



MAGYAR AGRÁR- ÉS  
ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM

**MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM**

**Budapest átmeneti és elővárosi zónájából származó  
talajok fizikai, kémiai, mikrobiológiai és  
ökotoxikológiai értékelése**

**Doktori (PhD) értekezés**

DOI: 10.54598/002400

**Mónok Dávid**

**Gödöllő**

**2022**

**A doktori iskola**

**megnevezése:** Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola

**tudományága:** Környezettudomány

**vezetője:** Csákiné Dr. Michéli Erika  
Egyetemi tanár  
az MTA levelező tagja  
MATE Környezettudományi Intézet

**Témavezető:** Dr. Végvári György  
Egyetemi tanár,  
az MTA kandidátusa  
MATE Környezettudományi Doktori Iskola

.....  
Az iskolavezető jóváhagyása

.....  
A témavezető jóváhagyása

# TARTALOMJEGYZÉK

<b>1. BEVEZETÉS</b> .....	6
<b>2. CÉLKITŰZÉSEK</b> .....	8
<b>3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS</b> .....	10
<b>3.1. A városi talajok fogalma és jelentősége</b> .....	10
<b>3.2. A városi talajok jellemzői</b> .....	12
3.2.1. A városi talajokra jellemző fizikai, kémiai tulajdonságok .....	12
3.2.2. A városi talajokra jellemző biológiai, ökológiai tulajdonságok .....	13
<b>3.3. A városi talajok potenciálisan toxikus elemekkel (PTE) való szennyezettsége</b> .....	14
3.3.1. A potenciálisan toxikus elemek (PTE) fogalma és forrásai .....	14
3.3.2. A városi talajokra jellemző potenciálisan toxikus elemek (PTE) és azok viselkedése a talajban .....	15
3.3.3. A potenciálisan toxikus elemekkel (PTE) kapcsolatos környezeti, humán-egészségügyi problémák.....	17
<b>3.4. A városi talajok kutatásának hazai vonatkozásai</b> .....	18
3.4.1. Korábbi kutatások különböző vidéki városokban .....	18
3.4.2. Korábbi kutatások Budapesten.....	20
<b>3.5. Bioteszt módszerek alkalmazása a talajvizsgálatok során</b> .....	21
3.5.1. A biotesztek fogalma és jelentőségük .....	21
3.5.2. A tesztmódszerek és a tesztorganizmusok megválasztása .....	23
3.5.3. A kontakt biotesztek előnyei a talajvizsgálatok során.....	24
<b>4. ANYAG ÉS MÓDSZER</b> .....	25
<b>4.1. A vizsgált terület jellemzése</b> .....	25
4.1.1. A vizsgált terület természetföldrajza .....	25
4.1.2. A vizsgált terület társadalomföldrajza.....	25
4.1.3. A vizsgált terület talajviszonyai .....	27
<b>4.2. A mintavételi helyszínek elhelyezkedése és jellemzői</b> .....	28
<b>4.3. A talajmintavétel kivitelezése</b> .....	29
<b>4.4. A talajminták előkészítése</b> .....	30
<b>4.5. A talajminták általános fizikai és kémiai vizsgálatai</b> .....	30
4.5.1. A talajminták általános fizikai és kémiai paramétereinek meghatározása .....	30
4.5.2. A talajminták általános fizikai és kémiai paramétereinek értékelése .....	31
<b>4.6. A talajminták potenciálisan toxikus elemekkel (PTE) való szennyezettségének vizsgálata</b> ...	32
4.6.1. A talajminták összes és oldható elemkoncentrációinak meghatározása.....	32
4.6.2. A talajminták potenciálisan toxikus elemekkel (PTE) való szennyezettségének értékelése ....	32
<b>4.7. Az alkalmazott bioteszt módszerek</b> .....	33

4.7.1. Mikrobiológiai vizsgálatok.....	33
4.7.2. Bakteriális biotesztek .....	35
4.7.3. Növényi biotesztek .....	36
4.7.4. Talajállatokat alkalmazó biotesztek .....	37
4.7.5. A biotesztek eredményeinek értékelése.....	39
<b>4.8. Az alkalmazott statisztikai módszerek .....</b>	<b>39</b>
<b>5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSE .....</b>	<b>41</b>
<b>5.1. A talajok általános fizikai és kémiai jellemzői .....</b>	<b>41</b>
5.1.1. Az általános fizikai és kémiai vizsgálatok eredményei .....	41
5.1.2. Korrelációvizsgálat az általános fizikai és kémiai jellemzők között .....	44
<b>5.2. A talajok potenciálisan toxikus elemekkel (PTE) való szennyezettsége .....</b>	<b>45</b>
5.2.1. A talajok összes potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációja .....	45
5.2.2. A talajok potenciálisan toxikus elemekkel (PTE) való szennyezettségének értékelése .....	47
5.2.3. Az eredmények összehasonlítása más európai nagyvárosokkal.....	49
5.2.4. A talajok oldható potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációja.....	51
<b>5.3. A bioteszt vizsgálatok eredményei .....</b>	<b>54</b>
5.3.1. A mikrobiológiai vizsgálatok eredményei.....	54
5.3.2. A bakteriális biotesztek eredményei.....	55
5.3.3. A növényi biotesztek eredményei .....	57
5.3.4. A talajállatokat alkalmazó biotesztek eredményei .....	61
<b>5.4. A biotesztek eredményeit befolyásoló tényezők vizsgálata .....</b>	<b>65</b>
5.4.1. Korrelációvizsgálatok a mikrobiológiai paraméterek és más talajjellemzők között .....	65
5.4.2. Korrelációvizsgálatok a bakteriális biotesztek eredményei és más talajjellemzők között .....	67
5.4.3. Korrelációvizsgálatok a növényi biotesztek eredményei és más talajjellemzők között .....	69
5.4.4. Korrelációvizsgálatok a talajállatokat alkalmazó biotesztek eredményei és más talajjellemzők között.....	72
<b>6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK .....</b>	<b>75</b>
<b>7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK.....</b>	<b>80</b>
<b>8. ÖSSZEFOGLALÁS.....</b>	<b>82</b>
<b>9. SUMMARY.....</b>	<b>84</b>
<b>10. MELLÉKLETEK.....</b>	<b>86</b>
<b>11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....</b>	<b>119</b>

## JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

**AAS:** atomabszorpciós spektrofotométer

**AL-K:** ammónium-laktát oldható káliumtartalom

**AL-P:** ammónium-laktát oldható foszfortartalom

**ANOVA:** Varianciaanalízis (*Analysis Of Variance*)

**CaCO<sub>3</sub> %:** szénsavas mésztartalom

**DHA:** dehidrogenáz enzim aktivitás

**ED<sub>50</sub>:** effektív dózis, amely 50 %-os szaporodásgátló hatást fejt ki az adott tesztbaktériumra

**EDTA:** etilén-diamin-tetraecetsav

**H %:** humusztartalom a Tyurin-módszer alapján

**H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:** hidrogén-peroxid

**HNO<sub>3</sub>:** salétromsav

**K<sub>A</sub>:** Arany-féle kötöttség

**MPN:** legvalószínűbb élő sejtszám (*Most Probable Number*)

**N %:** összes nitrogéntartalom a Kjeldahl-módszer alapján

**NH<sub>4</sub>-acetát:** ammónium-acetát

**OECD:** Gazdasági Együttműködési és Fejlesztési Szervezet (*Organisation for Economic Cooperation and Development*)

**PCB:** poliklórozott bifenilek

**PI:** egy adott elem szennyezettségi mutatója (*Pollution Index*)

**PLI:** integrált szennyezettségi-mutató (*Integrated Pollution Load Index*)

**PTE:** potenciálisan toxikus elemek

**TPF:** trifenil-formazán

**TTC:** trifenil-tetrazolium-klorid

**WRB:** *World Reference Base for Soil Resources*

# 1. BEVEZETÉS

Az utóbbi évtizedekben egyre fokozódó urbanizációs folyamatok miatt a világ városainak népessége dinamikusan növekszik. Jelenleg a teljes népesség 55 %-a (közel 4,3 milliárd ember) él városi településeken, de az előrejelzések szerint 2030-ra a 60 %-ot is meghaladjuk e tekintetben. Különösen nagy a jelentősége az 1 millió főnél nagyobb lakosságú városoknak, hiszen minden ötödik ember ilyen településen él (UNITED NATIONS, 2018). A nagy népsűrűség miatt ezekben a városokban az ember természetes környezetet módosító, környezetkárosító hatása koncentráltan jelentkezik. Emiatt az utóbbi évtizedekben a városi környezet állapotának vizsgálata a környezetvédelmi kutatások egyik fő témájává vált.

A városi tevékenységek nagymértékben módosítják a talaj fizikai, kémiai és biológiai jellemzőit, amik hatására azok sok esetben csak korlátozott mértékben képesek ellátni a természetes talajokra jellemző funkciókat. Különösen nagy problémát jelent a városi talajok nagymértékű szennyeződése, mivel ez potenciális veszélyt jelent mind a környezetre mind az emberi egészségre. Ráadásul a nagy lakosság miatt itt több ember van kitéve e veszélyeknek.

Az egyik legjellemzőbb szennyezőanyagok a városokban a potenciálisan toxikus elemek (PTE), amelyek nagy koncentrációban halmozódhatnak fel a talaj felső rétegében, súlyos környezetkárosodást okozva. Bár a PTE-k káros hatásait mérsékeli a talajok pufferkapacitása, számos kutatás bizonyította, hogy ezek az elemek bizonyos koncentráció felett veszélyeztetik az ökoszisztéma tagjait. Továbbá, a rendszer túltelítődése esetén, a városi talajok a többi környezeti elem (levegő, víz) másodlagos szennyezőforrásként léphetnek fel.

E problémák miatt az utóbbi 10-15 évben egyre több városban mérték fel a helybéli talajok állapotát. A legtöbb kutatás a szennyezőforrások közelében található talajokra (pl. ipari vagy útmenti területek talajai), illetve az emberekkel könnyen érintkezésbe kerülhető talajokra (pl. parkok, játszóterek, városi kertek talajai) koncentrált. Igen ritkán végeztek vizsgálatokat olyan területeken, amelyek a város külsőbb részein (pl. az átmeneti vagy az elővárosi zónában) találhatóak. E területek azonban szintén kulcsfontosságúak, hiszen az itt található nagy kiterjedésű zöldfelületek hozzájárulnak a városi klíma szabályozásához (pl. víz- és hőmérséklet-szabályozás, levegő tisztítása), valamint élőhelyet biztosítanak a különböző szárazföldi közösségek számára is. Ezen kívül a város külső részein nagyobb eséllyel található olyan talajok, amelyeket az emberi tevékenységek még nem módosítottak jelentős mértékben.

Kutatásom során a városi tevékenységek komplex (fizikai, kémiai, biológiai, ökotoxikológiai) hatásait mértem fel Budapest átmeneti és elővárosi zónájában található füves területeinek

talajaira. A doktori értekezés alapvetően három fő kutatási témát kapcsol össze: a talajok általános fizikai és kémiai tulajdonságainak vizsgálatát, a PTE szennyezettség felmérését, valamint különböző biotesztek alkalmazását e talajok vizsgálatára. Munkám hiánypótló, hiszen annak ellenére, hogy Budapest hazánk központja és európai viszonylatban egyetlen nagyvárosa, az itt található talajok jellemzőiről igen kevés naprakész adat áll rendelkezésre.

Kutatásom nem csak azért tekinthető újszerűnek, mert olyan talajokat vizsgáltam (külvárosi talajok), amelyek korábban ritkán kerültek a kutatások középpontjába, hanem az alkalmazott módszerek miatt is. A talajok biológiai, ökotoxikológiai állapotának felmérésére különböző laboratóriumi biotesztek alkalmazását, amelyek kiegészítik a hagyományos analitikai vizsgálatokat, sőt többletinformációt nyújtanak a városi tevékenységek ökoszisztémát érintő káros hatásairól. A kutatás során olyan, több trofikus szintet reprezentáló bioteszt rendszert állítottam be, amelyhez hasonló városi talajok esetében még sehol nem alkalmaztak.

## 2. CÉLKITŰZÉSEK

A doktori értekezés fő célkitűzései a következők voltak:

- A városi tevékenységek hatásának felmérése a kijelölt mintavételi helyszínek (Budapest átmenetei és elővárosi zónájában található füves területek) talajainak általános fizikai, kémiai tulajdonságaira.
- A talajok általános fizikai, kémiai paraméterei között lévő kapcsolatok feltárása, annak érdekében, hogy megállapítsam, mely talajtulajdonságok játszanak kulcsszerepet a talajok módosulásában.
- A talajok PTE szennyezettségének felmérése, az alábbi hat elemre vonatkozóan: Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn. A talajok PTE koncentrációinak összevetése a hazai határértékekkel, valamint más európai nagyvárosokban mért koncentrációkkal.
- A talajok biológiai állapotának, valamint esetleges ökotoxicitásának számszerűsítése és értékelése különböző laboratóriumi biotesztekkel. Ezek segítségével a városi tevékenységek káros biológiai hatásainak felmérése a vizsgálati helyszíneken.
- A talajok PTE koncentrációi, valamint a biotesztek eredményei közötti kapcsolatok vizsgálata, annak meghatározása érdekében, hogy a talaj PTE szennyezettsége összefüggésbe hozható-e a kimutatott káros biológiai hatásokkal.
- Annak megállapítása, hogy a talajok általános fizikai, kémiai jellemzői milyen módon és mértékben befolyásolják a biotesztek során kapott eredményeket.
- Végül, azon mintavételi helyszínek beazonosítása, ahol a környezeti kockázat jelentős lehet: a talaj kritikus PTE szennyezettséggel terhelt és/vagy jelentős ökotoxicitással rendelkezik.

A kutatás kezdetén az alábbi hipotéziseket fogalmaztam meg:

1. A városi tevékenységek módosítják a talajok általános fizikai és kémiai jellemzőit a vizsgált területen.
2. A városi tevékenységek hozzájárulnak a talajok potenciálisan toxikus elemkoncentrációinak (Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) növekedéséhez, ezáltal a talajok elszennyeződéséhez a vizsgált területen.



3. A vizsgált budapesti talajok potenciálisan toxikus elemekkel való szennyezettsége hasonló más európai városokban mért értékekhez.
4. A városi tevékenységek hatással vannak a talajok mikrobiológiai állapotára a vizsgált területen.
5. A városi tevékenységek hatására módosult talajok károsak (toxikusak) különböző szárazföldi szervezetekre.

### 3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

#### 3.1. A városi talajok fogalma és jelentősége

A városi talajok kifejezés legelőször SENFT (1847) talajtannal kapcsolatos könyvében került megemlítésre, ahol a szerző azok lecsökkent termőképességéről írt. Szélesebb körű vizsgálatuk már az 1970-es években elkezdődött (NORRA és STÜBEN 2003), de a városi talajokkal foglalkozó tudományos cikkek száma napjainkban is dinamikusan növekszik. A Google Scholar adatbázisa alapján jelenleg több mint 24 ezer cikkben található meg az „urban soil” (városi talaj) kifejezés, melynek kb. harmada az utóbbi 5 évben jelent meg.

A városi talajok fogalmát egyszerűen meghatározhatjuk az alábbi módon: azok a talajok, amelyek a városok közigazgatási határain belül találhatóak. Doktori értekezésem során a könnyebb áttekinthetőség érdekében ezt a definíciót használom.

A városi talajok fogalma napjainkra már a talajosztályozás legfelsőbb szintjén is megjelent. A WRB nemzetközi talajosztályozási rendszerében az antropogén, városi talajok a *Technosols* referencia csoporthoz tartoznak, melynek definíciója a következő (FAO 2015): „*Olyan talajok, amelyek a felszíntől számított 100 cm-en belül térfogatuknak legalább 20%-ában tartalmazznak műterméket, vagy bennük 100 cm-en belül vizet át nem eresztő geomembrán, vagy 5 cm-en belül technikus kemény kőzet található*”.

Bár a városok területén belül található talajok nagy eséllyel zavartak az emberi tevékenységek (pl. lakhatás, ipari termelés, közlekedés) által, nem minden talaj sorolható be e meghatározás alá. Előfordulnak olyan városi talajok (különösen a városok külső részein), amelyek esetében még a természetes folyamatok dominálnak (FERREIRA et al. 2019), azonban a városi tevékenységek ezekre is hatással lehetnek, pl. a szennyezőanyagok kiülepedése révén (ROSSITER 2007). Emellett a városokon kívül is található olyan talajok, amelyekre az ember jelentős hatással van. Ennek feloldása érdekében LEHMANN és STAHR (2007) az alábbi csoportokba osztotta a városi talajokat:

- *belső városi (antropogén) talaj*: A város határán belül található, a városi tevékenységek által erősen zavart és általában jelentősen módosult (pl. nagy mennyiségű műterméket tartalmazó) talaj;
- *külső városi (antropogén) talaj*: A város határán kívül található, de az emberi tevékenységek (pl. bányászat, ipar, közlekedés) által erősen zavart és jelentős mértékben módosult talaj;

- *természetes, természetközeli városi talaj*: A város határán belül található, de a városi tevékenységek által kevésbé zavart talaj.

A természetes talajok nélkülözhetetlen szerepet játszanak számos ökoszisztéma-szolgáltatásban (pl. az elemek körforgásában, biokémiai átalakulásában, a hő és a víz raktározásában), termőhelyet biztosítanak a növényeinknek, és életteret a szárazföldi közösségek számára (VÁRALLYAY 1997, RABOT et al. 2018.). A városokban azonban olyan további talajfunkciók is megjelennek, amelyek a természetes talajokra nem jellemzőek (O'RIORDAN et al. 2021). LEHMANN és STAHR (2007) négy csoportra osztotta a városi talajok funkcióit: víz- és élelmiszerellátással kapcsolatos funkciók, infrastruktúrához kapcsolódó funkciók, katasztrófa-elhárításban nyújtott funkciók, illetve a környezeti minőséghez és a kulturális örökséghez kapcsolódó funkciók.

Az első csoportból kiemelhető, hogy a városi talajok folyamatosan megújuló talajvizet nyújtanak, így részben biztosíthatják a helyi lakosság ivóvízellátását. Emellett, mint természetközeg, a város élelmiszerellátásában is fontos szerepük lehet: Sanghajban pl. a zöldségek 60 %-át, míg Szófiában az 50 %-át városi gazdálkodásból biztosították (NUGENT 2000, LEHMANN és STAHR 2007).

Az infrastruktúrához kapcsolódóan a városi talajok teret biztosítanak a közlekedésnek (pl.: utak, vasúti pályák, hidak), az épületeknek (pl.: lakóépületeknek, ipartelepeknek), valamint védő közegei a kábel-, és csővezeték-rendszereknek (GREINERT 2017). Ezen kívül különböző rekreációs és sporttevékenységek helyszínékként is szolgálnak (LEHMANN és STAHR 2007, MOREL et al. 2015).

A városi talajoknak fontos szerepe van az esővíz elvezetésében, így a magába szívott víz által elősegítheti az árvízvédelmet (YANG és ZHANG 2011, BURGHARDT et al. 2015). Kiemelendő továbbá a talaj azon képessége, hogy a szennyező anyagok egy részét visszatartja, átalakítja, lebontja vagy immobilizálja, ezáltal csökkenti azok káros környezeti hatásait (LI et al. 2018).

A környezet minőségét más módon is befolyásolják a városi talajok. Csökkentik pl. a lebegő por és a CO<sub>2</sub> mennyiségét a levegőben, a párologtatás általi hűtés révén pedig pufferelek a hőmérséklet- és a nedvességviszonyokat (LEHMANN és STAHR 2007, O'RIORDAN et al. 2021). Közegéül szolgálnak a zöldterületek (pl. városi erdők, parkok, kertek, útszéli fasorok) növényzete számára is. Ez utóbbi kiemelten fontos funkció, hiszen a zöldterületek javítják a városlakók életminőségét, valamint növelik az adott terület gazdasági értékét is (WOLCH et al.

2014). Végül, de nem utolsósorban, a természetes talajokhoz hasonlóan a városi talajok is élőhelyként szolgálnak a talajlakó szervezeteknek (BYRNE 2007, HEIDT és NEEF 2008).

### 3.2. A városi talajok jellemzői

A városi talajok tulajdonságai általában jelentősen eltérnek a városokat körülvevő, természetes talajokétól, melynek oka a fokozott mértékű emberi beavatkozás (NORRA és STÜBEN 2003, BIASOLI et al. 2006, ZHAO et al. 2007). Az ember közvetlenül és közvetve is hatással lehet a talaj tulajdonságaira. A közvetlen hatások közé tartozik pl. a talaj lefedése, elszállítása vagy keverése, míg a közvetett hatások közé sorolható pl. a talaj hő- és vízháztartásának megváltozása vagy a szennyezőanyagok talajra való kiülepedése (POUYAT et al. 2010). A különböző helyeken eltérő mértékben és módon jelentkező emberi beavatkozások nagyfokú vertikális és horizontális heterogenitást eredményeznek a városi talajokban (DE KIMPE és MOREL 2000, YANG és ZHANG 2015). Ennek ellenére mégis tehető általános megállapítások e talajok jellemzőire vonatkozóan.

#### 3.2.1. A városi talajokra jellemző fizikai, kémiai tulajdonságok

A városi talajok egyik legjellemzőbb tulajdonsága a nagy mennyiségű műterméktartalom (DE KIMPE és MOREL 2000, PINDRAL et al. 2020). A műtermék a WRB (FAO 2015) meghatározása szerint: *„olyan anyag, amely ipari vagy kézműves tevékenység eredménye; vagy emberi tevékenység következtében a mélységből felszínre hozott termék, amely korábban nem volt kitéve a felszíni folyamatoknak, így eltérő környezeti feltételek közé került.”*. A városi talajokban található műtermékek nagyon változatosak lehetnek (pl.: fa, papír, üveg, építési törmelék, szerves hulladék), mennyiségük és minőségük pedig nagymértékben befolyásolja a talaj szerkezetét (FARSANG et al. 2015).

A városokban a talajok egy része különböző nyomóerőknek (pl. taposás, járművek, nehézgépek súlya) van kitéve, amelynek hatására csökken a pórusterük, nő a térfogattömegük és sok esetben leromlott, lemezes talajszerkezet alakul ki (YANG és ZHANG 2015). Ez főként a talaj legfelső rétegére jellemző, de építkezési tevékenységek hatására a talajkompakció az alsóbb rétegekben is megjelenhet (YANG et al. 2004). Az efféle tömörödöttség számos egyéb tulajdonságra is hatással van: kedvezőtlenül hat a talajok vízháztartására és szellőzésére, befolyásolja a talaj hőmérsékletét, a mikroorganizmusok aktivitását és a tápanyagok körforgását (FARSANG és PUSKÁS 2009, YANG és ZHANG 2015).

A beépített területek klímája melegebb az átlagosnál (városi hősziget hatás), ami azt eredményezi, hogy a városi talajok hőmérséklete gyakran 3-6 °C-al nagyobb, mint a városon kívül található természetes talajoké (PICKETT et al. 2011). Az itt tapasztalható nagyobb mértékű evapotranspiráció következtében a talaj pedig nem csak melegebb, hanem szárazabb is (JIANG és WENG 2017).

A korábbi vizsgálatok alapján a városi talajok pH-ja általában magasabb, mint a város környéki talajoké (ZHAO et al. 2007, PARK et al. 2010). Ennek oka lehet pl. a télen jégmentesítés céljából kiszórt Na- és Ca-klorid felhalmozódása, vagy a lúgos kémhatású építési hulladékok talajba kerülése (NEHLS et al. 2013). Ezek a pH mellett a talajok karbonáttartalmának növekedéséhez is hozzájárulhatnak (PROKOFEVA et al. 2017).

A szerves- és tápanyagokkal kapcsolatban is elmondható, hogy igen változatos a mennyiségük a városi talajokban. Azokon a területeken, ahol a növényi biomasszát összegyűjtik és nincs utánpótlása ezeknek az anyagoknak, igen csekély a mennyiségük (LI et al. 2013). Más területeken viszont a városi tevékenységek által kibocsátott szerves maradványokat tartalmazó hulladékok, porok és égéstermékek jelentősen megnövelik a talaj szerves- és tápanyag tartalmát (PROKOFEVA et al. 2013, ZHAO és LI 2013).

A legnagyobb problémát azonban a városi talajok szerves- és szervesetlen anyagokkal való szennyeződése jelenti (GANLIN et al. 2007, WEI és YANG 2010). Ezek hatására nem csak a talajfunkciók sérülnek, de toxicitásuk révén károsíthatják az élő szervezeteket, így veszélyt jelentenek az élővilág, sőt az ember számára is (LI et al. 2018). A potenciálisan toxikus elemek (PTE) a városi talajok egyik legjellemzőbb szennyezői, melyek bemutatására a 3.3. fejezetben kerül sor.

### 3.2.2. A városi talajokra jellemző biológiai, ökológiai tulajdonságok

Ahogy látható volt, a városi tevékenységek számos módon befolyásolják a talajok fizikai, kémiai tulajdonságait, így a talajok ökoszisztémájára is jelentős hatással vannak. Általánosan jellemző, hogy az urbanizáció nagymértékben hozzájárul a természetes élőhelyek számának csökkenéséhez, ezért a biodiverzitást veszélyeztető tényezők közé sorolható (MCKINNEY 2008, GÜNERALP et al. 2013, MCDONALD et al. 2013). A városi tevékenységek hatására jellemzően csökken az őshonos fajok, míg nő az idegenhonos fajok száma (MCKINNEY 2002, MCKINNEY 2008).

A városi talajok biológiai, ökológiai állapotáról jóval kevesebb szakirodalmi adat áll rendelkezésre, mint a fizikai és kémiai jellemzőkről. Az ezzel kapcsolatos kutatások jelentős

részében is, általában csak egy-egy élőlénycsoportot vizsgáltak. GUILLAND et al. (2018) szerint a releváns szakirodalmi cikkek mindössze 5 %-ban vizsgáltak több élőlénycsoportot egyszerre.

A mikroorganizmusok a legnagyobb egyedszámban és tömegben előforduló talajlakó élőlények. A korábbi kutatások alapján a városi talajokban kisebb a mikrobiális biomassza a városon kívül található talajokhoz képest, amelynek elsődleges oka a nagyobb mértékű emberi zavarás, valamint a talaj szerkezetének megváltozása, kompakciója lehet (YANG et al. 2006, RAI et al. 2018). A baktériumok diverzitását tekintve egymással ellentétes eredmények találhatók a szakirodalomban: WANG et al. (2017) és PARAJULI et al. (2018) vizsgálatai alapján a diverzitás a csökken, míg REESE et al. (2016) szerint nem változik a városi tevékenységek hatására.

A talaj szerkezetének megváltozása, valamint a különböző szennyeződések miatt a városi területeken előnybe kerülnek a tágabb tűrésű növényfajok, melyek kiszorítják a természetes vegetáció tagjait (SIEGHARDT et al. 2005). A városi talajokra jellemző magas pH és nagy Ca-tartalom miatt pedig gyakran jelennek meg mészkedvelő növények (pl. *Clematis vitalba*, *Carex flacca*, *Chenopodium album*) (FARSANG és PUSKÁS 2009).

A városi tevékenységek már rövidtávon is csökkentik a talajlakó állatok számát és diverzitását (SMETAK et al. 2007, VAN NULAND és WHITLOW 2014). Hosszabb távon pedig átrendeződik a közösségi struktúra, melynek során az érzékenyebb fajok helyét fokozatosan átveszik a tágabb tűrésű fajok (PAVAO-ZUCKERMAN és COLEMAN 2007). A kutatások során leggyakrabban vizsgált talajlakó állatok a nematodák, az ugróvillások, valamint a földigiliszták voltak (GUILLAND et al. 2018). Ezen állatok egyedszáma nagymértékben csökken az ember közvetlen beavatkozása (pl. talajok keverése, elszállítása) miatt, hiszen így fizikailag távolítjuk el az élőlényt és/vagy annak táplálékforrását a talajból (SCHEYER and HIPPLE 2005, SMETAK et al. 2007). A talajok fizikai és kémiai jellemzőinek megváltozása, valamint szennyeződése pedig szintén az egyedszám csökkenéséhez vezethet (MCKINNEY 2008, JONES és LEATHER 2013).

### **3.3. A városi talajok potenciálisan toxikus elemekkel (PTE) való szennyezettsége**

#### **3.3.1. A potenciálisan toxikus elemek (PTE) fogalma és forrásai**

A potenciálisan toxikus elemek (PTE) olyan elemek, amelyek bizonyos koncentráció felett az élőlényekre káros hatást gyakorolnak (HELTAI et al. 2019). Ezek lehetnek fémek (pl. Cu, Zn), félfémek (pl. As, Sb), vagy nemfémes elemek (pl. Se) is. Környezeti szempontból a legnagyobb

jelentőségű PTE-k NIEDER et al. (2018) szerint betűrendben a következők: As, Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Hg, Mo, Ni, Se, Zn. Korábban, a környezettudományi kutatásokban legtöbbször a nehézfémek kifejezést alkalmazták ezen elemek bizonyos csoportjainak megnevezésére, azonban napjainkban ezt a definíciót már elavultnak tekintik a nemzetközi szakirodalomban (ALI és KHAN 2018, POURRET és HURSTHOUSE 2019).

A talajok PTE tartalma természetes és antropogén forrásból is származhat. A talaj természetes PTE koncentrációja általában a talajképző kőzet geokémiai összetételétől és a talajképződési folyamatoktól függ (TUME et al. 2018, PALANSOORIYA et al. 2020). Az antropogén tevékenységeknek (bányászat, ipari termelés, energiatermelés, közlekedés, mezőgazdaság, katonai tevékenységek) azonban jóval nagyobb szerepe van a talajok lokális PTE terhelésében, mint a természetes folyamatoknak (WEI és YANG 2010, ALLOWAY 2013, TIAN et al. 2015).

A városi környezetben bizonyos antropogén források jóval koncentráltabban jelentkeznek, mint vidéki területeken. Itt a közlekedés, az ipari emissziók, a szén elégetése, valamint a hulladékok nem megfelelő elhelyezése nagyobb volumenű PTE kibocsátással jár (SU et al., 2014, LI et al. 2018). A városi talajszennyezés forrásai YU et al. (2012) szerint három nagy csoportra oszthatók:

- *pontforrás*: pl. ipari létesítmények, hulladékégetők, illegális hulladéklerakók,
- *vonalas forrás*: közlekedési utak emissziói,
- *nem pontszerű forrás*: a városi por levegőből való kiülepedése.

3.3.2. A városi talajokra jellemző potenciálisan toxikus elemek (PTE) és azok viselkedése a talajban

Az utóbbi néhány évtizedben számos kutató vizsgálta a PTE-k talajbéli feldúsulását, térbeli eloszlását és mobilitását a világ különböző méretű városainak talajaiban. YU et al. (2012) gyűjtése alapján közel 70 nagyvárosban végeztek ilyen jellegű kutatásokat globálisan. Az azóta eltelt 9 évben azonban a kutatások száma tovább növekedett (ARGYRAKI és KELEPERTZIS 2014, LI et al. 2014, GASIOREK et al. 2017, TUME et al. 2018, CICHELLA et al. 2020).

A különböző városokban mért talajbéli PTE koncentrációk összehasonlítása az eltérő mintavételi és mérési módszerek miatt igen nehéz feladat. Emiatt a gyakorlatban különböző szennyezettségi indexek segítségével számszerűsítik a talaj szennyezettségét, amelyek figyelembe veszik az adott területre jellemző természetes háttérkoncentrációkat vagy jogszabályi határértékeket (JORFI et al. 2017, KOWALSKA et al. 2018).

A múltbéli kutatások alapján összességében megállapítható, hogy a városi talajok PTE tartalma a legtöbb esetben nagyobb, mint az adott térségben található mezőgazdasági vagy a természetes talajoké (BIASOLI et al. 2006, WEI és YANG, 2010, YU et al. 2012, LI et al. 2014). A PTE-k közül az Pb, a Zn és a Cu számos nagyváros talajában jelentős mértékben halmozódott fel (AJMONE-MARSAN et al., 2008, CICCHELLA et al. 2008, GASIOREK et al. 2017). Ezzel szemben néhány PTE talajbéli koncentrációja csak 1-1 városban volt kiugróan magas: pl. a Cd Iszlámbádban (ALI és MALIK 2011), a Cr és a Ni Torinóban (BIASOLI et al. 2006), és ugyancsak a Cr Mexikóvárosban (MORTON-BERMEA et al. 2009). A változatos eredmények oka YU et al (2012) szerint az, hogy a városi talajok PTE szennyezésével kapcsolatban a helyi tényezők játszik a legnagyobb szerepet: az antropogén emisszió forrása és intenzitása, a város mérete és lakosság száma, a városfejlődés története, valamint az adott terület éghajlati, talajtani adottságai.

LU et al. (2014) vizsgálatai alapján a talajok PTE szennyezettségének mértéke eltérő a városok különböző funkcionális területein. A legnagyobb koncentrációk az ipari zónákban, valamint a nagyforgalmú közlekedési csomópontokon tapasztalhatók. Ezt követik a mezőgazdasági területek és a parkok, míg a lakóövezeti területeken a legalacsonyabbak a talajok PTE koncentrációi. Más szerzők szintén az ipari zónákban (CACHADA et al. 2012, LI et al. 2013, WANG et al. 2016) és a főútvonalak mentén (PRAVEENA et al. 2015, WANG et al. 2016) tapasztalták a legnagyobb PTE koncentrációkat. Ennek oka, hogy a kibocsátott PTE mennyiségének jelentős része a szennyezőforrás közvetlen közelében ülepedik ki a talaj felszínére. Más részük azonban a légköri transzport folyamatok által nagyobb távolságra is eljuthat (STEINNES és FRIEDLAND 2006, LI et al. 2017).

Mivel a városi területeken a PTE-k elsősorban a légkörből kerülnek a talajba, ezért koncentrációjuk a talajfelszíntől a mélyebb rétegek felé csökken (ALLOWAY 2013). A legtöbb PTE (különösen a Cu, Ni, Pb és Zn) a talajban csak kismértékben mobilis, ami hozzájárul a talaj felső rétegében való felhalmozódásukhoz (MCELDOWNEY et al. 1993, VIOLANTE et al. 2010). A városi talajokra jellemző lúgos, gyengén lúgos pH ráadásul tovább csökkentheti a PTE-k mobilitását (SCHLEUSS 1998, MÖLLER et al. 2005).

A PTE-k folyamatos antropogén emissziójának következtében a felső talajrétegek koncentrációja az idő elteltével egyre növekedhet. Korábban elvégzett felmérések szerint egyes PTE-k koncentrációja szignifikánsan növekedett különböző kínai városok talajainak felső rétegében az 1980-as évekhez képest, melynek oka a gazdaság fejlődése, és ezzel együtt az antropogén emisszió növekedése volt (WEI és YANG 2010, 2010; WU et al., 2010, YU et al. 2012). Ezzel szemben pl. Trondheimben (Norvégia) és Nápolyban (Olaszország) szignifikánsan



csökkent a PTE-k koncentrációja a talajban, mivel több jelentős ipari létesítményt bezártak (CICHELLA et al. 2008, ANDERSSON et al. 2010).

Előfordul, hogy a talaj alsóbb rétegeiben is viszonylag nagy PTE koncentrációt mérnek, de ennek oka általában az, hogy a városi tevékenységek révén a talaj keveredett (LU et al., 2004). Ennek a következménye lehet, hogy a PTE egy része bekerül a talajvízbe és a felszín alatti és felszíni vízbázisainkat szennyezheti (GROBELAK és NAPORA 2015). Ennél gyakoribb probléma azonban, hogy a talaj felszínére kiülepedett PTE-k újra a levegőbe kerülhetnek, amit elősegít, hogy a városokban a természetes felszínt sok esetben mesterséges anyagok szabdalják, amelyek jóval kisebb mértékben képesek megkötni ezeket az elemeket (WONG et al. 2006, LJUNG et al., 2006). A talaj bolygatása, keverése során, illetve a talajerózió következtében a talajban felhalmozódott PTE-k szintén a levegőbe juthatnak (LJUNG et al. 2006, WUANA és OKIEIMEN 2011).

### 3.3.3. A potenciálisan toxikus elemekkel (PTE) kapcsolatos környezeti, humán-egészségügyi problémák

A PTE-k a talajból közvetve vagy közvetlenül az élő szervezetekbe kerülhetnek (KABATA-PENDIAS 2011, SARDAR et al. 2013). Bár egyes elemek (pl. Cu, Zn) kis mennyiségben esszenciálisak az élő szervezetek számára, más elemeknek (pl.: Co, Pb) nincs ismert biológiai funkciója (SINGH et al. 2011). Egy bizonyos koncentráció felett azonban az esszenciális és a nem esszenciális PTE-k is az élő szervezetek akut vagy krónikus károsodását, végső esetben pedig pusztulását okozzák (NAGAJYOTI et al., 2010, MAISTO et al. 2011). A toxicitásuk elsősorban az adott elem kémiai formájától és a koncentrációjától függ (HELTAI et al 2019). Emellett jelentősen befolyásolja még az élő szervezettel történő érintkezés módja és időtartama, valamint más környezeti tényezők (pl. a talaj tulajdonságai, más elemek jelenléte) is (GRUIZ et al 2001). A talajtulajdonságok közül pl. a nagy agyagtartalom, a lúgos pH, valamint a nagyobb mennyiségű szervesanyag általában csökkenti a PTE-k mobilitását, oldhatóságát, ezáltal a biológiai hozzáférhetőségüket és toxicitásukat is (YIN et al. 2002, BIASOLI et al. 2006, ZHAO et al. 2007, ALLOWAY 2013).

A korábbi tanulmányok szerint a talajok PTE szennyezése csökkenti a mikrobiális biomasszát (ACEVES et al. 1999, YANG et al. 2006), valamint gátolja a mikrobiális enzimaktivitást (WOLINSKA és STEPNIEWSKA 2012). Ezt néhányan városi talajok esetében is megerősítették (PAPA et al. 2010, WANG et al. 2011).

A növények nagy része jól tolerálja a kisebb koncentrációjú PTE szennyezést, azonban, ha elérjük a toleranciaküszöböt, akkor a növényi biomassza is jelentősen csökken (NAGAJYOTI 2010). Egyes növények (pl. a salátafélék) képesek nagy mennyiségű nehézfém felhalmozására a szervezetükben, amely akkor jelent problémát, ha a növényt élelmiszerként elfogyasztják (KHAN et al. 2015, SEVIK et al. 2020).

A PTE-k káros hatással lehetnek a talajfauna tagjaira is. Nagy koncentráció esetén csökken a populáció sűrűsége, valamint megváltozik a talajfauna összetétele (NAHMANI és LAVELLE 2002). A PTE-k közvetlen hatását az egyes talajállatokra számos kutatásban vizsgálták, a földigiliszták, valamint az ugróvillások a leggyakrabban vizsgált állatok közé tartoznak (HIRANO és TAMAE 2011, CALASI 2013, LIU et al. 2018).

A lakosság nagy száma miatt a városi talajok PTE szennyezettségének jelentős humán-egészségügyi vonatkozásai is lehetnek. Korábbi kutatások igazolták, hogy a talajok PTE tartalma bejuthat az emberi szervezetbe a bőrön keresztül, valamint a városi por belélegzésével is (LAIDLAW és FILIPPELLI 2008, SICILIANO et al., 2009, LUO et al. 2012). A gyerekek a legveszélyeztetettebbek, mivel ők közvetlenül is lenyelhetik a talajt, és a szervezetük jóval érzékenyebb a PTE-k káros hatásaival szemben (LJUNG et al. 2007, SU et al. 2014). A PTE-k ezen kívül közvetetten is bekerülhetnek az emberi szervezetbe, pl. a városi környezetben termelt élelmiszerek elfogyasztásával (ANTISARI et al. 2015).

A bemutatott környezeti és humán-egészségügyi problémák miatt elengedhetetlen a talajok PTE tartalmának valamilyen mértékű szabályozása. A hazai jogrendben a talajok PTE koncentrációjának határértékeit, illetve a szennyezés mérésére vonatkozó előírásokat a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet tartalmazza.

### **3.4. A városi talajok kutatásának hazai vonatkozásai**

#### **3.4.1. Korábbi kutatások különböző vidéki városokban**

Hazánk vidéki városaiban több nagyobb volumenű kutatás is készült korábban a talajok tulajdonságainak felmérésével kapcsolatban, melyeket ebben a fejezetben mutatok be röviden.

Farsang és mtsai. Szeged városának talajait vizsgálták a kutatásaik során. Megállapították, hogy az ember által zavart talajokban jelentős mennyiségű műtermék halmozódik fel, továbbá a városi területeken általában alacsony humusztartalom, valamint magas karbonáttartalom és pH jellemző (PUSKÁS és FARSANG 2007, PUSKÁS et al. 2008). Emellett a kutatás alapján a szegedi talajok homokos, homokos vályog textúrájúak, ellentétben a természetes talajokra

inkább jellemző agyagos textúrával (PUSKÁS és FARSANG 2009). Különböző zöldterületek, parkok, játszóterek feltalaj mintáinak elemanalízise alapján megállapították, hogy a talajok Cu, Ni, Pb és Zn tartalma elsősorban antropogén forrásból származik (PUSKÁS 2008, PUSKÁS és FARSANG 2009). Egy másik kutatásban külvárosi kertek PTE koncentrációit vizsgálták meg. Az eredmények alapján a kertek talajainak 18 %-a szennyezettnek tekinthető valamilyen PTE-vel (SZOLNOKI et al. 2013). A vizsgált elemek közül a Cu, Pb, és a Zn halmozódott fel jelentős mértékben a városi tevékenységek hatására, azonban a mért koncentrációk alacsonyabbak voltak, mint a belvárosi területeken (SZOLNOKI és FARSANG 2010, SZOLNOKI et al. 2013, SZOLNOKI és FARSANG 2015).

Szeged mellett néhány további alföldi városban (Cegléd, Békéscsaba, Gyula) is végeztek kutatásokat a zöldterületek PTE szennyezettségére vonatkozóan. Ezekben a városokban azonban általában kisebb koncentrációkat mértek, mint Szegeden. Ez alól a Cr és a Pb volt a kivétel, amelyek átlagkoncentrációi (108,1 és 69,1 mg/kg) Békéscsabán voltak a legnagyobbak (FARSANG és PUSKÁS 2007).

HORVÁTH és mtsai. két dunántúli városban (Sopron és Szombathely) vizsgálták, hogy a különböző városi tevékenységek milyen hatással vannak a feltalajra. Eredményeik alapján a városközpont felé haladva nő a talajok  $\text{CaCO}_3$  tartalma, amely erős összefüggésben van a talajok kémhatásával is (HORVÁTH és BIDLÓ 2015, HORVÁTH et al. 2015). A vizsgált PTE-k közül az Pb talajbéli koncentrációja a forgalmas utak mellett volt a legnagyobb, míg a Cu koncentrációja néhány városszéli kertben, szőlőültetvényben volt kiugróan nagy (HORVÁTH et al. 2016, HORVÁTH et al. 2018a). A talajok Co, Ni és Zn koncentrációja a legtöbb mintavételi ponton a természetes háttérkoncentráció alatt maradt. (HORVÁTH et al. 2015). Az eddigi vizsgálatok módszerei alapján már megkezdődött Székesfehérvár talajainak a felmérése is (HORVÁTH et al. 2018b).

Debrecenben szintén több kutatás készült a témával kapcsolatban. Ezek során a város belső részén vett talajmintákban átlagosan 5,35 %-os műterméktartalmat tapasztaltak, és a nagyobb műterméktartalmú minták  $\text{CaCO}_3$  tartalma és kémhatása is magasabb volt (SÁNDOR és SZABÓ 2014a, SÁNDOR és SZABÓ 2014b). A vizsgálataik alapján továbbá megállapították, hogy egyes belvárosi helyszíneken a talaj rézzel és ólommal mérsékelten szennyezett (SÁNDOR és SZABÓ 2014b). Egy korábbi vizsgálatban SZEGEDI (1999) a közlekedési eredetű PTE tartalmat vizsgálta a város különböző típusú területein. Eredményei alapján a talajok PTE koncentrációja elsősorban a forgalom sűrűségétől és a beépítettségtől függ. A PTE-k közül az Pb volt jelen viszonylag nagy koncentrációban, különösen a forgalmas utak 10 m-es körzetében.

### 3.4.2. Korábbi kutatások Budapesten

Budapest talajainak állapotáról alapvetően nagyon kevés információnk van. A korábbi kutatások célja szinte kizárólag a talajok PTE koncentrációinak meghatározása volt, általában a város központjában vagy forgalmas útvonalak mentén.

A legkorábbi kutatás a szakirodalom alapján KOVÁCS és NYÁRI (1984) nevéhez fűződik. Kutatásuk során a belvárosból és két ipari körzetből (XIII. és XXII. kerület) vett talajminták egyes PTE tartalmát mérték fel. Megállapításaik szerint az utak melletti minták Pb és Zn tartalma relatíve magas volt és meghaladták a tolerálható mennyiséget.

KÁDÁR (1995) munkájában többek között 13 különböző budapesti helysín talajtulajdonságait ismerteti. Annak ellenére, hogy nagyon eltérő helyszínekről van szó, szinte minden talaj magas  $\text{CaCO}_3$  tartalommal (5-19 %), valamint enyhén lúgos kémhatással (pH= 6,9-7,4) rendelkezett. A talajok humusz- és tápanyagtartalma viszont rendkívül változatosnak bizonyult. A vizsgálat során mért PTE koncentrációk alapján csak a Pb koncentrációja haladta meg a jelenleg érvényes szennyezettségi határértéket.

KARLIK et al. (2014) a XI. kerületben mérték fel néhány mintavételi pont Cu, Cr, és Zn tartalmát, melyek közül a Cr három, míg a Cu egy ponton többszörösen meghaladta a szennyezettségi határértéket.

PUSKÁS et al. (2015) játszóterek és parkok talajainak legfelső (0-5 cm-es) rétegét vizsgálták Budapest különböző funkciós zónáiban (belváros, ipari terület, villanegyed, lakótelepi negyed). Vizsgálataik alapján a belvárosi és az ipari zónákban jóval magasabb a talajok műterméktartalma, valamint kisebb a humusztartalma. Az elemvizsgálatok alapján a Cu, Co és Pb koncentrációja is meghaladta a szennyezettségi határértéket 1-1 belvárosi és ipari területen elhelyezkedő mintaponton.

Meg kell említeni Hornung és mtsai. kutatásait is, mivel ezek biológiai szempontból közelítik meg a budapesti talajok vizsgálatát (HORNUNG et al. 2007a HORNUNG et al. 2007b, VILISICS és HORNUNG 2009). A kutatások során Budapest szárazföldi ászkarákfaunájának felmérésével foglalkoztak, és megállapították, hogy a városban fellelhető ászkafajok egyed- és fajszáma nem tér el a városon kívüli természetes területekétől. Ugyanakkor eltérő fajok találhatók meg a városon belüli és kívüli területeken (HORNUNG et al. 2007a).

TÓTH és mtsai. a nemzetközi GLUSEEN-Projekt keretében a városiasodás hatását vizsgálták a talaj biodiverzitására és a szervesanyag bomlására 5 különböző városban (Budapest, Lahti, Helsinki, Baltimore és Potchefstroom). A budapesti vizsgálatok elsősorban a Budai-hegység környékén történtek. Kutatásaik során azt tapasztalták, hogy a városi gilisztafajok száma

mindenhol alacsony volt. Emellett, ahogy a legtöbb városban Budapesten is azt találták, hogy a talajok pH-ja nagyobb, míg szervesanyag tartalma kisebb a városi jellegű területeken, mint a referenciapontokon (TÓTH et al. 2015, TÓTH et al. 2020).

Összességében megállapítható, hogy Budapest talajainak jellemzőiről igen kevés információ érhető el a szakirodalomban. Ezek egy része ráadásul több mint 20 éves adat, ami napjainkra elavulttá válhatott. A vizsgálatokat sok esetben pedig csak 1-1 mintavételi ponton vett talajmintán végezték el, ami a városi talajokra jellemző heterogenitás miatt nem nyújt megbízható információt a helyi talajok állapotáról (DE KIMPE és MOREL 2000, YANG és ZHANG 2015). Emellett fontos megjegyezni azt is, hogy az általam vizsgált városrészen korábban még egyáltalán nem végeztek talajtani kutatásokat.

### **3.5. Bioteszt módszerek alkalmazása a talajvizsgálatok során**

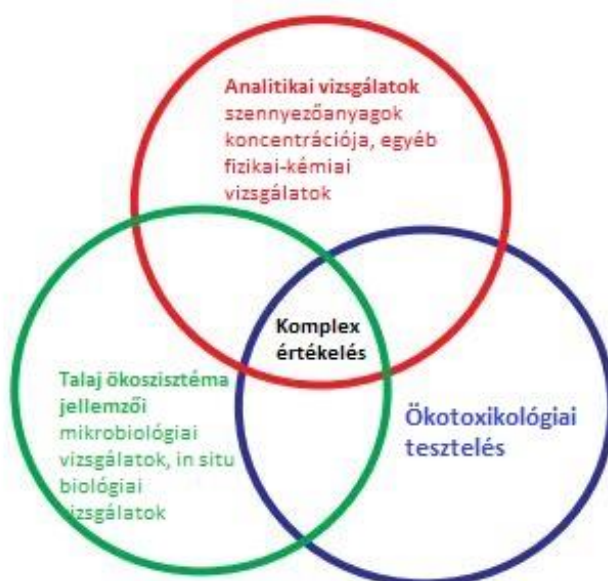
#### **3.5.1. A biotesztek fogalma és jelentőségük**

A biotesztek olyan (általában) laboratóriumi tesztmódszerek, amelynek során környezeti minták (pl. talaj, víz, üledék) biológiai állapotát, vagy ökotoxikus hatásait vizsgáljuk meg (TEREKHOVA 2011, ALVES és CARDOSO 2016). Előbbi esetén az adott minta saját mikroflórájának, flórájának és faunájának mennyiségi vagy minőségi felmérésére kerül sor, míg utóbbinál az ökotoxikus hatást vizsgáljuk valamilyen tesztszervezet segítségével (GRUIZ et al. 2001).

A biotesztek alkalmazásának legfőbb előnye, hogy kiegészítik a hagyományos analitikai vizsgálatokat. Az analitikai módszerek elsődleges célja a talajban fellelhető szennyezőanyagok koncentrációjának meghatározása, míg a biotesztek a káros hatások jellemzésére alkalmasak, ami számos egyéb tényezőtől is függ (a szennyezőanyag kémiai formája, talaj tulajdonságai stb.) (GRUIZ et al. 2001, LEITGIB et al. 2007). A biotesztek további előnye, hogy olyan esetben is jelzik a talaj toxicitását, ha az ezért felelős szennyezőanyagról nincs információnk (FERNANDEZ et al. 2005, ALVES és CARDOSO 2016). Emellett a biotesztek eredményei figyelembe veszik a különböző szennyezőanyagok (antagonista, additív, szinergikus) kölcsönhatásait is (FERNANDEZ et al. 2010). Előfordulhat pl., hogy a vizsgált szennyezőanyagok koncentrációi a szennyezettségi határértékek alatt maradnak, azonban az egymással való kölcsönhatásuk miatt így is negatív hatással vannak az ökoszisztémára. A bioteszt módszerek ez esetben is képesek jelezni a problémát (VAN GESTEL et al. 2001).

A felsorolt előnyök miatt az utóbbi 10-15 évben egyre nagyobb szerepe van a bioteszteknek a talajok állapotának felmérésében és a környezeti kockázatbecslésben. Számos kutató alkalmazta e módszereket pl. bányászati területeken (AGNIESZKA és TOMASZ 2014, MABOETA et al. 2018), ipari területeken (PLAZA et al. 2010, FOUCAULT et al. 2013), vagy egyéb szennyezett területeken (BARDINA et al. 2017). Annak ellenére, hogy korábban városi területeken igen ritkán alkalmazták ezeket, a biotesztek a városi talajok vizsgálatára is alkalmasak lehetnek.

Összességében tehát a szennyezett talajok komplex felmérésére és értékelésére a hagyományos analitikai és a bioteszt módszereket célszerű együttesen alkalmazni (GRUIZ et al. 2001, TEREKHOVA 2011, BARDINA et al. 2017). Több szerző is javasolja az úgynevezett Talaj-Testelő Triád módszeregyüttest (1. ábra), amely mindezeket magában foglalja (GRUIZ 2009, GUTIÉRREZ et al. 2015, KLIMKOWICZ-PAWLAS et al. 2019, HONG et al. 2020). A triád lényege, hogy mindhárom eleme (analitikai vizsgálatok, biológiai vizsgálatok, ökotoxikológiai vizsgálatok) azonos fontosságú, a különböző módszerekkel kapott eredmények pedig egymást kiegészítik (GRUIZ 2009, HONG et al. 2020). Kutatásunk során a Talaj-Testelő Triád alapelveit figyelembe vettük.



1. ábra: a Talaj-Testelő Triád módszeregyüttes (saját szerkesztés, forrás: GRUIZ 2009, HONG et al. 2020)

### 3.5.2. A teszt módszerek és a tesztorganizmusok megválasztása

Alapvetően kétféle bioteszt módszert alkalmaztunk: mikrobiológiai vizsgálatokat, valamint tesztorganizmust alkalmazó ökotoxikológiai vizsgálatokat. A mikrobiológiai vizsgálatoknak rendkívül nagy szerepe van a talaj állapotának értékelésekor, hiszen a mikroorganizmusok kulcsszerepet játszanak számos talajfunkcióban, pl. az elemek körforgásban, a szervesanyag lebontásában és a biodiverzitás szabályozásában (GUILLAND et al. 2018, PRESSLER et al. 2019). Emellett korábbi tanulmányok is bizonyították, hogy a talaj mikroba közösségei érzékenyek az antropogén tevékenységek hatására bekövetkező változásokra (YANG et al. 2006, RAI et al. 2018).

A tesztorganizmust alkalmazó ökotoxikológiai vizsgálatok során a talajminták káros hatását egy kiválasztott tesztorganizmus segítségével vizsgáljuk. A tesztelés időtartama alapján megkülönböztetünk akut és krónikus teszteket. Az akut (rövid idejű) tesztek esetén vizsgálhatjuk pl. egy talajállat mortalitását, vagy egy növény csírázását. Krónikus (hosszabb idejű) tesztekkel pedig pl. egy talajállat reprodukcióját, vagy a növényi biomassza növekedését (GRUIZ et al. 2001).

Tesztorganizmust alkalmazó ökotoxikológiai vizsgálatok során több trofikus szinten kell a vizsgálatokat lefolytatni, hiszen nincs egy olyan univerzális indikátor faj, amely segítségével egy adott szennyezés ökoszisztémára való káros hatásai kiértékelhetők (FERNANDEZ et al. 2010; FOUCAULT et al. 2013). Célszerű bevonni a vizsgálatokba termelő, fogyasztó és lebontó fajokat is (BARDINA et al. 2017). A tesztorganizmusok kiválasztásakor figyelembe kell venni azt is, hogy a fajok között jelentős eltérések lehetnek egy adott szennyezőanyaggal szembeni érzékenységben (LEITGIB et al. 2007). A talajokat vizsgáló ökotoxikológiai tesztek során alkalmazandó tesztorganizmusoknak az alábbi követelményeknek kell megfelelnie (VAN GESTEL 2012):

- fontos szerepet töltsön be a talaj ökoszisztémájában,
- széleskörűen elterjedt és könnyen kezelhető legyen,
- viszonylag ellenálló legyen (pl. ne pusztuljon el alacsony koncentrációjú szennyezőanyag hatására),
- mérhető válaszokat adjon az adott szennyezőanyag káros hatásaira (pl. elhalálozás, reprodukció csökkenése, enzimaktivitás változása),
- reprodukálhatóak legyenek a tesztek (ugyanolyan mértékű szennyezés esetén hasonló választ adjon).

A megfelelő tesztek kiválasztását és reprodukálhatóságát elősegíti, hogy napjainkban már számos szabványosított tesztmódszer érhető el környezeti minták ökotoxikus hatásának vizsgálatára (OECD, ISO, MSZ szabványok). Ezek többnyire vegyi anyagok tesztelésére lettek kifejlesztve, azonban megfelelő adaptáció után talajminták vizsgálatára is alkalmazhatók (FERNANDEZ et al. 2006, FERNANDEZ et al. 2010).

### 3.5.3. A kontakt biotesztek előnyei a talajvizsgálatok során

A tesztorganizmust alkalmazó biotesztek csoportosíthatók a tesztközeg alapján is: vannak kontakt biotesztek és talajkivonatot alkalmazók. Utóbbiak esetén a talajmintákból valamilyen (általában vizes) kivonatot készítenek, és ennek hatását vizsgálják a tesztszervezetekre. Így azonban kiemeljük a szennyezőanyagokat a természetes közegükből, ami megváltoztathatja azok toxicitását (GRUIZ et al. 2001). Emiatt több szerző is a kontakt biotesztek alkalmazása mellett foglalt állást (LEITGIB et al. 2007, SELIVANOVSKAYA et al. 2010, BARDINA et al. 2017, DOMÍNGUEZ-RODRÍGUEZ et al. 2020).

A talajkivonatot alkalmazó tesztek elterjedésének oka az lehet, hogy az ökotoxikológiai tesztek kezdetben a felszíni vizeink védelme érdekében dolgozták ki (ZHOU et al. 2018). Emiatt még napjainkban is sokszor vízi tesztszervezeteket alkalmaznak szennyezett talajok vizsgálata során (GRENNI et al. 2018, MAI et al. 2020, RADOMSKA et al. 2020). Bár e tesztek általában jól reprodukálhatóak, egyáltalán nem reprezentálják a talaj ökoszisztémáját (BARDINA et al. 2017).

További probléma, hogy a talajkivonatok készítésével a toxicitás túl- vagy alábecsülhető, mivel a biológiai hozzáférhetőség okozta különbségeket elfedi (PUKALCHIK et al. 2019). Egyes esetekben pedig a szennyezőanyag hígulása is bekövetkezhet (CARDOSO és ALVES 2012, BARDINA et al. 2017). A bemutatott problémák miatt a kutatás során kizárólag kontakt tesztek alkalmaztam.



## 4. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 4.1. A vizsgált terület jellemzése

#### 4.1.1. A vizsgált terület természetföldrajza

Budapest, országunk fővárosa, a Kárpát-medence közepén helyezkedik el (é. sz.  $47^{\circ} 29' 54''$ , k. h.  $19^{\circ} 02' 27''$ ), területe mintegy  $525 \text{ km}^2$ . A várost három eltérő adottságú nagytáj határolja: nyugatról a Dunántúli-középhegység, északról az Északi-középhegység, míg délről az Alföld veszi körbe. A várost a Duna észak-dél irányban két részre osztja fel: Budára és Pestre. A két városrész geológiája jelentősen eltér egymástól. A Duna nyugati oldalán a Budai-hegység húzódik, amelynek nagy része triász mészkőből és dolomitból áll. A keleti oldalon a Pesti-síkság található, ami a folyó ártere, teraszvidéke. Emiatt ez a terület hordalékkal (homokkal, agyaggal, kavicsal) fedett, amely alatt harmad- és negyedidőszaki üledék van. A mélyebb rétegekben azonban itt is mészkő és dolomit található (TATAI et al. 2020).

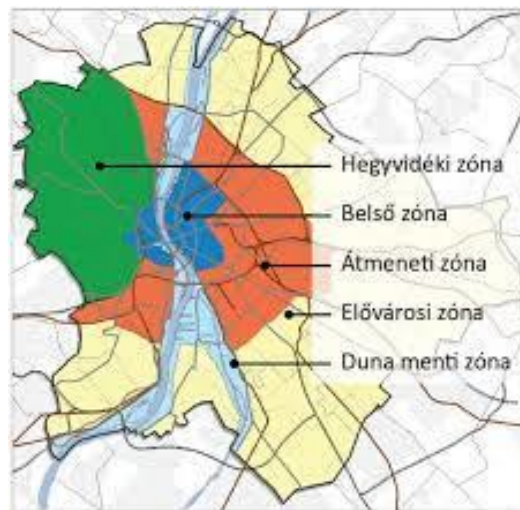
A városra (nedves) kontinentális éghajlat jellemző, az éves középhőmérséklet kb.  $11^{\circ}\text{C}$ . A hőmérséklettel kapcsolatban érdemes megemlíteni a város hősziget hatását: tavasszal 2-3, míg nyáron akár 4-6  $^{\circ}\text{C}$ -al is melegebb lehet a város beépített területein, mint a városkörnyéki területeken (LELOVICS et al. 2012). A városra jellemző átlagos évi csapadékösszeg  $593 \text{ mm}$ , melynek nagy része két csapadékosabb időszakban (május-június, november-december) hullik le. Az uralkodó szélirány északnyugat-délkelet irányú (kb. 25 %). ([http1](#)).

#### 4.1.2. A vizsgált terület társadalomföldrajza

Budapest területe már a római kor óta lakott (*Aquincum*, i. sz. 89), így a különböző emberi tevékenységek már hosszú évszázadok óta hatással vannak a helyi környezetre. A terület a 12-13. században indult jelentős fejlődésnek, a 15. század második felében pedig Buda az ország fővárosa lett. A török hódoltság után a város lepusztult, de a 18. században ismét fejlődésnek indult. Az 1848-as forradalmi események során az egyesített Pest-Buda újra az ország fővárosa lett, Budapest pedig 1873-ban jött létre Pest, Buda és Óbuda egyesítésével.

A város lakosainak száma 1,75 millió fő, ezzel az Európai Unió 9. legnépesebb városa (EUROSTAT 2019). Jelenkori városképét elsősorban a Dunára, mint tengelyre szerveződött a gyűrűs-sugaras városszerkezet határozza meg (1. ábra). Ez alapján a város területét öt zónára bonthatjuk (CSANÁDI és LADÁNYI 1992):

- *Belső (belvárosi) zóna:* Sűrűn beépült zóna, a város tradicionális központja. A fontosabb közigazgatási, pénzügyi, kulturális intézmények, kereskedelmi központok, továbbá a turisztikai látnivalók nagy része itt található.
- *Átmeneti zóna:* A belső zónát veszi körül. Az iparosodás során ide épültek a nagyobb helyigényű ipartelepek, raktárak, pályaudvarok, melyek egy része megszűnt, így sok felhagyott barnamező maradt itt. Az utóbbi időszakban egyre több lakónegyed jellemzi.
- *Elővárosi zóna:* Lazán beépített zóna, kertvárosi jellegű területek (melyek korábban önálló települések voltak), illetve nagyobb lakótelepek alkotják. Mezőgazdasági területek, valamint erdők és más zöldterületek is nagy számban találhatóak itt.
- *Hegyvidéki zóna:* A város budai, hegyvidéki területeit foglalja magába, ahol elsősorban lakóövezetek és erdős területek találhatóak.
- *Duna menti zóna:* A Duna-partjai és szigetei tartoznak ide.



2. ábra: Budapest városszerkezeti zónái (forrás: http2)

A mintavételi területeink a város pesti oldalán, az átmeneti zóna külső részén, illetve az elővárosi zónában találhatóak (X., XV., XVI., XVII., XVIII. kerület), így a továbbiakban már csak e városrészekkel foglalkozok részletesebben. Bár a belső városrészekhez képest itt kisebb a népsűrűség, az 5 kerület lakosságszáma együttesen meghaladja a 400 ezer főt, tehát igen sok embert érint a helyi környezet állapota.

Itt található a város keleti ipari szektora, amelynek igen nagy szerepe volt a hazai ipari termelésében a XX. század második felében, így jelentős mértékben hozzájárulhatott a talajok PTE tartalmának növekedéséhez. Több nagyműtű cég (pl. Ganz, Ikarus) üzeme, és számos kisebb különálló ipartelep is fellelhető volt. Az 1980-as években, de főleg a rendszerváltás után

azonban a gyárak egy része bezárt, így az ipari volumen is nagymértékben csökkent (KISS 2009). Napjainkban gyógyszergyárak, nyomdák, sörgyárak és vegyipari üzemek, illetve sok-sok kisebb üzem található a környéken.

Az ipari létesítmények mellett a másik jelentős PTE forrás a közúti közlekedés lehet a vizsgált városrészben. Több nagyforgalmú út (pl. Kerepesi út-Veres Péter út, Jászberényi út-Pesti út, illetve a 4-es főút) is áthalad itt, melyek forgalmának nagy részét a külső városrészekből és az agglomerációból ingázók adják. Felmérések alapján az utóbbi évtizedben a területen a gépjárműforgalom érdemben nem változott, azonban környezeti szempontból kedvezőtlen, hogy a gépkocsik átlagéletkora jelentősen nőtt (TATAI et al. 2020).

#### 4.1.3. A vizsgált terület talajviszonyai

A vizsgált terület a Pesti-síkságon helyezkedik el, ahol döntően agyagbemosódásos barna erdőtalajok, réti talajok, valamint humuszos homoktalajok jellemzőek (http3). A főváros területén azonban e természetes talajtípusok már sok esetben jelentősen módosulhattak, amelyhez a hosszú ideje tartó emberi zavarás (pl. talajok lefedése, keverése, elhordása), valamint az ipari és lakossági emissziók, a közlekedés mind-mind hozzájárulhattak. Egyes helyszíneken a korábbiakban folytatott korszerűtlen ipari és vasúti tevékenységek jelentős mértékű talajszennyezést eredményeztek: a teljes várost tekintve 1996 óta több mint 240 helyszínen történt tényfeltárás, és jelenleg is 130 helyszínen van folyamatban környezetvédelmi kármentesítési eljárás (TATAI et al. 2020). Kutatásunkban ezekkel a helyszínekkel nem foglalkoztunk.

Budapest teljes területének 14 %-a természetközeli terület, ahol a talajokat valószínűleg nem, vagy kevésbé módosították a városi tevékenységek (TATAI et al. 2020). Ennek nagy része az erdővel borított Budai-hegységben található. A természetközeli füves területek jelentős része viszont az általunk vizsgált kerületekben van.

Ahogy korábban is említettem viszonylag kevés információnk van Budapest területének talajviszonyairól. Az ezzel kapcsolatos kutatásokat a 3.4.2. fejezetben már ismertettem. Emellett kikértem két TIM (Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer) pont talajvizsgálati adatait a Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal (NÉBIH) Növény-, Talaj- és Agrárkörnyezet-védelmi Igazgatóságától. Ezek a pontok (I2013, I2613) Budapesten kívül, a kontroll mintavételi helyszíneink közelében található. A vizsgáltunk szempontjából releváns talaj jellemzőket az 1. táblázat tartalmazza, minden paraméternél a legutolsó mért adatot vettem figyelembe. A TIM pontokon homok, illetve homokos vályog textúrájú talaj található, melyek

viszonylag kis humusz- és  $\text{CaCO}_3$  tartalommal rendelkeznek. A mért PTE koncentrációk minden esetben alacsonyabbak voltak a szennyezettségi határértéknél.

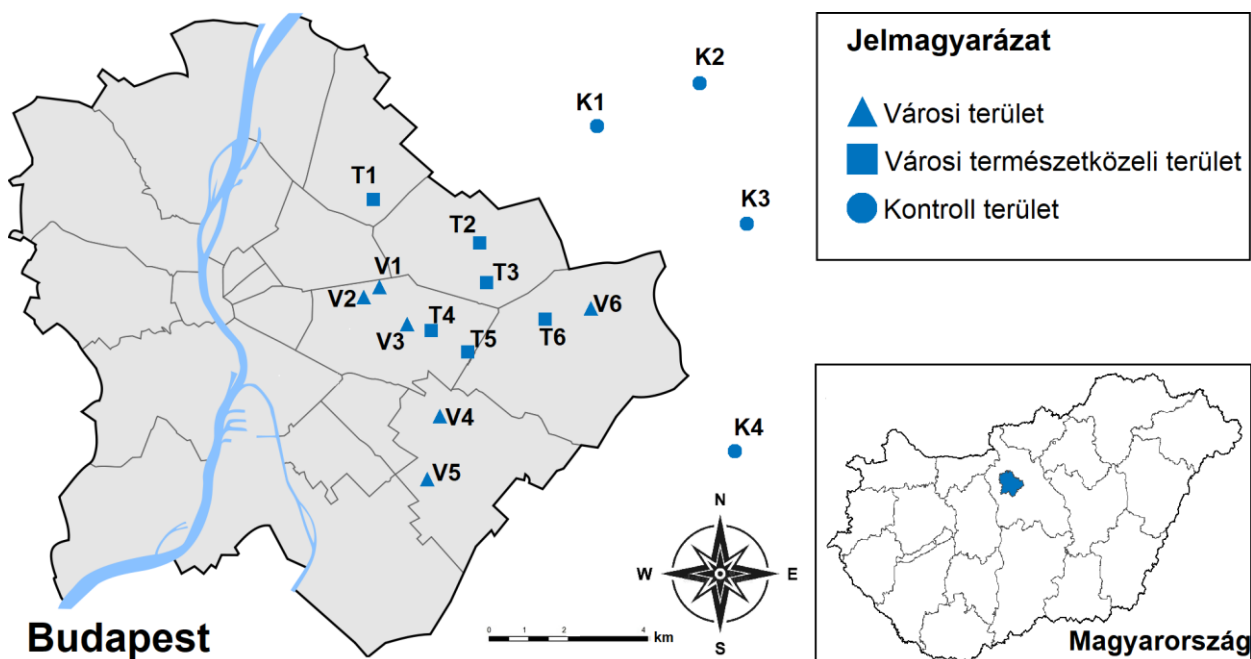
1. táblázat. A talajok fontosabb jellemzői az I2013-as és a I2613-as TIM pontokon.

Paraméter	I2013	I2613
Textúra	homok	homokos vályog
$K_A$	26	36
pH	-	-
$\text{CaCO}_3$ %	2,0	2,3
H %	1,23	2,20
Cu mg/kg	7,0	12,0
Cr mg/kg	7,3	13,9
Ni mg/kg	-	-
Pb mg/kg	-	-
Zn mg/kg	29,8	32,5

*Jelmagyarázat:*  $K_A$ : Arany-féle kötöttség,  $\text{CaCO}_3$ : szén-savas mésztartalom, H: humusztartalom (a Tyurin-módszer alapján).

#### 4.2. A mintavételi helyszínek elhelyezkedése és jellemzői

Valamennyi mintavételi helyszín Budapest átmeneti, illetve elővárosi zónájában, vagy a várostól keletre helyezkedett el (3. ábra). A kutatás során három különböző típusú területről gyűjtöttem mintákat, melyek mindegyikét füves vegetáció borította: városi (n=6, jelölése:  $V_1, V_2 \dots V_6$ ), városi természetközeli (n=6, jelölése  $T_1, T_2 \dots T_6$ ), valamint városon kívüli területekről (n=4, jelölése:  $K_1, K_2 \dots K_4$ ). Az utóbbi csoportba tartozó mintavételi helyszínek kontrollként szolgáltak a vizsgálat során.



3. ábra: A mintavételi helyszínek elhelyezkedése

Egy adott területet abban az esetben soroltam a városi kategóriába, ha a következő két kritérium maradéktalanul teljesült:

1. beépített területek környezetében helyezkedik el,
2. egy vagy több városi tevékenység potenciálisan hatással lehet a talajra az alábbiak közül:
  - a terület korábbi használata,
  - erős forgalom 100 méteren belül,
  - ipari tevékenység 100 méteren belül.

A városi területekkel ellentétben a városi természetközeli területek (a továbbiakban: természetközeli területek) elsősorban természetes (nem beépített) környezetben találhatóak, és a közvetlen közelükben (kb. 200-250 méteren belül) sem erős forgalom, sem ipari tevékenység nem tapasztalható. Ugyanakkor a környékbeli lakosság időnként felkeresheti e területeket különböző rekreációs célokkal (pl. kutyasétáltatás, sportolás, pihenés). Emiatt itt sem teljesen mentesek a talajok az emberi zavarástól, bár a zavarás mértéke kétségkívül jóval kisebb, mint a városi területeken.

A városon kívüli területek (a továbbiakban: kontroll területek) Budapest közigazgatási határán kívül helyezkednek el, több mint 19 km-re keletre a város központjától. Közvetlen környezetükben főként természetes rétek, erdők, illetve kisebb részben mezőgazdasági területek találhatóak. Mivel ezek a mintavételi helyszínek természetföldrajzi szempontból közel állnak a többi helyszínhez, de viszonylag távol vannak a különböző városi tevékenységtől, ezért alkalmasak kontrollnak a vizsgálatom során. Részletesebb leírás külön-külön az egyes mintavételi helyszínekről az M2 mellékletben található.

### **4.3. A talajmintavétel kivitelezése**

A talajmintavételek időpontja 2018 szeptembere és októbere között volt. A mintavételek során jegyzőkönyv készült, amely tartalmazta a mintavétel időpontját, az adott helyszín alapadatait (kód, típus), elhelyezkedését, rövid jellemzését, valamint néhány további információt a talajra vonatkozóan. A jegyzőkönyv mintáját az M3 melléklet tartalmazza.

A kutatás során minden mintavételi helyszínről 4 átlagmintát gyűjtöttem, melyeket 10-10 pontminta alkotott. A mintavételi pontokat véletlenszerűen jelöltem ki az adott helyszínen. A talajminták a legfelső talajrétegből (0-20 cm) származtak, melyek begyűjtése a kiválasztott

pontokon kézi talajfűrő segítségével történt. A mintavétel előtt a talaj felületét gondosan letisztítottam, annak érdekében, hogy leülepedett por, valamint növényi maradványok ne kerüljenek bele a mintáimba.

Több oka is volt annak, hogy a talaj felső rétegének vizsgálata volt a kutatásom tárgya. Egyrészt a különböző emberi tevékenységek ezt a réteget közvetlenül és jóval erőteljesebben befolyásolják, mint az alsóbb talajrétegeket (DE KIMPE és MOREL 2000, MEULEMANS 2020). Másrészt a vizsgált PTE-k is elsősorban a talaj felső 20 cm-ében halmozódnak fel (VIOLANTE 2010, ALLOWAY 2013). Harmadrészt pedig, mivel a talaj felső rétegében a legnagyobb a biodiverzitás, emiatt a talajban bekövetkező változások itt érintik a legerőteljesebben a talaj élővilágát (AKSOY et al. 2017).

Figyelembe véve a különböző vizsgálatok mennyiségét és talajigényét, egy átlagmintát kb. 4 kg talaj alkotott. A begyűjtés után a vett átlagmintákat homogenizáltam.

#### **4.4. A talajminták előkészítése**

A begyűjtött talajmintákat a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Környezettudományi Intézetének, Agrárkörnyezettani Tanszékén dolgoztam fel. A talajminták egy kisebb részét a beérkezésük után közvetlenül, változatlan állapotban hűtőszekrénybe tettem, ahol 4 °C hőmérsékleten tároltam. Ezeket a mintákat a mikrobiológiai vizsgálatokhoz használtam fel. A tárolás ideje az előírásoknak megfelelően nem haladta meg az 1 hónapot.

A talajminták nagyobb részét a szétterítésük után légszáras állapotra szárítottam, majd sor került a műtermékek, a növényi gyökerek és egyéb maradványok kiválogatására. Ezután a mintákat dörzsmozsárban megtörtem és 2 mm átmérőjű szitán rostáltam át. A finomra porított talajmintákat az általános fizikai és kémiai vizsgálatokhoz, a PTE mennyiségének meghatározásához, valamint a bakteriális, növényi és talajállatot alkalmazó biotesztekhez használtam fel. A felhasználásukig a mintákat 25±2 °C hőmérsékleten tartottam.

#### **4.5. A talajminták általános fizikai és kémiai vizsgálatai**

##### **4.5.1. A talajminták általános fizikai és kémiai paramétereinek meghatározása**

A talaj előkészítése során kiválogatott műtermék tömegét analitikai mérlegen mértem, majd a talaj teljes tömegéhez viszonyítva meghatároztam a tömeg %-át. Eredetileg a műtermék minőségét (pl. építési törmelék, háztartási hulladék, üveg, fém) is szerettem volna megvizsgálni, de mivel ez sok esetben nem volt megállapítható, ezért ettől eltekintettem.

A további paramétereket a hazai előírások, szabványok alapján határoztam meg. Az alábbi fizikai és kémiai jellemzőket vizsgáltam:

- *Arany-féle kötöttség* ( $K_A$ ): 100 g légszáraz talajra vonatkoztatott, a képlékenység felső határának eléréséhez szükséges vízmennyiség (MSZ-21470-51:1983);
- *Kémhatás* ( $pH_{H_2O}$ ): 1:2,5 arányú talaj: desztillált víz oldatból elektrometriás módszerrel határoztam meg (MSZ-08-0206/2:1978);
- *Szénsavas mésztartalom* ( $CaCO_3\%$ ): Scheibler-féle kalciméter segítségével határoztam meg (MSZ-08-0206/2:1978);
- *Humusztartalom* (H%): kénsavas kálium-dikromátos oxidációs eljárás (Tyurin-módszer) segítségével vizsgáltam meg (MSZ-08-0210:1977).

Ezek mellett megvizsgáltam a talaj tápanyag-ellátottságát is, a három legfontosabb tápelemre vonatkozóan:

- *Összes nitrogéntartalom* (N%): a Kjeldahl-módszerrel határoztam meg, kénsavas roncsolás segítségével (MSZ EN 16169:2013);
- *Oldható foszfortartalom* (AL-P): ammónium-laktát (AL) oldott talajkivonatból mértem spektrofotométerrel (MSZ-20135:1999);
- *Oldható káliumtartalom* (AL-K): ammónium-laktát (AL) oldott talajkivonatból mértem lángfotométerrel (MSZ-20135:1999).

#### 4.5.2. A talajminták általános fizikai és kémiai paramétereinek értékelése

Az általános fizikai és kémiai vizsgálatok során a kapott eredményeket területtípusonként (városi, természetközeli, illetve kontroll terület), valamint mintavételi helyszínenként hasonlítottam össze. Az ehhez alkalmazott statisztikai módszerek leírása a 4.8. fejezetben található. Az eredményeket továbbá összevettem a korábban elvégzett vizsgálatok adataival is.

## 4.6. A talajminták potenciálisan toxikus elemekkel (PTE) való szennyeztségének vizsgálata

### 4.6.1. A talajminták összes és oldható elemkoncentrációinak meghatározása

A talajminták PTE tartalmának vizsgálatához a MSZ 21470-50:2006 szabvány előírásait vettem figyelembe. Az alábbi hat elem összes és oldható mennyiségét határoztam meg a talajokban: Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn.

Az összes PTE tartalmat a VÁRALLYAY (1995) által már korábban is leírt módszerrel határoztam meg. Ennek során az előkészített talajmintákból 4 g-ot mértem be feltáróedényekbe, majd ezeket 10 cm<sup>3</sup> cc. HNO<sub>3</sub> és 4 cm<sup>3</sup> cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> hozzáadásával 90 percen keresztül 130 °C-on roncsoltam. A lehűlt roncsolatot ezután 100 cm<sup>3</sup>-es lombikokba szűrtem, majd a lombikokat desztillált vízzel jelig töltöttem. Az így kapott kivonatok PTE koncentrációjának meghatározása TRACE AURORA AI-1200 típusú (Aurora Biomed Co., Canada) atomabszorpciós spektrofotométerrel (AAS) történt.

Az oldható („felvehető”) PTE tartalmat a szabvány által is előírt LAKANEN és ERVIÖ (1971) által javasolt kioldás után határoztam meg. Ennek során 5 g talajmintát mértem be rázóedényekbe, melyhez 50 cm<sup>3</sup> oldószert (0,5 M NH<sub>4</sub>-acetát + 0,5 M ecetsav + 0,02 M EDTA, pH = 4,65) adtam. A 60 perces rázatása után a kapott elegyet a szabvány által előírt módon leszűrtem, majd a PTE koncentrációkat ebben az esetben is AAS-sel határoztam meg.

### 4.6.2. A talajminták potenciálisan toxikus elemekkel (PTE) való szennyeztségének értékelése

Az eredményeket ebben az esetben is területtípusonként, valamint mintavételi helyszínenként hasonlítottam össze, hasonlóan az általános fizikai és kémiai vizsgálatokhoz.

A mért összes elemkoncentrációt továbbá összevettem a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben földtani közegre meghatározott ún. „B” szennyeztségi határértékkel, valamint a korábbi (már hatályon kívül helyezett), 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendeletben meghatározott „A” természetes háttérkoncentrációkkal. Ezen kívül megvizsgáltam, hogy Budapest talajainak összes PTE koncentrációja hogyan viszonyul más európai városokban mért értékekhez, melyek népessége és/vagy területe nagyságrendileg hasonló.

A talajok PTE szennyeztségének jellemzésére a TOMLISON et al. (1980) által kidolgozott integrált szennyeztségi-mutatót, a PLI (integrated pollution load index) értéket alkalmaztam. Ennek kiszámítása az alábbi képlettel történt:  $PLI = (PI_1 \times PI_2 \times PI_3 \times \dots \times PI_n)^{1/n}$ , ahol PI az



egyres elemek szennyezettségi mutatója,  $n$  pedig a vizsgált elemek száma. A PI értékeket az alábbi módon számoltam ki:  $PI = C_m/C_B$ , ahol a  $C_m$  az adott elem mért összes koncentrációját, míg a  $C_B$  az elemre vonatkozó „B” szennyezettségi határértéket jelöli.

A PLI értékek alapján a vizsgált talajokat a következő kategóriákba soroltam (JORFI et al. 2017):  $PLI \leq 1$  (nem szennyezett);  $1 < PLI \leq 2$  (enyhén szennyezett);  $2 < PLI \leq 4$  (mérsékelt szennyezett);  $4 < PLI \leq 5$  (erősen szennyezett);  $5 < PLI$  (nagyon erősen szennyezett). Ezen túlmenően a kapott értékeket szintén összevettem más európai városokban tapasztalt értékekkel.

#### **4.7. Az alkalmazott bioteszt módszerek**

##### **4.7.1. Mikrobiológiai vizsgálatok**

A talaj mikrobiológiai jellemzőinek vizsgálatára három különböző módszert alkalmaztam: a dehidrogenáz enzim aktivitás (DHA) vizsgálatát, a legvalószínűbb élő sejtszám (MPN) meghatározását, valamint egy mikroszkópos baktériumszámlálást.

##### **Dehidrogenáz enzim aktivitás (DHA) vizsgálata**

Az enzimvizsgálatok közül a DHA mérése az egyik legelterjedtebben alkalmazott módszer a talaj biológiai aktivitásának mérésére (KUMAR et al. 2013). A dehidrogenáz enzim kizárólag az élő sejteken belül aktív, így a módszer az élő mikrobiális biomassza anyagcseréjének aktivitását jelzi. A módszer alapja, hogy a talajmintához adott trifenil-tetrazolium-klorid (TTC) a dehidrogenáz enzim jelenlétében redukálódik és sötétvörös színű trifenil-formazánná (TPF) alakul át, amelyet fotometriásan mérhetünk.

A paramétert THALLMAN (1968) módszerével határoztam meg, amelyet VERES et al. (2013) módosítottak: a talajmintákból 1 g-ot mértem be kémcsövekbe, melyekhez 1 cm<sup>3</sup> 1,5 %-os TTC-t adtam, majd homogenizáltam a kémcső tartalmát. 24 órás, 28±1 °C hőmérsékleten történő inkubáció után az enzimatis reakciót aceton hozzáadásával állítottam le. Ezután az elegyet fotométerrel mértem 546 nm hullámhosszon, majd a keletkezett TPF koncentrációját egy standard kalibrációs görbe segítségével határoztam meg.

## A legvalószínűbb élő sejtszám (MPN) meghatározása

Az MPN módszer alkalmazása során a talajban található mikroorganizmusokat folyékony táptalajban szaporítjuk el, és a szaporodás alapján, statisztikai alapon becsüljük meg a mikroorganizmusok számát (TROLLDENIER et al 1996). Jelen vizsgálatunkban a módszert a kitenyészthető összes (aerob mezofil) baktériumszám, valamint a kitenyészthető gombaszám meghatározására alkalmaztam.

A vizsgálat kivitelezése a LIBISCH et al. (2010) által leírt mikrolemezes módszer alapján történt: A talajmintákból alapszuspenziót készítettem, majd egy 96 lyukú mikrotiter lemezt az alapszuspenzió hígításaival ( $10^{-1}$ -től  $10^{-8}$ -ig) töltöttem fel 3 ismétlésben. Erre került rá a megfelelő folyékony táptalaj. A baktériumok kitenyészteséhez általános nutrient táptalajt ( $3 \text{ g/dm}^3$  húskivonat;  $5 \text{ g/dm}^3$  pepton;  $5 \text{ g/dm}^3$  glükóz;  $0,5 \text{ g/dm}^3$  NaCl; pH:  $7,0 \pm 0,2$ ), míg a gombák kitenyészteséhez Saboraud táptalajt ( $5 \text{ g/dm}^3$  kazein;  $5 \text{ g/dm}^3$  húskivonat;  $20 \text{ g/dm}^3$  glükóz; pH:  $5,7 \pm 0,2$ ) használtam. Végül pedig TTC is került a mikrolemez mélyedéseibe. A lemezeket ezután lezártam és 72 órán át sötétben,  $28 \pm 1$  °C hőmérsékleten inkubáltam. A szaporodást mutató lyukakban a TTC (az előző vizsgálatához hasonlóan) redukálódott. Az inkubáció után a tesztet vizuálisan értékeltem, és az MPN értékeket az ún. Hoskins-táblázat segítségével határoztam meg (COCHRAN 1950).

## Mikroszkópos baktériumszámlálás

A mikroszkópos baktérium sejtszámlálás egy közvetlen módszer, melyet széles körben alkalmaznak más tudományterületeken (pl. humán vagy állatgyógyászatban, élelmiszertudományban), de egyszerű és olcsó kivitelezhetőségével előnyös lehet talajminták vizsgálatára is (BUTLER és SPEARMAN 2007).

A vizsgálat során a talajmintákból 1-1 g-ot mértem kémcsövekbe, melyekhez  $10 \text{ cm}^3$  desztillált vizet adtam. Homogenizálás után az elegyből pipetta segítségével egy tárgylemezre cseppentettem, melyet fedőlemezzel fedtem le, arra ügyelve, hogy a minta teljes mennyisége a fedőlemez alatt terüljön el. A sejtszámlálást fénymikroszkóppal végeztem, 400x-os nagyítást alkalmazva. A számlálás során minden minta esetében 10-10 látótérben számoltam le a sejteket (melybe az élő sejtek mellett a már elhalt sejtek is beletartoznak), majd az eredményeket átlagoltam. Végül a kapott eredményekből és az ismert paraméterekből (hígítási arány, tárgylemez térfogata, a tárgylemez mikroszkópikus látómezőjének száma) meghatároztam a talajminta összes sejtszámát.

#### 4.7.2. Bakteriális biotesztek

A bakteriális tesztek során két fajt alkalmaztam tesztorganizmusként: az *Azomonas agilis*-t (Beijerinck, 1901) és a *Pseudomonas fluorescens*-t (Flügge, 1886). Előbbi fajt hulladékkivonatok (MSZ 21978-30:1988), míg utóbbit talajkivonatok vizsgálatára (MSZ 21470-88:1993) használják hazánkban. Kutatásomban azonban nem a kivonatot, hanem közvetlenül a talajt teszteltem, így jelentősen eltértem a szabványoktól. A két baktériumfajt a Mezőgazdasági és Ipari Mikroorganizmusok Nemzeti Gyűjteményéből szereztem be.

##### *Azomonas agilis* teszt

Az *A. agilis* a szabadon élő Gram-negatív baktériumok közé tartozik. Fontos szerepet tölt be a N körforgalomban, mivel részt vesz a molekuláris N megkötésében (LATT et al. 2018).

A bioteszt a LEITGIB et al. (2007) által leírt módszer alapján került kivitelezésre: A vizsgálat elején a talajmintáinkból kétszeres hígítási sort (4 g; 2 g; 1 g; 0,5 g; 0,25 g; 0,125 g) készítettem 4 ismétlésben, melyeket kémcsövekbe tettem és autoklávban sterilizáltam (121 °C, 20 perc). Ezután a kémcsövekbe 2-2 cm<sup>3</sup> homogenizált törzsoldat került, amely az alábbiakat tartalmazta (MSZ 21978-30:1988): 5 cm<sup>3</sup> *A. agilis* baktérium szuszpenzió, 100 cm<sup>3</sup> módosított Fjodorov táptalaj (20 g/dm<sup>3</sup> glükóz; 1,5 g/dm<sup>3</sup> agar; 5 g/dm<sup>3</sup> CaCO<sub>3</sub>; 0,5 g/dm<sup>3</sup> NaCl; 0,3 g/dm<sup>3</sup> K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>; 0,2 g/dm<sup>3</sup> CaHPO<sub>4</sub>; 0,2 g/dm<sup>3</sup> K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>; 0,3 g/dm<sup>3</sup> MgSO<sub>4</sub>; 0,01 g/dm<sup>3</sup> FeCl<sub>3</sub>; 1 cm<sup>3</sup>/dm<sup>3</sup> nyomelem keverék; pH: 7,3±0,2), valamint 1 cm<sup>3</sup> TTC oldat. A kémcsöveket ezután lezártam és homogenizáltam, majd sötétben, 28±2 °C hőmérsékleten, 72 óráig inkubáltam. Normál esetben (ahogy a mikrobiológiai vizsgálatok során is) vörös színű TPF keletkezik, ha azonban a minta toxikus a baktériumra, akkor az elegy halvány vörös vagy átlátszó marad. A tesztet először vizuálisan értékeltem ki: a vörös szín 0 %-os, a halvány vörös szín 50 %-os, míg az átlátszó szín 100 %-os toxicitást jelentett.

A teszt validitását pozitív és negatív kontroll alkalmazásával ellenőriztem 6-6 ismétlésben. A pozitív kontroll esetén a talajmintáink helyett 2 cm<sup>3</sup> desztillált vizet, míg a negatív kontroll esetén 2 cm<sup>3</sup> (10 mg/dm<sup>3</sup> koncentráció) Cu oldatot helyeztem a kémcsövekbe.

##### *Pseudomonas fluorescens* teszt

A *P. fluorescens* a Gram-negatív ubiquiter baktériumok közé tartozik. Ez a faj széles körben elterjedt, elsősorban a szerves anyagok biodegradációjában játszik fontos szerepet (PALLERONI 2008).

A *P. fluorescens* teszt módszertana és kiértékelése megegyezett az *A. agilis* teszttel. Az egyetlen különbség a sterilizált talajokra kerülő törzsoldat összetételében volt. Ebben az esetben a törzsoldatba az 1 cm<sup>3</sup> TTC oldat mellett, 2 cm<sup>3</sup> *P. fluorescens* baktérium szuszpenzió, valamint 100 cm<sup>3</sup> táptalaj (0,5 g/dm<sup>3</sup> pepton; 0,5 g/dm<sup>3</sup> NaCl; 0,3 g/dm<sup>3</sup> húskivonat, pH: 7,3±0,2) került (MSZ 21470-88:1993).

A *P. fluorescens* teszt legfőképpen abban különbözik az *A. agilis* tesztől, hogy a baktérium csíraszámát viszonylag alacsony a törzsoldatba került szuszpenzióban. Így ez tulajdonképpen egy reprodukciós teszt, ami azt mutatja meg, hogy a baktérium milyen mértékben képes felszaporodni a vizsgált mintában. Ezzel szemben az *A. agilis* teszt esetén magas a kezdeti csíraszám a baktérium szuszpenzióban, így a vizsgált minta közvetlen hatását vizsgálja a tesztbaktérium populációjára (BARNA et al. 2006, BARNA 2008). A teszt validitását az *A. agilis* tesztben leírtakhoz hasonlóan ellenőriztem.

#### 4.7.3. Növényi biotesztek

FERNANDEZ et al. (2010) szerint a talajminták növényekkel történő biotesztelése során legalább három különböző családba tartozó teszt növényt kell alkalmazni, melyek közül kettő a kétszikű és egy az egyszikű fajok közé tartozik. Kutatásom során a fehér mustárt (*Sinapis alba*, Linné 1735), a kerti salátát (*Lactuca sativa*, Linné 1735) és az angolperjét (*Lolium perenne*, Linné 1735) választottam, amelyek megfelelnek a megfogalmazott követelményeknek. A tesztek során felhasznált magvakat egy helyi kertészeti boltban szereztem be.

#### Csíranövény teszt

A csíranövény teszthez a fehér mustárt és a kerti salátát alkalmaztam. Előbbi a káposztafélék (*Brassicaceae*) családjába tartozik, elsősorban fűszer- és gyógyszer-alapanyagként termesztik (KISBENEDEK et al. 2008). A növények közül a toxicitási vizsgálatokban ez az egyik legelterjedtebb teszt faj. A kerti saláta az őszirózsafélék (*Asteraceae*) családjába tartozik, egyike a legrégebb óta termesztett zöldségeinknek (DE VRIES 1997). Nem csak toxicitási, hanem bioakkumulációs vizsgálatok során is előszeretettel használják (LEHOCZKY et al. 2000, WOLF et al. 2017).

A csíranövény teszt során az MSZ 21976-17:1993 szabvány és az OECD 208-as számú szárazföldi növényi teszt (OECD 2006) előírásait vettük figyelembe. A teszt kezdetén a talajmintákból 30-30 g került 9 cm átmérőjű műanyag edényekbe, melyekre 25-25 db magot helyeztem. A talajok megnedvesítése után az edényeket 16/8 óra világos/sötét megvilágításban,

20±2 °C hőmérsékleten inkubáltam. 120 óra elteltével megszámláltam a kicsírázott magvak számát, valamint lemértem a növény gyökereinek és hajtásainak hosszát, amelyeket edényenként átlagoltam.

#### Angolperje bioteszt

Az angolperje a perjefélék (*Poaceae*) családjába tartozó faj. Széleskörűen elterjedt növény, amely egyaránt megtalálható száraz és nedves gyepeken, réteken, legelőkön, de gondozott kertekben és parkokban is gyakran vetik (BARCSÁK 2004). Mintavételi helyszíneink jelentős részén is előfordult. Az előző két növényhez hasonlóan az angolperjét is többször alkalmazták korábban szennyezett talajok vizsgálata során (BIDAR et al. 2009, HU et al. 2020).

A bioteszt alapja a BARNA és FÜLEKY (2007) által kidolgozott, nehézfémekkel szennyezett talajok toxicitását értékelő növényi teszt volt. A vizsgálat során az angolperjét 14 cm átmérőjű műanyag edényekben előneveltem az alábbi módon: 2-2 g angolperje magot helyeztem rá egyenletesen elosztatva 2 g vattára, melyet 30 cm<sup>3</sup> desztillált vízzel itattam át. Az így előkészített csíráztató edényeket lefedtem, majd az angolperjét 6 napig, 20±2 °C hőmérsékleten csíráztattam. Ezután a növényeket a vattapárnával együtt ráhelyeztem a vizsgált talajmintákra (50-50 g talajminta edényenként, melyet desztillált vízzel átnedvesítettünk), majd további 14 napig, 20±2 °C hőmérsékleten, 16/8 óra világos/sötét megvilágításban inkubáltam őket. Ez alatt átlagosan 10 ml/nap öntözést biztosítottam desztillált víz alkalmazásával. A 14 nap letelte után megmértem a hajtás és a gyökér hosszát, majd levágtam és kiszárítottam a növény hajtásait, hogy lemérhessem annak száraz tömegét is.

#### 4.7.4. Talajállatokat alkalmazó biotesztek

A talajállatok közül egy ugróvillás (*Collembola*) fajt (*Folsomia candida*, Willem 1902) és egy földigiliszta fajt (*Eisenia fetida*, Savigny 1826) választottam tesztfajként. Előbbi a mezofauna, míg utóbbi a makrofauna ismert képviselője. A *F. candida* törzstenyészet a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Állattani és Állatökológiai Tanszékéről származott. A földigilisztákat pedig egy tenyésztéssel foglalkozó egyéni vállalkozótól szereztem be.

#### Ugróvillás (*Collembola*) teszt

Az ugróvillások fontos szerepet töltenek be a talaj ökoszisztémájában: részt vesznek a lebontó folyamatokban, szabályozzák a mikrobapopulációkat és táplálékként szolgálnak a talajfauna

ragadozóinak (WINKLER és TRASER 2017). Az alkalmazott *F. candida* faj széleskörűen elterjedt, de elsősorban a szervesanyagokban gazdag talajokban található meg. Laboratóriumi körülmények között viszonylag könnyen fenntartható, gyakran alkalmazott tesztorganizmus (SZABÓ 2014).

A tesztet az OECD 232-es számú, ugróvillás reprodukciós teszt (OECD 2009) alapján végeztem el. A kísérlethez felhasznált törzstenyészetet 9 cm átmérőjű Petri csészében tartottam. Ennek alján aktív szénrel kevert gipsz (20 g aktív szén, 200 g gipsz, 200 cm<sup>3</sup> víz) került el kb. 1 cm magasságban. A tenyészetet 20±2 °C hőmérsékleten tartottam, táplálékként instant szárított élesztőt adtam az állatoknak heti egy alkalommal. A teszt során a talajmintákból 30-30 g-ot mértem be 370 cm<sup>3</sup>-es tesztüvegekbe, majd desztillált vízzel 60 %-os vízkapacitásra állítottam be a talajokat. A talajmintákra ezután 10-10 db azonos korú (12-14 napos) ugróvillást helyeztem, majd táplálékként 10 mg instant élesztőt tettem minden üvegbe. Az üvegeket 28 napon keresztül 25±1 °C hőmérsékleten tartottam 16/8 óra világos/sötét megvilágításban. Eközben a 14. napon újabb 10 mg instant élesztőt adtam az állatoknak. A 28 nap letelte után az üvegeket vízzel árasztottam el, majd óvatosan felkevertem a talajt és végül megszámláltam a felszínre kerülő adult és juvenilis egyedeket. Így lényegében egyszerre vizsgáltam az ugróvillás mortalitását, valamint a reprodukcióját is.

#### Földigilisztá teszt

A földigiliszták a talajanyagok keverésében, a talaj szerkezetének kialakításában és fenntartásában, valamint a talaj életközösségének szabályozásában vesznek részt (SHARMA et al. 2017). Az alkalmazott *E. fetida* faj viszonylag könnyen beszerezhető, a laboratóriumi környezetet jól viseli, emiatt a földigiliszták közül ez a leggyakrabban alkalmazott faj biotesztek kivitelezése során (LIU et al. 2011).

A bioteszt alapja az OECD 222-as számú, földigilisztá reprodukciós tesztje (OECD 2016) volt. Ennek során a talajmintákból 500-500 g-ot mértem be 1000 cm<sup>3</sup>-es tesztüvegekbe, majd desztillált vízzel 60 %-os vízkapacitásra állítottam be a talajokat. A talajmintákra ezután 10-10 db nagyjából azonos korú földigilisztát helyeztem, melyek tömegét a teszt előtt lemértem. A tesztállatok súlya minden esetben 300 és 600 mg között volt. A tesztüvegeket ezután 28 napon keresztül 25±1 °C hőmérsékleten tartottam 16/8 óra világos/sötét megvilágításban. Ez alatt a földigiliszták táplálékként hetente 5 g zabpelyhet kaptak. A 28. napon a talajmintákat kiöntöttem az üvegekből és megszámláltam az életben maradt egyedeket, majd megmértem ezek tömegét is. Ezután a talajt visszatöltöttem az üvegekbe (a felnőtt egyedek nélkül), és további 28 napig inkubáltam a korábban leírt körülmények között. Ebben az időszakban a talajban maradt

kokonokból kikelték a juvenilis egyedek, melyeket a kísérlet végén számoltam meg. Ebben az esetben is vizsgáltam tehát a tesztállat mortalitását és reprodukcióját, továbbá itt lehetőségem volt a földigiliszták tömegváltozásának mérésére is.

#### 4.7.5. A biotesztek eredményeinek értékelése

Alapvetően a biotesztek eredményeinek értékelése is hasonlóan történt, mint az előző vizsgálatoknál, mivel a kapott adatokat területtípusonként, valamint mintavételi helyszínenként vettem össze. Az összehasonlítás előtt, a mikrobiológiai vizsgálatok közül az MPN módszerrel és a mikroszkópos baktériumszámlálással kapott eredményeket az adatok eloszlásának normalizálása érdekében logaritmizáltam.

A bakteriális biotesztek (*A. agilis* és *P. fluorescens* teszt) során kapott adatokból egy logisztikus dózis-válasz modell segítségével meghatároztam az ED<sub>50</sub> értékeket. Ez az érték azt az effektív dózist jelenti, amely 50 %-os szaporodásgátló hatást fejt ki az adott tesztbaktériumra. Minél kisebb tehát ez az érték, a vizsgált talajminta annál toxikusabb az adott tesztbaktérium számára.

A növényi és a talajállat tesztek eredményeinek értékeléséhez egy kontroll talajra is szükség volt (a kontroll területek mintái mellett). Ehhez standard OECD talajt használtam (70 % kvarchomok, 20 % kaolinit, 10 % tőzegmoha, pH 6,0±0,5), melyet hat ismétlésben alkalmaztam a vizsgálatok során. Ezt az eredmények bemutatásakor K<sub>0</sub>-val jelöltem. Az elvégzett növényi és talajállat tesztek eredményeit e kontrollnak a %-ában fejeztem ki.

A tesztorganizmust alkalmazó biotesztek eredményeinek könnyebb megértése céljából a talajmintákat a toxicitásuk alapján négy csoportba soroltam. Ez a bakteriális tesztek során az alábbiak szerint történt: nem toxikus ( $1 < ED_{50}$ ), enyhén toxikus ( $0,5 < ED_{50} < 1$ ), közepesen toxikus ( $0,25 < ED_{50} < 0,5$ ), erősen toxikus ( $ED_{50} < 0,25$ ). A növényi és a talajállat tesztekben a besorolást az adott paraméter kontrollhoz (K<sub>0</sub>) való %-os csökkenése határozta meg: nem toxikus (ha a csökkenés nem volt szignifikáns), enyhén toxikus (25 %-os csökkenés alatt), közepesen toxikus (25 és 50 %-os csökkenés között), erősen toxikus (50 %-os csökkenés felett).

#### 4.8. Az alkalmazott statisztikai módszerek

A kapott eredményekből adatbázist alakítottam ki Microsoft Excel program segítségével, a statisztikai elemzéseket pedig az SPSS Statistics 26 szoftverrel végeztem el. Az ábrákon és táblázatokban szereplő eredményeket átlag ± szórás-ként (mean ± sd) tüntettem fel.

A három területtípus eredményeinek összehasonlításához ANOVA-t és *Tukey-féle* post hoc tesztet alkalmaztam, amelynek feltétele az adatok normális eloszlása, valamint a varianciák homogenitása. Előbbit *Kolmogorov-Smirnov* vagy *Shapiro-Wilk* teszttel ellenőriztem. Ha valamely adat a két teszt alapján nem bizonyult normális eloszlásúnak, akkor megvizsgáltam a ferdeség és standard hibájának, valamint a csúcsosság és standard hibájának a hányadosát. Mivel ez minden esetben alacsony volt ( $<2$ ), ezért az adatok normalitása elfogadható. A varianciák homogenitását *Levene*-teszttel igazoltam. Ha az adatok homogenitása sérült, a *Tukey*-teszt helyett a *Games-Howell* post hoc tesztet alkalmaztam. A tesztek eredményeit 95 %-os szignifikanciaszinten ( $p < 0,05$ ) értelmeztem.

A növényi és talajállat tesztek során *Dunett*-féle post hoc tesztet is alkalmaztam a kapott eredmények, valamint a  $K_0$  kontroll eredményeinek összehasonlításához. Ezt szintén 95 %-os szignifikanciaszinten ( $p < 0,05$ ) értelmeztem.

Mivel az adatok normalitása elfogadható volt, ezért a különböző mért paraméterek közötti kapcsolatok feltárására *Pearson*-féle korrelációs elemzést alkalmaztam. Ennek eredményeit 99 %-os szignifikanciaszinten ( $p < 0,01$ ) értelmeztem.



## 5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

### 5.1. A talajok általános fizikai és kémiai jellemzői

#### 5.1.1. Az általános fizikai és kémiai vizsgálatok eredményei

A városi területeken szignifikánsan több műterméket tartalmazott a talaj, mint a másik kéttípusú területen (4. ábra). Kiugróan nagy mennyiségű műterméket találtunk a V<sub>5</sub>-ös mintavételi helyszínen (23,4 %), melynek nagy része építési törmelék volt (M4 melléklet). A többi városi területen a műtermék mennyisége 11,2 % és 13,4 % között mozgott, ami több mint kétszerese annak, mint amit SÁNDOR és SZABÓ (2014a) tapasztaltak Debrecen belvárosi talajaiban. Ez egyértelműen jelzi, hogy a városi tevékenységek erőteljes hatással vannak a talajra az összes városi mintavételi helyszínen (DE KIMPE és MOREL 2000, PINDRAL et al. 2020). A természetközeli területeken 2,2 % és 6,8 %, míg a kontroll területeken mindössze 1,4 % és 3,4 % közötti értékeket mértem. Az építési törmelékek mellett a leggyakrabban előforduló műtermékek az üveg- és műanyag hulladékok voltak.

Az Arany-féle kötöttség a kontroll területeken volt a legkisebb, míg a városi területeken szignifikánsan nagyobb volt (4. ábra). Az eredmények alapján a talajminták többségének fizikai félesége homok, homokos vályog, illetve vályog volt. Ez alól csak a T<sub>6</sub>-os és V<sub>6</sub>-os mintavételi helyszín volt kivétel, ahol agyagos vályogtalajt találtam (M4 melléklet). A kontroll területeken 28,5 és 37,8 között változott az Arany-féle kötöttség, ami nagyjából egyezik a vizsgálati területen elhelyezkedő TIM pontok értékével. A természetközeli területeken 28,5 és 43,3 közötti, míg a városi területeken 31,0 és 43,0 közötti értékeket tapasztaltam.

A talajok kémhatása szignifikánsan különbözött a vizsgált területtípusokon (4. ábra). A legalacsonyabb pH a kontroll területeken volt tapasztalható (pH<sub>H2O</sub>= 6,7-7,1), míg a legmagasabb a városi területeken (pH<sub>H2O</sub>= 7,3-7,9). Az ember által erősebben zavarott talajok esetében tehát semleges, enyhén lúgos kémhatást mértem, míg a városon kívüli területeken enyhén savas kémhatású talajok is előfordultak. Hasonló eredményre jutottak korábban több külföldi kutatásban is (ZHAO et al. 2007, PARK et al. 2010, LI et al. 2013).

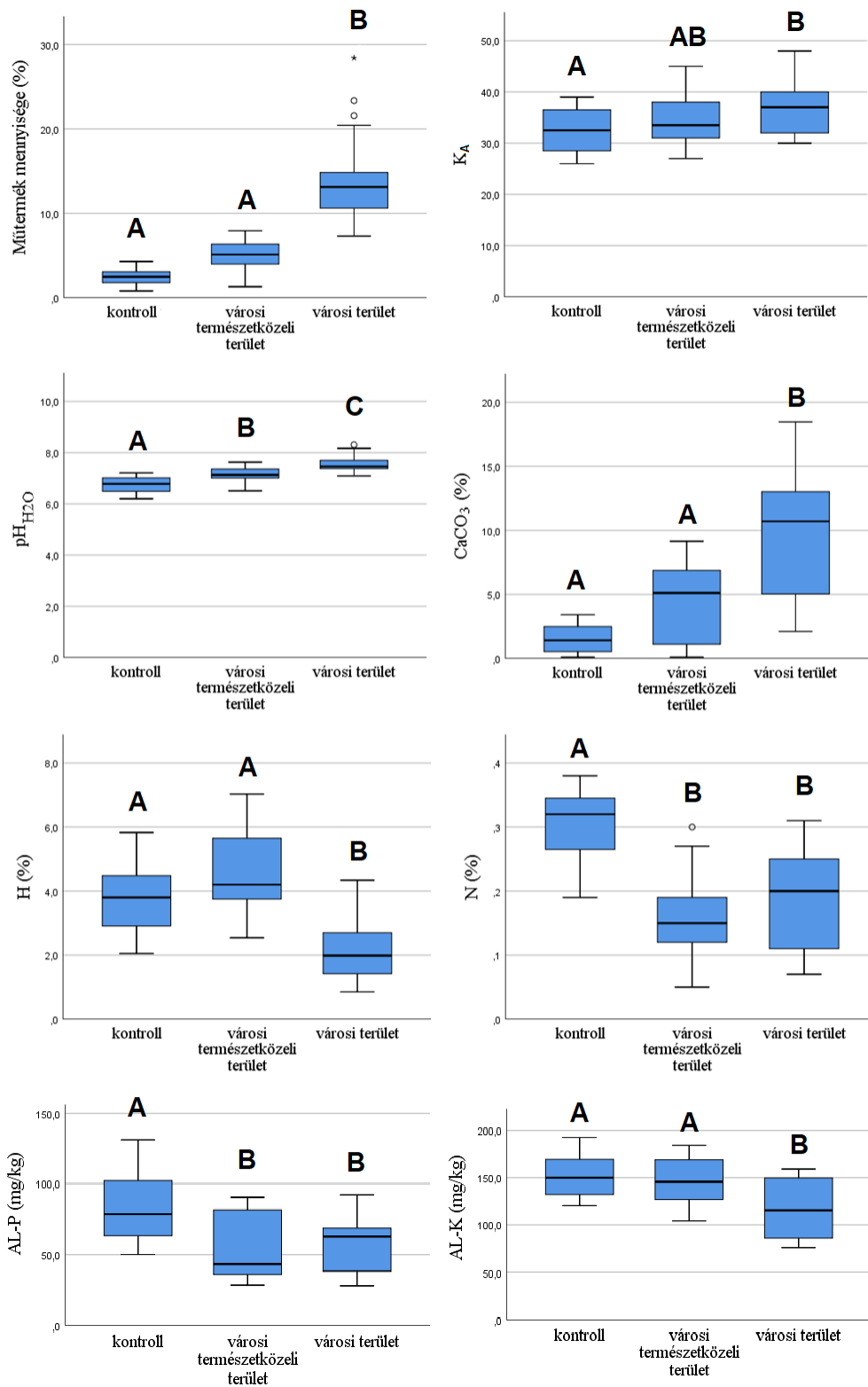
A talajok CaCO<sub>3</sub> tartalma szignifikánsan nagyobb volt a városi területeken, mint a másik két területtípus esetén (4. ábra). Ebben a paraméterben viszonylag nagy szórást tapasztaltam az eredményekben. Egyes városi területeken (pl. V<sub>1</sub>, V<sub>2</sub>, V<sub>6</sub>) erősen meszes volt a talaj (CaCO<sub>3</sub>> 10 %), hasonlóan KÁDÁR (1995) korábbi vizsgálatához, míg pl. a V<sub>3</sub>-as mintavételi helyszínre gyengén meszes talaj volt jellemző (CaCO<sub>3</sub> = 2,3 %) (M4 melléklet). A természetközeli

területeken gyengén és közepesen meszes talajokat ( $\text{CaCO}_3 = 0,5-8,7 \%$ ), míg a kontroll területeken kizárólag gyengén meszes talajokat találtam ( $\text{CaCO}_3 = 0,8-3,3 \%$ ).

Egyes szerzők megállapításai alapján a városi talajok nagy mennyiségű szervesanyagot, humuszt tartalmazhatnak (LEHMANN és STAHR, 2007, ZHAO és LI 2013). Ezzel szemben vizsgálatom alapján, a városi területeken szignifikánsan kisebb volt a talajok humusztartalma (4. ábra). Néhány mintavételi helyszínen ( $V_4$ ,  $V_5$ ) nagyon alacsony, mindössze 1 % körüli értékeket mértem (M4 melléklet). Ennek több oka lehet: egyrészt a talajok keverése, eltávolítása kedvezőtlenül befolyásolhatja a humuszképződés folyamatát (NORRA és STÜBEN 2003), másrészt a növényi anyagok begyűjtése (pl. kaszálás után) is csökkentheti hosszútávon a talaj humusztartalmát (LI et al. 2013). A természetközeli területeken a humusztartalom 3,26 % és 6,38 % között, míg a kontroll területeken 2,24 és 4,64 % között változott.

A talajok N tartalma szignifikánsan nagyobb volt a kontroll területeken, mint a városi és a természetközeli területeken (4. ábra). A talajok N mennyisége a kontroll területen 0,25 % és 0,35 % között, a természetközeli területeken 0,08 % és 0,29 % között, míg a városi területeken 0,09 % és 0,28 % között volt. LI et al. (2013) szerint a városi talajok csökkent N tartalmát a lassabb mineralizáció és a nitrifikáció okozhatja, ami a szervesanyagtartalom hiányának, valamint a talajok csökkent biológiai aktivitásának köszönhető.

A nitrogénhez hasonló eredményeket tapasztaltam a másik két tápanyag esetében is. A talajok AL-P és az AL-K tartalma is a kontroll területen volt a legnagyobb, a városi területeken pedig szignifikánsan kisebb volt (4. ábra). A kontroll területeken 56,3 és 121,0 mg/kg között változott a talajok AL-P tartalma, a természetközeli területeken 31,1 és 84,7 mg/kg között, míg a városi területeken 30,7 és 87,4 mg/kg között. A talajok AL-K tartalma az alábbiak szerint alakult: kontroll területeken 126,0 és 176,9 mg/kg, természetközeli területeken 109,6 és 176,1 mg/kg, városi területeken pedig 83,1 és 150,8 mg/kg közötti értékeket mértem. A korábbi kutatások szerint az alacsonyabb P szint a városi talajoknál a csökkent szervesanyag visszapótlás következménye lehet, míg az alacsonyabb K szint a talajok nagyobb  $\text{CaCO}_3$ -tartalmával hozható összefüggésbe (LI et al., 2013; POUYAT et al., 2007).



4. ábra: A talajok általános fizikai és kémiai jellemzői az egyes területtípusok szerint (átlag±szórás). A különböző nagybetűk szignifikáns különbséget jelölnek a területtípusok között (Tukey vagy Games-Howell teszt,  $p < 0,05$ ). *Jelmagyarázat:*  $K_A$ : Arany-féle kötöttség,  $CaCO_3$ : szénsavas mésztartalom, H: humusztartalom (a Tyurin-módszer alapján), N: N tartalom (a Kjeldahl módszer alapján), AL-P: ammónium-laktát oldható P tartalom, AL-K: ammónium-laktát oldható K tartalom.

### 5.1.2. Korrelációvizsgálat az általános fizikai és kémiai jellemzők között

A korrelációs elemzés alapján látható, hogy egyes vizsgált fizikai és kémiai jellemzők között szignifikáns kapcsolat van (2. táblázat). A talajok műtermék mennyisége pozitívan korrelált a pH-val és a  $\text{CaCO}_3$  tartalommal, utóbbi esetében ráadásul igen magas volt a korrelációs együttható értéke is ( $r = 0,72$ ). A városi talajok lúgosabb kémhatását, és nagyobb  $\text{CaCO}_3$  tartalmát tehát részben magyarázza a nagyobb műtermék mennyiség. Ezért különösen a nagy mennyiségben talált építési törmelék lehet a felelős, amelynek általában igen nagy a mésztartalma és emiatt gyakran nagyon lúgos is (NEHLS et al., 2013; PARK et al., 2010). A talajok pH-ja és  $\text{CaCO}_3$  tartalma között szintén szignifikáns kapcsolatot találtam, hasonlóan HORVÁTH és BIDLÓ (2015), illetve HORVÁTH et al. (2015) kutatásához.

A műtermék mennyisége negatívan korrelált a talaj humusztartalmával. Ennek oka az lehet, hogy a műtermékek nagy része (de különösen az építési törmelékek) kevés szervesanyagot tartalmaz, így kedvezőtlenül hatnak a humuszképződés folyamatára. A talajok AL-K tartalmával szintén negatív korrelációban volt a műtermék mennyisége, annak ellenére, hogy NEHLS et al. (2013) szerint az építési törmelékek K tartalma növelheti a talaj K tartalmát. Lehetséges azonban, hogy a műtermékekkel talajba juttatott K az adott környezeti körülmények között nem kerül oldható formába.

A humusz- és tápanyagtartalmak között további korrelációs kapcsolatokat találtam. A talaj AL-K tartalma pozitívan korrelált a humusz- és az AL-P tartalommal, a N pedig kizárólag az AL-P tartalommal. Ahogy ez látható volt a korábbiak alapján is, ahol a talajok nagyobb humusztartalommal rendelkeznek (kontroll területek), ott a tápanyagtartalmak is nagyobbak voltak.

2. táblázat: Korrelációs mátrix a talajok általános fizikai és kémiai jellemzői között.

	Műtermék (%)	$K_A$	$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	$\text{CaCO}_3$ (%)	H (%)	N (%)	AL-P (mg/kg)	AL-K (mg/kg)
<b>Műtermék (%)</b>	1							
<b><math>K_A</math></b>	0,22	1						
<b><math>\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}</math></b>	0,51*	0,10	1					
<b><math>\text{CaCO}_3</math> (%)</b>	0,72*	0,33	0,56*	1				
<b>H (%)</b>	-0,59*	-0,08	-0,48*	-0,38	1			
<b>N (%)</b>	-0,36	0,12	-0,25	-0,06	0,13	1		
<b>AL-P (mg/kg)</b>	-0,17	0,04	-0,16	0,04	0,02	0,42*	1	
<b>AL-K (mg/kg)</b>	-0,53*	-0,20	-0,10	-0,13	0,45*	0,33	0,62*	1

A táblázatban a Pearson-féle korrelációs együtthatók ( $r$ ) láthatók, a \*-al jelölt együtthatók esetén szignifikáns korreláció van a két paraméter között ( $n=64$ ,  $p<0,01$ ). *Jelmagyarázat:*  $K_A$ : Arany-féle kötöttség,  $\text{CaCO}_3$ : szénsavas mésztartalom, H: humusztartalom (a Tyurin-módszer alapján), N: N tartalom (a Kjehdahl módszer alapján), AL-P: ammónium-laktát oldható P tartalom, AL-K: ammónium-laktát oldható K tartalom.

## 5.2. A talajok potenciálisan toxikus elemekkel (PTE) való szennyezettsége

### 5.2.1. A talajok összes potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációja

Az eredményeim azt mutatták, hogy a városi tevékenységek hozzájárulnak a talaj PTE koncentrációjának növekedéséhez, hiszen a városi területeken mért átlagos elemkoncentrációk (a Co és a Zn kivételével) szignifikánsan nagyobbak voltak a kontroll területen kapott értékeknél (5. ábra). Emellett a városi területeken az eredmények szórása is nagyobb volt, ami alátámasztja, hogy a városi emissziók hatására nagyobb fokú heterogenitás alakul ki a talajokban a PTE koncentrációkat tekintve (ARGYRAKI és KELEPERTZIS 2014, YANG és ZHANG 2015).

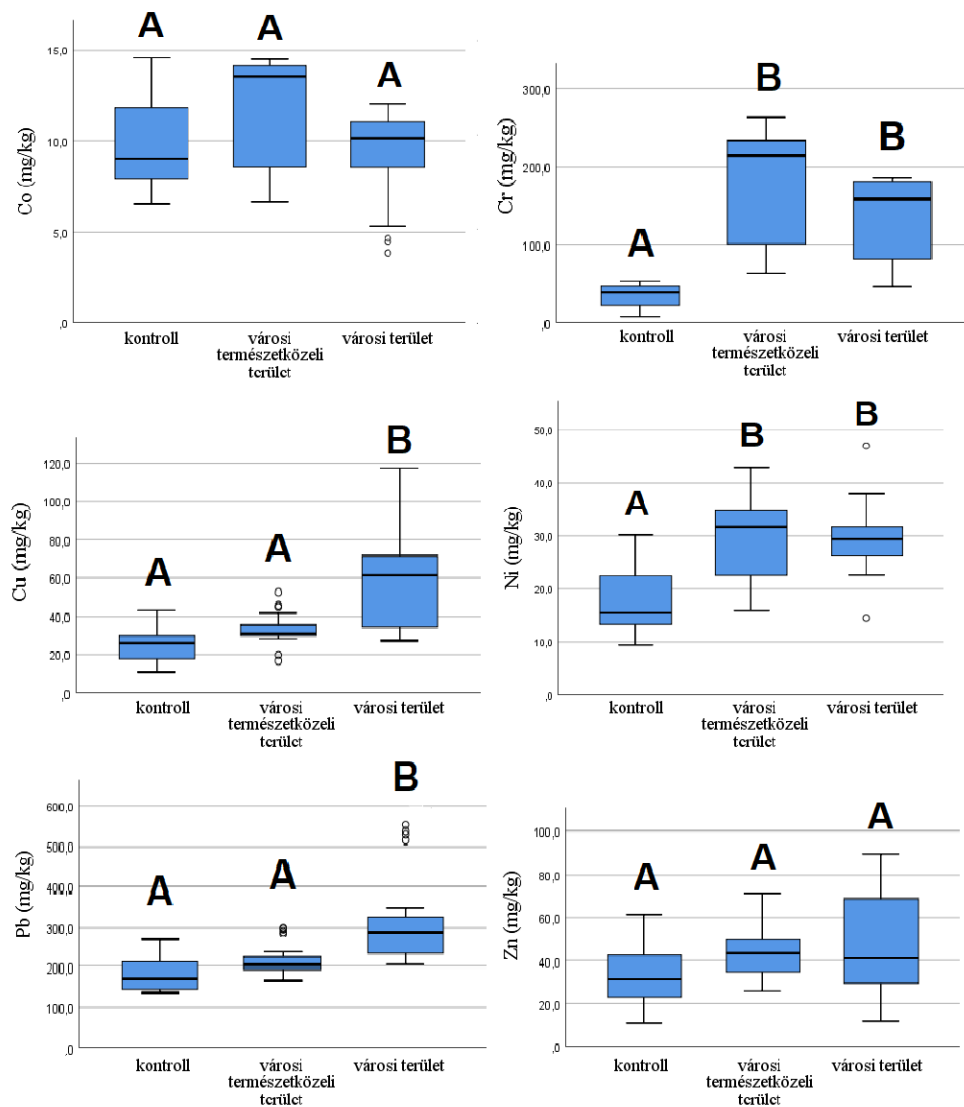
A vizsgált elemek közül kiemelendő a Cr, amelyek átlagos talajbéli koncentrációja a városi területeken több mint a háromszorosa volt a kontroll területek koncentrációjának (5. ábra). A Cr koncentrációja 50,45 mg/kg és 186,97 mg/kg között volt a városi területeken, míg 11,40 és 51,50 mg/kg között a kontroll területeken. A városi területek közül a V<sub>3</sub> és a V<sub>6</sub> mintavételi helyszínen a Cr koncentrációja viszonylag kisebb volt (M5 melléklet). Ennek oka az lehet, hogy ellentétben a többi mintavételi helyszínnel, a közvetlen környezetükben nem található sem erősebb forgalmú útvonalak, sem jelentősebb ipari tevékenységek, amelyek a talaj Cr tartalmának fő antropogén forrásai lehetnek a városokban (BIASOLI et al. 2006), MORTON-BERMEA et al. 2009, TIAN et al. 2015). Jellemzően egyébként a többi vizsgált PTE koncentrációja is kisebb a V<sub>3</sub> és a V<sub>6</sub> mintavételi helyszínen. Utóbbi esetében ezeket az eredményeket magyarázhatja az is, hogy ez a mintavételi helyszín helyezkedik el a legtávolabb a város központjától.

A Cu, Ni és Pb tipikus városi szennyezők, hiszen számos hazai és nemzetközi kutatás bizonyította felhalmozódásukat a városi talajokban (AJMONE-MARSAN et al., 2008, CICHHELLA et al. 2008, PUSKÁS és FARSANG 2009, SÁNDOR és SZABÓ 2014b, GASIOREK et al. 2017). Ezt a kutatásom eredményei is alátámasztották (5. ábra). A Cu koncentrációja kiugróan nagy volt a V<sub>5</sub> mintavételi helyszínen (97,58 mg/kg), amelyet leszámítva a városi területeken 30,16 és 65,55 mg/kg között változott a koncentrációja, míg a kontroll területeken 14,50 és 35,34 mg/kg között (M5 melléklet). Hasonlót tapasztaltam az Pb esetében is, amelynek a talajbéli koncentrációja a V<sub>5</sub> mintavételi helyszínen (533,67 mg/kg) több mint másfélszerese volt a második legnagyobb mért koncentrációnak (326,27 mg/kg). Ezt a helyszínt leszámítva a Pb koncentrációja a városi területeken 215,00 mg/kg és 326,27 mg/kg között, míg a kontroll területeken 139,51 és 228,59 között volt. A Ni koncentrációja pedig 18,58 és 37,48 mg/kg között változott a városi területeken, a kontroll területeken pedig 11,77 és 26,12 mg/kg között.

Az eredményeim alapján a városi tevékenységek a természetközeli területeken található talajok PTE tartalmára is hatással vannak, hiszen itt a talajok Cr és Ni koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt, mint a kontroll területeken (5. ábra). A két elem esetén ráadásul nem volt statisztikailag kimutatható különbség a városi és a természetközeli területek talajbéli koncentrációjában. Sőt, a legnagyobb Cr koncentrációkat is természetközeli területeken mértem: a T<sub>3</sub> mintavételi helyszínen 248,94 mg/kg, a T<sub>1</sub> helyszínen pedig 220,88 mg/kg volt a Cr talajbéli koncentrációja (M5 melléklet).

Ez azt jelenti, hogy a Cr és Ni talajbéli felhalmozódásában elsősorban nem a pontszerű és vonalas emisszióforrások (pl. ipari létesítmények, erős forgalmú utak), hanem az elemek levegőből való kiülepedése játszhat nagyobb szerepet. A korábbi kutatások szerint a PTE-k a levegőben a szálló porhoz kötődve jóval több, mint 250 m-t is megtehetnek, mielőtt kiülepednének a talaj felszínén (MORSELLI et al. 2003, STEINNES és FRIEDLAND 2006). Ennek következtében a városi emisszióforrások fokozhatják a Cr és Ni koncentrációját a talajban, annak ellenére is, hogy a természetközeli területeken kijelölt mintavételi helyszínek több mint 200-250 m-re helyezkednek el ezektől. Ezt a folyamatot elősegítheti a területre jellemző északnyugat-délkelet irányú uralkodó szélirány is, hiszen így a város belsőbb területein keletkező emissziók egy része is itt ülepedhet ki a talajra. Az uralkodó szélirányt több szerző is kiemelte korábbi munkájában, mint a városi szennyezőanyagok terjedésében és eloszlásában igen fontos szerepet betöltő tényező (WONG et al. 2006, CHEN et al. 2010, SIMON et al. 2013).

A Co és a Zn talajbéli koncentrációjában nem volt különbség az egyes területtípusok között. A Co koncentrációja 4,57 és 14,30 mg/kg között, míg a Zn koncentrációja 15,58 és 78,93 mg/kg között változott (5. ábra).



5. ábra: A talajok összes potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációja az egyes területtípusok szerint (átlag±szórás). Az elemkoncentráció  $\text{HNO}_3+\text{H}_2\text{O}_2$  kioldás után került meghatározásra (VÁRALLYAY 1995, MSZ 21470-50:2006). A különböző nagybetűk szignifikáns különbséget jelölnek a területtípusok között (*Tukey* vagy *Games-Howell* teszt,  $p<0,05$ ).

### 5.2.2. A talajok potenciálisan toxikus elemekkel (PTE) való szennyezettségének értékelése

A mért PTE koncentrációkat összevettem a hazai jogszabályokban meghatározott „B” szennyezettségi határértékekkel, valamint „A” háttérkoncentrációkkal. Előbbi azokat a kockázatos szennyezőanyag-koncentrációkat határozza meg, amelyek felett a talaj szennyezettnek minősül. Utóbbi egy általános, reprezentatív érték, amely a szennyezőanyagok természetes, vagy ahhoz közeli állapotot jelző koncentrációit mutatja meg. A talaj multifunkcionalitása azonban már ennek meghaladása esetén is sérül (KÁDÁR 2007).

Megállapítható, hogy a vizsgált talajok mindegyike ólommal szennyezett, hiszen az Pb koncentrációja minden mintavétel helyszínen (városi területeken többszörösen) meghaladta a szennyezettségi határértéket (M5 melléklet). A városi talajok Pb szennyezettségének elsődleges oka korábban az ólmozott benzin használata volt (DUZGOREN-AYDIN 2007), melynek hatására Budapest talajaiban is szennyezettségi határértéket meghaladó Pb koncentrációkat mértek évtizedekkel ezelőtt (KOVÁCS és NYÁRI 1984, KÁDÁR 1995). Bár az ólmozott benzin forgalmazását hazánkban 1999. április 1-étől betiltották, a korábban felhalmozódott Pb a gyenge mozgékonyasága miatt napjainkra is a feltalajban maradhatott.

A talajok Cr koncentrációja csak a városi és a természetközeli területeken haladták meg a szennyezettségi határértéket (M5 melléklet), mely alól kivételt képez a T<sub>6</sub> és a V<sub>6</sub> mintavételi helyszín. KARLIK et al. (2014) szintén határértéket meghaladó Cr koncentrációkat mértek a XI. kerületben. A talajok közül kizárólag a V<sub>5</sub> helyszínen vett minták tekinthetők rézzel szennyezettnek, míg a Co, Ni és Zn koncentrációja egyik mintavételi helyszínen sem érte el a szennyezettségi határértéket.

Ha az eredményeket az „A” háttérkoncentrációkkal vetjük össze, akkor látható, hogy ezeknél még a kontroll területeken is nagyobb Cr (K<sub>1</sub> mintavételi helyszín kivételével) és Pb koncentrációkat tapasztaltam (M5 mellékelt). Emellett a K<sub>2</sub> helyszínen a Cu, míg a K<sub>3</sub> helyszínen a Ni koncentrációja is nagyobb volt a háttérkoncentrációnál. Ennek egyik lehetséges oka az, hogy az adott területre jellemző valós természetes háttérkoncentrációk nagyobbak, mint a korábbi jogszabályban meghatározott értékek. Szintén lehetséges ok az is, hogy a városi (ebben az esetben a teljes agglomerációt beleértve) emissziók a kontroll területek PTE tartalmát is növelik. A városi és a természetközeli területeken a talaj Cr és Pb koncentrációja (a kontroll területekhez hasonlóan) minden mintavételi helyszínen, de a Cu és Ni koncentrációja is a helyszínek nagy részén meghaladta az „A” háttérkoncentrációt.

A PLI értékek alapján a mintavételi helyszínek többsége nem minősült szennyezettnek (3. táblázat). A városi és a természetközeli területeken azonban minden mintavételi helyszínen nagyobb PLI értéket tapasztaltam, mint a kontroll területeken, ami szintén megerősíti, hogy a városi tevékenységek hozzájárulnak a talajok PTE-vel való szennyeződéséhez. Mindössze három mintavételi helyszín volt enyhén szennyezett az értékelés alapján, és ezek közül kettő (a V<sub>1</sub> és V<sub>2</sub> helyszín) talajai éppen csak meghaladták a kategória alsó határát (PLI=1,02). A V<sub>5</sub> helyszínről gyűjtött minták voltak leginkább szennyezettek a vizsgált PTE-vel, itt a PLI érték 1,32 volt.



3. táblázat: A talajok PTE szennyezettsége az egyes mintavételi helyszíneken az integrált szennyezettségi-mutató (PLI) alapján.

Mintavételi helyszín	PLI érték <sup>a</sup>	Szennyezettségi kategória <sup>b</sup>
<b>K<sub>1</sub></b>	0,41	nem szennyezett
<b>K<sub>2</sub></b>	0,56	nem szennyezett
<b>K<sub>3</sub></b>	0,52	nem szennyezett
<b>K<sub>4</sub></b>	0,44	nem szennyezett
<b>T<sub>1</sub></b>	0,93	nem szennyezett
<b>T<sub>2</sub></b>	0,96	nem szennyezett
<b>T<sub>3</sub></b>	0,87	nem szennyezett
<b>T<sub>4</sub></b>	0,75	nem szennyezett
<b>T<sub>5</sub></b>	0,73	nem szennyezett
<b>T<sub>6</sub></b>	0,76	nem szennyezett
<b>V<sub>1</sub></b>	1,02	enyhén szennyezett
<b>V<sub>2</sub></b>	1,02	enyhén szennyezett
<b>V<sub>3</sub></b>	0,94	nem szennyezett
<b>V<sub>4</sub></b>	0,88	nem szennyezett
<b>V<sub>5</sub></b>	1,32	enyhén szennyezett
<b>V<sub>6</sub></b>	0,62	nem szennyezett

*Jelmagyarázat:* <sup>a</sup> integrált szennyezettségi-mutató (integrated Pollution Load Index) TOMLISON et al. (1980) alapján, <sup>b</sup> JORFI et al. (2017) alapján.

### 5.2.3. Az eredmények összehasonlítása más európai nagyvárosokkal

Az utóbbi két évtizedben több európai nagyvárosban is végeztek felméréseket a talajok összes PTE koncentrációjára vonatkozóan, melyek releváns eredményeit az M6 mellékletben gyűjtöttem össze. Mivel ezek Budapesthez hasonló méretű és/vagy népességszámú városok, sok esetben hasonló (gyűrűs-sugaras) városszerkezettel, valamint szintén hosszú történelemmel rendelkeznek, úgy vélem, hogy a vizsgálataink eredményeit ezekkel a kutatásokkal érdemes összevetni. A kutatások során különböző típusú területeket (pl. parkok, ipari-, útmenti-, külvárosi területek) vizsgáltak, de sok esetben változatos városi területekről származtak a talajminták. A vizsgált talajréteg legtöbbször a felső 20 cm-es, illetve 10 cm-es talajréteg volt, az összes elemkoncentráció meghatározásához pedig minden esetben valamilyen tömény savas (HNO<sub>3</sub>, HNO<sub>3</sub>+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, HNO<sub>3</sub>+HCl stb.) feltárást alkalmaztak.

A melléklet táblázatában a korábbi vizsgálatok (valamint a jelen kutatás) során kapott átlagos PTE koncentrációkat tüntettem fel. A PLI értékek kiszámításához ebben az esetben is a hazai „B” háttérkoncentrációkat vettem figyelembe, mivel a kutatások túlnyomó részében a helyi háttérkoncentrációk nem voltak megadva.

Az eredmények alapján a kontroll talajok átlagos PTE koncentrációja kisebb volt, mint a másik 11 európai város átlaga (M6 melléklet). A városi és a természetközeli területek talajainak Cr és Pb koncentrációja viszont az európai városok átlagához képest nagyobb volt. Az itt tapasztalt Cr koncentrációknál csak a jelentős iparral rendelkező Torino városának parkjaiban és útmenti területein mértek nagyobb átlagos koncentrációt (BIASOLI et al. 2006). A természetközeli területek talajainak Pb tartalma nagyjából megegyezett a Koppenhágában (LI et al. 2014) és a Nápolyban (CICCHELLA et al. 2008) mért átlagos értékkel. Ezzel szemben a városi területeken tapasztalt igen nagy Pb koncentrációk meghaladták a legtöbb városban tapasztalt értékeket, csak Glasgow (HURSTHOUSE et al. 2004) parkjaiban és kertjeiben mértek nagyobb Pb koncentrációt.

Ellentétben a többi PTE-vel, a mért talajbéli Co, Cu, Ni és Zn koncentrációk minden területtípus esetén kisebbek voltak az európai városok átlagánál. Különösen alacsony volt Budapesten a talajok Zn tartalma, amely az összes város közül a legkisebbnek bizonyult. A Co talajbéli koncentrációja mindhárom vizsgált területtípus esetén a Bécs városában mért átlagos értékhez állt a legközelebb (SIMON et al. 2013). A városi területekről származó talajok Cu koncentrációja hasonló volt a Krakkóban (GASIOREK et al. 2017) és a Stockholmban (LINDE et al. 2001) tapasztalt átlagos értékhez, míg a természetközeli területekről származóké a Belgrádban (CRNKOVIC et al. 2006) tapasztalt értékhez. A Ni koncentrációja a városi és a természetközeli területek talajaiban is a Stockholmban mért átlagos értékhez állt a legközelebb (LINDE et al. 2001).

A PLI alapján megállapítható, hogy még a városi területek talajainak átlagos PTE szennyezettsége (PLI= 0,97) is kisebb a másik 11 európai város átlagánál. Az itt tapasztalt értéknél Athén (ARGYRAKI és KELEPERTZIS 2014), Glasgow (HURSTHOUSE et al. 2004), Koppenhága (LI et al. 2014) és Torino (BIASOLI et al. 2006) esetében is nagyobb értékeket számoltam. A természetközeli területeken tapasztalt kisebb átlagos PTE szennyezettség (PLI= 0,83) Belgrád (CRNKOVIC et al. 2006) és Lisszabon (COSTA et al. 2012) talajaihoz volt hasonló. A kontroll területek esetében pedig az átlagos PLI érték (PLI= 0,48) minden más városénál kisebb volt, de Bécs taljai esetében közel hasonló értéket kaptunk (SIMON et al. 2013).

A különböző városok közötti eltéréseket a talaj elemkoncentrációiban elsősorban az adott városban található emisszióforrások és azok intenzitása okozhatja (SU et al., 2014, LI et al 2018). Ugyanakkor a különböző éghajlati tényezőknek (pl. csapadék mennyisége és intenzitása, szélirány) is jelentős szerepe van a PTE-k eloszlásában és talajbéli viselkedésében, ami azért

fontos, mivel a bemutatott városok igen különböző éghajlatokon helyezkednek el (YU et al. 2012). Emiatt a bemutatott eredményeket körültekintően kell kezelni.

#### 5.2.4. A talajok oldható potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációja

Az eddigiek során a talajmintáink szennyezettségének értékeléséhez az összes PTE koncentrációt vettem figyelembe. A bioteszt vizsgálatok eredményeinek megértéséhez azonban elengedhetetlen ismernünk a talajok oldható (biológiailag hozzáférhetőbb) elemkoncentrációit is, hiszen ez a frakció érhető el az élő szervezetek számára, így elsősorban ez felel a káros biológiai hatásokért (GRUIZ et al. 2001, KIM et al. 2015). Emellett az oldható frakció jóval mobilisabb, könnyebben kerülhet a talaj mélyebb rétegeibe, esetleg a talajvízbe (KIM et al. 2015, AGRELLI et al. 2020). A szakirodalmi áttekintés alapján látható volt, hogy számos talajtulajdonság befolyásolja a vizsgált elemek oldhatóságát. A városi területekre jellemző talajminták magasabb pH-ja és nagyobb kötöttsége pl. csökkentheti a PTE-k oldhatóságát (BIASOLI et al. 2006, ALLOWAY 2013), ellenben a kisebb szervesanyag tartalom miatt itt kevesebb PTE kötődhet meg a talajban (YIN et al. 2012).

Az eredmények alapján összességében elmondható, hogy a minták oldható elemkoncentrációja jellemzően 5-15-ször kisebb volt, mint az összes elemkoncentrációjuk. A statisztikai elemzés során azonban nagyjából hasonlókat tapasztaltam, mint a korábbiakban: a városi területeken mért átlagos elemkoncentrációk (a Co kivételével) szignifikánsan nagyobbak voltak a kontroll területen mért értékeknél (6. ábra). Ez alapján elmondható, hogy a városi tevékenységek nem csak a talajok összes, hanem az oldható PTE tartalmát is befolyásolják.

Érdekes módon ebben az esetben a legjelentősebb különbség a városi és a kontroll területeken vett talajok között azok Cu tartalmában volt. A városi területeken közel hétszer akkora oldható Cu koncentrációt mértem, mint a kontroll területeken (6. ábra). Előbbi területek esetében a Cu koncentrációja 5,91 és 43,14 mg/kg között, míg utóbbiaknál 0,98 és 6,93 mg/kg között változott. A korábbi eredmények tükrében mindez azt jelenti, hogy a városi területeken a Cu nagyobb része (kb. 20-50 %-a) van oldható formában jelen a talajban, mint a kontroll területeken (kb. 5-20 %). Ennek ellenére a városi területek oldható Cu koncentrációja nem kiugróan nagy, hiszen hasonló értékeket mértek korábban SZOLNOKI et al. (2013) Szeged városának kertjeiben, valamint HORVÁTH et al. (2018a) Sopron és Szombathely különböző talajaiban. A mintavételi helyszíneink tekintetében elmondható, hogy hasonlóan a talaj összes Cu koncentrációjához, az oldható koncentrációk esetén is a V<sub>5</sub> mintavételi helyszínen tapasztaltam a legnagyobb értéket (M7 melléklet).

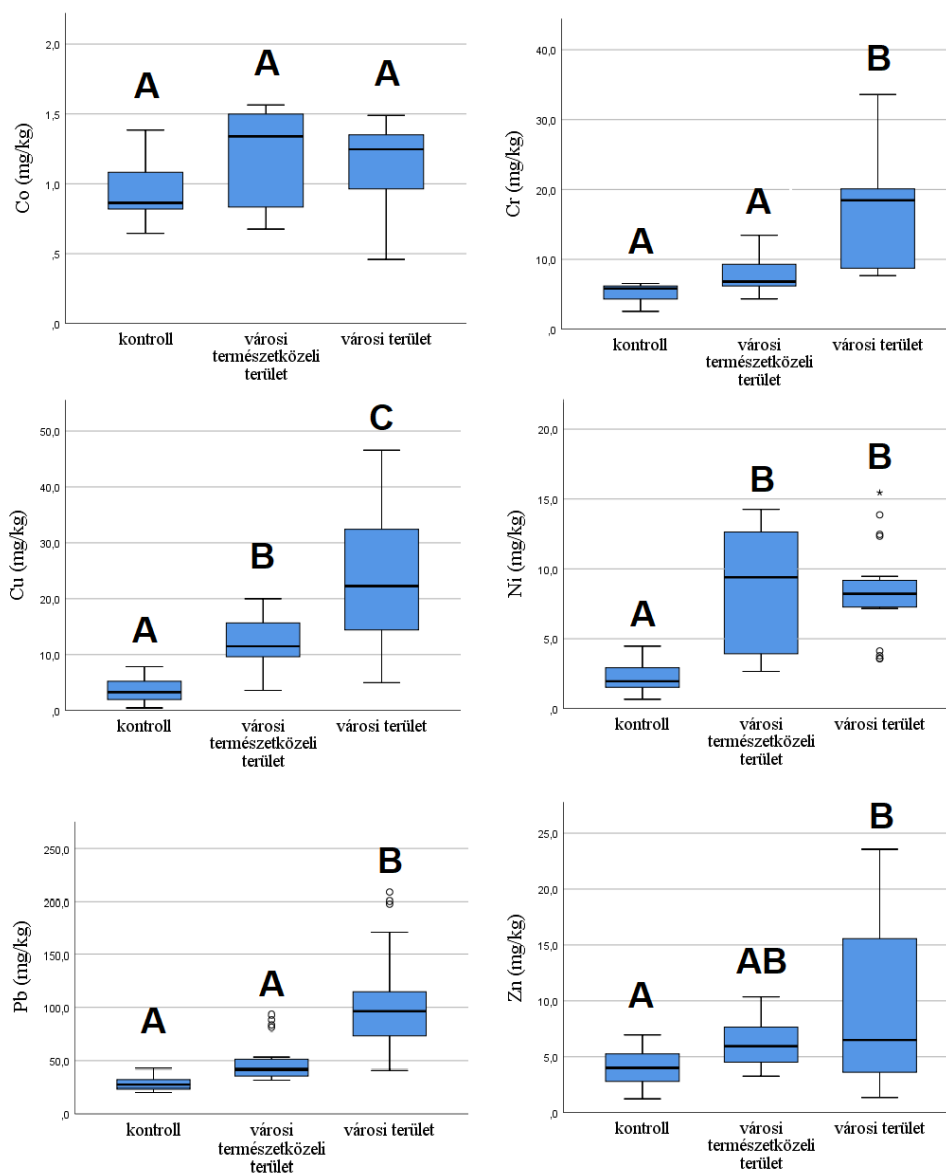
A Cr esetén a városi területeken vett talajminták oldható koncentrációja kb. háromszorosa volt a kontroll területek mintáinak (hasonlóan az összes Cr koncentrációhoz) (6. ábra). A talaj Cr koncentrációja a városi területeken 8,25 és 29,24 mg/kg között, a kontroll területeken pedig 3,21 és 6,15 mg/kg között volt. Ezek az értékek hasonlóak voltak a Szeged kerti talajaiban mért oldható koncentrációkhoz (SZOLNOKI et al. 2013).

A Ni, Pb és Zn esetén kisebb (de szintén szignifikáns) különbségek voltak a kontroll és a városi területek talajainak oldható koncentrációja között (6. ábra). A Ni koncentrációja a városi területeken 3,77 és 13,53 mg/kg között, míg a kontroll területeken 1,17 és 3,55 mg/kg között változott. A városi területeken tapasztalt oldható Ni koncentrációk nagyobbak voltak, mint Sopron és Szombathely talajaiban (HORVÁTH et al. 2018a), ugyanakkor kisebbek, mint Szeged kertjeinek talajaiban (SZOLNOKI et al. 2013). A talajok oldható Pb koncentrációja a városi területeken 44,94 és 194,31 mg/kg között, a kontroll területeken pedig 22,78 és 37,40 mg/kg között mozgott. A mintavételi helyszínek közül a V<sub>5</sub> helyszínen vett talajmintákban kiugróan nagy oldható Pb koncentrációt tapasztaltam (az összes Pb koncentrációhoz hasonlóan) (M7 melléklet). A városi területeinken tapasztalt értékek jelentősen meghaladták a Szegeden, Sopronban és Szombathelyen mért értékeket is (SZOLNOKI et al. 2013, HORVÁTH et al. 2018a). Ennek oka elsősorban az lehet, hogy Budapesten jóval nagyobb volumenű ipari emisszióforrások találhatók, mint ezekben a vidéki városokban, továbbá, hogy a nagyobb forgalom miatt a közlekedésből az 1999 előtt használt ólmozott benzinnél származó Pb mennyisége is jelentősen nagyobb lehet.

A Zn eredményei érdekesnek bizonyultak, hiszen a talajok összes Zn koncentrációjában nem volt szignifikáns különbség a területtípusok között (6. ábra). A Zn oldható koncentrációja azonban a városi területek talajaiban 2,44 és 19,21 mg/kg között, míg a kontroll területeken 1,68 és 6,36 mg/kg között változott. Ez összességében azt jelenti, hogy a városi tevékenységek a talajok Zn tartalmára is hatással vannak, hasonlóan más városokban tapasztaltakhoz (AJMONE-MARSAN et al., 2008, CICCHELLA et al. 2008, GASIOREK et al. 2017). A cinkkel ellentétben, a Co esetén az oldható koncentrációkban sem találtam szignifikáns különbséget a területtípusok között, az elem koncentrációja 0,52 és 1,51 mg/kg között változott.

Végül, de nem utolsó sorban, itt is fontos hangsúlyozni, hogy az eredmények alapján egyes PTE-k (Cu, és Ni) esetében a természetközeli területek talajaiban is szignifikánsan nagyobb oldható koncentrációkat mértem, mint a kontroll területeken (6. ábra). Sőt a természetközeli területek talajainak átlagos oldható Ni koncentrációja (8,83 mg/kg) a városi területeken kapott átlagos eredményt (8,34 mg/kg) is meghaladta. Ez szintén megerősíti azt a korábbi feltételezést,

hogy a városi emisszióforrások hatással vannak a természetközeli területek talajainak PTE tartalmára is.



6. ábra: A talajok oldható potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációja az egyes területtípusok szerint (átlag±szórás). Az elemkoncentráció  $\text{NH}_4$ -acetát+ecetsav+EDTA kioldás után került meghatározásra (LAKANEN és ERVIÖ 1971, MSZ 21470-50:2006). A különböző nagyságú szignifikáns különbséget jelölnek a területtípusok között (*Tukey* vagy *Games-Howell* teszt,  $p < 0,05$ ).

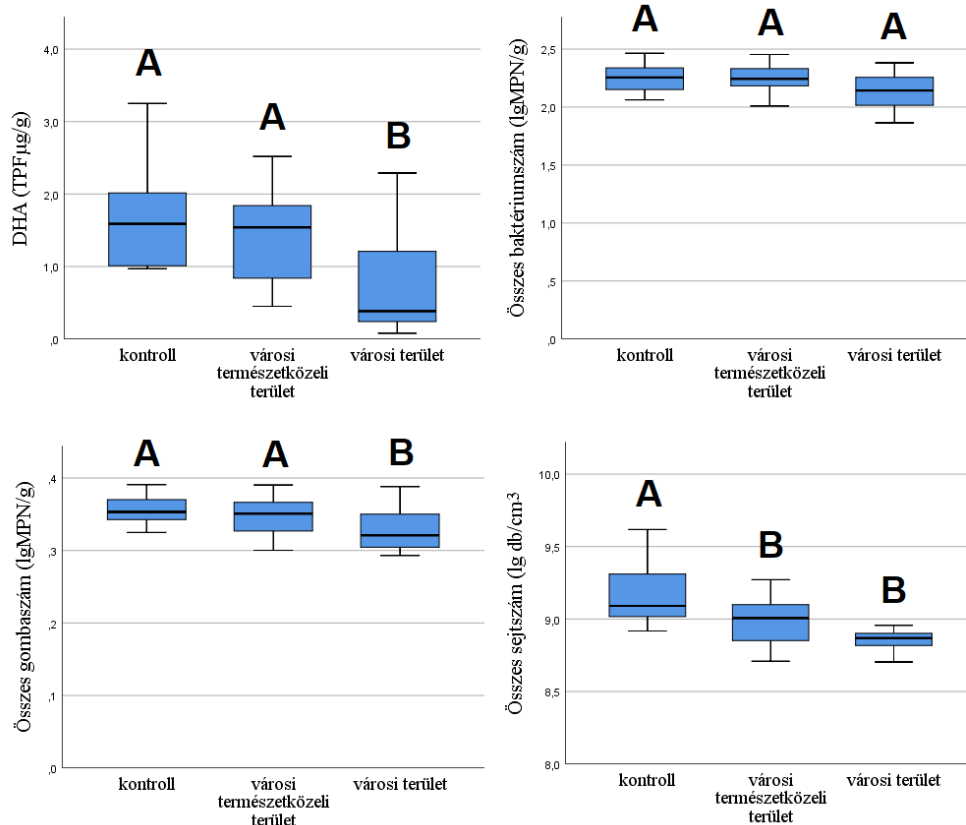
### 5.3. A bioteszt vizsgálatok eredményei

#### 5.3.1. A mikrobiológiai vizsgálatok eredményei

Eredményeim alapján a városi tevékenységek nem csak a talajok fizikai és kémiai tulajdonságaira, hanem egyes mikrobiológiai paramétereire is hatással vannak. A DHA közel 50 %-kal kisebb volt a városi területek talajaiban (0,77 TPF $\mu$ g/g), mint a kontroll területeken (1,60 TPF $\mu$ g/g) (7. ábra). Más módszerekkel, de szintén hasonló különbséget talált a mikrobiális biomassza aktivitásában CARREIRO et al. (1999) városi és vidéki erdők összehasonlítása során. Vizsgálatom során a legkisebb DHA-t a forgalmas utak mellett található V<sub>1</sub> és V<sub>2</sub> mintavételi helyszínek talajaiban mértem (0,23 és 0,22 TPF $\mu$ g/g), amely értékek kb. 85 %-kal maradnak el a kontroll területek átlagától (M8 melléklet). WANG et al. (2011) más enzimek (ureáz, invertáz) aktivitásában mutattak ki csökkenést forgalmas utak melletti talajokban, Peking városában. Szintén igen alacsony DHA-t mértem a vizsgált PTE-kel leginkább szennyezett, V<sub>5</sub> helyszínről származó talajokban (0,26 TPF $\mu$ g/g).

A talajok kitenyészhető összes (aerob mezofil) baktériumszámában nem találtam különbséget az egyes területtípusok között (7. ábra). A kapott értékek 1,97 és 2,41 lg MPN/g között mozogtak. Ezzel szemben a mikroszkópos baktériumszámlálás során a városi, sőt a természetközeli területek talajmintáiban is szignifikánsan kisebb összes sejtszámot kaptam, mint a kontroll esetén. A kontroll területeken 8,97 és 9,54 lg db/cm<sup>3</sup>, a természetközeli területeken 8,80 és 9,14 lg db/cm<sup>3</sup>, míg a városi területeken 8,78 és 8,95 lg db/cm<sup>3</sup> értéket számítottam. Látható, hogy bár mindkét módszerrel a talajban található baktériumszámot határoztuk meg, a kapott eredmények egymással ellentétesek. Ez azért lehetséges, mivel az alkalmazott módszerek jelentősen eltérnek egymástól. Az MPN módszer során kizárólag a kitenyészhető összes (aerob mezofil) baktériumszámot határozzuk meg, míg a mikroszkópos számlálás során minden élő és elhalt sejt beleszámít az eredménybe.

A kitenyészhető összes gombaszámban szintén szignifikáns különbséget találtam a kontroll és a városi területek taljai között, ami azt jelenti, hogy a városi tevékenységek hatására csökkent a gombák száma a talajban (7. ábra). A kontroll területeken 0,33 és 0,38 lg MPN/g közötti, míg a városi területeken 0,28 és 0,37 lg MPN/g közötti értékeket kaptam. A legalacsonyabb értéket (0,28 lg MPN/g) a V<sub>1</sub> mintavételi helyszín esetén tapasztaltam, azonban itt is mindössze 20 %-kal maradt el az összes gombaszám a kontroll területek átlagától (M8 melléklet).

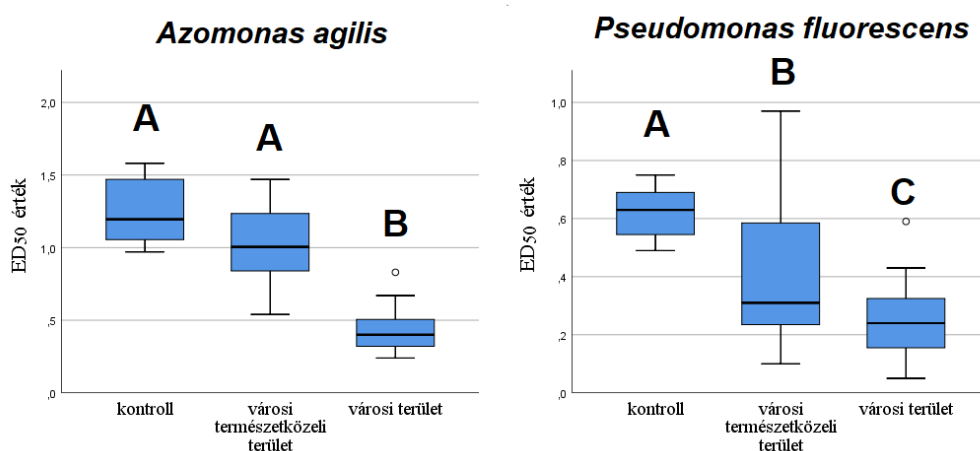


7. ábra: A mikrobiológiai vizsgálatok eredményei az egyes területtípusok szerint (átlag±szórás).  
*Jelmagyarázat:* DHA: dehidrogenáz enzim aktivitás, Összes baktériumszám és Összes gombaszám: a legvalószínűbb élő sejtyszám (MPN) módszer alapján, Összes sejtyszám: a mikroszkópos baktériumszámlálás alapján. A különböző nagybetűk szignifikáns különbséget jelölnek a területtípusok között (*Tukey* vagy *Games-Howell* teszt,  $p < 0,05$ ).

### 5.3.2. A bakteriális biotesztek eredményei

A két bakteriális teszt eredményei validnak tekinthetők, mivel a negatív kontroll esetében nem tapasztaltam gátló hatást, míg a pozitív kontroll 100 %-os toxicitást okozott. Az *A. agilis* teszt alapján a természetközeli területek talajainak toxicitása nem különbözött a kontroll területekétől (8. ábra). A kontroll esetén 1,03 és 1,43 közötti  $ED_{50}$  értékeket kaptam, míg a természetközeli területeknél 0,78 és 1,37 közöttieket (M9 melléklet). Utóbbiaknál a T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub> és T<sub>3</sub> mintavételi helyszín taljai is enyhén toxikusnak bizonyultak (M10 melléklet), ezek esetén 0,87 alatt maradtak az  $ED_{50}$  értékek. A városi területek taljai azonban még ennél is toxikusabbak voltak a tesztbaktériumra, hiszen itt az  $ED_{50}$  értékek mindössze 0,34 és 0,59 között mozogtak. Ezek alapján a V<sub>6</sub> helyszín kivételével minden városi talajminta közepesen toxikus volt. A legtoxikusabb talajok a V<sub>1</sub> ( $ED_{50}=0,34$ ) és V<sub>2</sub> ( $ED_{50}=0,34$ ) mintavételi helyszínről származtak.

A *P. fluorescens* teszt eredményeiben minden területtípus között szignifikáns különbséget találtam (8. ábra). Nem csak a városi, de a természetközeli területek talajai is toxikusabbak voltak a tesztbaktériumra, mint a kontroll területekről származók. A kontroll területek esetén 0,60 és 0,63 közötti, a természetközeli területeken 0,20 és 0,62 közötti, míg a városi területeken 0,13 és 0,41 közötti ED<sub>50</sub> értékeket kaptam (M9 melléklet). A természetközeli területek közül a T<sub>1</sub> mintavételi helyszín talaja erősen toxikusnak, míg a T<sub>2</sub>, T<sub>4</sub> és T<sub>5</sub> helyszínről származó minták közepesen toxikusnak bizonyultak (M10 melléklet). A városi területek közül a legnagyobb PTE szennyezettséggel rendelkező, V<sub>5</sub> helyszínről származó talaj bizonyult a legtoxikusabbnak (ED<sub>50</sub>=0,13), de a V<sub>1</sub>, V<sub>2</sub> és V<sub>4</sub> helyszínek talajai is erősen toxikusak voltak. A V<sub>3</sub> és V<sub>6</sub> helyszínek mintái esetén közepes toxicitást tapasztaltam.



8. ábra: A bakteriális biotesztek eredményei az egyes területtípusok szerint (átlag±szórás).  
*Jelmagyarázat:* ED<sub>50</sub>: effektív, 50 %-os szaporodásgátló hatást kifejtő talaj dózis. A különböző nagybetűk szignifikáns különbséget jelölnek a területtípusok között (*Tukey* vagy *Games-Howell* teszt,  $p < 0,05$ ).

A két bakteriális bioteszt közül a *P. fluorescens* teszt bizonyult érzékenyebbnek, hiszen az ED<sub>50</sub> értékek minden minta esetében (40-80 %-kal) kisebbek voltak, mint az *A. agilis* tesztben. Hasonlóra jutottak korábban vizes talajkivonatok vizsgálata esetén is (BARNÁ et al. 2006, MOLNÁR et al. 2007). Ez az eredmény nem meglepő, hiszen a *P. fluorescens* teszt során azt vizsgáltuk, hogy egy alacsony kiindulási csíraszámából milyen mértékben képes felszaporodni a baktérium. Így tulajdonképpen egy reprodukciós tesztet végeztem el, amelyek jellemzően az érzékenyebb ökotoxikológiai tesztek közé tartoznak (GRUIZ et al. 2001, FERNANDEZ et al. 2010, ALVES és CARDOSO 2016). Az *A. agilis* tesztnél az alkalmazott magasabb kiindulási csíraszám tehát magyarázhatja a tesztbaktérium nagyobb ellenállóképességét.



### 5.3.3. A növényi biotesztek eredményei

#### *Csíránövény teszt*

A csíránövény teszt validitásának kritériuma, hogy a kontrollban a növények legalább 70 %-a kicsírázik, és a kicsírázott növények 90 %-a túléli a teszt időtartamát (OECD 2006). A K<sub>0</sub> kontrollban a magok több mint 90 %-a kicsírázott mindkét tesztnövény esetén, elhullást pedig nem tapasztaltunk, így elmondható, hogy az alkalmazott kontroll talaj megfelelt az előírt követelményeknek. Emellett a kontrollban fitotoxikus tünetet (pl. klorózis, nekrozis, hervadás vagy deformáció) sem tapasztaltam. A fehér mustár átlagos gyökérhossza 4,53 cm, hajtáshossza pedig 4,81 cm, míg a kerti saláta átlagos gyökérhossza 4,39 cm, hajtáshossza pedig 3,67 cm volt a K<sub>0</sub> kontroll esetén. Ahogy korábban ismertettem, a talajminták tesztelése során kapott eredményeket ezen értékek %-ában fejeztem ki (4.7.5. alfejezet).

Az eredmények alapján a kontroll helyszínekről gyűjtött talajminták egyike sem volt toxikus a tesztnövényekre, mivel a *Dunett* teszt alapján nem találtam szignifikáns különbséget e minták és a K<sub>0</sub> kontroll között (M11 melléklet). Ezzel szemben a természetközeli és a városi területekről származó (kivéve a V<sub>3</sub> és a V<sub>6</sub> mintavételi helyszínt) minták mindegyike szignifikánsan csökkentette legalább 1-1 vizsgált növényi paraméter értékét mindkét csíránövény tesztben.

A különböző területtípusok eredményeit összehasonlítva megállapítható, hogy a városi és a természetközeli helyszínekről származó talajminták tesztelése során minden vizsgált növényi paraméter átlagos értéke szignifikánsan kisebb volt a kontroll területek mintáihoz képest (9. ábra). Ez azt jelenti, hogy a városi tevékenységek által kisebb vagy nagyobb mértékben zavart talajok toxikusak voltak a vizsgált növényekre. A városi és a természetközeli területek között viszont nem találtam szignifikáns különbséget egyik paraméterben sem. Megjegyezhető továbbá, hogy a városi területek talajmintáinak tesztelése esetén az eredményekben nagyobb szórást tapasztaltam, ami szintén jelzi az ilyen típusú területek jellemző heterogenitását.

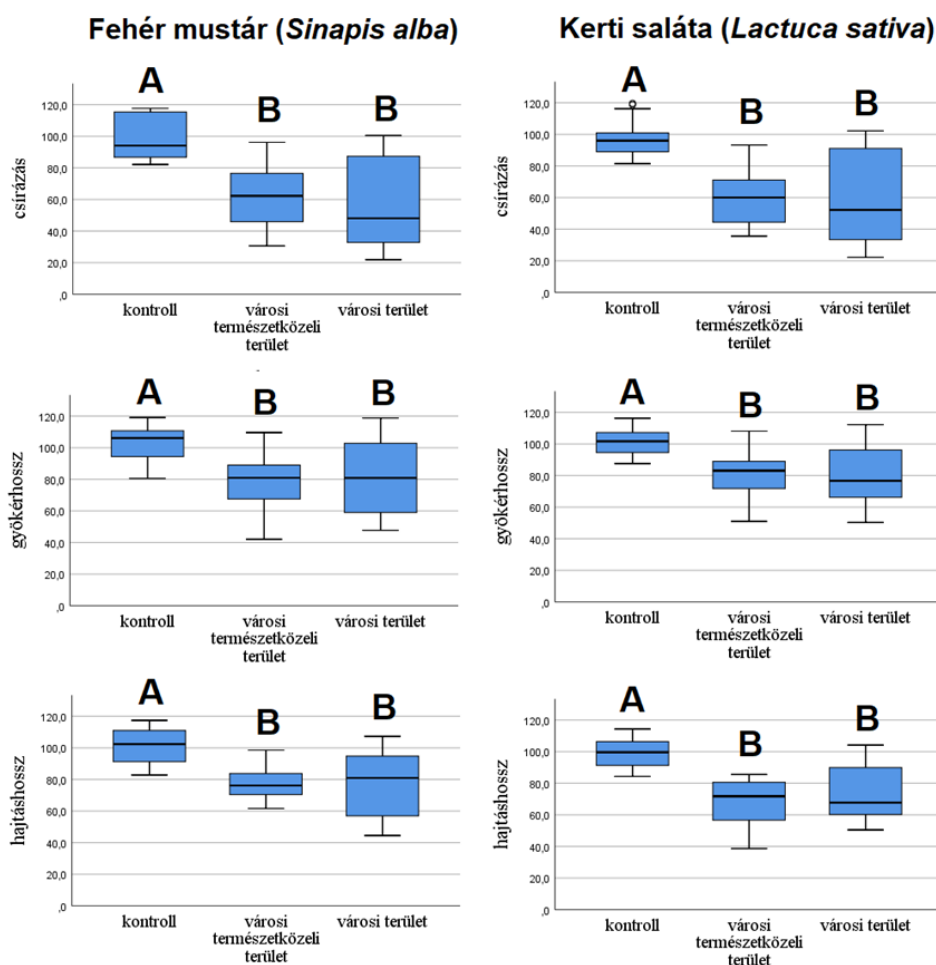
A három vizsgált paraméter közül a legérzékenyebb a növények csírázása volt. A fehér mustár esetében a kontroll területek talajaiban 91,8 és 108,6 % közötti, a természetközeli területeken 41,5 és 88,5 % közötti, míg a városi területeken 28,4 és 94,5 % közötti eredményeket kaptam (M11 melléklet). A legtoxikusabb talajok a V<sub>1</sub> és V<sub>2</sub> helyszínekről származtak, ezek kb. 70 %-kal csökkentették a növény csírázását a K<sub>0</sub> kontrollhoz képest. Emellett a T<sub>1</sub>, T<sub>5</sub> és V<sub>5</sub> helyszínekről származó minták is erősen toxikusak voltak, hiszen ezek esetében is több, mint 50 %-os csökkenést tapasztaltam (M12 melléklet). A T<sub>2</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>6</sub> és V<sub>6</sub> helyszínekről származó minták esetén közepes toxicitás volt jellemző. A kerti saláta csírázásának vizsgálata esetén is hasonló eredményeket kaptam. Az eredmények a kontroll mintáinknál 95,6 és 99,5 % között, a

természetközeliénél 38,9 és 87,8 % között, míg a városi területekénél 28,9 és 95,6 % között változtak. Ebben az esetben is a V<sub>1</sub> és V<sub>2</sub> helyszínekről származó minták bizonyultak a legtoxikusabbnak, szintén kb. 70 %-os csökkenést okozva, de a T<sub>1</sub> és T<sub>5</sub> helyszínek mintái is erősen toxikusak voltak. A T<sub>2</sub>, T<sub>4</sub>, T<sub>6</sub>, V<sub>5</sub> és V<sub>6</sub> helyszínekről származó minták esetén közepes toxicitást tapasztaltam.

A fehér mustár gyökérhossza 92,6 és 111,0 % között változott a kontroll területek talajainak tesztelése során, 53,1 és 94,6 % között a természetközeli területek talajai és 54,9 és 106,0 % között a városi területek talajai esetén (M11 melléklet). A kerti salátánál is hasonló eredményeket kaptam: a gyökérhossz 97,5 és 106,3 % között volt a kontroll területeken, 60,2 és 94,0 % között a természetközeli területeken, míg 65,0 és 104,8 % között a városi területeken. A legkisebb gyökérhosszt mindkét csíranövény tesztben a T<sub>5</sub> mintavételi helyszín esetén mértem, de kiugróan alacsony volt a T<sub>1</sub>, V<sub>1</sub> és V<sub>2</sub> helyszín mintáinak tesztelése során is. E négy talajminta mindegyike több, mint 40 %-kal csökkentette a fehér mustár, és 35 %-kal a kerti saláta gyökérhosszát, így közepesen toxikusnak bizonyultak erre a paraméterre (M12 melléklet).

A hajtáshossz eredményei hasonlóan alakultak a gyökérhosszhoz. Fehér mustár esetén a kontroll területeken 94,8 és 105,7 % közötti, a természetközeli területeken 67,5 és 90,0 % közötti, míg városi területeken 52,5 és 102,8 % közötti értékeket kaptam (M11 melléklet). A kerti salátával végzett tesztben az eredmények az alábbiak szerint alakultak: 91,8 és 107,5 % között voltak a kontroll területeken, 46,5 és 83,3 % között a természetközeli területeken, illetve 55,0 és 98,0 % között a városi területeken. A V<sub>1</sub> és V<sub>2</sub> helyszínről származó minták több mint 40 %-kal csökkentették mindkét növény hajtáshosszát, de emellett a T<sub>1</sub> helyszín talajai is közepesen toxikusak voltak erre a paraméterre (M12 melléklet). A T<sub>5</sub> helyszínről gyűjtött minták a kerti saláta hajtásnövekedésére erősen toxikusak, míg a fehér mustáréra közepesen toxikusak voltak. Ezek mellett a kerti saláta esetén közepes toxicitást találtam a V<sub>4</sub> és V<sub>5</sub> helyszínről származó minták esetén is.

Szemben az eddig tárgyalt helyszínek mintáival, a V<sub>3</sub> és V<sub>6</sub> helyszínekről származó talajminták nem voltak toxikusak a vizsgált növények számára (M12 melléklet). A természetközeli területek közül pedig a T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> és T<sub>6</sub> helyszínek mintáinak toxicitása volt relatíve kisebb. A két tesztnövény között nem volt egyértelmű különbség a kapott adatokban, a vizsgált minták nagyjából hasonló mértékű toxicitást eredményeztek.



9. ábra: A csíranövény teszt eredményei az egyes területtípusok szerint (átlag±szórás). Az eredmények a K<sub>0</sub> kontroll %-ában vannak kifejezve. A különböző nagybetűk szignifikáns különbséget jelölnek a területtípusok között (*Tukey* vagy *Games-Howell* teszt,  $p < 0,05$ ).

### Angolperje bioteszt

Az angolperje bioteszt esetében is a K<sub>0</sub> kontroll átlagos eredményeinek %-ában fejeztem ki a kapott adatokat, amelyek az alábbiak szerint alakultak: az angolperje átlagos gyökérléghossza 8,5 cm, hajtáshossza 14,9 cm, hajtásának száraz tömege pedig 0,49 g volt.

A kontroll helyszínekről származó minták ebben a növényi tesztben sem bizonyultak toxikusnak (M14 melléklet). Emellett több természetközeli (T<sub>2</sub> és T<sub>6</sub> helyszínek) és városi terület (V<sub>3</sub>, V<sub>4</sub> és V<sub>6</sub> helyszínek) mintái sem voltak toxikusak egyik vizsgált paraméterre sem. A kontroll és a másik két területtípus között szignifikáns különbséget találtam az angolperje hajtáshosszában és a hajtás száraz tömegében, azonban a gyökérléghosszban nem volt különbség (10. ábra).

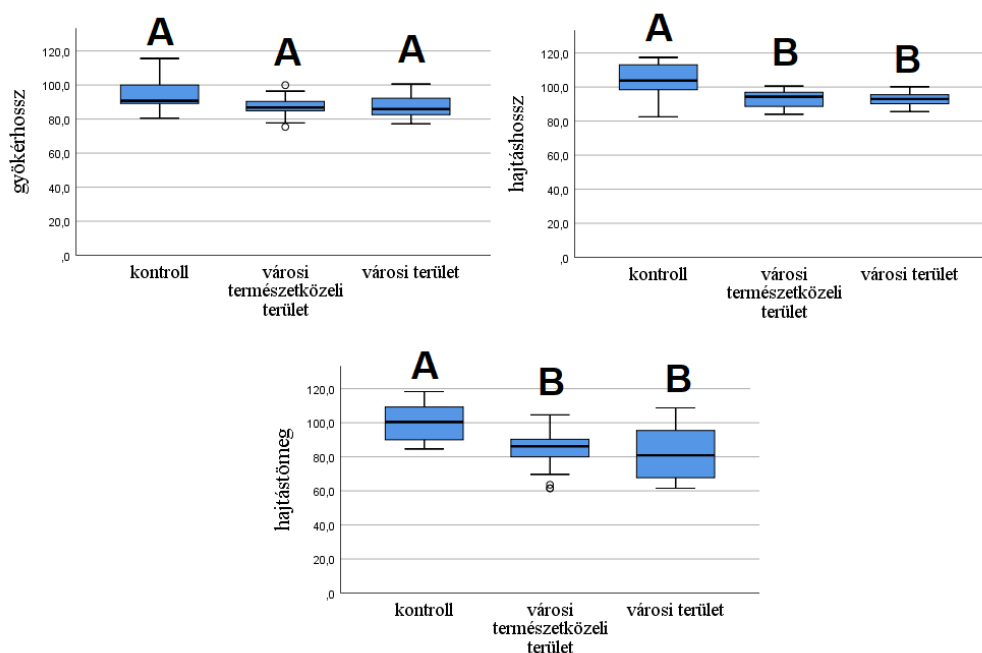
Az angolperje biotesztben összességében jóval kisebb mértékű toxicitást tapasztaltam, mint a csíranövény tesztben, annak ellenére, hogy a növények ebben a tesztben jóval hosszabb időn

keresztül érintkeztek a talajokkal. Ennek oka elsősorban az lehet, hogy a magokat nem közvetlenül a vizsgált talajokon csíráztattuk. A gyökér és hajtáshosszt pl. egyik vizsgált talajminta sem csökkentette 20 %-nál többel, de a hajtás száraz tömegénél sem tapasztaltunk 40 %-nál nagyobb csökkenést a  $K_0$  kontrollhoz képest.

Az angolperje gyökérhosszának eredményei a kontroll helyszínek esetén 87,9 és 100,8 % között, a természetes területeknél 80,0 és 89,7 % között, míg a városi területeknél 80,8 és 97,5 % között változtak (M13 melléklet). A legnagyobb (közel 20 %-os) csökkenést ebben a paraméterben a  $T_5$ ,  $V_1$  és  $V_2$  helyszínekről származó minták okozták, amelyek tehát enyhén toxikusnak bizonyultak az angolperje gyökérnövekedésére (M14 melléklet). Emellett a  $T_3$  és  $V_5$  helyszínről gyűjtött minták is enyhén toxikusak voltak. A hajtáshossz eredményei 99,6 és 112,3 % között voltak a kontroll területeken, 85,4 és 97,8 között a természetközeli területeknél, illetve 89,1 és 94,4 % között a városi területeknél. Bár BARNA és FÜLEKY (2007) szerint e tesztben a hajtáshossz jóval érzékenyebb mutatója lehet a PTE-k toxicitásának, mint a gyökérhossz, vizsgálatunkban éppen ennek az ellenkezőjét tapasztaltuk. Az angolperje hajtáshosszát kizárólag a  $T_5$  helyszínről származó minták csökkentették szignifikánsan, közel 15 %-kal, így ez a minta bizonyult egyedülként enyhén toxikusnak.

A hajtás száraz tömegében jelentősebb csökkenést tapasztaltam egyes mintáknál, mint a másik két paraméter esetén. A kontroll területeknél az eredmények 96,4 és 104,9 % között, a természetes területeknél 64,1 és 94,9 % között, míg városi területeknél 66,2 és 104,1 % között változtak (M13 melléklet). A legnagyobb csökkenés ez esetben is  $T_5$ ,  $V_1$  és  $V_2$  helyszínek talajmintáinak hatására következett be, amelyeknél kb. 35 %-kal kisebb hajtástömeget tapasztaltam, mint a  $K_0$  kontrollban. A három talajminta mellett a  $V_5$  helyszínről gyűjtött minták is közepesen toxikusak volt e paraméterre (M14 melléklet). A  $T_1$  helyszínről származó talaj pedig enyhén toxikusnak bizonyult az angolperje hajtásának száraz tömegére.

### Angolperje (*Lolium perenne*)



10. ábra: Az angolperje bioteszt eredményei az egyes területtípusok szerint (átlag±szórás). Az eredmények a K<sub>0</sub> kontroll %-ában vannak kifejezve. A különböző nagybetűk szignifikáns különbséget jelölnek a területtípusok között (*Tukey* vagy *Games-Howell* teszt,  $p < 0,05$ ).

#### 5.3.4. A talajállatokat alkalmazó biotesztek eredményei

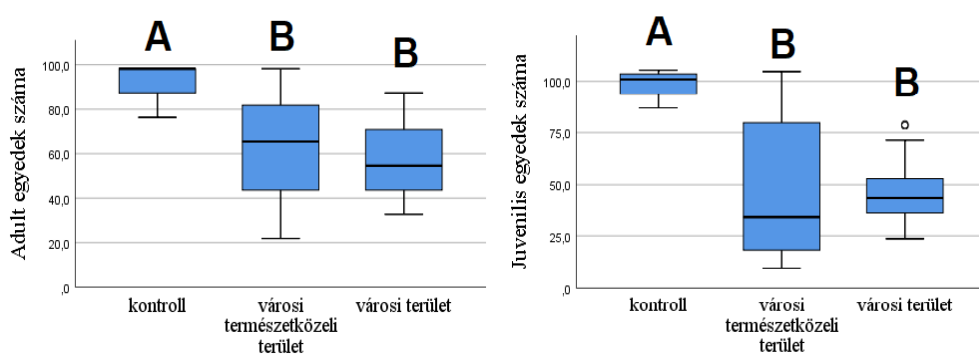
##### *Ugróvillás (Collembola) teszt*

Az ugróvillás teszt validitásának kritériuma, hogy a kontrollban az adult egyedek mortalitása nem haladja meg a 20 %-ot, a juvenilis egyedek száma pedig több mint 100 (OECD 2009). Az alkalmazott K<sub>0</sub> kontroll megfelelt e kritériumnak, hiszen az adult egyedek száma átlagosan 9,17 volt, ami 6,3 %-os mortalitásnak felel meg, a juvenilis egyedek száma pedig átlagosan 177,83 volt.

A *Dunett* teszt alapján a kontroll helyszínekről származó talajminták egyike sem volt toxikus a vizsgált ugróvillás fajra (M15 melléklet). Ezzel szemben a városi és a természetközeli területekről származó minták (a T<sub>4</sub> helyszínről származókat kivéve) mindegyike csökkentette az adult, valamint a juvenilis egyedek számát is. Ennek megfelelően a különböző területtípusok között is szignifikáns különbséget találtam: a kontroll területek esetén mindkét paraméter átlagos értéke szignifikánsan nagyobb volt, mint a másik két területtípusnál (11. ábra). A városi és a természetközeli területek között ez esetben sem volt szignifikáns különbség.

A kontroll területeken az adult egyedek száma 90,0 és 94,5 % között, míg a juvenilis egyedek száma 95,7 és 101,5 % között volt (M15 melléklet). A természetközeli területeken az eredmények szórása igen nagy volt: az adult egyedek száma 27,3 és 92,7 %, a juvenilis egyedek száma pedig 16,0 és 100,7 % között változott. A T<sub>1</sub> helyszínről származó minta bizonyult a legtoxikusabbnak az összes közül mind az adult, mind a juvenilis egyedek számát tekintve. Előbbi esetén több mint 70 %-os, míg utóbbinál több mint 80 %-os csökkenést okozott a K<sub>0</sub> kontrollhoz viszonyítva. A T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> és T<sub>6</sub> helyszínekről származó minták szintén erősen toxikusak voltak a *F. candida* reprodukciójára, az adult egyedekre vonatkozóan azonban csak közepes toxicitást tapasztaltam (M16 melléklet). A T<sub>5</sub> helyszínről származó minta enyhén toxikusnak bizonyult mindkét paraméterre, hatására mindössze kb. 20 %-kal csökkent a két vizsgált paraméter. Ezzel szemben a T<sub>4</sub> helyszínről gyűjtött talaj egyáltalán nem volt toxikus ebben a vizsgálatban.

A városi területek esetén kisebb szórást tapasztaltam: az adult egyedek száma 43,6 és 73,6 % között, míg a juvenilis egyedek száma 36,3 és 71,8 % között változott (M15 melléklet). Bár e minták mindegyike közepesen vagy erősen toxikus volt a vizsgált ugróvillásra, mégis kisebb károsító hatást tapasztaltam, mint néhány természetközeli terület (pl. T<sub>1</sub> mintavételi helyszín) esetén (M16 melléklet). A V<sub>2</sub> helyszínről származó minta mindkét vizsgált paraméterre erősen toxikus volt, de a reprodukcióra a V<sub>1</sub>, V<sub>5</sub>, és V<sub>6</sub> helyszínek mintái is erősen toxikusnak bizonyultak. Ez főleg utóbbi esetén érdekes, hiszen pl. a növényi teszteknel ez a minta egyáltalán nem okozott káros hatást. Ugyanez elmondható a V<sub>3</sub> helyszínről származó mintáról is, amely közepesen toxikus volt ebben a tesztben.



11. ábra: Az ugróvillás (*Collembola*) teszt eredményei az egyes területtípusok szerint (átlag±szórás). Az eredmények a K<sub>0</sub> kontroll %-ában vannak kifejezve. A különböző nagybetűk szignifikáns különbséget jelölnek a területtípusok között (*Tukey* vagy *Games-Howell* teszt,  $p < 0,05$ ).

Az ugróvillás teszt eredményeit tekintve megállapítható az is, hogy a *F. candida* reprodukciója érzékenyebb vizsgálati végpont volt, mint az adult egyedek túlélése, hiszen a

juvenilis egyedek száma a kontroll %-ában kifejezve minden toxikusnak bizonyult talajminta esetén kisebb volt, mint az adult egyedek száma. Más típusú kutatásokban is hasonló eredményekre jutottak a *F. candida* biotesztekben való alkalmazása során (BUR et al. 2010, BUCH et al. 2016). A reprodukció jelentősebb mértékű csökkenését több tényező együttesen okozhatja: az adult egyedek számának csökkenése, a reprodukcióba való befektetés csökkenése, a juvenilis egyedek életképességének csökkenése, a juvenilis egyedek nagyobb érzékenysége, valamint a hosszabb idejű expozíció egyaránt hozzájárulhat ehhez (GRUIZ et al. 2001, VAN GESTEL et al. 2001, VAN GESTEL 2012).

### *Földigiliszta teszt*

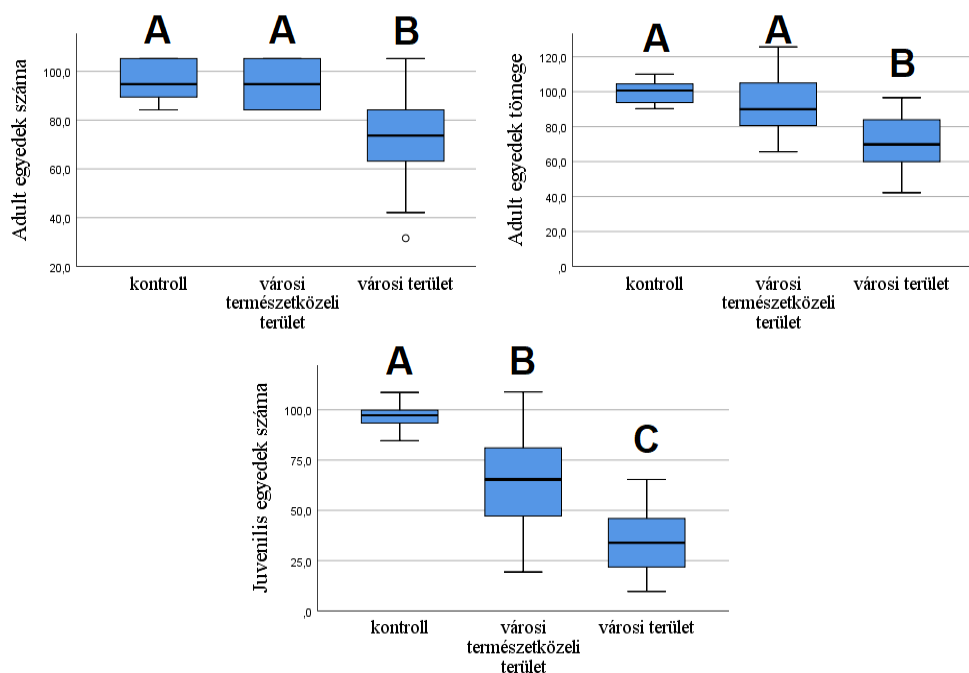
A földigiliszta teszt validitásának kritériuma, hogy a kontrollban az adult egyedek mortalitása kisebb mint 10 %, a juvenilis egyedek száma pedig több 30-nál (OECD 2016). Az alkalmazott  $K_0$  kontroll megfelelt ezeknek, hiszen az adult egyedek száma átlagosan 9,50 volt, ami 5 %-os mortalitásnak felel meg, a juvenilis egyedek száma pedig átlagosan 41,33 volt.

Hasonlóan az ugróvillás teszthez a kontroll területek talajmintái ebben az esetben sem bizonyultak toxikusnak a *Dunett* teszt alapján (M17 melléklet). Sőt az adult egyedek számát és tömegét a természetközeli területeken vett minták sem csökkentették a  $K_0$  kontrollhoz képest. Ezzel szemben a juvenilis egyedek száma szignifikánsan kisebb volt e területek talajainak vizsgálata során (a  $T_3$  helyszínt kivéve), mint a  $K_0$  kontrollban. A városi területekről származó minták (a  $V_6$  helyszínt leszámítva) mindhárom vizsgált paraméterre igen toxikusnak bizonyultak (M18 melléklet). Ennek megfelelően a különböző területtípusokat összehasonlítva látható, hogy a városi területek talajmintáinak eredményei mindhárom vizsgált paraméter esetében szignifikánsan kisebbek (12. ábra). A másik két területtípus között az adult egyedek számában és tömegében nem volt különbség, azonban a juvenilis egyedek száma kisebb volt a természetközeli területeken, mint a kontroll területeken.

A kontroll területeken az adult egyedek száma 92,1 és 102,6 % között, míg a tömegük 97,9 és 102,7 % között változott (M17 melléklet). A természetközeli területek esetén szintén nem volt jelentős különbség e két paraméterben az egyes helyszínek között: az adult egyedek száma 89,5 és 100,0 % között, a tömegük pedig 83,0 és 107,6 % között volt. A városi területeken jóval nagyobb szórásokat tapasztaltam (sok esetben még az azonos helyszínről vett talajminták esetén is): az adult egyedek száma itt 52,6 és 92,1 % között, míg tömegük 62,9 és 78,2 % között változott. Az adult egyedek számát a legnagyobb mértékben a  $V_4$ ,  $V_2$  és  $V_5$  helyszínek mintái csökkentették, előbbi közel 50 %-kal, míg utóbbi kettő közel 40 %-kal a  $K_0$  kontrollhoz képest.

Ez azt jelenti, hogy mindhárom minta közepesen toxikusnak bizonyult e paraméterre, a V<sub>1</sub> és V<sub>3</sub> helyszínről gyűjtött minták pedig enyhén toxikusak voltak (M18 melléklet). Az adult egyedek tömegére közepesen toxikus volt a V<sub>1</sub>, V<sub>2</sub>, V<sub>4</sub> és V<sub>5</sub> helyszínről származó minta is, a tömegcsökkenés nagyjából 30-40 % között volt a K<sub>0</sub> kontrollhoz képest. Ezzel ellentétben a V<sub>3</sub> és V<sub>6</sub> helyszínről származó minták az egyedek tömegét csak kisebb mértékben (kb. 20 %-kal) csökkentették.

A juvenilis egyedek számának alakulását külön ki kell emelni. A kontroll területeken ebben a paraméterben sem volt jelentős különbség, a kapott értékek 93,8 és 100,1 % között változtak (M17 melléklet). A természetközeli helyszínek között azonban jelentős eltérések mutatkoztak. A T<sub>4</sub> helyszínen vett talajok erősen toxikusak voltak, közel 70 %-kal csökkent az *E. fetida* reprodukciója a K<sub>0</sub> kontrollhoz képest (M18 melléklet). A T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub> és T<sub>6</sub> helyszínekről származó minták közepesen toxikusnak, míg a T<sub>5</sub> helyszínről származók enyhén toxikusnak bizonyultak e paraméterre. Ezzel ellentétben a T<sub>3</sub> helyszín talajmintái nem voltak toxikusak a juvenilis egyedek számára sem, itt 88,3 %-os értéket tapasztaltunk. A városi területek mintái mind-mind jelentős toxicitást mutattak erre a paraméterre, még a legkevésbé toxikus, V<sub>3</sub> helyszínről származó talaj is közel 50 %-kal csökkentette a juvenilis egyedek számát. A többi városi helyszín esetén a juvenilis egyedek száma 23,0 és 41,1 % között változott, vagyis mindegyik erősen toxikus volt a reprodukcióra. A legtoxikusabb talajminták (V<sub>2</sub> és V<sub>5</sub> helyszínekről származók) több mint 70 %-kal csökkentették a juvenilis egyedek számát a K<sub>0</sub> kontrollhoz képest.



12. ábra: A földigiliszta teszt eredményei az egyes területtípusok szerint (átlag±szórás). Az eredmények a K<sub>0</sub> kontroll %-ában vannak kifejezve. A különböző nagybetűk szignifikáns különbséget jelölnek a területtípusok között (Tukey vagy Games-Howell teszt, p<0,05).



Az eredmények alapján az ugróvillás teszthez hasonlóan ebben az esetben is a reprodukció volt a legérzékenyebb vizsgálati végpont. Különösen szembetűnő ez a városi természetközeli területeknél, ahol a talajminták nem voltak hatással az adult egyedekre, azonban a juvenilis egyedek számát a legtöbb esetben csökkentették. ZALTAUSKAITÉ és SODIENÉ (2014) PTE-vel szennyezett talajok vizsgálata során szintén azt tapasztalták, hogy az *E. fetida* reprodukciója jóval érzékenyebb mutató, mint a mortalitása és tömegváltozása. DOMINGUEZ-CRESPO et al. (2012) ugyanerre jutottak szennyvíziszapok vizsgálata során. Ez ugyanazoknak a tényezőknek köszönhető, melyeket az ugróvillás tesztnél bemutattam korábban.

#### **5.4. A biotesztek eredményeit befolyásoló tényezők vizsgálata**

##### 5.4.1. Korrelációvizsgálatok a mikrobiológiai paraméterek és más talajjellemzők között

A Pearson-féle korrelációs elemzés alapján a talajok oldható Pb koncentrációja negatívan korrelált a DHA és az összes sejtszám eredményeivel. Ez különösen a DHA esetén volt szembetűnő, hiszen a kiugróan alacsony enzimaktivitással rendelkező talajok ( $V_1$ ,  $V_2$ ,  $V_5$  mintavételi helyszín) esetében relatív nagy Pb koncentrációk voltak jellemzők. A DHA emellett negatív kapcsolatban állt a talaj oldható Cr koncentrációjával is. Ezek az eredmények annak tükrében nem meglepők, hogy éppen e két PTE esetén haladta meg a szennyezettségi határértékeket a legtöbb helyszínen a talaj összes koncentrációja. A Cr és Pb sem esszenciális elem az élőlények számára (NAGAJYOTI et al. 2010, SINGH et al. 2011), a városi területekre jellemző nagyobb koncentrációk így jelentősen károsíthatják a talaj mikroba közösségeit. Eredményeinkkel összefüggésben van, hogy WOLINSKA és STEPNIIEWSKA (2012) összefoglaló műve alapján mindkét PTE negatív hatással van a talajok DHA-ra. Bár a talajminták Zn tartalma viszonylag alacsony, az összes sejtszám és az oldható Zn koncentrációk között szintén negatív korrelációt tapasztaltam. Az MPN módszerrel kapott eredményeket (összes baktériumszám és gombaszám) egyik elem oldható koncentrációja sem befolyásolta. Az eredményekkel kapcsolatban érdemes megemlíteni, hogy a kapott korrelációs együtthatók viszonylag alacsonyak voltak ( $r < 0,47$ ) még a szignifikáns korrelációk esetén is, ami azt jelenti, hogy nincs erős a kapcsolat a vizsgált paraméterek között, így az oldható PTE koncentrációk csak részben magyarázzák a mikrobiológiai vizsgálatok eredményeit.

4. táblázat: Korrelációs mátrix a mikrobiológiai paraméterek és a talajok oldható potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációi között.

	DHA (TPF $\mu$ g/g) <sup>a</sup>	Összes baktériumszám (lg MPN/g) <sup>b</sup>	Összes gombaszám (lg MPN/g) <sup>b</sup>	Összes sejtszám (lg db/cm <sup>3</sup> ) <sup>c</sup>
<b>Co (mg/kg)</b>	0,11	0,06	-0,14	-0,04
<b>Cr (mg/kg)</b>	-0,45*	-0,18	-0,13	-0,39
<b>Cu (mg/kg)</b>	-0,11	-0,09	-0,06	-0,25
<b>Ni (mg/kg)</b>	0,02	-0,16	-0,17	-0,29
<b>Pb (mg/kg)</b>	-0,40*	-0,09	-0,33	-0,44*
<b>Zn (mg/kg)</b>	-0,08	-0,29	-0,22	-0,41*

A táblázatban a Pearson-féle korrelációs együtthatók (r) láthatók, a \*-al jelölt együtthatók esetén szignifikáns korreláció van a két paraméter között (n=64, p<0,01). *Jelmagyarázat:* <sup>a</sup> dehidrogenáz enzim aktivitás, <sup>b</sup> a legvalószínűbb élő sejtszám (MPN) módszer alapján, <sup>c</sup> a mikroszkópos baktériumszámlálás alapján. Az elemkoncentrációk NH<sub>4</sub>-acetát+ecetsav+EDTA kioldás után kerültek meghatározásra (LAKANEN és ERVIÖ 1971, MSZ 21470-50:2006).

WANG et al. (2011) vizsgálatai alapján a városi talajok mikrobiológiai állapota nem csak a PTE szennyezettségtől, hanem más talajtulajdonságoktól is függ, emiatt a korrelációs elemzést elvégeztük a mikrobiális paraméterek és az általános fizikai és kémiai jellemzők között is (5. táblázat). Az eredmények alapján a műtermék mennyisége az összes vizsgált mikrobiológiai paraméterrel negatív korrelációban volt, ami arra utal, hogy minél több műtermék kerül a városi talajokba az emberi tevékenységek által, annál inkább csökken a talajok mikrobiális biomasszája és DHA-a. A korrelációs együtthatók viszont ebben az esetben is viszonylag alacsonyak (r <0,52) voltak.

A humusztartalom pozitívan korrelált minden mikrobiológiai paraméterrel. A talajban lévő humuszanyagok általában fokozzák a talaj mikrobiológiai aktivitását, mivel energiaforrást biztosítanak a különböző mikroorganizmusok számára (FONTAINE et al. 2003, WOLINSKA és STEPNIIEWSKA 2012). Így a városi területek talajaira jellemző kisebb humusztartalom is hozzájárul a mikrobiális biomassza és a DHA csökkenéséhez. Ugyanakkor a feltárt kapcsolat ellentétes irányú is lehet, hiszen a mikrobiális biomassza csökkenése mérsékelheti a humifikációs folyamatokat (XU et al. 2019).

WOLINSKA és STEPNIIEWSKA (2012) szerint a talajok N, P, és K tartalma is befolyásolhatja a DHA-t, azonban vizsgálatunkban nem találtunk szignifikáns kapcsolatot ezek között. Ellenben a többi mikrobiológiai paraméter pozitívan korrelált legalább az egyik tápanyag mennyiségével. Az összes gombaszám mindhárom vizsgált tápanyag koncentrációjával, az összes baktériumszám csak a P és K koncentrációkkal, míg az összes sejtszám kizárólag a K

koncentrációval állt pozitív korrelációban. Ez alapján lehetséges, hogy a városi területeken a talaj kisebb mikrobiális biomasszájáért e tápanyagok hiánya felel (WOLINSKA és STEPNIIEWSKA 2012, GEISSELER és SCOW 2014). Emellett a városi területeken tapasztalt magasabb pH és nagyobb CaCO<sub>3</sub> tartalom negatívan befolyásolhatja a tápanyagok elérhetőségét is a talaj mikroorganizmusai számára (LI et al. 2013). Ez a két paraméter azonban nem állt összefüggésben egyik mikrobiológiai paraméterrel sem a korrelációs vizsgálat alapján.

5. táblázat: Korrelációs mátrix a mikrobiológiai paraméterek és a talajok általános fizikai és kémiai jellemzői között.

	DHA (TPF $\mu$ g/g) <sup>a</sup>	Összes baktériumszám (lg MPN/g) <sup>b</sup>	Összes gombaszám (lg MPN/g) <sup>b</sup>	Összes sejtszám (lg db/cm <sup>3</sup> ) <sup>c</sup>
Műtermék (%)	-0,52*	-0,44*	-0,46*	-0,52*
K <sub>A</sub>	0,17	-0,18	-0,06	-0,37
pH <sub>H2O</sub>	-0,39	-0,01	-0,12	-0,38
CaCO <sub>3</sub> (%)	-0,38	-0,12	-0,06	-0,32
H (%)	0,51*	0,44*	0,45*	0,56*
N (%)	0,29	0,20	0,41*	0,33
AL-P (mg/kg)	0,07	0,61*	0,61*	0,33
AL-K (mg/kg)	0,22	0,85*	0,87*	0,58*

A táblázatban a Pearson-féle korrelációs együtthatók (r) láthatók, a \*-al jelölt együtthatók esetén szignifikáns korreláció van a két paraméter között (n=64, p<0,01). *Jelmagyarázat:* <sup>a</sup> dehidrogenáz enzim aktivitás, <sup>b</sup> a legvalószínűbb élő sejtszám (MPN) módszer alapján, <sup>c</sup> a mikroszkópos baktériumszámlálás alapján. K<sub>A</sub>: Arany-féle kötöttség, CaCO<sub>3</sub>: szénsavas mésztartalom, H: humusztartalom (a Tyurin-módszer alapján), N: N tartalom (a Kjedahl módszer alapján), AL-P: ammónium-laktát oldható P tartalom, AL-K: ammónium-laktát oldható K tartalom.

#### 5.4.2. Korrelációvizsgálatok a bakteriális biotesztek eredményei és más talajjellemzők között

A korrelációs elemzés alapján a talajok oldható Cr, Cu és Pb koncentrációja is negatívan korrelált a kapott ED<sub>50</sub> értékekkel, ami azt jelenti, hogy a nagyobb oldható PTE koncentráció növelte a talajok toxicitását a vizsgált tesztbaktériumokra (6. táblázat). Ez magyarázza a városi területeken tapasztalt nagyobb mértékű toxicitást, hiszen mind a három PTE oldható koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt e területek talajaiban. A korrelációs együtthatók -0,51 és -0,63 között voltak.

Az már az előbbieket során is kiderült, hogy a talajmintáinkban relatíve nagy mennyiségben található Cr és Pb negatívan befolyásol egyes mikrobiológiai paramétereket, azonban Cu esetén ilyet nem tapasztaltunk. Mintáinkban viszonylag kis Cu koncentrációkat mértünk, az összes koncentráció mindössze egy esetben haladta meg a szennyezetségi határértéket. BARNA et al. (2006) vizsgálatai alapján azonban a Cu már a határérték alatti koncentrációban is toxikus lehet a két tesztbaktériumra. Ki kell emelni továbbá, hogy a városi területeken a Cu jelentős része oldható formában volt jelen a talajban, ami szintén hozzájárulhatott a kapott eredményekhez. A

talajok oldható Co, Ni és Zn koncentrációja egyik bakteriális teszt eredményeit sem befolyásolta a korrelációvizsgálat alapján, annak ellenére, hogy utóbbi két elem koncentrációjában szignifikáns különbségek voltak a területtípusok között.

6. táblázat: Korrelációs mátrix a bakteriális biotesztek eredményei és a talajok oldható potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációi között.

	<i>A. agilis</i> teszt (ED <sub>50</sub> érték)	<i>P. fluorescens</i> (ED <sub>50</sub> érték)
<b>Co (mg/kg)</b>	-0,30	-0,20
<b>Cr (mg/kg)</b>	-0,61*	-0,51*
<b>Cu (mg/kg)</b>	-0,60*	-0,63*
<b>Ni (mg/kg)</b>	-0,33	-0,22
<b>Pb (mg/kg)</b>	-0,55*	-0,61*
<b>Zn (mg/kg)</b>	-0,39	-0,37

A táblázatban a Pearson-féle korrelációs együtthatók (r) láthatók, a \*-al jelölt együtthatók esetén szignifikáns korreláció van a két paraméter között (n=64, p<0,01). *Jelmagyarázat:* ED<sub>50</sub>: effektív, 50 %-os szaporodásgátló hatást kifejtő talaj dózis. Az elemkoncentrációk NH<sub>4</sub>-acetát+ecetsav+EDTA kioldás után kerültek meghatározásra (LAKANEN és ERVIŐ 1971, MSZ 21470-50:2006).

Az általános fizikai és kémiai jellemzők közül (a mikrobiológiai vizsgálatokhoz hasonlóan) ebben az esetben is a talajok műtermék és a humusz mennyisége emelhető ki. A műtermék mennyisége negatívan, míg a humusz mennyisége pozitívan korrelált az ED<sub>50</sub> értékekkel. Előbbi paraméter esetén a korrelációs együtthatók -0,56 és -0,68 között mozogtak, míg utóbbinál 0,57 és 0,58 között. Érdekes, hogy a műtermék mennyisége növeli a talajok toxicitását a tesztbaktériumra. Ennek egyik lehetséges oka, hogy a műtermékekből, vagy azok felületéről toxikus anyagok (olyan anyagok, melyek koncentrációját nem vizsgáltuk) kerülnek a talajba. Másrészt lehetséges az is, hogy a talajba került műtermékek úgy módosítják a talaj tulajdonságait, hogy azok növelik a toxicitást. Előfordulhat azonban az is, hogy egyszerűen azokban a talajmintákban található több műtermék, amelyek PTE szennyezettsége és ezzel összefüggésben a toxicitása is nagyobb.

A szakirodalom alapján a magasabb pH általában csökkenti a PTE-k toxicitását (BIASOLI et al. 2006, ALLOWAY 2013), de vizsgálatunkban éppen ellenkező összefüggést (r = -0,56) találtunk az *A. agilis* teszt esetében. Ennek oka az lehet, hogy a magasabb pH-val rendelkező városi területekről származó talajokban általában jóval nagyobb oldható PTE koncentrációk voltak jellemzők. Ugyanebben a tesztben (valószínűleg hasonló okok miatt) negatív korrelációt (r = -0,46) találtunk a talaj CaCO<sub>3</sub> tartalma, és az ED<sub>50</sub> értékek között is.

A humusz mennyiségének növekedésével csökkent a minták toxicitása, amelynek alapvetően két oka lehet. Az egyik, hogy a humuszanyagok megkötötték a talaj PTE tartalmának egy részét, így csökkentve azok biológiai hozzáférhetőségét a baktériumok számára (YIN 2002). A másik pedig, hogy a humuszanyagok fokozták a tesztbaktérium szaporodását (FONTAINE et al. 2003),

így mérsékelve a PTE káros hatásait. Mivel azonban az oldható elemkoncentrációk meghatározásával elsősorban a biológiailag hozzáférhető mennyiséget mértük, így esetünkben utóbbi folyamat szerepe lehet fontosabb. A talajminták kötöttsége, valamint a vizsgált tápanyagok egyike sem befolyásolta a bakteriális biotesztek eredményeit a korrelációs elemzés alapján.

7. táblázat: Korrelációs mátrix a bakteriális biotesztek eredményei és a talajok általános fizikai és kémiai jellemzői között.

	<i>A. agilis</i> teszt (ED <sub>50</sub> érték)	<i>P. fluorescens</i> (ED <sub>50</sub> érték)
<b>Mútermék (%)</b>	-0,68*	-0,56*
<b>K<sub>A</sub></b>	-0,23	-0,14
<b>pH<sub>H2O</sub></b>	-0,56*	-0,35
<b>CaCO<sub>3</sub> (%)</b>	-0,46*	-0,39
<b>H (%)</b>	0,57*	0,58*
<b>N (%)</b>	0,34	0,41
<b>AL-P (mg/kg)</b>	0,28	0,36
<b>AL-K (mg/kg)</b>	0,36	0,38

A táblázatban a Pearson-féle korrelációs együtthatók (r) láthatók, a \*-al jelölt együtthatók esetén szignifikáns korreláció van a két paraméter között (n=60, p<0,01). *Jelmagyarázat:* ED<sub>50</sub>: effektív, 50 %-os szaporodásgátló hatást kifejtő talaj dózis. K<sub>A</sub>: Arany-féle kötöttség, CaCO<sub>3</sub>: szénsavas mésztartalom, H: humusztartalom (a Tyurin-módszer alapján), N: N tartalom (a Kjehdahl módszer alapján), AL-P: ammónium-laktát oldható P tartalom, AL-K: ammónium-laktát oldható K tartalom.

#### 5.4.3. Korrelációvizsgálatok a növényi biotesztek eredményei és más talajjellemzők között

A korrelációs elemzések alapján a talajminták oldható Pb koncentrációja negatívan korrelált minden vizsgált növényi paraméterrel, mely alól kizárólag a fehér mustár gyökérhossza a kivétel (8. táblázat, 9. táblázat). A korrelációs együtthatók -0,49 és -0,67 között változtak. Az eredmények összhangban vannak más kutatásokkal, hiszen az Pb káros hatását a növényekre, különösen a szennyezettségi határértéket meghaladó koncentrációkban, számos alkalommal bizonyították (BARNA et al. 2006, BARNA és FÜLEKY 2007, NAGAJYOTI et al. 2010, KHAN et al. 2015). A városi és a természetes területek nagyobb Pb koncentrációi (különösen a V<sub>1</sub>, V<sub>2</sub> és V<sub>5</sub> helyszínek esetén) tehát részben magyarázzák a nagyobb növényi toxicitást.

Emellett a talajok oldható Cr koncentrációja negatívan korrelált a fehér mustár csírázásával (r= -0,49). Ez szintén nem meglepő, hiszen az Pb mellett a Cr összes koncentrációja haladta meg a szennyezettségi határértéket a legtöbb városi és természetközeli mintavételi helyszínen. Ahogy a mikrobiológiai vizsgálatoknál, itt is megemlíthető, hogy a két elem a növények számára sem esszenciális (NAGAJYOTI et al. 2010, SINGH et al. 2011). A többi PTE oldható koncentrációja és a vizsgált növényi paraméterek között nem találtunk szignifikáns korrelációt.

8. táblázat: Korrelációs mátrix a csíranövény teszt eredményei és a talajok oldható potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációi között.

	Fehér mustár ( <i>Sinapis alba</i> )			Kerti saláta ( <i>Lactuca sativa</i> )		
	csírázás (%)	gyökérhossz (mm)	hajtáshossz (mm)	csírázás (%)	gyökérhossz (mm)	hajtáshossz (mm)
<b>Co (mg/kg)</b>	-0,34	-0,38	-0,13	-0,34	-0,36	-0,27
<b>Cr (mg/kg)</b>	-0,49*	-0,22	-0,39	-0,33	-0,24	-0,37
<b>Cu (mg/kg)</b>	-0,27	-0,20	-0,22	-0,25	-0,26	-0,24
<b>Ni (mg/kg)</b>	-0,38	-0,14	-0,29	-0,37	-0,26	-0,34
<b>Pb (mg/kg)</b>	-0,67*	-0,40	-0,56*	-0,67*	-0,50*	-0,61*
<b>Zn (mg/kg)</b>	-0,29	-0,22	-0,32	-0,27	-0,18	-0,23

A táblázatban a Pearson-féle korrelációs együtthatók (r) láthatók, a \*-al jelölt együtthatók esetén szignifikáns korreláció van a két paraméter között (n=64, p<0,01). Az elemkoncentrációk NH<sub>4</sub>-acetát+ecetsav+EDTA kioldás után kerültek meghatározásra (LAKANEN és ERVIÖ 1971, MSZ 21470-50:2006).

9. táblázat: Korrelációs mátrix az angolperje bioteszt eredményei és a talajok oldható potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációi között.

	Angolperje ( <i>Lolium perenne</i> )		
	gyökérhossz (mm)	hajtáshossz (mm)	hajtás száraz tömege (g)
<b>Co (mg/kg)</b>	-0,16	0,07	-0,16
<b>Cr (mg/kg)</b>	-0,23	-0,44	-0,36
<b>Cu (mg/kg)</b>	-0,22	-0,24	-0,29
<b>Ni (mg/kg)</b>	-0,06	-0,15	-0,22
<b>Pb (mg/kg)</b>	-0,49*	-0,59*	-0,59*
<b>Zn (mg/kg)</b>	-0,29	-0,14	-0,23

A táblázatban a Pearson-féle korrelációs együtthatók (r) láthatók, a \*-al jelölt együtthatók esetén szignifikáns korreláció van a két paraméter között (n=64, p<0,01). Az elemkoncentrációk NH<sub>4</sub>-acetát+ecetsav+EDTA kioldás után kerültek meghatározásra (LAKANEN és ERVIÖ 1971, MSZ 21470-50:2006).

RÖMBKE et al. (2006) szerint a növényi biotesztek eredményeit a talaj általános tulajdonságai (pl. textúrája, humusz- és tápanyagtartalma) jelentős mértékben befolyásolják, így a korrelációvizsgálat ez esetben még indokoltabb. A vizsgálatunk alapján a talaj N koncentrációja szignifikánsan korrelált a csíranövény tesztben vizsgált összes paraméterrel, bár a korrelációs együtthatók viszonylag alacsonyak voltak: 0,42 és 0,61 között (10. táblázat). Emellett a N koncentráció az angolperje hajtásának száraztömegével is pozitívan korrelált (r= 0,44) (11. táblázat). Ezek az eredmények nem meglepők, hiszen köztudott, hogy a N szerepe a növény növekedésének (kezdeti) vegetatív fázisában kiemelkedő. A talajok nagy N tartalma tehát ellensúlyozhatja a PTE-k káros hatásait. A legnagyobb N koncentrációkat a kontroll helyszíneken mértük, ami azt jelenti, hogy itt (a kisebb PTE koncentrációk mellett) a nagyobb N koncentrációk is hozzájárulhattak ahhoz, hogy nem tapasztaltunk toxicitást a növények esetében. A másik két tápelem közül csak az AL-P koncentrációja és a kerti saláta hajtáshossza között találtunk szignifikáns összefüggést (r= 0,43).

RÖMBKE et al. (2006) vizsgálataival ellentétben esetünkben sem a talaj textúrája, sem a humusztartalma nem befolyásolta a növények vizsgált paramétereit. Meg kell jegyezni azonban, hogy az általuk alkalmazott vizsgálati módszerek és körülmények jelentősen eltértek. Ezen túlmenően a növényi biotesztek eredményeire a talaj műterméktartalma sem volt hatással. A pH és a CaCO<sub>3</sub> mennyisége kizárólag a fehér mustár csírázásával korrelált (negatívan), a korrelációs együtthatók viszont igen alacsonyak voltak: -0,45 és -0,46. Mivel a szakirodalomban sem találtunk erre vonatkozó információt a kérdéses tartományban, ezért úgy gondoljuk, hogy ennek oka egyszerűen az lehet, hogy a magasabb pH-val és nagyobb CaCO<sub>3</sub> tartalommal rendelkező talajoknak nagyobb volt a PTE koncentrációja.

10. táblázat: Korrelációs mátrix a csíranövény teszt eredményei és a talajok általános fizikai és kémiai jellemzői között.

	Fehér mustár ( <i>Sinapis alba</i> )			Kerti saláta ( <i>Lactuca sativa</i> )		
	csírázás (%)	gyökérhossz (mm)	hajtáshossz (mm)	csírázás (%)	gyökérhossz (mm)	hajtáshossz (mm)
Műtermék (%)	-0,33	-0,28	-0,30	-0,39	-0,31	-0,25
K <sub>A</sub>	0,01	0,18	0,14	0,04	0,11	0,20
pH <sub>H2O</sub>	-0,45*	-0,38	-0,34	-0,38	-0,35	-0,38
CaCO <sub>3</sub> (%)	-0,46*	-0,38	-0,38	-0,27	-0,39	-0,23
H (%)	0,33	0,29	0,16	0,26	0,32	0,12
N (%)	0,58*	0,42*	0,45*	0,49*	0,48*	0,61*
AL-P (mg/kg)	0,32	0,16	0,22	0,34	0,14	0,43*
AL-K (mg/kg)	0,20	0,02	0,04	0,21	0,07	0,08

A táblázatban a Pearson-féle korrelációs együtthatók (r) láthatók, a \*-al jelölt együtthatók esetén szignifikáns korreláció van a két paraméter között (n=64, p<0,01). *Jelmagyarázat:* K<sub>A</sub>: Arany-féle kötöttség, CaCO<sub>3</sub>: szénsavas mésztartalom, H: humusztartalom (a Tyurin-módszer alapján), N: N tartalom (a Kjeldahl módszer alapján), AL-P: ammónium-laktát oldható P tartalom, AL-K: ammónium-laktát oldható K tartalom.

11. táblázat: Korrelációs mátrix az angolperje bioteszt eredményei és a talajok általános fizikai és kémiai jellemzői között.

	Angolperje ( <i>Lolium perenne</i> )		
	gyökérhossz (mm)	hajtáshossz (mm)	hajtás száraz tömege (g)
Műtermék (%)	-0,31	-0,35	-0,32
K <sub>A</sub>	0,14	-0,12	0,06
pH <sub>H2O</sub>	-0,17	-0,31	-0,23
CaCO <sub>3</sub> (%)	-0,35	-0,30	-0,33
H (%)	0,20	0,22	0,28
N (%)	0,22	0,39	0,44*
AL-P (mg/kg)	0,03	-0,01	0,14
AL-K (mg/kg)	-0,02	-0,01	0,05

A táblázatban a Pearson-féle korrelációs együtthatók (r) láthatók, a \*-al jelölt együtthatók esetén szignifikáns korreláció van a két paraméter között (n=64, p<0,01). *Jelmagyarázat:* K<sub>A</sub>: Arany-féle kötöttség, CaCO<sub>3</sub>: szénsavas mésztartalom, H: humusztartalom (a Tyurin-módszer alapján), N: N tartalom (a Kjeldahl módszer alapján), AL-P: ammónium-laktát oldható P tartalom, AL-K: ammónium-laktát oldható K tartalom.

#### 5.4.4. Korrelációvizsgálatok a talajállatokat alkalmazó biotesztek eredményei és más talajjellemzők között

A korrelációs vizsgálat alapján az ugróvillás adult egyedeinek száma és a vizsgált PTE-k (a Zn kivételével) oldható koncentrációja között negatív összefüggés volt, a korrelációs együtthatók -0,42 és -0,63 között változtak (12. táblázat). A juvenilis egyedek számával viszont csak a Co és Ni oldható koncentrációja korrelált szignifikánsan, itt az együtthatók -0,60 és -0,64 között voltak. A földigiliszta teszt során a Cr, Cu és Pb esetén mutattunk ki szignifikáns összefüggéseket, ezek oldható koncentrációja az összes mért paraméterrel negatívan korrelált. A korrelációs együtthatók ebben az esetben -0,42 és -0,71 között voltak. (13. táblázat). Ezek alapján egyértelmű, hogy a városi talajoknál tapasztalt nagyobb toxicitásért azok nagyobb PTE koncentrációi felelősek. Ezt bizonyítja az is, hogy sok esetben azok a talajminták voltak a legtoxikusabbak, amelyek esetében a legnagyobb PLI értékeket számoltuk (pl. T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, V<sub>1</sub>, V<sub>5</sub> helyszínek).

A kapott összefüggéseket más kutatások is igazolják. A Co (LOCK et al. 2004), a Cr (LOCK és JANSSEN 2002a), a Cu (CRIEL et al. 2008), a Ni (LOCK és JANSSEN 2002b), valamint az Pb (BONGERS et al. 2004, ZALTAUSKAITÉ és SODIENÉ 2014) káros hatását is kimutatták korábban e tesztfajokra. A vizsgálatok során jellemzően csak jóval nagyobb koncentrációban bizonyultak toxikusak ezek az elemek, amelynek oka az lehet, hogy szinte minden esetben kizárólag 1-1 elem hatását vizsgálták. Kutatásunkban azonban több PTE együtt van jelen a talajmintákban, így a toxikus hatás jelentősen növekedhet (GRUIZ et al. 2001, FERNANDEZ et al. 2010, ALLOWAY 2013, JORFI et al. 2017).

12. táblázat: Korrelációs mátrix az ugróvillás (*Collembola*) teszt eredményei és a talajok oldható potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációi között.

	<i>Folsomia candida</i>	
	adult egyedek száma (db)	juvenilis egyedek száma (db)
<b>Co (mg/kg)</b>	-0,44*	-0,58*
<b>Cr (mg/kg)</b>	-0,51*	-0,36
<b>Cu (mg/kg)</b>	-0,43*	-0,34
<b>Ni (mg/kg)</b>	-0,63*	-0,60*
<b>Pb (mg/kg)</b>	-0,42*	-0,30
<b>Zn (mg/kg)</b>	-0,30	-0,18

A táblázatban a Pearson-féle korrelációs együtthatók (r) láthatók, a \*-al jelölt együtthatók esetén szignifikáns korreláció van a két paraméter között (n=64, p<0,01). Az elemkoncentrációk NH<sub>4</sub>-acetát+ecetsav+EDTA kioldás után kerültek meghatározásra (LAKANEN és ERVIÖ 1971, MSZ 21470-50:2006).



13. táblázat: Korrelációs mátrix a földigilisza tesztt eredményei és a talajok oldható potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációi között.

	<i>Eisenia fetida</i>		
	adult egyedek száma (db)	adult egyedek tömege (g)	juvenilis egyedek száma (db)
<b>Co (mg/kg)</b>	-0,31	-0,06	-0,08
<b>Cr (mg/kg)</b>	-0,52*	-0,48*	-0,67*
<b>Cu (mg/kg)</b>	-0,62*	-0,44*	-0,71*
<b>Ni (mg/kg)</b>	-0,33	-0,28	-0,38
<b>Pb (mg/kg)</b>	-0,60*	-0,42*	-0,64*
<b>Zn (mg/kg)</b>	-0,16	-0,21	-0,37

A táblázatban a Pearson-féle korrelációs együtthatók (r) láthatók, a \*-al jelölt együtthatók esetén szignifikáns korreláció van a két paraméter között (n=64, p<0,01). Az elemkoncentrációk NH<sub>4</sub>-acetát+ecetsav+EDTA kioldás után kerültek meghatározásra (LAKANEN és ERVIÖ 1971, MSZ 21470-50:2006).

Az általános fizikai és kémiai jellemzőket megvizsgálva megállapítható, hogy a minták N koncentrációja pozitívan korrelált az ugróvillás adult és juvenilis egyedeinek számával, valamint a földigilisza juvenilis egyedeinek számával, igaz a korrelációs együtthatók viszonylag alacsonyak voltak (0,43 és 0,48 között) (14. táblázat, 15. táblázat). Utóbbi a talajok AL-K koncentrációjával is pozitívan korrelált (r= 0,46). A tesztek során megfelelő mennyiségű tápanyagot biztosítottunk az állatok számára, ugyanakkor nem lehet kizárni, hogy a talajmintákban található többlettápanyag hozzájárult a toxicitás mértékének csökkenéséhez. Ehhez kapcsolódik továbbá az is, hogy a talajok humusztartalma a földigilisza minden mért paraméterével pozitív összefüggésben volt a korrelációvizsgálat szerint, igaz ez esetben is alacsony korrelációs együtthatókat kaptunk: 0,43 és 0,54 közöttieket. A szervesanyagtartalom plusz tápanyagot biztosíthatott a földigilisztáknak, amely elősegíthette azok ellenállóképességének növekedését (USMANI és KUMAR 2015). A műtermék mennyisége, a pH és CaCO<sub>3</sub> tartalom negatív összefüggésben állt egy vagy több vizsgált paraméterrel. A korrelációs együtthatók viszont ebben az esetben is alacsonyak, -0,41 és -0,56 közöttiek. Leszámítva a műtermék mennyiségét, amely igen erősen korrelált a földigilisza juvenilis egyedeinek számával (r= -0,75).

14. táblázat: Korrelációs mátrix az ugróvilla (*Collembola*) teszt eredményei és a talajok általános fizikai és kémiai jellemzői között.

	<i>Folsomia candida</i>	
	adult egyedek száma (db)	juvenilis egyedek száma (db)
<b>Műtermék (%)</b>	-0,39	-0,41*
<b>K<sub>A</sub></b>	-0,12	-0,13
<b>pH<sub>H2O</sub></b>	-0,50*	-0,39
<b>CaCO<sub>3</sub> (%)</b>	-0,37	-0,52*
<b>H (%)</b>	0,16	-0,01
<b>N (%)</b>	0,48*	0,48*
<b>AL-P (mg/kg)</b>	0,38	0,24
<b>AL-K (mg/kg)</b>	0,25	0,14

A táblázatban a Pearson-féle korrelációs együtthatók (r) láthatók, a \*-al jelölt együtthatók esetén szignifikáns korreláció van a két paraméter között (n=64, p<0,01). *Jelmagyarázat:* K<sub>A</sub>: Arany-féle kötöttség, CaCO<sub>3</sub>: szénsavas mésztartalom, H: humusztartalom (a Tyurin-módszer alapján), N: N tartalom (a Kjeldahl módszer alapján), AL-P: ammónium-laktát oldható P tartalom, AL-K: ammónium-laktát oldható K tartalom.

15. táblázat: Korrelációs mátrix a földigiliszta teszt eredményei és a talajok általános fizikai és kémiai jellemzői között.

	<i>Eisenia fetida</i>		
	adult egyedek száma (db)	adult egyedek tömege (g)	juvenilis egyedek száma (db)
<b>Műtermék (%)</b>	-0,39	-0,44*	-0,75*
<b>K<sub>A</sub></b>	0,03	-0,13	-0,19
<b>pH<sub>H2O</sub></b>	-0,44*	-0,56*	-0,45*
<b>CaCO<sub>3</sub> (%)</b>	-0,40	-0,41*	-0,47*
<b>H (%)</b>	0,50*	0,43*	0,54*
<b>N (%)</b>	0,31	0,24	0,43*
<b>AL-P (mg/kg)</b>	0,30	0,16	0,38
<b>AL-K (mg/kg)</b>	0,40	0,36	0,46*

A táblázatban a Pearson-féle korrelációs együtthatók (r) láthatók, a \*-al jelölt együtthatók esetén szignifikáns korreláció van a két paraméter között (n=64, p<0,01). *Jelmagyarázat:* K<sub>A</sub>: Arany-féle kötöttség, CaCO<sub>3</sub>: szénsavas mésztartalom, H: humusztartalom (a Tyurin-módszer alapján), N: N tartalom (a Kjeldahl módszer alapján), AL-P: ammónium-laktát oldható P tartalom, AL-K: ammónium-laktát oldható K tartalom.

## 6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Az eredmények alapján a városi tevékenységek jelentős mértékben módosítják a talajok fizikai, kémiai, biológiai és ökotoxikológiai jellemzőit a kijelölt budapesti mintavételi helyszíneken.

Annak ellenére, hogy ezek a helyszínek a város külsőbb területein helyezkednek el, a tapasztalt fizikai és kémiai talajmódosulások rendszerint hasonlóak voltak, mint más városok belső részein. A városi mintavételi helyszíneken tapasztalt nagy (10 % feletti) műterméktartalom egyértelműen jelzi az emberi zavarást, hiszen ezek az anyagok kizárólag az emberi tevékenységek által kerülhetnek a talajokba (FAO 2015, PINDRAL et al. 2020). A műtermék mennyisége kulcsfontosságú szerepet játszhat a talajok módosulásában, hiszen megváltoztatja a talaj összetételét és szerkezetét, így számos természetes folyamatra is hatással lehet a talajban (DE KIMPE és MOREL 2000, FARSANG et al. 2015). Ez kutatásom során is bebizonyosodott, hiszen a műtermék mennyisége több vizsgált paraméterrel is szignifikánsan korrelált. Ez alapján a nagyobb műterméktartalom hozzájárul a városi területeken tapasztalt lúgosabb pH-hoz, nagyobb  $\text{CaCO}_3$  tartalomhoz, valamint kisebb humusztartalomhoz.

A kutatás igen fontos részét képezte a talajok PTE szennyezettségének felmérése. A mérések alapján egyes elemek (Cr és Pb) koncentrációja még a kontroll helyszíneken is meghaladta az „A” természetes háttérkoncentrációt. Véleményem szerint ennek két oka lehet. Egyrészt előfordulhat, hogy bár e területek a városon kívül, az agglomerációban helyezkednek el, a városi emissziók az itt található talajok PTE tartalmát is növelik a légköri kiülepedés által. Másrészt lehetséges, hogy a lokális természetes háttérkoncentráció magasabb, mint a jogszabályban meghatározott „A” érték. Emiatt a további kutatások során javaslom a helyi természetes háttérkoncentrációk megállapítását legalább a két elemre vonatkozóan.

Az eredmények alapján egyértelműen bebizonyosodott, hogy a városon belül található talajok összes és oldható PTE koncentrációja is jellemzően nagyobb, mint a városon kívüli talajoké. Különösen nagy volt a Cr és Pb összes koncentrációja, hiszen ezek sok esetben többszörösen meghaladták a „B” szennyezettségi határértéket. A mért koncentrációk ráadásul európai viszonylatban is kimagaslónak számíthatnak. Az integrált szennyezettségi mutató alapján azonban a mintavételi helyszínek talajainak többsége nem szennyezett, csak három helyszín esetében voltak enyhén szennyezettek. A szennyezettség mértéke továbbá jellemzően kisebb volt, mint más európai városok esetében. Fontosnak tartom megjegyezni azt is, hogy jogi értelemben nem tekinthetők szennyezettnek a vizsgált talajok, hiszen a mintavétel és az analitikai vizsgálatok nem akkreditáltak történtek.

Bár a PTE-k általában a talaj felső rétegében halmozódnak fel (VIOLANTE et al. 2010, ALLOWAY 2013), bizonyos esetekben az alsóbb rétegekbe kerülhetnek (LU et al., 2004). Emiatt javaslom a PTE-k koncentrációjának felmérését az alsóbb talajrétegekben, különösen azokon a helyszíneken, ahol jelentősebb szennyezettséget tapasztaltunk a feltalajban.

A vizsgálatok nem adtak lehetőséget arra, hogy a talajok PTE forrásai pontosan meghatározhatók legyenek. Az eredmények alapján viszont arra következtethetünk, hogy a Cr és Ni felhalmozódásában az elemek levegőből való kiülepedése játszhat nagyobb szerepet, hiszen ezek koncentrációi az emberi zavarástól távolabb elhelyezkedő természetközeli területen is nagyobbak voltak, mint a kontroll területeken. Ezzel ellentétben az Pb és Cu elsősorban a városi helyszínek közelében elhelyezkedő vonalas (elsősorban forgalmas útvonalak) és pontforrásokból származhat.

A városi talajok fizikai, kémiai jellemzőinek megváltozása, de különösen a PTE-vel való szennyeződése a természetes talajfunkciók sérülésével, valamint a talajlakó szervezetek károsodásával járhat együtt (KÁDÁR 2007, JORFI et al. 2017, LI et al. 2018). Ez a kutatás során egyértelműen be is bizonyosodott.

A talaj mikrobiológiai állapota kedvezőtlenebb volt a városi területeken, mint a városon kívül, hiszen a kitenyészhető összes baktériumszámon kívül minden más vizsgált mikrobiológiai paraméterben csökkenést tapasztaltam. Ez összefüggésbe hozható az emberi zavarással, hiszen a talajok műterméktartalma negatívan korrelált a mért értékekkel. Emellett egyes PTE-k koncentrációja, különösen azoké, amelyek relatíve nagy mennyiségben voltak jelen (Cr és Pb) szintén negatív összefüggésben volt a mikrobiológiai paraméterekkel. Emellett a csökkent mennyiségű humusz- és tápanyagtartalom is hatással lehet erre, amelyet a korábbi vizsgálatok (FONTAINE et al. 2003, WOLINSKA és STEPNIEWSKA 2012), valamint az eredményeim is megerősítenek. Ugyanakkor, mivel a mikroorganizmusoknak nagyon nagy szerepe van a tápelemek körforgásában és a szervesanyag lebontásában ezért az összefüggés visszafelé is igaz lehet, tehát a kisebb mikrobiológiai aktivitás hozzájárulhat a humusz és az oldható tápanyag mennyiségének csökkenéséhez (GUILLAND et al. 2018, PRESSLER et al. 2019, XU et al. 2019).

Kutatásom során megállapítottam, hogy minden városi és természetközeli helyszínről származó talajminta toxikus volt legalább két különböző trofikus szinten található szárazföldi tesztszervezetre laboratóriumi körülmények között. Mivel az alkalmazott kontakt bioteszt módszerek viszonylag jól modellezik a természetes körülményeket, ezért feltételezhető, hogy ezek a káros hatások a valós környezetben is megjelennek. Ezzel szemben a városon kívüli

minták esetében (a *P. fluorescens* tesztet leszámítva) nem tapasztaltunk toxicitást, a növényi és talajállat tesztek során kapott eredmények nem különböztek a standard talajétől ( $K_0$  kontroll).

Az eredmények megerősítették a korábbi kutatások megállapításait, miszerint az egy fajt alkalmazó biotesztek alkalmazása során több trofikus szinten kell a vizsgálatokat elvégezni (FERNANDEZ et al. 2010, FOUCAULT et al. 2013), hiszen az alkalmazott tesztorganizmusok között jelentős különbségeket tapasztaltam az érzékenységekben. Gyakran előfordult, hogy egy minta toxikusnak bizonyult egy adott tesztfajra, egy másikra pedig nem, míg a következő minta eredményei éppen ezzel ellentétesek voltak. A  $T_3$  mintavételi helyszínről származó talaj pl. toxikus volt az alkalmazott ugróvillásra, azonban a földigilisztára nem volt káros hatással. Ezzel szemben a  $T_4$  helyszínről gyűjtött minta nem volt toxikus az ugróvillásra, ugyanakkor erősen toxikus volt a földigiliszta reprodukciójára. Ha két talajállat teszt közül csak az egyiket végezzük el, akkor az egyik minta esetén rejtve maradt volna a talajfaunára való káros hatás.

Összességében a fajok érzékenysége (ha minden tesztben a legérzékenyebb paramétert vesszük figyelembe) az alábbiak szerint alakult: *F. candida* = *E. fetida* > *P. fluorescens* > *S. alba* = *L. sativa* > *A. agilis* = *L. perenne*. Ha a legkevésbé érzékeny paramétert nézzük, akkor pedig az alábbi sorrend állapítható meg: *P. fluorescens* > *F. candida* > *A. agilis* > *S. alba* = *L. sativa* > *L. perenne*.

Ezek alapján a két különböző típusú növényi teszt, de különösen az angolperje bioteszt kevésbé volt érzékeny, melynek oka az lehet, hogy a növények általában jól tolerálják a kisebb koncentrációjú PTE szennyezést (NAGAJYOTI 2010). Erre utal az is, hogy a talajok oldható PTE koncentrációi jóval kevésbé befolyásolták a tesztek eredményeit a korrelációvizsgálat szerint, mint pl. a talajállatok esetén. A vizsgált növények közül az angolperje (és más perjefélék) igen gyakoriak voltak a mintavételi helyszíneken (M2 melléklet), emiatt az angolperje bioteszt eredményeinek ökológiai relevanciája nagyobb, mint a másik két növényé. Ugyanakkor a csíranövény tesztek jelzik, hogy a vizsgált talajok negatív hatással lehetnek az érzékenyebb növényfajokra, ami elősegítheti a tágabb tűrésű növényfajok elterjedését a városi területeken. Ezt szakirodalmi adatok is alátámasztják (SIEGHARDT et al. 2005), de a mintavétel során észlelt invazív növényfajok (M2 melléklet) is jelzik a folyamatot.

A növényi tesztekkel szemben a talajállat tesztek, azon belül is az állatok reprodukciója igen érzékeny volt a vizsgált mintákra, a káros hatások pedig egyértelműen összefüggésben voltak a talajok oldható PTE koncentrációival. Ha egy adott faj reprodukciója gátolt, az egyértelműen az egyedszám csökkenésével jár. Eredményeink alapján tehát egyáltalán nem meglepő, hogy a talajlakó állatok egyedszámának csökkenését tapasztalták korábban városi talajokban (SMETAK et al. 2007, VAN NULAND és WHITLOW 2014). Ez persze egyéb hátrányokkal is jár: mivel a

vizsgált fajoknak igen nagy szerepe van a talaj szerkezetének kialakításában, ezért a talaj fizikai állapota is romolhat (WINKLER és TRASER 2017, SHARMA et al. 2017). Természetes körülmények között más, biológiai tényezők is hozzájárulhatnak a talajállatok egyedszámának csökkenéséhez. A korábbiak alapján a városi tevékenységek hatására kevesebb szervesanyag, valamint kisebb számú mikroorganizmus található a talajokban, ezáltal kevesebb az elérhető táplálék a két talajállat számára. Az ugróvillás esetében a csökkenő gombaszám lehet kiemelten fontos, hiszen a gombafonalak jelentik az állat fő táplálékát (FADDEEVA-VAKHRUSHEVA et al. 2017). A biotesztek során e hatások felmérését nem vizsgáltuk, hiszen (a teszt módszerek előírása szerint) megfelelő mennyiségű táplálékkal láttuk el a talajállatokat. Ugyanakkor természetes körülmények között, a táplálék mennyiségének csökkenésével még inkább növekedhet a mortalitás és csökkenhet a reprodukció (DAR et al. 2019).

A talajállatok reprodukciója mellett a *P. fluorescens* baktérium is igen érzékenynek bizonyult, annak ellenére, hogy MAILLOUX et al. (2011) szerint ez a faj jól alkalmazkodik a szélsőséges környezeti feltételekhez, pl. a nagyobb PTE koncentrációkhoz is. Ezzel szemben az *A. agilis* kevésbé volt érzékeny, a teszttel kapott eredmények inkább a növényi tesztekben tapasztalt értékekhez voltak közel. A két bakteriális teszt közötti különbségeket az 5.3.2 fejezetben már ismertettem. Kézenfekvőnek tűnhet, hogy összehasonlítsuk a bakteriális biotesztben kapott eredményeket a mikrobiológiai paraméterekkel is, azonban úgy vélem, hogy ennek az eltérő minta előkészítés miatt ennek nincs túl nagy relevanciája.

Fontos megemlíteni, hogy a biotesztek során ugyan sok esetben összefüggést találtunk egy adott elem oldható koncentrációja és a káros hatások között, nem zárható ki, hogy más szennyezőanyagok (melyek vizsgálatára jelen kutatás során nem volt lehetőség) szintén hozzájárulhattak a talajminták toxicitásához. Ez azonban csak megerősíti a biotesztek alkalmazásának szükségességét a talajvizsgálatok során, hiszen ezek segítségével akkor is jelezhetők a környezeti kockázatok, ha az ezért felelős szennyezőanyagról nem rendelkezünk információval (FERNANDEZ et al. 2005, ALVES és CARDOSO 2016). Éppen ezért javaslom a biotesztek, ökotoxikológiai tesztek alkalmazását a városi talajok vizsgálata, környezeti kockázatértékelése során. Tapasztalataim szerint erre igen kevés példa található még a nemzetközi szakirodalomban is.

A kutatás további célja volt a kockázatos területek beazonosítása a mintavételi helyszínek közül. A PTE-vel való szennyezettség alapján kiemelhető a V<sub>5</sub> helyszín, hiszen itt kaptuk a legmagasabb PLI értéket, azonban a V<sub>1</sub>, és V<sub>2</sub> helyszín is enyhén szennyezettnek minősült. E területeken mindenképpen javaslom a jövőben a szennyezettség részletesebb felmérését (pl. alsóbb talajrétegek vizsgálata, szennyezőforrások pontos meghatározása), különösen azért, mert

az innen származó minták jellemzően a legtoxikusabbak voltak a vizsgált tesztfajokra. Éppen ezért érdemes lenne egy szélesebb spektrumú analitikai vizsgálatot végezni, a legjellemzőbb városi szennyezőkre vonatkozóan (pl. más PTE-k, PCB-k stb.). Ugyanezt javaslom azokon a helyszíneken, ahol a PLI alapján nem minősült szennyezettnek a talaj, mégis jelentős toxicitást tapasztaltunk egyes fajokra (T<sub>5</sub>, V<sub>4</sub> és V<sub>6</sub> helyszín). Ezek a helyszínek környezeti szempontból szintén kockázatosnak tekinthetők.

Összegezve a vizsgálataimat elmondható, hogy a városi talajokra jellemző problémák az általunk vizsgált külső városrészben is megtapasztalhatók. A talajok fizikai és kémiai paramétereinek megváltozása, a PTE-vel való szennyeződése a talajok minőségének romlásával jár. Ehhez hozzátartozik az is, hogy a városi tevékenységek kedvezőtlen hatással vannak a talaj ökoszisztémájára. A városon kívüli, természetes talajokhoz képest a városon belül kisebb mikrobiológiai aktivitás, valamint nagyobb ökotoxicitás jellemző, különösen az erőteljesebben zavart területeken. Ez hosszútávon a talajélet nagymértékű lecsökkenéséhez vezethet, ami együtt jár a talajminőség még jelentősebb mértékű leromlásával. Mindezek miatt a jövőben nagyobb figyelmet kell fordítani a külvárosi (átmeneti és elővárosi zóna) területek talajainak állapotára, különösen azok komplex értékelésére, amely a fizikai és kémiai vizsgálatok mellett a biológiai, ökotoxikológiai paramétereket is figyelembe veszi. Doktori értekezésem ennek megvalósításához is gyakorlati segítséget nyújthat.

## 7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

Kutatásom során a városi tevékenységek talajokra gyakorolt (fizikai, kémiai, biológiai, ökotoxikológiai) hatásait vizsgáltam és értékeltem Budapest átmeneti és elővárosi zónájában kijelölt füves területeken. A kapott új tudományos eredmények, valamint a megfogalmazott hipotézisekre adott válaszok a következők:

**1. A városi tevékenységek módosítják a talajok általános fizikai és kémiai jellemzőit a vizsgált területen. A hipotézist elfogadom.**

Vizsgálataim alapján a városi helyszínek talajaiban lévő műtermék mennyisége sokszorososa a városon kívüli talajokban található, ami hozzájárul a talaj lúgosabb kémhatásához, nagyobb szénsavas mésztartalmához ( $\text{CaCO}_3$ ), valamint kisebb humusztartalmához is. Emellett a talaj nitrogén, valamint ammónium-laktát oldható foszfor és kálium tartalma is kisebb a városi helyszínek talajaiban.

**2. A városi tevékenységek hozzájárulnak a talajok potenciálisan toxikus elemkoncentrációinak (Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) növekedéséhez, ezáltal a talajok elszennyeződéséhez a vizsgált területen. A hipotézist részben elfogadom.**

Vizsgálataim alapján a városi tevékenységek hozzájárulnak egyes potenciálisan toxikus elemek (Cr, Cu, Ni és Pb) koncentrációinak talajbéli növekedéséhez a vizsgált területen, ugyanakkor pl. a Co koncentrációjában nem találtam különbséget a városi és a városon kívüli területek talajai között. Az integrált szennyezettségi-mutató (PLI) alapján azt állapítottam meg, hogy a vizsgált budapesti helyszínek talajainak egy része ( $V_1$ ,  $V_2$ , és  $V_5$  helyszínek) enyhén szennyezett volt, míg a többi helyszín talaja nem minősült szennyezettnek.

**3. A vizsgált budapesti talajok potenciálisan toxikus elemekkel való szennyezettsége hasonló más európai városokban mért értékekhez. A hipotézist elvetem.**

A vizsgált budapesti talajok potenciálisan toxikus elemekkel való szennyezettsége eltér más hasonló területű és/vagy népességű európai városokban mért értékektől. Kutatásom során azt találtam, hogy a Cr és Pb összes (töménysavas feltárás után mért) koncentrációja jellemzően nagyobb, míg a Cu és Zn koncentrációja kisebb, mint az összehasonlításként szolgáló 11 európai nagyvárosban (Athén, Belgrád, Berlin, Bécs, Glasgow, Koppenhága, Krakkó, Lisszabon, Nápoly, Stockholm, Torino).



**4. A városi tevékenységek hatással vannak a talajok mikrobiológiai állapotára a vizsgált területen. A hipotézist elfogadom.**

A városi helyszínek talajaiban 50 %-kal kisebb dehidrogenáz-enzim aktivitást mértem, mint a kontroll helyszíneken, továbbá itt a kitenyészhető (összes) gombaszám, valamint a mikroszkópikus sejtszám is alacsonyabb volt. Ez utóbbi paraméter ráadásul a városi természetközeli területeken is alacsonyabb volt, mint a kontroll helyszíneken. Ez alapján a városi tevékenységek hatására romlik a talajok mikrobiológiai állapota a vizsgált területen.

**5. A városi tevékenységek hatására módosult talajok károsak (toxikusak) különböző szárazföldi szervezetekre. A hipotézist elfogadom.**

Kutatásom során azt találtam, hogy laboratóriumi körülmények között a vizsgált budapesti talajok mindegyike toxikus volt legalább két szárazföldi tesztfajra az alábbiak közül: *Azomonas agilis*, *Pseudomonas fluorescens*, *Sinapis alba*, *Lactuca sativa*, *Lolium perenne*, *Folsomia candida*, *Eisenia fetida*. A károsító hatás mértéke összefüggésben volt a talajok egyes oldható potenciálisan toxikus elemkoncentrációival, különösen azokéval, amelyek a szennyezettségi határértéket meghaladó mértékben voltak jelen a mintákban (Cr és Pb). A talajok általános fizikai és kémiai paraméterei szintén befolyásolták a biotesztek eredményeit: A nagy műtermék tartalom növelte, míg a nagy humusz és N tartalom csökkentette a toxicitást.

## 8. ÖSSZEFOGLALÁS

A doktori kutatásom során a városi tevékenységek komplex (fizikai, kémiai, biológiai, ökotoxikológiai) hatásait mértem fel különböző füves területek talajaira, melyek Budapest átmeneti és elővárosi zónájában találhatóak. Az egyik fő célom az volt, hogy megállapítsam, hogy a városi tevékenységek milyen mértékben módosítják a talajok általános fizikai és kémiai tulajdonságait, valamint PTE-vel való szennyezettségét. A kutatás másik fő célja a talajok biológiai állapotának, valamint esetleges ökotoxicitásának értékelése volt laboratóriumi biotesztek alkalmazásával. Ennek érdekében összesen 16 helyszínről gyűjtöttünk átlagmintákat a talaj felső rétegéből (0-20 cm). A vizsgált helyszínek három csoportra oszthatók: a városi tevékenységek által erősen zavart városi területekre, a kevésbé zavart természetközeli területekre, illetve a városon kívüli (kontroll) területekre.

A vizsgálataim alapján a városi tevékenységek módosítják a talajok általános fizikai és kémiai jellemzőit a vizsgált területen: a városi területek talajaiban nagyobb műterméktartalom, pH és CaCO<sub>3</sub> tartalom, illetve kisebb humusz- és tápanyagtartalom jellemző, mint a városon kívüli területeken. Emellett a városi területeken a Cr, Cu, Ni és Pb összes koncentrációja is nagyobb. Sőt a Cr és Ni összes koncentrációja a természetközeli helyszíneken is nagyobb, mint a kontroll területeken. Hasonló eredményeket tapasztaltam az oldható PTE koncentrációk esetében is. A vizsgált PTE-k közül kiemelendő a Cr és az Pb, amelyek talajbéli összes koncentrációja jelentősen meghaladta a hazai szennyezettségi határértéket, sőt más európai nagyvárosokban mért értékeknél is nagyobb volt. Ennek következtében a vizsgált helyszínek közül néhány enyhén szennyezettnek minősült az integrált szennyezettségi-mutató (PLI) alapján.

A talajok biológiai állapotának felmérése érdekében négy különböző mikrobiológiai paramétert vizsgáltam: a dehidrogenáz enzim aktivitást (DHA), a baktérium-, illetve gombaszámot a legvalószínűbb élő sejtszám (MPN) meghatározásával, valamint a mikroszkópos baktériumszámot. Az eredmények alapján a városi tevékenységek kedvezőtlen hatással vannak a talaj mikrobiológiai állapotára, hiszen az MPN módszerrel kapott baktériumszámon kívül mindhárom paraméter kisebb volt a városi területeken, mint a városon kívüli talajokban. A vizsgálataim alapján ennek oka elsősorban a talajok nagyobb Cr és Pb, valamint műtermék tartalma, illetve kisebb humusz- és tápanyagtartalma.

A talajok ökotoxicitásának vizsgálatára egy több trofikus szintet reprezentáló, kontakt bioteszt rendszert állítottam be, melynek során 7 különböző tesztajt alkalmaztam: 2 baktérium (*Azomonas agilis*, *Pseudomonas fluorescens*), 3 növény (*Sinapis alba*, *Lactuca sativa*, *Lolium perenne*), illetve 2 szárazföldi gerinctelen (*Folsomia candida*, *Eisenia fetida*) fajt. Az

eredmények alapján a városi és természetközeli területekről származó talajminták mindegyike legalább 2 tesztfajra toxikus volt. Mivel az alkalmazott kontakt bioteszt módszerek viszonylag jól modellezik a természetes körülményeket, ezért feltételezhető, hogy ezek a káros hatások a valós környezetben is megjelennek. Ezzel szemben a városon kívüli talajok jellemzően nem voltak káros hatással egyik tesztfajra sem. A tesztfajok közül a szárazföldi gerinctelenek bizonyultak a legérzékenyebbek, különösen e fajok reprodukciója csökkent nagymértékben a városi és természetközeli területekről származó talajok hatására. A talajminták toxikus hatásának mértéke összefüggésben volt a talajok egyes oldható PTE koncentrációival (elsősorban a Cr és Pb koncentrációkkal). Emellett a nagyobb műterméktartalom jellemzően növelte, míg a nagyobb humusz és N tartalom csökkentette a tapasztalt toxicitást.

Összességében a kutatásom eredményei rávilágítottak, hogy a jövőben nagyobb figyelmet kell fordítani a külvárosi (átmeneti és elővárosi zóna) területek talajainak állapotára, hiszen itt is előfordulnak ugyanazon környezeti problémák, melyek a belsőbb városi területeken.

## 9. SUMMARY

During my PhD research I studied the complex (physical, chemical, biological, ecotoxicological) effects of urban activities on the soils of different grasslands, which are located in the eastern, suburban part of Budapest. One of my main objectives was to determine the extent to which urban activities modify the general physical and chemical properties of soils and the contamination of soils with PTEs. Another main goal of the research was to assess the biological status of soils as well as their potential ecotoxicity using laboratory bioassays. To this end, we collected composite samples from the top layer of soil (0–20 cm) from a total of 16 sites. The studied sites can be divided into three groups: urban areas heavily disturbed by urban activities, less disturbed close-to-nature areas, and non-urban (control) areas.

Based on my research, urban activities modify the general physical and chemical characteristics of soils in the study area: urban soils have higher artefact content, pH and CaCO<sub>3</sub> content, and lower humus and nutrient content than non-urban areas. In addition, total concentrations of Cr, Cu, Ni and Pb are higher in urban areas. Moreover, total concentrations of Cr and Ni are also higher in near-natural areas than in control areas. Similar results were observed for soluble PTE concentrations. Among the PTEs examined, Cr and Pb should be highlighted, the total concentrations of which in the soil significantly exceeded the pollution limit value and were also higher than the values measured in other European cities. As a result, some of the study sites were classified as slightly contaminated based on the Integrated Pollution Index (PLI).

To assess the biological status of the soils, four different microbiological parameters were examined: dehydrogenase enzyme activity (DHA), bacterial and fungi number by most probable number method (MPN), and microscopic number of bacteria. Based on the results, urban activities adversely affect the microbiological status of the soil, as all three parameters (apart from the bacterial number by MPN method) were lower in urban areas than in non-urban soils. Based on my research, this is mainly due to the higher Cr and Pb content of the soils, as well as the higher artefact content and the lower humus and nutrient content.

To investigate the ecotoxicity of soils, a bioassay system was set up representing several trophic levels, using 7 different test species: 2 bacteria (*Azomonas agilis*, *Pseudomonas fluorescens*), 3 plants (*Sinapis alba*, *Lactuca sativa*, *Lolium perenne*), and 2 terrestrial invertebrates (*Folsomia candida*, *Eisenia fetida*). Based on the results, each of the soil samples from urban and close-to-nature areas was toxic to at least 2 test species. As the applied contact bioassay methods model the natural conditions relatively well, it can be assumed that these

adverse effects also appear in the real environment. In contrast, out-of-town soils typically did not adversely affect any of the test species. Of the test species, terrestrial invertebrates proved to be the most sensitive, especially the reproduction of these species was greatly reduced by soil samples from urban and close-to-nature areas. The degree of toxic effect of soil samples was related to soluble PTE concentrations in soils (mainly Cr and Pb concentrations). In addition to this, higher artefact content typically increased, while higher humus and N content decreased the toxicity experienced.

Overall, the results of my research have highlighted the need to pay more attention to the condition of soils in suburban areas in the future, as the same environmental problems occur here as in inner urban areas.

## 10. MELLÉKLETEK

### M1. Irodalomjegyzék

10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről.

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.

ACEVES, M. B., GRACE, C., ANSORENA, J., DENDOOVEN, L., BROOKES, P. C. (1999): Soil microbial biomass and organic C in a gradient of zinc concentrations in soils around a mine spoil tip. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 31 (6) 867-876. p.

AGNIESZKA, B., TOMASZ, C., JERZY, W. (2014): Chemical properties and toxicity of soils contaminated by mining activity. In: *Ecotoxicology*, 23 (7) 1234-1244. p.

AGRELLI, D., CAPORALE, A. G., ADAMO, P. (2020): Assessment of the Bioavailability and Speciation of Heavy Metal (loid) s and Hydrocarbons for Risk-Based Soil Remediation. In: *Agronomy*, 10 (9) 1440. p.

AKSOY, E., LOUWAGIE, G., GARDI, C., GREGOR, M., SCHRÖDER, C., LÖHNERTZ, M. (2017): Assessing soil biodiversity potentials in Europe. In: *Science of the Total Environment*, 589 236-249. p.

ALI, H., KHAN, E. (2018): What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term ‘heavy metals’—proposal of a comprehensive definition. In: *Toxicological & Environmental Chemistry*, 100 (1) 6-19. p.

ALI, S. M., MALIK, R. N. (2011): Spatial distribution of metals in top soils of Islamabad City, Pakistan. In: *Environmental Monitoring and Assessment*, 172 (1) 1-16. p.

ALLOWAY, B. J. (2013): Sources of heavy metals and metalloids in soils. 11-50. p. In: ALLOWAY, B. J. (Szerk.): *Heavy metals in soils*. Dordecht: Springer, 382 p.

ALVES, P. R., CARDOSO, E. J. (2016): Overview of the standard methods for soil ecotoxicology testing. 35-56. p. In: LARRAMENDY M. L. (Szerk.): *Invertebrates—Experimental Models in Toxicity Screening*, London: InTech Open, 118 p.

ANDERSSON, M., OTTESEN, R. T., LANGEDAL, M. (2010): Geochemistry of urban surface soils—monitoring in Trondheim, Norway. In: *Geoderma*, 156 (3-4) 112-118. p.

ANTISARI, L. V., ORSINI, F., MARCHETTI, L., VIANELLO, G., GIANQUINTO, G. (2015): Heavy metal accumulation in vegetables grown in urban gardens. In: *Agronomy for sustainable development*, 35 (3) 1139-1147. p.

ARGYRAKI, A., KELEPERTZIS, E. (2014): Urban soil geochemistry in Athens, Greece: the importance of local geology in controlling the distribution of potentially harmful trace elements. In: *Science of the Total Environment*, 482 366-377. p.

BARCSÁK Z. (2004): Biogyepgazdálkodás. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 224 p.

BARDINA, T. V., CHUGUNOVA, M. V., KULIBABA, V. V., POLYAK, Y. M., BARDINA, V. I., KAPELKINA, L. P. (2017): Applying bioassay methods for ecological assessment of the soils from the brownfield sites. In: *Water, Air, & Soil Pollution*, 228 (9) 1-16. p.

BARNA, S., FÜLEKY, G. (2007): A talajok Cd-, Pb-és Cu-szennyezettségének értékelése gyors növényi bioteszttel. In: *Agrokémia és talajtan*, 56 (2) 285-300. p.

- BARNA, SZ., SZABO, Z., FÜLEKY, G., DOBOLYI, C. (2006): Eco-toxicological evaluation of soils polluted with copper. In: SZILÁGYI, M., SZNTMIHÁLYI, K. (Szerk.) *Trace elements in the food chain. Proceedings of an international symposium on trace elements in the food chain*, Budapest: Working Committee on Trace Elements of the Complex Committee Hungarian Academy of Sciences (HAS), 186-190. p.
- BARNA SZ. (2008): Növényekre adaptálható gyors bioteszt kidolgozása talajok nehézfém tartalmának jellemzésére. Doktori disszertáció, Gödöllő: Szent István Egyetem, 133 p.
- BIASIOLI, M., BARBERIS, R., AJMONE-MARSAN, F. (2006): The influence of a large city on some soil properties and metals content. In: *Science of the Total Environment*, 356 (1-3) 154-164. p.
- BIDAR, G., PRUVOT, C., GARÇON, G., VERDIN, A., SHIRALI, P., DOUAY, F. (2009): Seasonal and annual variations of metal uptake, bioaccumulation, and toxicity in *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal-contaminated field. In: *Environmental Science and Pollution Research*, 16 (1) 42-53. p.
- BIRKE, M., RAUCH, U. (2000): Urban geochemistry: Investigations in the Berlin metropolitan area. In: *Environmental Geochemistry and Health*, 22 (3) 233-248. p.
- BONGERS, M., RUSCH, B., VAN GESTEL, C. A. (2004): The effect of counterion and percolation on the toxicity of lead for the springtail *Folsomia candida* in soil. In: *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 23 (1) 195-199. p.
- BUCH, A. C., NIEMEYER, J. C., CORREIA, M. E. F., SILVA-FILHO, E. V. (2016): Ecotoxicity of mercury to *Folsomia candida* and *Proisotoma minuta* (*Collembola: Isotomidae*) in tropical soils: baseline for ecological risk assessment. In: *Ecotoxicology and environmental safety*, 127 22-29. p.
- BUR, T., PROBST, A., BIANCO, A., GANDOIS, L., CROUAY, Y. (2010): Determining cadmium critical concentrations in natural soils by assessing *Collembola* mortality, reproduction and growth. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73 (3) 415-422. p.
- BURGHARDT, W., MOREL, J. L., ZHANG, G. L. (2015): Development of the soil research about urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMA). In: *Soil Science and Plant Nutrition*, 61 3-21. p.
- BUTLER, M., SPEARMAN, M. (2007): Cell counting and viability measurements. 205-222. p. In: PÖRTNER R. (Szerk.): *Animal Cell Biotechnology*, Totowa: Humana Press, 507 p.
- BYRNE L. B. (2007): Habitat structure: a fundamental concept and framework for urban soil ecology. In: *Urban Ecosystems*, 10 (3) 255-274. p.
- CACHADA, A., PEREIRA, M. E., DA SILVA, E. F., DUARTE, A. C. (2012): Sources of potentially toxic elements and organic pollutants in an urban area subjected to an industrial impact. In: *Environmental Monitoring and Assessment*, 184 (1) 15-32. p.
- CALISI, A., ZACCARELLI, N., LIONETTO, M. G., SCHETTINO, T. (2013): Integrated biomarker analysis in the earthworm *Lumbricus terrestris*: application to the monitoring of soil heavy metal pollution. In: *Chemosphere*, 90 (11) 2637-2644. p.
- CARREIRO, M. M., HOWE, K., PARKHURST, D. F., POUYAT, R. V. (1999): Variation in quality and decomposability of red oak leaf litter along an urban-rural gradient. In: *Biology and Fertility of Soils*, 30 258-268. p.
- CHEN, X., XIA, X., ZHAO, Y., ZHANG, P. (2010): Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China. In: *Journal of Hazardous Materials*, 181 (1-3) 640-646. p.

- CICCHELLA, D., DE VIVO, B., LIMA, A., ALBANESE, S., MCGILL, R. A. R., PARRISH, R. R. (2008): Heavy metal pollution and Pb isotopes in urban soils of Napoli, Italy. In: *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 8 (1) 103-112. p.
- CICCHELLA, D., ZUZOLO, D., ALBANESE, S., FEDELE, L., DI TOTA, I., GUAGLIARDI, I., et al. (2020): Urban soil contamination in Salerno (Italy): Concentrations and patterns of major, minor, trace and ultra-trace elements in soils. In: *Journal of Geochemical Exploration*, 213, 106519. p.
- COCHRAN, W. G. (1950): Estimation of bacterial densities by means of the "most probable number". In: *Biometrics*, 6 (2) 105-116. p.
- COSTA, C., REIS, A. P., FERREIRA DA SILVA, E., ROCHA, F., PATINHA, C., DIAS, A. C. et al. (2012): Assessing the control exerted by soil mineralogy in the fixation of potentially harmful elements in the urban soils of Lisbon, Portugal. In: *Environmental Earth Sciences*, 65 (4) 1133–1145. p.
- CRIEL, P., LOCK, K., VAN EECKHOUT, H., OORTS, K., SMOLDERS, E., JANSSEN, C. R. (2008): Influence of soil properties on copper toxicity for two soil invertebrates. In: *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 27 (8) 1748-1755. p.
- CRNKOVIC, D., RISTIĆ, M., ANTONOVIĆ, D. (2006): Distribution of heavy metals and arsenic in soils of Belgrade (Serbia and Montenegro). In: *Soil and Sediment Contamination*, 15 (6) 581–589. p.
- CSANÁDI, G., LADÁNYI, J. (1992): Budapest térbeni-társadalmi szerkezetének változásai. In: *Tér és Társadalom* 6 (3-4) 279-302. p
- DAR, M. I., GREEN, I. D., KHAN, F. A. (2019): Trace metal contamination: Transfer and fate in food chains of terrestrial invertebrates. In: *Food Webs*, 20 e00116.
- DE KIMPE, C. R., MOREL, J. L. (2000): Urban soil management: a growing concern. In: *Soil science*, 165 (1) 31-40. p.
- DE VRIES, I. M. (1997): Origin and domestication of *Lactuca sativa* L. In: *Genetic Resources and Crop Evolution*, 44 (2) 165-174. p.
- DOMÍNGUEZ-CRESPO, M. A., SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, Z. E., TORRES-HUERTA, A. M., NEGRETE, M. D. L. L. X., CONDE-BARAJAS, E., FLORES-VELA, A. (2012): Effect of the heavy metals Cu, Ni, Cd and Zn on the growth and reproduction of epigeic earthworms (*E. fetida*) during the vermistabilization of municipal sewage sludge. In: *Water, Air, & Soil Pollution*, 223 (2) 915-931. p.
- DOMÍNGUEZ-RODRÍGUEZ, V. I., ADAMS, R. H., SÁNCHEZ-MADRIGAL, F., PASCUAL-CHABLÉ, J. D. L. S., et al. (2020): Soil contact bioassay for rapid determination of acute toxicity with *Eisenia foetida*. In: *Heliyon*, 6(1), e03131, doi: 10.1016/j.heliyon.2019.e03131
- DUZGOREN-AYDIN, N. S. (2007): Sources and characteristics of lead pollution in the urban environment of Guangzhou. In: *Science of the Total Environment*, 385 (1-3) 182-195. p.
- EUROSTAT (2019): Regions and cities – Database. European Commission. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/regions-and-cities/overview>
- FADDEEVA-VAKHRUSHEVA, A., KRAAIJEVELD, K., DERKS, M. F., ANVAR, S. Y., AGAMENNONE, V., SURING, W., ROELOFS, D. (2017): Coping with living in the soil: the genome of the parthenogenetic springtail *Folsomia candida*. In: *BMC genomics* 18 (1) 1-14. p.
- FARSANG, A., PUSKÁS, I. (2007): Talajok nehézfém tartalmának vizsgálata háttérszennyezettség kimutatására Szegeden. In: *Városökológia. Földrajzi Tanulmányok* (1) 99-115. p.
- FARSANG, A., PUSKÁS, I. (2009): A talajok sajátosságai a városi ökoszisztémában–Szeged talajainak átfogó elemzése. In: *Földrajzi közlemények*, 133 (4) 397-409. p.



- FARSANG, A., SZOLNOKI, Z., BARTA, K., PUSKÁS, I. (2015): Javaslat az antropogén talajok osztályozására a hazai, megújuló osztályozási rendszer keretei között. In: *Agrokémia és Talajtan*, 64 (1) 299-316. p.
- FERNÁNDEZ, M. D., BABÍN, M., TARAZONA, J. V. (2010): Application of bioassays for the ecotoxicity assessment of contaminated soils. 235-262. p. In: CLIFTON N. J. (Szerk.): *Methods in Molecular Biology*. Dordecht: Springer, 599 p.
- FERNÁNDEZ, M. D., CAGIGAL, E., VEGA, M. M., URZELAI, A., BABÍN, M., PRO, J., TARAZONA, J. V. (2005): Ecological risk assessment of contaminated soils through direct toxicity assessment. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62 (2) 174-184. p.
- FERREIRA, C. S., KALANTARI, Z., SALVATI, L., CANFORA, L., ZAMBON, I., WALSH, R. P. (2019): Urban Areas. In: *Advances in Chemical Pollution, Environmental Management and Protection*, 4 207-249. p.
- FONTAINE, S., MARIOTTI, A., ABBADIE, L. (2003): The priming effect of organic matter: a question of microbial competition?. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 35 (6) 837-843. p.
- FOUCAULT, Y., DURAND, M. J., TACK, K., SCHRECK, E., GERET, F., LEVEQUE, T., et al. (2013): Use of ecotoxicity test and ecoscores to improve the management of polluted soils: case of a secondary lead smelter plant. In: *Journal of Hazardous Materials*, 246 291-299. p.
- GANLIN, Z., YUGUO, Z., JINLING, Y. (2007): Urban soil environment issues and research progresses. In: *Acta Pedologica Sinica*, 44 (5) 932. p.
- GAŚIOREK, M., KOWALSKA, J., MAZUREK, R., PAJAŁK, M. (2017): Comprehensive assessment of heavy metal pollution in topsoil of historical urban park on an example of the Planty Park in Krakow (Poland). In: *Chemosphere*, 179 148-158. p.
- GEISSELER, D., SCOW, K. M. (2014): Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms—A review. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 75 54-63. p.
- GREINERT, A. (2017): Functions of soils in the urban environment. 43-52. p. In: LEVIN J. M. et al (Szerk.): *Soils within Cities. Global approaches to their sustainable management*. Stuttgart: Schweizerbart Science Publishers, 253 p.
- GRENNI, P., CARACCILO, A. B., PATROLECCO, L., ADEMOLLO, N., RAUSEO, J., SACCÀ, M. L., et al. (2018): A bioassay battery for the ecotoxicity assessment of soils conditioned with two different commercial foaming products. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148 1067-1077. p.
- GROBELAK, A., NAPORA, A. (2015): The chemophytostabilisation process of heavy metal polluted soil. In: *PLoS One*, 10 (6) e0129538, doi: 10.1371/journal.pone.0129538
- GRUIZ, K., HORVÁTH, B., MOLNÁR, M. (2001): Környezettoxikológia. Budapest: Műegyetem Kiadó, 159 p.
- GRUIZ, K. (2009): Szennyezett talaj jellemzéséhez szükséges módszeregyüttes - Talajtesztelő Triád. Tanulmány. <https://mokkka.hu/sites/default/files/docs/460.pdf>
- GUILLAND, C., MARON, P. A., DAMAS, O., RANJARD, L. (2018): Biodiversity of urban soils for sustainable cities. In: *Environmental Chemistry Letters*, 16 (4) 1267-1282. p.
- GUTIÉRREZ, L., GARBISU, C., CIPRIÁN, E., BECERRIL, J. M., SOTO, M., ETXEBARRIA, J., EPELDE, L. (2015): Application of ecological risk assessment based on a novel TRIAD-tiered approach to contaminated soil surrounding a closed non-sealed landfill. In: *Science of the Total Environment*, 514 49-59. p.
- GÜNERALP, B., MCDONALD, R. I., FRAGKIAS, M., GOODNESS, J., MARCOTULLIO, P. J., SETO, K. C. (2013): Urbanization forecasts, effects on land use, biodiversity, and ecosystem services.

- 437-452. p. In: ELMQVIST T. et al. (Szerk.): *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities*. Dordrecht: Springer, 383 p.
- HEIDT V., NEEF M. (2008): Benefits of urban green space for improving urban climate. In: *Ecology, planning, and management of urban forests*, 84-96. p.
- HELTAI, G., HORVÁTH, M., KRUPPINÉ FEKETE, I., HALÁSZ, G. E., KOVÁCS, K., TAKÁCS, A. (2019): Potenciálisan toxikus elemek mobilitásának jellemzése a talaj/víz/üledék/légkör rendszerben. In: *Magyar Kémiai Folyóirat – Kémiai Közlemények*, 125 (2) 53-58. p
- HIRANO, T., TAMAE, K. (2011): Earthworms and soil pollutants. In: *Sensors*, 11 (12) 157-167. p.
- HONG, Y. K., YOON, D. H., KIM, J. W., CHAE, M. J., KO, B. K., KIM, S. C. (2020): Ecological risk assessment of heavy metal-contaminated soil using the triad approach. In: *Journal of Soils and Sediments*, 1-12. p.
- HORNUNG, E., TÓTHMÉRÉSZ, B., MAGURA, T., VILISICS, F. (2007a): Changes of isopod assemblages along an urban–suburban–rural gradient in Hungary. In: *European Journal of Soil Biology*, 43 (3) 158-165. p.
- HORNUNG, E., VILISICS, F., SZLÁVECZ, K. (2007b): Hazai szárazföldi ászkarákfajok (*Isopoda, Oniscidea*) tipizálása két nagyváros, Budapest és Baltimore (ÉK Amerika) összehasonlításának példájával. In: *Természetvédelmi Közlemények*, 13 47-58. p.
- HORVÁTH, A., BIDLÓ, A. (2015): Városi talajok nehézfém vizsgálatai a nyugat-dunántúli régióban (Esettanulmány). In: *Agrokémia és Talajtan*, 64 (1) 139-158. p.
- HORVÁTH, A., CSÁKI, P., KALICZ, P., SZITA, R., WINKLER, D., BIDLÓ, A. (2018b): Komplex városökológia vizsgálatok Székesfehérváron. 51-58. p. In: CZUPY, I., HORVÁTH, A. L. (Szerk.): *Kutatások a 210 éves Erdőmérnöki Karon*. Sopron: Soproni Egyetem, 58 p.
- HORVÁTH, A., KALICZ, P., FARSANG, A., BALÁZS, P., BERKI, I., BIDLÓ, A. (2018a): Influence of human impacts on trace metal accumulation in soils of two Hungarian cities. In: *Science of the Total Environment*, 637 1197-1208. p
- HORVÁTH, A., SZITA, R., BIDLÓ, A., GRIBOVSZKI, Z. (2016): Changes in soil and sediment properties due the impact of the urban environment. In: *Environmental Earth Sciences*, 75 (17) 1-10. p.
- HORVÁTH, A., SZŰCS, P., BIDLÓ, A. (2015): Soil condition and pollution in urban soils: evaluation of the soil quality in a Hungarian town. In: *Journal of Soils and Sediments*, 15 (8) 1825-1835. p.
- HU, Y., HABIBUL, N., HU, Y. Y., MENG, F. L., ZHANG, X., SHENG, G. P. (2020): Mixture toxicity and uptake of 1-butyl-3-methylimidazolium bromide and cadmium co-contaminants in water by perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). In: *Journal of hazardous materials*, 386, 121972. p.
- HURSTHOUSE, A., TOGNARELLI, D., TUCKER, P., MARSAN, F. A., MARTINI, C., MADRID, L. et al. (2004): Metal content of surface soils in parks and allotments from three European cities: Initial pilot study results. In: *Land Contamination and Reclamation*, 12 (3) 3. p.
- JIANG, Y., WENG, Q. (2017): Estimation of hourly and daily evapotranspiration and soil moisture using downscaled LST over various urban surfaces. In: *GIScience & Remote Sensing*, 54 (1) 95-117. p.
- JONES, E. L., LEATHER, S. R. (2013): Invertebrates in urban areas: a review. In: *EJE*, 109 (4) 463-478. p.
- JORFI, S., MALEKI, R., JAAFARZADEH, N., AHMADI, M. (2017): Pollution load index for heavy metals in Mian-Ab plain soil, Khuzestan, Iran. In: *Data Brief* 15 584–590 p.
- KABATA-PENDIAS, A. (2011): Trace Elements in Soils and Plants. Boca Raton: CRC Press, 548 p.

- KÁDÁR, I. (1995): A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Budapest: Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, 388 p.
- KÁDÁR, I. (2007): A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. In: *Agrokémiai és Talajtan* 56 491-408. p.
- KARLIK, M., RICHÁRD, Z. P., ANGYAL, Z. (2014): Examination of the heavy metal content in urban soils in district XI. in Budapest. In: *Economica*, 3 76-83. p.
- KHAN, A., KHAN, S., KHAN, M. A., QAMAR, Z., WAQAS, M. (2015): The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. In: *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (18) 772-799. p.
- KIM, R. Y., YOON, J. K., KIM, T. S., YANG, J. E., OWENS, G., KIM, K. R. (2015): Bioavailability of heavy metals in soils: definitions and practical implementation—a critical review. In: *Environmental geochemistry and health*, 37 (6) 1041-1061. p.
- KISBENEDEK, A., MAKAY, S., SZABÓ, L. G., KANDIK, J., FIGLER, M. (2008): A mustármag kémiai vizsgálata. In: *Élelmiszer, Táplálkozás és Marketing*, 5 (1) 67-72. p.
- KISS, É. (2009): Budapest ipari területei az utóbbi évtizedben. In: *Tér és társadalom*, 23 (2) 69-85. p.
- KLIMKOWICZ-PAWLAS, A., MALISZEWSKA-KORDYBACH, B., SMRECZAK, B. (2019): Triad-based screening risk assessment of the agricultural area exposed to the long-term PAHs contamination. In: *Environmental geochemistry and health*, 41 (3) 1369-1385. p.
- KOVÁCS, M., NYÁRI, I. (1984): Heavy metal concentrations in the urban soils of Budapest. In: *Agrokémia és Talajtan*, 33 (3-4) 501-508. p.
- KOWALSKA, J. B., MAZUREK, R., GAŚIOREK, M., ZALESKI, T. (2018): Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. In: *Environmental Geochemistry and Health*, 40 (6) 2395-2420. p.
- KUMAR, S., CHAUDHURI, S., MAITI, S. K. (2013): Soil dehydrogenase enzyme activity in natural and mine soil—a review. In: *Middle-East Journal of Scientific Research*, 13 (7) 898-906. p.
- LAIDLAW, M. A., FILIPPELLI, G. M. (2008): Resuspension of urban soils as a persistent source of lead poisoning in children: a review and new directions. In: *Applied Geochemistry*, 23 (8) 2021-2039. p.
- LAKANEN, E., ERVIÖ, R. (1971): A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soil. In: *Acta Agriculturae Fenniae*, 123 223-232. p.
- LATT, Z. K., SAN S, Y., KYAW, E. P., LYNN, T. M., NWE, M. T., MON, W. W., AYE, K. N. (2018): Using Cellulolytic Nitrogen Fixing Bacterium, *Azomonas agilis* for effective degradation of agricultural residues. In: *The Open Microbiology Journal*, 12, 154-162.
- LEHMANN, A., STAHR, K. (2007): Nature and significance of anthropogenic urban soils. In: *Journal of Soils and Sediments*, 7 (4) 247-260. p.
- LEHOCZKY, É., MARTH, P., SZABADOS, I., PALKOVICS, M., LUKÁCS, P. (2000): Applications in food quality and environmental contamination: Influence of soil factors on the accumulation of cadmium by lettuce. In: *Communications in soil science and plant analysis*, 31 (11-14) 2425-2431. p.
- LEITGIB, L., KÁLMÁN, J., GRUIZ, K. (2007): Comparison of bioassays by testing whole soil and their water extract from contaminated sites. In: *Chemosphere*, 66 (3) 428-434. p.
- LELOVICS, E., PONGRÁCZ, R., BARTHOLY, J., DEZSŐ, Z. (2012): Budapesti városi hősziget hatás elemzése műholdas és felszíni mérések alapján. In: A VI. Magyar Földrajzi Konferencia, a MERIEXWA nyitókonferenciája és a Geográfus Doktoranduszok Országos Konferenciájának Tanulmánykötete. Szeged: Szegedi Tudományegyetem. [http://geography.hu/mfk2012/pdf/Lelovics\\_et\\_al.pdf](http://geography.hu/mfk2012/pdf/Lelovics_et_al.pdf)

- LI, G., SUN, G. X., REN, Y., LUO, X. S., ZHU, Y. G. (2018): Urban soil and human health: a review. In: *European Journal of Soil Science*, 69 (1) 196-215. p.
- LI, L., HOLM, P. E., MARCUSSEN, H., HANSEN, H. C. B. (2014): Release of cadmium, copper and lead from urban soils of Copenhagen. In: *Environmental pollution*, 187 90-97. p.
- LI, X., LIU, L., WANG, Y., LUO, G., CHEN, X., YANG, X., et al. (2013): Heavy metal contamination of urban soil in an old industrial city (Shenyang) in Northeast China. In: *Geoderma*, 192 50-58. p.
- LI, X., YANG, H., ZHANG, C., ZENG, G., LIU, Y., XU, W., et al. (2017): Spatial distribution and transport characteristics of heavy metals around an antimony mine area in central China. In: *Chemosphere*, 170 17-24. p.
- LI, Z. G., ZHANG, G. S., LIU, Y., WAN, K. Y., ZHANG, R. H., CHEN, F. (2013): Soil nutrient assessment for urban ecosystems in Hubei, China. In: *PloS one*, 8 (9) e75856.
- LIBISCH, B., VILLÁNYI, I., FÜZY, A., HORVÁTH, N., BIRÓ, B. (2010): Identification and characterisation of bacterial strains capable to degrade aircraft de-icing fluids at four degrees. In: *Journal of Biotechnology*, (150) 259. p.
- LINDE, M., BENGTTSSON, H., ÖBORN, I. (2001): Concentrations and pools of heavy metals in urban soils in Stockholm, Sweden. In: *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1 (3-4) 83-101. p.
- LIU, M., XU, J., KROGH, P. H., SONG, J., WU, L., LUO, Y., KE, X. (2018): Assessment of toxicity of heavy metal-contaminated soils toward Collembola in the paddy fields supported by laboratory tests. In: *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (17) 969-978. p.
- LIU, S., ZHOU, Q., WANG, Y. (2011): Ecotoxicological responses of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to soil contaminated with HHCb. In: *Chemosphere*, 83 (8) 1080-1086. p.
- LJUNG, K., OOMEN, A., DUTTS, M., SELINUS, O., BERGLUND, M. (2007): Bioaccessibility of metals in urban playground soils. In: *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 42 (9) 1241-1250. p.
- LJUNG, K., OTABBONG, E., SELINUS, O. (2006): Natural and anthropogenic metal inputs to soils in urban Uppsala, Sweden. In: *Environmental Geochemistry and Health*, 28 (4) 353-364. p.
- LOCK, K., JANSSEN, C. R. (2002a). Ecotoxicity of chromium (III) to *Eisenia fetida*, *Enchytraeus albidus*, and *Folsomia candida*. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 51 (3) 203-205. p.
- LOCK, K., JANSSEN, C. R. (2002b): Ecotoxicity of nickel to *Eisenia fetida*, *Enchytraeus albidus* and *Folsomia candida*. In: *Chemosphere*, 46 (2) 197-200. p.
- LOCK, K., BECAUS, S., CRIEL, P., VAN EECKHOUT, H., JANSSEN, C. R. (2004): Ecotoxicity of cobalt to the springtail *Folsomia candida*. In: *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 139 (4) 195-199. p.
- LU, Y., GONG, Z., ZHANG, G., ZHANG, B. (2004): Heavy metal concentration in Nanjing urban soils and their affecting factors. In: *The Journal of Applied Ecology*, 15 (1) 123-126. p.
- LUO, X. S., DING, J., XU, B., WANG, Y. J., LI, H. B., YU, S. (2012): Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils. In: *Science of the Total Environment*, 424 88-96. p.
- MABOETA, M. S., OLADIPO, O. G., BOTHA, S. M. (2018): Ecotoxicity of mine tailings: unrehabilitated versus rehabilitated. In: *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 100 (5) 702-707. p.
- MAI, H., MAEGHTB, J. L., VALENTIN, C. (2020): Assessment of heavy metal concentrations and its potential eco-toxic effects in soils and sediments in Dong Cao catchment, Northern Vietnam. In: *Vietnam Journal of Earth Sciences*, 42 (2) 187-204. p.

- MAILLOUX, R. J., LEMIRE, J., APPANNA, V. D. (2011): Metabolic networks to combat oxidative stress in *Pseudomonas fluorescens*. In: *Antonie Van Leeuwenhoek* 99 (3) 433-442. p.
- MAISTO, G., MANZO, S., DE NICOLA, F., CAROTENUTO, R., ROCCO, A., ALFANI, A. (2011): Assessment of the effects of Cr, Cu, Ni and Pb soil contamination by ecotoxicological tests. In: *Journal of Environmental Monitoring*, 13 (11) 3049-3056. p.
- MCDONALD, R. I., MARCOTULLIO, P. J., GÜNERALP, B. (2013): Urbanization and global trends in biodiversity and ecosystem services. 31-52. p. In: ELMQVIST T. et al. (Szerk.): *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities*. Dordrecht: Springer, 383 p.
- MCELDOWNEY, S., HARDMAN, D. J., WAITE, S. (1993): Treatment technologies. 48-58. p. In: MCELDOWNEY, S., HARDMAN, D. J., WAITE, S. (Szerk.): *Ecology and Biotreatment*. Singapore: Longman Singapore Publishers, 322. p
- MCKINNEY, M. L. (2002): Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. In: *Bioscience*, 52 (10) 883-890. p.
- MCKINNEY, M. L. (2008): Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. In: *Urban ecosystems*, 11 (2) 161-176. p.
- MEULEMANS, G. (2020): Urban pedogeneses: The making of city soils from hard surfacing to the urban soil sciences. In: *Environmental Humanities*, 12 (1) 250-266. p.
- MOLNÁR, M., GRUIZ, K., HALÁSZ, M. (2007): Integrated methodology to evaluate bioremediation potential of creosote-contaminated soils. In: *Periodica Polytechnica Chemical Engineering*, 51 (1) 23-32. p.
- MOREL, J. L., CHENU, C., LORENZ, K. (2015): Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAS). In: *Journal of Soils and Sediments*, 15 (8) 1659-1666. p.
- MORSELLI, L., OLIVIERI, P., BRUSORI, B., PASSARINI, F. (2003): Soluble and insoluble fractions of heavy metals in wet and dry atmospheric depositions in Bologna, Italy. In: *Environmental Pollution*, 124 (3) 457-469. p.
- MORTON-BERMEA, O., HERNÁNDEZ-ÁLVAREZ, E., GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, G., ROMERO, F., LOZANO, R., BERAMENDI-OROSCO, L. E. (2009): Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. In: *Journal of Geochemical Exploration*, 101 (3) 218-224. p.
- MÖLLER, A., MÜLLER, H. W., ABDULLAH, A., ABDELGAWAD, G., UTERMANN, J. (2005): Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. In: *Geoderma*, 124 (1-2) 63-71. p.
- MSZ 21470-50:2006 Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikuselem-, a nehézfém- és a króm(VI)tartalom meghatározása
- MSZ 21470-88:1993 Környezetvédelmi talajvizsgálatok. *Pseudomonas fluorescens* talajtoxicitási teszt
- MSZ 21976-17:1993 Települési szilárd hulladékok vizsgálata. Csíranövényteszt
- MSZ 21978-30:1988 Veszélyes hulladékok vizsgálata. *Azotobacter agilis* teszt
- MSZ EN 16169:2013 Iszap, kezelt biohulladék és talaj. A Kjeldahl-nitrogén meghatározása.
- MSZ-08-0205:1978 A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.
- MSZ-08-0206-2:1978 A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata.
- MSZ-08-0210:1977 A talaj szerves szén tartalmának meghatározása.

- MSZ-20135:1999 A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása.
- MSZ-21470-51:1983 Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajok kötöttségének meghatározása.
- NAGAJYOTI, P. C., LEE, K. D., SREEKANTH, T. V. M. (2010): Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. In: *Environmental Chemistry Letters*, 8 (3) 199-216. p.
- NAHMANI, J., LAVELLE, P. (2002): Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of Northern France. In: *European Journal of Soil Biology*, 38 (3-4) 297-300. p.
- NEHLS, T., ROKIA, S., MEKIFFER, B., SCHWARTZ, C., WESSOLEK, G. (2013): Contribution of bricks to urban soil properties. In: *Journal of Soils and Sediments*, 13 (3) 575-584. p.
- NIEDER, R., BENBI, D. K., REICHL, F. X. (2018): Role of potentially toxic elements in soils. 375-450 p. In: NIEDER, R., BENBI, D. K., REICHL, F. X. (Szerk.): *Soil Components and Human Health*. Dordrecht: Springer, 886 p.
- NORRA, S., STÜBEN, D. (2003): Urban soils. In: *Journal of Soils and Sediments* 3 230-233. p.
- NUGENT, R. (2000): The impact of urban agriculture on the household and local economies. 67-95. p. In: BAKKER, N. et al (Szerk.): *Growing cities, growing food. Urban agriculture on the policy agenda*. Feldafing: Zentralstelle für Ernährung und Landwirtschaft, 95 p.
- OECD (2006): Test No. 208. Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. In: *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals*. Paris: OECD Publishing, 21 p.
- OECD (2009): Test No. 232. Collembolan Reproduction Test in Soil. In: *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals*. Paris: OECD Publishing, 22 p.
- OECD (2016): Test No. 222. Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida/Eisenia andrei*). In: *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals*. Paris: OECD Publishing, 21 p.
- O'RIORDAN, R., DAVIES, J., STEVENS, C., QUINTON, J. N., BOYKO, C. (2021): The ecosystem services of urban soils: A review. In: *Geoderma*, 395, 115076.
- PACYNA, J. M., PACYNA, E. G. (2001): An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. In: *Environmental Reviews*, 9 (4) 269-298. p.
- PALANSOORIYA, K. N., SHAHEEN, S. M., CHEN, S. S., TSANG, D. C., HASHIMOTO, Y., HOU, D., et al. (2020): Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: a critical review. In: *Environment International*, 134, 105046.
- PALLERONI, N. J. (2008). The genus *Pseudomonas*. 251-262. p. In: GOLDMAN, E., GREEN, H. L. (Szerk.): *Practical Handbook of Microbiology*. Boca Raton: CRC Press, 874. p.
- PAPA, S., BARTOLI, G., PELLEGRINO, A., FIORETTO, A. (2010): Microbial activities and trace element contents in an urban soil. In: *Environmental Monitoring and Assessment*, 165 (1) 193-203. p.
- PARAJULI, A., GRÖNROOS, M., SITER, N., PUHAKKA, R., VARI, H. K., ROSLUND, M. I. et al. (2018): Urbanization reduces transfer of diverse environmental microbiota indoors. In: *Frontiers in Microbiology*, 9 84. p.
- PARK, S. J., CHENG, Z., YANG, H., MORRIS, E. E., SUTHERLAND, M., GARDENER, B. B. M., GREWAL, P. S. (2010): Differences in soil chemical properties with distance to roads and age of development in urban areas. In: *Urban Ecosystems*, 13 (4) 483-497. p.
- PAVAO-ZUCKERMAN, M. A., COLEMAN, D. C. (2007): Urbanization alters the functional composition, but not taxonomic diversity, of the soil nematode community. In: *Applied Soil Ecology*, 35 (2) 329-339. p.

- PICKETT, S. T., CADENASSO, M. L., GROVE, J. M., BOONE, C. G., GROFFMAN, P. M., IRWIN, E. et al. (2011): Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. In: *Journal of Environmental Management*, 92 (3) 331-362. p.
- PINDRAL, S., KOT, R., HULISZ, P., CHARZYŃSKI, P. (2020): Landscape metrics as a tool for analysis of urban pedodiversity. In: *Land Degradation & Development*, 31 (16) 2281-2294. p.
- PLAZA, G. A., NAŁĘCZ-JAWECKI, G., PINYAKONG, O., ILLMER, P., MARGESIN, R. (2010): Ecotoxicological and microbiological characterization of soils from heavy-metal-and hydrocarbon-contaminated sites. In: *Environmental Monitoring and Assessment*, 163 (1) 477-488. p.
- POURRET, O., HURSTHOUSE, A. (2019): It's time to replace the term "heavy metals" with "potentially toxic elements" when reporting environmental research. In: *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16 (22) 44-46. p.
- 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. In: *Soil Science Society of America Journal*, 71 (3) 1010-1019. p.
- POUYAT, R. V., SZLAVECZ, K., YESILONIS, I. D., GROFFMAN, P. M., SCHWARZ, K. (2010): Chemical, physical, and biological characteristics of urban soils. In: *Urban Ecosystem Ecology*, 55 119-152. p.
- PRAVEENA, S. M., ISMAIL, S. N. S., ARIS, A. Z. (2015): Health risk assessment of heavy metal exposure in urban soil from Seri Kembangan (Malaysia). In: *Arabian Journal of Geosciences*, 8 (11) 9753-9761. p.
- PRESSLER, Y., MOORE, J. C., COTRUFO, M. F. (2019): Belowground community responses to fire: meta-analysis reveals contrasting responses of soil microorganisms and mesofauna. In: *Oikos*, 128 (3) 309-327. p.
- PROKOFEVA, T. V., KIRYUSHIN, A. V., SHISHKOV, V. A., IVANNIKOV, F. A. (2017): The importance of dust material in urban soil formation: the experience on study of two young Technosols on dust depositions. In: *Journal of Soils and Sediments*, 17 (2) 515-524. p.
- PROKOFEVA, T. V., ROZANOVA, M. S., POPUTNIKOV, V. O. (2013): Some features of soil organic matter in parks and adjacent residential areas of Moscow. In: *Eurasian Soil Science*, 46 (3) 273-283. p.
- PUKALCHIK, M. A., TEREKHOVA, V. A., KARPUKHIN, M. M., VAVILOVA, V. M. (2019): Comparison of eluate and direct soil bioassay methods of soil assessment in the case of contamination with heavy metals. In: *Eurasian Soil Science*, 52 (4) 464-470. p.
- PUSKÁS, I. (2008). *Városaink talajai: A szegedi talajok komplex értékelése és osztályozása*. Doktori disszertáció, Szeged: Szegedi Tudományegyetem, 194 p.
- PUSKÁS, I., FARSANG, A. (2007): A városi talajok osztályozása, az antropogén hatás indikátorainak elkülönítése Szeged talajtípusainak példáján. In: *Tájökológiai Lapok*, 5 371-379. p.
- PUSKÁS, I., FARSANG, A. (2009): Diagnostic indicators for characterizing urban soils of Szeged, Hungary. In: *Geoderma*, 148 (3-4) 267-281. p.
- PUSKÁS, I., FARSANG, A., CSÉPE, Z., BARTUS, M. (2015): Városi zöldterületek feltalajainak állapotértékelése és szennyezettség mintázata a funkcionális tagolódás függvényében. In: *Tájökológiai Lapok*, 13 (1) 115-132. p.
- PUSKÁS, I., PRAZSÁK, I., FARSANG, A., MARÓY, P. (2008): Antropogén hatásra módosult fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságok értékelése Szeged és környéke talajaiban. In: *Agrokémia és talajtan*, 57 (2) 261-280. p.



- RABOT, E., WIESMEIER, M., SCHLÜTER, S., VOGEL, H. J. (2018): Soil structure as an indicator of soil functions: A review. In: *Geoderma*, 314 122-137. p.
- RADOMSKA, M., MADZHD, S., CHERNIAK, L., MIKHYEYEV, O. (2020): Environmental pollution in the airport impact area—case study of the Boryspil international airport. In: *Environmental Problems*, 2 (5) 76-82. p.
- RAI, P. K., RAI, A., SINGH, S. (2018): Change in soil microbial biomass along a rural-urban gradient in Varanasi (UP, India). *Geology*, In: *Ecology, and Landscapes*, 2 (1) 15-21. p.
- REESE, A. T., SAVAGE, A., YOUNGSTEADT, E., MCGUIRE, K. L., KOLING, A., WATKINS, O. et al. (2016): Urban stress is associated with variation in microbial species composition—but not richness—in Manhattan. In: *The ISME journal*, 10 (3) 751-760. p.
- ROSSITER, D.G. (2007): Classification of Urban and Industrial Soils in the World Reference Base for Soil Resources. In: *Journal of Soils and Sediments*, 7 96-100. p.
- RÖMBKE, J., JÄNSCH, S., JUNKER, T., POHL, B., SCHEFFCZYK, A., SCHALLNAß, H. J. (2006). Improvement of the applicability of ecotoxicological tests with earthworms, springtails, and plants for the assessment of metals in natural soils. In: *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 25 (3) 776-787. p.
- SÁNDOR, G., SZABÓ, G. (2014a): Az antropogén eredetű anyagok vizsgálata Debrecen talajaiban. In: *Műszaki tudományos közlemények* 1 159–164. p.
- SÁNDOR, G., SZABÓ, G. (2014b): Influence of human activities on the soils of Debrecen, Hungary. In: *Soil Science Annual*, 65 (1) 2-9. p
- SARDAR, K., ALI, S., HAMEED, S., AFZAL, S., FATIMA, S., SHAKOOR, M. B. et al. (2013): Heavy metals contamination and what are the impacts on living organisms. In: *Greener Journal of Environmental Management and Public Safety*, 2 (4) 172-179. p.
- SCHEYER, J. M., HIPPLE, K. W. (2005): Urban soil primer. Nebraska: United States Department of Agriculture, 77 p.
- SCHLEUSS, U., WU, Q., BLUME, H. P. (1998): Variability of soils in urban and periurban areas in Northern Germany. In: *Catena*, 33 (3-4) 255-270. p.
- SELIVANOVSKAYA, S., GALITSKAYA, P., SCHNELL, S., HUNG, Y. T. (2010): A comparison of microbial contact bioassay with conventional elutriate assays for evaluation of wastes hazard. In: *International Journal of Environment and Waste Management*, 6 (1-2) 183-196. p.
- SENF, F. (1847): Lehrbuch der Gebirgs- und Bodenkunde. Jena: Nabu Press, 290 p.
- SEVIK, H., CETIN, M., OZEL, H. B., OZEL, S., CETIN, I. Z. (2020): Changes in heavy metal accumulation in some edible landscape plants depending on traffic density. In: *Environmental Monitoring and Assessment*, 192 (2) 1-9. p.
- SHARMA, D. K., TOMAR, S., CHAKRABORTY, D. (2017): Role of earthworm in improving soil structure and functioning. In: *Current Science*, 1064-1071. p.
- SICILIANO, S. D., JAMES, K., ZHANG, G., SCHAFER, A. N., PEAK, J. D. (2009): Adhesion and enrichment of metals on human hands from contaminated soil at an Arctic urban brownfield. In: *Environmental Science & Technology*, 43 (16) 6385-6390. p.
- SIEGHARDT, M., MURSCH-RADLGRUBER, E., PAOLETTI, E., COUENBERG, E., DIMITRAKOPOULUS, A., REGO, F. et al. (2005): The abiotic urban environment: impact of urban growing conditions on urban vegetation. 281-323. p. In: KONIJNENDIJK, C. et al. (Szerk.): *Urban forests and trees*. Berlin: Springer, 520 p.



- SINGH, R., GAUTAM, N., MISHRA, A., GUPTA, R. (2011): Heavy metals and living systems: An overview. In: *Indian Journal of Pharmacology*, 43 (3) 246. p.
- SIMON, E., VIDIC, A., BRAUN, M., FÁBIÁN, I., TÓTHMÉRÉSZ, B. (2013): Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of Wien, Austria. In: *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (2) 917-924. p.
- SMETAK, K. M., JOHNSON-MAYNARD, J. L., LLOYD, J. E. (2007): Earthworm population density and diversity in different-aged urban systems. In: *Applied Soil Ecology*, 37 (1-2) 161-168. p.
- STEINNES, E., FRIEDLAND, A. J. (2006): Metal contamination of natural surface soils from long-range atmospheric transport: existing and missing knowledge. In: *Environmental Reviews*, 14 (3) 169-186. p.
- SU, C. (2014): A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: Situation, impact and remediation techniques. In: *Environmental Skeptics and Critics*, 3 (2) 24-36. p.
- SZABÓ, B. (2014). Növekedésvizsgálatok a *Folsomia candida* (*Collembola*) fajon és a növekedésvizsgálatok módszertanának fejlesztése. Szakdolgozat. Budapest: Szent István Egyetem, 100 p.
- SZEGEDI, S. (1999): Debrecen nehézfém-szennyezettsége. In: *Magyar Tudomány*, 10 1192-1200. p.
- SZOLNOKI, Z. S., FARSANG, A., PUSKÁS, I. (2013): Cumulative impacts of human activities on urban garden soils: origin and accumulation of metals. In: *Environmental Pollution*, 177 106-115. p.
- SZOLNOKI, Z., FARSANG, A. (2010): Heavy metals in garden soils along roads in Szeged, Hungary. In: *EGU General Assembly Conference Abstracts*. Vienna: EGU, 4131 p.
- SZOLNOKI, Z., FARSANG, A. (2015): Nehézfémek eredetének elkülönítése városi kerti talajokban, Szeged példáján. In: *Agrokémia és Talajtan*, 64 (1) 123-138. p.
- TATAI et al. (2020): Budapest Környezeti Állapotértékelése 2019 – 2020. Budapest: Budapest Főváros Városcsépítési Tervező Kft., 355. p.
- THALMANN, A. (1968): Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). In: *Landwirtsch Forsch.*, 21 249-258. p.
- TIAN, H. Z., ZHU, C. Y., GAO, J. J., CHENG, K., HAO, J. M., WANG, K. et al. (2015). Quantitative assessment of atmospheric emissions of toxic heavy metals from anthropogenic sources in China: historical trend, spatial distribution, uncertainties, and control policies. In: *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15 (17) 127-147. p.
- TOMLINSON, D. L., WILSON, J. G., HARRIS, C. R., JEFFREY, D. W. (1980): Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. In: *Helgoländer meeresuntersuchungen*, 33 (1-4) 566-575. p.
- TÓTH, Z., HORNUNG, E., CILLIERS, S., DOMBOS, M., KOTZE, J., SETÄLÄ, H., SZLÁVECZ, K. (2015): Előzetes eredmények városi talajok lebontó hatásfokának vizsgálatáról (GLUSEEN-Projekt, Budapest). In: *Természetvédelmi Közlemények*, 21 352-361. p.
- TÓTH, Z., SZLÁVECZ, K., SCHMIDT, D. J. E., HORNUNG, E., SETÄLÄ, H., YESILONIS, I. D., CSUZDI, C. (2020): Earthworm assemblages in urban habitats across biogeographical regions. In: *Applied Soil Ecology*, 151 103530.
- TROLLDENIER, G., SCHHOLTER, M., BODE, W., HARTMANN, A. (1996): Bacterial biomass. 12-46. p. In: SCHINNER, F. et al. (Szerk.): *Methods in Soil Biology*. Berlin: Springer, 426 p.
- TUME, P., GONZÁLEZ, E., KING, R. W., CUITIÑO, L., ROCA, N., BECH, J. (2018): Distinguishing between natural and anthropogenic sources for potentially toxic elements in urban soils of Talcahuano, Chile. In: *Journal of Soils and Sediments*, 18 (6) 2335-2349. p.

- UNITED NATIONS (2018): World Urbanization Prospects, The 2018 Revision. New York: United Nations, Department of Economic and Social Affairs, 126 p.
- USMANI, Z., KUMAR, V. (2015): Role of earthworms against metal contamination: a review. In: *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 6 (1) 414-427. p.
- VAN GESTEL, C. A. (2012): Soil ecotoxicology: state of the art and future directions. In: *ZooKeys*, (176) 275. p.
- VAN GESTEL, C. A., VAN DER WAARDE, J. J., DERKSEN, J. G. M., VAN DER HOEK, E. E., VEUL, M. F., BOUWENS, S., et al. (2001): The use of acute and chronic bioassays to determine the ecological risk and bioremediation efficiency of oil-polluted soils. In: *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 20 (7) 1438-1449. p.
- VAN NULAND, M. E., WHITLOW, W. L. (2014): Temporal effects on biodiversity and composition of arthropod communities along an urban–rural gradient. In: *Urban Ecosystems*, 17 (4) 1047-1060. p.
- VÁRALLYAY GY. (1997): A talaj funkciói. In: *Magyar Tudomány*, 42 1414–1430. p.
- VÁRALLYAY GY. (1995): Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer, I. Módszertan. Budapest: FM Növényvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Főosztály, 92. p.
- VERES, Z., KOTROCZÓ, Z., MAGYAROS, K., TÓTH, J. A., TÓTHMÉRÉSZ, B. (2013): Dehydrogenase activity in a litter manipulation experiment in temperate forest soil. In: *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 9 25-33. p.
- VILISICS, F., HORNING, E. (2009): Urban areas as hot-spots for introduced and shelters for native isopod species. In: *Urban ecosystems*, 12 (3) 333-345. p.
- VIOLANTE, A., COZZOLINO, V., PERELOMOV, L., CAPORALE, A. G., PIGNA, M. (2010): Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. In: *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 10 (3) 268-292. p.
- WANG, H., MARSHALL, C. W., CHENG, M., XU, H., LI, H., YANG, X., ZHENG, T. (2017): Changes in land use driven by urbanization impact nitrogen cycling and the microbial community composition in soils. In: *Scientific reports*, 7 (1) 1-12. p.
- WANG, M., MARKERT, B., SHEN, W., CHEN, W., PENG, C., OUYANG, Z. (2011): Microbial biomass carbon and enzyme activities of urban soils in Beijing. In: *Environmental Science and Pollution Research*, 18 (6) 958-967. p.
- WANG, Y. Q., BAI, Y. R., WANG, J. Y. (2016): Distribution of urban soil heavy metal and pollution evaluation in different functional zones of Yinchuan city. In: *Huanjing kexue*, 37 (2) 710-716. p.
- WEI, B., YANG, L. (2010): A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. In: *Microchemical journal*, 94 (2) 99-107. p.
- WINKLER, D., TRASER, G. (2017): Talajlakó mezofauna (Collembola) vizsgálatok a Lajta Project területén. In: *Magyar Ápróvad Közlemények*, 13 213-224. p.
- WOLCH, J. R., BYRNE, J., NEWELL, J. P. (2014): Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities ‘just green enough’. In: *Landscape and Urban Planning*, 125 234-244. p.
- WOLF, M., BARETTA, D., BECEGATO, V. A., ALMEIDA, V. D. C., PAULINO, A. T. (2017): Copper/zinc bioaccumulation and the effect of phytotoxicity on the growth of lettuce (*Lactuca sativa* L.) in non-contaminated, metal-contaminated and swine manure-enriched soils. In: *Water, Air, & Soil Pollution*, 228 (4) 1-9. p.
- WOLIŃSKA, A., STĘPNIEWSKA, Z. (2012): Dehydrogenase activity in the soil environment. In: *Dehydrogenases*, 10 183-210. p.

- WONG, C. S., LI, X., THORNTON, I. (2006): Urban environmental geochemistry of trace metals. In: *Environmental Pollution*, 142 (1) 1-16. p.
- FAO (2015). World reference base for soil resources 2014 - International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 203 p.
- WU, S., ZHOU, S., LI, X., JOHNSON, W. C., ZHANG, H., SHI, J. (2010): Heavy-metal accumulation trends in Yixing, China: an area of rapid economic development. In: *Environmental Earth Sciences*, 61 (1) 79-86. p.
- WUANA, R. A., OKIEIMEN, F. E. (2011): Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. In: *International Scholarly Research Notices*, doi:10.5402/2011/402647
- XU, J., JIANG, Z., LI, M., & LI, Q. (2019): A compost-derived thermophilic microbial consortium enhances the humification process and alters the microbial diversity during composting. In: *Journal of environmental management*, 243 240-249. p.
- YANG, J. L., ZHANG, G. L. (2011): Water infiltration in urban soils and its effects on the quantity and quality of runoff. In: *Journal of Soils and Sediments*, 11 (5) 751-761. p.
- YANG, J. L., ZHANG, G. L. (2015): Formation, characteristics and eco-environmental implications of urban soils—A review. In: *Soil Science and Plant Nutrition*, 61 (1) 30-46. p.
- YANG, J. L., WANG, J. K., ZHANG, G. L. (2004): The compaction degradation of urban soil and its environmental impacts. In: *Chinese Journal of Soil Science*, 35 (6) 688-694. p.
- YANG, Y., CAMPBELL, C. D., CLARK, L., CAMERON, C. M., PATERSON, E. (2006): Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils. In: *Chemosphere*, 63 (11) 1942-1952. p.
- YIN, Y., IMPELLITTERI, C. A., YOU, S. J., & ALLEN, H. E. (2002): The importance of organic matter distribution and extract soil: solution ratio on the desorption of heavy metals from soils. In: *Science of the Total Environment*, 287 (1-2) 107-119. p.
- YU, S., ZHU, Y. G., LI, X. D. (2012): Trace metal contamination in urban soils of China. In: *Science of the Total Environment*, 421 17-30. p.
- ZALTAUSKAITĖ, J., SODIENĖ, I. (2014): Effects of cadmium and lead on the life-cycle parameters of juvenile earthworm *Eisenia fetida*. In: *Ecotoxicology and environmental safety*, 103 9-16. p.
- ZHANG, X. Y., LIN, F. F., WONG, M. T., FENG, X. L., WANG, K. (2009): Identification of soil heavy metal sources from anthropogenic activities and pollution assessment of Fuyang County, China. In: *Environmental Monitoring and Assessment*, 154 (1) 439-449. p.
- ZHAO, H., LI, X. (2013): Risk assessment of metals in road-deposited sediment along an urban–rural gradient. In: *Environmental Pollution*, 174 297-304. p.
- ZHAO, Y. G., ZHANG, G. L., ZEPP, H., YANG, J. L. (2007): Establishing a spatial grouping base for surface soil properties along urban–rural gradient—A case study in Nanjing, China. In: *Catena*, 69 (1) 74-81. p.
- ZHOU, H., XIANG, N., XIE, J., DIAO, X. (2018): Ecotoxicology: the history and present direction. In: *Encyclopedia of Ecology*, 2 1-9. p.

*Internetes források:*

http1: [https://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag\\_eghajlata/varosok\\_jellemzoi/Budapest/](https://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/varosok_jellemzoi/Budapest/)

http2: [https://www.bkk.hu/apps/docs/duna\\_tanulmany.pdf](https://www.bkk.hu/apps/docs/duna_tanulmany.pdf)

http3: <https://www.mta-taki.hu/hu/osztalyok/kornyezetiinformatikai-osztaly/agrotopo>

M2. A mintavételi helyszínek leírása

Helyszín kódja	Helyszín rövid leírása	Városi tevékenységek a helyszín közelében
K <sub>1</sub>	A helyszín egy erdő és füves területek mellett helyezkedik el. Változatos növényzet található itt, amelyet elsősorban a <i>Festuca</i> fajok dominálnak.	Egy ritkán használt földút halad el a helyszín mellett.
K <sub>2</sub>	A helyszín egy erdő és füves területek mellett helyezkedik el. Változatos növényzet található itt, amelyet elsősorban a <i>Lolium</i> és <i>Festuca</i> fajok dominálnak.	Egy kis forgalmú út található a terület közelében, valamint néhány pince, hétvégi ház is.
K <sub>3</sub>	A helyszín egy erdő és szántóföldek mellett helyezkedik el. Változatos növényzet található itt, néhány fa is van a helyszínen.	Egy ritkán használt földút halad el a helyszín mellett.
K <sub>4</sub>	A helyszín szántóföldek és füves területek mellett helyezkedik el. A szántóföldi művelés hatással van a növényzet összetételére, több termesztett növényfaj is jelen van a helyszínen (pl. <i>Brassica napus</i> , <i>Triticum aestivum</i> ).	-
T <sub>1</sub>	A helyszín egy nagyobb füves terület része, amely részben fákkal határolt. A területet időközönként kaszálják, és a helyiek igen gyakran sétáltatnak kutyát itt. Elsősorban <i>Festuca</i> fajok alkotják a növényzetet.	Egy közepes forgalmú út halad a helyszín mellett. A közelben egy nagyobb lakópark, valamint egy kisebb ipari park található.
T <sub>2</sub>	A helyszín egy kisebb erdő mellett, egy patak (Szilas patak) és egy kerékpárút mentén található. A növényzetet változatos gyepek alkotják, amelyet ritkán lekaszálnak.	Néhány ház és egy kisebb forgalmú út található a közelben.
T <sub>3</sub>	A helyszín egy kisebb lakóövezet és füves területek mellett helyezkedik el. Változatos növényzet található itt, néhány fa is van a helyszínen.	Egy kis forgalmú út halad el a helyszín mellett, amelynek a másik oldalán lakóövezet található.
T <sub>4</sub>	A helyszín részben fákkal határolt, egy temető és egy kisebb erdő mellett helyezkedik el.	Egy közepes forgalmú út található a helyszín közelében, amely a temető megközelítését szolgálja.
T <sub>5</sub>	A helyszín egy nagyobb füves terület része, amelyet fák határolnak. Rendszeresen kaszálják, elsősorban <i>Lolium</i> és <i>Festuca</i> fajok alkotják a növényzetet.	Egy kisebb forgalmú út halad el a helyszín mellett, amelyet fák választanak el a területtől. Egy kisebb ipari park is található a közelben.
T <sub>6</sub>	A helyszín egy kisebb erdő és füves területek mellett, egy patak (Rákos patak) mentén helyezkedik el. A helyiek gyakran kutyát sétáltatnak itt. A növényzetet elsősorban a <i>Lolium</i> , <i>Bromus</i> és <i>Festuca</i> fajok dominálják. Ezen kívül néhány idősebb fa is található a helyszínen.	A helyszín közvetlen közelében nincs jelentős városi tevékenység, azonban a helyszín melletti kisebb erdő mögött egy nagy forgalmú út, valamint egy vasúti vonal halad.
V <sub>1</sub>	A helyszín részben fákkal határolt, különböző beépített és füves területek mellett helyezkedik el. Jellemzőek a <i>Festuca</i> fajok, azonban a terület egy kisebb része csupasz vagy részben mohával borított. Emellett invazív növényfajok is találhatóak a helyszínen (pl. <i>Erigeron canadensis</i> és <i>Solidago canadensis</i> ). A mintavétel során illegális hulladékot is találtunk, a talajban pedig	A helyszín egy barnamezős terület (egy elhagyatott autósósó) közvetlen közelében található. Egy nagy forgalmú útvonal halad el a közelben, távolabb pedig egy vasúti vonal van. Emellett két ipari park is

	igen jelentős mennyiségű műtermék volt.	található a helyszín közelében.
V <sub>2</sub>	A helyszín a V <sub>1</sub> helyszín közelében található, egy kisebb erdő mellett. A területet alapvetően változatos gyeppel fedik, de itt is találtunk invazív növényfajokat (pl. <i>Erigeron canadensis</i> és <i>Ambrosia artemisiifolia</i> ). Néhány fa is van a helyszínen. Itt is találtunk illegális hulladékot, a talajban pedig szintén jelentős mennyiségű műtermék volt.	Ugyanazok, mint a V <sub>1</sub> helyszín esetén.
V <sub>3</sub>	A helyszín különböző beépített területek mellett helyezkedik el. Korábban kisebb épület is volt a területen, melyet mára elbontottak. A növényzetet változatos gyepek alkotják, amelyet feltehetőleg időnként lekaszálnak, de a mintavétel során igen nagy növénymagasságot tapasztaltunk.	Egy kisebb forgalmú út halad el a helyszín mellett, a közelben azonban egy nagy forgalmú út, valamint egy vasúti vonal is található. Emellett egy kisebb ipari park is van a környéken. Továbbá a helyszín korábbi használata szintén hatással lehet a talaj tulajdonságaira.
V <sub>4</sub>	A helyszín részben fákkal határolt, egy temető és egy kisebb lakóövezet mellett helyezkedik el. A növényzetet változatos gyeppel alkotják. A mintavétel során illegális hulladékot is találtunk a helyszínen, amely feltehetően a temetőből származott.	Egy közepes forgalmú út halad el a helyszín mellett, amelynek másik oldalán egy lakóövezet található. Kisebb ipari tevékenység is van a közelben.
V <sub>5</sub>	A helyszín egy volt hulladéklerakó és egy nagyobb erdő mellett helyezkedik el. Elsősorban <i>Festuca</i> fajok alkotják a növényzetet, azonban meglehetősen hiányos volt a gyeppel egyes részekben. Invazív növények is jelen voltak a területen (pl. pl. <i>Erigeron canadensis</i> jelentős mennyiségben). Emellett a talajban nagy mennyiségű műterméket találtunk a mintavétel során.	A helyszín közvetlen közelében helyezkedik el egy volt hulladéklerakó. Emellett egy kisebb forgalmú út halad el a közelben, kicsit távolabb pedig egy ipari telep, valamint egy lakóövezet is található.
V <sub>6</sub>	A helyszín fákkal határolt, amely mögött az egyik oldalon egy parkoló és egy vasúti vonal, míg a másik oldalon egy patak (Rákos patak) található. A területet korábbi építkezések során használták, melynek eredményeként sok építkezési törmelék került a talajba. A növényzet igen változatos, a gyeppel (elsősorban <i>Festuca</i> fajok) mellett az <i>Urtica dioica</i> és különböző invazív fajok (pl. <i>Amaranthus retroflexus</i> ) is nagy mennyiségben vannak jelen. Emellett néhány fa is található a területen.	A terület mellett egy parkoló, illetve vasúti vonal van, illetve egy kisebb forgalmú út is elhalad. Kicsit távolabb, mindkét irányban lakóövezet található. Emellett a helyszín korábbi használata szintén hatással lehet a talaj tulajdonságaira.

M3. Helyszíni jegyzőkönyv a talajmintavételezés során (minta)

Mintavételi helyszín alapadatai				
Helyszín kódja	Helyszín típusa	Mintavétel időpontja	Mintavevő neve	
V6	városi	2018. 09. 20.	Mónok Dávid	
Mintavételi helyszín elhelyezkedése				
Kerület/Község	Utca	GPS koordináták	Terület (m <sup>2</sup> )	
XVII.	Kölcsegyes utca	47° 49' 03" N 19° 27' 36" E	420	
Mintavételi helyszín jellemzése				
Környezet leírása	Antropogén tevékenységek	Növényzet	Domborzat	Megjegyzések
liget, park vasúti vonal, natura part	- vasúti vonal, - lakóterület, - aszfalt út, - terület korábbi közlekedési	nyírfélék, vályog gyümölcsfa, 1-2 fa akác	szl	—
Talaj jellemzése				
Talaj fizikai félesége	Talaj színe	Talaj nedvessége	Műtermék típusa	Megjegyzések
vályog	10YR5/6	száraz	Euklizi korall nagy mennyiségben	—

M4. A talajok általános fizikai és kémiai jellemzői az egyes mintavételi helyszíneken

Mintavételi helyszín	Műtermék mennyisége (%)	K <sub>A</sub>	pH <sub>H2O</sub>	CaCO <sub>3</sub> (%)	H (%)	N (%)	AL-P (mg/kg)	AL-K (mg/kg)
K <sub>1</sub>	2,8±0,9	28,5±1,3	6,7±0,1	1,8±0,1	3,69±0,13	0,35±0,03	56,31±11,06	125,99±6,81
K <sub>2</sub>	2,2±0,2	35,3±1,5	6,3±0,1	0,8±0,3	4,51±0,12	0,25±0,06	82,01±15,40	136,00±4,53
K <sub>3</sub>	1,4±0,8	28,8±2,2	7,1±0,2	0,2±0,2	4,64±1,09	0,29±0,03	77,17±19,05	176,87±15,90
K <sub>4</sub>	3,4±0,7	37,8±1,3	6,9±0,2	3,3±0,2	2,24±0,14	0,34±0,03	121,04±16,40	169,34±8,48
T <sub>1</sub>	4,7±0,8	40,8±4,4	7,2±0,2	5,1±1,0	3,65±0,50	0,18±0,03	31,07±6,30	109,64±6,93
T <sub>2</sub>	6,7±1,3	32,8±1,7	6,7±0,2	7,5±0,6	6,02±0,40	0,15±0,04	36,92±4,43	147,03±9,59
T <sub>3</sub>	2,2±0,7	28,5±1,3	7,5±0,1	0,8±0,6	4,38±0,52	0,08±0,03	80,55±5,41	169,53±15,98
T <sub>4</sub>	4,9±1,1	32,3±3,1	7,2±0,1	0,5±0,5	3,26±0,54	0,14±0,03	40,20±8,57	130,06±12,30
T <sub>5</sub>	5,7±1,3	35,0±3,7	7,1±0,4	5,1±1,2	4,44±0,33	0,17±0,04	82,49±8,23	176,11±7,88
T <sub>6</sub>	6,8±1,4	43,3±2,6	7,0±0,1	8,7±1,1	6,38±0,51	0,29±0,01	84,69±9,65	145,87±4,91
V <sub>1</sub>	13,4±2,2	32,0±0,8	7,6±0,4	13,7±1,5	2,27±0,38	0,15±0,03	67,97±5,24	146,00±8,39
V <sub>2</sub>	11,2±2,7	31,0±1,4	7,9±0,3	12,2±1,9	1,92±0,15	0,26±0,04	62,40±7,73	146,54±5,75
V <sub>3</sub>	11,4±2,3	40,0±1,8	7,5±0,1	2,8±0,6	3,55±0,58	0,22±0,03	39,67±5,79	109,13±8,68
V <sub>4</sub>	11,6±3,4	36,0±2,7	7,6±0,3	5,4±0,7	1,14±0,22	0,10±0,03	30,74±7,64	83,11±7,76
V <sub>5</sub>	23,4±3,5	34,5±4,0	7,3±0,2	11,6±1,5	1,19±0,29	0,09±0,03	66,94±16,97	86,55±5,76
V <sub>6</sub>	12,3±1,9	43,0±4,2	7,5±0,1	14,6±3,0	2,68±0,77	0,28±0,02	87,44±11,95	150,79±8,18

Átlag ± szórás. *Jelmagyarázat:* K<sub>A</sub>: Arany-féle kötöttség, CaCO<sub>3</sub>: szén-savas mésztartalom, H: humusztartalom (a Tyurin-módszer alapján), N: N tartalom (a Kjeldahl módszer alapján), AL-P: ammónium-laktát oldható P tartalom, AL-K: ammónium-laktát oldható K tartalom.



M5. A talajok összes potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációja az egyes mintavételi helyszíneken

Mintavételi helyszín	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
<b>K<sub>1</sub></b>	7,98±0,79	11,40±3,05	20,94±3,96	14,19±1,45	<b>198,10±12,18</b>	35,79±4,96
<b>K<sub>2</sub></b>	7,80±1,13	51,52±2,75	35,34±5,57	18,89±4,22	<b>228,59±24,39</b>	29,96±1,89
<b>K<sub>3</sub></b>	13,79±0,65	37,23±6,93	28,13±1,09	26,12±4,19	<b>139,51±4,25</b>	15,58±3,46
<b>K<sub>4</sub></b>	9,63±0,95	38,61±5,62	14,50±2,98	11,77±2,32	<b>147,11±6,53</b>	51,84±9,66
<b>T<sub>1</sub></b>	14,06±0,12	<b>220,88±19,04</b>	29,77±3,81	31,28±0,92	<b>198,88±13,15</b>	44,78±5,68
<b>T<sub>2</sub></b>	13,85±0,41	<b>231,15±3,64</b>	31,64±4,60	38,95±3,04	<b>209,50±19,22</b>	45,59±5,90
<b>T<sub>3</sub></b>	14,30±0,19	<b>248,94±15,65</b>	29,94±2,33	32,20±4,77	<b>173,00±8,72</b>	29,28±2,71
<b>T<sub>4</sub></b>	7,67±0,94	<b>93,09±6,07</b>	46,13±4,60	22,90±1,81	<b>220,69±12,83</b>	56,07±13,06
<b>T<sub>5</sub></b>	9,20±0,79	<b>111,87±8,90</b>	23,96±6,88	19,91±2,97	<b>292,80±22,94</b>	39,64±5,66
<b>T<sub>6</sub></b>	8,68±1,09	63,73±1,40	37,38±2,95	37,39±5,45	<b>209,98±15,26</b>	48,22±4,15
<b>V<sub>1</sub></b>	10,76±0,48	<b>186,97±14,68</b>	65,55±5,20	18,58±3,94	<b>315,64±22,81</b>	46,20±7,80
<b>V<sub>2</sub></b>	11,11±0,65	<b>179,45±5,44</b>	61,71±3,11	24,40±1,75	<b>326,27±27,95</b>	37,80±3,51
<b>V<sub>3</sub></b>	8,73±0,69	<b>83,00±5,33</b>	63,69±6,88	30,20±3,13	<b>258,61±11,96</b>	78,93±7,54
<b>V<sub>4</sub></b>	11,76±0,46	<b>155,91±9,15</b>	34,94±1,80	30,18±1,13	<b>259,04±34,63</b>	22,18±8,27
<b>V<sub>5</sub></b>	10,24±0,55	<b>174,69±9,61</b>	<b>97,58±13,98</b>	37,48±6,87	<b>533,67±36,75</b>	64,85±6,71
<b>V<sub>6</sub></b>	4,57±0,61	50,45±4,91	30,16±2,74	28,83±2,41	<b>215,00±9,31</b>	33,30±6,92
<b>„B” szennyezettségi határérték<sup>a</sup></b>	30	75	75	40	100	200
<b>„A” természetes háttérkoncentráció<sup>b</sup></b>	15	30	30	25	25	100

Átlag ± szórás. Az elemkoncentráció HNO<sub>3</sub>+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> kioldás után került meghatározásra (VARALLYAY 1995, MSZ 21470-50:2006). *Jelmagyarázat:* félkövér betűtípus: a „B” szennyezettségi határértéket meghaladó koncentrációk, dőlt betűtípus: az „A” természetes háttérkoncentrációt meghaladó koncentrációk, <sup>a</sup> a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet alapján, <sup>b</sup> a 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet alapján.

M6. A talajok összes potenciális toxikus elem (PTE) koncentrációja és szennyezettsége Európa különböző városaiban

Város	Vizsgált területtípus (vizsgált talajréteg)	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	PLI <sup>a</sup>	Irodalmi hivatkozás
Athén	változatos városi területek (0-10 cm)	22,2	79,9	43,4	81,5	110,3	174,3	1,15	ARGYRAKI és KELEPERTZIS 2014
Belgrád	változatos városi területek (0-50)	-	32,1	28,3	68,0	55,5	118,0	0,76	CRNKOVIC et al. 2006
Berlin	ipari és külvárosi területek (0-20 cm)	-	35,0	79,5	10,7	119,0	243,0	0,98	BIRKE és RAUCH 2000
Bécs	városi jellegű területek (0-20 cm)	8,8	80,0	18,0	-	65,0	97,0	0,50	SIMON et al. 2013
Glasgow	parkok és kertek (0-20 cm)	-	93,0	140,0	58,0	971,0	364,0	2,77	HURSTHOUSE et al. 2004
Koppenhága	belvárosi területek (0-10 cm)	-	-	58,0	-	233,0	-	1,69	LI et al. 2014
Krakkó	belvárosi területek (0-20 cm)	-	16,3	55,5	10,5	120,2	176,7	0,70	GASIOREK et al. 2017
Lisszabon	parkok és kertek (0-10 cm)	-	48,4	67,8	41,8	114,12	156,8	0,91	COSTA et al. 2012
Nápoly	változatos városi területek (0-15 cm)	7,3	15,3	94,0	11,6	204,0	223,0	0,69	CICHELLA et al. 2008
Stockholm	változatos városi területek (0-5 cm)	-	33,0	55,0	25,8	79,0	149,0	0,61	LINDE et al. 2001
Torino	parkok és útmenti területek (0-20 cm)	-	191,0	90,0	209,0	149,0	183,0	2,23	BIASOLI et al. 2006
<b>A 11 európai város átlaga</b>		<b>12,77</b>	<b>62,40</b>	<b>66,32</b>	<b>57,44</b>	<b>201,83</b>	<b>188,48</b>	<b>1,18</b>	
<b>Budapest</b>	kontroll terület (0-20 cm)	9,80	34,69	24,72	17,74	158,33	33,29	0,48	Jelen kutatás
	városi természetközeli terület (0-20 cm)	11,45	150,52	32,74	29,63	202,00	43,60	0,83	
	városi terület (0-20 cm)	9,39	123,84	58,71	29,20	317,33	47,91	0,97	

Jelmagyarázat: <sup>a</sup> integrált szennyezettségi-mutató (integrated Pollution Load Index) TOMLISON et al. (1980) alapján

M7. A talajok oldható potenciálisan toxikus elem (PTE) koncentrációja az egyes mintavételi helyszíneken

Mintavételi helyszín	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
<b>K<sub>1</sub></b>	0,80±0,10	5,31±0,49	0,98±0,48	1,81±0,46	28,71±3,65	4,39±1,05
<b>K<sub>2</sub></b>	0,76±0,08	6,20±1,32	6,93±0,82	2,30±0,45	37,40±4,57	3,70±0,25
<b>K<sub>3</sub></b>	1,28±0,18	6,15±0,24	3,65±0,57	3,55±0,64	22,78±1,87	1,68±0,36
<b>K<sub>4</sub></b>	0,92±0,05	3,21±0,53	2,87±0,53	1,17±0,44	25,56±3,19	6,36±0,95
<b>T<sub>1</sub></b>	1,49±0,05	6,57±0,31	11,11±1,92	12,66±3,98	37,32±3,71	7,78±1,64
<b>T<sub>2</sub></b>	1,50±0,26	6,89±0,89	7,63±3,41	13,44±1,82	43,28±6,44	7,16±0,61
<b>T<sub>3</sub></b>	1,51±0,04	6,08±0,27	10,66±1,86	8,33±1,20	34,04±2,09	4,06±0,60
<b>T<sub>4</sub></b>	0,75±0,06	11,66±1,31	17,16±0,57	3,92±0,29	50,69±5,26	8,51±1,99
<b>T<sub>5</sub></b>	0,96±0,20	5,69±1,21	14,78±4,91	3,16±0,91	86,66±5,35	4,71±0,83
<b>T<sub>6</sub></b>	0,97±0,18	9,59±0,64	10,05±0,69	11,45±4,96	40,42±4,49	4,62±0,52
<b>V<sub>1</sub></b>	1,25±0,10	18,57±2,58	27,63±5,94	3,77±0,26	106,09±9,34	9,41±1,91
<b>V<sub>2</sub></b>	1,33±0,16	18,75±0,89	28,68±6,45	8,63±1,56	113,06±14,89	4,72±0,65
<b>V<sub>3</sub></b>	0,96±0,11	19,26±1,36	14,21±1,19	7,31±0,19	78,53±2,91	19,21±3,84
<b>V<sub>4</sub></b>	1,41±0,21	8,25±1,50	21,84±2,10	8,78±1,16	83,63±14,46	2,44±0,84
<b>V<sub>5</sub></b>	1,26±0,07	29,24±3,74	43,14±4,13	13,53±2,46	194,31±16,44	17,22±2,69
<b>V<sub>6</sub></b>	0,52±0,05	8,66±0,76	5,91±1,40	8,01±0,88	44,94±3,15	3,68±0,71

Átlag ± szórás. Az elemkoncentráció NH<sub>4</sub>-acetát+ecetsav+EDTA kioldás után került meghatározásra (LAKANEN és ERVIÖ 1971, MSZ 21470-50:2006).

M8. A mikrobiológiai vizsgálatok eredményei az egyes mintavételi helyszíneken

Mintavételi helyszín	DHA (TPF $\mu$ g/g) <sup>a</sup>	Összes baktériumszám (lg MPN/g) <sup>b</sup>	Összes gombaszám (lg MPN/g) <sup>b</sup>	Összes sejtszám (lg db/cm <sup>3</sup> ) <sup>c</sup>
K <sub>1</sub>	1,16 $\pm$ 0,24	2,08 $\pm$ 0,02	0,33 $\pm$ 0,04	9,04 $\pm$ 0,14
K <sub>2</sub>	1,98 $\pm$ 0,17	2,21 $\pm$ 0,05	0,35 $\pm$ 0,03	9,12 $\pm$ 0,12
K <sub>3</sub>	2,24 $\pm$ 0,70	2,40 $\pm$ 0,05	0,38 $\pm$ 0,01	9,54 $\pm$ 0,06
K <sub>4</sub>	1,03 $\pm$ 0,12	2,31 $\pm$ 0,02	0,36 $\pm$ 0,00	8,97 $\pm$ 0,05
T <sub>1</sub>	1,92 $\pm$ 0,55	2,05 $\pm$ 0,14	0,33 $\pm$ 0,03	8,79 $\pm$ 0,19
T <sub>2</sub>	1,16 $\pm$ 0,44	2,25 $\pm$ 0,02	0,35 $\pm$ 0,04	9,14 $\pm$ 0,11
T <sub>3</sub>	0,88 $\pm$ 0,45	2,41 $\pm$ 0,14	0,36 $\pm$ 0,04	8,97 $\pm$ 0,12
T <sub>4</sub>	2,04 $\pm$ 0,43	2,19 $\pm$ 0,03	0,31 $\pm$ 0,01	8,80 $\pm$ 0,09
T <sub>5</sub>	1,22 $\pm$ 0,50	2,33 $\pm$ 0,02	0,38 $\pm$ 0,04	9,12 $\pm$ 0,16
T <sub>6</sub>	1,96 $\pm$ 0,22	2,24 $\pm$ 0,11	0,35 $\pm$ 0,03	9,01 $\pm$ 0,08
V <sub>1</sub>	0,23 $\pm$ 0,14	2,24 $\pm$ 0,09	0,28 $\pm$ 0,14	8,95 $\pm$ 0,07
V <sub>2</sub>	0,22 $\pm$ 0,03	2,25 $\pm$ 0,01	0,35 $\pm$ 0,06	8,90 $\pm$ 0,24
V <sub>3</sub>	1,09 $\pm$ 0,24	2,12 $\pm$ 0,09	0,33 $\pm$ 0,01	8,81 $\pm$ 0,11
V <sub>4</sub>	0,55 $\pm$ 0,33	1,97 $\pm$ 0,08	0,30 $\pm$ 0,08	8,82 $\pm$ 0,09
V <sub>5</sub>	0,26 $\pm$ 0,14	2,02 $\pm$ 0,02	0,30 $\pm$ 0,01	8,78 $\pm$ 0,13
V <sub>6</sub>	1,95 $\pm$ 0,37	2,28 $\pm$ 0,07	0,37 $\pm$ 0,12	8,89 $\pm$ 0,15

Átlag  $\pm$  szórás. *Jelmagyarázat:* <sup>a</sup> dehidrogenáz enzim aktivitás, <sup>b</sup> a legvalószínűbb élő sejtszám (MPN) módszer alapján, <sup>c</sup> a mikroszkópos baktériumszámlálás alapján.

M9. A bakteriális biotesztek eredményei az egyes mintavételi helyszíneken

Mintavételi helyszín	<i>A. agilis</i> teszt (ED <sub>50</sub> érték)	<i>P. fluorescens</i> teszt (ED <sub>50</sub> érték)
<b>K<sub>1</sub></b>	1,43±0,15	0,60±0,09
<b>K<sub>2</sub></b>	1,03±0,04	0,63±0,04
<b>K<sub>3</sub></b>	1,27±0,22	0,63±0,11
<b>K<sub>4</sub></b>	-	-
<b>T<sub>1</sub></b>	0,78±0,19	0,20±0,08
<b>T<sub>2</sub></b>	0,87±0,20	0,47±0,18
<b>T<sub>3</sub></b>	0,86±0,03	0,62±0,30
<b>T<sub>4</sub></b>	1,17±0,09	0,25±0,12
<b>T<sub>5</sub></b>	1,37±0,09	0,26±0,09
<b>T<sub>6</sub></b>	1,06±0,25	0,62±0,25
<b>V<sub>1</sub></b>	0,34±0,09	0,19±0,06
<b>V<sub>2</sub></b>	0,34±0,14	0,19±0,05
<b>V<sub>3</sub></b>	0,43±0,14	0,37±0,12
<b>V<sub>4</sub></b>	0,39±0,15	0,24±0,07
<b>V<sub>5</sub></b>	0,46±0,15	0,13±0,06
<b>V<sub>6</sub></b>	0,59±0,18	0,41±0,13

Átlag ± szórás. *Jelmagyarázat:* ED<sub>50</sub>: effektív, 50 %-os szaporodásgátló hatást kifejtő talaj dózis.

M10. A bakteriális biotesztek eredményeinek értékelése

Mintavételi helyszín	<i>A. agilis</i> teszt	<i>P. fluorescens</i> teszt
<b>K<sub>1</sub></b>	nem toxikus	enyhén toxikus
<b>K<sub>2</sub></b>	nem toxikus	enyhén toxikus
<b>K<sub>3</sub></b>	nem toxikus	enyhén toxikus
<b>K<sub>4</sub></b>	-	-
<b>T<sub>1</sub></b>	enyhén toxikus	erősen toxikus
<b>T<sub>2</sub></b>	enyhén toxikus	közepesen toxikus
<b>T<sub>3</sub></b>	enyhén toxikus	enyhén toxikus
<b>T<sub>4</sub></b>	nem toxikus	közepesen toxikus
<b>T<sub>5</sub></b>	nem toxikus	közepesen toxikus
<b>T<sub>6</sub></b>	nem toxikus	enyhén toxikus
<b>V<sub>1</sub></b>	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>V<sub>2</sub></b>	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>V<sub>3</sub></b>	közepesen toxikus	közepesen toxikus
<b>V<sub>4</sub></b>	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>V<sub>5</sub></b>	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>V<sub>6</sub></b>	enyhén toxikus	közepesen toxikus

*Magyarázat:* nem toxikus ( $1 < ED_{50}$ ), enyhén toxikus ( $0,5 < ED_{50} < 1$ ), közepesen toxikus ( $0,25 < ED_{50} < 0,5$ ), erősen toxikus ( $ED_{50} < 0,25$ ).

M11. A csíranövény tesztek eredményei az egyes mintavételi helyszíneken

Mintavételi helyszín	Fehér mustár ( <i>Sinapis alba</i> )			Kerti saláta ( <i>Lactuca sativa</i> )		
	csírázás	gyökérhossz	hajtáshossz	csírázás	gyökérhossz	hajtáshossz
<b>K<sub>0</sub></b>	100,00±4,22	100,00±5,77	100,00±3,50	100,00±6,58	100,00±6,11	100,00±8,25
<b>K<sub>1</sub></b>	108,55±11,48	92,57±11,57	105,74±10,58	98,54±14,97	101,02±5,68	97,77±11,12
<b>K<sub>2</sub></b>	100,29±19,44	111,00±3,77	94,88±10,75	95,78±17,88	97,45±8,73	98,49±7,69
<b>K<sub>3</sub></b>	91,80±3,57	106,74±8,80	99,22±9,22	95,56±5,74	106,26±9,69	91,77±9,28
<b>K<sub>4</sub></b>	96,20±15,93	98,37±14,45	103,52±14,03	99,52±11,82	98,11±8,31	107,45±1,34
<b>T<sub>1</sub></b>	<b>48,09±9,44</b>	<b>67,70±8,55</b>	<b>70,62±7,19</b>	<b>45,56±4,26</b>	<b>72,40±16,87</b>	<b>67,64±14,12</b>
<b>T<sub>2</sub></b>	<b>69,95±5,35</b>	94,64±11,63	89,96±9,75	<b>66,67±9,60</b>	93,00±9,47	<b>76,91±5,98</b>
<b>T<sub>3</sub></b>	88,52±7,47	<b>79,51±9,10</b>	<b>79,56±6,07</b>	87,78±6,67	<b>82,64±3,13</b>	<b>73,50±6,99</b>
<b>T<sub>4</sub></b>	<b>52,46±7,98</b>	87,24±10,79	<b>75,46±5,19</b>	<b>53,33±8,11</b>	<b>84,92±9,75</b>	<b>62,04±6,83</b>
<b>T<sub>5</sub></b>	<b>41,53±11,57</b>	<b>53,12±12,08</b>	<b>67,50±3,91</b>	<b>38,89±4,26</b>	<b>60,22±6,98</b>	<b>46,50±6,69</b>
<b>T<sub>6</sub></b>	<b>73,77±7,22</b>	92,82±12,29	<b>81,59±10,42</b>	<b>67,22±4,58</b>	94,02±10,97	83,32±2,36
<b>V<sub>1</sub></b>	<b>28,42±7,57</b>	<b>57,21±6,46</b>	<b>52,52±4,72</b>	<b>28,89±8,51</b>	<b>63,35±9,00</b>	<b>55,02±4,29</b>
<b>V<sub>2</sub></b>	<b>30,60±3,57</b>	<b>54,89±3,31</b>	<b>52,21±7,00</b>	<b>30,00±4,26</b>	<b>65,00±2,99</b>	<b>59,39±3,81</b>
<b>V<sub>3</sub></b>	94,54±6,53	106,02±12,84	90,07±12,05	95,56±5,74	104,84±6,85	88,84±7,24
<b>V<sub>4</sub></b>	<b>50,27±7,57</b>	<b>80,40±6,74</b>	<b>83,62±5,07</b>	<b>52,22±10,50</b>	<b>78,26±9,58</b>	<b>65,86±5,71</b>
<b>V<sub>5</sub></b>	<b>49,51±10,33</b>	<b>75,00±22,97</b>	<b>81,03±9,78</b>	<b>52,22±4,26</b>	<b>77,32±10,36</b>	<b>74,48±11,50</b>
<b>V<sub>6</sub></b>	90,71±4,19	103,64±5,14	102,81±4,44	93,33±3,63	97,21±3,04	97,98±5,80

Átlag ± szórás. Az eredmények a K<sub>0</sub> kontroll %-ában vannak kifejezve. *Jelmagyarázat*: félkövér betűtípus: szignifikáns különbség (p<0,05) a kapott érték és a K<sub>0</sub> kontroll értéke között a *Dunett* teszt alapján.

M12. A csíranövény tesztek eredményeinek értékelése

Mintavételi helyszín	Fehér mustár ( <i>Sinapis alba</i> )			Kerti saláta ( <i>Lactuca sativa</i> )		
	csírázás	gyökérhossz	hajtáshossz	csírázás	gyökérhossz	hajtáshossz
<b>K<sub>1</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>K<sub>2</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>K<sub>3</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>K<sub>4</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>T<sub>1</sub></b>	erősen toxikus	közepesen toxikus	közepesen toxikus	erősen toxikus	közepesen toxikus	közepesen toxikus
<b>T<sub>2</sub></b>	közepesen toxikus	nem toxikus	nem toxikus	közepesen toxikus	nem toxikus	enyhén toxikus
<b>T<sub>3</sub></b>	nem toxikus	enyhén toxikus	enyhén toxikus	nem toxikus	enyhén toxikus	közepesen toxikus
<b>T<sub>4</sub></b>	közepesen toxikus	nem toxikus	enyhén toxikus	közepesen toxikus	enyhén toxikus	közepesen toxikus
<b>T<sub>5</sub></b>	erősen toxikus	közepesen toxikus	közepesen toxikus	erősen toxikus	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>T<sub>6</sub></b>	közepesen toxikus	nem toxikus	enyhén toxikus	közepesen toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>V<sub>1</sub></b>	erősen toxikus	közepesen toxikus	közepesen toxikus	erősen toxikus	közepesen toxikus	közepesen toxikus
<b>V<sub>2</sub></b>	erősen toxikus	közepesen toxikus	közepesen toxikus	erősen toxikus	közepesen toxikus	közepesen toxikus
<b>V<sub>3</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>V<sub>4</sub></b>	közepesen toxikus	enyhén toxikus	enyhén toxikus	közepesen toxikus	enyhén toxikus	közepesen toxikus
<b>V<sub>5</sub></b>	erősen toxikus	enyhén toxikus	enyhén toxikus	közepesen toxikus	enyhén toxikus	közepesen toxikus
<b>V<sub>6</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus

*Magyarázat:* az adott paraméter kontrollhoz (K<sub>0</sub>) való %-os csökkenése alapján: nem toxikus (ha a csökkenés nem volt szignifikáns), enyhén toxikus (25 %-os csökkenés alatt), közepesen toxikus (25 és 50 %-os csökkenés között), erősen toxikus (50 %-os csökkenés felett).



M13. Az angolperje bioteszt eredményei az egyes mintavételi helyszíneken

Mintavételi helyszín	Angolperje ( <i>Lolium perenne</i> )		
	gyökérhossz	hajtáshossz	hajtás száraz tömege
<b>K<sub>0</sub></b>	100,00±8,22	100,00±4,24	100,00±5,09
<b>K<sub>1</sub></b>	87,94±7,83	112,26±5,44	104,89±13,57
<b>K<sub>2</sub></b>	100,83±12,80	102,38±13,57	96,40±9,76
<b>K<sub>3</sub></b>	98,18±4,58	99,57±1,62	96,41±6,04
<b>K<sub>4</sub></b>	88,73±2,28	102,18±11,51	101,85±15,97
<b>T<sub>1</sub></b>	89,26±4,98	96,23±1,87	<b>83,59±2,58</b>
<b>T<sub>2</sub></b>	89,67±2,18	97,73±2,08	91,28±2,65
<b>T<sub>3</sub></b>	<b>87,12±1,93</b>	97,78±2,04	94,87±8,27
<b>T<sub>4</sub></b>	89,32±7,18	89,47±1,56	<b>81,54±4,55</b>
<b>T<sub>5</sub></b>	<b>80,02±4,59</b>	<b>85,40±1,57</b>	<b>64,10±3,88</b>
<b>T<sub>6</sub></b>	87,62±5,86	91,93±2,82	88,72±3,88
<b>V<sub>1</sub></b>	<b>80,84±2,76</b>	90,17±2,66	<b>66,15±3,08</b>
<b>V<sub>2</sub></b>	<b>81,13±2,15</b>	89,10±3,29	<b>66,15±4,55</b>
<b>V<sub>3</sub></b>	89,91±3,00	97,19±2,29	104,10±5,39
<b>V<sub>4</sub></b>	90,29±6,57	92,60±1,87	88,21±4,43
<b>V<sub>5</sub></b>	<b>85,18±2,07</b>	93,75±3,23	<b>73,03±5,39</b>
<b>V<sub>6</sub></b>	97,54±2,36	94,43±3,61	96,92±5,39

Átlag ± szórás. Az eredmények a K<sub>0</sub> kontroll %-ában vannak kifejezve. *Jelmagyarázat*: félkövér betűtípus: szignifikáns különbség (p<0,05) a kapott érték és a K<sub>0</sub> kontroll értéke között a *Dunett* teszt alapján.

M14. Az angolperje bioteszt eredményeinek értékelése

Mintavételi helyszín	Angolperje ( <i>Lolium perenne</i> )		
	gyökérhossz	hajtáshossz	hajtás száraz tömege
<b>K<sub>0</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>K<sub>1</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>K<sub>2</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>K<sub>3</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>K<sub>4</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>T<sub>1</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	enyhén toxikus
<b>T<sub>2</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>T<sub>3</sub></b>	enyhén toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>T<sub>4</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	enyhén toxikus
<b>T<sub>5</sub></b>	enyhén toxikus	enyhén toxikus	közepesen toxikus
<b>T<sub>6</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>V<sub>1</sub></b>	enyhén toxikus	nem toxikus	közepesen toxikus
<b>V<sub>2</sub></b>	enyhén toxikus	nem toxikus	közepesen toxikus
<b>V<sub>3</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>V<sub>4</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>V<sub>5</sub></b>	enyhén toxikus	nem toxikus	közepesen toxikus
<b>V<sub>6</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus

*Magyarázat:* az adott paraméter kontrollhoz (K<sub>0</sub>) való %-os csökkenése alapján: nem toxikus (ha a csökkenés nem volt szignifikáns), enyhén toxikus (25 %-os csökkenés alatt), közepesen toxikus (25 és 50 %-os csökkenés között), erősen toxikus (50 %-os csökkenés felett).

M15. Az ugróvillás (*Collembola*) teszt eredményei az egyes mintavételi helyszíneken

Mintavételi helyszín	<i>Folsomia candida</i>	
	adult egyedek száma	juvenilis egyedek száma
<b>K<sub>0</sub></b>	100,00±5,45	100,00±7,54
<b>K<sub>1</sub></b>	90,00±10,44	99,00±4,29
<b>K<sub>2</sub></b>	95,45±5,45	95,74±8,23
<b>K<sub>3</sub></b>	90,00±10,44	97,28±8,28
<b>K<sub>4</sub></b>	92,73±6,30	101,52±5,15
<b>T<sub>1</sub></b>	<b>27,27±6,30</b>	<b>16,03±5,29</b>
<b>T<sub>2</sub></b>	<b>51,82±13,73</b>	<b>21,37±10,91</b>
<b>T<sub>3</sub></b>	<b>51,82±13,73</b>	<b>25,73±11,93</b>
<b>T<sub>4</sub></b>	92,73±6,30	100,66±4,79
<b>T<sub>5</sub></b>	<b>81,82±14,08</b>	<b>76,34±13,77</b>
<b>T<sub>6</sub></b>	<b>65,45±8,91</b>	<b>41,19±11,11</b>
<b>V<sub>1</sub></b>	<b>51,82±10,44</b>	<b>41,47±8,97</b>
<b>V<sub>2</sub></b>	<b>43,64±8,91</b>	<b>36,97±6,13</b>
<b>V<sub>3</sub></b>	<b>68,18±16,36</b>	<b>71,84±9,95</b>
<b>V<sub>4</sub></b>	<b>60,00±14,08</b>	<b>51,03±9,42</b>
<b>V<sub>5</sub></b>	<b>51,82±5,45</b>	<b>36,27±13,98</b>
<b>V<sub>6</sub></b>	<b>73,64±5,45</b>	<b>40,49±9,39</b>

Átlag ± szórás. Az eredmények a K<sub>0</sub> kontroll %-ában vannak kifejezve. *Jelmagyarázat*: félkövér betűtípus: szignifikáns különbség (p<0,05) a kapott érték és a K<sub>0</sub> kontroll értéke között a *Dunett* teszt alapján.

M16. Az ugróvillás (*Collembola*) teszt eredményeinek értékelése

Mintavételi helyszín	<i>Folsomia candida</i>	
	adult egyedek száma	juvenilis egyedek száma
<b>K<sub>1</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus
<b>K<sub>2</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus
<b>K<sub>3</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus
<b>K<sub>4</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus
<b>T<sub>1</sub></b>	erősen toxikus	erősen toxikus
<b>T<sub>2</sub></b>	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>T<sub>3</sub></b>	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>T<sub>4</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus
<b>T<sub>5</sub></b>	enyhén toxikus	enyhén toxikus
<b>T<sub>6</sub></b>	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>V<sub>1</sub></b>	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>V<sub>2</sub></b>	erősen toxikus	erősen toxikus
<b>V<sub>3</sub></b>	közepesen toxikus	közepesen toxikus
<b>V<sub>4</sub></b>	közepesen toxikus	közepesen toxikus
<b>V<sub>5</sub></b>	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>V<sub>6</sub></b>	közepesen toxikus	erősen toxikus

*Magyarázat:* az adott paraméter kontrollhoz (K<sub>0</sub>) való %-os csökkenése alapján: nem toxikus (ha a csökkenés nem volt szignifikáns), enyhén toxikus (25 %-os csökkenés alatt), közepesen toxikus (25 és 50 %-os csökkenés között), erősen toxikus (50 %-os csökkenés felett).

M17. A földgiliszta teszt eredményei az egyes mintavételi helyszíneken

Mintavételi helyszín	<i>Eisenia Fetida</i>		
	adult egyedek száma	adult egyedek tömege	juvenilis egyedek száma
<b>K<sub>0</sub></b>	100,00±6,08	100,00±9,74	100,00±8,64
<b>K<sub>1</sub></b>	97,37±10,08	98,37±7,29	95,09±9,94
<b>K<sub>2</sub></b>	94,74±12,15	99,76±3,71	93,86±4,41
<b>K<sub>3</sub></b>	92,11±5,26	97,91±8,48	98,91±6,98
<b>K<sub>4</sub></b>	102,63±5,26	102,67±6,78	100,11±3,93
<b>T<sub>1</sub></b>	89,47±8,59	86,72±14,41	<b>58,06±12,95</b>
<b>T<sub>2</sub></b>	94,74±12,15	107,57±14,16	<b>74,40±9,75</b>
<b>T<sub>3</sub></b>	94,74±8,59	86,01±15,12	88,31±19,51
<b>T<sub>4</sub></b>	100,00±6,08	92,58±13,91	<b>29,03±10,45</b>
<b>T<sub>5</sub></b>	97,37±10,08	104,06±15,56	<b>76,81±22,03</b>
<b>T<sub>6</sub></b>	97,37±10,08	82,97±15,96	<b>60,48±17,78</b>
<b>V<sub>1</sub></b>	<b>78,95±10,53</b>	<b>71,95±11,52</b>	<b>33,27±10,89</b>
<b>V<sub>2</sub></b>	<b>63,16±14,89</b>	<b>69,84±19,82</b>	<b>22,98±11,26</b>
<b>V<sub>3</sub></b>	<b>86,84±10,08</b>	<b>76,89±8,71</b>	<b>52,02±14,04</b>
<b>V<sub>4</sub></b>	<b>52,63±19,22</b>	<b>67,26±19,76</b>	<b>30,24±14,85</b>
<b>V<sub>5</sub></b>	<b>63,16±8,59</b>	<b>62,89±13,85</b>	<b>25,40±15,86</b>
<b>V<sub>6</sub></b>	92,11±10,08	<b>78,15±17,86</b>	<b>41,13±8,61</b>

Átlag ± szórás. Az eredmények a K<sub>0</sub> kontroll %-ában vannak kifejezve. *Jelmagyarázat*: félkövér betűtípus: szignifikáns különbség (p<0,05) a kapott érték és a K<sub>0</sub> kontroll értéke között a *Dunett* teszt alapján.

M18. A földgiliszta teszt eredményeinek értékelése

Mintavételi helyszín	<i>Eisenia Fetida</i>		
	adult egyedek száma	adult egyedek tömege	juvenilis egyedek száma
<b>K<sub>1</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>K<sub>2</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>K<sub>3</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>K<sub>4</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>T<sub>1</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	közepesen toxikus
<b>T<sub>2</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	közepesen toxikus
<b>T<sub>3</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	nem toxikus
<b>T<sub>4</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	erősen toxikus
<b>T<sub>5</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	enyhén toxikus
<b>T<sub>6</sub></b>	nem toxikus	nem toxikus	közepesen toxikus
<b>V<sub>1</sub></b>	enyhén toxikus	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>V<sub>2</sub></b>	közepesen toxikus	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>V<sub>3</sub></b>	enyhén toxikus	enyhén toxikus	közepesen toxikus
<b>V<sub>4</sub></b>	közepesen toxikus	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>V<sub>5</sub></b>	közepesen toxikus	közepesen toxikus	erősen toxikus
<b>V<sub>6</sub></b>	nem toxikus	enyhén toxikus	erősen toxikus

*Magyarázat:* az adott paraméter kontrollhoz (K<sub>0</sub>) való %-os csökkenése alapján: nem toxikus (ha a csökkenés nem volt szignifikáns), enyhén toxikus (25 %-os csökkenés alatt), közepesen toxikus (25 és 50 %-os csökkenés között), erősen toxikus (50 %-os csökkenés felett).

## 11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, **Dr. Végvári Györgynek**, valamint a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Környezettudományi Intézet, Agrárkörnyezettani Tanszékének valamennyi munkatársának, külön kiemelve **Dr. Kardos Leventét, Dr. Kotroczó Zsoltot, Kováts Jánosnét (Évát), Pabar Sándor Attilát**, valamint **Tóth Esztert**. Nélkülük ez a munka nem valósulhatott volna meg.

Továbbá szeretném kiemelni **Dr. Füleky Györgyöt**†, valamint **Dr. Sárdi Katalint**, akik korábbi témavezetőim és „mentoraim” voltak. A velük való szakmai és személyes beszélgetések során rengeteget tanultam, továbbá nekik köszönhetem, hogy elindultam a kutató pályán.

Emellett szeretném megköszönni a felsoroltakon kívül mindenki másnak is, akik szakmailag vagy egyéb módon hozzájárultak a disszertációm elkészüléséhez.