

Закарпатський угорський інститут ім. Ференца Ракоці II
Кафедра біології та хімії

Реєстраційний № _____

Кваліфікаційна робота

**ДОСЛІДЖЕННЯ ОБ'ЄКТІВ ОТОЧУЮЧОГО СЕРЕДОВИЩА МІСТА
УЖГОРОД НА ЗАБРУДНЕНІСТЬ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ**

ШІМОН ВІКТОРІЯ ЛАСЛІВНА

Студентка II-го курсу

Освітня програма 091 Біологія

Ступінь вищої освіти: магістр

Тема затверджена Вченою радою ЗУІ

Протокол 2 / 28 вересня 2020 року

Науковий керівник:

Чома Золтан Золтанович
доктор філософії, доцент

Завідувач кафедри:

Когут Ержебет Імріївна
доктор філософії, доцент

Робота захищена на оцінку _____, «__» _____ 2021 року

Протокол № _____ / 2021

Закарпатський угорський інститут ім. Ференца Ракоці II

Кафедра біології та хімії

Кваліфікаційна робота

**ДОСЛІДЖЕННЯ ОБ'ЄКТІВ ОТОЧУЮЧОГО СЕРЕДОВИЩА МІСТА
УЖГОРОД НА ЗАБРУДНЕНІСТЬ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ**

Ступінь вищої освіти: магістр

Виконала: студентка II-го курсу

Шімон Вікторія Ласлівна

Освітня програма: 091 Біологія

Науковий керівник: **Чома Золтан Золтанович**
доктор філософії, доцент

Рецензент: **Семрад Еміл Омелянович**
кандидат хімічних наук, доцент

Берегове
2021

ЗМІСТ

ВСТУП	8
I. ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД	9
1.1 Поняття важких металів	9
1.2. Джерела важких металів.....	9
1.2.1. Промислова діяльність	10
1.2.2. Транспорт	10
1.2.3. Аграрна промисловість	10
1.3. Фактори, що впливають на стан важких металів у ґрунтах	11
1.3.1. Хімічна реакція ґрунту	11
1.3.2. Вміст органічних речовин у ґрунтах.....	11
1.3.3. Глинисті мінерали	12
1.4. Вплив землекористування на родючість ґрунту	13
1.4.1. Навантаження і забруднення	13
1.5. Поширеність деяких важких металів у ґрунтах та рослинах	14
1.5.1. Цинк у ґрунтах та рослинах	14
1.5.2. Мідь у ґрунтах та рослинах	16
1.5.3. Свинець у ґрунтах та рослинах.....	17
1.5.4. Граничні значення важких металів в окремих рослинах	20
1.5.5. Вміст важких металів у ґрунтах міст із різною чисельністю населення	21
II. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	27
2.1. Відбір ґрунтових зразків та характеристика місця для відбору	27
2.2. Характеристика місць відбору зразків	28
2.3. Відбір зразків рослин	28
2.3.1. Список відібраних зразків рослин	29
2.4. Підготовка зразків ґрунту та методи досліджень	30
2.5. Підготовка зразків рослин та їх аналіз.....	33
2.5.1 Мінералізація рослинних зразків	33
2.6. Визначення валового вмісту металів у ґрунтах.....	33
III. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ	34
3.1. Вміст важких металів у ґрунтах.....	34
3.1.1. Хімічна реакція ґрунтових розчинів	34
3.1.2. Вміст органічного вуглецю та гумусу у зразках ґрунтів	35
3.1.3. Валовий вміст важких металів у ґрунтах	36
3.1.3.1. Валовий вміст міді у ґрунтах	36
3.1.3.2. Валовий вміст цинку у ґрунтах	37
3.1.3.3. Валовий вміст мангану у ґрунтах.....	38

3.1.3.4. Валовий вміст свинцю у ґрунтах	39
3.1.3.5. Валовий вміст кадмію у ґрунтах	49
3.2. Забезпеченість ґрунтів мікроелементами	40
3.2.1. Вміст рухомих форм мікроелементів у ґрунтах вилучених ацетатно-амонійним буферним розчином з рН 4,8	40
3.2.1.1. Забезпеченість ґрунтів рухомими формами міді	41
3.2.1.2. Забезпеченість ґрунтів рухомими формами цинку	41
3.2.1.3. Забезпеченість ґрунтів рухомими формами мангану	42
3.2.1.4. Концентрація рухомих форм свинцю у ґрунтах	43
3.2.1.5. Концентрація рухомих форм кадмію у ґрунтах	43
3.3. Накопичення важких металів у рослинах	44
3.3.1. Вміст міді у рослинах	44
3.3.2. Вміст цинку у рослинах	44
3.3.3. Вміст мангану у рослинах	45
3.3.4. Вміст свинцю у рослинах	46
3.3.5. Вміст кадмію у рослинах	46
3.3.6. Вміст важких металів у різних сімействах рослин	47
3.4. Кореляційний аналіз між вмістом важких металів у ґрунтах та рослинах	48
3.5. Взаємозв'язки між вмістом важких металів у ґрунтах та рослинах	50
3.5.1. Забезпеченість ґрунтів та рослин міддю	50
3.5.2. Забезпеченість ґрунтів та рослин цинком	50
3.5.3. Забезпеченість ґрунтів та рослин манганом	51
3.5.4. Вміст свинцю у ґрунтах та рослин	52
3.5.5. Вміст кадмію у ґрунтах та рослин	52
3.6. Порівняльна характеристика вмісту важких металів у ґрунтах Ужгорода та кількох міст із різною чисельністю населенням	53
ВИСНОВКИ	55
РЕЗЮМЕ	57
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ	59
СПИСОК РИСУНКІВ	63
СПИСОК ТАБЛИЦЬ	64
ДОДАТКИ	65
ПОДЯКА	
ДЕКЛАРАЦІЯ	

**II. Rákóczi Ferenc Kárpátaljai Magyar Főiskola
Biológia és Kémia Tanszék**

**A KÖRNYEZETI ELEMÉK NEHÉZFÉM SZENNYEZETTSÉGÉNEK
VIZSGÁLATA UNGVÁR VÁROS TERÜLETÉN**

Diplomamunka

Képzési szint: mesterképzés

Készítette: **Simon Viktória**

II. évfolyamos hallgató

Képzési program: **091 Biológia**

Témavezető: **Dr. Csoma Zoltán**

PhD, docens

Recenzens: **Szemrád Emil**

a kémiai tudományok kandidátusa, docens

TARTALOMJEGYZÉK

BEVEZETÉS	8
I. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	9
1.1 A nehézfémek fogalma	9
1.2. A nehézfémek forrásai	9
1.2.1. Ipari tevékenység	10
1.2.2. Közlekedés.....	10
1.2.3. Mezőgazdaság.....	10
1.3. A nehézfémek talajbeli viselkedését befolyásoló tényezők	11
1.3.1. A talaj kémhatása.....	11
1.3.2. A talaj szervesanyag-tartalma.....	11
1.3.3. Az agyagásványok	12
1.4. A földhasználat hatása a talajok minőségére.....	13
1.4.1. Terhelés és szennyezés	13
1.5. Egyes nehézfémek előfordulása a talajban és növényben.....	14
1.5.1. Cink a talajokban és a növényekben.....	14
1.5.2. Réz a talajokban és a növényekben	16
1.5.3. Ólom a talajokban és a növényekben.....	17
1.5.4. Egyes növényekben fellelhető nehézfémek határértékei	20
1.5.5. Nehézfém tartalom mennyisége különböző népességszámú városok talajaiban	21
II. ANYAG ÉS MÓDSZER	27
2.1. A talajminták begyűjtése és a mintavételi pontok jellemzése.....	27
2.2. A mintavételi pontok jellemzői.....	28
2.3. A növényi minták begyűjtése.....	28
2.3.1. A begyűjtött növéyminták listája	29
2.4. A talajminták előkészítése és a vizsgálati módszerek.....	30
2.5. A növények előkészítése és vizsgálata.....	33
2.5.1. A növénykivonatok előkészítése.....	33
2.6. Összes fémtartalom meghatározása talajkivonatokban.....	33
III. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉS	34
3.1. A talajok nehézfém-tartalma	34
3.1.1. A talajminták kémhatása.....	34
3.1.2. A talajminták szerves szén- és humusztartalma.....	35
3.1.3. A talajok „összes” nehézfém-tartalma	36
3.1.3.1. A talajok „összes” réz tartalma	36
3.1.3.2. A talajok „összes” cinktartalma.....	37
3.1.3.3. A talajok „összes” mangántartalma.....	38

3.1.3.4. A talajok „összes” ólomtartalma	39
3.1.3.5. A talajok „összes” kadmiumtartalma	39
3.2. A talajok mikroelem ellátottsága.....	40
3.2.1. A talajok ammónium-acetát puffer oldat (pH=4,8) kivonatában mért felvehető mikroelem tartalma	40
3.2.1.1. A talajok felvehető réz ellátottsága.....	41
3.2.1.2. A talajok felvehető cink ellátottsága.....	41
3.2.1.3. A talajok felvehető mangán ellátottsága.....	42
3.2.1.4. A talajok felvehető ólom koncentrációja.....	43
3.2.1.5. A talajok felvehető kadmium koncentrációja.....	43
3.3. A nehézfémek felhalmozódása a növényekben.....	44
3.3.1. A réz mennyisége a növényekben.....	44
3.3.2. A cink mennyisége a növényekben.....	44
3.3.3. A mangán mennyisége a növényekben.....	45
3.3.4. Az ólom mennyisége a növényekben	46
3.3.5. A kadmium mennyisége a növényekben	46
3.3.6. Az egyes növény családok nehézfém tartalma	47
3.4. Korrelációs analízis a talajminták nehézfém tartalma és a növények nehézfém tartalma között.....	48
3.5. A talaj- és a növények nehézfém tartalma közötti összefüggések	50
3.5.1. A növények és talajok réz ellátottsága.....	50
3.5.2. A növények és talajok cink ellátottsága.....	50
3.5.3. A növények és talajok mangán ellátottsága	51
3.5.4. A növények és talajok ólom tartalma.....	52
3.5.5. A növények és talajok kadmium tartalma.....	52
3.6. A talajok nehézfém tartalmának összehasonlító jellemzése Ungvár és több, különböző népszámszámú városra vonatkozóan	53
ÖSSZEFOGLALÁS	55
PE3IOME.....	57
IRODALOMJEGYZÉK.....	59
ÁBRÁK JEGYZÉKE.....	63
TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE.....	64
MELLÉKLET	65
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	
NYILATKOZAT	

BEVEZETÉS

Az utóbbi években a nehézfémekkel kapcsolatos kutatások egyre inkább a figyelem középpontjába kerültek. Ez elsősorban annak köszönhető, hogy valamennyi földi szférában jelentős mértékben emelkedett a különböző nehézfémek koncentrációja, s ez a növekedési tendencia már globális méretekben és kimutatható. Köztudott, hogy egy bizonyos koncentráció fölött valamennyi nehézfém toxikus hatást fejt ki az élőlényekre. Így a légkörben, a vizekben és a talajokban felhalmozódó fémek a táplálékláncon keresztül közvetve, vagy belégzéssel, illetve a szennyezett ivóvíz elfogyasztásával akár közvetlenül is veszélyeztethetik egészségünket. Az is problémát jelent, hogy a talaj nehézfém tartalmának emelkedése a növények mellett számos mikroorganizmusra is káros hatást fejt ki. Ugyanakkor a nehézfémek jelentős része esszenciális nyomelem, mint például a Cu, Mn, Fe, Co, Mo, Cr, Ni, Zn, V (KÁDÁR 1991), mely szükséges az élő szervezetek normális működéséhez.

Napjainkban a városok környezeti elemeinek nehézfém szennyezettségével számos kutató többféle megközelítésben is foglalkozik. Ugyanakkor nagyon sok, elsősorban olyan kisebb városok, mint Ungvár talajainak, növényeinek, egyes környezeti elemeinek nehézfém szennyezettségéről kevés információval rendelkezünk.

Munkánk elsődleges célja Ungvár város környezeti elemeinek— talaj-, növényminták nehézfém szennyezettségének felmérése. Munkánk célja a begyűjtött növényminták és talajminták nehézfém tartalmának a meghatározása volt, valamint feladatunk közé tartozott, hogy megállapítsuk, hogyan befolyásolja a területhasználat a talajok, illetve a növények nehézfém tartalmát, milyen összefüggés áll fenn a talaj és növényminták ólom-, réz-, vas-, mangán- és cinktartalma között. A nehézfém tartalom meghatározás mellett még vizsgáltuk, hogy mennyire befolyásolja a talajok kémhatása és humusztartalma a nehézfémek mennyiségét a talajban, valamint a növényben.

I. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

1.1. A nehézfémek fogalma

A nehézfémek a földkéreg természetes alkotóelemei. Mennyiségük a Föld teljes tömegéhez viszonyítva elenyészően kicsi (NYILASI, 1980). A szakirodalom gyakran hivatkozik bizonyos elemek csoportjára, mint nehézfémekre, különösen környezetszennyezés és toxikológia terén. A „nehézfémek” kifejezés már 1930-ban napvilágot látott, viszont az IUPAC hivatalos nevezéktan nem tartalmazza ezt a kifejezést.

A nehézfémek definiálására több kísérlet is történt, többek között sűrűségük, rendszámuk vagy relatív atomtömegük, néha kémiai tulajdonságuk, illetve toxikusságuk alapján. A két leggyakoribb elnevezés a sűrűség, illetve a toxikusságuk alapján történt. Nincs összefüggés a nehézfémek összefoglaló neve, illetve az elemek sűrűsége vagy más fizikai-kémiai tulajdonságai, sem pedig a toxikológiai sajátosságai között, mégis számos fogalmi meghatározás vette alapul (BARNA, 2008).

Napjainkban a nehézfém kifejezés köznapi szóhasználatban összekapcsolódott a toxikus elem fogalmával. A nehézfémek fogalma általánosságban a fémes tulajdonságokkal rendelkező, kémiai elemek pontosan nem meghatározott csoportjára utal, amelybe az átmeneti fémek, az egyes félfémek, a lantanoidák és az aktinoidák tartoznak bele (SZEGEDI, 2011). Az elemek sűrűségét véve alapul egyes szerzők a $3,7-7 \text{ g/cm}^3$ közötti értékű fémeket sorolhatják a nehézfémek csoportjába. Leggyakrabban az 5 g/cm^3 feletti sűrűségű fémeket tekintik nehézfémeknek. (BARNA, 2008) Az atomtömeg alapján HAMPLE ÉS HAWLEY (1982) szerint nehézfémek a nátriumnál nagyobb atomtömegű elemek, míg RAND szerint a szkandiumnál nagyobb atomtömeggel rendelkezők. Az európai Bizottság 2000/532/Ek határozatában nehézfémekként a következő elemeket tünteti fel: Sb, Cd, Cr (VI), Cu, Pb, Hg, Ni, Te, Tl, Sn. Magyarországi szakirodalom alapján nehézfémek közzé a következő elemek sorolhatók: Cd, Hg, Pb, Cr, Zn, Ni, Co, Bi, As, Sb. Az arzén kémiai szempontból a félfémekhez sorolható, azonban a szakirodalom rendszeresen együtt említi a nehézfémekkel. Ennek az oka az lehet, hogy ez az elem az, mely a veszélyes anyagok listáján (toxicitás), az első helyen áll (LÁNG, 2002; SZEGEDI, 2011).

Összegezve: a nehézfémek kategóriát a sűrűség, rendszám, relatív atomtömeg, kémiai tulajdonság, toxikusság alapján próbálják értelmezni, illetve leggyakrabban az 5 g/cm^3 -nél nagyobb sűrűségű fémeket és ötvözeteket (LÁNG, 2002).

1.2. A nehézfémek forrásai

A nehézfémek igen változatos úton kerülhetnek környezetünk körforgásába. A nehézfémek legtöbbször a bányászat, és ipari tevékenység útján kerül be a nagy körforgásba.

1.2.1. Ipari tevékenység

Az ipar fejlődésével, és a bányászat egyre nagyobb méreteket öltve, nagy mennyiségű nehézfémeket hozott a felszínre, melyeket az ember jelentős mértékben fel is használ. Légtörési kiülepedés révén, csővezetéktrézés, szivárgás, szakszerűtlen tárolás, tartálykocsi sérülés miatt, veszteség vasúti átfektőknél a legjelentősebb a nehézfém szennyezés. (SIMON, 2010) nyomán, a teljesség igénye nélkül néhány ipari nehézfém szennyező forrás:

- Ásványi anyagok: meddőhányók, fémfeldolgozó üzemek alumínium kohók színesfémkohók (Pb, As, Cu).
- Szénhidrogének: PAH (Policiklusos aromás szénhidrogének).
- PCB-k: Szigetelő folyadék, ragasztók, kenőanyagok előállítása.
- Benzol és alkilbenzol (BTEX): gyógyszeripar, festékipar, műanyagipar, festékek hígítók komponensei.
- Klórozott aromás szénhidrogének: olaj, bakelit, kaucsuk oldószerei, régen növény védőszerekben is használták (Poliklórozott dibenzo-dioxinok és dibenzo-furánok). A nehézfémek dúsulása jellemző lehet az ipari létesítményekkel nem rendelkező városokban is (FEJES, 2014).

1.2.2. Közlekedés

A füstgázokkal a környezetbe kerülő és a talajra kiülepedve szennyezést okozó fémek a Pb, As, Cu, Cd, Zn, Cr, Ni. Ezek egy része a talaj részecskéihez kötődik, így nehezebben mobilizálható. A talaj savanyodása (esők, műtrágyák) hatására azonban újra oldhatóvá válhatnak. Az egyre növekvő személygépkocsik, tömegközlekedési eszközök száma és ezzel arányosan növekvő üzemanyag felhasználás jelentősen megnövelte környezetünk nehézfém terheltségét. A közlekedésből eredő fémek: a Pb, Zn, Cu, Ni (FEJES, 2014).

Ezek a fémek a levegőből száraz és nedves ülepedés folyamán jutnak először a talajfelszínre, növényekre, majd innen a talajba és a talajvízbe.

1.2.3. Mezőgazdaság

Egyre nagyobb mennyiségekben kijutatott műtrágyák, növényvédő szerek, lombtrágyák, melyek általában nehézfém komponensűek, jelentsen, növelik a szennyezettséget. A túlzott műtrágyahasználat elsavanyítja a talajt, mely során a kötött nehézfémek, ionos formába alakulhatnak át, melyek már felvehetőek a növények számára. (FEJES, 2014). A N- és P-műtrágyák Cd²⁺ tartalma jelentős, akár 100 mg/kg is lehet, de más nehézfémeket is tartalmazhatnak. A foszfát műtrágyákban 1-170 mg/kg kadmium található, de ez a mennyiség függ a nyersfoszfát származási helyétől (CSATHÓ, 1994).

1.3. A nehézfémek talajbéli viselkedését befolyásoló tényezők

1.3.1. A talaj kémhatása

A hazai és a külföldi szakirodalomban is sok tanulmányban (DEBRECZENI ÉS CZECH, 1991; CSATHÓ, 1994/B; QIAN ET AL. 1996; CROWDER, 1991; SCHEUHAMMER, 1991; DAVIES, 1980; ALLOWAY, 1995; FARSANG, 1996) olvashatunk arról, hogyan befolyásolja a talaj kémhatása a nehézfémek viselkedését. A szerzők vizsgálatai szerint a nehézfém-kationok mobilitása a pH csökkenésével növekszik. A Mo anion azonban a pH növekedésével válik egyre inkább felvehetővé (ALLOWAY, 1995). A pH befolyásolja az agyagásványok és a szerves anyagok adszorpciós képességét. EL BASSAM (1983) kimutatta, hogy a savas esők megváltoztatják a talaj adszorpciós képességét, s ilyenkor hirtelen juthat nagyobb mennyiség nehézfém a talajvízbe, folyókba. CSILLAG et al. (1994) által végzett savanyítási kísérletek is azt mutatták, hogy a pH csökkenésével a talajoldat nehézfém-tartalma növekedett. A cink és a kadmium esetében már kis mérték pH-csökkenés is fokozta a két fém mobilitását, az ólom és a króm esetében viszont csak alacsonyabb pH értékeknél nőtt meg a mobilitás, igaz ekkor ugrásszerűen. A szerzők hangsúlyozzák, hogy a nehézfémek oldott állapotban különösen veszélyesek a környezetre, mivel így a növények számára könnyen felvehetőek, a talajoldattal pedig elszennyezhetik a talajvizet. Hasonló eredményt hoztak FISCHER (1987), valamint NELSON ÉS CAMPBELL (1991) humuszban gazdag talajokon végzett vizsgálatai is. Kimutatták, hogy a pH értékének viszonylag kis mértékű csökkenése is a kadmium és a cink mobilizálódását eredményezi, a réz és az ólom viszont csak jóval alacsonyabb pH esetében válik mobilissá.

A talaj pH-ját befolyásolja a redoxpotenciál változása, mely időszakosan jelentkezik, amikor a talaj vízzel telítetté válik. A redukáló környezet általában pH-növekedést, az oxidáció pedig pH-csökkenést okoz (ALLOWAY, 1995). A talajban több olyan mechanizmus is működik, mely különböző mértékben képes tompítani a pH-változást, ide sorolható az alumínium-hidroxid ion, a széndioxid, a karbonátok, valamint a kationcserélődési reakciók (BACHE, 1979). FARSANG (1996) dolgozatában modellezte egy mátrai mintaterületen a talaj nehézfémeket pufferoló kapacitásának alakulását a talaj-pH csökkenése függvényében. Az ilyen jellegű kutatások azért is nagyon fontosak, mert ezek segítségével előre tudjuk jelezni azokat a változásokat, melyek az egyre savasabbá váló környezetben nagy valószínűséggel be fognak következni.

1.3.2. A talaj szervesanyag-tartalma

A pH mellett a talaj szervesanyag-tartalma is jelentősen befolyásolja a nehézfémek viselkedését. A szerves anyagok - különösen a humusz - növelik a talaj nehézfém-visszatartó képességét, főként a kadmium, a higany és a cink vonatkozásában. Ahogy növekszik a szerves anyagok mennyisége, úgy nő a talaj adszorpciós képessége, melynek eredményeképpen

fémorganikus komplexek alakulnak ki. A kis koncentrációban előforduló nehézfémek gyorsan megkötődnek a talaj felső rétegében (ALLOWAY, 1995). HARGITAI (1994) vizsgálatai során kimutatta, hogy a szennyvíziszapos kezelések után csökkent a nehézfémek mobilitása a talajban, mégpedig a szerves anyagokhoz való kötődési hajlamuk függvényében. Így a mobilis mennyiség a nikkal esetében 83%-kal, az ólomnál 76%-kal, a kadmiumnál pedig 50%-kal csökkent. HARGITAI (1994) megállapította, hogy az ólom jellegzetes eloszlását a talajokban a szerves anyagokhoz való erős kötődése határozza meg leginkább, így a talajok felső, humuszban leggazdagabb rétegében halmozódik fel. A kadmium és a higany is igen erős hajlamot mutat a szerves anyagokkal történő fém-organikus komplexek képzésére, melyek - különösen savanyú közegben - a vízben oldódnak, s ez jelentősen befolyásolja eloszlásukat a talajban. Hasonló eredményt hoztak FISCHER, (1987) erdőtalajokon végzett vizsgálatai is. Megállapította, hogy az ólom, a réz és a króm erősen megkötődnek a talajban, ezért a mélyebb rétegek felé történő áthelyeződésük kisebb mértékű, mint a légköri ülepedésből származó bevitelük, ezért ezek az elemek elsősorban a talaj felső rétegében halmozódnak fel. A kobalt, a cink és a kadmium ezzel szemben sokkal könnyebben mobilizálódhat. A talaj szervesanyag-tartalma tehát környezetvédelmi szempontból is alapvető tényező. Minél magasabb a talajok humusztartalma és minél jobb a humusz minősége, annál nagyobb a talajok nehézfém-megkötő képessége.

1.3.3. Az agyagásványok

Az agyagásványok a kőzetek mállástermékei, s jelentős hatással vannak a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaira egyaránt. A talaj kémiai tulajdonságainak alakításában betöltött szerepük a viszonylag nagy felületüknek, valamint a felszín állandó negatív töltésének köszönhető. Ritkán fordulnak elő tiszta állapotban; általában humusz-kolloidokhoz és hidroxidos csapadékokhoz kapcsolódnak. Az összetett organo-minerális kolloid komplexek nagyon fontos szerepet töltenek be a talajoldatban található ionok koncentrációjának szabályozásában (ALLOWAY, 1995). ANDERSSON (1977) vizsgálatai szerint a nagyobb ionok, mint például a kadmium és az ólom csak kis mértékben képesek kötődni az agyagásványok rétegei között, a kisebb átmérőjű kobalt, króm és nikkal viszont igen jól kötődik az oktaéderes pozíciókban. Ezt támasztja alá az is, hogy a talajprofilban történő eloszlásuk az agyagfrakció és a másodlagos ásványok eloszlásával nagyon jól korrelál. Miután az agyagfrakciónak jóval nagyobb a fajlagos felülete, mint a homok-, vagy az iszapfrakciónak, ezért kémiai aktivitása is nagyobb. Ebből következik, hogy ugyanakkora fémtartalom esetén két különböző szemcseösszetétel talajban a biológiailag felvehető nehézfém-tartalom mennyisége eltérő lehet (CSATHÓ, 1994/B).

1.4. A földhasználat hatása a talajok minőségére

Minden földhasználati mód valamilyen hatással van a környezetre, s azon belül az ott található talajra. Ezek a hatások azonban egyrészt nagyon eltérőek és az adott használatától függően meglehetősen specifikusak, másrészt rendszerint összetettek és intenzitásukban is különböznek egymástól. Fontos, hogy a különböző földhasználatok környezeti hatásait – így a talajra gyakoroltakat is – minél pontosabban feltárjuk és meghatározzuk, mert csak ezek ismeretében tudjuk eldönteni, milyen védelmi intézkedések szükségesek a kedvezőtlen, vagy éppen káros hatásokkal szemben. A földhasználatától általában élesen megkülönböztetjük a talajhasználatot és annak formáit, ami alatt a mezőgazdasági célra használt földterületnek az eredményes gazdálkodás érdekében végzett művelését értjük: azt a tudatos agrotechnikai tevékenységet, amelynek során a talaj- és klimatikus adottságoknak megfelelően választjuk meg a természetendő növények körét, sorrendjét és alkalmazott művelési módját, megakadályozva azt, hogy mindez a talaj leromlásához, vagy talajuntság kialakulásához vezessen. A talajhasználati módok is sajátos hatást gyakorolnak a környezetre, és magára a talajra is. Mind a földhasználat, mind a talajhasználat esetében használati módonként kell ismerni és specifikálni a talajra gyakorolt hatásokat, amelyek nem választhatók el a környezeti hatásoktól, de mégis annak erre a jól elkülöníthető elemére vonatkoznak. A talaj minőségére gyakorolt hatások fizikai, kémiai és biológiai természetűek lehetnek, és következményeiket tekintve is kifejezhetőek a talaj fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak megváltozásával. A különböző erősségű hatásokra bekövetkezett változások mértékétől függően megváltozik a talaj funkcióképessége, amely döntően meghatározza azt, hogy az adott terület talaja mire lesz használható a jövőben. A talajok minél szélesebb körű funkcióképességének fenntartása elemi érdekünk. Akkor beszélhetünk jó minőségű talajról, ha az eleget tud tenni az összes – de legalábbis a legtöbb – megismert és meghatározott talajfunkciónak, és a talaj minőségének romlását kell meg-állapítanunk akkor, amikor tapasztaljuk, hogy bizonyos talajfunkcióknak adott talajunk nem felel meg.

1.4.1. Terhelés és szennyezés

A föld- és talajhasználatok különféle hatásai között az egyik legfontosabb az, hogy a használat során a talajba vitt anyagok miként viselkednek, és hogyan változtatják meg – akár csak átmenetileg, akár tartósan – a talaj fizikai, kémiai és biológiai összetételét, tulajdonságait. A hatások mértéke különböző szintekkel jellemezhető mindazon tulajdonságok esetében, amelyek számszerűen mérhetőek és kifejezhetőek. A környezetgazdálkodásban terhelésnek tekintjük a természeti erőforrások (engedélyhez kötött) igénybevételét mindaddig, amíg ennek hatása nem okoz jelentős változást a környezeti elemek minőségében, a mi esetünkben a talaj minőségében.

A környezeti elem tehát addig a határig terhelhető, amíg ez a nem kívánt változás bekövetkezik, és ezt a szabályozásban is terhelhetőségi szintnek (még elfogadható mértékű terhelésnek) tekintik, és az egyes anyagokra vonatkozóan számszerű határértékekkel fejezik ki. Talajok esetében ez az ún. „A” érték a jó minőségű, „tisztá” talajt jellemző referenciaérték, ami mellett lényegében bármilyen használati mód alkalmazható és engedélyezhető.

Környezetszennyezésről akkor beszélünk, ha a környezeti elemet érő hatás mértéke a terhelhetőségi szintet kifejező határértéket meghaladó módon változtatja meg az adott elem – esetünkben a talaj – minőségét. A hatás mértékétől függően értelemszerűen itt is különböző szennyezettségi szintek alakulhatnak ki, amiket a védelmi szabályozás során további határértékekkel fejeznek ki. Ezek azonban már sokkal nehezebben meghatározható értékek, mert nem csupán a talaj minőségének változásától függenek, hanem a további használat módjától és annak a minőség iránt támasztott követelményeitől is. A terhelhetőségi határértéket éppen csak meghaladó szennyezettségi szint még nem jelent nagy veszélyt, de mindenképpen felhívja a figyelmet a kockázat növekedésére; a határérték jelentős túllépése azonban már feltétlenül valamilyen beavatkozás igényére mutat rá.

Talajszennyezés akkor következik be, amikor a talajba olyan anyagok kerülnek, amelyek annak elsősorban kémiai és/vagy biológiai állapotát jelző tulajdonságait az élet és az emberi használat szempontjából kedvezőtlen irányban és jelentős mértékben megváltoztatják.

Voltaképpen bármelyik elem, vegyület vagy élő anyag hatására bekövetkezhet a szennyezés, de a legveszélyesebbek nyilvánvalóan az ismert toxikus hatású anyagok, valamint a kórokozó szervezetek, amelyek az élőlényeket a legközvetlenebbül érintik. Elsősorban ezeknek a környezeti elemekbe és különösen a táplálékláncba való bekerülését és a terhelhetőségi szintet meghaladó felhalmozódását kell a védelmi szabályozással megakadályozni, ezért a figyelem is főként ezekre irányul (VERMES,2007).

1.5. Egyes nehézfémek előfordulása a talajban és növényben

1.5.1. Cink a talajokban és a növényekben

A cink (Zn) átlagos mennyisége a litoszférában (a föld szilárd kérgében) 80 mg/kg. A világ szennyezetlen talajainak cinktartalma 10-300 mg/kg, átlagos mennyisége 50 mg/kg. A hazai szennyezetlen talajok túlnyomó többségének cinktartalma <25-100 mg/kg, a hazai háttérérték 100 mg/kg. A talajok cinktartalma a szervesanyag-tartalom függvénye, a hazai homoktalajok átlagosan 30 mg/kg cinket tartalmaznak, míg a csernozjom talajokban ez az érték elérheti a 150 mg/kg-ot (ADRIANO, 1986A; ALLOWAY, 1990; KABATAPENDIAS ÉS PENDIAS, 1992; KÁDÁR, 1998A; SIMON, 1999, SZABÓ et al. 1987).

A talajokban a cink általában Zn^{2+} -ion formájában fordul elő, de más ionos és szerves vegyületei is ismertek. A cink a talajokban leginkább az alumínium- és vas-oxidokhoz, illetve az agyagásványokhoz kötött, a növények elsősorban a vízoldható és könnyen kicserélhető formáit tudják felvenni. Ez a talajban lévő cinktartalomnak általában csak kis része, de a savanyú talajokban ez az arány lényegesen nagyobb, mint a semleges vagy lúgos kémhatású talajokban (ADRIANO, 1986a; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992; SZABÓ et al., 1987).

A talajok cinkmérlege az iparilag fejlett országokban így hazánkban is általában pozitív, a talajba több cink jut be, mint amennyi onnan időegység alatt kiürül. A fokozatosan növekvő cinktöbbletet a bányászat, kohászat, fosszilis tüzelőanyagok elégetése (légköri ülepedés), és a mezőgazdasági tevékenység okozza. Cink juthat a termőtalajokba foszfátműtrágyákból, szerves trágyákból, meszező anyagokból, komposztokból, szennyvíziszapokból és egyes peszticidekből. Külön veszélyt jelenthet a szennyvíziszap vagy szennyvíziszap komposzt mezőgazdasági elhelyezése, a szennyvíziszapokban ugyanis a cink veszélyes mértékben feldúsulhat, és onnan a talaj közvetítésével könnyen bekerülhet a természetett növényekbe (ADRIANO, 1986a; ALLOWAY, 1990; GYÖRI, 1984; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992; KÁDÁR, 2004).

A felszín alatti víz és a földtani közeg védelmét szolgáló, cinkre vonatkozó hazai szennyezettségi határérték 200 mg/kg.

A szennyezett talajok általában néhány száz vagy néhány ezer mg/kg-nyi cinket tartalmaznak, egyes erősen elszennyezett ipari körzetekben ez a mennyiség már néhány százaléknyi is lehet. A talajba került cink az egyik legkönnyebben felvehető nehézfém (és egyben esszenciális mikroelem) a növények számára. Mivel a cink könnyen bekerülhet a táplálékláncba, a legveszélyesebb hatású nehézfémek közé sorolható. A mezőgazdasági növények cinkfelvétele meszezéssel, illetve szerves anyag kijuttatással csökkenthető (ALLOWAY, 1990).

A növények számára a cink esszenciális mikroelem, mivel számos enzim alkotórésze és aktivátora, elősegíti az indolecetsav (auxin) szintézist, szabályozza a szénhidrátok átalakulását és az oxidációs folyamatokat. A növények normálisnak tekinthető cinktartalma 25-150 mg/kg, cinkhiány általában 10-20 mg/kg alatti ellátottság esetén lép fel. Cinkhiány legtöbbször kilúgozott homoktalajokon, lúgos vagy foszforral jól ellátott talajokon alakul ki, jellegzetes tünete az ecsetágúság, az ízközők rövidülése és a levelek deformálódása. A növényekben 400 mg/kg feletti cinktartalom esetén általában toxicitási tünetek figyelhetők meg. A cinkfeleslegre a legtöbb növényfaj hozamcsökkenéssel reagál, a növények fejlődése megáll. Levegőszennyezés esetén a cink elsősorban a hajtásban, talajszennyezés esetén pedig a növények gyökerében akkumulálódik

(KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992; PAIS, 1980, PAIS ÉS JONES, 1997; SZABÓ et. al, 1987).

1.5.2. Réz a talajokban és a növényekben

A litoszférában átlagosan 50 mg/kg réz (Cu) található. A felszíni talajok réztartalma 2-250 mg/kg tartományban változik, az átlagos mennyiség 20 mg/kg. A mezőgazdaságilag művelt talajokban általában 1-50 mg/kg található. Ez az érték hazai talajok esetén <10-40 mg/kg, a hazai háttérérték 30 mg/kg (ADRIANO, 1986a; ALLOWAY, 1990; KABATAPENDIAS ÉS PENDIAS, 1992, KÁDÁR, 1998a; SIMON, 1999, SZABÓ et al., 1987).

A talajok rézszennyeződését részben a bányászat, kohászat, fémelőállítás következtében fellépő légköri kiülepedés okozhatja. A hőerőművekben elégetett szénből keletkezett hamuban 142800 mg/kg rezet mértek – melyet, ha a talajokba dolgoznak be, jelentős szennyezőforrás lehet. A fa, fosszilis tüzelőanyagok és a szemét elégetése következtében a városi talajok réztartalma a vidékiekhez képest 5-10-szeresére nőhet. Forgalmas utak mentén kissé megemelkedhet a talajok réztartalma. Réz kerülhet a talajba az elektromos vezetékek, csövek korróziójával is (ADRIANO, 1986A; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992).

A mezőgazdasági talajok legjelentősebb szennyező forrásai a réztartalmú növényvédő szerek. Ezekből jelentős mennyiségű réz kerülhet be a termőtalajokba (pl. szőlő- vagy komlóültetvényekben), mely a felső rétegekben dúsul fel. Általában a talaj 150-400 mg/kg-os réztartalma már fitotoxikus. A szennyvíziszapok réztartalma szintén jelentős lehet a szennyvíziszapokkal kezelt talajokból azonban viszonylag kevés réz kerül be a növényekbe. Réz takarmány-kiegészítők alkalmazása esetén megnő a sertés- és tyúktrágya réztartalma, és az elérheti akár a 2000 mg/kg-os értéket is. A műtrágyák és a meszezőanyagok réztartalma ritkán haladja meg a 100 mg/kg-ot, ezért csak csekély mértékben szennyezik a talajokat (ADRIANO, 1986a; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992).

A felszín alatti víz és a földtani közeg védelmét szolgáló, rézre vonatkozó hazai szennyezettségi határérték 75 mg/kg.

A réz a talaj szerves és szervetlen alkotórészeivel egyaránt kölcsönhatásba lép, és a felső rétegekben akkumulálódik (nem mosódik ki). A réz mobilitása a talaj kémhatásának emelkedésével csökken, a talajok meszezése tehát csökkenti a növények rézfelvételét. Hasonló hatása van a talajokba juttatott szerves anyagoknak és foszfátműtrágyáknak is (ADRIANO, 1986a; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992).

A réz a növények számára esszenciális mikroelem, számos élettani folyamatban (fotoszintézis, respiráció, szénhidrát- és nitrogén-anyagcsere) fontos szerepet játszik, több enzim

alkotórésze. A szennyezetlen talajokon fejlődő növények 5-20 mg/kg réz tartalmazznak, 2-5 mg/kg-os réztartalom esetén hiánytünetek alakulnak ki. A réz elsősorban a növények gyökerében dúsul fel, a föld feletti szervekbe kevés kerül be. A hajtás 20-30 mg/kg-nál magasabb réztartalma már toxicitási tüneteket okozhat: a gyökérzet károsodik (megvastagodik, elszíneződik, az elágazások száma csökken), a levelekben klorózis alakul ki, az esszenciális elemek felvétele gátolt (ADRIANO, 1986AB, 2001; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992; PAIS, 1980, PAIS ÉS JONES, 1997; SZABÓ et al, 1987).

1.5.3. Ólom a talajokban és a növényekben

Az ólom (Pb) átlagos mennyisége a földkéregben 15 mg/kg. A felszíni talajok ólomtartalma 3-189 mg/kg tartományban változik, a szennyezetlen mezőgazdasági talajok ólomtartalma 10-67 mg/kg, átlagosan 32 mg/kg. A hazai talajok 80 %-ának ólomtartalma kisebb, mint 25 mg/kg, ugyanennyi a hazai háttérérték is (ADRIANO, 1986A; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992; KÁDÁR, 1995, 1998a; SIMON, 1999, SZABÓ et al., 1994).

Az ólom a legnagyobb mennyiségben a bioszférába kerülő és a legismertebb toxikus nehézfémek közé tartozik. Emberi tevékenység következtében a víz, a levegő és a talaj egyaránt elszennyeződött ólommal. Talajaink ólomszennyeződését az ipari tevékenység (bányászat, kohászat) mellett elsősorban – megszüntetésükig hazánkban is – a közlekedés során elégetett ólmozott üzemanyagok okozzák. Szennyezett területeken (pl. ipari üzemek környékén) a talajok ólomtartalma a több ezer mg/kg (esetenként a több tízezer mg/kg) értéket is elérheti. Forgalmas autóutak mentén szintén megemelkedhet a talajok ólomtartalma, mely az utaktól távolodva fokozatosan csökken. Feltételezhetően a hazai út menti talajok ólomszennyeződése nem fokozódik tovább, mivel 1999-ben hazánkban is betiltották az ólmozott üzemanyagok forgalmazását. A talajok ólomszennyeződéséhez hozzájárulhatnak továbbá a széntüzelésű erőművek és a gumigyárak, és az ólomakkumulátorokból, gumiköpenyek kopásából, ólomtartalmú festékekből, műanyagok elégetéséből is kerülhet ólom a talajokba (ADRIANO, 1986AB; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992; KÁDÁR, 1991, 1995; SZABÓ et al. 1994).

A mezőgazdasági termelés során ólom juthat be a talajokba a szennyvíziszapokból, melyek ólomtartalma általában 1000 mg/kg alatt van. Szennyvíziszap közvetítésével viszonylag kevés ólom kerül be a növények termésébe, mivel azt a növények nem tudják gyökerükből a föld feletti szerveikbe szállítani. A műtrágyák és a meszezőanyagok ólomtartalma nyomoktól néhány száz mg/kg-ig terjed, ezek azonban az ólom rendkívül kis mértékű mobilitása miatt nem járulnak hozzá jelentős mértékben az ólom táplálékláncba kerüléséhez. Korábban ólomszennyeződést okozhatott

a gyümölcsösökben alkalmazott ólom-arzenát növényvédő szer, használatát azonban betiltották (ADRIANO, 1986AB; ALLOWAY, 1990; CSATHÓ 1994AB; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992; KÁDÁR, 1991, 1995).

A felszín alatti víz és a földtani közeg védelmét szolgáló, ólomra vonatkozó hazai szennyezettségi határérték 100 mg/kg.

Az ólom a talajban erősen kötődik a talajkolloidokhoz és a szerves anyagokhoz, illetve oldhatatlan csapadékként van jelen. A talajfelszínre került ólom elsősorban a felső rétegekben akkumulálódik, lefelé haladva mennyisége fokozatosan csökken. A növények (elsősorban a gyökerek) ólomakkumulációját a talaj meszezésével, foszfátok, szulfátok, mangán-oxid és szerves anyag kijuttatásával lehet csökkenteni (ADRIANO, 1986A; ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992; KÁDÁR, 1991; SZABÓ ET AL., 1994).

Az ólom a növények számára nem esszenciális, igen kis mennyiségben azonban stimuláló (serkentő) hatású lehet. A kutatók elsősorban az ólom-nitrát növekedés serkentő hatásáról számoltak be, a növények ólomszükségletét 2-6 µg/kg körüli értékre becsülték. A szennyezetlen talajokon fejlődő növényekben általában 0,1-10 mg/kg ólom található, az átlagérték 2 mg/kg. Talajból történő ólomfelvétel esetén a gyökerek jóval több ólmot tartalmaznak, mint a föld feletti szervek. Az ólom a többi nehézfémhez képest mérsékelten fitotoxikus, az ólommal elszennyezett talajokban azonban csökken a mikrobiológiai tevékenység és az enzimaktivitás.

Általában a talaj 100-500 mg/kg, a növények 30-300 mg/kg-os ólomtartalma esetén alakulnak ki toxicitási tünetek: a növény fejlődése lelassul, fotoszintézise, sejtosztódása, vízfelvétele gátolt. A levelek ez esetben sötétzöldek, az idősebb levelek elhervadnak, rövid barna színű gyökerek és satnya levelek alakulnak ki. A növények leveleire jelentős mennyiségű ólom rakódhat le a levegőből (ólomkohók környékén akár 0,15 %), legtöbbször azonban ilyenkor sem alakulnak ki látható toxicitási tünetek. Az ólom legnagyobb mértékben a levélzöldségekben (elsősorban a salátában) akkumulálódik. Ólommal szennyezett élelmiszerek, talaj és levegő közvetítésével rendszeresen jelentős mennyiségű ólom kerülhet be az állati és emberi szervezetbe, mely ott egészségkárosodást okozhat (ADRIANO, 1986A; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992; PAIS, 1980, 1996; PAIS ÉS JONES, 1997; SZABÓ et al., 1994).

1. táblázat

Egyes nehézfémek jellemzői a talaj-növény rendszerben (KOVÁCS,2013)

Kémiai elem	Jellemző
Zn	A növények elsősorban a cink vízben oldható formáját képesek felvenni, amely az összes cink tartalom kis hányadát jelentik.
Cu	A réz az állatok és a növények számára is nélkülözhetetlen nyomelem. Növényekben a réz toxikus hatása ritkán jelenik meg, mert a réz erősen kötődik a talajrészecskékhez, azonban ha megnő a mobilitása, akkor mérgezővé válhat. Réz felesleg esetén a növények vízfelvétele, növekedése gátolt, a levelek sötétzöld színűek.
Mn	A mangán számos növénytani folyamathoz szükséges, például meghatározó szerepe van a növények nitrogén-anyagcseréjében is. A mangán savanyú közegben könnyen felvehető a növények által.
Cd	A talajban a teljes kadmium tartalma nagy része oldható formában van jelen, ami a növények számára hozzáférhető. A felvehetősége azonban nagymértékben függ a talajtulajdonságoktól is, a talaj kémhatás és a kadmium felvétel között szoros összefüggés figyelhető meg.
Pb	Az ólom oldhatósága más nehézfémekhez viszonyítva kisebb, a növények tehát kevesebbet tudnak felvenni belőle. A talaj kémhatásának változásával azonban nagymértékben változik az ólom oldhatósága is, így ennek ismeretében a növények ólomfelvétele széles skálán változhat.
Cr	A króm (Cr VI) nagy koncentrációban jelentősen mérgező hatású az állatokra, az élő szervezetnek nagyon kis mennyiségre van szüksége belőle. A Cr (VI) forma természetben nem fordul elő, ennek megjelenése az ipari tevékenységek következménye.
Fe	A vas fontos szerepet kap a növények fejlődésében illetve fontos, mint talaj szerkezeti alkotóelem. A talaj szerves és szervetlen összetevőitől erősen függ, hogy milyen formában található meg. A vasvegyületek a talajból a növénybe való mobilizálhatósága nagymértékben függ a talaj kémhatásától

1.5.4. Egyes növényekben fellelhető nehézfémek határértékei

Nagyon kevés adat áll rendelkezésünkre a növények réz-, cink-, ólom-, vas ,mangántartalmát illetően.

Egy angol kutatás során megállapították, hogy a szennyezett talajon felnőtt fákból egyes nehézfémek a levelekben és a kéregben halmozódnak fel. A fa belső, törzsi része jelentősen kisebb mennyiségben tartalmazza a vizsgált elemeket. Ennek oka az, hogy a nehézfémek a tápanyaggal együtt kerülnek a növényi szervezetbe, így a szállítószövetekben és tápanyagban gazdagabb növényi részekben halmozódnak fel (KOVÁCS, 2013).

Az élő növények szervezetükben évek során felhalmozzák a szennyező nehézfémeket. Ebből az is következik, hogy az ilyen növények nehézfém-tartalma életkoruktól függ (GAILEY ÉS LLOYD, 1985).

A nehézfémek felvehetőségét segíti a szerves komplexképzők jelenléte, és a savas pH is, ahol a nehézfémek nagyobb mennyisége kerül oldott formában a talajoldatba. A nehézfém felvételét csökkentik:

1.) csapadékképződési reakciók, melyekben ezen elemek oldhatatlanná válnak, pl. szulfidok, foszfátok, karbonátok formájában;

2.) a talajban az agyagok és szerves kolloidokon való részleges fixáció, különösen a semleges és a lúgos kémhatású tartományokban. A talaj fizikai félesége, a hőmérséklet, a nedvesség, a napsütés (sugárzás), a talajjavítás, a trágyázás stb. mind befolyásolhatja a növények nehézfém-felvételét.

JUSTE ET AL. (1989) azt állapította meg, hogy a táplálékláncban az élelmisznövények nehézfém szennyezettségének kockázata jóval nagyobb a meleg éghajlatú országokban, mivel a magasabb talajhőmérséklet hatására megnövekszik a fémek felvehetősége a vegetációs időszakban.

Az elemfelvétel függ a növénytől, mint pl. a genotípusától, a fejlettségi állapotától, a gyökér lejutási mélységétől és eloszlásától, élő vagy egyéves-e a növény, stb.

Hg, Pb, Cu és Cd a foszfátáz, a kataláz, a xantin oxidáz és ribonukleáz enzimeket gátolja (LISK, 1972). Egyes nehézfémek reakcióba léphetnek a sejtmembránokkal, megváltoztathatják az áteresztő képességüket (NASZRADI,2007).

Egy kutatócsoport a Tisza magyarországi és ukrain szakaszán lévő ártereiben térképezte fel egyes növények nehézfém-tartalmát. Dombrádon (Magyarország) a gyermekláncfűben 14,6 mg/kg rézmennyiséget mértek, cinktartalmát tekintve a növény 64,8 mg /kg cinket tartalmazott,

valamint 2 mg/kg ólmot határoztak meg benne (minden meghatározott mennyiség száraz anyagra viszonyított érték). Szintén Dombráton meghatározták a fekete nyárban akkumulálódott nehézfém mennyiségeket: 9,9 mg/kg Cu, 202,1 mg/kg Zn, 4,1 mg/kg Pb mértek meg benne. Visken (Ukrajna) községben az egynyári seprencében mért értékek a következőek voltak: 5,5 mg/kg Cu, 24,1 mg/kg Zn, 1,2 mg/kg Pb (Бойко et al. 2008).

2. táblázat

A növények levelében előforduló nehézfém-tartalmak
(KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992 NYOMÁN)

Elemek	Kevés (hiánytünetek alakulnak ki)	Megfelelő vagy normális	Sok vagy mérgező	Mezőgazdasági növényekben még eltűrhető
mg/kg szárazanyag				
Cd	—	0,05-0,2	5-30	3
Co	—	0,02-1	15-50	5
Cr	—	0,1-0,5	5-30	2
Cu	2-5	5-30	20-100	50
Hg	—	—	1-3	—
Mn	10-30	30-300	400-1000	300
Ni	—	0,1-5	10-100	50
Pb	—	5-10	30-300	10
Zn	10-20	27-150	100-400	300

1.5.5. Nehézfém tartalom mennyisége különböző népességszámú városok talajaiban

A városi talajok kisebb-nagyobb mértékben különböznek a természetes körülmények között képződött talajoktól fizikai és kémiai összetételük, pH értékük, 11 oxigénháztartásuk, tömörségük tekintetében egyaránt (NAGY, 2008). A városi talajok környezetükhöz képest nagyságrendekkel szennyezettebbek lehetnek.

Az alábbiakban áttekintünk néhány tanulmányt, melyek a városi talajok nehézfémterhelésével foglalkoznak. Meg kell jegyeznünk, hogy az eredmények összehasonlíthatóságát nehezítette, hogy a vizsgálatok különböző méretű és szennyezettségű városokban történtek, ráadásul a vizsgálat tárgya is sok esetben különbözött, egyes szerzők csak a parkokat vizsgálták, mások

területhasználati kategóriák szerint értékelték a talaj nehézfém-szennyezettségét, de olyan tanulmányok is születtek, amelyek csak a belvárosi területre koncentráltak (3. táblázat).

XIA ET AL. (2011) Pekingben vizsgálták a Cd, Cr, Cu, Ni, Pb és Zn koncentrációt a talajokban. Különböző területhasználati kategóriákat különítették el funkciójuk alapján: üzleti terület, közönséges kert, kulturális és oktatási terület, közösségi zöld területek, lakótelep, útmenti terület. Ezekről összesen 127 mintát gyűjtöttek be. A mintagyűjtés során a város teljes területének lefedésére törekedtek. 77 mintát útmenti területekről, a többi területhasználati típusból pedig 8-12 mintát gyűjtöttek be. A tanulmány eredményei szerint a Cd, Cu, Pb és Zn forrása főleg az emberi tevékenység, míg a Cr és Ni elsősorban természetes forrásokból származik. A területhasználati kategóriák közül a kert emelkedett ki, ugyanis itt volt a legmagasabb a Cd, Cu, Pb és Zn koncentráció. A Cd értéke az útmenti területeken szintén kiemelkedő volt, köszönhetően a közlekedés szennyező hatásának. A Cu, Pb és Zn esetében az értékek a városközponttól a külváros felé csökkentek. A szerzők megállapították, minél régebbi történelmi múltja volt egy városrésznek, annál nagyobb volt a szennyezőanyag koncentráció. A kínai építészetben a nehézfémeket színezőanyagként hasznosították, például a kadmiumot és ólmot, mint piros és sárga festékanyagot használták. De a fa tartósításában is nehézfémeket alkalmaztak, valamint a dísz tárgyaikat rézből és ezüsből készítették. Mindezek hozzájárultak a nehézfémek felhalmozódásához a talajban. A 2. táblázatban bemutatott eredmények alapján Peking az egyik legkevésbé szennyezett városnak tekinthető, a felsoroltak közül, a Zn átlagértéke például itt a legalacsonyabb, 89,63 mg/kg. Bár a szerzők is megállapítják, hogy több várossal összehasonlítva Pekingben alacsony a Cd, Cu, Pb és Zn koncentráció a talajokban, de nem részletezik ennek okát. Mindezek mellett Peking egyéb szennyezések tekintetében komoly gondokkal küzd (közlekedési eredetű szennyezések), melynek okán a 2008-as olimpiai játékok megrendezése is veszélybe került.

CHEN ET AL. (2005) szintén Pekingben városi parkok talajszennyezettségét vizsgálták. A talajok Cu, Pb, Zn és Ni tartalmát vizsgálva hasonló eredményekre jutottak, több tekintetben is. Xia et al. (2011) munkáját támasztja alá, hogy a talajok Ni tartalma megegyezik a háttérszennyezettséggel, valamint utalnak a szerzők is arra, hogy történelmi városközpontokhoz kapcsolódik a jelentősebb Pb és Cu szennyezettség. Megállapították, hogy egy terület szennyezettségét befolyásolja a városrész kora és elhelyezkedése is. Az ólomszennyezés átlagos értéke a parkokban 66,2 mg/kg, ami viszont jóval magasabb az előző tanulmányban közltekhez képest. Több szerző alkalmazza a területhasználati kategóriák elkülönítését a talajszennyező források felderítésére. Például Mexikó város talajainak 12 tanulmányozása során a kertek, parkok, útmenti területek és ipari területek talajaiban vizsgálták a Cr, Cu, Ni, Pb, Zn és V tartalmat. 135 mintát gyűjtöttek be. Megállapították,

hogy a közlekedés a legfontosabb szennyezőforrás, ezt támasztja alá a jelentős Pb (140,5 mg/kg) mennyiség a talajokban (MORTON-BERMEA ET AL., 2009).

SHI ET AL. (2008) Shanghai környezetterhelését mutatja be 273 talaj- és porminta vizsgálata alapján. A mintákat a külső körgyűrű által határolt területről gyűjtötték be, ez Shanghai teljes területének 11,44% teszi ki. A talajminták főleg városi parkokból, zöldterületekről, és utak mellől kerültek begyűjtésre. További kategóriák elkülönítését a szerzők nem látták indokoltnak, mivel a talaj funkciói a városi területen gyorsan változnak. Az eredmények azt mutatják, hogy az emberi tevékenység hatására toxikus elemek halmozódtak fel a talajban. Az Pb, Zn, Cu, Cr, és Cd a háttérértéket meghaladó mennyiségben fordult elő a talajokban, főleg az útmenti területeken. A szennyezés gócpontjai a városközpont, útkereszteződések és az ipari régióhoz közeli területek. LI ET AL. (2011) szintén Shanghaiban, a parkok talajainak ólomterhelését vizsgálták, figyelembe véve a népsűrűség változását. A városközponttól a külváros felé 14 park talajaiból gyűjtöttek mintát. Hasonló Pb szennyezést tapasztaltak a talajokban (65 mg/kg), mint az előző szerzők (70,69 mg/kg). Az ólomszennyezés fő forrásaként a széntüzelésből fakadó kibocsátást nevezik meg (átlagosan 47%), ezt követi a gépjárművek kibocsátása 12%-kal. A megoldást a szerzők a környezetbarát energiatermelés térnyerésében látják.

IMPERATO ET AL. (2003) az előzőekhez hasonlóan az ipar és közlekedés szennyező szerepét hangsúlyozzák a Nápoly területén végzett vizsgálataik során. A kutatás a város törzsterületére koncentrált, beleértve a nyugati és keleti ipari körzetet. Kertekből, parkokból, útmenti területekről és ipari területekről összesen 173 mintát gyűjtöttek. Nápolyban az emberi tevékenység következtében Cu, Pb és Zn halmozódott fel a talajokban. A szerzők rámutatnak, hogy a gépjárművek kipufogógázai a felelősek az emelkedett Pb tartalomért, ugyanis a legmagasabb értéket az autópálya mentén mérték. A Zn és Cu szennyezésnek ugyancsak a gépjárművek a legfontosabb szennyezőforrásai. Az autóabroncs kopása és a vonatok valamint villamosok alkatrészeinek kopása szintén felelős lehet a Cu szennyezésért. Annak ellenére, hogy az ipari tevékenység a keleti körzetben drasztikusan lecsökkent, mégis hozzájárulhatott a Zn felhalmozódáshoz az elmúlt 20 év során.

SZEGEDI (1999) munkájában a közlekedés nehézfémterhelésének hatását vizsgálta Debrecenben. Az alábbi beépítési-területhasználati kategóriákat különítette el: belváros, házgyári beépítés, kertcsaládi házas és társasházi beépítés, iparterület, mezőgazdasági terület, zöldfelület, háttér. A szerző eredményei alapján a legjelentősebb az ólom szennyezés volt, ennek az értéke mindössze 28,8 mg/kg, ami a legalacsonyabb Pb-ra vonatkozó érték az alábbi összehasonlító táblázatban. A talaj ólomtartalma az ipari területeken és a belvárosban volt a legmagasabb. Ezt a kertcsaládi házas beépítési-területhasználati típus, a mezőgazdasági területek és a házgyári beépítés követi. A

legalacsonyabb koncentrációk a zöldterületeken fordultak elő. A viszonylag alacsony érték alapján kijelenthetjük, hogy bár a szerző az ólomterhelést jelölte meg a legjelentősebb szennyezésnek, Debrecenben valójában nem okoz problémát a talajok ólomterhelése.

3. táblázat

Néhány város talajai nehézfém tartalmának összehasonlítása (mg/kg)

Város	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr	Szerző
Peking (átlag)	89,63	34,42	25,87	39,5	0,192	60,27	XIA ET AL.,2011
Minimum	42,33	15,12	16,43	20,53	0,082	39,23	
Maximum	307,9	212,3	40,32	135,1	0,591	102,1	
Sanghai (átlag)	301,4	59,25	31,14	70,69	0,52	107,9	SHI ET AL.,2008
Minimum	102,5	23,12	4,95	13,72	0,19	25,53	
Maximum	1025	151,7	65,7	192,4	3,66	233,26	
Nápoly (átlag)	251	74		262		11	IMPERATO ET AL.,2003
Minimum	30	6,2		4		1,7	
Maximum	2550	286		3420		73	
Mexikó (átlag)	306,7	100,8	39,8	140,5		117	MORTON-BERMEA ET AL.,2009
Minimum	36	15	20	5		50	
Maximum	1641	398	146	452		265	
Ermúpolisz (átlag)	440,4	116,5	47,5	155,1		66,6	MASSAS ET AL.,2009
Minimum	57,5	16,7	10,2	40,3		14,3	
Maximum	3062	1277	252,3	383		241,2	
Debrecen (átlag)		17,8	16,7	28,8	<1		SZEGEDI,1999
Minimum		2	4	5	<1		
Maximum		72	61	208	<1		
Szeged (átlag)	119,82	270,39	30,16	47,04	1,77	17,47	FARSANG-PUSKÁS,

Minimum	11,77	198,89	9,19	11,05	0,2	5,44	2007/B
Maximum	650,64	509,04	58,96	332,8	13,29	73,46	
Cegléd (átlag)	25,64	24,61	16,22	10,56	1,13	29,77	
Minimum	4,19	4,45	5,03	0,25	0,02	0,35	
Maximum	61,88	86,17	35,49	24,70	2,59	71,50	
Békéscsaba (átlag)	85,39	10,96	16,85	69,08	0,93	108,08	
Minimum	57,75	4,58	3,22	0,00	0,04	85,01	
Maximum	150,30	13,87	20,06	126,80	1,93	143,70	
Gyula (átlag)	76,41	24,34	12,59	25,32	0,54	25,69	
Minimum	21,03	4,58	3,22	0,00	0,00	5,82	
Maximum	135,80	86,44	22,49	50,82	1,11	55,05	
Kobelja (átlag)	9,41	5,01		9,56	0,10		

FARSANG ÉS PUSKÁS, (2007/B) Szegeden vizsgálták a talajok szennyezettségének állapotát. A mintákat a forgalmas utaktól lehetőleg távol, parkokban, játszótéren, városi zöldterületen, lehetőség szerint homokozók, gyermekjátszók közeléből gyűjtötték. 44 pontról gyűjtöttek be mintákat. A mintavételi helyek kijelölésénél törekedtek arra, hogy a város különböző területhasználati típusba tartozó területei egyenletesen legyenek reprezentálva. Az eredményeket összehasonlították más városokban mért értékekkel, ennek alapján megállapították, hogy Szeged városnak jelentős a szennyezettsége. A bemutatott városokkal összehasonlítva itt mérték a legmagasabb Cd (1,77 mg/kg) és Cu (270,39) értékeket (2. táblázat). Mindkét elem esetében a B szennyezettségi értéket jelentősen meghaladta az átlagérték. A távolság szerint Szegedhez legközelebb fekvő Debrecenben minden vizsgált elem a legkisebb mennyiségben fordult elő a mintákban.

Hasonló módon végeztek nehézfém tartalom vizsgálatot MASSAS ET AL. (2009) Ermúpoliszban, Szírosz-sziget fővárosában. 31 felszíni talajmintát gyűjtöttek be a város zöld területeiről, és hetet a városon kívüli természetes talajokból. Vizsgálták a Cu, Pb, Zn, Ni, Cr, Sn és Fe koncentrációt a talajban.

Ermúpolisz talajaiban főleg Zn, Cu, Pb dúsult fel nagy mennyiségben. Az Pb szennyezést a közlekedésnek, a talajok Cu és Zn terhelését pedig a közlekedésnek és iparnak tulajdonítják. A

többi várossal összehasonlítva a legmagasabb Zn és Ni mennyiséget Ermúpoliszban mérték. Mindkét érték meghaladja a magyarországi B szennyezettségi értéket.

Jelentős a város szennyezettsége és a „tisztának” tekintett zöld területek terhelése is nagy. Massas és társai több olyan tényezőre is felhívják a figyelmet, ami befolyásolja szennyezés felhalmozódást. Ermúpolisz esetében az alábbiakat nevezik meg: 1. a város építészeti szerkezete nem kedvez annak, hogy a szennyezőanyagok a forrástól nagyobb távolságra jussanak 2. a zöld területek közel helyezkednek el az utakhoz és gyárakhoz, illetve 3. a járművek állapota és az ólomtartalmú üzemanyag használata is hozzájárulhat a szennyezéshez.

A városi szennyezett talajok komoly egészségügyi kockázatot jelentenek az ember számára. Különösen a gyermekek számára, akik közel kerülnek a szennyezett talajokhoz a parkokban, játszótereken. A fenti példák mutatják, hogy a zöld területek sem mentesek a szennyeződésektől.

Az áttekintett munkák egy részében a szerzők területhasználati kategóriákat különítenek el a talajszennyezés fő forrásainak felderítésére. A módszer különösen alkalmasnak bizonyult a nagyvárosok vizsgálatakor, ill. több szennyező forrás jelenléte esetén. A tanulmányok másik része zöldterületek szennyezettségét vizsgálta. E munkák pedig a szennyezők emberhez való közelségére és így annak veszélyeire hívják fel a figyelmet.

A vizsgált munkák alapján megállapíthatjuk, hogy egy város talajai állapotának vizsgálatánál több tényezőt is figyelembe kell venni, melyek közül a következőket tartjuk a legfontosabbnak:

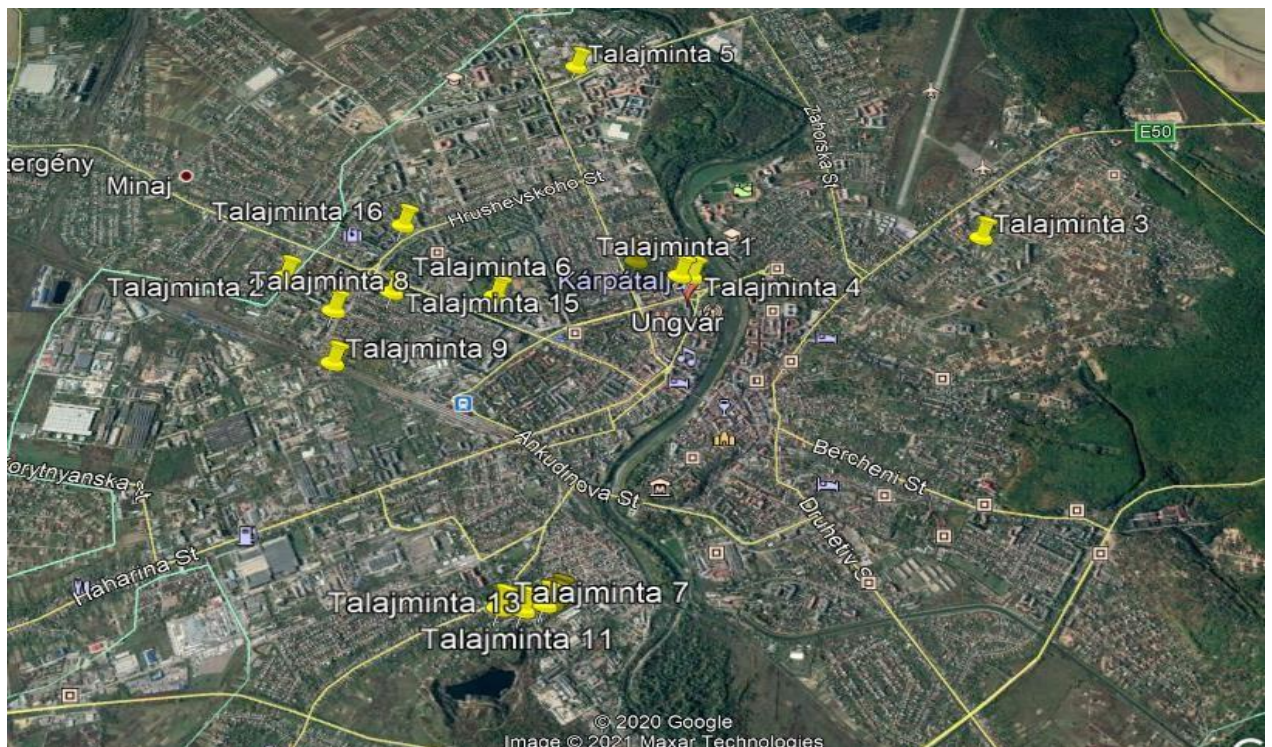
- a szennyező források jelenléte a városban (pl. ipar),
- a közlekedés, mint mindenütt jelenlevő szennyező forrás szerepe,
- a városok mérete: lakosság szám, népsűrűség,
- a városok kora,
- a mintavételi pont közelsége a szennyező forráshoz,
- a város szellőzöttsége,
- a járművek állapota, az üzemanyag típusa, összetétele,
- múltbeli ipari tevékenységek. (VINCZE,2014)

II. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. A talajminták begyűjtése és a mintavételi pontok jellemzése

A kutatásunk során több területről vettünk fel mintavételi pontokat, majd gyűjtöttünk be mintákat. Ilyen volt a magánkert, az útmente, útmenti zöldterület, játszótér, reptér és a vasút menti terület. A mintavételi pontok kijelölése során figyelembe vettük, hogy a különböző területek igénybevétele, valamint kihasználtsága eltérjen egymástól. A talajminták származási helyét, valamint, hogy az ott lévő területet hogyan hasznosítják, a 1. táblázatban foglaltuk össze.

A mintavételezés 2020 szeptemberében történt, 16 felszíni talajmintát sikerült összegyűjteni. A kutatáshoz szükséges talajmintákat a következő pontokról gyűjtöttem be:



1. ábra. A mintavételi pontok

A mintákat a 0 – 20 cm rétegből szedtük talajfúróval.

2.2. A mintavételi pontok jellemzői

4. táblázat

A mintavételi pontok jellemzői

Minta adatok		
Sorszám	Місце відбору зразків	A talajminta származási helye
Zöld övezet		
1.	вулиця Баб'яка	Babják utca
2.	вулиця Капушанська	Kapos utca
3.	вулиця Докучаєва	Dokucsajev utca
Lakónegyedek		
4.	проспект Свободи 1	Szabadság sugárút 1
5.	проспект Свободи 2	Szabadság sugárút 2
6.	вулиця Минайська	Minaji út
7.	вулиця Грушевського	Hrusevszkij utca
8.	вулиця Галана	Galán utca
9.	вулиця Бородіна	Borogyin utca
10.	вулиця Можайського	Mozsajszkij utca
Ipari negyed		
11.	вулиця Сергія Мартина 1	Szerhij Martin út 1
12.	вулиця Сергія Мартина 2	Szerhij Martin út 2
13.	вулиця Сергія Мартина 3	Szerhij Martin út 3
14.	вулиця Романа Шухевича	Roman Suhevics utca
15.	Андезитовий тупик	Andezit zsákutca
16.	вулиця Стефаника	Stefanik utca

2.3. A növényi minták begyűjtése

Minden egyes talajminta begyűjtési pontról egy növényfajt gyűjtöttünk be. A növényminták begyűjtésének időszaka 2020 szeptembere.

A növényminták begyűjtésénél igyekeztünk azt a szempontot figyelembe venni, hogy ugyanazokról a területekről legyenek begyűjtve, ahonnan a talajmintát is begyűjtöttük.



2. ábra. Növénytípus begyűjtése

2.3.1. A begyűjtött növénytípusok listája

5. táblázat

A begyűjtött növények

A mintavételi pont száma	A begyűjtött növény latin neve	A begyűjtött növény magyar neve
Fafélék		
2.	<i>Betula pendula</i>	Közönséges nyír
3.	<i>Juglans regia</i>	Közönséges dió
5.	<i>Juglans regia</i>	Közönséges dió
14.	<i>Tilia cordata</i>	Kislevelű hárs
Lágyszárú gyomnövények		
1.	<i>Poa annua</i>	Egynyári perje
4.	<i>Achillea millefolium</i>	Közönséges cickafark
6.	<i>Echinochloa crus-galli</i>	Közönséges kakaslábfű
8.	<i>Trifolium pratense</i>	Réti here
9.	<i>Cenchrus pauciflorus</i>	Átoktüske
10.	<i>Elymus repens</i>	Közönséges tarackbúza

12.	<i>Apera spica-venti</i>	Nagy széltippan
13.	<i>Lolium perenne</i>	Angolperje
15.	<i>Trifolium repens</i>	Fehér here
16.	<i>Lolium perenne</i>	Angolperje
Termesztett növények		
7.	<i>Vitis vinifera</i>	Bortermő szőlő
11.	<i>Vitis vinifera</i>	Bortermő szőlő

2.4. A talajminták előkészítése és a vizsgálati módszerek

A begyűjtött talajmintákat először légszáraz állapotig szárítottuk, utána két részre bontottuk. Az egyik részt achát mozsárban 2 mm-nél kisebb méretűre aprítottuk. Az így előkészített mintákban meghatároztuk a felvehető ólom, réz, cink, mangán és vas mennyiségét. A talajok felvehető mikroelem készletének kivonásához ammónium-acetát puffer oldatot (pH 4,8) használtunk az Ukrajnában elfogadott szabványoknak megfelelően (ДСТУ 4770.5:2007; ДСТУ 4770.7:2007 – ДСТУ 4770.8:2007). A talaj: oldat arány =1:5, azaz 10 g talajhoz 50 cm³ extraháló oldatot adtunk. A talajt az extraháló szerrel egy órán keresztül körkörös rázógépen ráztuk, ezután az oldatot a talajtól szűréssel elválasztottuk. A leszűrt oldatokban láng atomabszorpciós spektrofotometriás módszerrel, Agilent Technologies 240 típusú műszer segítségével meghatároztuk a mikroelemek koncentrációt.

A talajminták másik része az eredmények értelmezéséhez és értékeléséhez szükséges egyéb talaj tulajdonságok meghatározását szolgálja. A talaj kémhatásának értékeléséhez megmértük a minták pH értékét vizes és 1M KCl kivonatban, 1:2,5 talaj:oldat arány mellett. A talajok szerves szén és humusztartalmát Tyurin-féle módszerrel határoztuk meg.

A talajok és a növények nehézfém tartalmára vonatkozó határértékek

6. táblázat

A talajok megengedhető felvehető mikroelem tartalma
(extraháló szer: ammónium acetát puffer oldat, pH=4,8, Krupskij – Aleksandrova féle módszer)
(FATEJEV, PASCHENKO, 2003)

Réz	3	Általános egészségügyi érték
Cink	23	Transzmissziós érték
Mangán csernozjom, gyepespodzol talaj		
pH 4,0	60	
pH 5,1 – 6,0	80	
pH > 6,0	100	
Kobalt	5	Általános egészségügyi érték
Króm	6	Általános egészségügyi érték
Nikkel	4	Általános egészségügyi érték
Ólom	6	Általános egészségügyi érték
Kadmium	5	Általános egészségügyi érték

7. táblázat

A talajok csoportosítása a növények mikroelem ellátottságának függvényében
(FATEJEV, 2005)

Ellátottság	A talaj mikroelem tartalma, mg/kg			
	Mn	Cu	Zn	Co
Kevésbé mikroelem igényes növények (kalászosok, kukorica, hüvelyesek, burgonya)				
alacsony < 5 < közepes 5 – 10	0,1 < 1 < 0,07 0,1 – 0,2 1 – 2	0,07 – 0,15	magas > 10 >	0,2 > 2 > 0,15
Mikroelem igényes növények (zöldségek, évelő fűvek, napraforgó)				
alacsony közepes magas	< 10 10 – 20 > 20	< 0,2 0,2 – 0,5 > 0,5	< 2 2 – 5 > 5	< 0,15 0,15 – 0,30 > 0,30
Kifejezetten mikroelem igényes növények (ide soroljuk az öntözött és magas műtrágyaadagok mellett termesztett növényeket)				
alacsony	< 20	< 0,5	< 5	< 0,30
közepes magas	20 – 40 > 40	0,5 – 1 > 1	5 – 10 > 10	0,30 – 0,70 > 0,70

8. táblázat

Mikroelem tartalom a növényekben (FÜLEKY, 1999)

Ellátottság	Cu	Zn	Mn	Fe
	mg/kg			
Alacsony	< 4	< 20	15-25	< 50
Közepes	2-20	25-150	20-500	50-250
Toxikus	20<	200<	500<	

2.5. A növények előkészítése és vizsgálata

2.5.1. A növénykivonatok elkészítése

A minták másik részét teflon edénybe mértük és mikrohullámú sugárzással támogatott feltáró berendezésben elroncsoltuk. Az így feltárt mintákat egy 50 cm³-es mérőlombikba oldottuk fel desztillált vízzel. A feltárást követően a növénymintákban Agilent Technologies 240 típusú atom-abszorpciós spektrofotométerrel meghatároztuk a mikroelemek (nehézfémek) mennyiségét.



3. ábra. Növényminták előkészítésének folyamata

2.6. Összes fémtartalom meghatározása talajkivonatokban

A szárított, örölt, 2 mm-es szitán átszitált talajmintát achát mozsárban tovább finomítottuk és homogenizáltuk. A homogén talajmintából 1,00 g-ot feltáróedénybe mérünk, hozzáadunk 5,0 cm³ salétromsavat és 2,0 cm³ hidrogén-peroxidot. A feltáróedényt lezárva szárítószekrénybe helyeztük, elindítottuk a fűtést, és 3 órán át 105±2°C hőmérsékleten tartottuk. A hőkezézés befejezése után az edényeket 100 °C alá a szárítószekrényben, majd szobahőfokra vegyifülke alatt hagytuk, hogy lehűljen. Lehűlés után a roncsolatot 50 cm³-es mérőlombikba szűrtük, a feltáróedényt desztillált vízzel többször átöblítettük, a mosófolyadékokat is a szűrőre vittük. Végül a mérőlombikot desztillált vízzel jelig töltöttük, tartalmát összerázással homogenizáltuk. A továbbiakban ebből az oldatból végeztük a műszeres méréseket (BUZÁSNÉ ET AL. ,1995).

III. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉS

3.1. Talajok nehézfém-tartalma

3.1.1. A talajminták kémhatása

A talajminták pH értékét a desztillált vizes talajkivonat mellett kálium-kloridos talajkivonatban is meghatároztam, mivel a desztillált vizes szuszpenzióban mért pH-érték csupán a talajoldat lehetséges hidrogénion-koncentrációját fejezi ki. A kálium-klorid vizont oldatba viszi a talajkolloidok állandó töltéshelyein adszorbeált hidrogénionokat is. Savanyú talajoknál a káliumkloridos szuszpenzió pH értéke ezért mindig kisebb lesz a desztillált vizes szuszpenzióban mérhető értéknél, amely különbség információt ad a talaj savanyodásra való hajlamáról is. Ugyanis ha a desztillált vizes és kálium-kloridos pH érték különbsége az adott talaj esetében nagy, értéke egy körüli vagy egynél nagyobb, akkor a talaj hajlamos lehet a savanyodásra, míg ha a különbség ennél jóval kisebb, akkor nem.

A kálium-kloridos pH átlagérték a vizsgált talajmintákban 6,9, a minták minimum értéke 6,1, maximum értéke 7,5. (9. táblázat). A talajminták vizes pH értéke 6,4 és 7,8 között alakul, átlagos értéke 7,2. A pH értékek átlagos különbsége 0,3, így a begyűjtött talajminták döntő többsége nem hajlamos savanyodásra. A begyűjtött talajminták túlnyomó többsége gyengén lúgos kémhatású, ha a vizes pH-értékeket vesszük figyelembe. Az útmenti terület talajainak kémhatása gyengén lúgos. Valószínűleg az enyhén lúgos kémhatást a beépített területek talajaiban az építési anyagok és törmelékek visszamaradása okozza.

9. táblázat

A talajminták pH értékei

A talajminta származási helye	pH(H ₂ O)	pH(KCl)
<i>Zöld övezet</i>		
Babják utca	7,2	6,9
Kapos utca	7,6	7,3
Dokucsajev utca	7,3	7,0
<i>Lakónegyedek</i>		
Szabadság sugárút 1	7,4	7,1
Szabadság sugárút 2	7,6	7,1
Minaji út	7,2	6,8
Hrusevszkij út	7,8	7,5
Galán utca	7,2	6,6

Borogyin utca	6,4	6,1
Mozsajszkij utca	7,5	6,9
<i>Ipari negyed</i>		
Szerhij Martin út 1	7,4	7,0
Szerhij Martin út 2	6,8	7,1
Szerhij Martin út 3	6,6	6,3
Roman Suhevics utca	7,0	6,6
Andezit zsákutca	6,8	6,6
Stefanik utca	6,9	6,5

3.1.2. A talajminták szerves szén- és humusztartalma

Minden talajmintát magas humusztartalom jellemez (10. táblázat). A humusztartalom meghatározás során a valódinál nagyobb szervesanyag-tartalmat és humusztartalmat kaptunk. Valószínűleg ennek az oka az lehet, hogy a talaj szervesanyag-tartalmát magas széntartalmú vegyületek is növelik (korom, olaj).

10. táblázat

A talajminták szerves szén- és humusztartartalma

A talajminta származási helye	Szerves szén %	Humusz %
<i>Zöld övezet</i>		
Babják utca	2,48	4,28
Kapos utca	3,04	5,23
Dokucsajev utca	0,75	1,30
<i>Lakónegyedek</i>		
Szabadság sugárút 1	2,87	4,95
Szabadság sugárút 2	2,06	3,55
Minaji út	4,64	7,99
Hrusevszkij út	0,86	1,49
Galán utca	1,34	2,32
Borogyin utca	7,29	12,56
Mozsajszkij utca	2,12	3,65
<i>Ipari negyed</i>		

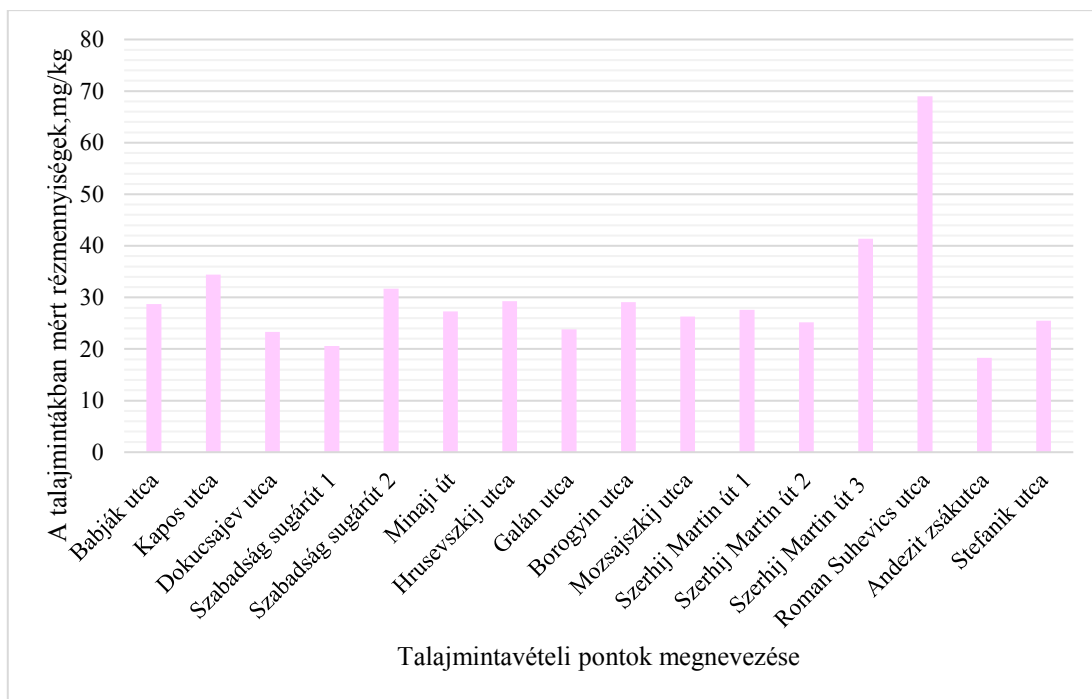
Szerhij Martin út 1	2,61	4,50
Szerhij Martin út 2	3,64	6,28
Szerhij Martin út 3	11,89	20,49
Roman Suhevics utca	3,79	6,53
Andezit zsákutca	3,83	6,60
Stefanik utca	2,98	5,14

3.1.3. A talajok „összes” nehézfém-tartalma

A talajok összes nehézfém-tartalmát leginkább az antropogén hatások befolyásolják, a nagyvárosokban elsősorban az építkezések, közúti forgalom, a nem megfelelő csatornázás, az esetleges csatornatörésekkor talajba kerülő különböző anyagok. Ezen anyagok elhelyezkedése, mozgása a talajban folyton változik, a szennyezés mértéke függ a felszíntől való távolságtól, a talaj összetételétől, a hatás mértékétől, a talaj vastagságától, a talajt alkotó ásványok összetételétől és azok arányától, stb. Diplomamunkámban Ungvár város talajaiban lévő nehézfém-tartalmat vizsgáltuk. A munkánk során bizonyítást nyert, hogy az erős antropogén hatás alatt álló városi talajokban a határértékeket többszörösen meghaladó réz-, cink-, mangán tartalom is előfordulhat, amely komoly aggodalomra adhat okot. A rendelkezésre álló adatok alapján kijelenthetjük, hogy a szennyező anyagok nem természetes eredetűek, minden esetben valamilyen emberi tevékenységre vezethetők vissza.

3.1.3.1. A talajok „összes” réz tartalma

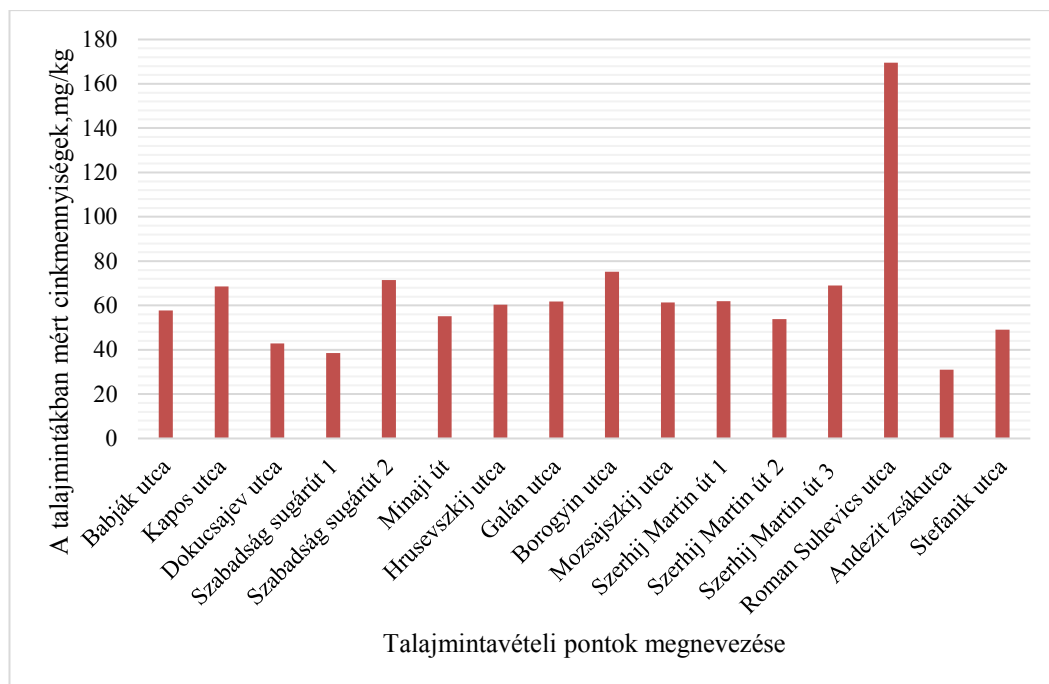
Mindegyik talajmintánál meghaladta a megengedhető réztartalmat, azaz mindegyik minta esetében jóval túllépte a 3 mg/kg-os általános egészségügyi értéket. A legmagasabb réztartalmú a 9. számú minta volt, ami a Roman Suhevics úton található játszótér melletti területről került begyűjtésre, ezen mintánál 69 mg/kg rezet mértünk. Valószínűleg a réztöbblet a talajba az elektromos vezetékek és a csövek korróziójával kerülhetett be.



4. ábra. A talajok „összes” réztartalma

3.1.3.2. A talajok „összes” cinktartalma

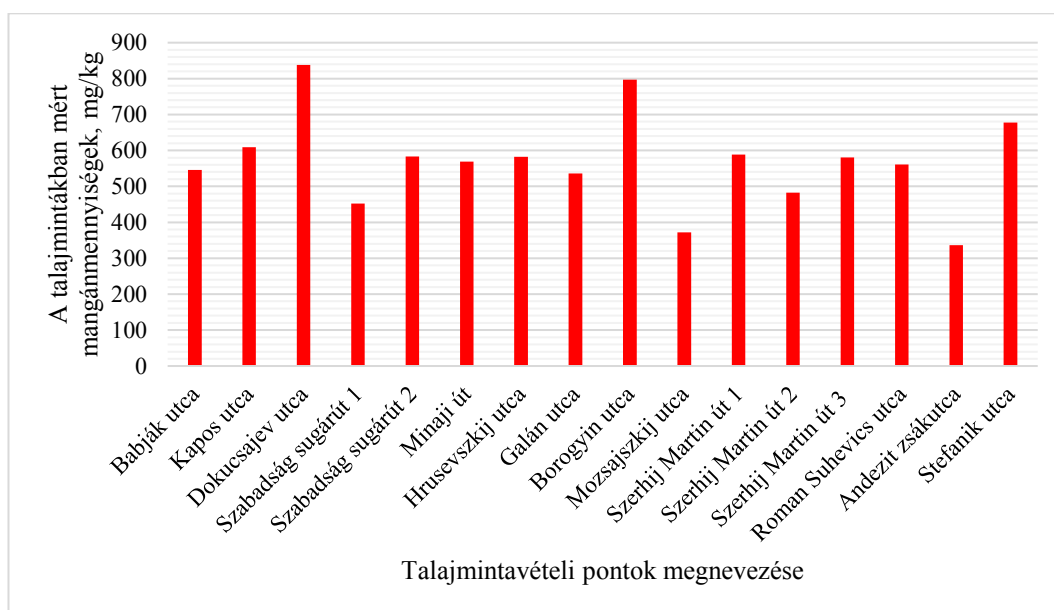
A talajokban található cink mennyisége, igencsak eltérő volt. A 31,1-169,5-es értékek között mozgott. A legkevesebb mennyiség a 11. mintavételi pontban volt fellelhető, ami az Andezit zsákutcából származik (5. ábra). A talajmintákban lévő cinkmennyiségek minden egyes mintánál 23 mg/kg fölötti értéket mutatott. A legmagasabb cinkmennyiséget a Roman Suhevics útról származó mintában mértünk.



5. ábra. A talajok „összes” cinktartalma

3.1.3.3. A talajok „összes” mangántartalma

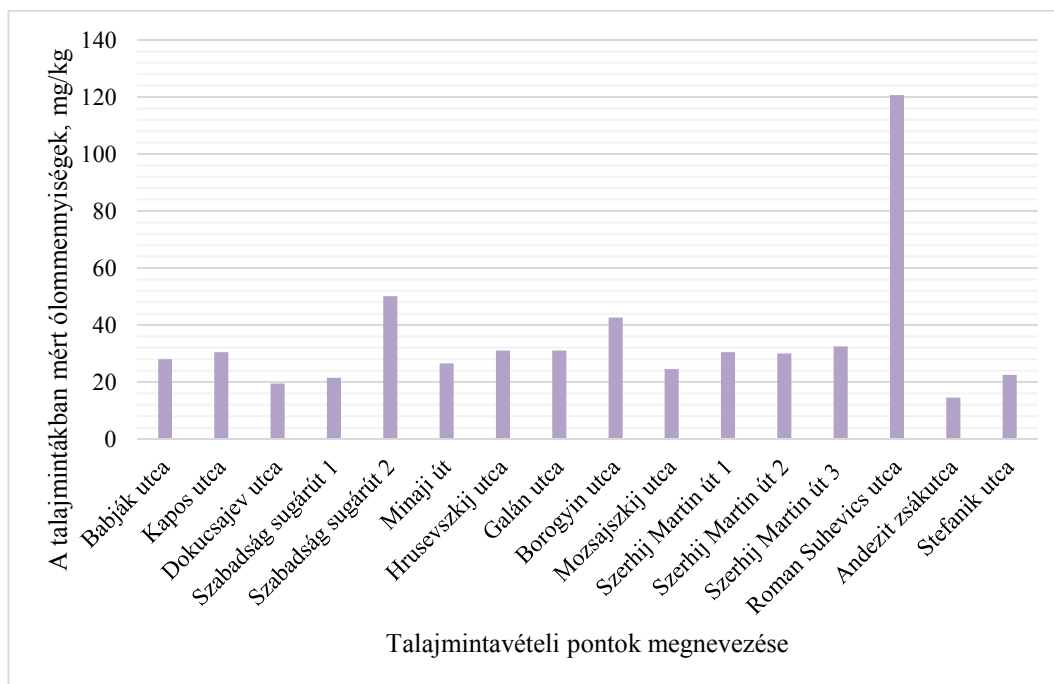
Minden begyűjtött talajminta esetében feltűnően magas mangán mennyiséget mértünk. A Stefanik-, Dokucsajev-, Borogyin útról begyűjtött mintákban 7-szeresen, 8-szorosan több mennyiséget mértünk a talajokban megengedhető 100 mg/kg helyett. Valószínűleg a túlságosan magas mangánfelhalmozásnak az oka az, hogy a városi, savanyú talajokon a mangán toxikus mennyiségben is felhalmozódhat.



6. ábra. A talajok „összes” mangántartalma

3.1.3.4. A talajok „összes” ólomtartalma

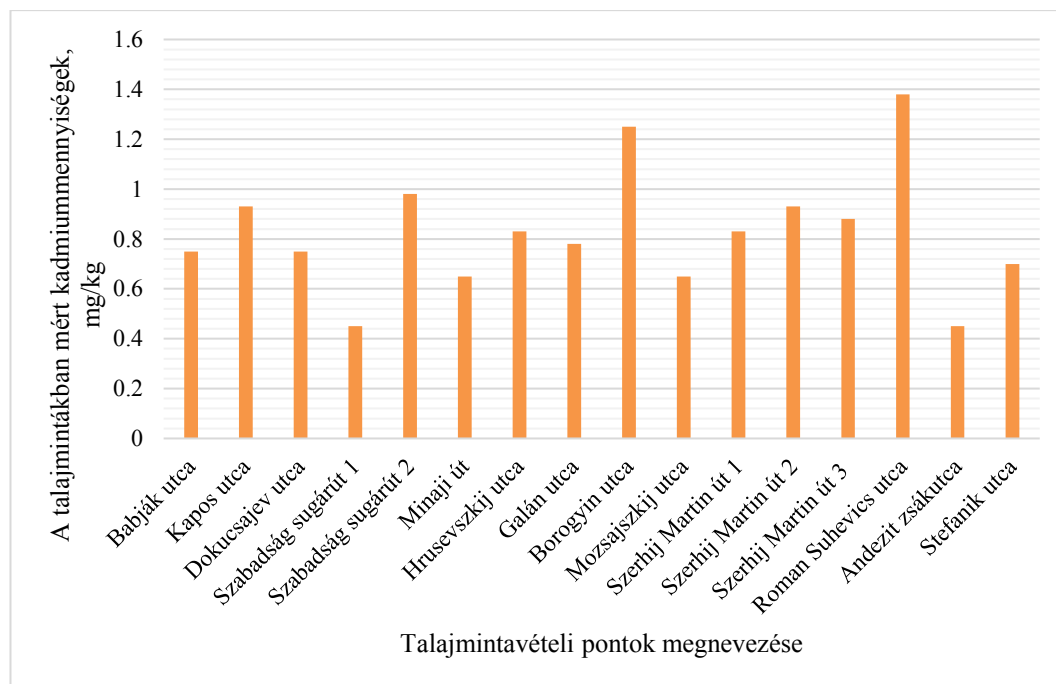
Az eredmények alapján úgy tűnik, hogy a területhasználat típusa alapvetően meghatározza a talaj „összes” ólomtartalmának alakulását, tehát eredményekből kiderül, hogy Ungvár főútvonala mentéről, a forgalmasabb utak mentéről gyűjtött talajmintákban magasabb volt az Pb-tartalom. A kevésbé forgalmas mellékutcákon szedett talajmintákban alacsonyabb volt az ólomkoncentráció, ellenben minden begyűjtött talajmintánál jóval meghaladta 6 mg/kg-os általános egészségügyi határértéket.



7. ábra. A talajok „összes” ólomtartalma

3.1.3.5. A talajok „összes” kadmiumtartalma

A Fatejev- féle besorolás szerint az atom abszorpciós spektrofotométerrel megmért „összes” kadmiumtartalom majdnem mindegyik talajmintánál 1 mg/kg alatti értéket mutatott, csupán 2 talajminta esetén, a Borogyin és Roman Suhevics útról begyűjtött mintáknál mértünk 1 mg/kg fölötti értéket. Azonban az összes talajmintában a megengedhető 5 mg/kg-os alatti értéket határoztunk meg.



8. ábra. A talajok „összes” kadmiumtartalma

3.2. A talajok mikroelem ellátottsága

A talajok felvehető mikroelem készletének kivonásához az Ukrajnában alkalmazott ammónium-acetát puffer (AAP) kivonószert (pH 4,8) használtuk. Ezen kivonószert segítségével mértük meg a réz, a cink, a mangán, ólom és a kadmium növények számára felvehető mennyiségét a vizsgált talajmintákban.

3.2.1. A talajok ammónium-acetát puffer oldat (pH=4,8) kivonatában mért felvehető mikroelem tartalma

11. táblázat

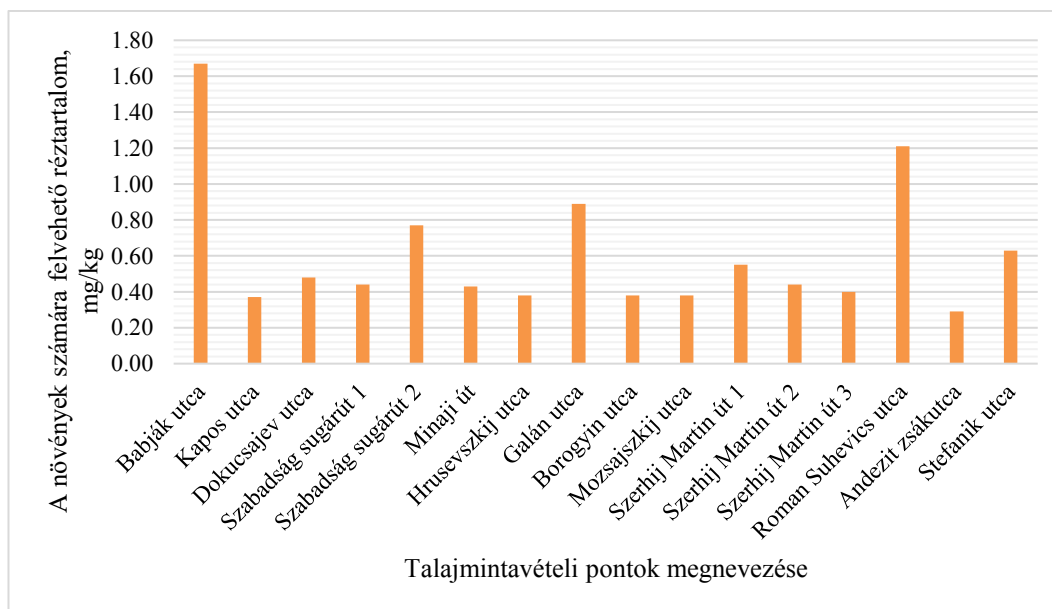
A talajok ammónium-acetát puffer oldat (pH=4,8) kivonatában mért felvehető mikroelem tartalma

A talajminta sorszám a vizsgálat során	Talajminta származási helye	Cu	Zn	Mn	Pb	Cd
		mg/kg				
Zöld övezet						
5.	Babják utca	1,67	3,09	99,82	4,55	0,3
10.	Kapos utca	0,37	9,73	44,34	2,10	0,19
3.	Dokucsajev utca	0,48	0,80	14,26	1,45	0,11
Lakónegyedek						

1.	Szabadság sugárút 1	0,44	3,35	17,96	1,75	0,15
4.	Szabadság sugárút 2	0,77	4,82	37,5	4,25	0,24
6.	Minaji út	0,43	3,52	36,66	2,65	0,24
16.	Hrusevszkij utca	0,38	1,82	35,40	2,35	0,26
15.	Galán utca	0,89	1,82	35,40	2,35	0,26
8.	Borogyin utca	0,38	5,31	30,52	4,10	0,4
2.	Mozsajszkij utca	0,38	3,22	30,19	3,60	0,20
Ipari negyed						
12.	Szerhij Martin út 1	0,55	6,86	36,83	3,60	0,24
13.	Szerhij Martin út 2	0,44	6,58	37,11	2,00	0,24
14.	Szerhij Martin út 3	0,40	14,42	40,49	1,85	0,2
9.	Roman Suhevics utca	1,21	7,29	56,18	4,15	0,33
11.	Andezit zsákutca	0,29	6,26	40,29	1,75	0,17
7.	Stefanik utca	0,6	3,5	20,62	2,55	0,28

3.2.1.1. A talajok felvehető réz ellátottsága

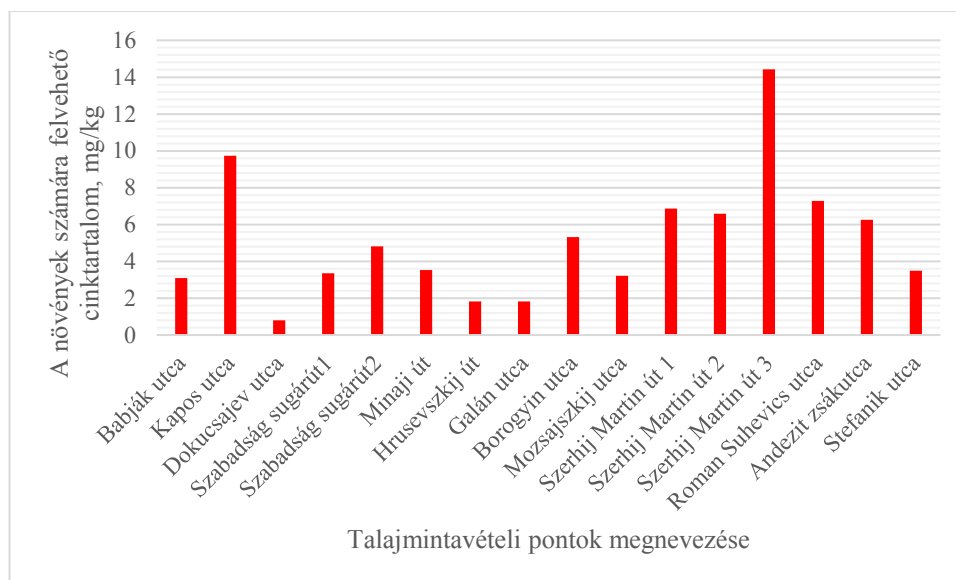
A talajmintákban található réz mennyisége 0,29 és 1,67 mg/kg között mozog. A legnagyobb mennyiségben a Babják útról gyűjtött mintában található réz. A legalacsonyabb mennyiségben az Andezit zsákutca talajában található réz.



9. ábra. A talajminták felvehető réz ellátottsága AAP oldat használata során

3.2.1.2. A talajok felvehető cink ellátottsága

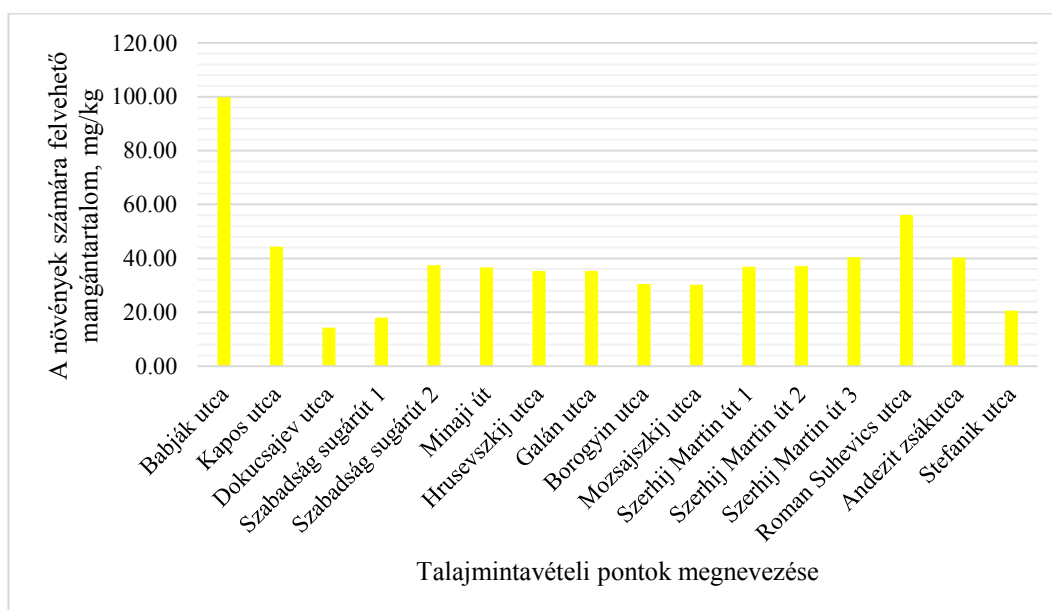
A talajmintákban található cink mennyisége 0,8 és 14,42 mg/kg között mozog. A legnagyobb mennyiségben a Szerhij Martin utca mintájában található cink. Továbbá magas még a mutató a Roman Suhevics és az Andezit zsákutca talajmintáiban. A legalacsonyabb mennyiségben a Dokucsajev út talajában található cink.



10. ábra. A talajminták felvehető cink ellátottsága AAP oldat használata során

3.2.1.3. A talajok felvehető mangán ellátottsága

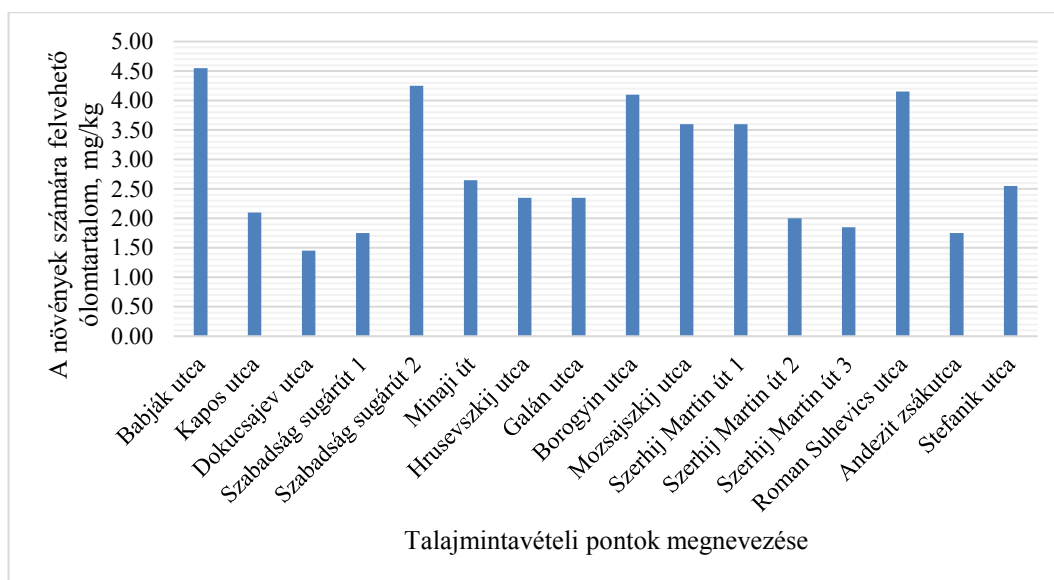
A talajmintákban található mangán mennyisége 14,26 és 99,82 mg/kg között mozog. A legnagyobb mennyiségben a Babják út talajmintájában található mangán. A legalacsonyabb mennyiségben a Dokucsajev és a Stefanik utca talajaiban található mangán.



11. ábra. A talajminták felvehető mangán ellátottsága AAP oldat használata során

3.2.1.4. A talajok felvehető ólom koncentrációja

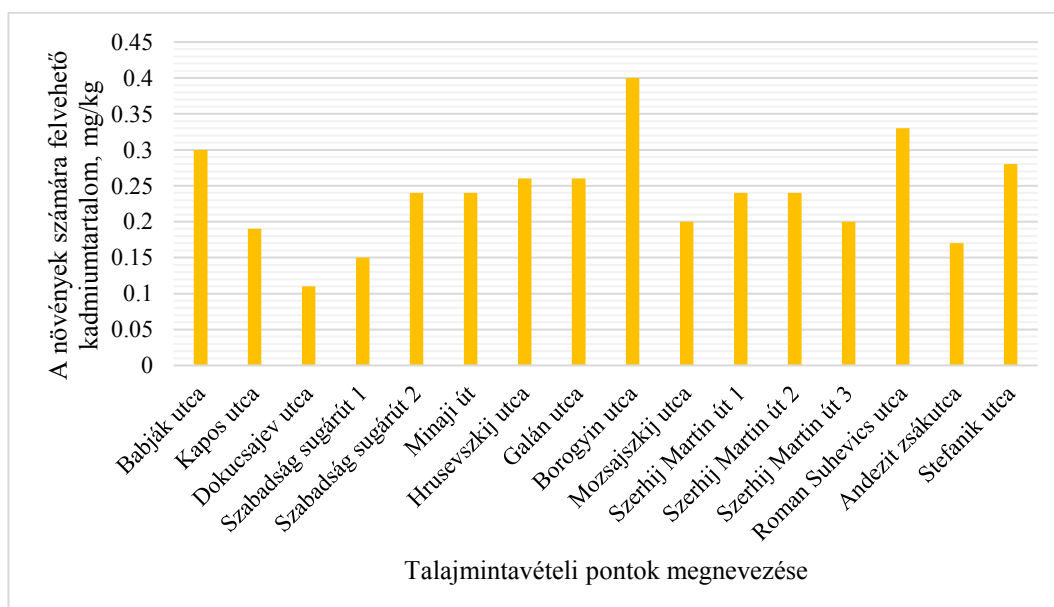
A talajmintákban található ólom mennyisége 1,45 és 4,55 mg/kg között mozog. A legnagyobb mennyiségben a Babják utca talajmintájában található ólom. Továbbá magasak még a mutatók a Szabadság sugárút, Roman Suhevics utca, Borogyin utca mintáiban. A legalacsonyabb mennyiségben a Dokucsajev út talajában található ólom.



12. ábra. A talajminták felvehető ólom ellátottsága AAP oldat használata során

3.2.1.5. A talajok felvehető kadmium koncentrációja

A talajmintákban található kadmium mennyisége 0,11 és 0,4 mg/kg között mozog. A legnagyobb mennyiségben a Borogyin út talajmintájában található kadmium. A legalacsonyabb mennyiségben a Dokucsajev út talajában található kadmium.



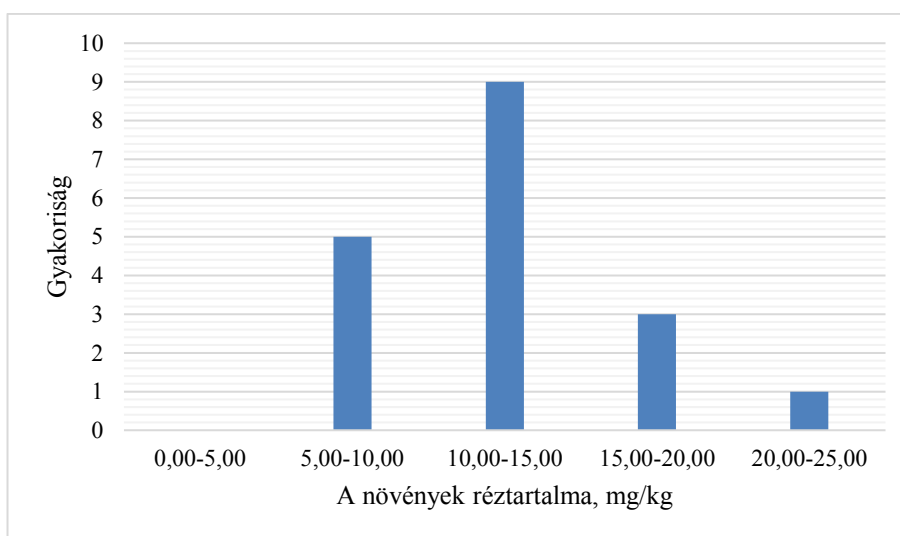
13. ábra. A talajminták felvehető kadmium ellátottsága AAP oldat használata során

3.3. A nehézfémek felhalmozódása a növényekben

3.3.1. A réz mennyisége a növényekben

A növényekben felhalmozódott rézmennyiség változó volt. Öt növény esett az 5,0 mg/kg-tól 10,0 mg/kg-ig eső kategóriába. A növények jelentős része a 10-es feletti koncentráció tartományba tartozik.

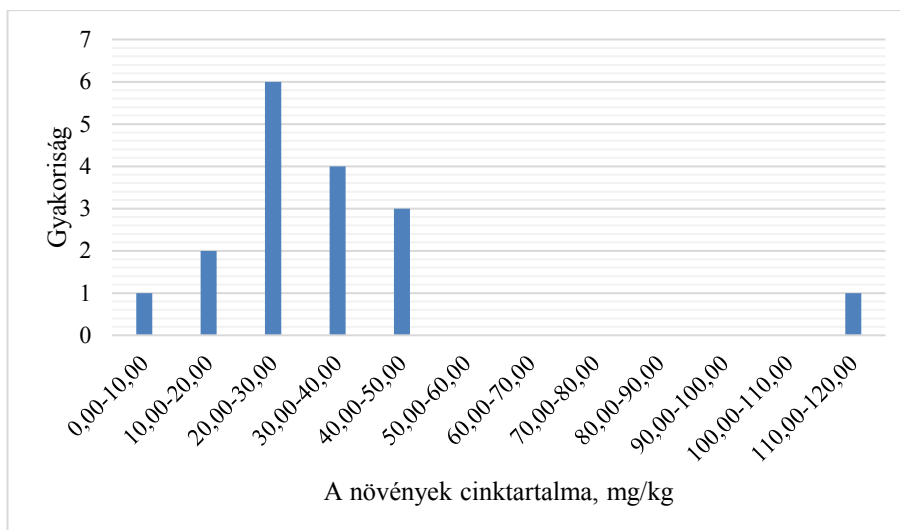
A növényekben található réz koncentrációjának medián értéke 11,3 mg/kg volt, vagyis a minták felében ettől kisebb, míg a másik felében ettől nagyobb koncentrációban mutatható ki a növényekben a réz. A maximális koncentráció 20,2 mg/kg volt, míg a minimális 7,8 mg/kg volt.



14. ábra. A növényekben található Cu koncentrációjának eloszlását ábrázoló hisztogram

3.3.2. A cink mennyisége a növényekben

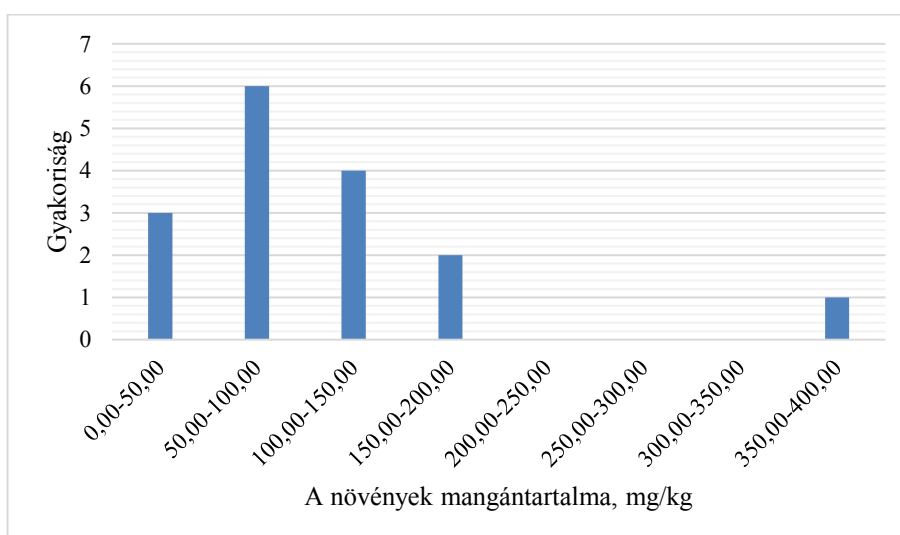
A hisztogramon jól látható, hogy a legtöbb vizsgálati növény a 20-as feletti koncentráció tartományba tartozik, ami 6 növényt jelent. Az általunk vizsgált növényekben lévő cink koncentrációjának mediánértéke 29,6-tal egyenlő, maximális érték 113,2 mg/kg, míg a minimális 9,4 mg/kg volt (11. ábra).



15. ábra. A növényekben található Zn koncentrációjának eloszlását ábrázoló hisztogram

3.3.3. A mangán mennyisége a növényekben

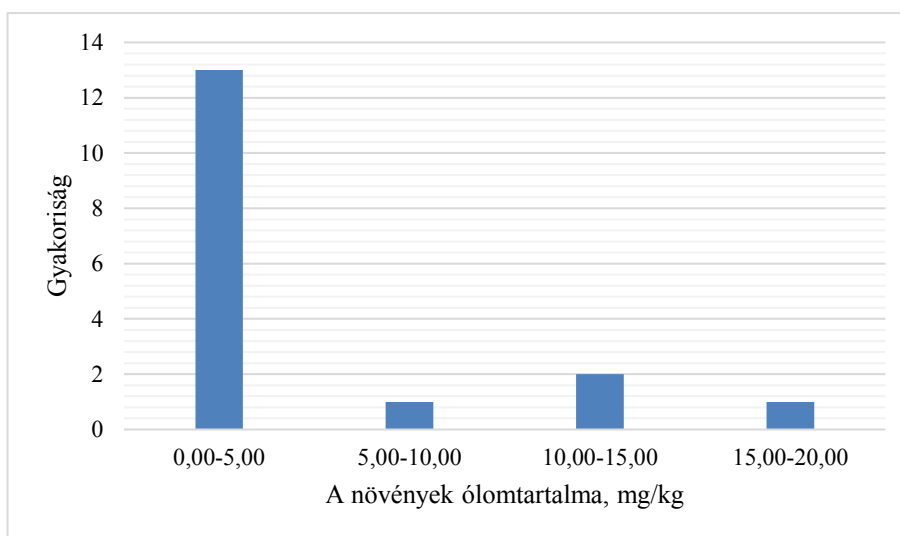
A hisztogramon jól látható, hogy a legtöbb vizsgálati növény az 50-es feletti koncentráció tartományba tartozik, ami 6 növényt jelent. Ezenkívül a 100 mg/kg feletti mangántartalom is megfigyelhető volt 4 növény esetében. Mindössze egy növényenél mértük a megengedhető 100 mg/kg-os határérték 3-szorosát, melyet a Stefanik útról gyűjtöttünk be. Az általunk vizsgált növényekben lévő mangán koncentrációjának mediánértéke 67,43, maximális érték 356,2 mg/kg, míg a minimális 37 mg/kg volt (12. ábra).



16. ábra. A növényekben található Mn koncentrációjának eloszlását ábrázoló hisztogram

3.3.4. Az ólom mennyisége a növényekben

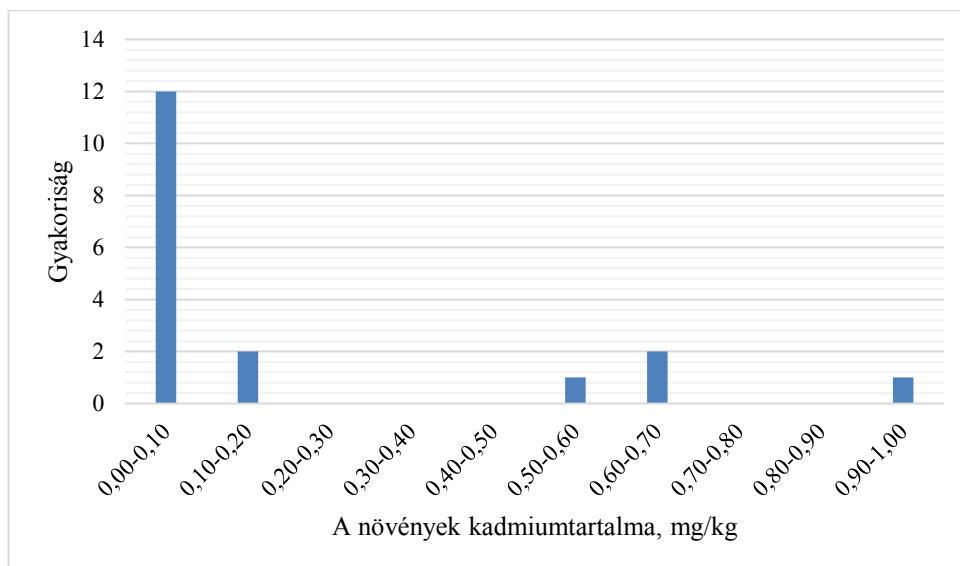
A begyűjtött növényminták java részében a kimutatási határ alatti ólomtartalmat mértünk. Négy minta esetében tapasztaltunk magas értéket, mely közel 2-szeresen meghaladta a megengedhető 6 mg/kg-os határértéket. Az eredmények alapján úgy tűnik, hogy a területhasználat típusa alapvetően meghatározza a talaj ólomtartalmának alakulását. A vizsgálati eredményekből kiderül, hogy Ungvár főútvonala mentén, a Szabadság sugárúton, a Szerhij Martin utcán, a Minaji útnál gyűjtött talajmintákban magasabb volt az Pb-tartalom. A kevésbé forgalmas mellékutcákon szedett talajmintákban meglehetősen alacsonyabb volt az ólom koncentráció.



17. ábra. A növényekben található Pb koncentrációjának eloszlását ábrázoló hisztogram

3.3.5. A kadmium mennyisége a növényekben

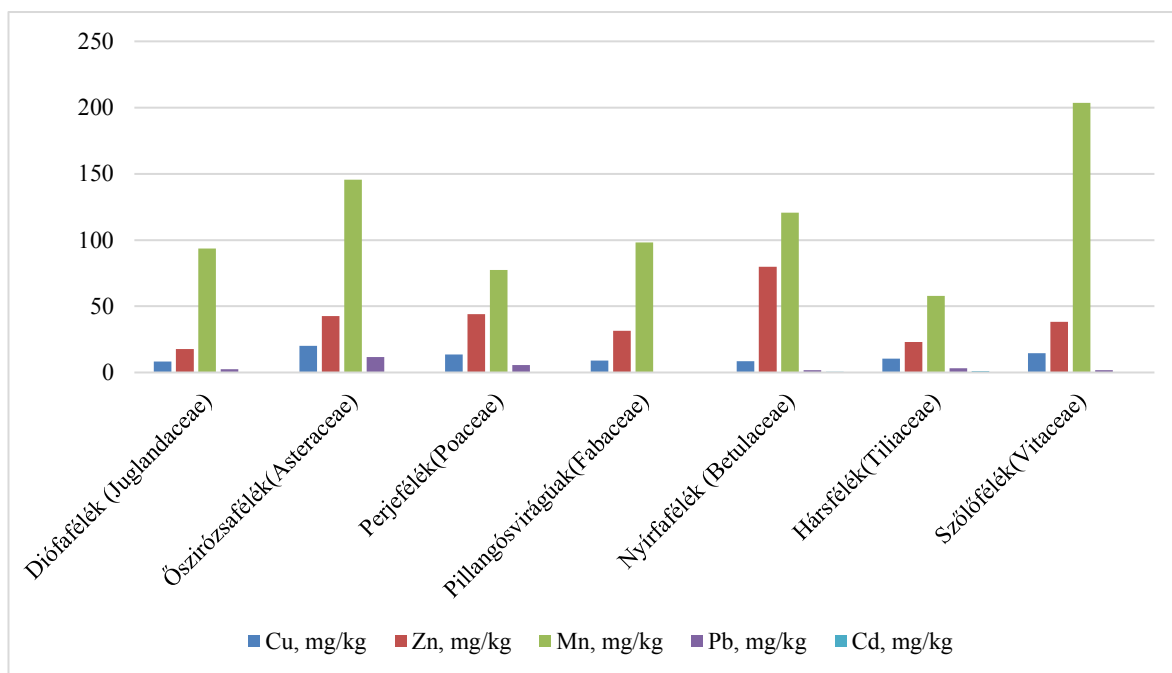
Minden begyűjtött növényben a megengedhető kadmiumtartalom alatti értéket mértük. Tizenhárom növényi mintánál a kimutatási határ alatti értéket határoztuk meg. A vizsgált növények kadmiumtartalma 1 mg/kg –ig változott.



18. ábra. A növényekben található Cd koncentrációjának eloszlását ábrázoló hisztogram

3.3.6. Az egyes növény családok nehézfém tartalma

A vizsgálatainkhoz begyűjtött növényeket családok szerint csoportosítottuk. A mért nehézfém koncentrációkat növény családok szerint is összehasonlítottuk. Hét növény családot különítettünk el. Viszonylag magas cink- és mangántartalmat mértünk majdnem mindegyik növény családnál. A Szőlőféléknél tapasztaltuk a legmagasabb mangán koncentrációt. A növény családok réz szennyezettségét elemezve elmondható, hogy a mért átlagértékek elfogadhatónak tekinthetőek.



19. ábra. A növény családok nehézfém tartalma

3.4. Korrelációs analízis a talajminták nehézfém tartalma és a növények nehézfém tartalma között

A talajokban felhalmozódott nehézfém mennyiségeket, valamint a növények nehézfém tartalmát összevetettük egymással. Korrelációanalízis segítségével megvizsgáltuk a közöttük lévő összefüggéseket. Eredményül azt kaptuk, hogy az általunk vizsgált öt nehézfém, Cu, Zn, Mn, Pb és Cd talajban felhalmozódott mennyisége és a növényekben található nehézfém mennyiség között elenyésző az összefüggés, mondhatni nincs összefüggés a két érték között. A vizsgálat során kapott eredményeket táblázatban tüntettük fel (12. táblázat).

12. táblázat.

Korrelációs mátrix

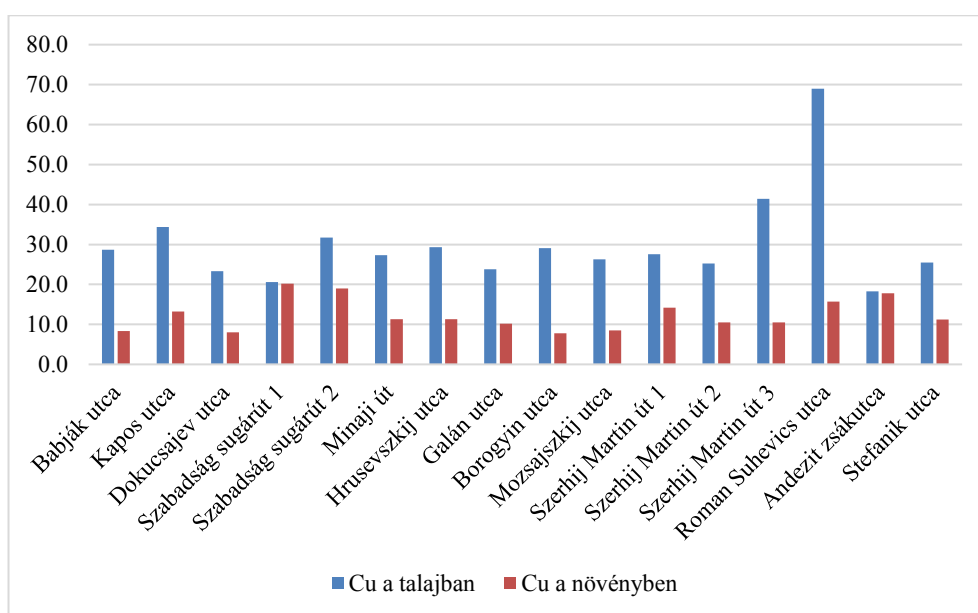
					Az "összes" fémtartalom, mg/kg					A felvehető fémtartalom, mg/kg					A növények fémtartalma, mg/kg				
					pH H ₂ O	pH KCl	szerves szén, %	Cu	Zn	Mn	Pb	Cd	Cu	Zn	Mn	Pb	Cd	Cu	Zn
	pH H ₂ O	1,00																	
	pH KCl	0,88	1,00																
	szerves szén, %	-0,70	-0,66	1,00															
Az "összes" fémtartalom, mg/kg	Cu	-0,11	-0,17	0,30	1,00														
	Zn	-0,10	-0,19	0,15	0,96	1,00													
	Mn	-0,15	-0,21	0,08	0,12	0,12	1,00												
	Pb	-0,11	-0,17	0,10	0,93	0,98	0,09	1,00											
	Cd	-0,26	-0,27	0,25	0,75	0,82	0,47	0,79	1,00										
A felvehető fémtartalom, mg/kg	Cu	0,03	-0,08	-0,21	0,40	0,44	0,02	0,46	0,28	1,00									
	Zn	-0,38	-0,27	0,78	0,46	0,29	-0,10	0,23	0,32	-0,17	1,00								
	Mn	-0,01	-0,01	0,05	0,34	0,31	-0,21	0,28	0,21	0,78	0,17	1,00							
	Pb	0,01	-0,19	-0,05	0,39	0,52	0,07	0,51	0,52	0,61	-0,08	0,55	1,00						
	Cd	-0,39	-0,49	0,20	0,40	0,53	0,26	0,51	0,68	0,42	0,01	0,39	0,71	1,00					
A növények fémtartalma, mg/kg	Cu	0,23	0,24	-0,11	0,10	0,08	-0,43	0,21	-0,17	-0,07	0,16	-0,12	-0,06	-0,26	1,00				
	Zn	0,32	0,19	-0,19	-0,01	0,06	-0,27	0,12	0,03	-0,17	0,00	-0,23	0,31	-0,15	0,48	1,00			
	Mn	-0,11	-0,22	-0,05	-0,20	-0,19	0,24	-0,17	-0,09	0,02	-0,16	-0,21	0,16	0,22	0,00	0,16	1,00		
	Pb	-0,02	0,24	0,02	-0,21	-0,23	-0,21	-0,12	-0,16	-0,08	-0,03	-0,12	-0,13	-0,17	0,26	0,20	0,10	1,00	
	Cd	0,03	-0,10	0,47	0,13	0,01	-0,18	-0,04	-0,04	-0,18	0,35	-0,06	0,05	-0,16	-0,06	0,40	-	0,13	0,16

3.5. A talaj- és a növények nehézfém-tartalma közötti összefüggések

3.5.1. A növények és talajok réz ellátottsága

A bevizsgált növények réztartalma az 7,8 – 20,2-os mg/kg értékek között mozog. A Füleky-féle táblázat (FÜLEKY, GY. (1999) alapján megállapítható, hogy egyetlen növénytípusnál sem volt alacsony a növény réz tartalma. Tizenöt db növénytípus a közepes Cu ellátottsággal rendelkező növényekhez sorolandó. Egyedül a Szabadság sugárút végén található mintavételi ponton begyűjtött közönséges cickafarkban volt 20 mg/kg-nál magasabb ez az érték, itt már toxikus mennyiségben található meg a réz (15. ábra).

A növénytípusokban sokkal alacsonyabb rézmennyiséget mértünk, mint az ugyanoda kijelölt talajmintavételi pontokban.

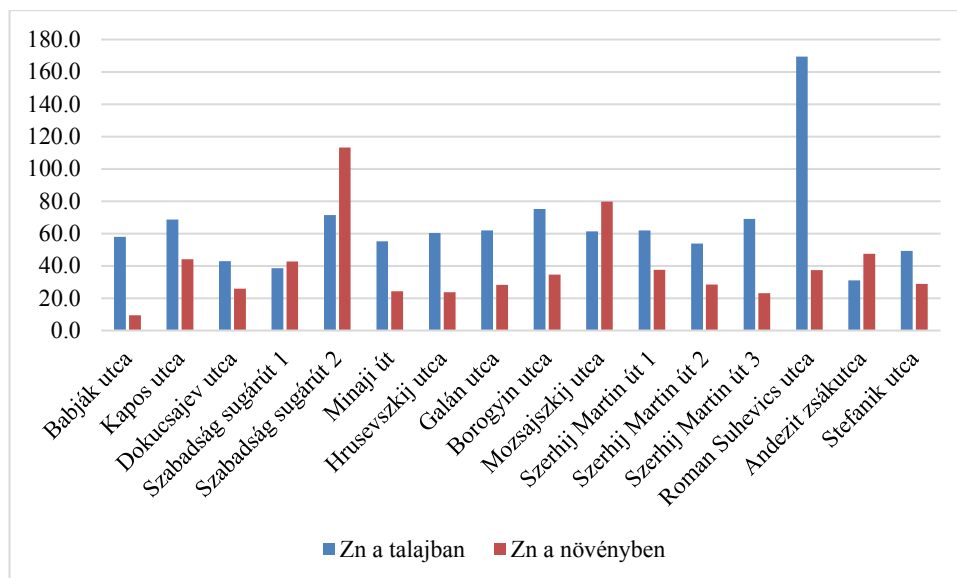


20. ábra. A növények és talajok Cu tartalma

3.5.2. A növények és talajok cink ellátottsága

A cink számos fehérjének alkotórésze, szabályozza a növényi enzimreakciókat. A megtermékenyülésben közel hasonlóan fontos szerepe van, mint a bórnak azáltal, hogy a pollenek életképességét meghatározza, fokozza. A vizsgált növények cink tartalma 9,4 és 113,2 mg/kg között mozog. A 16. ábra alapján elmondhatjuk, hogy a növényekben található cink, szinte majdnem mindegyik mintavételi ponton lépte túl a Fatejev (ΦΑΤΕΉΒ, A. I. – ΠΑΙΨΕΗΚΟ, Я.В.,2003) által publikált 23 mg/kg transzmissziós értéket.

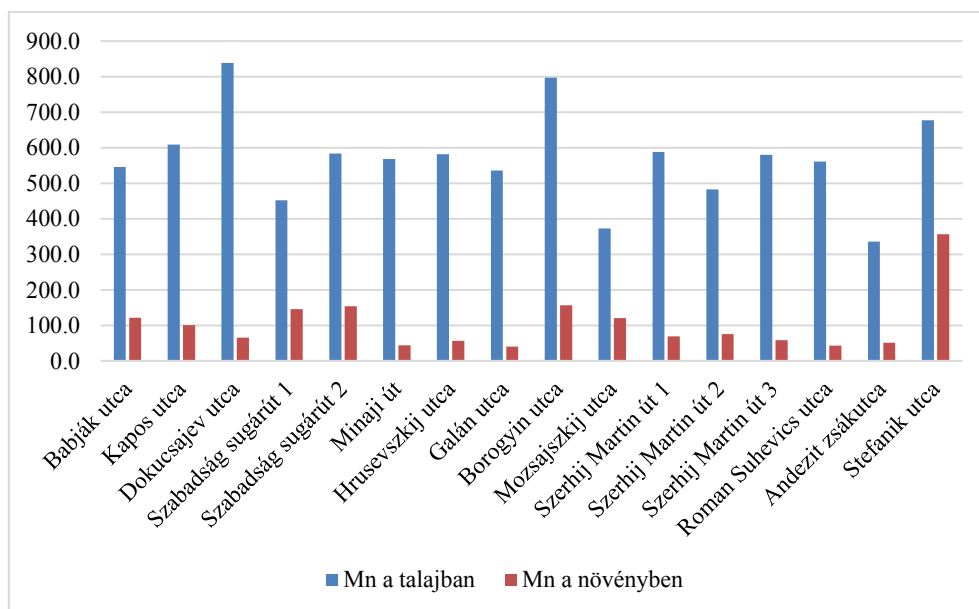
A növénytípusokban szintén jelentős kiugrás látható az egyes növényekben és talajokban mért cinkmennyiséget összevetve. Okozója valószínűleg a légköri ülepedésből származó szennyeződések és felelőtlen növényvédő vagy gyomirtó szerek használata.



21. ábra. A növények és talajok Zn tartalma

3.5.3. A növények és talajok mangán ellátottsága

Az alábbi ábrán közepes mangántartalommal rendelkeznek a növények. A Fatejev-féle besorolás szerint a talajmintákban mért mangántartalom többszörösen is meghaladta a megengedhető 100 mg/kg-os határértéket. A Füleky-féle táblázat alapján ellenben a növények jelentős hányada a közepes kategóriába esik.

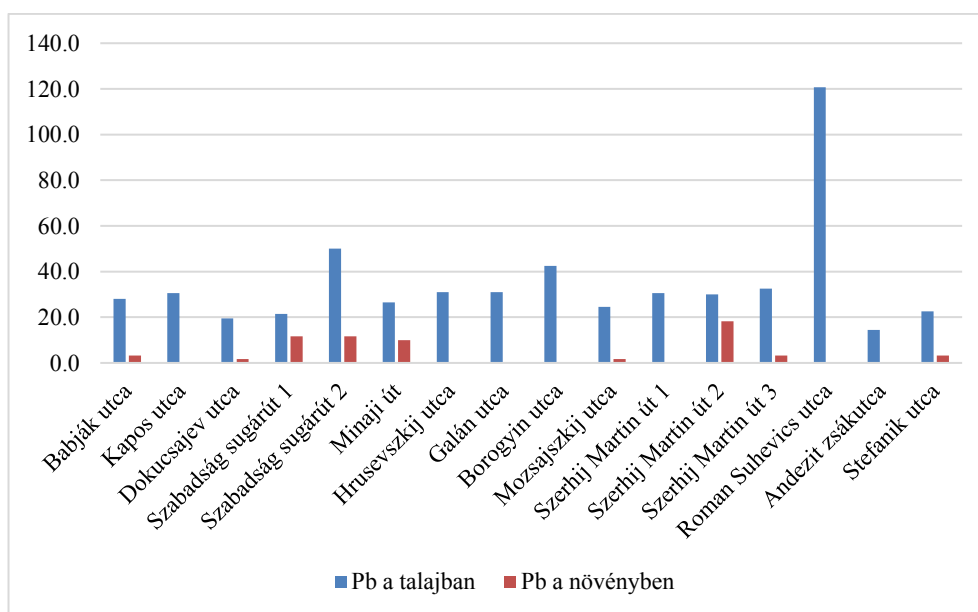


22. ábra. A növények és talajok Mn tartalma

3.5.4. A növények és a talajok ólom ellátottsága

Az alábbi ábrán nagyon alacsony ólomtartalommal rendelkeznek a növények, csupán 4 mintavételi pontból szedett növénynél tapasztaltunk kimagasló értéket. A többi mintavételi pont esetén 0 mg/kg ólomtartalmat kaptunk.

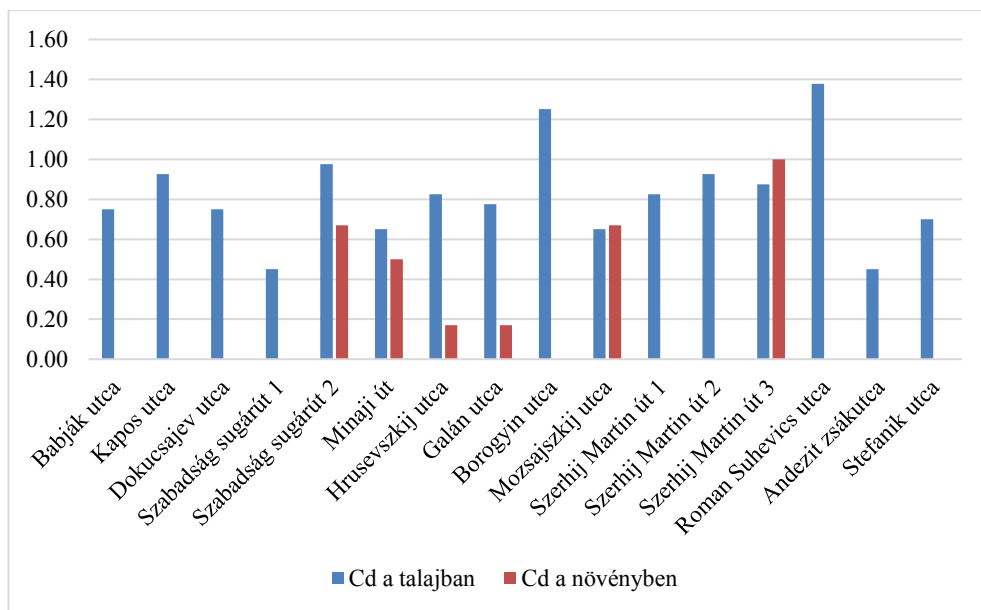
A növényekben mért értékek természetesen jóval kisebbek, mint a talajban mért elemtartalmak. A növénymintákban mért ólomtartalom 0 és 18,3 mg/kg között változott. A növényekben megengedhető ólom mennyiség, ami 10 mg/kg-ot jelent csupán 4 növényben haladta meg ezt a megengedhető határértéket.



23. ábra. A növények és talajok Pb tartalma

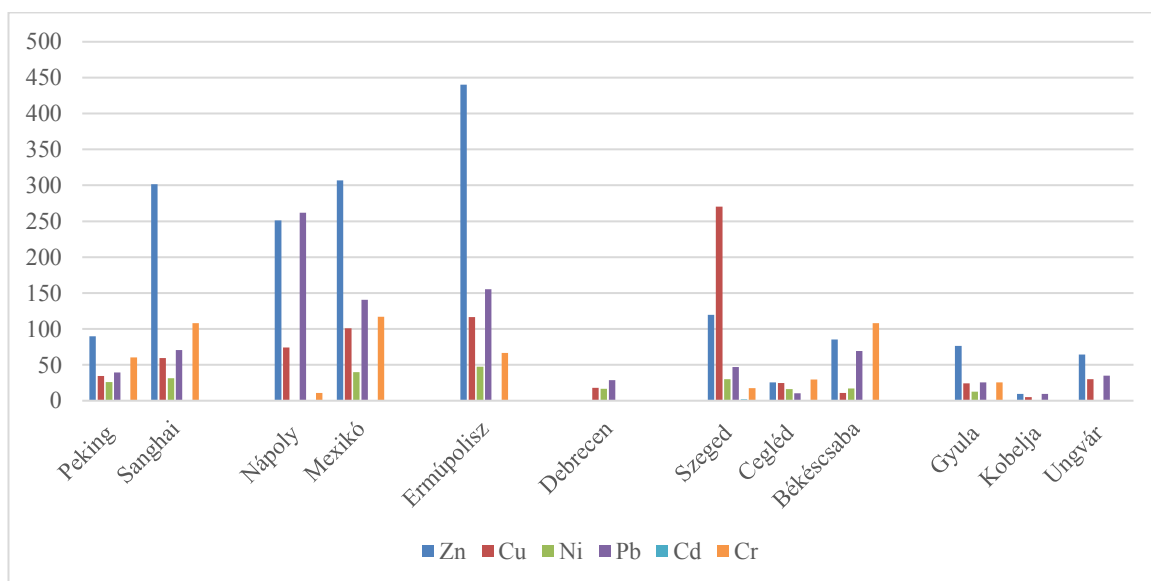
3.5.5. A növények és a talajok kadmium ellátottsága

A növényekben mért értékek természetesen jóval kisebbek, mint a talajban mért elemtartalmak. A növénymintákban mért kadmiumtartalom 0 és 1 mg/kg között változott. A növényekben megengedhető kadmiummennyiség, ami 5 mg/kg-ot jelent egyetlen növényben sem haladta meg ezt a megengedhető határértéket.



24. ábra. A növények és talajok Cd tartalma

3.6. A talajok nehézfém tartalmának összehasonlító jellemzése Ungvár és több, különböző népességszámú városra vonatkozóan



25. ábra. Különböző népességszámú városi talajok nehézfém-szennyezettsége

Ungvár 16 pontján gyűjtött talajmintából 64,21 mg/kg Zn-t határoztunk meg. Ami közel hétszer több a Kobeljában mért cinkmennyiségnél. Gyulán, Békéscsabán hasonló a mért cinkmennyiség, mint Ungváron. Ellenben Ermúpoliszban, Sanghaiban, Mexikóban közel hatszorosa a talajban mért cinkfelhalmozódás. Valószínűleg azért, mert ezekben a nagyvárosokban több a szennyező forrás: fokozott közlekedés, magasabb a lakosság száma. Elemezve a minimum és maximum

értékeket észrevesszük, hogy Békéscsabán, Gyulán mért értékek szintén hasonlóak az Ungváron mért értékekkel. Ezzel szemben, a nagyvárosokban, olyan, mint Sanghai, Peking, Nápoly jelentősen magasabb a cinkfelhalmozódási érték.

Ugyanezt figyelhetjük meg a réz, ólom és kadmium koncentráció értékek összehasonlítását követően.

ÖSSZEFOGLALÁS

Munkánk célja Ungvár város különböző pontjairól gyűjtött növény- és talajminták nehézfém szennyezettségének a vizsgálata volt. Összesen tizenhat mintavételi pontot jelöltünk ki úgy, hogy a minták eltérő területhasználati kategóriákból (kiskert, játszótér, útmente) kerüljenek begyűjtésre. Megmértük a talajok pH értékét vizes és kálium-kloridos kivonatban, meghatároztuk a humusztartalmat, vizsgáltuk a növények által felvehető réz-, cink-, mangán-, kadmium- és ólom koncentrációt. A begyűjtött növény mintákban szintén meghatároztuk a réz, cink, mangán, kadmium és ólom tartalmat. Ezenkívül a talajmintákban meghatároztuk az összes fémtartalmat is.

A vizsgált talajok túlnyomó többsége a vizes kivonatban mért pH értékük alapján gyengén lúgos kémhatásúak. A mért pH értékek 6,4 és 7,8 között voltak, az átlagos érték 7,2. A talajok káliumkloridos kivonatban mért pH értéke 6,0 és 7,5 között változott, átlagosan 6,8 volt. A vizes és a káliumkloridos pH értékek közötti átlagos különbség 0,3, ami azt mutatja, hogy a vizsgált talajok döntő többsége savanyodásra nem hajlamos. Az enyhén lúgos kémhatást a beépített területek talajaiban feltehetően az építési anyagok és törmelékek visszamaradása okozta.

Minden talajmintát magas humusztartalom jellemezte. Ennek lehetséges oka, hogy a talaj szervesanyag-tartalmát antropogén eredetű, magas széntartalmú vegyületek (korom, olaj) megnövelték.

A talajokban található felvehető réz mennyisége nagyon eltérő volt, 0,29 és 1,67 mg/kg értékek között mozgott. A talajok felvehető réz tartalma, bár magasabb, mint a szántóföldekben, de a megengedett egészségügyi határértéken (3 mg/kg) belül volt. A talajokban minimálisan 0,8 maximálisan 14,42 mg/kg cinktartalom volt felhalmozódva, az átlagérték 4,85 mg/kg-ot tett ki. A felvehető cinktartalom egyik mintában sem haladta meg a megengedett 23 mg/kg értéket. A területhasználat alapvetően meghatározta a talajok felvehető ólom- és mangántartalmának alakulását. Ungvár forgalmasabb útjairól (Szabadság sugárút, Babják út, Roman Suhevics út) gyűjtött talajmintákban magasabb volt az ólom és a mangán tartalom. A kevésbé forgalmas mellékutcákon szedett talajmintákban a mangán- és ólom koncentráció meglehetősen alacsonyabb volt. A minták mangántartalma 14,26 és 99,82 mg/kg között mozgott, átlagértéke 38,35 mg/kg volt, valamint a minták ólomtartalma 1,45 és 4,55 mg/kg között változott, átlagértéke 2,82 mg/kg volt. A talajok felvehető kadmiumtartalma a megengedett kadmiumtartalmat mutatta.

A vizsgált talajokról begyűjtött növénymintákban is megmértük a réz, cink, mangán, ólom és kadmium mennyiségét. A réz maximális koncentrációja 20,2 mg/kg volt, míg a minimális 7,8 mg/kg volt. A növényekben található réz koncentrációjának medián értéke 11,2 mg/kg volt, vagyis a minták felében ettől kisebb, míg a másik felében ettől nagyobb koncentrációban mutatható ki a fém. Az általunk vizsgált növényekben lévő cink koncentrációjának mediánja 31,7 mg/kg, a

maximális érték 113,2 mg/kg, míg a minimális 9,4 mg/kg volt. A vizsgált növények túlnyomó többségében nem mutattunk ki ólmot sem kadmiumot, csupán egy forgalmas útszakasz (Szabadság sugárút) származó mintából mértünk kimagasló értéket. A korrelációs vizsgálat azt mutatta, hogy nincs szignifikáns összefüggés a talajok és növények réz-, cink-, mangán-, ólom- és kadmiumtartalma között. Feltételezésünk szerint ennek egyik lehetséges oka, hogy a növények városi környezetben nemcsak a talajból veszik fel a nehézfémeket, hanem a levegőből kiülepedő porból is.

Összességében elmondható, hogy Ungvár város vizsgált területének talajait és növényeit magas réz, illetve cink és mangán koncentráció jellemzi. Az ólom és a kadmium mennyisége pedig sem a talajokban, sem a növényekben nem számottevő.

РЕЗЮМЕ

Метою нашої роботи було вивчення забруднення важкими металами рослин і ґрунтів, відібраних на території міста Ужгород. Для відбору зразків нами були визначені всього шістнадцять точок по різних категоріям землекористування (город, дитячий майданчик, узбіччя).

В ґрунтах визначали рН водне та сольове, вміст гумусу, досліджували стан доступних для рослин форм міді, цинку, мангану, свинцю та кадмію. В рослинних зразках також визначали вміст міді, цинку, мангану, свинцю і кадмію. Крім того, в ґрунтах визначили і загальний вміст важких металів.

Реакція переважної більшості досліджуваних ґрунтів була лужною. Значення рН водне коливалося від 6,4 до 7,8, з середнім значенням 7,2. Середній рН сольове становив 6,8, мінімальне значення було 6,0, максимальне 7,5. Середня різниця між значеннями рН водне та сольове становила 0,3, що свідчить про те, що переважна більшість досліджених ґрунтів не схильні до підкислення. Слабо лужна реакція ґрунтів забудованих територій, ймовірно, зумовлена наявністю залишків будівельних матеріалів та сміттям.

Всі зразки ґрунту характеризувалися високим вмістом гумусу. Причина цього полягає в тому, що вміст органічної речовини в ґрунті збільшено за рахунок сполук з високим вмістом вуглецю антропогенного походження (сажі, нафти).

Кількість рухомих форм міді в ґрунтах коливалась в широких межах, від 0,29 до 1,67 мг/кг. У ґрунтових зразках концентрації доступних форм міді, хоч і вищі, ніж у ріллі, але були в межах гранично допустимих концентрацій (3 мг/кг). Мінімальне значення рухомої форми цинку у ґрунті було 0,8, максимальне 14,42 мг/кг, а середнє значення становило 4,85 мг/кг. Рухомі форми цинку в жодному з зразків не перевищували допустимого значення 23 мг/кг. Землекористування кардинально вплинуло на вміст свинцю та вміст мангану в ґрунтах. Вміст свинцю та мангану був вищим у зразках ґрунту, відібраних з більш жвавих вулиць Ужгорода (проспект Свободи, вулиця Баб'яка, вулиця Романа Шухевича). У зразках ґрунту, взятих на побічних дорогах, концентрація свинцю та мангану була досить низькою. Вміст мангану у зразках становив від 14,26 до 99,82 мг/кг, середнє значення – 38,35 мг/кг, та вміст свинцю у зразках становив від 1,45 до 4,55 мг/кг, при середньому значенні 2,82 мг/кг. Рухомі форми кадмію в ґрунтах були в межах допустимих значень.

Також визначили кількість міді, цинку, мангану, свинцю у зразках рослин, відібраних на досліджених ґрунтах. Максимальна концентрація міді становила 20,2 мг/кг, тоді як мінімальна була 7,8 мг/кг. Медіана концентрації міді в рослинах становила 11,2 мг/кг, тобто одна половина зразків містить мідь у меншій кількості, а друга у більшій кількості ніж

зазначена величина. Медіана концентрації цинку у досліджуваних рослинах становила 31,7 мг/кг, максимальне значення 113,2 мг/кг, а мінімальне 9,4 мг/кг. У переважній більшості досліджених рослин не виявлено свинцю, кадмію, лише в зразках взятих із жвавої ділянки проспекту Свободи визначили збільшену концентрацію. Статистичні дослідження показали, що між вмістом міді, цинку, свинцю і мангану в ґрунтах і рослинах не спостерігається однозначного зв'язку. Припускаємо, що однією з можливих причин цього є те, що рослини в міських умовах поглинають важкі метали не тільки з ґрунту, а й пилу з повітря.

В загальному можна відмити, що ґрунти та рослини дослідженого району міста Ужгорода характеризуються високими концентраціями міді та цинку та мангану. В той же час вміст свинцю і кадмію і в ґрунтах, і в рослинах є незначним,

IRODALOMJEGYZÉK

1. ADRIANO, D.C. , (1986a). Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag. New York.
2. ALLOWAY, B. (1995): Heavy metals in soils - Blackie Academic and Professional, London, p. 368
3. ALLOWAY, B. J. (ED.) (1990): Heavy Metals in Soils. Glasgow-London: Blackie & Son Ltd. p. 339
4. ANDERSSON, A. (1977): The distribution of heavy metals in soils and soil materials as influenced by the ionic radius - Swed. J. Agric. Res. 7. pp. 79-83. in: Csathó P.: Nehézfém- és egyéb toxikus elem-forgalom a talaj - növény rendszerben - Agrokémia és Talajtan, Tom. 43. (1994/b) No. 3-4. pp. 371-398.
5. BACHE, B.W. (1979): The enciklopedia of Soil Science, eds. Fairbridge, R. W. and Finkl, C.W. Dowden, Hutchinson and Ross, Stroudsburg, Pa, pp. 478-492.
6. BARNA SZ. (2008): Növényekre adaptálható gyors bioteszt kidolgozása talajok nehézfém tartalmának jellemzésére, Doktori (PhD) értekezés, Szent István Egyetem, Gödöllő.
7. BUZÁSNÉ ET AL., 1995. Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer. Módszertan. Földművelésügyi Minisztérium Növényvédelmi és Agrárkörnyezetgazdálkodási Főosztály.
8. CROWDER, A. (1991): Acidification, Metals and Macrophytes - Environmental Pollution, Elsevier Science Publishers Ltd, England, pp. 171-203
9. CSATHÓ P. (1994): Nehézfém- és egyéb toxikus elem-forgalom a talaj-növény rendszerben, Agrokémia és Talajtan. Mezőgazda kiadó, Budapest
10. CSATHÓ P. (1994/B): Nehézfém- és egyéb toxikus elem-forgalom a talaj- növény rendszerben. Agrokémia és Talajtan, Tom. 43.No.3-4. pp.371-398.
11. CSILLAG J., LUKÁCS A., MOLNÁR E., BUJTÁS K., RAJKAI K. (1994): Study of Heavy Metal Overloading of Soils in a Model Experiment - Agrokémia és talajtan, Tom. 43. No. 1-2. pp. 196-210.
12. DAVIES, B. (1980): Applied Soil Trace Elements - John Wiley and Sons, Chichester, p. 482
13. DEBRECZENI B., CZECH R. (1991): A mérgezés hatása a talajok könnyen oldható mikroelem tartalmára - Agrokémia és Talajtan, Tom. 40. No. 1-2. pp. 140-152.
14. EL BASSAM (1983): Kontamination von Pflanzen, Böden und Grundwasser durch Schwermetalle aus Industrie- und Siedlungsabfällen. - GWF Wasser/Abwasser. 11. sz. 1982. pp. 539-549. in: Műszaki Inf. Környezetvédelem, 3. sz. pp. 53-61.
15. FARSANG A. (1996): Talaj nehézfém tartalmának térbeli eloszlása mátrai mintaterületen, különös tekintettel az antropogén terhelésre - PhD értekezés, JATE, Szeged, p. 131.

16. FARSANG A., PUSKÁS I., 2007/B. Szeged talajainak szennyezettsége. In: Mezősi Gábor (szerk.). Városökológia. Szeged.
17. FEJES I. (2014): A talaj-és talajvízrendszer komplex környezeti szempontú értékelése városi területen, Szeged példáján, Doktori (PhD) értekezés, Szegedi tudományegyetem, Szeged.
18. FILEP, GY., FÜLEKY, GY. (1999): A talaj kémiai tulajdonságai. In: Stefanovits, P. (Szerk.) Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp.86–130.
19. FISCHER, W. (1987): Das Verhalten von Spurenelementen im Boden. - Naturwissenschaften, 74. k. 2. sz. pp. 63-70. in: Mszaki Inf. Környezetvédelem, 1988. 4. sz. pp. 50-54.
20. FÜLEKY, GY. (1999): Tápanyag-gazdálkodás. Mezőgazda Kiadó. Budapest, 714pp.
21. GAILEY, F. A., LLOYD, O.L. (1985): Grass and surface soils as monitors of atmospheric metal pollution in Central Scotland. Water, Air and Soil Pollution, 24 (1), 1-18. p.
22. HAMPEL, C. HAWLEY, G. (1982): Glossary of chemical terms 2ad ed., Van Nostrand Reinhold Company, New York, p. 141
23. HARGITAI L. (1994): The Role of Hydrophility and Organophility in the Movement of Toxic Elements in Soils - Agrokémia és talajtan Tom. 43. No. 1-2. pp. 67-80.
24. IMPERATO, M., ADAMO, P., NAIMO, D., ARIENZO, M., STANZIONE, D., VIOLANTE, P. (2003): Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). Environmental Pollution 124,247-256.
25. JONES, E. J. & LEYVAL, C. (1997): Plant uptake of Cd through arbuscular-mycorrhiza, an important group of symbiotic fungi. In: Proc. 3rd Intern. Conf. on the Biogeochemistry of Trace Elements, 15-20 May 1995, Paris
26. JUSTE, C., GOMEZ, A., DESENFANTS, C. (1989): Nutrient solution temperature effect on uptake of cadmium and nickel by maize (*Zea mays* L.) seedlings. In: Vernet, J.P. (Ed.): Heavy metals in the environment. Int. Conf., Geneva, Italy, Vol. 2., 201-205. p.
27. KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. (1992): Trace Elements in Soils and Plants. 2nd ed., Florida USA: Boca Raton, CRC Press. 315 p.
28. KÁDÁR I. ÉS NÉMETH T. (1998a): A talaj védelmének fontossága. In: Agrártermelés Környezetvédelem-Népegészségügy (Szerk.: Kovács F.). Budapest: MTA Agrártudományok Osztálya, 20-27.
30. KÁDÁR I. (1991): A talajok és a növények nehézfém tartalmának vizsgálata - MTA TAKI, Budapest, p. 104.
31. KÁDÁR I. (2004): Tápanyagellátás hatása a sárgarépára karbonátos csernozjom talajon. Agrokémia és Talajtan 53/1-2. 93-110.

32. KOVÁCS H. (2013): Nehézfémekkel szennyezett bányaterületről származó fás szárú biomassza égetéssel történő ártalmatlanítási feltételeinek vizsgálata. Egyetemi doktori (PhD) értekezés, Miskolc.
33. LÁNG I. (2002): Környezet és természetvédelmi lexikon I-II. Akadémia kiadó, Budapest, pp. 1256.
34. LISK, D.J. (1972): Trace metals in soils, plants and animals. *Adv. Agron.*, 24, 267-325. p.
35. MORTON-BERMEA, O., HERNÁNDEZ-ÁLVAREZ, E., GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, G., ROMERO F. (2009): Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. *Journal of Geochemical Exploration* 101, 218-224.
36. NAGY I. (2008): Városökológia (A humánökológia elemeivel). Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs, 336 p.
37. NASZRADI T. (2007): A közúti járműforgalom nehézfém-szennyező hatása az utak melletti talajra és növényzetre, Egyetemi doktori (PhD) értekezés, Gödöllő
38. NELSON, W. CAMPBELL, P.G. (1991): The effects of acidification on the geochemistry of Al, Cd, Pb, and Hg in freshwater environments: a literature review. - *Environmental Pollution*, 71. k. 2-4.sz. pp. 91-130
39. NYILASI J. (1980): Általános kémia, Gondolat kiadó, Budapest, p.316
40. PAIS I. (1997): Nem létfontosságú és létfontosságú nyomelemek. Budapest: Béres Rt. kiadványa
41. QIAN, J., WANG Z., SHAN, X., TU, Q., WEN, B., CHEN, B. (1996): Evaluation of Plant Availability of Soil Trace Metals by Chemical Fractionation and Multiple Regression Analysis - *Env. Pollution*, Vol. 91, No3. pp. 309-315.
42. SCHEUHAMMER, A. (1991): Acidification-Related Changes in the Biogeochemistry and Ecotoxicology of Mercury, Cadmium, Lead and Aluminium: Overview - *Environmental Pollution*, Elsevier Science Publishers Ltd, England, pp. 87- 90.
43. SHI, G.T., CHEN, Z.L., XU, S.Y., ZHANG, J., WANG, L., BI, C.J., TENG, J.Y., 2008. Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China. *Environmental Pollution* 156, 251-260.
44. SIMON E. (2010): Környezeti terhelés vizsgálata egyedi elemtartalom alapján. Egyetemi doktori (PhD) értekezés, Debreceni Egyetem
45. SIMON L. (1998): Talajszennyeződés, talajtisztítás. Nyíregyháza: GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kara, 185 p
46. SZABÓ S. A.-RÉGIUSNÉ M. Á.-GYŐRI D.-SZENTMIHÁLYI S. (1987): Mikroelemek a mezőgazdaságban. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó 110-132. p.

47. SZEGEDI L. (2011): Toxikus nehézfém-szenyezés utóhatásának vizsgálata barna erdőtalajon. Doktori (PhD) értekezés, Szent István Egyetem, Gödöllő
48. SZEGEDI S., 1999. Közlekedési eredetű nehézfémek Debrecen talajaiban és növényzetében, ennek talajtani összefüggései és városökológiai hatásai. Doktori értekezés. Kossuth Lajos Tudományegyetem Alkalmazott Tájföldrajzi Tanszék, Debrecen. 138 p.
49. VINCZE T. (2014): Környezetföldrajzi vizsgálatok Beregszászban. Egyetemi doktori (PhD) értekezés. Debrecen. p.10-14.
50. VERMES L. (2007): A földhasználat, a talajminőség és a talajszennyezés néhány összefüggése a környezetvédelmi szabályozás szemszögéből, Kézirat, Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék, Budapest
51. XIA, X., CHEN, X., LIU, R., LIU, H., 2011. Heavy metals in urban soils with various types of land use in Beijing, China. Journal of Hazardous Material 186, 2043-2050.
52. БОЙКО Н.-БАЛАЖИ Ш.-Ю.Л.-ГОЛАС- КОВАЛЬ Г.-КОВАЛЬЧУК Н.-КОЗЛОВСЬКИЙ В.-
ВОЛОЩИНСЬКА С. С. 2012. Важкі метали в ґрунтах урбоєкосистеми м. Ковеля. Біологічні системи. Т. 4. Вип. 2.
53. КОЛЕСНИК О.-ЛЕГАНЬ О.-РОМАНИУК Н.-СУХАРЄВ С.-ТОТ М. Д.-ЧОНКА І.-ЧУНДАК С. ШИМОН Л. (2008): Забруднювачі та їх впливи на екологічно вразливі екосистеми верхнього Потисся. Ужгород-Ніредьгаза pp. 77-82
54. ФАТЕЕВ, А. І. – ЗАХАРОВА, М.А. (2005): Основы применения микроудобрений. Харьков, Изд. КП Типография № 13.
55. ФАТЄЄВА, А. І. – ПАЩЕНКО, Я.В. (2003): Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України. Харків.

ÁBRÁK JEGYZÉKE

1. ábra. A mintavételi pontok	27
2. ábra. Növényminta begyűjtése	29
3. ábra. Növényminták előkészítésének folyamata	33
4. ábra. A talajok réztartalma	37
5. ábra. A talajok cinktartalma	38
6. ábra. A talajok mangántartalma.....	38
7. ábra. A talajok ólomtartalma	39
8. ábra. A talajok kadmiumtartalma	40
9. ábra. A talajminták felvehető réz ellátottsága AAP oldat használata során.....	41
10. ábra. A talajminták felvehető cink ellátottsága AAP oldat használata során	42
11. ábra. A talajminták felvehető mangán ellátottsága AAP oldat használata során	42
12. ábra. A talajminták felvehető mangán ellátottsága AAP oldat használata során	43
13. ábra. A talajminták felvehető kadmium ellátottsága AAP oldat használata során.....	43
14. ábra. A növényekben található Cu koncentrációjának eloszlását ábrázoló hisztogram	44
15. ábra. A növényekben található Zn koncentrációjának eloszlását ábrázoló hisztogram	45
16. ábra. A növényekben található Mn koncentrációjának eloszlását ábrázoló hisztogram	45
17. ábra. A növényekben található Pb koncentrációjának eloszlását ábrázoló hisztogram	46
18. ábra. A növényekben található Cd koncentrációjának eloszlását ábrázoló hisztogram	47
19. ábra. A növény családok nehézfém tartalma	47
20. ábra. A növények és talajok Cu tartalma.....	50
21. ábra. A növények és talajok Zn tartalma	51
22. ábra. A növények és talajok Mn tartalma	51
23. ábra. A növények és talajok Pb tartalma	52
24. ábra. A növények és talajok Cd tartalma.....	53
25. ábra. Különböző népességszámú városi talajok nehézfém szennyezettsége.....	53

TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE

1. táblázat. Egyes nehézfémek jellemzői a talaj-növény rendszerben (KOVÁCS,2013).....	19
2. táblázat. A növények levelében előforduló nehézfémtartalmak (KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 1992)	21
3. táblázat. Néhány város taljai nehézfémtartalmának összehasonlítása (mg/kg).....	24
4. táblázat. A mintavételi pontok jellemzői	28
5. táblázat. A begyűjtött növények.....	29
6. táblázat. A talajok megengedhető felvehető mikroelem tartalma (extraháló szer: ammónium acetát puffer oldat, pH=4,8, Krupskij – Aleksandrova féle módszer) (FATEJEV, PASCHENKO, 2003)	31
7. táblázat. A talajok csoportosítása a növények mikroelem ellátottságának függvényében (FATEJEV, 2005).....	32
8. táblázat. Mikroelem tartalom a növényekben (FÜLEKY, 1999)	32
9. táblázat. A talajminták pH értékei.....	34
10. táblázat. A talajminták szerves szén- és humusztartartalma	35
11. táblázat. A talajok ammónium-acetát puffer oldat (pH=4,8) kivonatában mért felvehető mikroelem tartalma	40
12. táblázat. Korrelációs mátrix	49

MELLÉKLET

1. sz. melléklet

A növényvizsgálatok eredményei

Növéyminták					Vizsgált fémek				
A növéyminta sorszáma a vizsgálat során	Növéyminta származási helye	A begyűjtött növény megnevezése	A növény neve latinul	Család	Cu	Zn	Mn	Pb	Cd
					mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
9.	Babják út	Közönséges dió	<i>Juglans regia</i>	Diófafélék (<i>Juglandaceae</i>)	8,3	9,4	121,5	3,3	0,00
8.	Kapos út	Közönséges tarackbúza	<i>Elymus repens</i>	Perjefélék (<i>Poaceae</i>)	13,2	44,0	100,8	0,00	0,00
3.	Dokucsajev út	Közönséges dió	<i>Juglans regia</i>	Diófafélék (<i>Juglandaceae</i>)	8,0	25,9	65,7	1,7	0,00
11.	Szabadság sugárút 1	Közönséges cickafark	<i>Achillea millefolium</i>	Őszirózsafélék (<i>Asteraceae</i>)	20,2	42,6	145,5	11,7	0,00
12.	Szabadság sugárút 2	Egynyári perje	<i>Poa annua</i>	Perjefélék (<i>Poaceae</i>)	19,0	113,2	153,6	11,7	0,67
2.	Minaji út 1	Közönséges kakaslábfű	<i>Echinochloa crus-galli</i>	Perjefélék (<i>Poaceae</i>)	11,3	24,3	43,7	10,00	0,50
16.	Hrusevszkij út	Angolperje	<i>Lolium perenne</i>	Perjefélék (<i>Poaceae</i>)	11,3	23,6	56,2	0,00	0,17
15.	Galán út	Fehér here	<i>Trifolium repens</i>	Pillangósvirágúak (<i>Fabaceae</i>)	10,2	28,2	40,0	0,0	0,17
14.	Borogyin út	Réti here	<i>Trifolium pratense</i>	Pillangósvirágúak (<i>Fabaceae</i>)	7,8	34,5	156,6	0,00	0,00
6.	Mozsajszkij út	Közönséges nyír	<i>Betula pendula</i>	Nyírfafélék (<i>Betulaceae</i>)	8,5	79,8	120,7	1,7	0,67
1.	Szerhij Martin út 1	Nagy széltippan	<i>Apera spica-venti</i>	Perjefélék (<i>Poaceae</i>)	14,2	37,5	69,2	0,00	0,00
10.	Szerhij Martin út 2	Angolperje	<i>Lolium perenne</i>	Perjefélék (<i>Poaceae</i>)	10,5	28,5	75,2	18,3	0,00
13.	Szerhij Martin út 3	Kislevelű hárs	<i>Tilia cordata</i>	Hársfélék (<i>Tiliaceae</i>)	10,5	23,0	57,8	3,3	1,00
4.	Lavrisev út	Átoktüske	<i>Cenchrus spinifex</i>	Perjefélék (<i>Poaceae</i>)	15,7	37,4	42,5	0,00	0,00
5.	Andezit tupik út	Bortermő szőlő	<i>Vitis vinifera</i>	Szőlőfélék (<i>Vitaceae</i>)	17,8	47,5	50,8	0,00	0,00
7.	Stefanik út	Bortermő szőlő	<i>Vitis vinifera</i>	Szőlőfélék (<i>Vitaceae</i>)	11,2	28,9	356,2	3,3	0,00

A növénycsaládokban mért nehézfém tartalom

A növény minta sorszáma	Növény minta származási helye	A begyűjtött növény megnevezése	A növény neve latinul	Család	Cu	Zn	Mn	Pb	Cd
					mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
9.	Babják út	Közönséges dió	Juglans regia	Diófafélék (Juglandaceae)	8,3	9,4	121,5	3,3	0,00
3.	Dokucsajev út	Közönséges dió	Juglans regia	Diófafélék (Juglandaceae)	8,0	25,9	65,7	1,7	0,00
Diófafélék (Juglandaceae) ÁTLAG					8,2	17,7	93,6	2,5	0,00
11.	Szabadság sugárút 1	Közönséges cickafark	Achillea millefolium	Ószirozásfélék (Asteraceae)	20,2	42,6	145,5	11,7	0,00
Ószirozásfélék (Asteraceae) ÁTLAG					20,2	42,6	145,5	11,7	0,00
12.	Szabadság sugárút 2	Egynyári perje	Poa annua	Perjefélék (Poaceae)	19,0	113,2	153,6	11,7	0,67
2.	Minaji út 1	Közönséges kakaslábfű	Echinochloa crus-galli	Perjefélék (Poaceae)	11,3	24,3	43,7	10,00	0,50
8.	Kapos út	Közönséges tarackbúza	Elymus repens	Perjefélék (Poaceae)	13,2	44,0	100,8	0,00	0,00
4.	Roman Suhevics út	Átoktüske	Cenchrus spinifex	Perjefélék (Poaceae)	15,7	37,4	42,5	0,00	0,00
16.	Hrusevszkij út	Angolperje	Lolium perenne	Perjefélék (Poaceae)	11,3	23,6	56,2	0,00	0,17
1.	Szerhij Martin út 1	Nagy széltippan	Apera spica-venti	Perjefélék (Poaceae)	14,2	37,5	69,2	0,00	0,00
10.	Szerhij Martin út 2	Angolperje	Lolium perenne	Perjefélék (Poaceae)	10,5	28,5	75,2	18,3	0,00
Perjefélék (Poaceae) ÁTLAG					13,6	44,1	77,3	5,7	0,19
15.	Galán út	Fehér here	Trifolium repens	Pillangósvirágúak (Fabaceae)	10,2	28,2	40,0	0,0	0,17
14.	Borogyin út	Réti here	Trifolium pratense	Pillangósvirágúak (Fabaceae)	7,8	34,5	156,6	0,00	0,00
Pillangósvirágúak (Fabaceae) ÁTLAG					9,0	31,4	98,3	0,00	0,09
6.	Mozsajszkij út	Közönséges nyír	Betula pendula	Nyírfafélék (Betulaceae)	8,5	79,8	120,7	1,7	0,67
Nyírfafélék (Betulaceae) ÁTLAG					8,5	79,8	120,7	1,7	0,67
13.	Szerhij Martin út 3	Kislevelű hárs	Tilia cordata	Hársfélék (Tiliaceae)	10,5	23,0	57,8	3,3	1,00
Hársfélék (Tiliaceae) ÁTLAG					10,5	23,0	57,9	3,3	1,00

5.	Andezit tupik út	Bortermő szőlő	Vitis vinifera	Szőlőfélék (Vitaceae)	17,8	47,5	50,8	0,00	0,00
7.	Stefanik út	Bortermő szőlő	Vitis vinifera	Szőlőfélék (Vitaceae)	11,2	28,9	356,2	3,3	0,00
Szőlőfélék(Vitaceae) ÁTLAG					14,5	38,2	203,5	1,7	0,00

A talajvizsgálatok eredményei

Összes fém					Cu	Zn	Mn	Pb	Cd
A talajminta sorszáma	A talajminta származási helye	A tárolóedények sorszáma	A roncsoló edény sorszáma	A bemért talajminta tömege, mg	mg/kg				
Zöld övezet									
6.	Babják utca	6	Ser.Nr.8969	999,7	28,7	57,8	546,1	28,0	0,75
14.	Kapos utca	14	Ser.Nr.8969	999,2	34,4	68,6	608,6	30,5	0,93
3.	Dokucsajev utca	3	Ser.Nr.8968	998,9	23,3	42,9	838,3	19,5	0,75
Lakónegyedek									
1.	Szabadság sugárút 1	1	Ser.Nr.8973	998,6	20,6	38,5	452,4	21,5	0,45
9.	Szabadság sugárút 2	9	Ser.Nr.8967	998,9	31,7	71,4	583,5	50,1	0,98
7.	Minaji út	7	Ser.Nr.8966	999,2	27,3	55,2	568,6	26,5	0,65
16.	Hrusevszkij utca	16	Ser.Nr.8970	999,9	29,3	60,4	582,2	31,0	0,83
15.	Galán utca	15	Ser.Nr.8965	999,5	23,8	61,8	536,0	31,0	0,78
5.	Borogyin utca	5	Ser.Nr.8970	998,6	29,1	75,2	797,1	42,6	1,25
2.	Mozsajszkij utca	2	Ser.Nr.8967	999,3	26,3	61,3	372,4	24,5	0,65
Ipari negyed									
10.	Szerhij Martin út 1	10	Ser.Nr.8972	999,8	27,6	61,9	588,4	30,5	0,83
11.	Szerhij Martin út 2	11	Ser.Nr.8966	998,8	25,2	53,8	482,4	30,0	0,93
13.	Szerhij Martin út 3	13	Ser.Nr.8971	999,5	41,4	69,0	580,2	32,5	0,88
12.	Roman Suhevics utca	12	Ser.Nr.8964	998,2	69,0	169,5	560,6	120,7	1,38
4.	Andezit zsákutca	4	Ser.Nr.8972	999,3	18,3	31,1	336,1	14,5	0,45
8.	Stefanik utca	8	Ser.Nr.8965	999,2	25,5	49,1	677,6	22,5	0,70

Felvehető fém (pH 4,8 fuffer oldatos kivonat)		Cu	Zn	Mn	Pb	Cd
A talajminta sorszáma a vizsgálat során	Talajminta származási helye	mg/kg				
Zöld övezet						
5.	Babják utca	1,67	3,09	99,82	4,55	0,3
10.	Kapos utca	0,37	9,73	44,34	2,10	0,19
3.	Dokucsajev utca	0,48	0,80	14,26	1,45	0,11
Lakónegyedek						
1.	Szabadság sugárút 1	0,44	3,35	17,96	1,75	0,15
4.	Szabadság sugárút 2	0,77	4,82	37,5	4,25	0,24
6.	Minaji út	0,43	3,52	36,66	2,65	0,24
16.	Hrusevszkij utca	0,38	1,82	35,40	2,35	0,26
15.	Galán utca	0,89	1,82	35,40	2,35	0,26
8.	Borogyin utca	0,38	5,31	30,52	4,10	0,4
2.	Mozsajszkij utca	0,38	3,22	30,19	3,60	0,20
Ipari negyed						
12.	Szerhij Martin út 1	0,55	6,86	36,83	3,60	0,24
13.	Szerhij Martin út 2	0,44	6,58	37,11	2,00	0,24
14.	Szerhij Martin út 3	0,40	14,42	40,49	1,85	0,2
9.	Roman Suhevics utca	1,21	7,29	56,18	4,15	0,33
11.	Andezit zsákutca	0,29	6,26	40,29	1,75	0,17
7.	Stefanik utca	0,6	3,5	20,62	2,55	0,28

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretném megköszönni mindazok munkáját, akik segítségét nyújtottak a dolgozat elkészítésében. Elsősorban szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, Dr. Csoma Zoltánnak, aki teljes mértékben segítette munkámat, mind szakirodalom összegyűjtésében, mind az adatok feldolgozásában és kiértékelésében, műszerek kezelésében. Szakmailag és emberileg is támogatott hasznos tanácsaival, türelmével, segítségével, melyek nélkül ez a szakdolgozat nem készült volna el.

Köszönet illeti Ljubka Tibort, aki nagyon értékes segítséget nyújtott a begyűjtött növények meghatározásánál.

Külön köszönettel tartozom Molnár Ferencnek, aki hasznos tanácsaival segítette a munkámat. Továbbá szeretném megköszönni a Biológia és Kémia Tanszék munkatársainak, hogy tanácsaikkal, munkájukkal hozzájárultak a munkámhoz

Завідувачу кафедри

Когут Ержебет Імрїївні

від здобувача вищої освіти

Шімон Вікторія Ласлівна

студентки II-го курсу, біологія

ЗАЯВА

З правилами чинного Положення «Про академічну доброчесність в Закарпатському угорському інституті імені Ф. Ракоці II» від «30» серпня 2019 року, згідно з яким виявлення плагіату є підставою для відмови в допуску роботи до захисту і застосування заходів дисциплінарної та академічної відповідальності, ознайомена.

Про використання Системи виявлення текстових збігів/ідентичності/ схожості в роботах здобувачів вищої освіти повідомлена та надаю свою згоду на обробку та збереження моєї роботи в Базі даних Інституту. Також надаю ЗУІ право на передачу моєї роботи для обробки та збереження в Системі виявлення текстових збігів/ідентичності/схожості та використання роботи для виявлення плагіату в інших роботах, які завантажувалися/завантажуються для перевірки Системою виявлення текстових збігів/ідентичності/схожості та користувачами, які мають доступ до цієї Системи, виключно в обмежених цілях для виявлення плагіату в текстах робіт.

Робота для перевірки Інституту надається в друкованому та електронному варіанті. Електронна версія моєї роботи збігається (ідентична) з друкованою.

__26 травня 2021 р.__
Дата

Підпис

Dr. Kohut Erzsébet
tanszékvezetőnek
Simon Viktória
II. évfolyamos, biológia szakos
hallgatótól

NYILATKOZAT

A II. Rákoczi Ferenc Kárpátaljai Magyar Főiskola 2019. augusztus 30-án kelt tudományetikai szabályzatának pontjaival, amelyek szerint plágium felfedezése esetén a diplomamunka nincs védelemhez engedve, megismerkedtem.

Tájékoztatást kaptam a plágiumszűrő rendszer használatáról, hozzájárulok a munkám ellenőrzéséhez és tárolásához az intézményi adatbázisban. Felhatalmazom az intézményt, hogy a munkámat ellenőrzés után felhasználhassák a plágiumszűrő program működésénél a további munkák ellenőrzésének folyamatában.

A munkát ellenőrzés céljából elektronikusan és nyomtatott formában is benyújtottam az intézménynek. Munkám elektronikus változata azonos a nyomtatott példánnyal.

_____ 2021. május 26. _____

Dátum

_____ Aláírás

Ім'я користувача:
Моца Андрій Андрійович

Дата перевірки:
21.05.2021 14:18:16 EEST

Дата звіту:
21.05.2021 14:28:03 EEST

ID перевірки:
1007964732

Тип перевірки:
Doc vs Internet

ID користувача:
100006701

Назва документа: MSc_Simon_Viktória

Кількість сторінок: 72
1008058222

Кількість слів: 15422 Кількість символів: 134626

Розмір файлу: 5.31 MB

ID файлу:

32.9%

Схожість

Найбільша схожість: 11.6% з Інтернет-джерелом (<http://karpataljaiadatbank.net/images/pdf/vince%20timea.pdf>)

32.9% Джерелаз Інтернету

413

Пошукзбігів з Бібліотекоюне проводився

Сторінка 74

5.67% Цитат

Цитати

47

Не знайдено жодних посилань

Сторінка 75

0% Вилучень

Немає вилучених джерел

Модифікації

Виявлено модифікації тексту. Детальна інформація доступна в онлайн-звіті.

Замінені символи

3