzett a 0,01-os szignifikancia szint mellett ($r_{\text{Műtermék-pH H}_2\text{O}} = 0,66$; $r_{\text{CaCO}_3\text{-pH H}_2\text{O}} = 0,651$; $r_{\text{Műtermék-CaCO}_3} = 0,4$).

A statisztikai elemzés eredményeiből leolvasható a tulajdonságok között fennálló erős kapcsolat, és a hasonló vertikális lefutás alapján egyértelműen kijelenthető az antropogén anyagok által okozott változás a mésztartalomban és a kémhatásban.

A szemcseanalízis eredményeinek mennyiségi és területi jellemzése

A szedimentológiai vizsgálatok eredményeiben szintén markáns különbségek figyelhetők meg a debreceni talajok esetében. A szemcseösszetételben mutatkozó különbségek elsősorban az eltérő talajképző kőzetre vezethetők vissza.

A hajdúsági tájrészletben a csernozjomok „C” szintjét lösz alkotja, míg a Nyírségben az egész szelvényben a homok a jellemző frakció. A csernozjom szelvényeket az agyagos vályog és vályogos fizikai talajféleségekhez soroltuk, durva homokot egyik sem tartalmazott.

Az antropogén hatásoktól mentes talajok mechanikai összetételét hosszú időn keresztül változatlanul jellemzi, így ennek a tulajdonságnak a vizsgálata jól indikálja az emberi tevékenységekből származó bolygatást és áthalmazást (Vince, 2014).

A városnak az antropogén hatások által csak csekély mértékben érintett (szuburbán zóna külső területei) területein a talajok mechanikai összetétele jól illeszkedik a természetes talajokéhoz.

Bár a centrumban, illetve a hozzá közelebb eső szelvényekben továbbra is a homok frakció részaránya a legmagasabb, azonban a központhoz közeledve növekszik a mesterségesen lefedett területek és az infrastrukturális elemek aránya, ezért gyakrabban fordul elő emberi tevékenység következtében bekövetkezett feltöltés és átkeverés.

Ezek az antropogén jegyek jól nyomon követhetők a szelvények szemcseeloszlásában is. A burkolattal rendelkező szelvények felső néhány tíz centiméterében a mechanikai összetételt a durva homok nagyobb mennyisége jellemzi.

Emellett a szelvények döntő többségében megfigyelhetők a gyakori, hirtelen bekövetkező textúraváltások. A szemcseösszetételnek ez a szabálytalan vertikális lefutása egyértelműen bizonyítja a talajok antropogén bolygatásának tényét.

A humusztartalom vizsgálatának eredményei

Az antropogén hatásra és a bolygatottság mértékére a humusztartalom szelvénybeli lefutásából is következtethetünk. A kontrol területek és a szuburbán zóna külső részeiről származó szelvényekben szabályos volt a szerves anyag tartalom vertikális lefutása.

A városi területeken viszont gyakran az alsóbb rétegek felé növekedett a humusztartalom, vagy az alacsonyabb és magasabb humusztartalmú rétegek szabálytalan, váltakozó lefutása volt jellemző. A szabálytalan, váltakozó lefutás származhat korábbi földmunkából, a felszín elegyenetéséből, valamint az ehhez kapcsolódó idegen, más helyszínről származó talajanyaggal való feltöltésből, illetve az eredeti talajfelszín elfedéséből.

Az antropogén hatás kifejezésére az altalaj (subsoil – SS) és feltalaj (topsoil – TS) humusztartalmának hányadosából számított értékeket használtuk. Az alacsonyabb értékek a természetes, kontrol terület szelvényeinél fordultak elő. Az eredmények értékelésénél fontos szempont, hogy a magasabb értékek az erősebb emberi tevékenységből eredő áthalmozásra és bolygatásra utalnak. A városi zónában elhelyezkedő szelvények SS/TS értékei rendre magasabbak, maximumai a belvárosban fordulnak elő, ahol Debrecen antropogén hatásoknak leginkább kitett talajai találhatóak.

Megállapítást nyert, hogy az antropogén hatásra bekövetkezett bolygatás – mind a humusztartalom vertikális lefutása, mind a SS/TS értékek alapján – a belvárosi talajokat érintette legnagyobb mértékben, a szuburbán zónában már kevésbé volt jellemző, míg a városmagtól távolabbi területeken a humusztartalom tekintetében nem mutattunk ki bolygatásra utaló jeleket.

A potenciálisan toxikus elemek vizsgálata az antropogén hatás függvényében

A PTE-k elemzése alapján a debreceni talajokban szennyezést mutattunk ki. A magas koncentrációk elsősorban a belvárost érintették, a szuburbán zónában már az alacsony és határérték körüli koncentrációk voltak túlsúlyban. A debreceni talajok fémterhelésére leginkább a közlekedésből származó szennyezőanyagok gyakorolnak komoly hatást.

Feldúsulásukat elsősorban a közlekedés intenzitása, valamint a talajok adszorpciós kapacitásáért felelős tulajdonságok befolyásolják. A humusztartalom és a finom frakciók aránya talajtípusonként és a beépítés jellege szerint is változatos képet mutat, ami így a talajok fémtartalmára is hatással van.

A szennyezettség meghatározásához a 6/2009-es együttes rendeletben foglalt „B” határértékekhez viszonyítottuk a vizsgálatba bevont fémek (Cu, Ni, Cr, Zn, Pb, Ba) koncentrációit. Határérték túllépést a króm kivételével valamennyi fém esetében megfigyelhetünk, területi megoszlásukban eltérések mutatkoztak.

A nikkelt magas koncentrációi a hajdúsági kontrol és szuburbán részekhez kötődnek, a határértéket meghaladó mennyiségét egyrészt az adszorpciós kapacitásért felelős talajtulajdonságokkal, másrészt mezőgazdasági tevékenységekkel indokoltuk,

ugyanis a nikkelt a szennyvíziszappal és a műtrágyákkal közvetlenül is a talajba kerülhet.

A rendeletben foglalt, rézre vonatkoztatott 75 mg/kg-os határérték fölötti mennyiséget kizárólag a belvárosban sikerült kimutatnunk. A belváros további szelvényeiben és a szuburbán mintákban, a határértéket megközelítő rézkoncentrációk fordultak elő.

A begyűjtött minták közel 10%-ában figyeltünk meg határértéket meghaladó mennyiséget a cink, ólom és bárium esetében. Az említett fémeknél egységesen megállapítható, hogy koncentrációjuk a belvárosban volt a legmagasabb, a szuburbán zónában előfordultak még határérték túllépések, de a mért értékek a belvárosiaknál alacsonyabbak voltak.

A kontrol területeken, ahol nem kell számolnunk a várost ért antropogén hatásokkal, valamint a gépkocsi közlekedés hatása is jóval kisebb, alacsony cink, ólom és bárium mennyiségeket mutattunk ki.

A potenciálisan toxikus elemek eloszlásának vizsgálata

Az emberi tevékenységek által bolygatott talajokban a PTE-k vertikális lefutása szabálytalan képet mutat. A korrelációs vizsgálatok kimutatták, hogy a fémmennyiségek a humusztartalommal, a finom frakcióval voltak összefüggésben.

A kontrol szelvényekben szabályos volt a PTE-k vertikális megoszlása, a hajdúsági szelvényekben inkább a humusztartalomnak, a nyírségiekben inkább az agyagfrakciónak volt nagyobb szerepe az elemkoncentrációk szelvénybeli alakulásában.

A szuburbán zóna külső részein elhelyezkedő szelvényekben a fémek eloszlása a kontrol szelvényekkel mutatott hasonlóságot. A zóna belső, városközpontokhoz közelebb eső területein a szelvényeket intenzívebben érintették az emberi tevékenységek, a bolygatottság mértéke is eltérő módon jelentkezett, a PTE-k szelvénybeli lefutása több esetben is szabálytalan volt.

A talajtulajdonságok komplex elemzése és a nehézfémek mennyiségi értékelése egyértelművé tette, hogy a belvárosi szelvényeket érték legintenzívebben az emberi tevékenységek. A felszíni lefedés, az eredeti genetikai szintek keveredése, a műtermékek mennyisége és az antropogén forrásokból származó szennyezések a város központi zónájában érték el a legmagasabb mértéket. A belváros szelvényeiben (egy-két kivételtől eltekintve) szabálytalan volt a fémek vertikális megoszlása, az alacsony és magas koncentrációjú rétegek, illetve egy-egy kiugró érték szabálytalanul követték egymást a szelvényekben.

A potenciálisan toxikus elem-akkumuláció antropogén és geogén eredetének megállapítása

A PTE-k antropogén hatásra történő feldúsulása a városi talajok fő ismérve. Vizsgálataink kimutatták, hogy Debrecen talajai mérsékelt szennyezettek, a begyűjtött talajminták nagy részében határérték alatti koncentrációkat állapítottunk meg. A vizsgált elemek feldúsulását a kontrol területekhez viszonyítottuk, az akkumuláció mértékének pontos kifejezése érdekében a Feldúsulási Faktor (EF), a Geoakkumulációs Index (I_{geo}), a Nemerow-féle szennyezettségi index, a Szennyezettségi faktor (C_f), a Szennyezettségi fok (C_{deg}) és a Szennyezőanyag terhelési index (PLI) számításait végeztük el.

Az ólom és bárium jelentősebb mértékű akkumulációja Debrecen belvárosi és szuburbán részeiben is határozottan megfigyelhető, mind a két mintavételi területen az antropogén hatásra bekövetkezett feldúsulást állapítottunk meg.

A cink és réz esetében egy-egy mintavételi pontban tapasztaltunk olyan mértékű akkumulációt, amelyet az emberi tevékenységekkel hozhatunk összefüggésbe. Valamennyi index és faktor értéke a króm és nikkkel vonatkozásában volt a legalacsonyabb, így megállapítottuk, hogy ezen fémek feldúsulásában az antropogén hatások nem játszanak számottevő szerepet.

A főkomponens elemzés segítséget ad a nehézfémek eredetének megállapításához, illetve az együtt változó elemeket tudjuk elkülöníteni így. A vizsgált hat fém összesen három párt alkotott. A Cr–Ni került a PC1-be; az eddigi saját elemzések alapján, valamint más szerzők munkájával összhangban (Maja, 2018) arra a következtetésre jutottunk, hogy a króm és a nikkal talajbeli koncentrációit nem befolyásolják antropogén hatások, így ezeket a geogén eredetű fémek közé soroltuk.

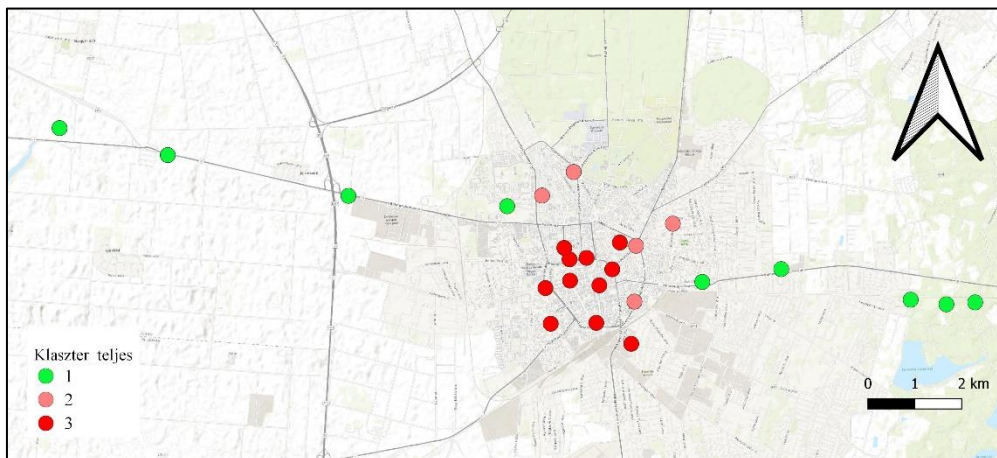
A PC2-be sorolódott a Cu–Zn; a fémek adatainak elemzéséből nem állapítható meg egyértelműen a cink és a réz antropogén vagy geogén eredete. Összességében elmondható, hogy erős, az egész településen érezhető antropogén hatás nincs, de néhány mintavételi pontban nem zárható ki az antropogén hatásra történő réz és cink feldúsulás.

Az ólom és bárium a PC3-ba került; az ólom és bárium esetében a feldúsulási indexek és faktorok eredményei is rávilágítottak az antropogén eredetre, ugyanakkor a főkomponens analízis eredményei szintén alátámasztották a feltevésünket.

A talajokat ért antropogén hatások térbeli megoszlásának vizsgálata klaszteranalízis segítségével

A klaszteranalízis célja, hogy lehatároljuk Debrecen városán belül azokat a területeket, amelyek talajait az antropogén hatások jobban illetve kevésbé érintették.

Ugyanakkor választ kapunk arra a kérdésünkre, hogy az egyes beépítési kategóriákra jellemző antropogén tevékenységek, hogyan hatnak a talajokra.



1. ábra. Az egyes klaszterekbe tartozó szelvények az összevont minták alapján

A klaszteranalízis három csoportba rendezte a debreceni szelvényeket (1. ábra). Az *első csoport* szelvényei a kontrol területekről és a szuburbán zóna külső részeiről kerültek ki. Műtermékek nem kerültek elő ezekből a szelvényekből, az ólomkoncentráció átlagos értéke itt a legalacsonyabb.

A *második klaszter* talajaiban már megjelennek az antropogén eredetű anyagok, a városi talajokra jellemző emelkedett pH értékek már itt is megfigyelhetők, a nehézfémek átlagos mennyisége nem közelíti meg a határértékeket.

A szelvények majdnem 50%-a csoportosul a *harmadik klaszterben*, nagyrészők a belvárosban helyezkedik el. A kémhatás, műtermék és CaCO_3 értékei alapvetően magasnak mondhatók, a három tulajdonság között korábban kimutatott összefüggés az emberi tevékenységek következményének tudható be. Az ólom és bárium átlagos koncentrációja itt a legmagasabb.

A debreceni talajok besorolása a WRB (2014) rendszerbe

A vizsgált talajszelvények esetében elvégeztük a WRB (2014) rendszerbe történő besorolásokat, mivel a rendszer alkalmas az antropogén hatások erősségének kifejezésére. A szelvények közül 11 a Technosol, 7 az Arenosol, 3 a Chernozem, 2 a Phaeozem és 1-1 szelvény a Planosol és Regosol referenciacsoportokba sorolt ki.

A tipikusan városi talajnak nevezhető *Technosolok* közül hét helyezkedik el a belvárosban, míg a többi a szuburbán zónában. A Főminősítők alkalmazása meghatározza az osztályba sorolást is. A mesterséges felszíni lefedéssel rendelkező

szelvények az *Ekranic* minősítőt kapták, a magas műterméktartalommal és durva vázrésszel bírók viszont az *Urbic* és *Hyperskeletal* jelzőt.

A kiegészítő minősítők közül az áthalmozásra és bolygatásra utaló minősítők is leginkább a belvárosban voltak jellemzőek. A nehézfém-tartalom egészségügyi határérték feletti koncentrációját leíró *Toxic* minősítő a város központi részén kívül a szuburbán zóna belső szelvényeinél szintén előfordult

6 Summary

Increase in the level of urbanisation entails the transformation and damage of the environment. Human activities (industry, transport, etc.) result in significant pollutant emission. Transformations in urban environments may completely change the original morphology of the surface.

Soils can also be greatly damaged during surface levelling. The proportion of soil surfaces covered with artificial material (asphalt, concrete) varies widely even within a settlement. Generally, the predominance of paved surfaces is evident in the central part of a major city, while in the suburban zone further from the city centre, green spaces dominate (Tobias et al., 2018, Grunewald et al., 2019).

Information on the condition of soils in Hungarian settlements can be obtained primarily from the Municipal Environmental Programmes, especially from the chapters describing the state of the environment. This knowledge is about the general description of soils and the identification of some potential sources of pollution. One of the main aims of the dissertation is to provide a more detailed picture of the state of urban soils in Debrecen.

Soils can be severely affected in the inner areas of settlements. Studying these soils can help to understand the processes and changes taking place in urban soils. The results and the conclusions may influence decision-makers in the implementation of developments targeting urban environmental protection.

Studying urban soils has come in the focus in the last few years. The present PhD thesis focuses on the study of soil changes that occurred due to anthropogenic effects on the example of Debrecen. The main goals of the research include identifying the physical and chemical properties of soils and the degree of enrichment of potential toxic elements, also to identify regional differences based on statistical analyses and to classify sections in the WRB (2014) system are among the main goals.

Soil samples were taken from soil sections created in downtown, suburban and control areas.

Analysis of soil properties as a function of anthropogenic effects

After the laboratory tests, our results were evaluated by area unit, and then the joint analysis of the control, suburban and downtown soils highlighted the changes in soil properties due to anthropogenic effects.

For all studied parameters (artefact content, pH, CaCO₃, humus content, grain size distribution), smaller or greater differences due to human activities were found.

Correlation between artefact content, pH and calcium carbonate content

All of the profiles in downtown contain artefacts. Moving away from the city centre decrease was detected both in surface coverage and the presence of artefacts. Clear correlation was detected between coverage with artificial material and the presence of anthropogenic material.

The addition of soil material for surface levelling, the compaction and levelling of artificial products in the layers under the cover resulted in the accumulation of anthropogenic material.

The vertical distribution of artefacts indicated the degree of soil disturbance. The content of artificial products growing with depth is a clear evidence of reworking due to human activities. In terms of the composition of the artefacts, construction and demolition debris (mortar, binders, etc.) with a high calcium content dominated, which can be related to the increased CaCO₃ content and pH of the soils in Debrecen.

Based on the laboratory results, we found that the lime content of the soils in the study area shows a clear increase from the control areas to the city centre. Profiles in the urban environment show a different, heterogeneous picture.

The amount of CaCO₃ measured in the layers of profiles in the city centre is clearly higher than in suburban areas; it is around 10% in the former samples, while it is only in the range of 5-10% in most of the latter. A similar trend has been observed in the case of pH.

The pH values of the profiles in the city centre are the highest, in each layer of several profiles values above 8 were detected. The suburban profiles, which are closer to the city centre, typically have higher pH values, can be classified as weakly alkaline and alkaline, with pH values close to 9.

The soils from the outer parts of the suburban area – weakly affected by human activities – showed lower pH values (weakly acidic - neutral - weakly alkaline).

The relationship between these three parameters was observed in their similar distribution in the profiles. In samples where higher content of artefacts was detected, the pH and CaCO₃ content were consistently higher.

To detect the relationship between the properties, a Spearman correlation calculation was performed, which indicated a strong positive correlation between the variables at the significance level of 0.01 (r Artefact-pH H₂O = 0.66; r CaCO₃-pH H₂O = 0.651; r Artefact-CaCO₃ = 0.4).

The results of the statistical analysis show the strong relationship between the properties and, on the basis of similar vertical pattern, it is clear that the change in lime content and in pH caused by anthropogenic materials can be clearly stated.

Quantity and regional relations in the results of the grain size analyses

There are marked differences in the results of the sedimentological analyses as well regarding soils in Debrecen. Differences in grain size distribution are mainly the consequence of different soil-forming rocks.

In the Hajdúság area, the "C" horizon of the chernozems is formed by loess, while sand is the dominant fraction in the whole profile in the Nyírség. The chernozem profiles were classified into clay loam and loamy physical soil types, coarse sand was not contained in any of them.

The mechanical composition of soils free of anthropogenic effects is characterised by unchanged character for a long time, therefore studying this property is a good indication of disturbance and reworking due to human activities (Vince, 2014).

The mechanical composition of soils in areas of the city with small grade anthropogenic effects (outer areas of suburbs) is comparable to that of natural soils.

Although the proportion of the sand fraction remains the highest in the centre and in the sections closer to it, the proportion of artificially covered areas and infrastructure elements increases towards the city centre, therefore fillings and mixing due to human activity are more frequent.

Such anthropogenic characteristics can also be well detected in the grain size distribution of the profiles. In the upper few tens of centimetres of profiles with a cover, the mechanical composition is characterised by a greater amount of coarse sand.

In addition, frequent sudden changes in texture can be observed in the vast majority of the profiles. This irregular vertical pattern of the grain size distribution clearly indicates the anthropogenic disturbance of the soils.

Results of humus content analysis

Anthropogenic effects and the degree of disturbance can also be inferred from the pattern of the humus content in the profile. The vertical pattern of organic matter content was regular in profiles from the control areas and from the outer parts of the suburban zone.

In urban areas, however, humus content often increased towards the lower layers, or the irregular alternation of layers with lower and higher humus content were typical. Such irregular alternation can be the result of previous earth-moving, surface levelling, and related filling with soil material from other sites, or the cover up of the original soil surface.

To express the anthropogenic effect, values calculated from the quotient of the humus content of subsoil (SS) and that of topsoil (TS) were used. Lower values were found in the profiles of the natural, control area. When evaluating the results, it is important to note that higher values indicate reworking and disturbance resulting from stronger human activity. The SS/TS values of the profiles located in the urban zone are consistently higher, and their maximums are found in the city centre, where the soils of Debrecen most exposed to anthropogenic influence are found.

It can be declared that the anthropogenic disturbance – based on both the vertical pattern of the humus content and the SS/TS values – affected the soils in the city centre the most, it was less typical in the suburban zone, while no signs of disturbance were detected in areas further away from the core of the city.

Studying potentially toxic elements reflecting anthropogenic effects

The analysis of potentially toxic elements (PTE) indicated contamination in the soils of Debrecen. High concentrations were found primarily in the city centre, low concentrations, around the limit dominated in the suburban zone. Metal load in the soils of Debrecen is influenced mainly by pollutants originated from transport.

Their enrichment is mainly influenced by the intensity of transport and the properties responsible for the adsorption capacity of soils. The proportion of the humus content and that of the fine fraction varies by soil type and by build-up type, thus affecting the metal content of soils.

In order to determine contamination, the concentrations of the analysed elements (Cu, Ni, Cr, Zn, Pb, Ba) were compared to “B” limit values specified in joint decree 6/2009. Concentrations were over the limit in the case of all metals except for chromium, however, differences were also identified in their spatial distribution.

The high concentrations of nickel are associated with the control and suburban areas in the Hajdúság, and its quantity exceeding the limit is justified by both the soil properties responsible for the adsorption capacity and agricultural activities, since nickel can be released directly into the soil with sewage sludge and fertilizers.

The quantity above the limit of 75 mg/kg for copper specified in the decree was only detected in the city centre. In other sections in the city centre and in the samples from suburban areas, copper concentrations approaching the limit value were found.

In almost 10% of the samples quantities of zinc, lead and barium exceeding the limit were observed. In the case of these metals, it can be uniformly stated that their concentration was highest in the city centre, in the suburban zone some concentrations still exceeded the limit, but the measured values were lower than those in the city centre.

In control areas where no anthropogenic effects related to the city are considered, and the effects of car traffic is also much smaller, low concentrations of zinc, lead and barium were found.

Studying the vertical distribution of potentially toxic elements

In soils disturbed by human activities, the vertical pattern of PTEs shows an irregular picture. Correlation studies show that metal quantities correlate with the humus content, the fine fraction.

The vertical distribution of PTEs in the control profiles was regular. The pattern of element concentrations in the profiles was influenced dominantly by humus content and clay fraction in the profiles in Hajdúság and Nyírség, respectively.

The distribution of metals in the profiles located in the outer parts of the suburban zone was similar to the control profiles. Sections in the inner areas of the zone closer to the city centre were more intensively affected by human activities, the degree of disturbance also occurred differently, and the pattern of PTEs in the profiles was also irregular in several cases.

The complex analysis of soil properties and the quantitative evaluation of potentially toxic elements made it clear that profiles in the city centre were affected most intensively by human activities. Surface coverage, mixing of original genetic levels, the quantity of artefacts and contamination from anthropogenic sources reached the highest level in the central zone of the city. The vertical distribution of PTEs was irregular in the profiles of the city centre (with one or two exceptions), layers with low and high concentrations and some outliers followed each other irregularly in the profiles.

Determination of the anthropogenic or geogenic origin of the accumulation of potentially toxic elements

The enrichment of PTEs as a result of anthropogenic activities is the main characteristic of urban soils. Our studies have shown that the soils of Debrecen are moderately contaminated, and in most of the soil samples taken concentrations were found to be below the limit. The enrichment of the studied elements was compared to the control areas. In order to accurately express the degree of accumulation, the Enrichment Factor (EF), the Geoaccumulation Index (I_{geo}), the Nemerow pollution

index, the Contamination Factor (C_f), the Degree of Contamination (C_{deg}) and the Pollutant Load Index (PLI) were calculated.

The significant accumulation of lead and barium in the downtown and suburban areas of Debrecen can be clearly detected and their enrichment as a result of anthropogenic effects was identified.

In the case of zinc and copper, the degree of accumulation at certain sampling points can be associated with human activities. All indexes and factors had the lowest values for chromium and nickel, therefore it was stated that anthropogenic effects did not play a significant role in the case of these metals.

Main component analyses help to determine the origin of heavy metals, and to separate elements that change together. The analysed six metals formed a total of three pairs. Cr and Ni were included in PC1; based on our own analyses so far, as well as in line with the works of other authors (*Maya, 2018*), we concluded that the soil concentrations of chromium and nickel are not affected by anthropogenic effects, therefore we classified them as metals of geogenic origin.

PC2 includes Cu-Zn; the anthropogenic or geogenic origin of zinc and copper cannot be clearly established from the analysis of the data of the metals. Overall, there is no strong anthropogenic effect, which could be detected throughout the settlement, however, the enrichment of copper and zinc at certain sampling points cannot be excluded.

Lead and barium were included in PC3; in the case of lead and barium, the results of enrichment indices and factors revealed anthropogenic origin, and also the results of the main component analysis supported our hypothesis.

Studying the spatial distribution of anthropogenic effects on soils based on cluster analysis

The aim of the cluster analysis is to delineate the areas with stronger and weaker anthropogenic influence within the city of Debrecen. At the same time, an answer might be obtained to the question about how anthropogenic activities typical of each build-up category affect the soils.

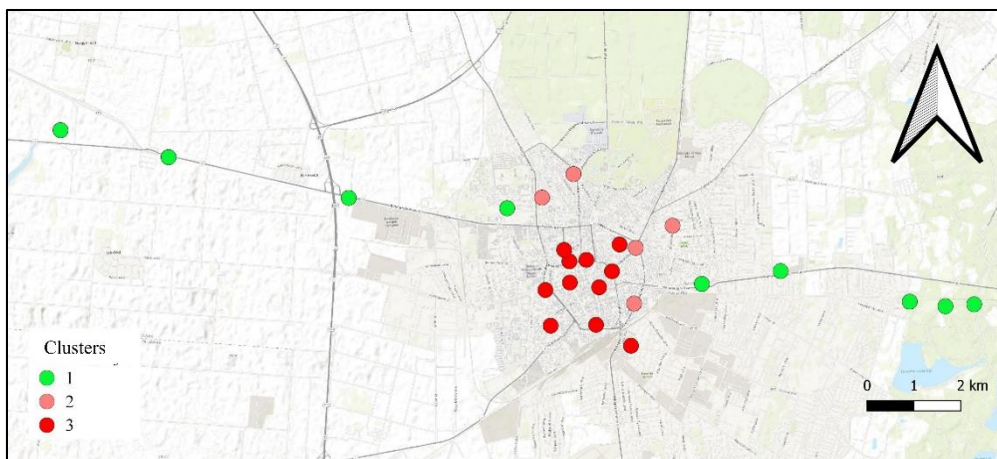


Figure 1. Profiles belonging to the different clusters based on the combined samples

Based on the cluster analysis, soil profiles in Debrecen are classified into three groups (Figure 1). Profiles in the *first group* are located in the control areas and in the outer parts of the suburban zone. No artefacts have been recovered from these profiles, the average value of lead concentrations is the lowest here.

In the soils of the *second cluster*, substances of anthropogenic origin appear, elevated pH values characteristic of urban soils can also be observed here, the average quantity of heavy metals does not approach the limits.

Almost 50% of the profiles are classified in the *third cluster*, most of them are located in the city centre. The values of pH, artefacts and CaCO₃ are basically high, the previously identified relationship between the three properties is the result of human activities. The average concentration of lead and barium is highest here.

Classification of soils in Debrecen in the WRB (2014) system

The studied soils were classified in the WRB (2014) system as well since the system is suitable for expressing the degree of anthropogenic effects. Considering the profiles, 11 were classified into the reference group Technosol, 7 into Arenosol, 3 into Chernozem, 2 into Phaeozem and 1 each into Planosol and Regosol.

Seven of the *Technosols*, typically considered urban soil, are located in the city centre, while the rest are located in the suburban zone. The use of the primary qualifiers also determines the classification. Profiles with artificial surface coverage received the *Ekranic* qualifier, while those with high artefact content and coarse structure were given the *Urbic* and *Hyperskeletal* indicators.

Among the additional qualifiers, those indicating the reworking and disturbance were also most typical in the city centre. The *Toxic* qualifier describing the concentration of heavy metals above the health limit also occurred in the profiles in the inner areas of the suburban zone apart from the central part of the city.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet szeretném kifejezni témavezetőmnek, Dr. Szabó Györgynek, akitől PhD tanulmányaim alatt és az értekezés megírása során is rengeteg segítségét kaptam. Szakmai iránymutatásai és biztatása nélkül nem születhetett volna meg a doktori disszertációm.

Köszönettel tartozom a Földtudományi Intézet laboratóriuma dolgozóinak. Köszönöm Dr. Kanber-Wafiné Bakó Valériának, Tóth Csillának és Sósné Mező Krisztinának a talajminták laboratóriumi feldolgozásában nyújtott segítségüket.

A terepi munkálatokban nyújtott segítségért köszönettel tartozok Dr. Buró Botondnak, Fejes Istvánnak és Vranovics Ádámnak.

Köszönetet mondok a Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék dolgozóinak a talajminták mikro- és makroelem tartalmának lemérésében nyújtott segítségükért.

Köszönöm Dr. Novák Tibor Józsefnek a WRB szerinti osztályozásban nyújtott segítségét, valamint a külföldi tanulmányutakban való részvétel lehetőségeit.

Köszönöm Verécze Viktóriának a disszertáció részletes áttekintését és nyelvi lektorálását.

Köszönöm a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék korábbi és jelenlegi dolgozóinak biztatását, hogy az ott eltöltött évek alatt mindig barátságos légkörben dolgozhattam. Köszönöm, hogy hittek bennem, hogy disszertációmra képes leszek elkészíteni.

Köszönöm páromnak, Dr. Szokol Patrícianak a türelmét és segítségét, amit a tanulmányaim, kutatás és főként a dolgozat megírása során kaptam tőle.

Irodalomjegyzék

Adamcová, D., Vaverková, M. D., S., Barton, S., Havlíček, Z., Broušková, E. 2016. Soil contamination in landfills: a case study of a landfill in Czech Republic, *Solid Earth*, 7, 239–247,

Adamczyk-Szabela, D., Markiewicz, J., Wolf, W., M. 2015. Heavy Metal Uptake by Herbs. IV. Influence of Soil pH on the Content of Heavy Metals in *Valeriana officinalis* L., *Water Air Soil Pollut*, 226: 106.

Adedeji, O. H., Olayinka, O. O., Tope-Ajayi, O.O., Adekoya, A.S., 2020. Assessing spatial distribution, potential ecological and human health risks of soil heavy metals contamination around a Trailer Park in Nigeria, *Scientific African*, 10, e00650.

Afrin, S., Uddin, K. Md., Rahman, M. Md., 2020. Microplastics contamination in the soil from Urban Landfill site, Dhaka, Bangladesh, *Heliyon* 6, e05572.

Aikpokpodion, P. E., Lajide, L., Aiyesanmi, A. F. 2013. Impacts of Cu-Based Fungicide on Copper Residue and Mineral Elements Distribution in Cocoa Beans and Pods, *World Journal of Agricultural Sciences* 9 (1): 10-16.

Aleksandrovskii, A. L., Aleksandrovskaya, E. I., Dolgikh, A. V., Zamotaev, I. V., Kurbatova, A. N. 2015. Soils and Cultural Layers of Ancient Cities in the South of European Russia, *GENESIS AND GEOGRAPHY OF SOILS*, ISSN 10642293, *Eurasian Soil Science*, Vol. 48, No. 11, pp. 1171–1181.

Alghanmi, S. I., Al Sulami, A. F., El-Zayat, T. A., Alhogbi, B. G., Salam, M. A. 2015. Acid leaching of heavy metals from contaminated soil collected from Jeddah, Saudi Arabia: kinetic and thermodynamics studies. *Int. Soil Water Conser. Res.* 3, 196–208.

Angyal, Zs., 2009. Erőművi salakhányók környezetre gyakorolt hatásainak és hasznosításuk lehetőségeinek vizsgálata egy salgótarjáni mintaterület példáján, *Doktori (PhD) értekezés*, ELTE TTK Környezettudományi Centrum Budapest, pp.113.

Artmann, M. 2016. Urban gray vs. urban green vs. soil protection — Development of a systemic solution to soil sealing management on the example of Germany, *Environmental Impact Assessment Review*, 59, pp. 27-42.

Azovtseva, N. A., Smagin, A. V. 2018. Dynamics of Physical and Physicochemical Properties of Urban Soils under the Effect of Ice-Melting Salts, *Eurasian Soil Science*, Vol. 51, No. 1, pp. 120–129.

Baize, D., Girard, M. C. (Eds.), 2008. *Référentiel pédologique*, Quae, Versailles, France, p. 432.

- Baran, A., Wieczorek, J., Mazurek, R., Urbanski, K., Klimkowicz-Pawlas, A. 2018. Potential ecological risk assessment and predicting zinc accumulation in soils, *Environ Geochem Health*, 40:435.
- Baranyi, B. 2001. Hajdú-Bihar megye: Debrecen és térsége, Magyarország kistérségei 8/2. Budapest, Ceba, ISBN 963 9089 88 5 963 85490 2 5 (sorozat) 292 p.
- Batista., M. J., Quental, L., Dias, R., Ramalho, E., Fernandes, J., Milisse, D., Manhica, V., Ussene, U., Cune, G., R., Daudi, E. X., Oliveira, J. T., 2018. Geochemical characterisation of soil of Beira city, Mozambique: Geogenic origin and relation with land cover, *Journal of Geochemical Exploration*, Volume 187. p. 184-20.
- Bernardino, C.A.R., Mahler, C.F., Santelli, R.E., Freire, A.S., Braz, B.F., Novo, L.A.B., 2019, Metal accumulation in roadside soils of Rio de Janeiro, Brazil: impact of traffic volume, road age, and urbanization level, *Environmental Monitoring and Assessment*, 191 (3), p. 156
- Bogdan, N., Petrova, S., Velcheva, I., Angelov, N., Valcheva, E., Zaprianova, P., Hristozova, G., Varbanova, E., Georgieva, D., Stefanova, V., 2020. Macro and microelements content of urban soils from Plovdiv (Bulgaria) *Scientific Papers. Series A. Agronomy*, Vol. LXIII, No. 1, p. 104-11.
- Bretzel, F., Calderisi, M. 2006. Metal Contamination in Urban Soils of Coastal Tuscany (Italy), *Environmental Monitoring and Assessment*, 118: 319–335.
- Buat-Menard, P., Chesselet, R. 1979. Variable Influence of The Atmospheric Flux on The Trace Metal Chemistry of Oceanic Suspended Matter, *Earth and Planetary Science Letters*, 42. 399-411.
- Buró, B., Jakab, A., Lóki, J. 2011. Geomorphological and Stratigraphic Analyses at the Archaeological Excavation in the Megapark, Nyíregyháza-Oros, *Journal of Env. Geogr.* Vol. IV. No. 1-4. pp. 23-28
- Buró, B., Sipos, Gy., Lóki, J., Andrási, B., Félegyházi, E., Négyesi, G. 2016. Assessing Late Pleistocene and Holocene phases of aeolian activity on the Nyírseg alluvial fan, Hungary. *Quaternary International*, 425:183-195.
- Chaney, R. L., Mielke, H. W. 1986. Standards for soil lead limitations in the United States. *Trace Subst. Environ. Health* 20:357-377
- Charzyński P., Bednarek R., Świtoniak M., Żołnowska B. 2011. Ekranic Technosols and Urbic Technosols of Toruń Necropolis. [in:] *Geologia* Vol 53, No 4 p. 179-185.
- Charzyński P., Hulisz P., 2013a. Soils forming on the buildings in Torun. [In:] P. Charzyński, P.Hulisz, R. Bednarek (Eds.) *Technogenic soils of Poland*. Polish Society of Soil Science. Toruń: 81–94.

- Charzyński P., Markiewicz M., Bednarek R., Świtoniak M., 2013b. Technogenic soils in Culj-Napoca. [In:] P. Charzyński, M. Markiewicz, M. Świtoniak (Eds.) Technogenic soils atlas. Polish Society of Soil Science. Toruń: 11–34.
- Charzyński, P., Hulisz, P., Bednarek, R., Piernik, A., Winkler, M., Chmurzyński, M., 2015. Edifisols—a new soil unit of technogenic soils *J Soils Sediments* DOI 10.1007/s11368-014-0983-4
- Charzyński, P., Plak, A. & Hanaka, A. 2017. Influence of the soil sealing on the geoaccumulation index of heavy metal and various pollution factors. *Environ Sci Pollut Res* 24(5), pp 4801–4811. doi:10.1007/s11356-016-8209-
- Chathó, P. 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. *Tematikus Szakirodalmi Szemle, MTA-TAKI, Akaprint, Budapest* p. 176.
- Chen, J., Qing, L., Hui, Q. 2012, Application of improved Nemerow index method based on entropy weight for groundwater quality evaluation, *International Journal of Environmental Sciences*, 2 (3), 1284-1290.
- Cleide, A. A., Cantoni, M., Coscione, A. R., Paz-Ferreiro, J., 2012, Organic Matter and Barium Absorption by Plant Species Grown in an Area Polluted with Scrap Metal Residue, *Applied and Environmental Soil Science* (1687-7667)
- Craul, P. J. 1991. *Urban soil in landscape design*, John Wiley and Sons, Inc. ISBN 978-0471805984 pp. 416.
- Craul, P. J. 1999. *Urban Soils: Applications and Practices*, Publisher: Wiley, ISBN 978-0471189039 pp. 384.
- Czerniawska-Kusza, I., Kusza G, Duzynski, M. 2004. Effect of deicing salts on urban soils and health status of roadside trees in the Opole region. *Environmental Toxicology* 19(4):296-301.
- Csorba, P. (2008): *Városökológiai sétaút Debrecenben–Meridián Alapítvány, Debrecen*, 44 p.
- Debrecen Megyei Jogú Város Környezetvédelmi Programja (2009): 208 p. <http://portal.debrecen.hu/upload/File/Gazdasag/koncepcio/kornyezetvedelmi%20program%20.pdf>
- Debrecen Levegőminőségi terv, 2016, <https://www.kormany.hu/download/7/92/e0000/Debrecen2.pdf>
- Delang, C., O. 2017. Causes and distribution of soil pollution in China, *Environmental & Socio-economic Studies*, 5, 4: 1-17.

- De-Miguel, E., Iribarren, I., Chacón, E., Ordoñez, A., Charlesworth, S., 2007. Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). *Chemosphere*. 66, 505–513.
- Dolgikh, A. V., Aleksandrovskii, A. L. 2009. Soils and Cultural Layers in Velikii Novgorod, GENESIS AND GEOGRAPHY OF SOILS, ISSN 10642293, Eurasian Soil Science, Vol. 43, No. 5, pp. 477–487.
- Dövényi, Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. – MTA FKI, Budapest 876 p.
- Du, C., Liang, H., Gong, L. J., 2020, Pollution characteristics of microplastics in soils in southeastern suburbs of Baoding City, China, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17 (3)
- Eke, P. 1994. Debrecen földterületének gazdaságföldrajzi jellemzése, Tanulmányok Debrecen városföldrajzából, Kossuth Lajos Tudományegyetem, Társadalomföldrajzi Tanszék, Szerkesztette Süli-Zakar István. ISBN 963 471 950 3 pp. 133-158.
- Fabbri, B., Gualtieri, S., Shoval, S., 2014. The presence of calcite in archaeological ceramics. *J. Eur. Ceram. Soc.* 34 (7), 1899–1911.
- FAO/ISRIC/ISSS, 1998. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report No. 84. FAO. Rome.
- Farsang, A., Szolnoki, Zs., Barta, K., Puskás, I. (2015): Javaslat az antropogén talajok osztályozására a hazai, megújuló osztályozási rendszer keretei között. *Agrokémia és Talajtan* 64:(1) 299-316.
- Filep, Gy. 1999a. Talajtani alapismeretek I. Általános talajtan. Debreceni Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar, Debrecen. p. 214.
- Filep, Gy. 1999b. Talajtani alapismeretek II. Talajrendszertan és alkalmazott talajtan. Debreceni Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar, Talajtani és Mikrobiológiai Tanszék, Debrecen. p. 183.
- Filippelli, G. M., Adamic, J., Nichols, D., Shukle, J., Frix, E., 2018. Mapping the Urban Lead Exposome: A Detailed Analysis of Soil Metal Concentrations at the Household Scale Using Citizen Science, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 15, 1531.
- Galitskayaa, I. V., Rama Mohan K., Keshav K. A., Batrak, G. I., Eremina, O.N., Putilina, V.S., Yuganova, T. I. 2017. Assessment of soil and groundwater contamination by heavy metals and metalloids in Russian and Indian megacities, 15th Water-Rock Interaction International Symposium, WRI-15, *Procedia Earth and Planetary Science*, (2017)

- Gąsiorek, M., Kowalska, J., Mazurek, R., Pajak, M. 2017. Comprehensive assessment of heavy metal pollution in topsoil of historical urban park on an example of the Planty Park in Krakow (Poland) *Chemosphere* Volume 179, pp.148-158
- Géczi, R. 1999. A városökológiai kutatások néhány időszerű kérdése Kolozsváron. PhD értekezés, JATE, Szeged
- Géczi, R., Bódis, K. 2001. Az emberi hatás mértékének térbeli megoszlása Kolozsváron, Magyar Földrajzi Konferencia, 2001. Szeged. Magyar Földrajzi Konferencia tudományos közleményei (CD), Szeged, 2001. p.17
- Golyeva, A., Khokhlova, O., Lebedeva, M., Shcherbakov, N., Shuteleva, I. 2018. Micromorphological and Chemical Features of Soils as Evidence of Bronze Age Ancient Anthropogenic Impact (Late Bronze Age Muradymovo Settlement, Ural Region, Russia), *Geosciences*, 8,313,
- Gorbov, S. N., Bezuglova, O. S. 2014. Specific Features of Organic Matter in Urban Soils of Rostov-on-Don, *Eurasian Soil Science*, Vol. 47, No. 8, pp. 792–800.
- Grbic, J., Helm, P., Athey, S., Rochman, C. M., 2020. Microplastics entering northwestern Lake Ontario are diverse and linked to urban source, *Water Res.*, 174, Article 115623
- Grbic, J., Nguyen, B., Guo, E., You, J. B., Sinton, D., Rochman, C. M., 2019, Magnetic extraction of microplastics from environmental samples *Environ Sci Technol Lett*, 6 (2), pp. 68-72
- Greinert, A., Kostecki, J. 2019. Anthropogenic Materials as Bedrock of Urban Technosols, V. Vasanev et al. (Eds.): *SUITMA 2017, SPRINGERGEOGR.* pp. 11-20.
- Grunewald, K., Richter, B., Behnisch, M. 2019. Multi-Indicator Approach for Characterising Urban Green Space Provision at City and City-District Level in Germany, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 2300
- Gu, Y-G., Gao, Y-P., Lin, Q., 2016. Contamination, bioaccessibility and human health risk of heavy metals in exposed-lawn soils from 28 urban parks in southern China's largest city, Guangzhou, *Applied Geochemistry* 67, 52-58.
- Gyekye, K.A., 2013. An assessment of toxic in urban soils using garden cress (*Lepidium sativum*) in Vasileostrovsky Ostrov and Elagin Ostrov, Saint Petersburg, Russia, *Journal of Geography and Geology*, 5, 63 – 70.
- Hakanson, L., 1980. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control – A Sedimentological Approach, *Water Research* 14(8):975-1001.

- Hargitai, L., 1993. The role of organic-matter content and humus quality in the maintenance of soil fertility and in environmental-protection. *Landscape and Urban Planning*, 27. 161–167.
- Harley, T. D., Aelion, C. M., McDermott, S., Lawson, A. B., 2009. Identifying natural and anthropogenic sources of metals in urban and rural soils using GIS-based data, PCA, and spatial interpolation, *Environmental Pollution*, Volume 157, Issues 8–9, p. 2378-2385.
- Helmberger, M. S., Tiemann, L. K., Grieshop, M. J., 2019, Towards an ecology of soil microplastics, *Functional Ecology*, 34:550–560.
- Hernández, T. D. B., Leonardo, D., Slater, B. K., Demyan, M. C., Shaffer, J. M., 2021. High-throughput assessment of soil carbonate minerals in urban environments, *Geoderma*, Volume 382,
- Hofman, J., Trávníčková, E., Anděl, P. 2012. Road salts effects on soil chemical and microbial properties at grassland and forest site in protected natural areas, *PLANT SOIL ENVIRON.*, 58, (6): 282–288.
- Hollis, J. M., 1991. The classification of soils in urban areas. In: *Soils in the Urban Environment*. (Eds.: Bullock, P., Gregory, P. J.) 5–27. Blackwell. Oxford
- Horváth, A. 2016. Városi és városkörnyéki talajok vizsgálata Sopron és Szombathely területén, Doktori (PhD) értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori Iskola, Sopron. p. 150.
- Horváth, A., Szűcs, P., Bidló A. (2015): Soil condition and pollution in urban soils: evaluation of the soil quality in a Hungarian town. *J. Soils Sediments*. 15, 1825-1835
- Horváth, A., Szűcs, P., Kámán, O., Németh, E., Bidló A. (2014): Talajtulajdonságok vizsgálata Szombathelyen. In: Dobos, E., Bertóti, R. D., Szabóné, K., G. (Szerk.): *Talajvédelem 2013. Talajtani Vándorgyűlés Különszám. Talajvédelmi Alapítvány, Miskolc*. pp. 237-248. 133
- Horváth-Szabó, K., Szalai, Z., Balázs, R., Kiss, K., Jakab, G., Fehér, K., Németh, T.,– Mészáros, E., Sipos, P., Madarász, B. 2013. A vas és a mangán oldhatóságának vizsgálata réti és láptalajban, In: *Talajtani Vándorgyűlés, Talajvédelem különszám. TALAJTAN A MEZŐGAZDASÁG, A VIDÉKFEJLESZTÉS ÉS A KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁS SZOLGÁLATÁBAN*, Szerk.: Dobos Endre, Bertóti Réka Diana, Szabóné Kele Gabriella, Talajvédelmi Alapítvány 2013. Budapest, ISBN 978-963-08-6322-3, pp. 262-272.
- Howard J.L., Olszewska D., 2011. Pedogenesis, geochemical forms of heavy metals, and artifact weathering in an urban soil chronosequence, *Detroit, Michigan. Environmental Pollution* 159: 754-761.

- Howard, J. 2017. *Anthropogenic Soils*, Springer, ISBN-13: 978-3319543307, p.231.
- Huang, L., Rad, S., Xu, L., Gui, L., Song, X., Li, Y., Wu, Z., Chen, Z., 2020. Heavy Metals Distribution, Sources, and Ecological Risk Assessment in Huixian Wetland, South China, *Water*, 12, 431;
- Huisman, D., Pols, S.B., Joosten, I., van Os, B., Smit, A., 2008. Degradation processes in colourless Roman glass: cases from the Bochtoltz burial. *J. Archaeol. Sci.* 35 (2), 398–411.
- Hulisz P., Pindral S., Kobierski M., Charzyński P., 2018. Technogenic layers in organic soils as a result of the impact of the soda industry. *Eurasian Soil Sci.*, Vol. 51 no. 10: 1133-1141.
- IUSS Working Group WRB, 2007. *World Reference Base for Soil Resources 2006*, *World Soil Resources Reports*, No. 103. FAO, Rome, pp. 93.
- IUSS Working Group WRB, 2014. *World Reference Base for Soil Resources 2014*, *World Soil Resources Reports*, No. 106. FAO, Rome, pp. 181.
- IUSS Working Group WRB, 2015. *World Reference Base for Soil Resources 2015*, *World Soil Resources Reports*, No. 106. FAO, Rome, pp. 192.
- Jafari, J. A., Kermani, M., Rezaei Kalantary, R., Arfaeinia, H. (2018). The effect of traffic on levels, distribution and chemical partitioning of harmful metals in the street dust and surface soil from urban areas of Tehran, Iran, *Environment and Earth Science*, 77, 38.
- Jeske, A., 2013. Mobility and distribution of barium and strontium in profiles of podzolic soils, *SOIL SCIENCE ANNUAL* Vol. 64 No. 1/2013: 2-7
- Joimel, S., Cortet, J., Consalès, J.N. et al. Contribution of chemical inputs on the trace elements concentrations of surface soils in urban allotment gardens. *J Soils Sediments* 21, 328–337.
- Kádár, I. 1991. A talajok és növények nehézfém tartalmának vizsgálata. KTM, MTA TAKI. Budapest. 84. p.
- Kádár, I. 1998. Kármentesítési kézikönyv 2. A szennyezett talajok vizsgálatáról. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest, 1-151. 77.
- Kádár, I. 1999. A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel. *Agrokémia és Talajtan*. 48. 561– 581. p.
- Kibblewhite, M., Tóth, G., Hermann, T. 2015. Predicting the preservation of cultural artefacts and buried materials in soil, *Science of the Total Environment* 529. pp. 249–263.

- Kida, K., Kawahigashi, M., 2015. Influence of asphalt pavement construction processes on urban soil formation in Tokyo. *Soil Sci. Plant Nutr.* 61. (sup1), 135–146.
- Kocsányiné, K. K., 2006. A gőzölés hatása a cement klinkerek és cementek kloridion megkötő képességére, Doktori Értekezés, Építőmérnöki Doktori Iskola, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem,
- Kocsis, K. (főszerk.) 2018. Magyarország nemzeti atlasza: természeti környezet. Budapest, MTA CSFK Földrajztudományi Intézet. 187 p.
- Komoróczy Gy. 1955. Debrecen története a felszabadulásig, Debrecen Város Tanácsának Népművelési Tanácsa, 113p.
- Konstantinova, E., Minkina, T., Sushkova, S., Konstantinov, A., Rajput, V. D., Sherstnev, A., 2019, Urban soil geochemistry of an intensively developing Siberian city: A case study of Tyumen, Russia, *Journal of Environmental Management*, Volume 239, p. 366-375
- Kowalczyk, A., Szulc, W. (2017): Effect of traffic routes on the trace element concentration in plants in the Warsaw agglomeration, *Soil Science Annual*, Vol. 68/2: pp. 93–98.
- Kozma, G. 1994. A lakóterület – és népességszámváltozások Debrecenben az 1930-as évek vége és 1990 között, *Tanulmányok Debrecen városföldrajzából*, Kossuth Lajos Tudományegyetem, Társadalomföldrajzi Tanszék, Szerkesztette Süli-Zakar István. ISBN 963 471 950 3 pp. 83-102.
- Kuzmanoski, M., Todorovic, M., Anicic-Urosevic, M., Rajsic, S. 2014. Heavy metal content of soil in urban parks of Belgrade *Hem. Int.*, 68. pp. 643-651
- Lasota, J., Wanic, T., Błońska, E., 2020. The influence of Technosol characteristics on the lady's-slipper orchid population (*Cypripedium calceolus* L.) in a forest area – the case study. *SOIL SCIENCE ANNUAL*, 71(4), 352–358
- Leguédois, S., Séré, G., Auclerc, A., Jérôme Cortet, J., Huot, H., Ouvrard, S., Françoise Watteau, F., Christophe Schwartz, C., Morel, J. L. 2016. Modelling pedogenesis of Technosols, *Geoderma*, 262. 199-212.
- Lehmann, A., 2004. Proposals for the consideration of urban soils within the WRB (World Reference Base for Soil Resources). In: *Soil Classification* (Ed.: KRASNILIKOV, P. V.) Petrozavodsk. Russia.
- Lehmann, A., Stahr, K. (2007): Nature and significance of anthropogenic urban soils. *J. of Soils Sediments* 7, 247-260.

- Li Hua, L., Yang, X., Liu, Y., Tan, X., Yang, Y., 2018. Spatial Distributions, Pollution Assessment, and Qualified Source Apportionment of Soil Heavy Metals in a Typical Mineral Mining City in China, *Sustainability*, 10, 3115.
- Ljung, K., Otabbong, E. & Selinus, O. 2006a. Natural and anthropogenic trace metal inputs to soils in urban Uppsala, Sweden. *Environmental Geochemistry and Health* 28, 353-364.
- Ljung, K., Selinus, O. & Otabbong, E. 2006b. Metals in soils of children's urban environments in the small northern European city of Uppsala. *Science of the Total Environment* 366, 749-759.
- Ljung, K., Selinus, O., Berglund, M. & Otabbong, E. 2006c. Metal distribution in soil particle sizes relevant to soil ingestion by children. *Applied Geochemistry* 21, 1613-1624
- Lóki, J., Szabó, J., Szabó, G. 2014. Újabb adatok a Hajdúhát (Hajdúság) negyedidőszaki fejlődéstörténetéhez, *Földrajzi Közlemények*, 138. 1. pp. 37–49.
- Loska K, Wiechula, D. 2003. Application of principle component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. *Chemo*, 51. 723– 33.
- Loska, K., Wiechuła, D., Korus, I. 2004. Kornis, I. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environ. Int.*, 30, 159–165.
- Luke Scheberla, L., Bryant C. Scharenbrocha, L. B., Wenera, L. P., Pratera, J. R., Fitec, K. L., 2019. Evaluation of soil pH and soil moisture with different field sensors: Case study urban soil, *Urban Forestry & Urban Greening*, 38. 267-279.
- Luo, X-S., Xue, Y., Wang, Y-L., Cang, L., Xu, B., Ding, J. 2015. Source identification and apportionment of heavy metals in urban soil profiles. *Chemosphere* 127:152–157
- Maja, M., Poznanović Spahić, Sanja M. Sakan, Bojan M. Glavaš-Trbić, Pavle I. Tančić, Sandra B. Škrivanj, Jovan R. Kovačević & Dragan D. Manojlović (2019) Natural and anthropogenic sources of chromium, nickel and cobalt in soils impacted by agricultural and industrial activity (Vojvodina, Serbia), *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 54:3, 219-230
- Maqbool, A., Hui, W., Xin, X. 2020. Removal of heavy metals from urban soil using functionalized carbon-coated composite. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 17, 4787–4802
- Margitai, Z., Simon, E., Fábrián, I., Braun, M. 2017. Inorganic chemical composition of dust deposited on oleander (*Nerium oleander* L.) leaves, *Air Qual Atmos Health* 10: 339.

- Marjanović, M. D., Vukčević, M. M., Antonović, D. G., Dimitrijević, S. I., Jovanović, D. M., Matavulj, M. N., Ristić, M. D. 2009. Heavy metals concentration in soils from parks and green areas in Belgrade J. Serb. Chem. Soc., 74. pp. 697-706
- Markiewicz M., Hulisz P., Charzyński P., Piernik A. 2018. Characteristics of soil organic matter of edifisols – An example of techno humus system. Applied Soil Ecology. Volume 123, Pages 509-512
- Martonné, E. K. 2004. Magyarország tájfeldrajza Debrecen, Kossuth Egyetemi Kiadó, 192 p.
- Mazurek, R., Kowalska, J., Gąsiorek, M., Setlak, M. 2016. Micromorphological and physico-chemical analyses of cultural layers in the urban soil of a medieval city—A case study from Krakow, Poland Catena 141:73-84.
- McBride, M. B., Shayler, H. A., Spliethoff, H. M., Mitchell, R. G., Marquez-Bravo, L. G., Ferenz, G. S., Russell-Anelli, J. M., Casey, L., Bachman, S., 2014. Concentrations of lead, cadmium and barium in urban garden-grown vegetables: The impact of soil variables, Environmental Pollution, Volume 194, p. 254-261.
- McBridea, M. B., Shaylera, H. A., Spliethoffb, H. M., Mitchell, R. G., Marquez-Bravo, L. G., Ferenzc, G. S., Russell-Anellia, J. M., Casey, L., Bachmand, S. 2014. Concentrations of lead, cadmium and barium in urban garden-grown vegetables: the impact of soil variables, Environ Pollut. 194: 254–261.
- McCauley, A., Jones, C., Olson-Rutz, K., (2017). Soil pH and Organic Matter, Nutrient Management Module no. 8, 4449-8
- McEldowney S., Hardman D. J., Waite S., 1993. Treatment technologies. In: McEldowney S, Hardman J, Waite S (eds) Pollution ecology and biotreatment technologies. Longman, Singapore Publishers, ISBN 0-582-08655-8. p. 48-58
- Mendyk, L., Przemyslaw C. 2016. Soil sealing degree as factor influencing urban soil contamination with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), SOIL SCIENCE ANNUAL Vol. 67 No. 1/2016: 17–23.
- Mezősi G, 2011. Magyarország természetföldrajza, Akadémiai Kiadó, Budapest ISBN 978 963 8976 5, 393p.
- Michéli, E., 2011. A talajképző folyamatok megjelenése a diagnosztikai szemléletű talajosztályozásban. Agrokémia és Talajtan. 60. 17–32.
- Michéli, E., Fuchs, M., Láng, V., Szegi, T., Dobos, E., Szabóné, K. G. 2015. Javaslat talajosztályozási rendszerünk megújítására: alapelvek, módszerek, alapegységek. AGROKÉMIA ÉS TALAJTAN 64:1. pp. 285–297

Michéli, E., Fuchs, M., Láng, V., Szegi, T., Szabóné, K. G. 2014. Hazai talajosztályozási rendszerünk korszerűsítésének alapelvei, módszerei és javasolt felépítése. In: A talajok térbeli változatossága – elméleti és gyakorlati vonatkozások. Talajtani Vándorgyűlés. (Szerk.: SISÁK I., HOMOR A. & HERNÁDI H.) 70–71. Pannon Egyetem, Magyar Talajtani Társaság. Keszthely.

Midgley, M., Anderson, E., Minor, E., 2021. Vacant lot plant establishment techniques alter urban soil ecosystem services, *Urban Forestry & Urban Greening*, 61. 127096.

Mielke, H. W., Adams, J. L., Reagen, P. L., Mielke, P. W., 1989. Soil-dust lead and childhood lead exposure as a function of city size and community traffic flow: The case for lead abatement in Minnesota, *Environmental Geochemistry and Health* 9:253-271.

Mirzaei, R., Teymourzade, S., Sakizadeh, M., Ghorbani, H., 2015. Comparative study of heavy metals concentration in topsoil of urban green space and agricultural land uses, *Environ Monit Assess*, 187: 741

Mishra, V. K., Kim, K. H., Kang, C. H., Choi, K. C., 2004. Wintertime sources and distribution of airborne lead in Korea. *Atmos Environ.*, 38(17):2653–64.

Molnár, S. 2013. A városi talajok szennyezettségének hatása a közösségi kertekre, *Agrokémia és Talajtan*, 62 (2) pp. 427-434.

Müller G. 1981. Die schwermetallbelastung der sedimenten des neckars und seiner nebenflüsse. *Chemiker Zeitung* (in German). 6: 157–164.

Müller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*.2: 108–118.

Myrvang, M. B., Gjengedal, E., Heim, M., Krogstad, T., Almås, A. R., 2016. Geochemistry of barium in soils supplied with carbonatite rock powder and barium uptake to plants, *Applied Geochemistry* 75. p. 1-8.

Nanthi, S. B., Domy, C. A., Curtin, D. 2003. Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability, *Advances in Agronomy* 78:215-272

Naszradi, T. 2007. A közúti járműforgalom nehézfém-szennyező hatása az utak melletti talajra és növényzetre. Doktori (PhD) értekezés, Gödöllő. p. 225.

Nezat, C., A., Hatch, A. S., Uecker, T. 2017. Heavy metal content in urban residential and park soils: A case study in Spokane, Washington, USA, *Applied Geochemistry* 78. 186-193.

Novák, T. J. 2013. Talajtani praktikum. Meridián Alapítvány, Debrecen. p. 188.

Novák, T., J., Incze, J., 2018. Antropogén hatások becslése hazai talajokban felszínborítási adatok és WRB diagnosztika alapján. *AGROKÉMIA ÉS TALAJTAN* 67. 2, 179-197.

O’Riordan, R., Davies, J., Stevens, C., Quinton, J. N., Boyko, C., 2021. The ecosystem services of urban soils: A review, *Geoderma* 395. 115076.

Oktaba, L., Odrobińska, D., Uzarowicz, L. 2018. The impact of different land uses in urban area on humus quality, *Journal of Soils and Sediments*, 18: 2823.

Olivier, J., Jonker, C.: Mineral Contamination from Cemetery Soils: Case Study of Zandfontein Cemetery, South Africa. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9. 511–520.

Papp, J. 2018. Debrecen építésze a századforduló évtizedeiben, *Debreceni Szemle* 1. pp.41-75.

Pascucci, S. 2011. Soil Contamination. InTech, Rijeka. ISBN: 978-953-307-647-8, 168 p.

Petrova, S., Bogdan, N., Velcheva, I., Yankova, M., Kogan, E., Zheleva, E., Valcheva, E., Alexandrov, A., Marhova, M., Tsankova, M., Iliev, I., 2018. Dynamics of Soil Properties Under a Pollution Gradient in Urban Areas (Plovdiv, Bulgaria), *Scientific Papers. Series A. Agronomy*, Vol. LXI, No. 1, p. 109-116.

Piotrowska-Dlugosz, A., Charzynski, P., 2015. The impact of the soil sealing degree on microbial biomass, enzymatic activity, and physicochemical properties in the Ekranic Technosols of Toruń (Poland). *J Soils Sediments*, 15:1, pp. 47-59

Pouyat R. V., Yesilonis, I. D., Russell-Anelli, J., Neerchal, N. K. 2007. Soil chemical and physical properties that differentiate urban land-use and cover types, *Soil Science of America Journal*. 71(3): 1010-1019.

Prokofieva, T., Umarova, A., Bykova, G., Suslenkova, M., Ezhelev, Z., Kokoreva, A., Gasina, A., Martynenko, I., 2020. Morphological and physical properties in diagnostics of urban soils: case study from Moscow, Russia, *SOIL SCIENCE ANNUAL*, 71(4), 309–320

Puskás I, Farsang, A. 2009. Diagnostic indicators for characterizing urban soils of Szeged, Hungary, *Geoderma* 148.3:4 pp. 267-281.

Quevauviller, P., Lavigne, R., Cortez, I. 1989. Impact of industrial and mine drainage wastes on the heavy metal distribution in the drainage basin and estuary of the Sado River (Portugal). *Environ Pollut*. 59:267–286

Reimann, C., de Caritat, P. 2000. Intrinsic flaws of element enrichment factors (Efs) in environmental geochemistry. *Environ. Sci. Technol.*, 34:5084– 91.

- Resitoglu, I. A., Altinisik, K., Keskin, A. 2015. The pollutant emissions from diesel-engine vehicles and exhaust aftertreatment systems, *Clean Techn Environ Policy*, 17:15–27.
- Roje, V., Orešković, M., Rončević, J., Bakšić, D., Pernar, N., Perković, I., 2018. Assessment of the trace element distribution in soils in the parks of the city of Zagreb (Croatia) *Environ. Monit. Assess.*, 190. p. 121
- Sager, M., 2020. Urban Soils and Road Dust—Civilization Effects and Metal Pollution—A Review, *Environments*, 7, 98; doi:10.3390/environments7110098
- Sagna, K., Amou, K. A., Boroze, T. T-E., Kassegne, D., Almeida, A. Napo, K. 2017. Environmental Pollution due to the Operation of Gasoline Engines: Exhaust Gas Law, *International Journal of Oil, Gas and Coal Engineering*; 5(4): 39-43.
- Saiano, F., Scalenghea, R., 2009. An anthropic soil transformation fingerprinted by REY patterns, *Journal of Archaeological Science* 36-11. 2502-2506.
- Salah Al-Heety, E. A. M., Yassin, K. H., Abd-Alsalaam, S. 2017. Health risk assessment of some heavy metals in urban community garden soils of Baghdad city, *Iraq Hum. Ecol. Risk Assess: Int. J.*, 23. pp. 225-240
- Salvati, L., Bajocco, S. 2011. Land sensitivity to desertification across Italy: Past, present, and future, *Applied Geography* 31. 223-231.
- Samardžić, M., Vasin, J., Jaji, I., Vasenev, I. 2017. Impact of Urbanisation on Soil Organic Matter Content in chernozems in Vojvodina region, *Geophysical Research Abstracts Vol. 19, EGU2017-18751*,
- Sándor, G., Szabó, Gy. 2012. The effect of agricultural cultivation on heavy metal content of the soil, In: Szabó, Attila (szerk.) XVIII. Nemzetközi Tehetséggondozási – Környezetvédelmi és Vidékfejlesztési – Diákkonferencia : Szolnok, 2012. szeptember 28-29. Szolnok, Magyarország : Szolnoki Főiskola, (2012) pp. 1-8, 8 p.
- Sándor, G., Szabó, Gy., 2019. Szennyezettségi indexek alkalmazása városi talajoknál, VIII. Magyar Tájökológiai Konferencia, Kisvárd, 2019. Konferencia kötet. (Szerk. Fazekas, István; Lázár) p. 361-367.
- Sangiunsak, N., Punrattanasin, P. 2014. Adsorption Behavior of Heavy Metals on Various Soils, *Pol. J. Environ. Stud. Vol. 23, No. 3.* 853-865.
- Sapkota, M., Young, J., Coldren, C., Slaughter, L., Longing, S., 2020. Soil physiochemical properties and carbon sequestration of Urban landscapes in Lubbock, TX, USA, *Urban Forestry & Urban Greening*, Volume 56, 126847,

- Sarzhanov, D. A., Vasenev, V. I., Vasenev, I. I., Sotnikov, Y.L., Ryzhkov, O. V., Morin, T. 2017. Carbon stocks and CO₂ emissions of urban and natural soils in Central Chernozemic region of Russia, *Catena* 158. 131–140.
- Scalenghea, R., Marsan, F. A. 2009. The anthropogenic sealing of soils in urban areas, *Landscape and Urban Planning* 90. 1–10.
- Scalenghea, R., Ferraris, S. 2009. The First Forty Years of a Technosol, *Pedosphere*, 19-1. 40-52.
- Scharenbroch, B. C., Catania, M. 2012. Soil Quality Attributes as Indicators of Urban Tree Performance, *Arboriculture & Urban Forestry*, 38(5): 214–228
- Schiff, K. C., Weisberg, S. B. 1999. Iron as a reference element for determining trace metal enrichment in Southern California coastal shelf sediments. *Mar Environ Res.*, 48:161–76.
- Simon, E., Harangi, S., Baranyi, E., Fábrián, I., Tóthmérész, B. 2016. Influence of past industry and urbanization on elemental concentrations in deposited dust and tree leaf tissue. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20. pp. 12-19. ISSN 1618-8667
- Simon, L. 1999. Talajszennyeződés, talajtisztítás. Környezetgazdálkodási Intézet, Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató, Budapest, 5. kötet. Budapest. 221. p.
- Simon, L. 2006. Toxikus elemek akkumulációja, fitoindikációja és fitoremediációja a talaj-növény rendszerben. MTA Doktori értekezés. Nyíregyháza. 158 p.
- Soffianian, A., Madani, E.S., Arabi, M. 2014. Risk assessment of heavy metal soil pollution through principal components analysis and false color composition in Hamadan Province, Iran. *Environ Syst Res* 3, 3.
- Staszewski, T., Malawska, M., Studnik-Wójcikowska, B., Galera, H., Wilkomirski, B. 2015. Soil and plants contamination with selected heavy metals in the area of a railway junction, *Archives of Environmental Protection*, 41, 1 pp. 35–42.
- Stefanovits, P., Filep, Gy., Füleky, Gy. 1999. Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 470.
- Sutherland, R. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environ Geol* 39:611–627
- Szabó, Gy., 2000. Talajok és növények nehézfém tartalmának földrajzi vizsgálata egy bükkaljai mintaterületen, *Studia Geographica*. Egyetemi Kiadó, Debrecen,
- Szabó, J. 1998. A települések hatásai – in: A társadalom hatása a földfelszínre (antropogéneomorfológia) – szerk. Borsy Z. – Általános Természetföldrajz, 832 p.

- Szegedi S., 2003. A debreceni hősziget jellegzetességei – KÖRNYEZETVÉDELMI MOZAIKOK-Tiszteletkötet DR. KERÉNYI ATTILA 60. születésnapjára, Debrecen, pp. 383-389.
- Szegedi, L. 2011. Toxikus nehézfémzennyezés utóhatásának vizsgálata barna erdőtalajon, Doktori (PhD) értekezés, SZIE, Környezettudományi Doktori Iskola, Gödöllő. p. 155.
- Szegedi, S. (1999a): Közlekedési eredetű nehézfémek Debrecen talajaiban és növényzetében, ennek talajtani összefüggései és városökológiai hatásai. Doktori értekezés. Kossuth Lajos Tudományegyetem, Debrecen. p. 138.
- Szegedi, S. (1999b): Debrecen nehézfém-szennyezettsége. Magyar Tudomány. pp. 1192-1200.
- Szegvári, I., 2005. Krómterhelés és krómszennyezés vizsgálata a talaj-növény rendszerben, Doktori (PhD) értekezés, Debreceni Egyetem, Növénytermesztési és Kertészeti Tudományok Doktori Iskola
- Szolnoki, Zs. (2014): Nehézfémek környezeti viselkedése antropogén hatásokra módosult kerti talajokban, Szeged példáján. Doktori (PhD) Értekezés, SZTE, Szeged. p. 120
- Taraczközi, K. 2003. Nehézfémek a mezőgazdasági talajokban, Acta Agraria Derececiensis 10:85-89.
- Thi Lan, B. N., Takeshi Kobayashi, T., Suetsugu, A., Tian, X., Kameya, T. 2018. Estimating the Possibility of Surface Soil Pollution with Atmospheric Lead Deposits Using the ADMER Model, Sustainability, 10, 720;
- Tippie, V. K. (1984). An environmental characterization of chesapeake bay and a frame work for action. In V. Kennedy (Ed.), The Estuary as a Filter. New York: Academic Press. 467-487.
- Tobias, S., Conen, F., Duss, A., Wenzel, M. L., Buser, C., Alewell, C. 2018. Soil sealing and unsealing: State of the art and examples, Land Degrad Dev., 29:2015–2024.
- Török, K., Fügedi, U. (2014) 7.5. Magyarország geokémiai atlasza. Jelentés a 2013-ban végzett munkákról. MBFH Adattár, 15.
- Uzarowicz, L., Charzyński, P., Greinert, A., Hulisz, P., Kabała, C., Kusza, G., Kwasowski, W., Pędziwiatr, A., 2020. Studies of technogenic soils in Poland: past, present, and future perspectives, SOIL SCIENCE ANNUAL, 71(4), 281–299.

V.I. Vasenev, J.J. Stoorvogel, I.I. Vasenev (2013) Urban soil organic carbon and its spatial heterogeneity in comparison with natural and agricultural areas in the Moscow region. *Catena* 107 pp. 96–102. <https://doi.org/10.1016/j.catena>.

Valskys, V., Ignatavicius, G., Sinkevicius, S., Gasiunaite, U. 2016. Soil Contamination by Heavy Metals in Playgrounds of Kindergartens in Vilnius, *Journal of Environmental Science International*, 25(1); 11-21;

Van De Vijver, E., Delbecque, N., Verdoodt, A, Seuntjens, P., 2020. Estimating the urban soil information gap using exhaustive land cover data: The example of Flanders, Belgium, *Geoderma*, Volume 372, 80-90.

Veress, G. 1997. Debrecen története 5 – Tanulmányok Debrecen 1944 utáni történetéből, Csokonai Kiadó, Debrecen, ISBN 963 260 114 9

Vince, T. 2014. Környezetföldrajzi vizsgálatok Beregszászban. Doktori (PhD) értekezés, Debreceni Egyetem, Földtudományok Doktori Iskola, Debrecen, p. 125.

Wang M, Zhang H. 2018. Accumulation of heavy metals in roadside soil in Urban area and the related impacting factors. *Int J Environ Res Public Health*. 15:1064

Wawer, M., Rachwal, M., Kowalska, J., 2017. Impact of noise barriers on the dispersal of solid pollutants from car emissions and their deposition in soil, *SOIL SCIENCE ANNUAL*, 0003 Vol. 68 No. 1/2017: 19–26.

Wei, B. G., Jiang, F. Q., Li, X. M., Mu, S. Y. 2009. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in urban road dusts from Urumqi, NW China. *Microchem J.*, 93:147–52.

Weissert, L. F., Salmond, J.A., Schwendenmann, L., 2016, Variability of soil organic carbon stocks and soil CO₂ efflux across urban land use and soil cover types, *Geoderma*, 271. 80-90.

Wirnkör, V. A., Ngozi, V. E. 2017. Risk associated with heavy metals in children playground soils of Owerri metropolis, Imo State, Nigeria. *World News of Natural Sciences* 10. 49-69

Xia, X.H., Chen, X., Liu, R.M., Liu, H., 2011. Heavy metals in urban soils with various types of land use in Beijing, China. *J. Hazard. Mater.* 186, 2043–2050.

Yang, P., Yang, M., Mao, R., Shao, H., 2014. Multivariate-statistical assessment of heavy metals for agricultural soils in northern China, *Scientific World Journal*, doi.org/10.1155/2014/517020

Yang, P., Zi-Xin, Z., Zhi-Cheng, L., Yu-Han, W., 2021. Experimental study on long-term performance of new urban green space soil for sponge city construction, *Urban Forestry & Urban Greening*, 58. 126906.

Yaroshevsky, A. A. 2006. Abundances of Chemical Elements in the Earth's Crust, *Geochemistry International*, Vol. 44, No. 1, pp. 48–55, ISSN 0016-7029,

Yongming, H., Peixuan, D., Junji C., Posmentier, E. S. 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China, *Science of the Total Environment* 355. 176 – 186.

Young-Nam, K., Jung-Hwan Y., Kye-Hoon, K., 2020. Microplastic contamination in soil environment – a review, *SOIL SCIENCE ANNUAL*, 71(4), 300–308

Zettler, E. R., Mincer, T. J., Zettler-Amaral, L. A., 2013. Life in the “Plastisphere”: Microbial Communities on Plastic Marine Debris, *Environ. Sci. Technol.*, 47, 13, 7137–7146.

Zhang F, Yan X, Zeng C, Zhang M, Shrestha S, Devkota LP, Yao T. 2012. Influence of traffic activity on heavy metal concentrations of roadside farmland soil in mountainous areas, *Int. J. Environ. Res. Public Health*. (5):1715-31.

Zheng, X., Song, B., Wang, W., Wang, J. 2011, Assessment of Groundwater Quality Based on Enhanced Osculating Value Method in Jia County, Shaanxi, China, *IEEE* 978-1-61284-340. pp. 169-172.

Internetes források

Internet1: Magyarország geokémiai atlasza, (A Magyar Állami Földtani Intézet és a Geokémiai Főosztály munkája iránt érdeklődők szíves tájékoztatására) <http://lrg.elte.hu/oktatas/Halado%20Geokemia%20MSc/Irodalom/MAFI%20anyagok/MAFI%20-%20Csonka-Magyarország%20geokémiai%20atlasza%20es%20magyarazata.pdf>

Internet2: Miskolci Egyetem, Ásvány –és Kőzettani Tanszék, oktatási segédanyag, <http://www.asko.uni-miskolc.hu/~askmf/hpage/oktat/dragako/05fem2008.pdf>

Internet3: Debrecen Megyei Jogú Város Integrált Településfejlesztési Stratégiája 2014-2020, <https://www.debrecen.hu/assets/media/file/hu/7308/strategia.pdf>

Internet4: Magyarország I. katonai felmérése, <https://mapire.eu/hu/map/firstsurvey-hungary/?layers=osm%2C147&bbox=2343432.62993919%2C6016145.837152689%2C2439972.596663368%2C6046720.648466759>

Jogszabályok

1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól

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

Szabványok

MSZ 08-0205:1978 A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.

MSZ 08-0206-2:1978 A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.

MSZ 21470-50:2006 Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikuselem-, a nehézfém- és a króm(VI)tartalom meghatározása.