

**Antropogén tevékenységek hatásának becslése falevelek, mint biológiai
indikátorok biológiai és kémiai paraméterei alapján**

MTA doktori értekezés

Dr. Kundrát-Simon Edina

Debreceni Egyetem
Természettudományi és Technológiai Kar
Ökológiai Tanszék
Debrecen
2025

Tartalom

1. Bevezetés és célkitűzés.....	5
1.1. Bevezetés	5
1.2. Célkitűzések és hipotézisek	6
2. Szakirodalmi áttekintés.....	8
2.1. Falevek, mint a légszennyezettség indikátorok morfológiai jellege és a légköri szennyező anyagok megkötése közötti kapcsolat.....	8
2.2. A klorofill-a, mint légszennyezettségi indikátor	9
2.3. Légszennyezettségi tolerancia index	11
3. Anyag és módszer	14
3.1. Falevek morfológiai jellege és a légköri szennyezettség közötti kapcsolat vizsgálata ..	14
3.1.1. Mintavételi terület Debrecen városában	14
3.1.2. Portartalom és elemösszetétel vizsgálat.....	15
3.1.3. Trichóma és sztóma vizsgálat	16
3.1.4. Statisztikai értékelés.....	16
3.2. Légszennyezettség vizsgálata falevélre ülepedett por és levészövet elemösszetétele alapján Austriában.....	16
3.2.1. Mintavételi terület Bécs városában	16
3.2.2. Levélre ülepedett por és levélminta feldolgozás, elemösszetétel meghatározás	17
3.2.3. Statisztikai értékelés.....	18
3.3. Légszennyezettség vizsgálata falevek és falevélre ülepedett por elemösszetétele alapján Miskolc városában	18
3.3.1. Mintavételi terület Miskolcon.....	18
3.3.2. Levélre ülepedett por és levélminta feldolgozás, elemösszetétel meghatározás	19
3.3.3. Ülepedett por szerves anyag tartalmának meghatározása.....	20
3.3.4. Statisztikai értékelés.....	20
3.4. Klorofill-a bioindikátorként való alkalmazásának vizsgálata.....	21
3.4.1. Mintavétel.....	21
3.4.2. Klorofill-a koncentráció meghatározás	22
3.4.3. Statisztikai értékelés	22
3.5. Légszennyezettségi tolerancia index vizsgálata	22
3.5.1. Vizsgált fajok és mintagyűjtés.....	22
3.5.2. Por és elemösszetétel koncentráció meghatározás	23
3.6. A légszennyezettségi tolerancia index használata európai fajok vizsgálatával	26
3.6.1. Vizsgált fajok és mintagyűjtés.....	26
3.6.2. Por és elemösszetétel koncentráció meghatározás	27
3.6.3. Légszennyezettségi tolerancia index paraméterei	27
3.6.4. Statisztikai értékelés	28

4. Eredmények	29
4.1. Falevelek morfológiai jellege és a légköri szennyezettség közötti kapcsolat vizsgálata Debrecen városában.....	29
4.1.1. Levélfelületre ülepedett pormennyiség változás az urbanizációs gradiens mentén a vizsgált fajoknál.....	29
4.1.2. A vizsgált fafajok sztóma méretének és sztóma denzitásának összehasonlítása.....	30
4.2. Légszennyezettség vizsgálatára vonatkozó eredmények falevelek és falevéltre ülepedett por elemösszetétele alapján Bécs városában.....	33
4.2.1. Elemösszetétel változás az urbanizációs gradiens mentén	33
4.2.2. Fajok közötti különbségek vizsgálata az elemösszetétel alapján	36
4.3. Légszennyezettség vizsgálatára vonatkozó eredmények falevelek és falevéltre ülepedett por elemösszetétele alapján Miskolc városában	37
4.3.1 Ülepedett pormennyiség eredményei	37
4.3.2. Ülepedett por és levélszövet elemösszetételének eredményei	38
4.3.3. Az ülepedett por és levélszövet szerves anyag tartalma, korrelációjuk az elemösszetétel eredményeivel.....	43
4.4. Klorofill-a koncentráció bioindikátorként való alkalmazásának lehetőségeinek eredményei	45
4.4.1 Klorofill-a koncentráció változás az urbanizációs gradiens mentén <i>C. occidentalis</i> levelek alapján	45
4.4.2. Klorofill-a koncentráció a vizsgált fajok alapján.....	45
4.5. Légszennyezettségi tolerancia index tesztelésének eredményei	47
4.5.1. Ülepedett por koncentráció vizsgálata.....	47
4.6. A légszennyezettségi tolerancia index használata európai fajok alapján	58
5. Következtetések	64
5.1. A falevelek indikátorként való alkalmazásának eredményei, antropogén tevékenység hatása	64
5.2. Klorofill-a bioindikátorként való alkalmazása	68
5.3. Légszennyezettségi tolerancia index (APTI).....	70
7. Köszönetnyilvánítás.....	74
8. Irodalomjegyzék	75
9. A doktori értekezés alapjául szolgáló tudományos közlemények	90

Rövidítések jegyzéke

ANOVA	varianciaanalízis
APTI	légszennyezettségi tolerancia index
CDA	kanonikus diszkriminancia-analízis
GLM ANOVA	lineáris modellen alapuló blokkos elrendezésű varianciaanalízis
ICP-OES	induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrométer
MP-AES	mikrohullámú plazma atomemissziós spektrométer
SEM	szkenning elektronmikroszkóp

1. Bevezetés és célkitűzés

1.1. Bevezetés

Napjainkban a városi területek a szárazföldi ökoszisztéma egy fontos részét képezik, mivel az emberi népesség nagyrésze ma már városokban él (Men et al. 2020). A városiasodás hatásainak tekinthető a városi területek extrém hőmérsékletének növekedése (Helbling & Meierrieks 2023), a növekvő szén-dioxid kibocsátás (Li & Lin 2015), a csökkenő csapadék mennyiség (Singh et al. 2020) és a csökkenő légnedvesség tartalom is (Szabó et al. 2023). Az abiotikus környezeti elemek változása mellett jelentősen megnövekszik a szennyező anyagok kibocsátása is az urbanizáció következményeként (Amin et al. 2020).

Az urbanizációval összefüggésben a szennyező anyagok közül kiemelkedő figyelmet kell szentelni a nehézfémeknek, melyek ülepedhetnek, illetve felhalmozódhatnak a városi élőhelyek talajának, növényzetének és akár az épített környezet elemeinek felületén is (Benhaddya et al. 2016; Soodan et al. 2014). A városi élőhelyeken a közlekedés, az ipar és a háztartási tevékenységek a fő nehézfém kibocsátó források (Al-Khashman 2004; Apeagyei et al. 2011; Harrison et al. 2003; Park & Dam 2010). A városi környezetbe került nehézfémek közül vannak olyanok, melyek nagymértékben toxikusak, nem esszenciális elemek az élő szervezetek számára, ilyen például a kadmium, az ólom és a higany. Vannak azonban olyan fémek, amelyek kis koncentrációban szükségesek az élő szervezetek számára, esszenciális jellegük miatt, ezek közül a legfontosabbak a vas, a mangán, a cink, a réz és a nikkel (Alagic et al. 2015; Norouzi et al. 2015). A felsorolt elemek közül a cink valamennyi élőlény számára létfontosságú, fontos szerepe van az enzimek, fehérjék bioszintézisében (Hassan & Basahi 2013; Norouzi et al. 2015). Toxikus koncentrációban a növények csökkent terméshozamát, illetve a növényi levelek deformitását okozhatja (Norouzi et al. 2015). A réz szerepe elsősorban a fotoszintézis szempontjából jelentős, illetve toxikus koncentrációban a klorózis tünetei jelentkeznek a növényi leveleken a vas toxicitásához hasonlóan (Celik et al. 2005; Norouzi et al. 2015). A nikkel szintén a növényi élet szempontjából esszenciális elem, a növekedés serkentésben és az ureáz enzim szerkezeti felépítésében van fontos szerepe (Norouzi et al. 2015).

Valamennyi említett elem elsődleges forrása a városi környezetben a közlekedés. A cink a gumiabroncsok kopása és a galvanizált gépjármű alkatrészek korróziója, a réz a gépjármű fékek kopása, míg a nikkel a kibocsátott diesel füst révén kerül a szárazföldi ökoszisztémába (Benhaddya et al. 2016; Elnazer et al. 2015; Harrison et al. 2003). A vas és mangán elsődleges

forrása az acélgyártó üzemek kibocsátása, illetve kibocsátással kell számolni a gépjárművek alkatrészeinek kopása során (Norouzi et al. 2015).

1.2. Célkitűzések és hipotézisek

Munkánk során célul tűztük ki az antropogén tevékenységek — különösen az urbanizáció és az egykori ipari tevékenység — szárazföldi ökoszisztémákra gyakorolt hatásának becslését. Ezt a növényi faleveleken megülepedett por- és növényi szövetminták elemösszetételének vizsgálata, valamint a légszennyezettségi tolerancia index alkalmazása révén végeztük, amely lehetőséget nyújt a légszennyezettség monitorozására és indikálására. .

- I. Vizsgálataink első részében pásztázó elektronmikroszkópos (SEM) elemzéssel a morfológiai és anatómiai paraméterek, illetve a falevelek pormegkötő képessége közötti összefüggés tanulmányozását tűztük ki célul. Hipotézisünk szerint a nagyobb trichóma denzitással rendelkező fajok nagyobb pormennyiség megkötésére képesek, ezáltal a légköri szennyezőanyagok csökkentésében fontos szerepet játszhatnak.
- II. Vizsgálataink második részében Bécs város légszennyezettségi állapotának becslését végeztük. Mivel mind a levélre ülepedett por, mind a levélszövet elemösszetétele hasznos információt nyújt egy adott terület szennyezettségi állapotáról, ezért *Acer pseudoplatanus* és *Populus alba* levelekre ülepedett por és levél elemösszetételét elemeztük egy urbanizációs gradiens mentén. Hipotézisünk alapján feltételeztük, hogy az urbanizációs gradiens mentén a városi területről gyűjtött falevelekre ülepedett por és a falevelek nagyobb fémkoncentrációval jellemezhetők, mint az urbanizációs gradiens másik végpontján található városon kívüli területek.
- III. Miskolc város légszennyezettségi állapotának becslését végeztük el vizsgálati sorozatunk harmadik részében levélfelületen megülepedett por és levélszövet elemösszetétele alapján. Hipotézisünk alapján szintén azt feltételeztük, hogy az urbanizációs gradiens mentén a városi területről gyűjtött falevelekre ülepedett por és a falevelek nagyobb fémkoncentrációval jellemezhetők, mint az urbanizációs gradiens másik végpontján található városon kívüli területek.
- IV. A klorofill-a, mint biokémiai paraméter alkalmazásának lehetőségeit teszteltük a légszennyezettség becslésében a vizsgálatok negyedik részében. A tesztelést egy

urbanizációs gradiens mentén vizsgáltuk eltérő típusú területek (városi, városszéli és városon kívüli) és különböző fajok bevonásával. Hipozétisünk szerint (i) az urbanizációs gradiens mentén a *Celtis occidentalis* leveleinek klorofill-a koncentrációja csökken a városi területen a városszéli és városon kívüli területekhez képest, illetve feltételeztük, hogy (ii) a *C. occidentalis*, az *Acer campestre* és a *Corylus avellana* leveleinek klorofill-a koncentrációja fajonként eltérő lehet, a légszennyezéssel szembeni eltérő érzékenység miatt.

- V. A légszennyezettség mértékének becslése volt vizsgálatunk fő célja az ötödik vizsgálatban falevelek biokémiai paraméterei alapján számolt légszennyezettségi tolerancia index (Air Pollution Tolerance Index), valamint a levélfelületen megüledett por és levélszövet elemösszetétele alapján. Hipotéziseink szerint feltételeztük (i) a lerakódott por koncentráció és a levélszövetben akkumulálódott fémek növekvő koncentrációját a városi és ipari területeken a városon kívüli területekhez képest, (ii) korrelációt feltételeztünk az APTI értékek és a finom és durva frakciójú por, valamint a levélszövetben felhalmozódott elemek koncentrációja között, valamint (iii) feltételeztük a vizsgált fajok (*C. occidentalis* és *Tilia europaea*) érzékenységét az APTI értékek alapján a légszennyezéssel szemben.
- VI. Korábbi munkáinkkal bizonyítottuk, hogy a különböző fafajok érzékenysége eltérő; ezért hatodik vizsgálatunkban nyolc gyakori európai fafaj (fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.), ezüst juhar (*Acer saccharinum* L.), európai hárs (*Tilia x europaea* L.), korai juhar (*Acer platanoides* L.), magas kőris (*Fraxinus excelsior* L.), közönséges nyír (*Betula pendula* L.), nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis* L.) és közönséges platán (*Platanus x acerifolia* L.)) légszennyezéssel szembeni érzékenységét elemeztük a PM₁₀ és PM₅ koncentráció, az APTI értékek és a levélszövet elemösszetétele alapján.

2. Szakirodalmi áttekintés

2.1. Falevek, mint légszennyezettségi indikátorok morfológiai jellege és a légköri szennyező anyagok megkötése közötti kapcsolat

Az antropogén tevékenységek által okozott légszennyezettség egyre nagyobb probléma világszerte, és különösen súlyosan jelentkezik a nagyvárosokban, kisebb-nagyobb városi agglomerációkban. Az elmúlt évtizedekben felgyorsult urbanizáció és iparosodás következtében a szennyező források száma és kibocsátásuk mértéke, illetve a kibocsátott szennyező anyagok ökoszisztémákba történő koncentrációja egyaránt növekedett. A városok növekedése várhatóan folytatódik; ezért a nagyszabású várostervezési és -fejlesztési projektek sürgető kihívást jelentenek. Becslések szerint 2050-ben már a lakosság 68%-a városokban élhet, bár ez az arány nem egyenlő eloszlást feltételez, földrajzilag jelentős eltérések alakulhatnak ki (Liu et al. 2018).

A szennyező anyagok a légkörbe az ipar, a közlekedés és a fosszilis tüzelőanyagok kibocsátásával kerülnek (Celik et al. 2005). A szennyező anyagok viszonylag könnyen és gyorsan felhalmozódhatnak az ökoszisztéma szolgáltatókban; úgy mint a talajban, a levegőben és a felszíni és felszín alatti vizekben (Anwar et al. 2025). A légszennyező anyagok közül különösen fontos figyelmet kell szentelni a porra, amit főként az egészségre káros hatásai miatt kell kiemelni (Sierra-Vargas & Teran 2012). A porszennyezésnek számos természetes forrása van, de az antropogén tevékenységekből származó porszennyezés és terhelés komoly aggodalomra adhat okot a jelentős koncentrációban kimutatható nehézfém tartalma miatt (Mafuyai et al. 2014). A nehézfémek felhalmozódnak az emberi szervezetben, és már viszonylag kis koncentrációban is toxikusak lehetnek, például a Cd, Pb, Hg (Morais et al. 2012). A nehézfémek a humán egészségügyi mellett ökológiai kockázatot is jelentenek az állati és növényi szervezetekre (Harangi et al. 2017; Nyeste et al. 2019; 2024; Papp et al. 2019; Parvez et al. 2025; Simon et al. 2016; Tózsér et al. 2017; 2018; 2019; 2023a,b). Míg bizonyos fémek nélkülözhetetlenek a növényi fejlődéséhez, mások káros hatással lehetnek a biokémiai és élettani paraméterekre (Nadgórska-Socha et al. 2017), úgy mint a magok csírázására, a növény növekedésére és a morfológiai paraméterek fejlődésére (Leghari et al. 2014). A talajból a gyökérrendszeren keresztül jelentős lehet a fémfelvétel, de bizonyos fémek kiemelkedő biológiai hasznosulást mutatnak a légköri lerakódásból a föld feletti vegetatív szerveken keresztül is (Feng et al. 2019; Mirecki et al. 2015). A városi ökoszisztémákban a fémek fő antropogén forrásból

származó kibocsátói a közlekedés, az ipar és a háztartások, valamint az épületek mállása, korrodálódása szintén megemlíthető forrás (Benhaddya et al. 2016; Simon et al. 2016). A Cu, Zn és Pb fő mennyisége a járművek kipufogógázából származik, illetve a kopóeszközök korróziója szintén fontos kibocsátó forrás, míg az As, Cd, Cu és Zn forrása a városi területeken zajló ipari folyamatok eredménye (Norouzi et al. 2015; Park and Dam 2010). Ugyanakkor a vas és a mangán forrásai közé tartozhatnak az acélipari tevékenységek (Wang et al. 2005).

A szennyező anyagok a levelek felszínén kiülepednek, illetve a növény különböző szöveteiben felhalmozódhatnak, növelve ezzel az emberi egészségre káros hatásukat (Baranyai et al. 2015; Sipos et al. 2023). A szennyező anyagok levélfelületen történő kiülepedése, a széles elterjedésük és fajgazdagságuk révén a növények kiváló biológiai indikátorok a légszennyezettség becslésére (Kardel et al. 2010). Számos növényi fajról korábbi tanulmányok már bebizonyították, hogy kiválóan alkalmasak a légszennyezettség becslésének vizsgálatára (Al-Khlaifat & Al-Khashman 2007; Mingorance & Oliva 2006; Olowoyo et al. 2010). A falevelek az olyan légszennyező anyagok, mint a nyomelemek és pollenek megkötésére, illetve a nyomelemek esetében akkumulációra képesek (Lohr & Pearson-Mims 1996).

A por és más légszennyező anyagok megkötése a levelek által olyan tényezőktől függ, mint a levélfelszín geometriája, az epidermális és kutikuláris képződmények, a levél szőrözöttsége (Singh et al. 2005). A légköri por megkötése a levélfelület és a levélfelületen található trichómák által, míg a légköri gázszenyező anyagok megkötése a sztómák által történik, amelyek aktív szennyezőanyag-megkötő részei a levélnek (Lohr & Pearson-Mims 1996; Kardel et al. 2010; Morani et al. 2011). A levélfelületen található trichómák pedig a levél passzív porgyűjtő részét képezik (Pallardy 2008). Ebből adódóan a csapdázott por mennyisége és az akkumulálódott légköri anyag koncentrációja jelentős mértékben függ a bioindikátorként használt faj leveleinek morfológiai és anatómiai tulajdonságaitól (Abbruzzese et al. 2009; Brighigna et al. 2002).

2.2. A klorofill-a, mint légszenyezettségi indikátor

A fák minden városi szerves részét képezik, a szennyező anyagokat akkumulálni képesek. Ezért a légszennyező anyagok által befolyásolt morfológiai jellemzőik és biokémiai paramétereik fontos és költséghatékony indikátorai lehetnek a városi ökoszisztémák szennyezettségi állapotának (Baranyai et al. 2015; Margitai et al. 2017; Monaci et al. 2000; Simon et al. 2011, 2014). A légszennyező anyagok hatással lehetnek a levelek, virágok és gyümölcsök számára, a levél területére és felületére, a szár és a gyökerek hosszára, a magvak csírázásására, a növény

nedvességtartalmára és pH-jára, az aszkorbinsav és a fotoszintetikus pigmentek koncentrációjára (Joshi és Swami 2007).

A klorofillok nélkülözhetetlenek a fotoszintézishez. Koncentrációjuk olyan tényezőktől függ, mint a faj, az egyed és a levelek kora, a légszennyezőanyagok típusa és koncentrációja (Tanee and Albert 2013). A klorofill koncentráció fajoként változó lehet, de a nagyobb klorofill koncentrációval rendelkező fajok egyedei toleránsabbak lehetnek az olyan környezeti stresszel szemben, mint a szennyezés (Nadgórska-Socha et al. 2017, Sen et al. 2017). A növények képesek a szennyező anyagok akkumulálására, mely a klorofill koncentráció csökkenéséhez vezethet a legtöbb faj esetében. A pigment koncentráció csökkenése pedig hatással lehet a biomassza produkcióra és a növény fejlődésére (Sen et al 2017).

Korábbi tanulmányok már bizonyították a légszennyezés hatására bekövetkező klorofill- a koncentráció jelentős csökkenését (Chauhan 2010, Sen et al. 2017; Wagh et al. 2006). A különböző légszennyező anyagok gyakran okozzák a klorofill szintézis gátlását vagy a klorofill feofitinné történő átalakulását (Chaudhary & Rathore 2019; Giri et al. 2013). A fák nagymértékű érzékenyégét jelzi, hogy bizonyos expozíció felett olyan elváltozások léphetnek fel, mint pl. klorózis, levélszám, levélterület és felület, szár és gyökérhossz csökkenés (Joshi & Swami 2007). Előzőekkel ellentétben Abriha-Molnár et al. (2024) mérsékelt légszennyezettségi viszonyok között a klorofill koncentráció növekedését mutatta ki. Szintén nagyobb klorofill koncentrációt mutatott ki Petrova (2011) intenzívebb antropogén aktivitású területeken. Felmerül tehát annak lehetősége, hogy bizonyos légszennyező anyag koncentráció alatt a klorofill koncentráció növekedhet, melyre kompenzációs mechanizmusok hathatnak pozitívan. Hasonló megállapításra jutott Tuzhilkina (2009) is munkájában, miszerint a mérsékelt szintű szennyezés serkenti a klorofilltermelést. Összességében tehát megállapítható, hogy habár a háttérben zajló biokémiai folyamatok nem mindig tisztázottak, a klorofill koncentráció mérsékelt szintű szennyezés mellett növekedést mutathat (Paull et al. 2021).

A légszennyezettség mértéke, a különböző szennyező anyagok koncentrációja mellett a szezonális eltérések és a fejlődési szakaszok jelentősen befolyásolják a pigment koncentrációt, különösen igaz ez a korai növekedési fázisokban, amikor a fotoszintetikus aktivitás csúcspontja van (Yang et al. 2010; Xu et al., 2011). A klorofill-b koncentráció jelentősen csökken az öregedés során vagy stresszes körülmények között (Pavlovič et al. 2009; Shi et al. 2012). Az összklorofill esetében az olyan környezeti tényezők is, mint a tápanyag ellátottság, jelentősen befolyásolják a koncentrációt (Zhou et al. 2017). Mindezek mellett Boateng (2022) és Liu et al. (2016) kimutatták, hogy a klorofill koncentrációban tapasztalt különbségek genetikai variációkból és a stresszhez való biokémiai alkalmazkodásból is származhatnak.

A földrajzi elhelyezkedés különbségeinek vagy az alkalmazott laboratóriumi vagy terepi módszereknek, például a fotoszintetikus csúcsaktivitás során végzett mintavételnek szintén tulajdonítható koncentráció különbség kimutatása (Abriha-Molnár et al. 2024). A minták megbízható és reprodukálható előkészítése különösen fontos a klorofill analízishez laboratóriumi körülmények között. A falevelekre vonatkozó klorofill kivonása előtt alkalmazott mosási módszerek használata azonban nagyon változó. A leveleket vagy csapvízzel (Ajayan et al. 2015), vagy desztillált vízzel mossák (Sen et al. 2017). Számos tanulmány nem említi a levelek mosásának vagy öblítésének előkészítő módszerét, friss levélmintákat használtak az extrakció elkészítéséhez (Giri et al. 2013; Iqbal et al. 2015; Liu és Ding 2008). Ugyanakkor fontos megemlíteni, hogy a levélfelületen lerakódott por fizikai zavart okoz a spektrofotometriás elemzés során, ami komoly mérési hibát eredményezhet kellő centrifugálás hiányában.

Összességében tehát a klorofill koncentráció, és főként a klorofill-a koncentráció gyakran alkalmazott biokémiai paraméter a légszennyezettség mértékének becslésére. Használatakor azonban körültekintően kell eljárni a légszennyezettségi szint mértékének megállapításával, a mintavétel és az alkalmazott terepi és laboratóriumi módszerek megválasztásával.

2.3. Légszennyezettségi tolerancia index

A légszennyezés növekvő mértéke miatt kiemelten fontos, hogy a városi zöldterületek hatékonyan tudják csökkenteni a kibocsátott légszennyező anyagok koncentrációját (Lei et al. 2018; Selmi et al. 2016). A fák költséghatékony és alternatív módot kínálnak a városi levegő minőségének monitorozására sokféleségüknek és nagy egyedszámuknak köszönhetően. A légszennyezettségi tolerancia index (Air Pollution Tolerance Index) Singh et al. (1991) által javasolt index, amely kifejezi a növények légszennyezéssel szembeni érzékenységét vagy ellenállóképességét, mely a levelek aszkorbinsav és összklorofill koncentrációjából, a levélkivonat pH-értékéből és a relatív nedvességtartalmából számítható ki. Az említett paraméterekből számolt index értéke alapján a légszennyezettséggel szemben érzékeny, közepesen érzékeny, mérsékelten toleráns és toleráns fajokat különböztetünk meg (Singh et al. 1991).

A klorofill koncentráció csökkenése és az ezzel járó levelek sárgulása a fotoszintézis mértékének csökkenésére utal, mely a levegőszennyezés egyik legjellemzőbb növényekre gyakorolt hatásai közé tartozik (Iqbal et al. 2015; Joshi & Swam 2007). A légszennyező anyagok közül a kén-oxid a leggyakoribb szennyező anyag, amely a klorofill koncentráció csökkenését okozza a növényekben (Pfanzen et al. 1986). Swanepoel et al. (2007) szójanövényekkel végzett

vizsgálatainak eredménye bizonyította, hogy kén-dioxid alkalmazása a levelek elszíneződését és hullámosodását, valamint a szén-dioxid felvétel szupresszióját okozta. Sharma and Tripathi (2008) hőerőművek kibocsátásának hatását tanulmányozta pigmentek és aszkorbinsav koncentráció változására, mely során a klorofill-a és -b, valamint karotenoidok koncentrációja csökkent, az aszkorbinsav koncentráció növekedett a szennyezés mértékével. A növényi sejtek oxidatív anyagcseréjük során reaktív oxigénformákat (ROS) termelnek az olyan környezeti stressz hatására, mint a légszennyezés, amely jelentős károkat okoz a sejt szerkezetben és csökken az összklorofill koncentrációt (Pandit & Sharma 2020). Ezenkívül a szennyező anyagok a növényi sztomákon keresztül képesek a levélszövetbe behatolni, megváltoztatják a kloroplaszt szerkezetét, és a fotoszintetikus aktivitásért felelős pigment csökkenését okozzák (Pandit & Sharma 2020). A növény általános növekedését és fejlődését ezért befolyásolja a klorofill össz koncentrációjának változása, tehát alkalmas paramétere az APTI-nak.

Az aszkorbinsav az egyik legnagyobb mennyiségben megtalálható vízoldható, nem-enzimatis antioxiidáns a növényekben, számos élettani folyamat szabályozásában redox pufferként működik, fontos szerepe van a növekedésben, fejlődésben és a stressz elleni védekező mechanizmusokban (Hossain et al. 2018). A növények nagy aszkorbinsav tartalma kellő védelmet nyújt az oxidatív stresszel szemben, míg a kis aszkorbinsav koncentráció érzékenyvé teszi a növényi egyedet (Conklin 2001; Davey et al. 2000; Veni et al. 2014). Veni et al. (2014) az aszkorbinsav koncentráció csökkenését bizonyította szennyezett területeken, illetve eredményei rámutattak, hogy a nagy aszkorbinsav koncentráció toleranciát, a kis koncentráció érzékenységet eredményez a szennyezéssel szemben a növények számára. Az aszkorbinsav, redukzív jellegének köszönhetően, illetve a fent említett példák alapján, kellő érzékenységgű paramétere az APTI meghatározásának.

A levél kivonat pH értékének alkalmasságát az APTI értékek meghatározásában korábbi tanulmányok is alátámasztják, melyek bizonyították a növényi részek pH értékének jelentős változását a légszennyező anyagok hatására (Leghari et al. 2011; Jyothi & Jaya 2010). Leghari et al. (2011) és Jyothi és Jaya (2010) szennyezett területen nevelt növények esetében jelentősen alacsonyabb pH értékeket tapasztalt a kontrollhoz képest. A magas pH érték a levelekben fokozza a szőlőcukor aszkorbinsavvá alakítását. Felle és Hanstein (2002) szervetlen sók, ammónia és szén-dioxid, mint szennyezők jelenlétében jelentős pH változást tapasztalt a növényekben. Ugyanakkor bizonyított, hogy az alacsony pH érték a növények érzékenységét, a magas pH érték a növények tűrőképességét eredményezi a légszennyezőkkel szemben (Escobedo et al. 2008; Roy et al. 2020). Általánosságban 7 körüli pH értéknél toleránsak a növények a légszennyezőkkel szemben Lohe et al. (2015) munkája alapján.

A fent részletezett paraméterek érzékenysége teszi az APTI-t egy hatékony élőlényközpontú eszközzé a légszennyezettség mértékének becslésére (Leghari et al. 2011; Jyothi & Jaya 2010). Az APTI értékek alapján indikátorfajok megadására van lehetőség város-, és területrendezési tervekhez, illetve használatával lehetőségünk van a város szennyezettségi állapotának becslésére is.

3. Anyag és módszer

3.1. Falevelek morfológiai jellege és a légköri szennyezettség közötti kapcsolat vizsgálata

3.1.1. Mintavételi terület Debrecen városában

A levelek morfológiai jellegének vizsgálatához Debrecen városából gyűjtöttünk faleveleket. Egy urbanizációs gradiens mentén három mintavételi területet (városi, városszéli és városon kívüli) jelöltünk ki Debrecenben korábbi vizsgálatokhoz hasonlóan (Magura et al. 2006; 2010). A városi terület a város központjában volt található, amely nagymértékű közlekedési csomóponttal jellemezhető. A városszéli mintavételi terület a Debreceni Nagyerdő városhoz tartozó részén lett kijelölve, alacsonyabb intenzitású közlekedéssel jellemezve, mint a városi terület. A városon kívüli területet pedig a természetvédelmi oltalom alatt álló Nagyerdőben jelöltük ki, amely közlekedéstől és látogatóktól is mérsékelten mentes (1. ábra).

A mintavételi területeken belül is 4 alegységet jelöltünk ki. Minden mintavételi helyen kései meggy (*Padus serotina* Ehrh.), mezei juhar (*Acer campestre* L.), zöld juhar (*Acer negundo* L.), kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.) és nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis* L.) fajok leveleit gyűjtöttük. A mintavételezéshez random módon jelöltünk ki 3 fát és minden fáról 10 levelet gyűjtöttünk 1,5 méteres magasságból 2010 augusztusában. A három fáról gyűjtött levelekből átlagmintát készítettünk, így összesen 60 darab falevél reprezentálta az egyes mintavételi helyeket. A begyűjtött faleveleket sötétben, +4 °C-on tároltuk a minta feldolgozásig.



1. ábra. Mintavételi területek Debrecen városában egy urbanizációs gradiens mentén

3.1.2. Portartalom és elemösszetétel vizsgálat

A levélre ülepedett pormintát ioncserélt vizes lemosással távolítottuk el a levelek felületéről. Az átlagmintát alkotó faleveleket ($N = 60$ az egyes mintavételi területeken) 500 mL-es műanyag dobozba helyeztük, és a mintákhoz 250 mL ioncserélt vizet adtunk. Ezt követően 10 percen keresztül rázógépen (GFL 3015, Gesellschaft für Labortechnik) ráztuk. Az így nyert pormintát tartalmazó vizes szuszpenziót 150 mm átmérőjű szűrőn szűrtük. Szűrést követően a pormintához további 50 mL ioncserélt vizet adtunk, és újra leszűrtük. Az így kapott 300 mL vizes szuszpenziót mikrohullámú sütőben 20-30 mL végtérfogatra pároltuk. A bepárolt szuszpenziót ismert tömegű főzőpoharakba töltöttük és $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on szárazra pároltuk. A bepárolt minták tömegét visszamértük, és 5 mL 65% (m/m)-os salétromsavval és 2 mL 30% (m/m)-os hidrogén-peroxiddal $80\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on 4 h keresztül roncsoltuk. Az elroncsolt mintákat 1% (m/m)-os salétromsavval 10 mL végtérfogatra töltöttük.

A lemosott falevelek tömegét megmértük és ezt követően 24 h keresztül $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on szárítottuk a mintákat. Szárítást követően elektromos daráló segítségével homogenizáltuk a mintákat. A homogenizált levélmintából 0,2 g-ot 4,5 mL 65% (m/m)-os salétromsavval és 0,5

mL 30% (m/m)-os hidrogén-peroxiddal zárt mikrohullámú teflon rendszerben (Milestone 1200 Mega) 5 percig 300W-os, majd 5 percig 600W-os beállításon roncsoltuk. Az elroncsolt mintákat ioncserélt vízzel 25 mL végtérfogatra töltöttük. Az elemösszetétel meghatározást induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrometriával (ICP-OES, IRIS Intrepid II XSP) végeztük. A meghatározás során 6 pontos kalibrációt használtunk (Merck ICP multi-element standard solution IV).

3.1.3. Trichóma és sztóma vizsgálat

A falevelekre ülepedett portartalmat az előző fejezetben leírt módon, ioncserélt vizes lemosással távolítottuk el. A szkennig elektronmikorszkópos vizsgálatokhoz a levelekből 35 mm²-es egységeket vágunk ki. A kivágott részeket dehidratálás céljából 30%-os, 50%-os, 70%-os, 90%-os és 100%-os etanol oldatban áztattuk egymást követően 10-10 percre. A dehidratált mintákat arannyal vontuk be, S-4300 CFE Hitachi típusú szkennig elektronmikroszkóppal vizsgáltuk a különböző fajok levélfelületét és levélfonákát.

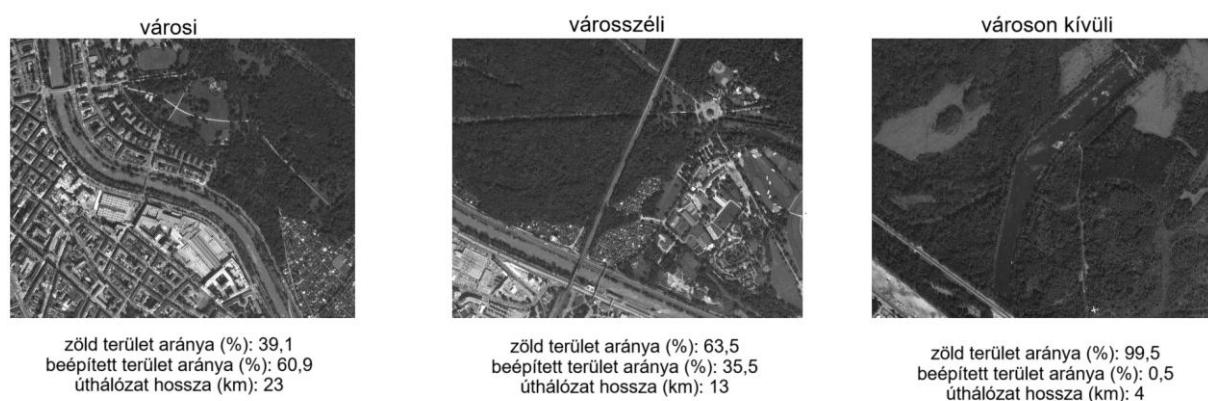
3.1.4. Statisztikai értékelés

A statisztikai értékelést SPSS/PC+ statisztikai programmal végeztük. Az adatok normál eloszlását Shapiro-Wilk teszttel vizsgáltuk. A varianciák homogenitását Levene teszttel, a levelekre ülepedett pormennyiséget és a levelek sztómaméretét két utas varianciaanalízissel értékeltük. Az értékelés során az egyik faktornak a vizsgált területeket, másik faktornak a vizsgált fafajokat tekintettük. Abban az esetben, ha szignifikáns különbséget tapasztaltunk a fajok és a területek között, post-hoc tesztként Tukey-próbát használtunk a páronkénti összehasonlításokhoz (Zar 1996).

3.2. Légszennyezettség vizsgálata falevélre ülepedett por és levélszövet elemösszetétele alapján Bécsben

3.2.1. Mintavételi terület Bécs városában

A faleveleket Bécs városában egy dinamikus gradiens mentén gyűjtöttük, 2009 augusztusában. A városiasodás hatásának tanulmányozása céljából a gradiens mentén városi, városszéli és városon kívüli mintavételi területeket jelöltünk ki (2. ábra) (Simon et al. 2014). Az előző fejezetben leírtak szerint, minden mintavételi területen belül 4 alegységet választottunk, melyeken belül hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus* L.) és fehér nyár (*Populus alba* L.) leveleket gyűjtöttünk. Fontos megemlítenünk, hogy bár a fehér nyár széles elterjedéssel rendelkezik, ennek ellenére kellő mintaszámban csak a városon kívüli területről tudtunk leveleket gyűjteni. A mintázott fákat (N = 5) véletlenszerűen választottuk ki és a leszedett falevelekből az egyes alegységeken belül átlagmintákat készítettünk. Az faleveleket a laboratóriumi feldolgozásig 4 °C-on sötétben tároltuk (Margitai & Braun, 2005).



2. ábra. Mintavételi területek és jellemzőik Bécs városában egy urbanizációs gradiens mentén

3.2.2. Levélre ülepedett por és elemösszetétel meghatározása

Az előzőekben leírtakhoz hasonlóan a levélre ülepedett pormintát ioncserélt vizes lemosással távolítottuk el a levelek felületéről. Az átlagmintát alkotó faleveleket (N = 15) 500 mL-es műanyag dobozba helyeztük, és a mintákhoz 250 mL ioncserélt vizet adtunk. Ezt követően 10 percen keresztül rázógépen (GFL 3015, Gessellschaft für Labortechnik) rázattuk. Az így nyert pormintát tartalmazó vizes szuszpenziót 150 mm átmérőjű szűrőn szűrtük. Szűrést követően a pormintához további 50 mL ioncserélt vizet adtunk, és újra leszűrtük. Az így kapott 300 mL vizes szuszpenziót mikorhullámú sütőben 20-30 mL végtérfogatra pároltuk. A bepárolt szuszpenziót ismert tömegű főzőpoharakba töltöttük és 105 °C-on szárazra pároltuk. A bepárolt minták tömegét visszamértük, és 5 mL 65% (m/m)-os salétromsavval és 2 mL 30% (m/m)-os hidrogén-peroxiddal 80 °C-on 4 h keresztül roncsoltuk. Az elroncsolt mintákat 1% (m/m)-os salétromsavval 10 mL végtérfogatra töltöttük.

A lemosott falevelek tömegét megmértük és ezt követően 24 h keresztül 105 °C-on szárítottuk a mintákat. Szárítást követően elektromos daráló segítségével homogenizáltuk a mintákat. A homogenizált levélmintából 0,2 g-ot 4,5 mL 65% (m/m)-os salétromsavval és 0,5 mL 30% (m/m)-os hidrogén-peroxiddal zárt mikrohullámú teflon rendszerben (Milestone 1200 Mega) 5 percig 300W-os, majd 5 percig 600W-os beállításon roncsoltuk. Az elroncsolt mintákat ioncserélt vízzel 25 mL végtérfogatra töltöttük.

Az elemösszetétel-meghatározást induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrometriával (ICP-OES, IRIS Intrepid II XSP) végeztük. A meghatározás során 6 pontos kalibrációt használtunk (Merck ICP multi-element standard solution IV). A Cd- (<0,4 mg/kg), Li- (<0,6 mg/kg) és a Mn- (<0,9 mg/kg) koncentrációja kimutatási határ alatt volt a levélre ülepedett pormintákban. Az *A. pseudoplatanus* levelekben az As (<0,8 mg/kg), Co (<0,5 mg/kg) és Pb- koncentrációja (<0,3 mg/kg) volt kimutatási határ alatt.

3.2.3. Statisztikai értékelés

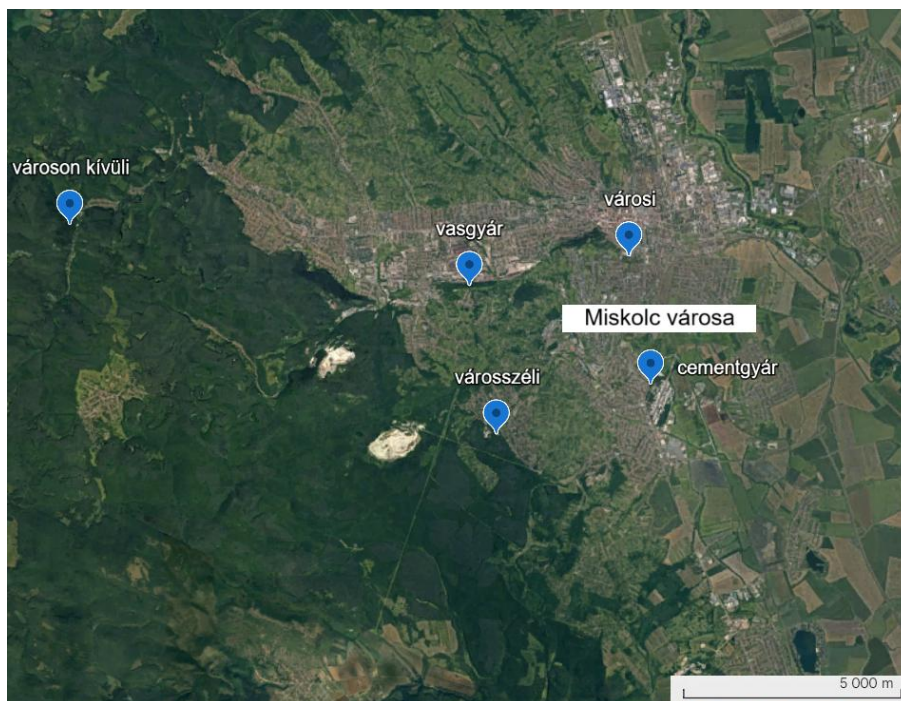
A statisztikai értékelést SPSS/PC+ statisztikai programmal végeztük. A variancák homogenitását Levene teszttel ellenőriztük. Az adatok normál eloszlását Shapiro-Wilk teszttel vizsgáltuk. A sokváltozós módszerek közül kanonikus diszkriminancia-analízist (CDA) használtunk a levélre ülepedett por és a falevelek elemösszetételének vizsgálatára. A levélre ülepedett por és falevelek elemösszetételét a különböző területeken (városi, városszéli és városon kívüli), a gradiens mentén varianciaanalízissel (ANOVA) hasonlítottuk össze. Az egyes területek közötti különbségeket Tukey-próbával hasonlítottuk össze (Zar 1996).

3.3. Légszennyezettség vizsgálata falevelek és falevéltre ülepedett por elemösszetétele alapján Miskolc városában

3.3.1. Mintavételi terület Miskolcon

Miskolc városában 5 mintavételi helyet jelöltünk ki, melyek a következők voltak: egykori cementgyár területe, egykori vasgyár területe, városi (Népkert), városszéli (Tapolca) és városon kívüli (Lillafüred) (3. ábra). Valamennyi területen random módon 5 faegyedet választottunk ki, és minden egyedről 2-szer 15 falevelet gyűjtöttünk, azaz minden egyed esetében 2 átlagolt almintával dolgoztunk. Valamennyi területről közönséges platán (*Platanus × acerifolia* Mill. ex

Münchh.) leveleket gyűjtöttünk, míg a városszéli és városon kívüli területekeről magas kőris (*Fraxinus excelsior* L.) és mezei juhar (*Acer campestre* L.) leveleket is tudtunk gyűjteni kellő mintaszámban. Az faleveleket a laboratóriumi feldolgozásig 4 °C-on sötétben tároltuk.



3. ábra. Mintavételi területek Miskolc városában egy urbanizációs gradiens mentén

3.3.2. Levélre ülepedett por és elemösszetétel meghatározása

Az előzőekben leírtakhoz hasonlóan a levélre ülepedett pormintát ioncserélt vizes lemosással távolítottuk el a levelek felületéről. Az átlagmintát alkotó faleveleket (N = 15) 500 mL-es műanyag dobozba helyeztük, és a mintákhoz 250 mL ioncserélt vizet adtunk. Ezt követően 10 percen keresztül rázógépen (GFL 3015, Gessellschaft für Labortechnik) rázattuk. Az így nyert pormintát tartalmazó vizes szuszpenziót 150 mm átmérőjű szűrőn szűrtük. Szűrést követően a pormintához további 50 mL ioncserélt vizet adtunk, és újra leszűrtük. Az így kapott 300 mL vizes szuszpenziót mikorhullámú sütőben 20-30 mL végtérfogatra pároltuk. A bepárolt szuszpenziót ismert tömegű főzőpoharakba töltöttük és 105 °C-on szárazra pároltuk. A bepárolt minták tömegét visszamértük, és 5 mL 65% (m/m)-os salétromsavval és 2 mL 30% (m/m)-os hidrogén-peroxiddal 80 °C-on 4 h keresztül roncsoltuk. Az elroncsolt mintákat 1% (m/m)-os salétromsavval 10 mL végtérfogatra töltöttük.

A lemosott falevelek tömegét megmértük és ezt követően 24 h keresztül 105 °C-on szárítottuk a mintákat. Szárítást követően elektromos daráló segítségével homogenizáltuk a mintákat. A homogenizált levélmintából 0,2 g-ot 4,5 mL 65% (m/m)-os salétromsavval és 0,5 mL 30% (m/m)-os hidrogén-peroxiddal zárt mikrohullámú teflon rendszerben (Milestone 1200 Mega) 5 percig 300W-os, majd 5 percig 600W-os beállításon roncsoltuk. Az elroncsolt mintákat ioncserélt vízzel 25 mL végtérfogatra töltöttük.

Az elemösszetétel-meghatározást induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrometriával (ICP-OES, IRIS Intrepid II XSP) végeztük. A meghatározás során 6 pontos kalibrációt használtunk (Merck ICP multi-element standard solution IV).

3.3.3. Ülepedett por szervesanyag-tartalmának meghatározása

Az ülepedett por és levelek szervesanyag-tartalmát izzítási módszerrel (*Loss on Ignition*) határoztuk meg. Lerakódott por esetén a fent említett 300 ml-es porszuszpenzióból 50 ml-t egy éjszakán át 105 °C-on tovább szárítottunk. A szárazra párolt mintákat ezt követően visszamértük, majd 550 °C-on 5 órán át kemencében (Nabertherm L5/C6, Németország) izzítottuk. Izzítás után újra visszamértük. A lerakódott por szervesanyag-tartalmát a következő egyenlettel számítottuk ki:

$$OM = ((DW_{105^{\circ}C} - DW_{550^{\circ}C}) / DW_{105^{\circ}C}) * 100$$

ahol OM a szerves anyag tömegét jelenti %-ban kifejezve, $DW_{105^{\circ}C}$ a lerakódott por száraz tömegét 105°C-on való szárítás után, és $DW_{550^{\circ}C}$ a por tömegét 550°C-on való hevítés után (Balogh et al. 2016, 2017; Heiri et al. 2001). A levélminták esetében 0,2 g mintát használtunk a szervesanyag-tartalom meghatározáshoz, a fentebb leírt módszer alapján.

3.3.4. Statisztikai értékelés

A statisztikai értékelést SPSS/PC+ statisztikai programmal végeztük. A varianciák homogenitását Levene teszttel, a levekre ülepedett por mennyiségét és a levelek elemösszetételbeli változását az egyes mintavételi helyek között két-utas varianciaanalízissel (GLM ANOVA) értékeltük. Az értékelés során az egyik faktornak a vizsgált területeket, másik faktornak a vizsgált fajokot tekintettük. Abban az esetben, ha szignifikáns különbséget tapasztaltunk a fajok és a területek között, post-hoc tesztként Tukey-próbát használtunk a

páronkénti összehasonlításokhoz. Kanonikus diszkriminancia-analízissel értékeltük az összelemtartalom változást a mintavételi helyek és a vizsgált fajok esetében (Landau & Everitt 2003).

3.4. Klorofill-a bioindikátorként való alkalmazásának vizsgálata

3.4.1. Mintavétel

A mintavétel a korábban említett debreceni mintavételi helyeken történt 2016. júniusában. Mindhárom mintavételi helyen (városi, városszéli és városon kívüli) további 4 mintavételi alegység lett kijelölve. Mind a 4 mintavételi alegységen belül random módon öt nyugati osterfa (*C. occidentalis* L.) egyedet választottunk, és minden egyedről 1,5-2,0 méteres magasságból 5 levél lett gyűjtve. A városszéli és városon kívüli mintavételi helyeken mezei juhar (*A. campestre* L.) és közönséges mogyoró (*Corylus avellana* L.) fajok egyedeit jelöltük ki, a fentebb említett random módon öt egyedet választottunk és 5 levetmintáztunk valamennyi alegységen belül egyedenként. Az faleveleket a laboratóriumi feldolgozásig papírzacskóban 4 °C-on sötétben tároltuk.



4. ábra Mintavételi helyek Debrecenben a klorofill-a indikátorként való alkalmazásának vizsgálatára

3.4.2. Klorofill-a koncentráció meghatározás

A mintaelőkészítés során a lemosott levelekből 5 db 6 mm átmérőjű kis korongot vágunk ki. Az urbanizáció klorofill-a koncentrációra gyakorolt hatásának vizsgálatához a *C. occidentalis* esetében 1500, míg a másik két fajból 1000 korongot használtunk. A korongok tömegét analitikai mérlegen (Sartorius) 0,1 mg-os pontossággal lemértük, majd 5 ml 96%-os (v/v) acetonnal homogenizáltuk a korongokat. Ezt követően a mintákat 1500 fordulat/perc sebességgel centrifugáltuk 3 percig. A klorofilltartalom kimutatására Spekol 11 spektrofotométert használtunk. Az extraktumok abszorpcióját 663, 666 és 750 nm-en 96%-os (v/v) acetonos vakpróbával szemben határoztuk meg. A klorofill-a-tartalmat a következő képlet alapján számítottuk ki, majd mg/g friss tömegben fejeztük ki.

$$\text{Klorofill} - a \left(\frac{\text{mg}}{\text{g}} \right) = (17.12 \cdot E_{666} - 8.68 \cdot E_{653}) \cdot \frac{V}{m} \cdot 1000$$

A V a levélkivonat térfogatát jelöli, amely 5 ml volt, az m pedig a levélkorongok friss tömegét jelöli grammban (Kundrát et al. 2016; Németh 1998).

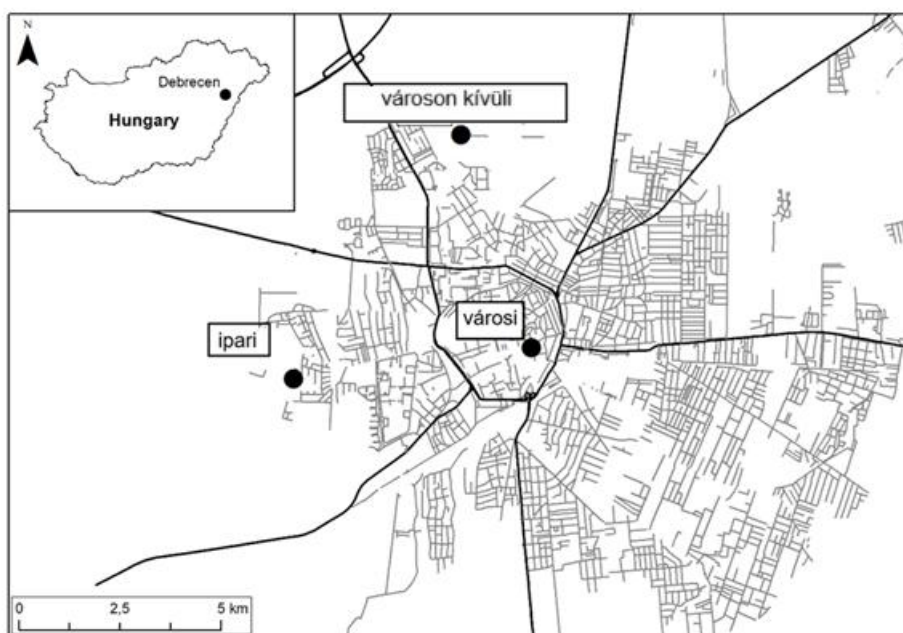
3.4.3. Statisztikai értékelés

A statisztikai értékelést IBM SPSS Statistics 20 statisztikai programmal végeztük. A varianciák normál eloszlását Shapiro-Wilk test, a homogenitást pedig Levene teszttel elemeztük. A levelek klorofill-tartalmának változását, a levekre ülepedett por mennyiségét és a levelek elemösszetételbeli változását az egyes mintavételi helyek és a vizsgált fajok között két-utas varianciaanalízissel (GLM ANOVA) értékeltük. Az értékelés során az egyik faktornak a vizsgált területeket, másik faktornak a vizsgált fafajokat tekintettük. Abban az esetben, ha szignifikáns különbséget tapasztaltunk a fajok és a területek között, post-hoc tesztként Tukey-próbát használtunk a páronkénti összehasonlításokhoz (Landau & Everitt 2003; Sokal & Rohlf 2011).

3.5. Légszennyezettségi tolerancia index vizsgálata

3.5.1. Vizsgált fajok és mintagyűjtés

A légszennyezettségi tolerancia index (APTI) tesztelésére Debrecen városában 3 mintavételi területet jelöltünk ki; egy városi, egy ipari és egy városon kívüli területet (5. ábra). A városi terület a város középpontjában, az ipari terület a város nyugati részén az ipari parkban volt található (Molnár et al. 2020). A városon kívüli terület a Nagyerdő természetvédelmi területén belül helyezkedett el. *Celtis occidentalis* és *Tilia × europaea* egyedek leveleitgyűjtöttük mindhárom területről. Minden területről 3 egyedet választottunk ki mindkét faj esetében, és minden egyedről 10 egészséges levelet gyűjtöttünk júniusban és szeptemberben, 2019-ben. A légszennyezettségi index és ülepedett por meghatározáshoz összesen 36 mintát elemztünk (3 mintavételi hely*2 faj*3 egyed*2 vizsgálati hónap), míg az elemösszetétel meghatározáshoz 18 mintát vizsgáltunk (3 mintavételi hely*2 faj*3 egyed*1 vizsgált hónap).



5. ábra. Vizsgált mintavételi terület Debrecen városában a légszennyezettségi tolerancia index (APTI) tesztelésére *C. occidentalis* és *T. europaea* fajok egyedei alapján

3.5.2. Por és elemösszetételmeghatározás

A korábbi fejezetekben alkalmazott lemosási technikát használtuk az ülepedett por meghatározáshoz. Az átlagmintát alkotó faleveleket (N = 36) 500 mL-es műanyag dobozba helyeztük, és a mintákhoz 250 mL ioncserélt vizet adtunk. Ezt követően 10 percen keresztül rázógépen (GFL 3015, Gesellschaft für Labortechnik) ráztuk. Az így nyert pormintát tartalmazó vizes szuszpenziót 150 mm átmérőjű szűrőn szűrtük. Szűrést követően a pormintához további 50 mL ioncserélt vizet adtunk, és újra leszűrtük. Az így kapott 300 mL vizes szuszpenziót kétféle szűrőpapíron szűrtük át vákuum szűrő segítségével (N 811 KN.18 Laboport). Az első

típusú szűrőpapír pórusátmérője 5-8 μm (Munktell 392, Ahlstrom), mely a durva por tartalom mérésére szolgált. A másik típusú szűrőpapír pórus átmérője 2-3 μm (Munktell 391, Ahlstrom) volt mely a finom portartalom elemzését szolgált. A portartalom meghatározás gravimetriás módszeren alapult, a szűrőpapírok szűrés előtti és utáni tömege közti különbségek alapján határozzuk meg a levelek felületén megülepedett portartalmat.

A lemosott falevelek tömegét megmértük és ezt követően 24 h keresztül 60 °C-on szárítottuk a mintákat. Szárítást követően elektromos daráló segítségével homogenizáltuk a mintákat. A homogenizált levélmintából 0,2 g-ot 4,5 mL 65% (m/m)-os salétromsavval és 0,5 mL 30% (m/m)-os hidrogén-peroxiddal zárt mikrohullámú teflon rendszerben (Milestone 1200 Mega) 5 percig 300W-os, majd 5 percig 600W-os beállításon roncsoltuk. Az elroncsolt mintákat ioncserélt vízzel 25 mL végtérfogatra töltöttük.

Az elemösszetétel-meghatározást induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrometriával (ICP-OES 5110 Agilent Technologies) végeztük. A meghatározás során 6 pontos kalibrációt használtunk (Merck ICP multi-element standard solution IV). CRM anyagként utcai por (BCR670) és őszibarack levél (1547) mintákat használtunk, melynek visszamérési aránya 10%-on belül volt minden elem esetében.

3.5.3. Légszennyezettségi tolerancia index (APTI) paraméterei és meghatározása

A légszennyezettségi tolerancia index értékét a levél aszkorbinsav (A) és összklorofill koncentráció (T), a levél oldat pH-ja (P) és a levél relatív nedvességtartalma (R) alapján számoljuk a következő képlet alapján (Singh et al. 1991):

$$\text{APTI} = [A \times (T + P) + R] / 10$$

Az aszkorbinsav-tartalom meghatározásához 2 g levélmintát használtunk fel, melyet 50 ml desztillált vízzel homogenizáltuk. A homogenizálást követően az extraktumot leszűrtük, majd 100 ml mérőlombikba áttöltöttük. Az extraktumból 20 ml-t főzőpohárba töltöttünk, majd 0,0025 mólos KI-os jódoldattal titráltuk (Digitale Bürette Flaschenaufsatz Bürette TITREX). Valamennyi mintához titrálás előtt 1 ml 0,5%-os keményítőoldatot adtunk és 10 másodpercig megmaradó kékes színig titráltuk. Az aszkorbinsav tartalmat az alábbi képlet alapján számoltuk:

$$\text{AAC (mg/g)} = c_{m.o.} \cdot V_f \cdot M_{AA} \cdot 5$$

Ahol a $c_{m.o.}$ a mérőoldat pontos koncentrációja (mol/l), V_f a mérőoldat fogyása (ml), M_{AA} az aszkorbinsav moláris tömege, 176 g/mol, 5 pedig a hígítási tényező, m_{minta} a bemért minta tömege (g).

Az összklorofill koncentráció meghatározásához 20 mg friss levélmintát használtunk. A mintákat néhány csepp 96%-os etanollal dörzsmozsárban extraháltuk, melyhez késhegynyi kvarchomokot és magnézium-oxidot adtunk. Az extraktumot 5 ml etanollal kémcsövekbe mostuk át és az így átmosott mintákat 3 percig 1500-as percenkénti fordulatszámon centrifugáltuk. A klorofilltartalom meghatározásához szükséges abszorbancia értékeket 653, 666 és 750 nm-es hullámhosszon határoztuk meg spektrofotométerrel (Boeco Germany S220 UV/Vis). Az összklorofill tartalmat a következő egyenlet alapján számoltuk ki:

$$T \text{ (mg/g)} = (17.12 \times E_{666} - 8.68 \times E_{653}) \times V / m \times 1000$$

Ahol T jelenti az összklorofill koncentrációt a pigmentkivonatban (mg/g), E_{666} a 666 nm-en és a 750 nm-en kapott abszorpciós értékek különbsége, E_{653} a 653 nm-en és a 750 nm-en kapott abszorpciós értékek különbsége, v az oldat térfogata (ml) és m a mintatömeget (g) jelenti.

A levél szuszpenzió pH-jának meghatározásához 2 g levelet használtunk, melyet 100 ml desztillált vízzel homogenizáltuk. Az oldat szűrése után a pH meghatározást digitális pH mérővel végeztük (Elmetron CP-505).

A relatív nedvességtartalom meghatározásához 5 db levélminta nedves tömegét lemértük, majd Petri csészében desztillált vízbe áztatva egy éjszakán keresztül állni hagytuk. A vízzel telített falevelek tömegét papírtörölővel való törlés után visszamértük. Ezután 75 °C-on szárítószekrényben 8 óra hosszát szárítottuk a mintákat, majd szárítás után újra visszamértük a tömegeket. A relatív nedvességtartalom meghatározásához az alábbi képletet használtuk:

$$R \text{ (\%)} = (FW - DW) / (TW - DW) \times 100$$

Ahol R a relatív nedvességtartalom, FW a falevelek friss tömege (g), TW a falevelek telített tömege (g) és DW: a falevelek száraz tömege (g).

A lombhullató fajok esetében a légszennyezettségi index értékei alapján négy tolerancia kategóriát különböztetünk meg, melyek a következők: APTI <14: érzékeny, 15-19: közepesen érzékeny, 20-24: mérsékelten toleráns, APTI > 25: toleráns.

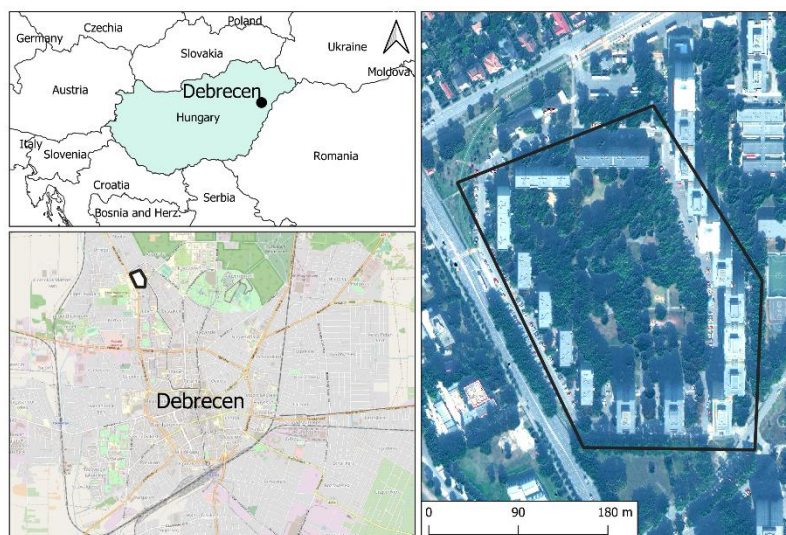
3.5.4. Statisztikai értékelés

A statisztikai értékelést az előző fejezetekben leírt IBM SPSS Statistics 20 statisztikai programmal végeztük. A varianciák normál eloszlását ismét Shapiro-Wilk teszttel, a homogenitást pedig Levene teszttel elemeztük. A levekre ülepedett pormennyiséget, a légszennyezettségi tolerancia index értékeit és paramétereit, valamint a levelek elemösszetételbeli változását az egyes mintavételi helyek és vizsgált fajok között két-utas varianciaanalízissel (GLM ANOVA) értékeltük. Az értékelés során az egyik faktornak a vizsgált területeket, másik faktornak a vizsgált fafajokat tekintettük. Abban az esetben, ha szignifikáns különbséget tapasztaltunk a fajok és a területek között, post-hoc tesztként Tukey-próbát használtunk a páronkénti összehasonlításokhoz. Kanonikus diszkriminancia-analízissel értékeltük a vizsgált paraméterek változásait a mintavételi helyek és vizsgált fajok esetében (Landau & Everitt 2003; Sokal & Rohlf 2011).

3.6. A légszennyezettségi tolerancia index használata európai fajok vizsgálatával

3.6.1. Vizsgált fajok és mintagyűjtés

A légszennyezettségi tolerancia index alkalmazásának lehetőségeit hazai fafajokon szintén Debrecenben vizsgáltuk, egy forgalomnak mérsékelten kitett városi parkban 2019. májusban. A mintavételhez nyolc lombhullató fafajt választottunk, melyek a következők voltak: fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.), ezüst juhar (*Acer saccharinum* L.), európai hárs (*Tilia x europaea* L.), korai juhar (*Acer platanoides* L.), magas kőris (*Fraxinus excelsior* L.), közönséges nyír (*Betula pendula* L.), nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis* L.) és közönséges platán (*Platanus x acerifolia* L.). Minden fafajból random módon 3 egyedet választottunk, mely egyedekekről 10-10 egészséges levelet gyűjtöttünk. A mintafeldolgozásig a mintákat 4°C-on papírszacskóban tároltuk.



6. ábra. Mintavételi terület Debrecen városában a légszennyezettségi tolerancia index vizsgálatára nyolc hazai faj alapján

3.6.2. Por és elemösszetétel koncentráció meghatározás

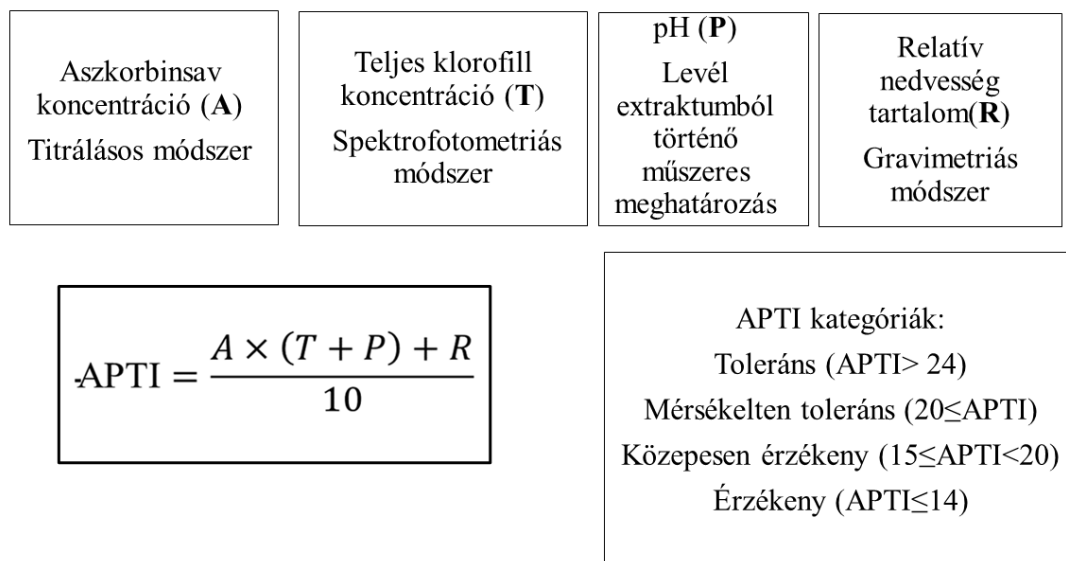
A porkoncentráció meghatározásához a vizes lemosást követően kétféle pórusátmérőjű szűrőpapír (Munktell 392 és Munktell 391, Ahlstrom) alkalmazásával határoztuk meg a finom és durva por koncentrációt gravimetriás módszerrel. Az elemösszetétel meghatározáshoz pedig a szárított levélmintákat (0,2 g) salétromsav és hidrogén-peroxid elegyével roncsoltuk, majd az elkészített oldat elemtartalmát induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrometriával (ICP-OES, IRIS Intrepid II XSP) elemeztük. CRM anyagként utcai por (BCR670) és őszibarack levél (1547) mintákat használtunk, melynek visszamérési aránya 10%-on belül volt minden elem esetében.

3.6.3. Légszennyezettségi tolerancia index paraméterei

A légszennyezettségi tolerancia index értékét a levél aszkorbinsav (A) és összklorofill-koncentráció (T), a levél oldat pH-ja (P) és a levél relatív nedvesség-tartalma (R) alapján számoljuk a következő képlet alapján (Singh et al. 1991):

$$APTI = [A \times (T + P) + R] / 10$$

Az egyes paraméterek meghatározásához a 3.5.3. fejezetben leírt módszereket alkalmaztuk (7. ábra).



7. ábra. Légszennyezettségi index (APTI) paramétereinek meghatározására használt módszerek

3.6.4. Statisztikai értékelés

A statisztikai értékelést az előző fejezetekben leírt IBM SPSS Statistics 20 statisztikai programmal végeztük. A varianciák normál eloszlását ismét Shapiro-Wilk teszttel, a homogenitást pedig Levene teszttel elemeztük. A levekre ülepedett pormennyiséget, a légszennyezettségi tolerancia index értékeit és paramétereit, valamint a levelek elemösszetételbeli változását a vizsgált fajok között varianciaanalízissel (ANOVA) értékeltük. Abban az esetben, ha szignifikáns különbséget tapasztaltunk a fajok között, post-hoc tesztként Tukey-próbát használtunk a páronkénti összehasonlításokhoz. Kanonikus diszkriminanciaanalízissel értékeltük a vizsgált paraméterek változásait a vizsgált fajok esetében (Landau and Everitt, 2003; Sokal and Rohlf 2011). Spearman Rank korrelációt alkalmaztunk a levélszövet elemösszetétele és a por-tartalom, valamint APTI értékek és paraméterek közötti korreláció vizsgálatára (Landau and Everitt, 2003; Sokal and Rohlf 2011).

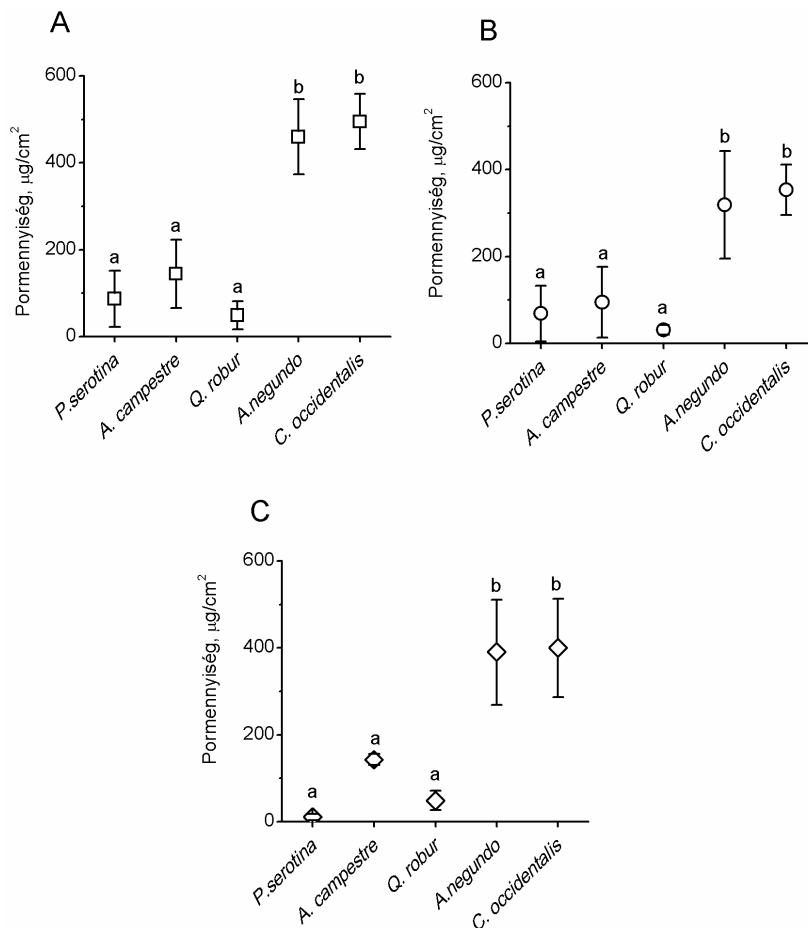
4. Eredmények

4.1. Falevelek morfológiai jellege és a légköri szennyezettség közötti kapcsolat vizsgálata Debrecen városában

4.1.1. Levélfelületre ülepedett pormennyiség változás az urbanizációs gradiens mentén a vizsgált fajoknál

Eredményeink alapján megállapítottuk, hogy a fafajnak, mint faktornak szignifikáns hatása van a levélfelületen megülepedett por mennyiségére ($F_{14,45} = 64,661$, $p = 0,001$). Magának a városiasodásnak viszont nem volt szignifikáns hatása a levélre ülepedett por mennyiségére, azaz szignifikáns különbséget nem tapasztaltunk az eltérő mintavételi területek között ($F_{14,45} = 4,591$, $p = 0,068$).

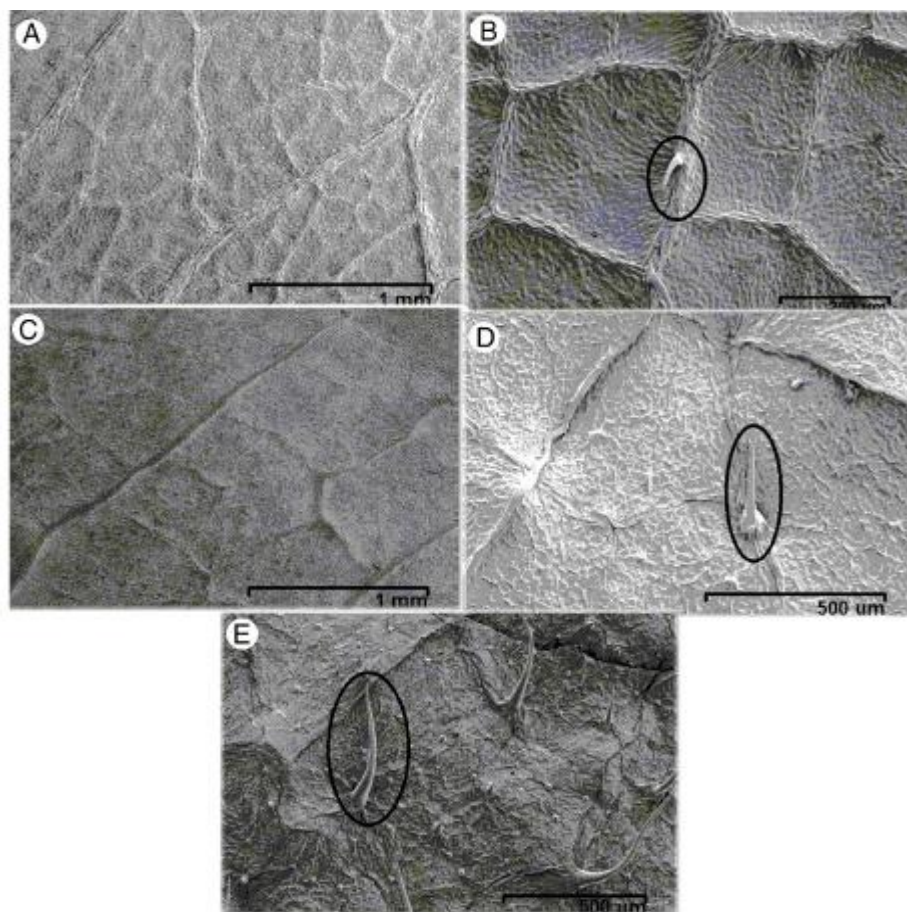
Legnagyobb koncentrációban az *A. negundo* és *C. occidentalis* levelei, míg legkisebb koncentrációjú por megkötésére a *P. serotina*, *A. campestre* és *Q. robur* levelei voltak képesek. Szignifikáns különbséget nem tapasztaltunk sem az *A. negundo* és *C. occidentalis* között, sem pedig a *P. serotina*, *A. campestre* és *Q. robur* között a megkötött porkoncentráció alapján ($p > 0,05$) (8. ábra).



8. ábra. Különböző fajok levelére ülepedett por mennyisége az urbanizációs gradiens mentén (átlag $\pm$ SD). Az eltérő betűk a különböző területeket jelölik: A = városon kívüli, B = városszéli, C = városi. A szimbólumokon jelölt betűk a szignifikáns különbséget jelölik ($p < 0,05$).

4.1.2. A vizsgált fajok sztóma méretének és sztóma denzitásának összehasonlítása

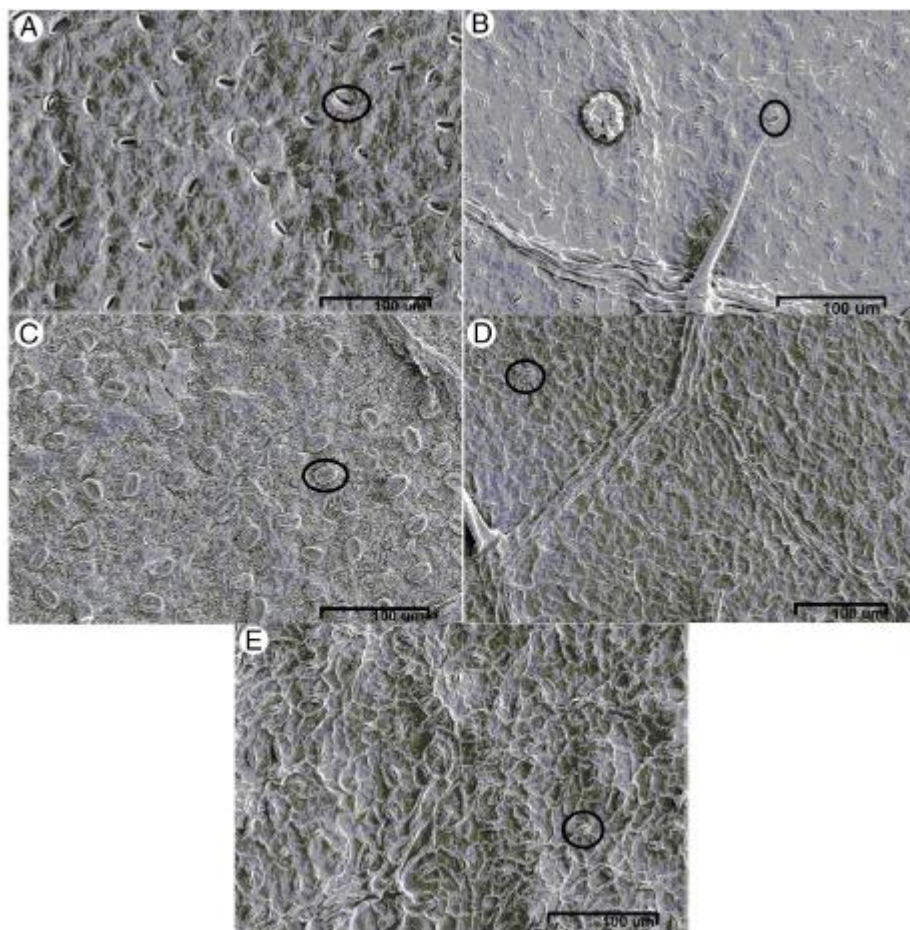
A különböző fajok levélfelületének szkenningszeneszkópos vizsgálata során megállapítottuk, hogy a *P. serotina* és *Q. robur* levélfelülete sima; szőrök, egyéb képletek nem találhatóak az epidermiszen (9A. és 9C. ábra). Az *A. campestre* (9B. ábra) és *A. negundo* (9D. ábra) epidermiszén ezzel ellentétben már egy-egy apró trichóma látható, amely már alkalmas az apró porszemcsék megkötésére. A legnagyobb méretű és mennyiségű trichóma denzitással a *C. occidentalis* rendelkezett (9D. ábra).



9. ábra. *P. serotina* (A), *A. campestre* (B), *Q. robur* (C), *A. negundo* (D) és *C. occidentalis* (E) levélfelületének szkennning elektronmikroszkópos felvétele. Az ábrán fekete keretezéssel jelöltük a trichómákat.

A legnagyobb sztómadenzitást az *A. negundo* esetében tapasztaltuk (757 ± 26 db sztóma/mm², N = 3) (10D. ábra). Kisebb sztómadenzitással volt jellemezhető az *A. campestre* (568 ± 47 db sztóma/mm², N = 3) (10B. ábra) és a *C. occidentalis* (511 ± 12 db sztóma/mm², N = 3) (10E. ábra). A legalacsonyabb sztómadenzitást a *Q. robur* (338 ± 65 db sztóma/mm², N = 3) (10C. ábra) és a *P. serotina* (237 ± 33 db sztóma/mm², N = 3) (10A. ábra) levelein tapasztaltuk.

Szignifikáns különbséget tapasztaltunk az egyes fajok között a sztómaméretek alapján ($F_{4,234} = 111,155$, $p < 0,001$). A legnagyobb méretű sztómákkal a *Q. robur* ($22,6 \pm 0,4$ μm) levelei rendelkeztek. A *Q. robur*-tól kisebb sztómamérettel jellemezhető a *P. serotina* ($19,9 \pm 0,5$ μm), amelynek sztómái viszont szignifikánsan nagyobbak voltak, mint a *C. occidentalis*, *A. campestre* és *A. negundo* sztómái ($p < 0,001$). Nem volt szignifikáns különbség a *C. occidentalis* ($13,3 \pm 0,2$ μm), *A. campestre* ($14,5 \pm 0,4$ μm) és *A. negundo* ($16,5 \pm 0,6$ μm) fajok között a sztómaméretek alapján ($p < 0,05$).

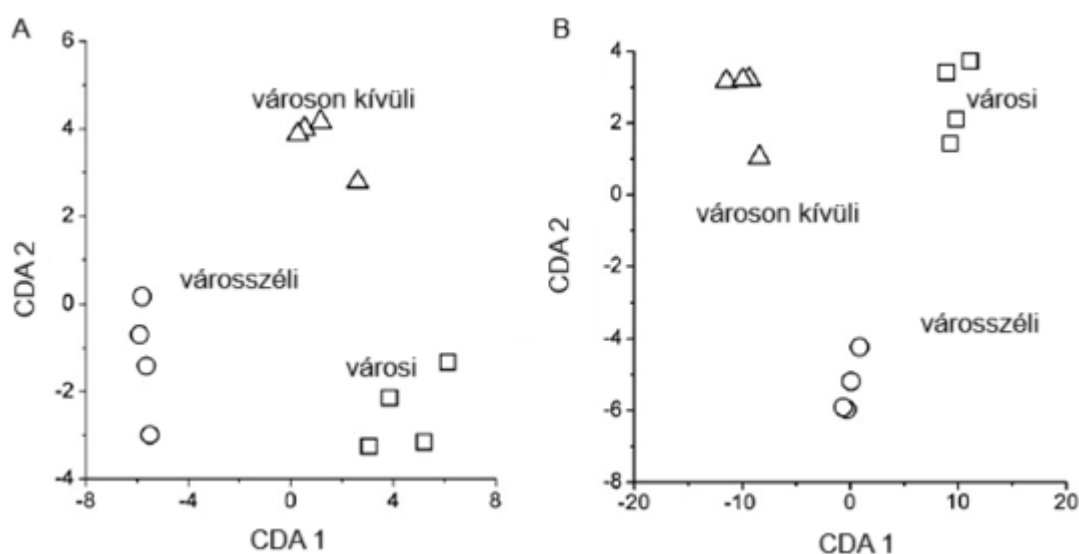


10. ábra. *P. serotina* (A), *A. campestre* (B), *Q. robur* (C), *A. negundo* (D) és *C. occidentalis* (E) sztómáinak szkennning elektronmikroszkópos felvételei. Az ábrán fekete keretézéssel jelöltük a sztómákat.

4.2. Légszennyezettség vizsgálatára vonatkozó eredmények falevelek és falevélre ülepedett por elemösszetétele alapján Bécs városában

4.2.1. Elemösszetétel változás az urbanizációs gradiens mentén

Kanonikus diszkriminancia-analízist (CDA) alkalmazva szignifikáns elkülönülést tapasztaltunk a vizsgált területek között, mind a levélre ülepedett porminták, mind az *A. pseudoplatanus* levél elemösszetétele alapján (10. ábra, 1. táblázat).



10. ábra. *A. pseudoplatanus* levélre ülepedett por (A) és levélszövet (B) elemösszetételének (mg/kg száraz anyagra vonatkoztatva) biplotja kanonikus diszkriminancia-analízis (CDA) alapján

A vizsgált elemek közül szignifikáns különbséget tapasztaltunk az As-, Ca-, Co-, Cu-, Mg-, Na-, S-, Sr- és Zn-koncentráció alapján a vizsgált területek között a dinamikus urbanizációs gradiens mentén ($p < 0,05$) a levélre ülepedett porminták alapján. Az Al-, Ba-, Fe-, K-, Pb-, P- és Se-koncentráció szignifikánsan nagyobb volt a városi területről gyűjtött mintákban, mint a városon kívüli területről gyűjtöttekben ($p < 0,05$; 2. táblázat). A városi és városszéli területek között a Ba kivételével ezek az elemek nem különböztek szignifikánsan ($p > 0,05$). A K esetében szignifikánsan nagyobb koncentrációt tapasztaltunk a városon kívülről gyűjtött falevelekre ülepedett pormintákban, mint a városi területek esetében ($p < 0,05$).

1. táblázat. Kanonikus diszkriminancia-analízis összefoglaló eredményei az *A. pseudoplatanus* levelekre ülepedett por és levél elemösszetétele alapján. A vastagon szedett értékek a szignifikáns korrelációt jelzik.

	Porminta		Levélminta		
	CDA		CDA		
	I.	II.	I.	II.	
Saját érték	24,36	9,50	Saját érték	85,14	18,91
Variancia %	71,95	28,05	Variancia %	81,82	18,18
Kummulatív %	71,95	100,00	Kummulatív %	81,82	100,00
Kanonikus			Kanonikus		
korreláció	0,98	0,95	korreláció	0,99	0,97
Wilks's lambda	0,00	0,10	Wilks's lambda	0,00	0,05
Chi2	27,92	11,76	Chi2	37,24	14,96
df	18	8	df	18	8
P érték	0,063	0,162	P érték	0,005	0,06
Korrelációs mátrix			Korrelációs mátrix		
Na	0,663	0,404	P	0,412	0,404
P	-0,649	-0,114	K	0,144	-0,016
Ba	0,213	-0,055	Cd	0,141	-0,065
Sr	0,199	0,172	Ba	0,097	0,063
S	-0,142	-0,009	Li	0,049	0,022
Pb	0,142	-0,584	Na	-0,295	-0,657
Fe	0,099	-0,400	S	-0,294	-0,598
Se	-0,299	-0,385	Zn	0,283	0,453
K	-0,142	0,310	Fe	0,094	-0,396
Zn	-0,031	0,281	Mn	0,031	0,270
Al	0,090	-0,270	Sr	-0,120	-0,151
Cu	0,038	-0,235	Al	-0,007	-0,129
Co	0,064	-0,150	Mg	0,031	0,108
Mg	0,043	-0,120	Cu	0,001	0,100
As	0,048	-0,082	Ca	0,040	0,082
Ca	-0,019	-0,082			

2. táblázat. *A. pseudoplatanus* falevélre ülepedett porminták elemösszetétele (átlag $\pm$ SE, mg/kg, illetve g/kg száraz anyagra vonatkoztatva). A felső indexben jelölt betűk a szignifikáns különbséget jelölik ($p < 0,05$).

Elemek	Dinamikus gradiens területei		
	városi	városszéli	városon kívüli
Al, mg/kg	828 $\pm$ 175 ^a	478 $\pm$ 85 ^{ab}	360 $\pm$ 77 ^b
As, mg/kg	1,6 $\pm$ 0,3	1,3 $\pm$ 0,3	1,2 $\pm$ 0,2
Ba, mg/kg	37 $\pm$ 4 ^a	25 $\pm$ 2 ^b	31 $\pm$ 3 ^{ab}
Ca, g/kg	29 $\pm$ 4	32 $\pm$ 7	255 $\pm$ 4,0
Co, mg/kg	1,6 $\pm$ 0,5	1,0 $\pm$ 0,4	0,7 $\pm$ 0,2
Cu, mg/kg	30 $\pm$ 1	25 $\pm$ 2	20 $\pm$ 2
Fe, g/kg	2,1 $\pm$ 0,4 ^a	1,1 $\pm$ 0,2 ^{ab}	0,7 $\pm$ 0,2 ^b
K, g/kg	107 $\pm$ 9 ^a	149 $\pm$ 15 ^{ab}	162 $\pm$ 11 ^b
Mg, g/kg	16 $\pm$ 5	11 $\pm$ 3	8,5 $\pm$ 1,2
Na, g/kg	10 $\pm$	1,5 $\pm$ 0,2	5,0 $\pm$ 0,4
Pb, mg/kg	18 $\pm$ 2 ^a	14 $\pm$ 1 ^a	5,8 $\pm$ 0,7 ^b
P, g/kg	12 $\pm$ 3 ^a	9,1 $\pm$ 1,8 ^{ab}	4,5 $\pm$ 0,2 ^b
Se, mg/kg	2,4 $\pm$ 0,2 ^a	2,0 $\pm$ 0,2 ^{ab}	1,4 $\pm$ 0,2 ^b
S, g/kg	5,5 $\pm$ 0,7	5,0 $\pm$ 0,7	10 $\pm$ 3
Sr, mg/kg	108 $\pm$ 25	97 $\pm$ 15	166 $\pm$ 20
Zn, mg/kg	311 $\pm$ 53	285 $\pm$ 43	203 $\pm$ 20

A levélmintákban szignifikáns különbséget tapasztaltunk a területek között a Cd-, Fe-, K-, Mn- és Sr-koncentrációja alapján ($p < 0,05$). Szignifikánsan nagyobb Cd-, K-, Mn- és Sr-koncentrációt tapasztaltunk a városi területről gyűjtött levelekben, mint a városon kívüli területen ($p < 0,05$).

3. táblázat. *A. pseudoplatanus* levelének elemösszetétele (átlag $\pm$ SE, mg/kg, illetve g/kg száraz anyagra vonatkoztatva). A felső indexben jelölt betűk a szignifikáns különbséget jelölik ($p < 0,05$).

Elemek	Dinamikus gradiens területei		
	városi	városszéli	városon kívüli
Al, mg/kg	134 $\pm$ 18	168 $\pm$ 14	156 $\pm$ 18
Ba, mg/kg	16 $\pm$ 1	11 $\pm$ 2	10 $\pm$ 1
Ca, g/kg	32 $\pm$ 4	24 $\pm$ 5	30 $\pm$ 4
Cd, mg/kg	0,12 $\pm$ 0,02 ^a	0,09 $\pm$ 0,02 ^{ab}	0,4 $\pm$ 0,2 ^b
Cu, mg/kg	5,1 $\pm$ 0,7	3,8 $\pm$ 0,9	9,5 $\pm$ 2,6
Fe, mg/kg	165 $\pm$ 11 ^a	219 $\pm$ 14 ^b	156 $\pm$ 19 ^a
K, g/kg	9,7 $\pm$ 1,1 ^a	7,1 $\pm$ 1,2 ^{ab}	5,9 $\pm$ 0,9 ^a
Li, mg/kg	1,4 $\pm$ 0,4	0,9 $\pm$ 0,4	1,0 $\pm$ 0,3
Mg, g/kg	4,7 $\pm$ 0,4	3,7 $\pm$ 0,5	4,8 $\pm$ 0,5
Mn, mg/kg	211 $\pm$ 34 ^a	107 $\pm$ 14 ^{ab}	66 $\pm$ 10 ^b
Na, mg/kg	829 $\pm$ 571	497 $\pm$ 73	439 $\pm$ 59
P, g/kg	4,3 $\pm$ 1,2	2,9 $\pm$ 0,2	4,1 $\pm$ 0,6
S, g/kg	2,2 $\pm$ 0,01	2,1 $\pm$ 0,1	2,5 $\pm$ 0,2
Sr, mg/kg	106 $\pm$ 19 ^a	54 $\pm$ 10 ^{ab}	68 $\pm$ 11 ^b
Zn, mg/kg	65 $\pm$ 12	44 $\pm$ 3	182 $\pm$ 71

4.2.2. Fajok közötti különbségek vizsgálata az elemösszetétel alapján

Mivel *P. alba* faleveleket csak a városon kívüli mintavételi területen tudtunk gyűjteni, ezért ezen a területen gyűjtött *P. alba* és *A. pseudoplatanus* levelekre ülepedett por és a levelek elemösszetételét tudtuk összehasonlítani. A levelekre ülepedett por elemösszetételében nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget a két faj esetében ($p > 0,05$). A levelek elemösszetétele alapján viszont szignifikánsan nagyobb Cd-, Cu-, K-, Mn-, Sr- és Zn-koncentrációt tapasztaltunk az *A. pseudoplatanus* leveleiben, mint a *P. alba* levelekben ($p < 0,05$; 4. táblázat).

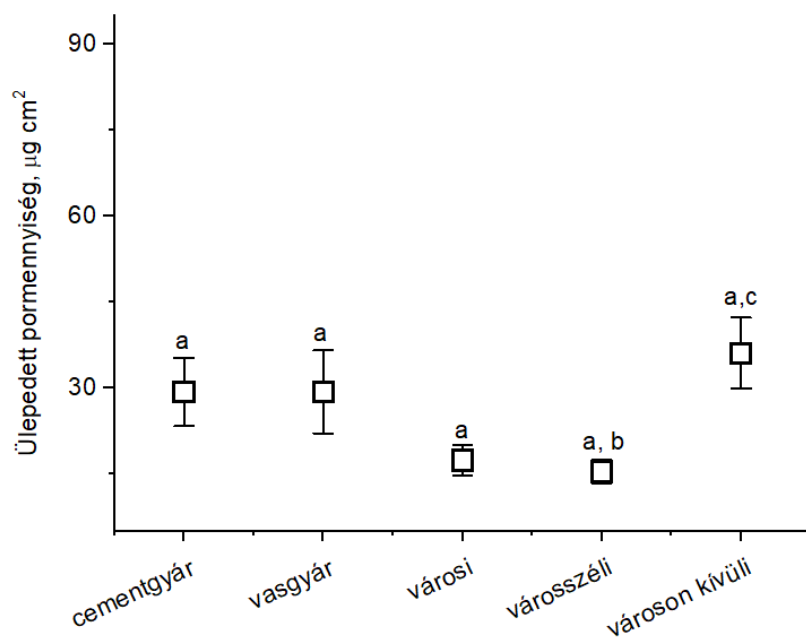
4. táblázat. A városon kívüli területről gyűjtött *P. alba* és *A. pseudoplatanus* levélre ülepedett por és levél elemösszetétele (átlag $\pm$ SE, mg/kg, illetve g/kg száraz anyagra vonatkoztatva). A felső indexben jelölt betűk a szignifikáns különbséget jelölik a fajok között egyrészt a porminta, másrészt a levélminta alapján ($p < 0,05$).

Elemek	Porminta		Levélminta	
	<i>P. alba</i>	<i>A. pseudoplatanus</i>	<i>P. alba</i>	<i>A. pseudoplatanus</i>
Al, mg/kg	341 $\pm$ 71	360 $\pm$ 77	135 $\pm$ 11	177 $\pm$ 34
As, mg/kg	1,4 $\pm$ 0,3	1,2 $\pm$ 0,2	<0,8	<0,8
Ba, mg/kg	54 $\pm$ 25	31 $\pm$ 3	9,8 $\pm$ 1,1	11,0 $\pm$ 1,9
Ca, g/kg	27 $\pm$ 1	26 $\pm$ 4	24 $\pm$ 2	35 $\pm$ 8
Cd, mg/kg	<0,4	<0,4	0,02 $\pm$ 0,01	0,7 $\pm$ 0,3 ^a
Co, mg/kg	1,6 $\pm$ 0,3	0,7 $\pm$ 0,2	<0,5	<0,5
Cu, mg/kg	21 $\pm$ 5	20 $\pm$ 2	5,1 $\pm$ 1,0	14 $\pm$ 4 ^a
Fe, mg/kg	645 $\pm$ 152	705 $\pm$ 156	130 $\pm$ 8	182 $\pm$ 33
K, g/kg	157 $\pm$ 23	162 $\pm$ 11	4,5 $\pm$ 0,2	7,3 $\pm$ 1,5 ^a
Li, mg/kg	<0,6	<0,6	0,7 $\pm$ 0,1	1,4 $\pm$ 0,5
Mg, g/kg	12 $\pm$ 4	8,5 $\pm$ 1,2	4,1 $\pm$ 0,1	5,6 $\pm$ 0,7 ^a
Mn, mg/kg	<0,9	<0,9	76 $\pm$ 16	55 $\pm$ 11
Na, g/kg	5,1 $\pm$ 0,9	5,0 $\pm$ 0,4	0,4 $\pm$ 0,1	0,5 $\pm$ 0,1
Pb, mg/kg	4,5 $\pm$ 1,1	5,8 $\pm$ 0,7	<0,3	<0,3
P, g/kg	6,0 $\pm$ 0,8	4,5 $\pm$ 0,2	3,5 $\pm$ 0,2	4,7 $\pm$ 1,1
Se, mg/kg	1,3 $\pm$ 0,1	1,4 $\pm$ 0,2	<0,2	<0,2
S, g/kg	8,8 $\pm$ 1,5	10 $\pm$ 3	2,2 $\pm$ 0,1	2,8 $\pm$ 0,4
Sr, mg/kg	202 $\pm$ 23	166 $\pm$ 20	46 $\pm$ 5	90 $\pm$ 17 ^a
Zn, mg/kg	321 $\pm$ 107	203 $\pm$ 20	55 $\pm$ 7	309 $\pm$ 111 ^a

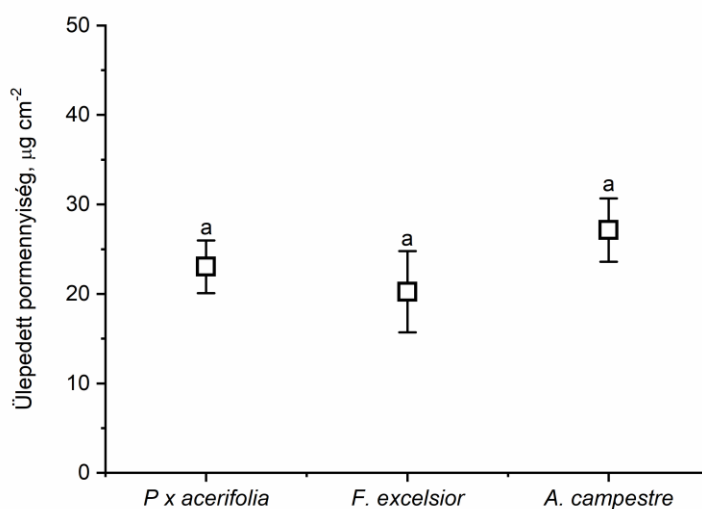
4.3. Légszennyezettség vizsgálatára vonatkozó eredmények falevelek és falevélre ülepedett por elemösszetétele alapján Miskolc városában

4.3.1 Ülepedett por koncentráció eredményei

Marginális szignifikáns különbséget tapasztaltunk a vizsgált területek között a levélen megülepedett por koncentráció alapján ($F = 6,938$; $p = 0,044$) (11. ábra). Szignifikánsan kisebb por koncentráció volt jellemző a városszéli területen, mint a városon kívülin ($p = 0,020$). Hasonló szignifikáns eredményt tapasztaltunk a vizsgált fajok összehasonlítása alapján is ($F = 24,070$; $p = 0,040$) (12. ábra).



11. ábra. Ülepedett pormennyiség a gradiens mentén

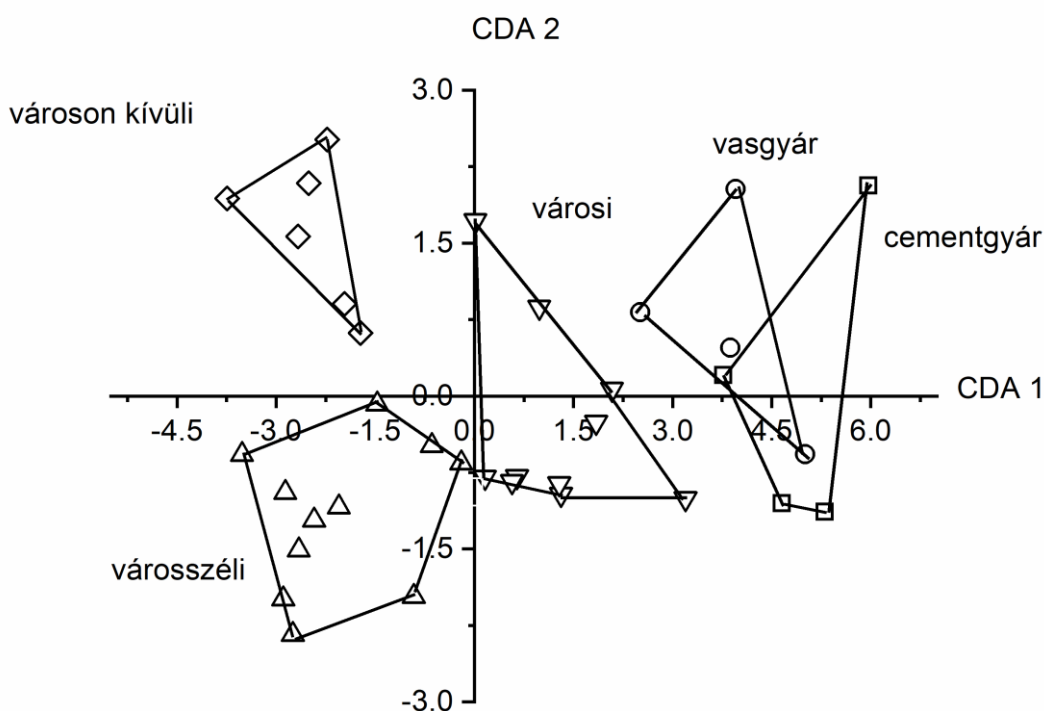


12. ábra. Ülepedett por koncentráció a vizsgált fajok alapján Miskolc városában.

4.3.2. Ülepedett por és levélszövet elemösszetételének eredményei

Szignifikáns elkülönülést tapasztaltunk a vizsgált területek között a levélre ülepedett por elemösszetétele alapján az első, a második és a harmadik diszkriminancia tengely esetében is

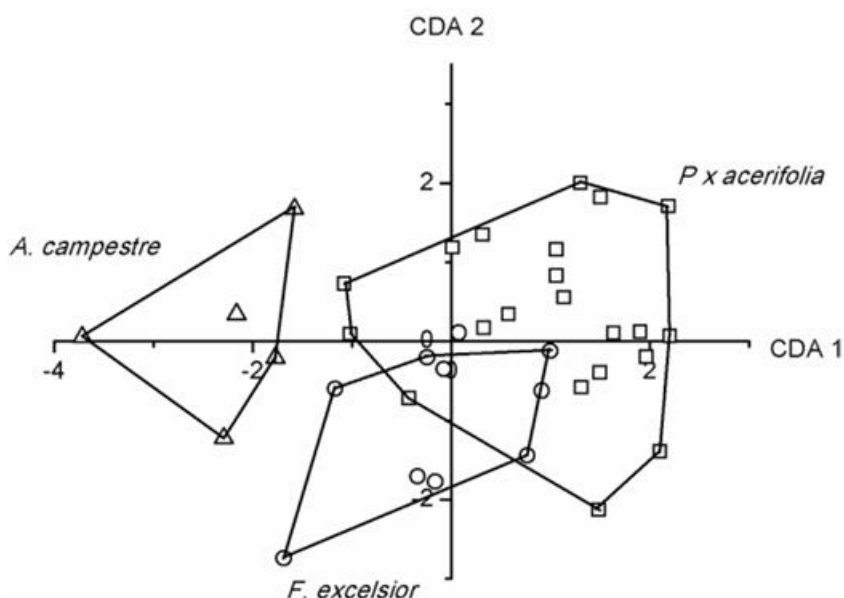
kanonikus diszkriminancia analízist alkalmazva (CDA). Kisebb átfedést a vasgyár és cementgyár, illetve a városi és városszéli mintavételi területek között tapasztaltunk (13. ábra). Az első diszkriminancia tengely a Na koncentrációval korrelált negatívan ($r = -0,221$), a második diszkriminancia tengely pedig az Al-koncentrációval ($r = -0,486$). A harmadik diszkriminancia tengely esetében a Fe- ($r = 0,509$), Sr- ($r = 0,396$), Pb- ($r = 0,388$), Mn- ($r = 0,349$), Cd- ($r = 0,339$), Cu- ($r = 0,335$), Zn ($r = 0,334$) és Ba- ($r = 0,315$) koncentrációval mutatott pozitív korrelációt. A Cr- ($r = 0,342$) koncentráció a negyedik diszkriminancia tengellyel korrelált pozitívan.



13. ábra. Az ülepedett por elemösszetételének (mg/kg száraz anyagra vonatkoztatva) biplotja kanonikus diszkriminancia-analízist alkalmazva (CDA) a vizsgált területek alapján

A vizsgált fajok alapján a levélre ülepedett por elemösszetétele alapján az első diszkriminancia tengelyre vonatkozóan tapasztaltunk szignifikáns elkülönülést ($p = 0,008$), a második esetében viszont nem ($p = 0,624$). Az ülepedett por elemösszetétele alapján átfedést a *P. × acerifolia* és *F. excelsior*, valamint *F. excelsior* és *A. campestre* fajok között tapasztaltunk (14. ábra). Az első diszkriminancia tengely az Al- ($r = -0,210$) és Fe- koncentrációval ($r = -0,135$) korrelált negatívan. A Mn- ($r = 0,139$) és Pb- ($r = 0,038$) koncentráció pozitívan korrelált az első diszkriminancia tengellyel. A Cd- ($r = 0,359$), Ba- ($r = 0,095$), Cu- ($r = 0,061$) és Cr- ($r = 0,052$)

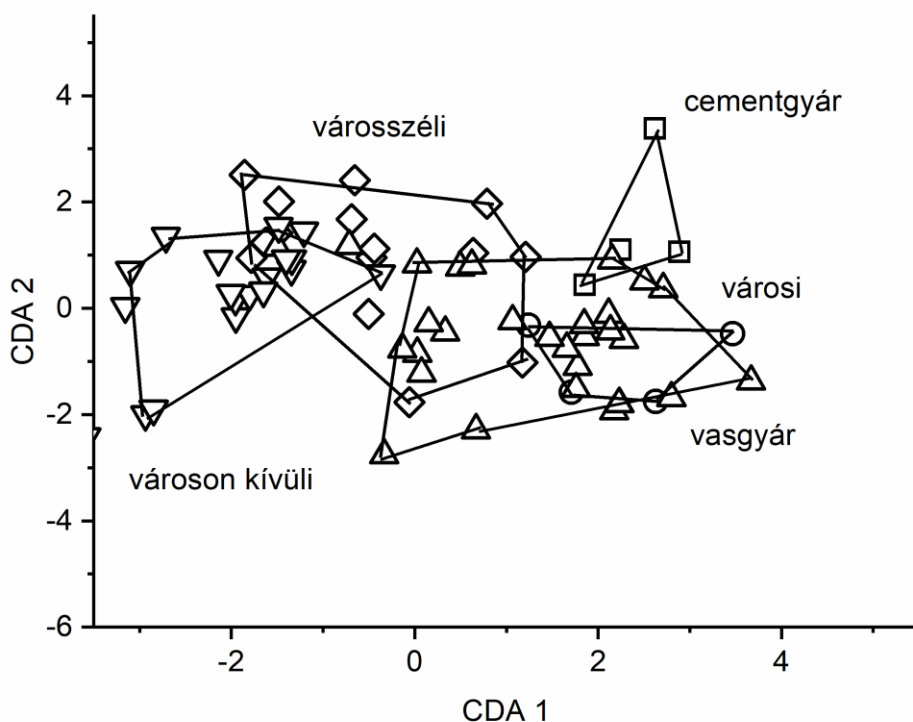
koncentrációk esetében pozitív korrelációt tapasztaltunk a második diszkriminancia tengellyel, de negatív korrelációt az alábbi elemekkel mutatott; Sr ($r = -0,232$), Si ($r = -0,223$), Na ($r = -0,124$) és Zn ($r = -0,113$).



14. ábra. A vizsgált fajok levélre ülepedett por elemösszetételének (mg/kg száraz anyagra vonatkoztatva) biplotja kanonikus diszkriminancia-analízis (CDA) alapján

Két utas varianciaanalízist (GLM-ANOVA) alkalmazva szignifikáns különbséget az egyes területek között az alábbi elemek koncentrációja alapján tapasztaltunk: Al ($F = 4,022$, $p = 0,011$), Cd ($F = 6,299$; $p = 0,001$), Cr ($F = 2,865$; $p = 0,042$), Fe ($F = 3,688$; $p = 0,016$), Na ($F = 6,548$; $p = 0,001$), Pb ($F = 4,014$; $p = 0,011$), Si ($F = 3,455$; $p = 0,021$), Sr ($F = 3,935$; $p = 0,012$) és Zn ($F = 4,335$; $p = 0,007$) a levélen megülepedett porban. A legnagyobb Al-, Fe- és Si-koncentrációt a városszéli területről gyűjtött, míg szignifikánsan nagyobb Cd-koncentrációt a vasgyár területéről gyűjtött leveleleken megülepedett pormintákban tapasztaltunk. A legnagyobb Na- és Zn-koncentrációt a városon kívüli területekről gyűjtött minták esetében mutattuk ki (5. táblázat). Szignifikáns különbséget a fajok között a levélen megülepedett por esetében csak a Na-koncentrációra vonatkozóan kaptunk ($F = 5,041$; $p = 0,013$). Szignifikánsan nagyobb Na-koncentrációt a *P. x acerifolia* levélen megülepedett por esetében tapasztaltunk ($p < 0,05$).

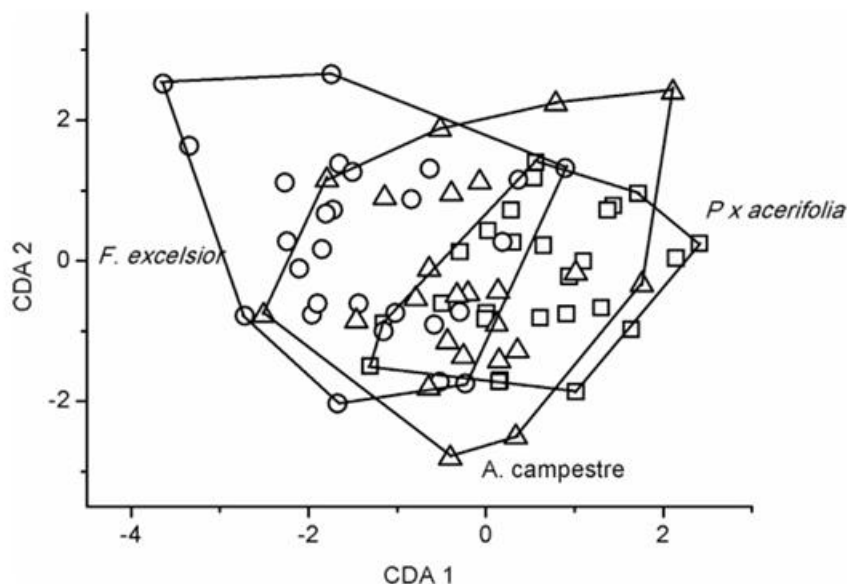
A vizsgált fajok levélszövetében mért elemösszetétel alapján a mintavételi területek elkülönültek egymástól kanonikus diszkriminanciaanalízis (CDA) alapján. Kisebb átfedés a cementgyár és városi terület között látható (15. ábra). Az első és második diszkriminancia tengelyek esetében tapasztaltunk szignifikáns különbséget ($p < 0,01$). Az első diszkriminancia tengely pozitív korrelációt mutatott a Si- ($r = 0,531$), Ba- ($r = 0,470$), Cd- ($r = 0,262$) és Cu- ($r = 0,260$) koncentrációval, míg a második diszkriminancia tengely a Sr- ($r = 0,412$) és Mn- ($r = 0,317$) koncentrációval. A harmadik diszkriminancia tengely pozitívan korrelált a Zn- ($r = 0,389$) és negatívan az Al- ($r = -0,366$) koncentrációval. A negyedik diszkriminancia tengely negatív korrelációt mutatott a Na- ($r = -0,473$) és Pb- ($r = -0,359$) koncentrációkkal, míg pozitív korrelációt tapasztaltunk a tengely és a Fe- ($r = 0,452$) és Cr- ($r = 0,387$) koncentrációk között.



15. ábra. A vizsgált fajok levélszövetében mért elemösszetétel (mg/kg száraz anyagra vonatkoztatva) biplotja kanonikus diszkriminancia-analízist alkalmazva (CDA) a mintavételi területek alapján

A vizsgált fajok levélszövetében mért elemösszetétele alapján jelentős elkülönülést nem tapasztaltunk, sőt jelentős átfedés volt jellemző mindhárom faj esetében (16. ábra) ($p > 0,05$). Az első diszkriminancia tengely pozitívan korrelált az Pb- ($r = 0,484$), Fe- ($r = 0,232$), Cr- ($r = 0,164$), Si ($r = 0,155$) és Al- ($r = 0,127$) koncentrációkkal, míg negatív kapcsolatot mutatott a levélszövetben mért Zn- ($r = -0,190$) és Na- ($r = -0,115$) koncentrációkkal. A második

diszkriminancia tengely negatívan korrelált a Ba- ($r = -0,381$) és Cd- ($r = -0,143$) koncentrációval. Pozitív volt a korreláció a második diszkriminancia tengely és a Sr- ($r = 0,275$), Mn- ($r = 0,244$) és Cu- ($r = 0,036$) koncentráció között.



16. ábra. A fajok levélszövetében mért elemösszetétel (mg/kg száraz anyagra vonatkoztatva) biplotja kanonikus diszkriminancia-analízist alkalmazva (CDA) a vizsgált fajok alapján

A levélszövetben mért elemek közül a következők koncentrációja alapján tapasztaltunk szignifikáns különbséget a területek között: Al ($F = 3,313$; $p = 0,025$), Ba ($F = 12,590$; $p < 0,001$), Cr ($F = 6,167$; $p < 0,001$), Cu ($F = 4,286$; $p = 0,008$), Fe ($F = 5,494$; $p = 0,002$), Mn ($F = 3,614$; $p = 0,017$), Si ($F = 12,184$; $p < 0,001$), Sr ($F = 3,756$; $p = 0,015$) és Zn ($F = 3,422$; $p = 0,022$). Szignifikánsan nagyobb Al-koncentrációt mutattunk ki a cementgyár területéről gyűjtött levelekben, mint a városon kívüli terület esetében (6. táblázat). A Ba-, Cu- és Sr-koncentráció szignifikánsan nagyobb volt valamennyi területről gyűjtött levélszövetben, mint a városon kívüli területről gyűjtött mintákban. A Cr- és Mn-koncentráció a városi mintákban volt nagyobb, mint a városszéli és városon kívüli esetekben. A Na és Zn a legnagyobb koncentrációban a városszéli területről gyűjtött levelekben lett kimutatva.

A fajok közötti összehasonlítás során a Ba- ($F = 4,525$; $p = 0,020$) és Si- ($F = 0,496$; $p = 0,015$) koncentráció alapján különböztek a vizsgált fajok. Szignifikánsan nagyobb Ba-koncentrációt a *P. x acerifolia* levelekben tapasztaltunk. Míg a Si-koncentráció szignifikánsan nagyobb volt a *P. x acerifolia* levelekben, mint az *A. campestre* levélszövetben.

4.3.3. Az ülepedett por és levélszövet szervesanyag-tartalma, korrelációjuk az elemösszetétel eredményeivel

Az ülepedett por szervesanyag-tartalma alapján nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget sem a mintavételi területek, ($F_{4,8} = 1,668$; $p = 0,180$) sem a fajok között ($F_{4,8} = 0,538$; $p = 0,589$). Az ülepedett por szervesanyag-tartalma az egyes területeken az alábbi volt (átlag $\pm$ SE): cementgyár: $57 \pm 19\%$, vasgyár: $77 \pm 11\%$, városi: $77 \pm 12\%$, városszéli: $64 \pm 22\%$, és városon kívüli: $75 \pm 11\%$. Az ülepedett por szervesanyag-tartalma $67 \pm 21\%$ volt a *P. × acerifolia* leveleken, $73 \pm 18\%$ volt a *F. excelsior* és $70 \pm 13\%$ volt az *A. campestre* leveleken.

Hasonló eredményt mutattunk ki a levélszövet szervesanyag-tartalma alapján is, miszerint sem a területek ($F_{4,8} = 1,445$; $p = 0,305$), sem a fajok alapján ($F_{2,6} = 4,580$; $p = 0,066$) nem volt jelentős különbség. A levélszövet szervesanyag-tartalma az alábbiak szerint alakult; cementgyár: $89 \pm 1\%$, vasgyár: 91 ± 1 , városi: 90 ± 3 , városszéli: $92 \pm 2\%$ és városon kívüli terület: 90 ± 3 . A levél szervesanyag-tartalma pedig az egyes fajok alapján a következő volt: *P. × acerifolia*: $91 \pm 2\%$, *F. excelsior*: $89 \pm 4\%$ és *A. campestre*: $92 \pm 1\%$.

Az ülepedett por szervesanyag-tartalma negatívan korrelált az ülepedett por Cu- ($r = -0,344$; $p = 0,021$), Na- ($r = -0,301$; $p = 0,044$) és Zn- ($r = -0,317$; $p = 0,034$) koncentrációjával. A levélszövet szervesanyag-tartalma pedig negatívan korrelált az Al-, Ba- és Sr-koncentrációkkal (Al: $r = -0,353$; $p = 0,002$; Ba: $r = -0,334$; $p = 0,003$; Sr: $r = -0,340$; $p = 0,002$). Pozitív korrelációt a levélszövet szerves anyag és elemösszetétele között csak a Zn esetében tapasztaltunk ($r = 0,285$; $p = 0,012$).

5. táblázat. A levélen megülepedett por elemösszetétele (átlag ± SE) a mintavételi helyek és vizsgált fajok alapján

Mintavételi terület	Fajok	Elemek (mg/kg)											
		Al	Ba	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Na	Pb	Si	Sr	Zn
cementgyár	<i>P x acerifolia</i>	480 ± 39	54 ± 6	4 ± 1	5 ± 4	17 ± 5	248 ± 49	140 ± 10	859 ± 128	25 ± 6	589 ± 92	40 ± 8	49 ± 12
vasgyár	<i>P x acerifolia</i>	749 ± 224	94 ± 29	8 ± 3	4 ± 2	19 ± 6	540 ± 178	203 ± 50	1285 ± 533	62 ± 20	1827 ± 711	81 ± 28	105 ± 46
városi	<i>P x acerifolia</i>	1683 ± 351	121 ± 26	6 ± 1	12 ± 3	48 ± 5	1111 ± 112	364 ± 68	3660 ± 640	98 ± 13	2893 ± 289	134 ± 314	213 ± 29
	<i>F. excelsior</i>	1388 ± 253	183 ± 34	5 ± 1	4 ± 1	33 ± 5	1070 ± 208	200 ± 1	2586 ± 453	87 ± 18	2129 ± 388	212 ± 14	138 ± 21
	<i>A. campestre</i>	1608 ± 75	66 ± 6	1 ± 1	6 ± 1	21 ± 2	989 ± 58	232 ± 32	1051 ± 158	45 ± 2	1284 ± 50	59 ± 5	76 ± 2
városszéli	<i>P x acerifolia</i>	2019 ± 874	77 ± 15	1 ± 1	6 ± 2	31 ± 10	1096 ± 428	200 ± 73	4805 ± 1173	95 ± 14	2381 ± 431	123 ± 4	140 ± 15
	<i>F. excelsior</i>	2011 ± 732	98 ± 31	1 ± 1	5 ± 6	31 ± 13	1156 ± 439	221 ± 71	3105 ± 819	80 ± 25	4046 ± 1666	96 ± 28	143 ± 39
	<i>A. campestre</i>	2212 ± 623	98 ± 31	1 ± 1	6 ± 2	28 ± 8	1251 ± 377	145 ± 59	2306 ± 393	65 ± 14	3086 ± 1327	81 ± 12	153 ± 40
városon kívüli	<i>P x acerifolia</i>	996 ± 488	93 ± 13	n.d.	15 ± 6	40 ± 1	934 ± 347	197 ± 14	5952 ± 2036	96 ± 44	3414 ± 1272	169 ± 25	264 ± 37
	<i>F. excelsior</i>	533 ± 91	45 ± 13	n.d.	7 ± 2	17 ± 1	488 ± 130	268 ± 69	1961 ± 724	51 ± 20	1813 ± 499	77 ± 21	124 ± 45
	<i>A. campestre</i>	805 ± 227	63 ± 21	n.d.	22 ± 1	45 ± 9	756 ± 251	198 ± 78	4286 ± 1241	63 ± 44	4176 ± 1065	159 ± 16	308 ± 37

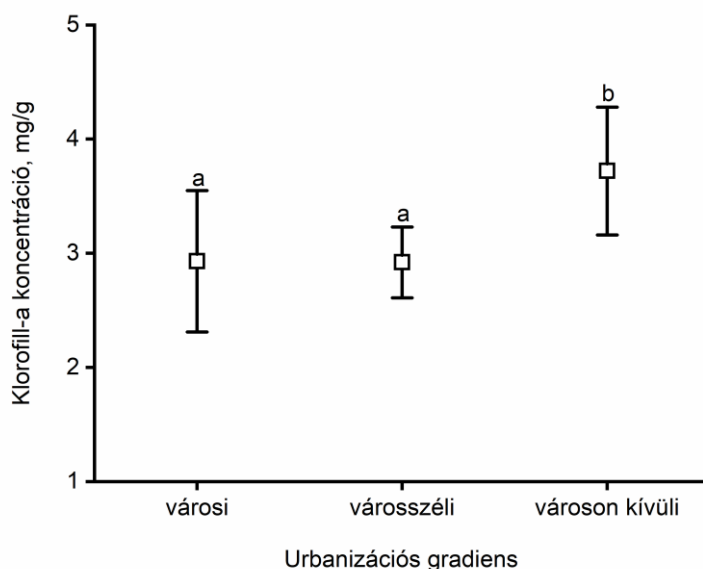
6. táblázat. A levélszövetben mért elemösszetétel (átlag ± SE) a mintavételi helyek és vizsgált fajok alapján

Mintavételi terület	Fajok	Elemek (mg/kg)										
		Al	Ba	Cr	Cu	Fe	Mn	Na	Pb	Si	Sr	Zn
cementgyár	<i>P x acerifolia</i>	276 ± 56	73 ± 10	1,4 ± 0,3	11,0 ± 1,2	209 ± 19	148 ± 23	144 ± 7	13 ± 1	723 ± 81	127 ± 8	34 ± 11
vasgyár	<i>P x acerifolia</i>	206 ± 36	46 ± 6	1,4 ± 0,4	9,1 ± 1,4	200 ± 37	176 ± 22	131 ± 13	14 ± 1	728 ± 51	169 ± 14	26 ± 8
városi	<i>P x acerifolia</i>	188 ± 15	58 ± 8	1,1 ± 0,3	10,3 ± 1,2	172 ± 19	361 ± 51	105 ± 15	9 ± 2	549 ± 65	109 ± 8	32 ± 10
	<i>F. excelsior</i>	257 ± 57	48 ± 6	3,0 ± 0,7	11,5 ± 0,3	258 ± 15	228 ± 133	141 ± 26	12 ± 1	484 ± 56	157 ± 18	24 ± 3
	<i>A. campestre</i>	184 ± 21	37 ± 4	1,2 ± 0,2	10,8 ± 0,1	198 ± 21	326 ± 134	134 ± 24	10 ± 1	776 ± 128	100 ± 17	26 ± 2
városszéli	<i>P x acerifolia</i>	139 ± 27	51 ± 7	0,4 ± 0,3	9,6 ± 0,3	137 ± 20	112 ± 24	129 ± 14	11 ± 1	725 ± 38	97 ± 15	38 ± 4
	<i>F. excelsior</i>	164 ± 23	49 ± 7	0,6 ± 0,3	8,9 ± 1,9	173 ± 29	106 ± 34	225 ± 10	12 ± 1	558 ± 113	106 ± 21	27 ± 10
	<i>A. campestre</i>	176 ± 25	33 ± 2	0,5 ± 0,2	9,8 ± 1,0	160 ± 10	97 ± 17	215 ± 24	12 ± 1	621 ± 46	91 ± 12	40 ± 12
városon kívüli	<i>P x acerifolia</i>	169 ± 29	27 ± 1	0,6 ± 0,1	6,0 ± 0,8	141 ± 22	94 ± 30	232 ± 36	11 ± 1	775 ± 69	52 ± 2	22 ± 8
	<i>F. excelsior</i>	136 ± 12	13 ± 2	0,4 ± 0,2	6,7 ± 0,4	146 ± 3	77 ± 20	111 ± 11	11 ± 1	491 ± 37	42 ± 1	24 ± 1
	<i>A. campestre</i>	135 ± 23	21 ± 1	0,7 ± 0,2	4,3 ± 0,8	115 ± 19	132 ± 17	102 ± 20	11 ± 1	562 ± 34	67 ± 1	23 ± 2

4.4. Klorofill-a koncentráció bioindikátorként való alkalmazásának lehetőségeire vonatkozó eredmények

4.4.1 Klorofill-a koncentráció változás az urbanizációs gradiens mentén *C. occidentalis* levelek alapján

Szignifikáns különbséget figyeltünk meg varianciaanalízist (ANOVA) alkalmazva az urbanizációs gradiens mentén a *C. occidentalis* levelek klorofill-a koncentrációjában ($p < 0.05$). A legnagyobb klorofill-a koncentrációt a városon kívüli területről gyűjtött levelekben tapasztaltuk. Mind a városi, mind a városszéli területekről gyűjtött levelek szignifikánsan kisebb klorofill-a koncentrációval rendelkeztek (17. ábra).

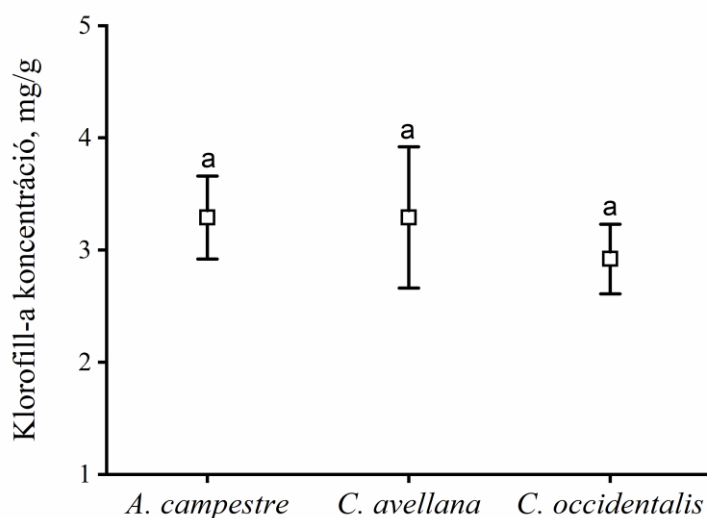


17. ábra. *C. occidentalis* levél klorofill-a koncentráció változása az urbanizációs gradiens mentén (átlag $\pm$ SE, mg/g nedves tömeg)

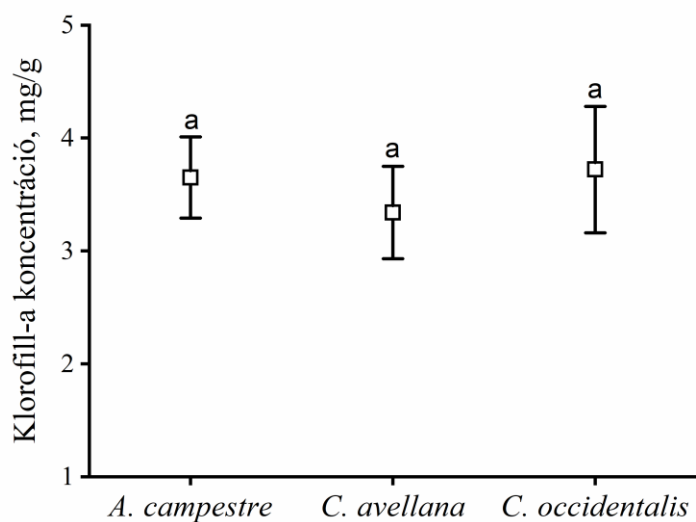
4.4.2. Klorofill-a koncentráció a vizsgált fajok alapján

A fajok közötti összehasonlítást a városszéli és városon kívüli területről gyűjtött *C. occidentalis*, *C. avellana* and *A. campestre* levelek alapján tudtuk tesztelni. A vizsgált fajok leveleiben mért klorofill-a koncentrációban nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget ($p > 0.05$). A legkisebb klorofill-a koncentrációt mindkét mintavételi hely esetében a *C.*

occidentalis levelekben mértük. A *C. avellana* és *A. campestre* klorofill- a koncentrációja közel azonos volt a városszéli területen (18. ábra). A városon kívüli területen a legnagyobb klorofill- a koncentrációt a *C. occidentalis* levelekben tapasztaltuk, míg a legalacsonyabbat a *C. avellana* levelekben (19. ábra).



18. ábra. Különböző fajok leveleiben mért klorofill-a koncentráció (átlag $\pm$ SE, mg/g nedves tömeg) a városszéli területen

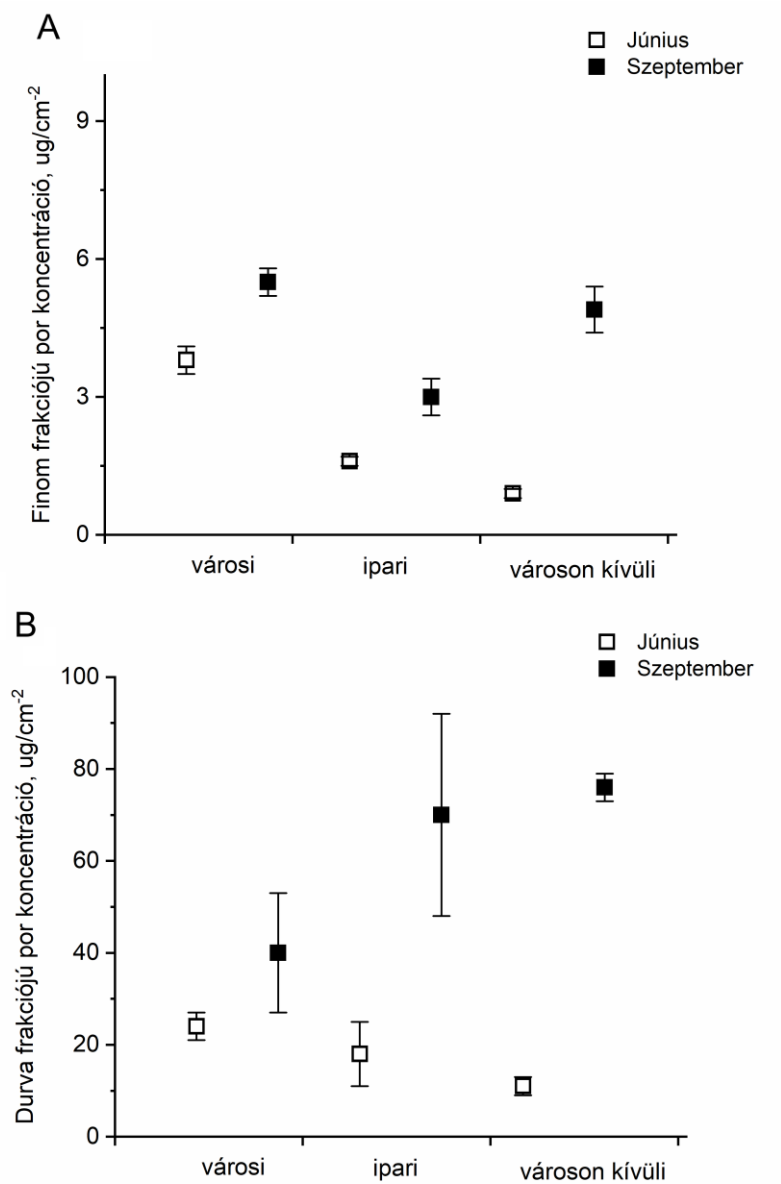


19. ábra. Különböző fajok leveleiben mért klorofill-a koncentráció (átlag $\pm$ SE, mg/g nedves tömeg) a városon kívüli területen

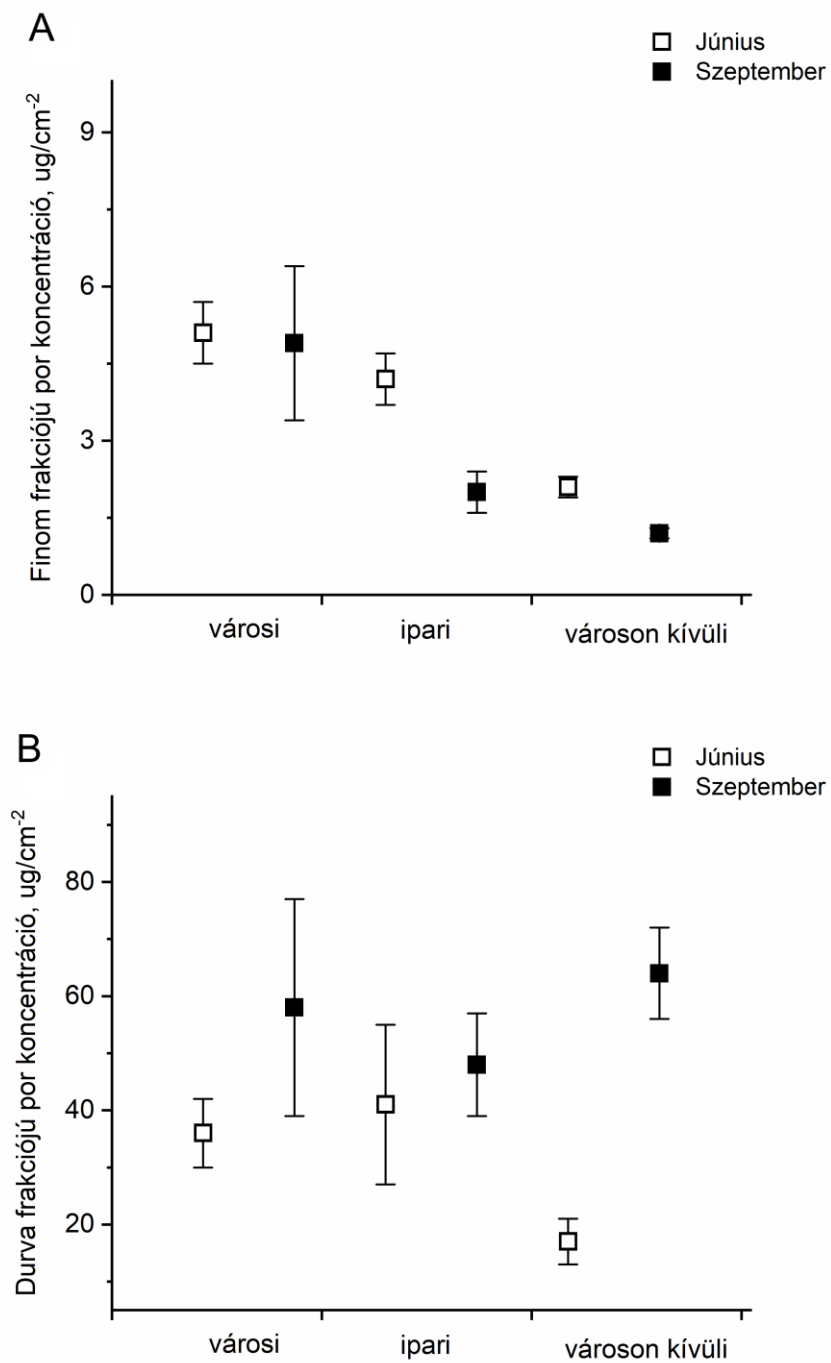
4.5. Légszennyezettségi tolerancia index tesztelésének eredményei

4.5.1. Ülepedett por koncentráció vizsgálata

A *C. occidentalis* leveleken megülepedett porkoncentrációra vonatkozóan mind a finom, mind a durva frakciójú por tekintetében szignifikáns különbséget tapasztaltunk a vizsgált mintavételi területek között (finom frakció: $F = 26,260$; $p = 0,001$; durva frakció: $F = 24,763$; $p < 0,001$) (20. ábra.) A *T. europaea* leveleken megülepedett porminták esetében csak a durva frakció tartalma különbözött az urbanizációs gradiens mentén ($F = 4,827$; $p = 0,043$) (21. ábra). A vizsgált hónapok között a *C. occidentalis* esetében nem, míg a *T. europaea* leveleken megülepedett por koncentrációban jelentős különbséget mutattunk ki a hónapok között ($t = 2,880$; $p = 0,016$) (21. ábra). Szignifikáns különbség a fajok között a levélen megülepedett por koncentráció alapján nem volt kimutatható (finom frakció: $t = -0,247$; $p = 0,805$; durva frakció: $t = 0,638$; $p = 0,525$).



20. ábra. Finom (A) és durva (B) frakciójú por koncentráció (átlag $\pm$ SE) *C. occidentalis* leveleken az urbanizációs gradiens mentén



21. ábra. Finom (A) és durva (B) frakciójú por koncentráció (átlag $\pm$ SE) *T. europaea* leveleken az urbanizációs gradiens mentén

4.5.2. Elemösszetétel és APTI eredmények

Statisztikailag elemeztük az APTI értékek, illetve az APTI paraméterek, valamint a levélen megülepedett por koncentráció és levélszövet elemösszetétele közötti különbséget az urbanizációs gradiens mentén (városi, városszéli és városon kívüli területek), a hónapok

(június és szeptember) és a fajok alapján. A *T. europaea* levelek alapján az urbanizációs gradiens mentén szignifikáns különbséget tapasztaltunk a relatív nedvességtartalom ($F = 9,602$; $p = 0,002$), a levél extraktum pH-ja ($F = 3,760$; $p = 0,048$), az APTI értékek ($F = 4,310$; $p = 0,033$), és a levélszövet Al- ($F = 60,953$; $p < 0,001$), Ba- ($F = 9,894$; $p = 0,013$), Cr- ($F = 37,080$; $p < 0,001$), Cu- ($F = 7,719$; $p = 0,022$), Fe- ($F = 88,037$; $p < 0,001$), K- ($F = 5,240$; $p = 0,048$), Mn- ($F = 7,968$; $p = 0,020$), Na- ($F = 14,096$; $p = 0,005$) és Sr-koncentrációja ($F = 26,545$; $p = 0,002$) alapján (7. és 8. táblázat).

Az összklorofill koncentráció ($F = 4,350$; $p = 0,004$) és a levélszövetben mért Ba- ($F = 15,512$; $p = 0,007$), Ca- ($F = 16,670$; $p = 0,006$), Cr- ($F = 6,576$; $p = 0,040$), Mg- ($F = 19,331$; $p = 0,004$), Mn- ($F = 6,067$; $p = 0,046$), Na- ($F = 11,178$; $p = 0,014$) és Sr- ($F = 26,545$; $p = 0,002$) koncentrációk esetében tapasztaltunk különbséget a mintavételi helyek között a *C. occidentalis* levelek alapján.

A *T. europaea* levelek valamennyi vizsgált paramétere alapján különbséget tapasztaltunk a hónapok, azaz július és szeptember között, kivéve az összklorofill koncentrációt (7. és 8. táblázat). Hasonló eredményt kaptunk a *C. occidentalis* levelekre vonatkozóan, kivéve az aszkorbinsav koncentrációt. A fajok összehasonlítása alapján megállapítottuk, hogy nagyobb aszkorbinsav koncentrációval, magasabb pH értékkel és nagyobb relatív nedvességtartalommal és APTI értékkel rendelkezik a *C. occidentalis*, mint a *T. europaea*.

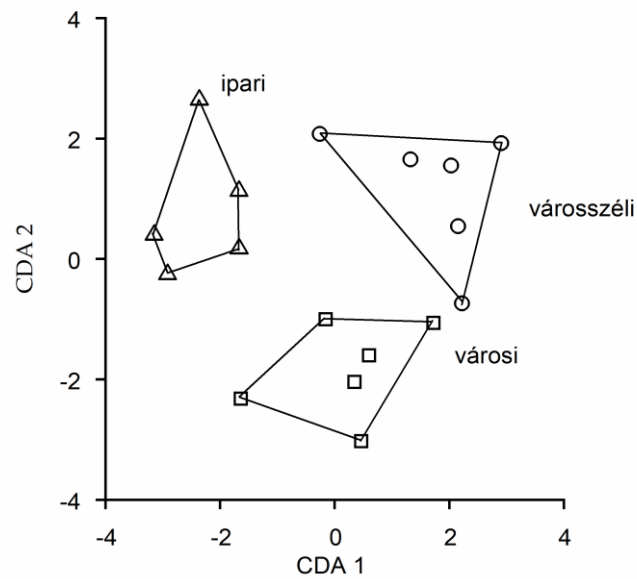
4.5.3. Ülededett por és APTI eredmények a vizsgált területek alapján kanonikus diszkriminanciaanalízissel

Kanonikus diszkriminanciaanalízist (CDA) alkalmaztunk, mely során az első tengely 59 %-ban, a második tengely 41 %-ban magyarázta a varianciákat a *C. occidentalis* esetében (9. táblázat). A *T. europaea*-ra vonatkozó eredmények esetében 62,7%-os értéket kaptunk az első tengelyre, illetve 37,3%-ban magyarázta a varianciákat a második tengely. Szignifikáns különbséget mindkét tengelyre vonatkozóan a *C. occidentalis* eredményei alapján kaptunk, míg a *T. europaea* esetében a CDA csak az első tengely alapján mutatott szignifikáns elkülönülést. Mindkét faj esetében teljes elkülönülés látható a diszkriminanciaanalízis biplot ábrákon (22. ábra).

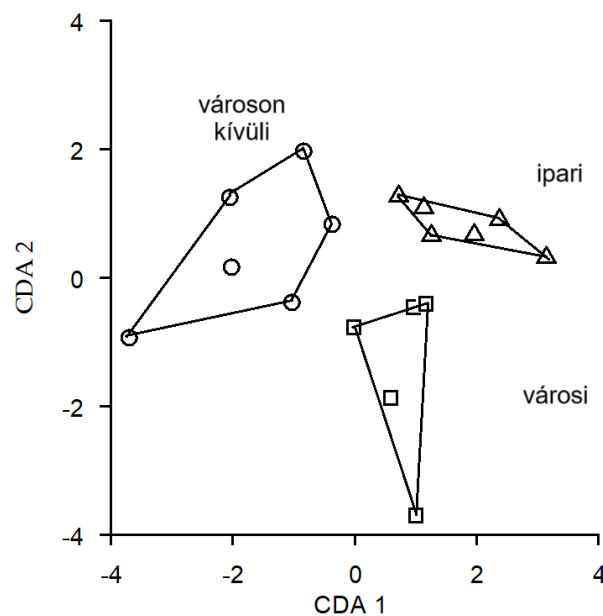
9. táblázat. Kanonikus diszkriminanciaanalízis eredményei a vizsgált fajok levelein ülepedett porra és légszennyezettségi index (APTI) paramétereire vonatkozó adatok alapján

Statisztikai paraméterek	<i>C. occidentalis</i>		<i>T. europaea</i>	
	CDA1	CDA2	CDA1	CDA2
Saját érték	3,3	2,3	2,0	1,2
Variancia %	59	41	62,7	37,3
Kummulatív %	59	100	62,7	100,0
Kanonikus korreláció	0,9	0,8	0,8	0,7
Wilks's lambda	0,1	0,3	0,2	0,5
Chi2	30,4	13,7	23,5	9,8
df	12	5	12	5
p érték	0,002	0,018	0,023	0,081

A *C. occidentalis* levelekre kapott eredmények közül az első diszkriminancia tengellyel az összklorofill koncentráció ($r = 0,379$) és relatív nedvességtartalom korrelált pozitívan ($r = 0,051$), míg az aszkorbinsav koncentrációra vonatkozóan negatív korrelációt ($r = -0,101$) mutattunk ki. A második tengely és a finom porfrakció koncentrációja ($r = 0,153$) és a levél extraktum pH-ja ($r = 0,036$) között pozitív, a durva frakciójú por koncentráció alapján pedig negatív korrelációt tapasztaltunk ($r = -0,297$). Pozitív korrelációt mutattunk ki az első tengely és a relatív nedvességtartalom ($r = 0,792$) között, míg negatív korrelációt a második tengely és a durva frakciójú portartalom ($r = -0,596$), levél extraktum pH-ja ($r = -0,495$), a klorofill ($r = 0,345$), aszkorbinsav ($r = -0,224$) és finom frakciójú por koncentráció ($r = -0,061$) között tapasztaltunk.



22. ábra. A kanonikus diszkriminanciaanalízis biplotja a *C. occidentalis* leveleken megüledett porkoncentráció, illetve a légszennyezettségi index (APTI) paramétereire alapján az urbanizációs gradiens mentén



23. ábra. A kanonikus diszkriminanciaanalízis biplotja a *T. europaea* leveleken megüledett por koncentráció, illetve a légszennyezettségi index (APTI) paramétereire alapján az urbanizációs gradiens mentén

7. táblázat. Légszennyezettségi tolerancia index (APTI) és paramétereinek eredménye (átlag $\pm$ SE) a mintavételi helyek, mintavételi hónapok és vizsgált fajok alapján

Faj	Hónap	Mintavételi hely	Paraméterek				APTI
			aszkorbinsav, mg/g	összklorofill, mg/g	pH	relatív nedvesség, %	
<i>T. europaea</i>	június	városi	0,9 $\pm$ 0,1	6,5 $\pm$ 0,4	6,5 $\pm$ 0,1	72 $\pm$ 1	8,3 $\pm$ 1
		ipari	1,0 $\pm$ 0,1	7,4 $\pm$ 0,7	6,6 $\pm$ 0,1	78 $\pm$ 4	9,2 $\pm$ 0,5
		városon kívüli	0,7 $\pm$ 0,1	8,3 $\pm$ 1,1	6,5 $\pm$ 0,1	60 $\pm$ 4	7,1 $\pm$ 0,5
	szeptember	városi	1,6 $\pm$ 0,3	5,8 $\pm$ 0,4	7,1 $\pm$ 0,1	78 $\pm$ 3	10 $\pm$ 1
		ipari	1,2 $\pm$ 0,1	7,0 $\pm$ 0,1	6,7 $\pm$ 0,1	76 $\pm$ 2	9,2 $\pm$ 0,1
		városon kívüli	1,3 $\pm$ 0,2	7,9 $\pm$ 1,9	6,5 $\pm$ 0,1	67 $\pm$ 4	8,6 $\pm$ 0,3
<i>C. occidentalis</i>	június	városi	1,8 $\pm$ 0,3	10 $\pm$ 1	8,9 $\pm$ 0,2	73 $\pm$ 1	11 $\pm$ 1
		ipari	2,6 $\pm$ 0,4	7,4 $\pm$ 0,5	9,0 $\pm$ 0,2	76 $\pm$ 3	12 $\pm$ 1
		városon kívüli	2,2 $\pm$ 0,1	17 $\pm$ 1	8,9 $\pm$ 0,2	72 $\pm$ 5	13 $\pm$ 1
	szeptember	városi	3,0 $\pm$ 1,0	5,4 $\pm$ 1,2	9,3 $\pm$ 0,2	93 $\pm$ 1	14 $\pm$ 1
		ipari	2,3 $\pm$ 0,9	3,9 $\pm$ 1,9	6,3 $\pm$ 3,1	61 $\pm$ 30	10 $\pm$ 4
		városon kívüli	2,8 $\pm$ 0,4	8,1 $\pm$ 0,4	9,3 $\pm$ 0,1	97 $\pm$ 1	15 $\pm$ 1

8. táblázat. Levélszövet elemösszetétele (átlag $\pm$ SE) a mintavételi helyek, mintavételi hónapok és vizsgált fajok alapján

	<i>T.europaea</i>						<i>C.occidentalis</i>					
	július			szeptember			július			szeptember		
	városi	ipari	városon kívüli	városi	ipari	városon kívüli	városi	ipari	városon kívüli	városi	ipari	városon kívüli
Al, g/kg	15 $\pm$ 2	22 $\pm$ 2	5,1 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	16 $\pm$ 5	22 $\pm$ 4	5,4 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1
Ba, mg/kg	100 $\pm$ 5	143 $\pm$ 6	24 $\pm$ 1	4,5 $\pm$ 0,5	11 $\pm$ 1	17 $\pm$ 3	103 $\pm$ 28	127 $\pm$ 24	24 $\pm$ 1	11 $\pm$ 2	13 $\pm$ 5	28 $\pm$ 2
Ca, g/kg	14 $\pm$ 1	11 $\pm$ 2	1,6 $\pm$ 0,5	15 $\pm$ 1	15 $\pm$ 1	13 $\pm$ 2	13 $\pm$ 4	12 $\pm$ 2	1,1 $\pm$ 0,1	44 $\pm$ 3	29 $\pm$ 14	24 $\pm$ 3
Cd, mg/kg	0,2 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,1	n,d,	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,1	n,d,	n,d,	n,d,	n,d,
Co, mg/kg	0,8 $\pm$ 0,3	1,2 $\pm$ 0,3	0,2 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	1,0 $\pm$ 0,4	1,2 $\pm$ 0,5	0,2 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1
Cr, mg/kg	27 $\pm$ 1	33 $\pm$ 2	7,4 $\pm$ 0,3	0,8 $\pm$ 0,2	2,9 $\pm$ 0,2	0,7 $\pm$ 0,2	29 $\pm$ 12	32 $\pm$ 5	7,8 $\pm$ 0,7	0,7 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,3	0,5 $\pm$ 0,1
Cu, mg/kg	17 $\pm$ 1	23 $\pm$ 1	3,7 $\pm$ 0,7	4,2 $\pm$ 0,5	5,7 $\pm$ 0,5	6,9 $\pm$ 0,5	17 $\pm$ 4	27 $\pm$ 11	3,0 $\pm$ 0,3	6,5 $\pm$ 0,8	5,7 $\pm$ 2,5	9,6 $\pm$ 0,8
Fe, g/kg	13 $\pm$ 1	20 $\pm$ 1	4,5 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,1	14 $\pm$ 3	21 $\pm$ 3	4,9 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,1
K, g/kg	5,0 $\pm$ 0,6	4,8 $\pm$ 0,3	1,3 $\pm$ 0,1	18 $\pm$ 2	10 $\pm$ 2	14 $\pm$ 1	4,9 $\pm$ 1,2	5,1 $\pm$ 0,7	1,4 $\pm$ 0,1	16 $\pm$ 4	7,5 $\pm$ 3,3	13 $\pm$ 1
Mg, g/kg	2,8 $\pm$ 0,3	3,5 $\pm$ 0,2	0,6 $\pm$ 0,1	4,9 $\pm$ 1,0	4,8 $\pm$ 0,3	3,2 $\pm$ 0,4	3,4 $\pm$ 0,7	4,2 $\pm$ 0,5	0,6 $\pm$ 0,1	3,9 $\pm$ 0,4	3,7 $\pm$ 1,7	2,7 $\pm$ 0,2
Mn, mg/kg	393 $\pm$ 32	404 $\pm$ 9	118 $\pm$ 6	31 $\pm$ 10	53 $\pm$ 5	100 $\pm$ 18	372 $\pm$ 93	425 $\pm$ 90	124 $\pm$ 4	50 $\pm$ 8	51 $\pm$ 22	80 $\pm$ 6
Na, g/kg	0,8 $\pm$ 0,1	1,4 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,9 $\pm$ 0,2	1,2 $\pm$ 0,2	0,2 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,1
Ni, mg/kg	14 $\pm$ 1	19 $\pm$ 1	3,9 $\pm$ 0,2	1,3 $\pm$ 0,4	1,3 $\pm$ 0,1	1,1 $\pm$ 0,1	15 $\pm$ 4	20 $\pm$ 3	3,9 $\pm$ 0,2	0,8 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,3	0,8 $\pm$ 0,1
Pb, mg/kg	20 $\pm$ 3	29 $\pm$ 2	3,6 $\pm$ 0,6	0,3 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,1	0,4 $\pm$ 0,1	17 $\pm$ 4	16 $\pm$ 3	3,4 $\pm$ 0,3	0,4 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,1
Sr, mg/kg	43 $\pm$ 3	57 $\pm$ 6	8,5 $\pm$ 1,6	32 $\pm$ 5	69 $\pm$ 3	40 $\pm$ 7	35 $\pm$ 4	48 $\pm$ 8	5,3 $\pm$ 0,4	80 $\pm$ 7	120 $\pm$ 62	42 $\pm$ 2
Zn, mg/kg	68 $\pm$ 2	82 $\pm$ 3	15 $\pm$ 2	10 $\pm$ 1	27 $\pm$ 13	13 $\pm$ 2	71 $\pm$ 17	82 $\pm$ 10	14 $\pm$ 1	14 $\pm$ 1	9,2 $\pm$ 3,4	13 $\pm$ 3

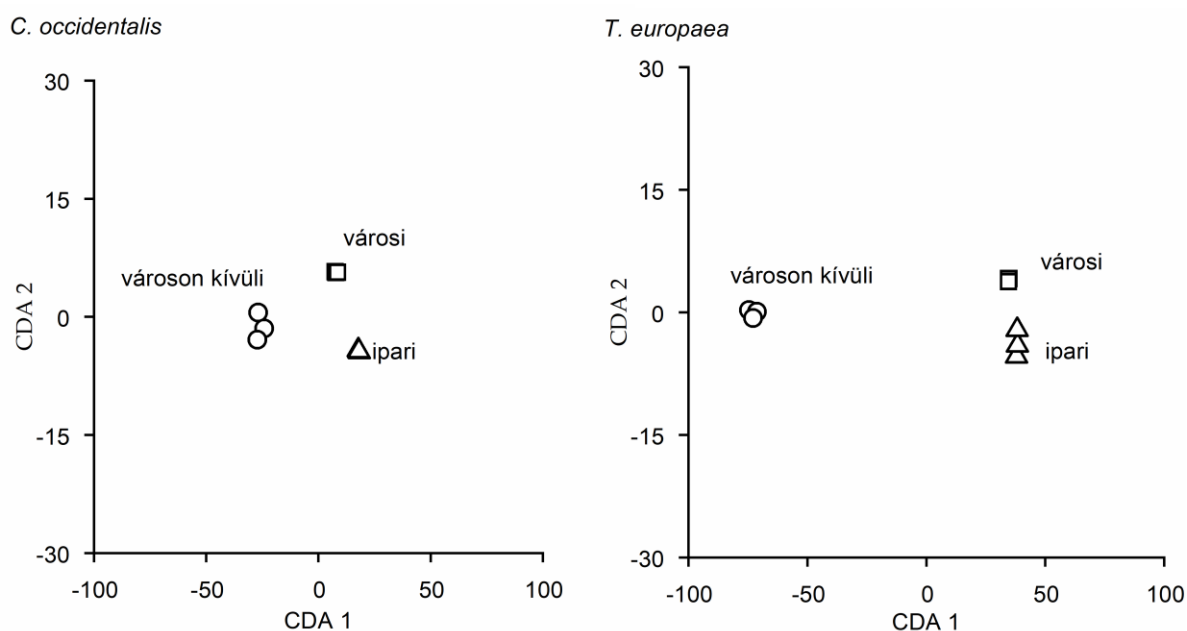
4.5.4. Levélszövet elemösszetétele alapján végzett kanonikus diszkriminanciaanalízis eredményei

Az előző alfejezetben leírt eredményekhez hasonlóan a levélszövet elemösszetételére vonatkozó kanonikus diszkriminanciaanalízis (CDA) mindkét tengely esetében szignifikáns különbséget mutatott, a *C. occidentalis* falevelekre vonatkozóan, viszont a *T. europaea* esetében csak az első tengelyre kaptunk jelentős különbséget ($p < 0,001$; 9. táblázat). A varianciákat az első tengely 95,3%-ban, a második tengely 4,7%-ban magyarázta a *C. occidentalis* levelek elemösszetétele alapján. A *T. europaea* levelek esetében 99,6%, míg 0,4% volt a teljes varianciák magyarázata az első és második tengelyre vonatkozóan (9 táblázat).

9. táblázat. Kanonikus diszkriminancia-analízis összefoglaló eredményei a vizsgált fajok levélszövetének elemösszetétele alapján

	<i>C. occidentalis</i>		<i>T. europaea</i>	
	CDA1	CDA2	CDA1	CDA2
Saját érték	532,6	26,3	3978,5	15,5
Variancia %	95,3	4,7	99,6	0,4
Kummulatív %	95,3	100,0	99,6	100,0
Kanonikus korreláció	1,0	0,9	1,0	0,9
Wilks's lambda	0,0	0,04	0,0	0,1
Chi2	33,6	11,6	38,8	9,8
df	12	5	12	5
p érték	0,001	0,041	<0,001	0,081

A *C. occidentalis* levelek elemösszetétele alapján végzett statisztikai értékelés szignifikáns korrelációt mutatott az első tengely és a Mg- ($r = 0,261$), Pb- ($r = 0,173$), Cu- ($r = 0,169$), Zn- ($r = 0,127$), Ni- ($r = 0,118$), Mn- ($r = 0,091$), Fe- ($r = 0,072$), Cd- ($r = 0,068$), Al- ($r = 0,063$), Ba- ($r = 0,063$), K- ($r = 0,057$) és Co- ($r = 0,037$) koncentrációk között. A második tengely pozitívan korrelált a Sr- ($r = 0,093$), Ca- ($r = 0,075$), és Na- ($r = 0,065$) koncentrációval, és negatívan a Cr- ($r = -0,050$) koncentrációval. A *T. europaea* esetében valamennyi elem koncentrációja az első tengellyel korrelált (10. táblázat). A diszkriminanciaanalízis alapján készített biploton teljes elkülönülés látható a területek között (24. ábra).



24. ábra. A kanonikus diszkriminancia analízisbiplotja a *C. occidentalis* és *T. europaea* levélszövetében mért elemösszetétel alapján az urbanizációs gradiens mentén

4.5.5. Korreláció vizsgálata az APTI és környezeti paraméterek között

Pearson Rank korrelációt alkalmazva szignifikáns korrelációt mutattunk ki a Mn és a durva frakciójú por koncentráció között, a Mn és finom frakciójú por koncentráció között, a Cr-, a Mn-koncentráció és APTI között (10. táblázat) a *T. europaea* levelek alapján. A *C. occidentalis* levelek vizsgált paraméterein végzett korrelációs elemzés korrelációt mutatott ki a Ca-, Cr-, Mg-, Sr-koncentráció és a durva frakciójú por koncentrációja között; A Ca-, Cu-, Mn-, Na-koncentráció és a finom frakciójú por koncentrációja között; valamint a Ba-, Cd-, Na-koncentráció és APTI értékek között (10. táblázat).

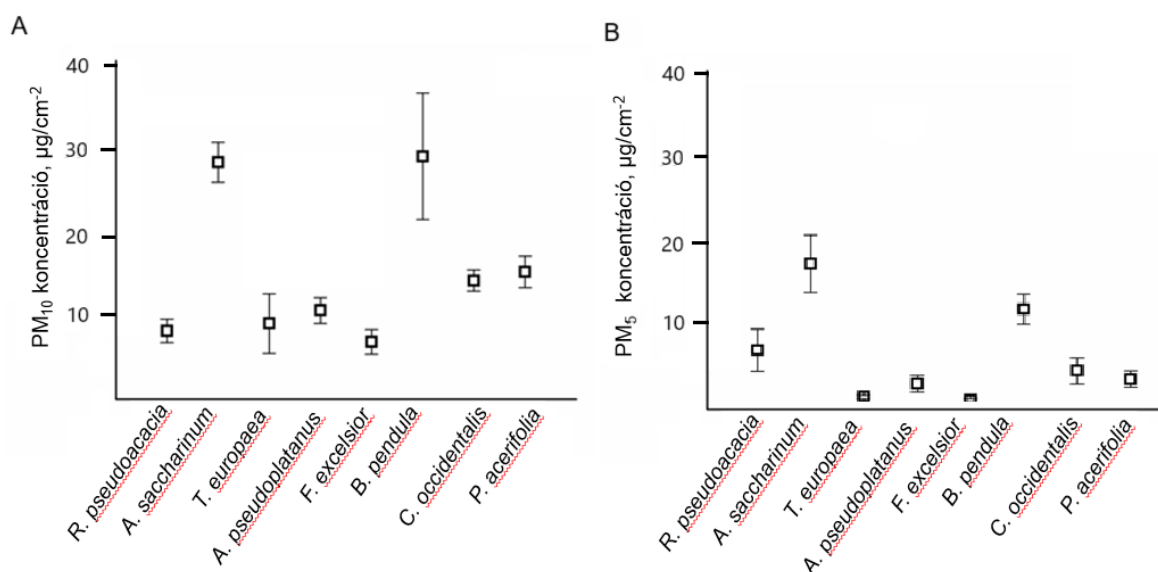
10. táblázat. Pearson korreláció (r) értékének eredményei a levélszövetben mért elemösszetétel, a finom és a durva frakciójú porkoncentráció és APTI értékek között.

	<i>T. europaea</i>			<i>C. occidentalis</i>		
	durva frakciójú por	finom frakciójú por	APTI	durva frakciójú por	finom frakciójú por	APTI
durva frakciójú por	1,000	-0,090	0,290	1,000	0,686	0,654
finom frakciójú por	-0,090	1,000	0,296	0,686	1,000	0,326
Al	-0,311	0,534	-0,253	-0,441	-0,627	-0,571
Ba	-0,298	0,337	-0,282	-0,228	-0,338	-0,397
Ca	0,296	-0,055	0,430	0,694	0,819	0,441
Cd	0,050	0,483	0,304	-0,267	-0,252	-0,582
Co	-0,094	0,532	-0,285	-0,484	-0,283	-0,645
Cr	-0,385	0,579	-0,158	-0,473	-0,613	-0,583
Cu	0,174	0,383	0,185	0,191	0,076	-0,299
Fe	-0,313	0,548	-0,259	-0,495	-0,664	-0,650
K	0,657	-0,195	0,604	0,674	0,824	0,373
Mg	0,393	-0,020	0,659	0,426	0,299	-0,108
Mn	-0,267	0,344	-0,327	-0,475	-0,615	-0,618
Na	-0,300	0,465	-0,232	-0,402	-0,522	-0,461
Ni	-0,449	0,562	-0,172	-0,561	-0,632	-0,618
Pb	-0,300	0,622	-0,181	-0,449	-0,534	-0,664
Sr	0,395	0,005	0,370	0,684	0,635	0,375
Zn	-0,141	0,432	-0,069	-0,441	-0,228	-0,672

4.6. A légszennyezettségi tolerancia index használata európai fajok alapján

4.6.1. Különböző fajok levelén ülepedett por koncentráció eredményei

Mind a PM₁₀, mind a PM₅ frakciójú por esetében szignifikáns különbséget tapasztaltunk a fajok között (PM₅: $F = 247,312$; $p < 0,001$; PM₁₀: $F = 48,937$; $p < 0,001$). A legnagyobb koncentrációban az *A. saccharinum* és *B. pendula* levele volt képes megkötni mindkét típusú port (25. ábra).

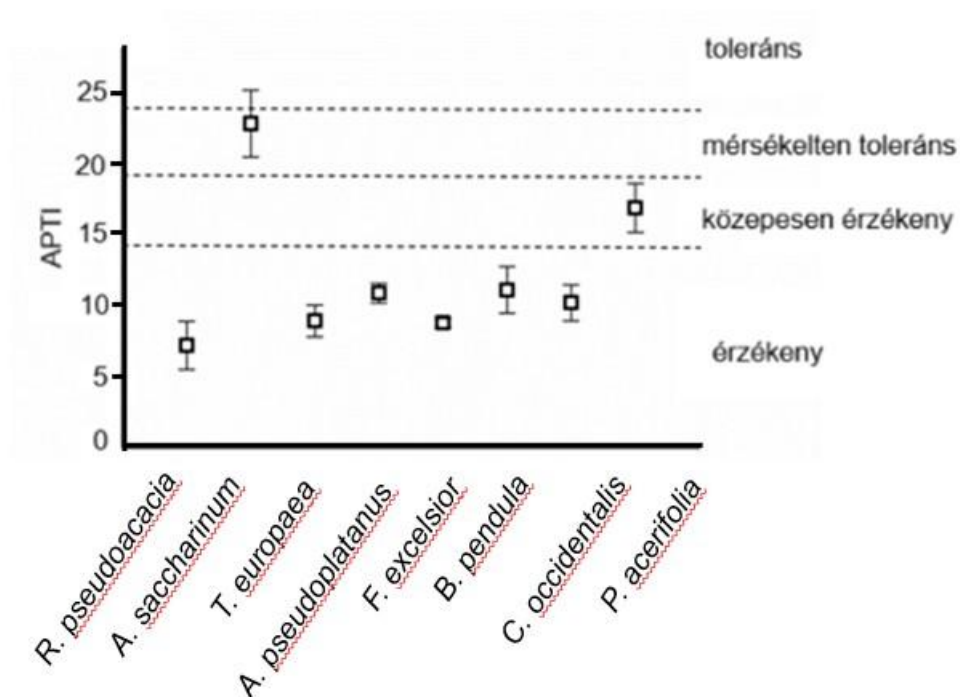


25. ábra. Különböző fajok levelén ülepedett PM₁₀ (A) és PM₅ (B) por koncentráció (átlag ± SE)

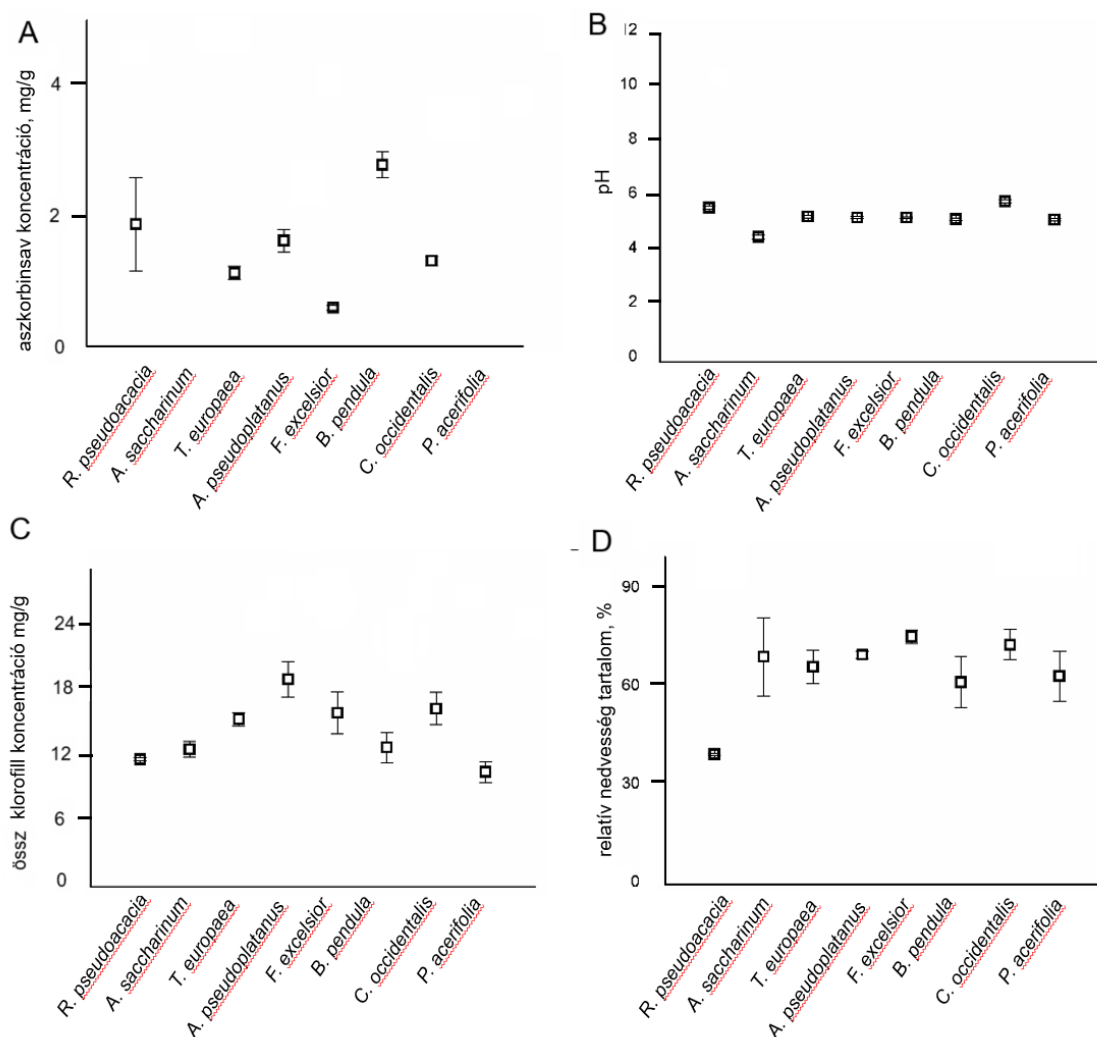
4.6.2. Különböző fajokon levele alapján kapott légszennyezettségi index (APTI)

Singh et al. (1991) által bevezetett légszennyezettségi tolerancia index (APTI) értékei alapján valamennyi faj az érzékeny kategóriába sorolható, kivéve az *A. saccharinum* és *P. acerifoliát*. Előbbi mérsékelten toleráns, utóbbi mérsékelten érzékeny kategóriába sorolható (26. ábra). Az APTI paraméterek közül (aszcorbinsav, összklorofill koncentráció, levél extraktum pH-ja, és relatív nedvességtartalom) szignifikáns különbséget a fajok között az aszcorbinsav koncentráció ($F = 48,006$; $p < 0,001$), a levél extraktum pH-ja ($F = 48,669$; $p < 0,001$) és az összklorofill koncentráció alapján tapasztaltunk ($F = 4,662$; $p = 0,006$) (27. A-C). A relatív nedvességtartalom nem különbözött jelentősen ($F = 2,250$; $p = 0,089$) (27.D). A legnagyobb aszcorbinsav koncentrációt a *B. pendula* levelekben, a legmagasabb pH értékeket

a *C. occidentalis* és *R. pseudoacacia*, a legnagyobb klorofill koncentrációt pedig a *A. pseudoplatanus* levelekben mutattuk ki.



26. ábra. Átlagos légszennyezettségi tolerancia index (APTI) eredmények ($\pm$ SE) jelezve a különböző fajok légszennyezéssel szembeni érzékenységét



27. ábra. Légszennyezettségi index (APTI) paraméterei; aszkorbinsav koncentráció (A), levél extraktum pH-ja (B), összklorofill koncentráció (C) és relatív nedvességtartalom (D) (átlag $\pm$ SE) a vizsgált fajok levelei alapján

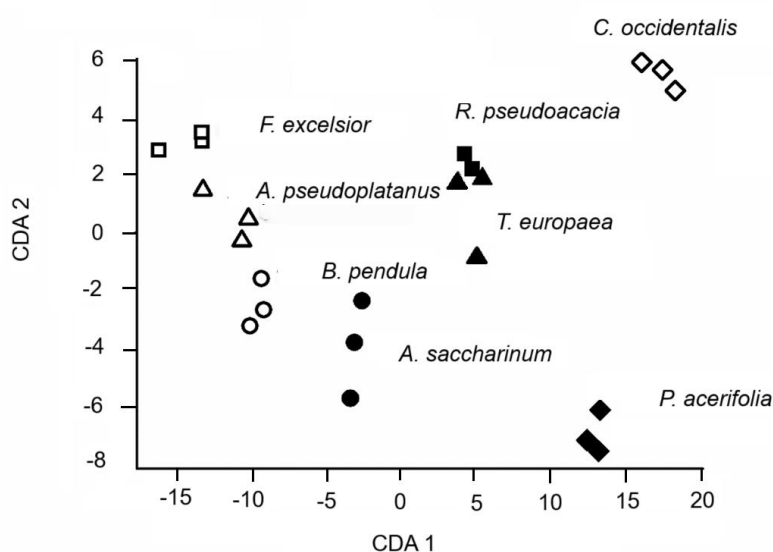
2.3. Levélszövet elemösszetételének vizsgálata különböző fajoknál

A levélszövetek elemösszetételének sokváltozós elemzésére használt kanonikus diszkriminanciaanalízis (CDA) első tengelye 80,5%-ban, míg a második tengely 10,2%-ban magyarázta a varianciákat. Az első és második tengely alapján tapasztaltunk szignifikáns elkülönülést (28. ábra és 11. táblázat).

11. táblázat. Kanonikus diszkriminancia (CDA) analízis eredményei a vizsgált fajok levélszövetében mért elemkoncentrációk alapján

	CDA1	CDA2	CDA3	CDA4	CDA5	CDA6	CDA7
Saját érték	184,258	23,420	8,387	5,334	5,102	1,400	0,956
Variancia %	80,5	10,2	3,7	2,3	2,2	0,6	0,4
Kummulatív %	80,5	90,7	94,4	96,7	99	99,6	100
Kanonikus korreláció	0,997	0,979	0,945	0,918	0,914	0,764	0,699
Wilks's lambda	<0,001	<0,001	0,001	0,006	0,035	0,213	0,511
Chi2	166,502	111,674	78,122	54,610	35,227	16,237	7,045
df	105	84	65	48	33	20	9
P érték	<0,001	0,023	0,127	0,238	0,363	0,702	0,632

Pozitív korrelációt a második tengely és a Ca- ($r = 0,483$), Sr- ($r = 0,263$) és Ba- ($r = 0,160$) koncentráció, míg negatív korrelációt a P-koncentráció és a harmadik tengely között tapasztaltunk ($r = -0,201$). A negyedik tengely a Li-koncentrációval korrelált negatívan ($r = -0,322$), míg a Zn- ($r = -0,571$), K- ($r = -0,333$) és a Mg- ($r = -0,281$) koncentrációk és az ötödik tengely között negatív korrelációt mutatott a CDA. A hatodik tengely negatívan korrelált a S- ($r = -0,455$), Ni- ($r = -0,338$) és K- ($r = -0,150$) koncentrációkkal, míg az Al és Pb esetében pozitív korrelációt tapasztaltunk (Al: $r = 0,594$; Pb: $r = 0,312$). A hetedik tengely negatívan korrelált a Cu- ($r = -0,395$) és a Fe- ($r = -0,337$) koncentrációval, míg a Mn-koncentrációra vonatkozóan pozitív korrelációt mutattunk ki ($r = 0,385$).



28. ábra. Kanonikus diszkriminancia analízis (CDA) biplotja a vizsgált fajok levélszövetében mért elemkoncentrációk alapján

Varianciaanalízis (ANOVA) alkalmazásával szignifikáns különbséget kaptunk az Al- ($F = 17,572$; $p < 0,001$), Ba- ($F = 4,251$; $p = 0,009$), Ca- ($F = 24,675$; $p < 0,001$), Fe- ($F = 10,856$; $p < 0,001$), Mg- ($F = 2,777$; $p = 0,046$), Ni- ($F = 4,715$; $p = 0,006$), S- ($F = 7,119$; $p = 0,001$), Sr- ($F = 8,097$; $p < 0,001$) és Zn- ($F = 5,353$; $p = 0,003$) koncentrációk alapján a fajok között (Table 2). A legnagyobb Al- és Fe-koncentrációt a *T. europaea* és *A. pseudoplatanus* levelek szövetében mutattuk ki. A Ba és a Ca legnagyobb koncentrációban a *C. occidentalis* és *R. pseudoacacia* levelekben volt jelen. A Mg- és a Ni-koncentráció a *P. acerifolia* levelekben, a S-koncentráció a *C. occidentalis*, a Sr-koncentráció *A. pseudoplatanus*, míg a Zn-koncentráció a *F. excelsior* levelekben volt a legnagyobb (12. táblázat).

12. táblázat. Különböző fafajok levélszövetében mért elemösszetétel (átlag ± SE).

Elemek	R. <i>pseudoacacia</i>	A. <i>saccharinum</i>	T. <i>europaea</i>	A. <i>pseudoplatanus</i>	F. <i>excelsior</i>	B. <i>pendula</i>	C. <i>occidentalis</i>	P. <i>acerifolia</i>
Al, mg/kg	12 ± 1	21 ± 3	49 ± 4	34 ± 5	16 ± 1	13 ± 2	25 ± 2	24 ± 3
Ba, mg/kg	27 ± 9	5,9 ± 0,8	11 ± 2	9,6 ± 1,1	11 ± 4	15 ± 2	31 ± 9	7,2 ± 1,4
Ca, g/kg	23 ± 2	13 ± 1	22 ± 3	17 ± 1	18 ± 4	12 ± 1	46 ± 3	14 ± 1
Cu, mg/kg	5,1 ± 0,7	8,6 ± 1,6	6,8 ± 0,9	7,9 ± 1,7	9,5 ± 1,1	6,1 ± 0,6	6,2 ± 0,3	4,4 ± 0,2
Fe, mg/kg	72 ± 3	70 ± 1	102 ± 3	92 ± 10	63 ± 9	46 ± 3	86 ± 7	56 ± 2
K, g/kg	5,9 ± 1,5	6,8 ± 0,7	4,4 ± 0,3	6,6 ± 2,9	9,0 ± 0,5	8,7 ± 0,6	4,3 ± 1,9	6,5 ± 1,4
Li, mg/kg	0,4 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,6 ± 0,1
Mg, g/kg	2,5 ± 0,3	2,4 ± 0,1	1,7 ± 0,3	2,9 ± 0,1	2,2 ± 0,4	0,5 ± 0,1	2,6 ± 0,6	4,0 ± 0,5
Mn, mg/kg	24 ± 4	160 ± 92	29 ± 5	41 ± 5	67 ± 20	2,8 ± 0,2	32 ± 10	28 ± 7
Na, g/kg	0,1 ± 0,1	0,7 ± 0,1	1,3 ± 0,6	0,7 ± 0,1	1,3 ± 0,4	37 ± 7	0,6 ± 0,1	0,6 ± 0,1
Ni, mg/kg	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,1	1,3 ± 0,4	0,5 ± 0,2	0,6 ± 0,1	0,7 ± 0,1	1,4 ± 0,5	4,5 ± 1,7
P, g/kg	1,7 ± 0,1	1,9 ± 0,3	2,0 ± 0,1	2,2 ± 0,1	2,1 ± 0,4	0,4 ± 0,1	1,3 ± 0,2	1,8 ± 0,2
Pb, mg/kg	1,3 ± 0,4	1,2 ± 0,1	1,5 ± 0,2	1,7 ± 0,1	1,8 ± 0,3	1,9 ± 0,2	1,3 ± 0,1	1,2 ± 0,3
S, g/kg	1,9 ± 0,1	2,0 ± 0,1	2,2 ± 0,1	1,6 ± 0,1	1,7 ± 0,1	1,7 ± 0,5	3,0 ± 0,4	2,1 ± 0,1
Sr, mg/kg	44 ± 8	41 ± 2	65 ± 3	112 ± 30	39 ± 2	1,9 ± 0,1	39 ± 5	40 ± 13
Zn, mg/kg	36 ± 3	44 ± 7	43 ± 4	27 ± 3	99 ± 25	67 ± 6	42 ± 1	31 ± 1

5. Következtetések

5.1. A falevelek indikátorként való alkalmazásának eredményei, morfológiai jellegek fontossága, antropogén tevékenység hatása

Az ülepedett por mennyiségének meghatározása széles körben elterjedt indikátor a légszennyezettséget vizsgáló tanulmányokban (Freer-Smith et al. 2005; Prusty et al. 2005). A városi por leveleken történő megkötését alapvetően két tényező határozhatja meg; (i) a vizsgált fafaj és (ii) a vizsgált terület szennyezettségi mértéke (Freer-Smith et al. 2005). Vizsgálatainkban különböző városok (Debrecen, Bécs és Miskolc) légszennyezettségét becsültük egy urbanizációs gradiens mentén, mely során eltérő típusú területeket (városi és/vagy ipari, városszéli és városon kívüli) különböző fajok leveleit mintáztuk (*P. serotina*, *A. campestre*, *A. negundo*, *Q. robur*, *C. occidentalis*). Debrecen városában a felhalmozódott pormennyiség alapján nem tapasztaltunk különbséget az urbanizációs gradiens mentén a városi, a városszéli és a városon kívüli területek között annak ellenére, hogy az elmúlt 20 évhez képest növekvő légszennyezettségről számoltak be korábbi kutatások (Kertész et al. 2008). A vizsgált területek hasonló mértékű porszennyezettsége Debrecen város meteorológiai és területi elhelyezkedéséből eredhet. Debrecen város a Hajdúhát és a Nyírség közelében, egy kisebb medence alján helyezkedik el, ezért a légszennyező anyagok az É-D-i uralkodó szélirányának köszönhetően a város területén nem minden esetben a várt mértéknek megfelelően halmozódhatnak fel a falevelek felületén, illetve a falevelekben. Eredményeink alapján azonban megállapítottuk, hogy a fafajnak, mint faktornak szignifikáns hatása van a levélfelületen megülepedett por mennyiségére. Legnagyobb koncentrációban az *A. negundo* és *C. occidentalis* levelei, míg legkisebb koncentrációban a *P. serotina*, *A. campestre* és *Q. robur* levelei voltak képesek a por megkötésére.

A megismételt vizsgálat során azonban a városi területen nagyobb koncentrációban mutattuk ki az ülepedett por akkumulációt, mint az ipari és városon kívüli területeken *C. occidentalis* és *T. europaea* fajok levelein. Ennek oka a megnövekedett járműforgalom jelenléte lehet, mivel az városi terület a városközpontban helyezkedett el, ahol a szennyező anyagok könnyen felhalmozódnak az olyan elsődleges kibocsátó források jelenléte miatt, mint a nagy forgalom. A primer forrásokon kívül a másodlagos források is nagy szerepet játszanak, amelyek városi por reszuszpendálását okozhatják (Chaudhary & Rathore, 2018). Hipotézisünkkel ellentétben az ipari területen nem tapasztaltunk nagyobb por koncentrációt, mint a városon

kívüli területen. Az ipari terület Debrecen város külterületén volt található, ahol a gépjármű-emisszió mérsékelt, a szennyezőanyagok diffúzióját nem akadályozzák a belvároshoz hasonlóan magas épületsorok, a beépítettség. Varga et al. (2019) a fa- és fűlevelek fosszilis szén tartalmának (14C) elemzésével tanulmányozta a szennyező forrásokat Debrecen városában és eredményeik alapján megállapították, hogy a városi területek jobban ki vannak téve a közlekedéssel összefüggő szennyező anyagoknak, míg a külvárosokban a fő forrás a fosszilis tüzelőanyag égetés, azaz a fűtés. A legnagyobb fosszilis szén koncentrációt egy másik vizsgálatukban egy zsúfolt útkereszteződésben mutatták ki egy sűrűn lakott területen (Varga et al. 2020). Debrecenben végzett vizsgálat során a levélszövet elemösszetétele (Al, Ba, Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Na és Sr) alapján a vizsgált területek jelentősen különböztek egymástól; a Cr-, Fe- és Sr-koncentráció a városon kívüli területről gyűjtött levelekben kisebb volt, mint az ipari területről gyűjtött levelekben, a korábbi publikált eredményekhez hasonlóan (Mansour 2014; Roy et al. 2020). Ugyanakkor a *C. occidentalis* és *T. europaea* leveleken megüledett por koncentrációjában szignifikáns különbséget nem tapasztaltunk. Korábbi vizsgálatok eredményei bizonyították, hogy a fajok pormegkötő képességgel nagyban függ számos morfológiai jellegtől (Chauhan 2010; Roy et al. 2020).

A Bécs városában végzett vizsgálatok eredményei alapján megállapítottuk, hogy az urbanizációnak jelentős hatása van a légszennyezettségre, mivel *A. pseudoplatanus* levelekre üledett por és falevél elemösszetétele alapján jelentős különbségeket tapasztaltunk a városi és természetközeli területek között. Adatainkat korábbi vizsgálatok eredményeivel összehasonlítva kijelenthetjük, hogy a falevéltre üledett porban kisebb Pb-koncentráció jellemző Bécsben, mint a Kavala régióban, Görögországban (Christoforidis & Stamatis 2009) és Pakisztánban (Faiz et al. 2009). Ezzel ellentétben az üledett por Zn- és S-koncentrációja jóval nagyobb volt Bécsben, mint amit Brüsszelben, Münchenben, Debrecenben és Nagyváradon tapasztaltak (Margitai & Braun 2005). Nagyobb Fe-, As-, Cu- és Zn-koncentráció jellemző a Kolozsvárról publikált porminták elemösszetétele kapcsán, mint amit Bécsben tapasztaltunk (Braun et al. 2007; Margitai & Braun 2005).

A Miskolc városában kijelölt mintavételi helyeken végzett vizsgálatok eredményei bizonyították, hogy az egykori bezárt épületek még napjainkban is potenciális légszennyező források lehetnek, annak ellenére hogy az üledett porkoncentrációban nem tapasztaltunk jelentős különbséget a különböző típusú területek (városi, városszéli, városon kívüli, cementgyár és vasgyár) között, mely az azonos meteorológiai viszonyokkal magyarázható. Korábbi eredményekhez képest kisebb porkoncentrációt tapasztaltunk a cementgyár területe közelében, mint például Nanos és Ilias (2007) korábbi munkájában. Korábbi tanulmányok

szintén bizonyították, hogy az ülepedett por nagy koncentrációban tartalmazhatja a következő fémeket: Ni, Co, Cr, Zn, Pb és Cu (Abdel-Rahman & Ibrahim 2012; Green 2004). Banerjee (2003) eredményeihez hasonlóan nagy koncentrációban mutattuk ki a Cr-ot és Cu-et az ülepedett pormintákban. Nemzetközi eredményekkel összevetve nagyobb Cd-koncentrációt tapasztaltunk az egykori ipari és városi területekről gyűjtött mintákban, mint például az Egyesült Királyságból publikált eredmények (Charlesworth et al. 2003). Mexikóban és Pakisztánban kimutatott Cd-koncentrációhoz hasonló koncentrációkat tapasztaltunk (Meza-Figueroa 2007; Faiz et al. 2009). Az általunk kimutatott Cu-koncentráció szintén a mexikói eredményekhez hasonló, míg Kínában és az Egyesült Királyságban jóval nagyobb koncentráció eredményeket publikáltak (Charlesworth et al. 2003; Meza-Figueroa 2007; Wei & Yang 2010). Viszont Törökországban és Görögországban végzett vizsgálatokhoz képest nagyobb Cu-koncentráció volt jellemző Miskolc városában (Bacic et al. 1999; Sawidis et al. 1995). A Zn-koncentráció a Miskolc városából gyűjtött ülepedett pormintákban jelentősen kisebb koncentrációban volt jelen, mint amit Kínában, Mexikóban és az Egyesült Királyságban tapasztaltak (Wei & Yang 2010; Meza-Figueroa 2007; Charlesworth et al. 2003). Az egykori ipari területek és városiasodás tehát egy potenciális légszennyező forrás, melyet a nagy Al-koncentráció jelenléte is magyaráz az egykori cementgyár területéről származó minták esetében, hasonlóan más tanulmányokhoz (Ade-Ademilua & Obalola 2008). Spanyolországban végzett vizsgálatokhoz hasonlóan a Ba-koncentráció is jelentősen nagyobb volt az általunk kijelölt területeken, mint a városon kívüli területen (Oliva et al. 2007). Az Pb-koncentráció alapján Miskolc városa szennyezettebb, mint Törökországban, Spanyolországban és Szerbiában vizsgált városok (Bacic et al. 1999; Oliva et al. 2007; Tomasevic et al. 2004). Zajzon et al. (2013) által végzett mágneses szuszceptibilitás vizsgálatok eredményei 2005-ben is még jelentős porterhelést mutattak ki, a szocialista bezárások ellenére is. Fodor és Pomázi (2009) Miskolcon mutatta ki a legnagyobb PM₁₀ koncentrációt 1980 és 2006 között. Az ózonszennyezettség szempontjából pedig Miskolc volt az ötödik legszennyezettebb város, melyet a nagy forgalmú közlekedéssel és természetföldrajzával, azaz a völgyi elhelyezkedésével indokolt Várbíró et al. (2004).

Az ülepedett por és levélszövet elemösszetétele mellett korábbi vizsgálatokhoz hasonlóan bizonyítottuk, hogy a levelek morfológiai és anatómiai tulajdonságainak úgy, mint a levélfelszínnek, sztómaméretnek és -denzitásnak fontos szerepe van a légszennyező anyagok megkötésében (Garg et al. 2000; Singh & Jothi 1999). Azaz a megkötés fajspecifikus, vagyis a különböző fajok eltérő mértékben halmozhatják fel a fémeket, mivel különböző morfológiai jellemzőkkel rendelkeznek (Kardel et al. 2010). Eredményeink bizonyították, hogy mivel a *P.*

serotina és *Q. robur* levélfelszíne trichómákat nem tartalmaz, ezért pormegkötő képességük is kicsi. Ezzel ellentétben a legnagyobb trichómadenzitással a *C. occidentalis* rendelkezik, és ennek megfelelően a megkötött pormennyiség is e faj esetében volt a legnagyobb. Vizsgálataink során bizonyítottuk, hogy fontos szerepe van a légszennyező anyagok megkötésében a faleveleken található sztómák méretének és denzitásának. Tomašević és Aničić (2011) eredményeihez hasonlóan vizsgálataink azt mutatják, hogy a sztómák nagy mérete és/vagy nagy denzitásából származhat a légköri szennyező anyagok nagyobb koncentrációban történő akkumulációja.

A falevélre ülepedett por elemösszetételében nem, míg az *A. pseudoplatanus* és *P. alba* levelek között különbséget tapasztaltunk a Cd-, Cu-, K-, Mg-, Sr- és Zn-koncentráció alapján. A *P. alba* levelek Cu- és Mn-koncentrációja korábbi tanulmányokban közölt eredményekkel megegyezett. Ezzel ellentétben nagyobb Cd-, Fe- és Zn-koncentrációt tapasztaltak Spanyolországban gyűjtött *P. alba* levelekben, mint amit Bécs városában tapasztaltunk (Madejón et al. 2004). A *Populus* fajok levelei kisebb felülettel, kis sztóma mérettel, de ugyanakkor nagy sztóma denzitással rendelkeznek (Abbruzzese et al. 2009). Ezzel ellentétben az *Acer* fajok rendelkeznek a legnagyobb sztóma denzitással más fajokkal összehasonlítva (Woodward & Bazzaz 1988). Az *A. pseudoplatanus* levelekben mért elemek nagyobb koncentrációja a nagyobb sztóma denzitásra vezethető vissza, mivel az *Acer* fajokra a nagy sztóma index jellemző, a *Populus* fajokkal ellentétben. Hasonló különbséget tapasztaltunk a falevek elemösszetételében a *P. acerifolia*, *F. excelsior* és az *A. campestre* esetében. Habár ez a különbség csak a Ba- és Si-koncentrációra vonatkozott a Miskolc városában végzett vizsgálatok eredményeit alapul véve.

Az nyolc európai faj vizsgálata során a PM₁₀ és PM₅ koncentrációban már különbséget tapasztaltunk a fajok között. A legnagyobb pormegkötő képességgel az *A. saccharinum* és *B. pendula* rendelkezett. A levélszövet elemösszetételében az Al-, Ba-, Ca-, Fe-, Mg-, Ni-, S-, Sr- és Zn-koncentráció alapján mutattunk ki a fajok között jelentős különbséget. Kretinin és Selyanina (2006) megállapította, hogy a legkisebb pormegkötő képességgel a *B. pendula* (4.8 g/m²), majd az *A. saccharinum* (13,9 g/m²) rendelkezik és a saját eredményeinkkel ellentétben a *T. eurpaea* volt a legnagyobb pormegkötő (464 g/m²) tanulmányukban. A nagy pormegkötő képességgel rendelkező fajok levele érdes és bolyhos felületű. A közepes mértékben pormegkötésre képes fajok levélfelülete vékony viaszréteggel borított, amely biztosítja a felületükön lévő porszemcsék megtapadását. A kis mértékben pormegkötésre képes fajok leveleinek felülete pedig fényes (Kretinin & Selyanina). Az általunk kiemelt *A. saccharinum*-ról Yang et al. (2015) bizonyította, hogy nagy pormegkötő képességének köszönhetően

hatékonyan képes csökkenteni a PM_{2.5} koncentrációt városi levegőben. Gregorová et al. (2010) pedig a *P. acerifoliát* tekintette kevésbé érzékeny fajnak a szennyezésekkel szemben eredményinkkel ellentétben.

Összességében megállapítottuk, hogy az antropogén tevékenységeknek, úgy mint urbanizációnak, és akár egykori ipari tevékenységeknek jelentős hatása van a falevelekre ülepedett por és falevelek elemösszetételére. Megállapítottuk, hogy fontos szempont a fajspecifikusság, azaz a különböző fafajok eltérő mértékben halmozhatják fel a fémeket, mivel különböző morfológiai jellemzőkkel rendelkeznek. Tehát a falevelek elemösszetételében jelentős szerepe lehet az egyes fafajok levelének morfológiai és anatómiai adottságainak, mint például a sztómaméretnek és a sztómadenzitásnak. Az *A. pseudoplatanus* levelekben mért elemek nagyobb koncentrációja a nagyobb sztómadenzításra vezethető vissza, mivel az *Acer* fajokra a nagy sztómaindex jellemző, a *Populus* fajokkal ellentétben. A *P. serotina* és *Q. robur* levélfelszíne trichómákat nem tartalmaz, ezért pormegkötő képességük is kicsi. A legnagyobb trichóma denzitással a *C. occidentalis* rendelkezik, és ennek megfelelően a megkötött pormennyiség is ennél a fajnál volt a legnagyobb. Tehát a nagy méretű, illetve nagy sztómadenzitással rendelkező fajok kiválóan alkalmasak a légköri szennyezés mértékének csökkentésére. A falevelek és a falevélre ülepedett por elemösszetétele használható indikátor a légszennyezettség jelenlegi becslésére, illetve akár korábbi felhagyott ipari területek potenciális szennyezőforrásként történő azonosítására Miskolc példáját tekintve.

5.2. Klorofill-a bioindikátorként való alkalmazása

Az antropogén tevékenységek okozta klorofill koncentráció csökkenéséről korábban számos tanulmány beszámolt már (Joshi & Swami 2007; Pathak et al. 2015; Saquib 2008). Ugyanakkor, bizonyos fajok esetében kimutatták, hogy mérsékelt légszennyezettségi terhelés a növények stressz elleni fokozott védelmének köszönhetően a klorofilltartalom növekedéséhez vezethet (Mukherjee & Agrawal 2015; Petrova 2015). Továbbá Du et al. (2017) egyes fajoknál semleges reakciókat talált a savas esőkre, ami az esővíz nitrogénfelvételével magyarázható, ami viszont elősegítheti a klorofill termelődését. Eredményeink alapján a *C. occidentalis* potenciális bioindikátornak bizonyult a városi levegő minőségének becslésére a klorofill-a koncentrációja alapján. A városi és városszéli területek között nem tapasztaltunk különbséget, ami hasonló feltételeket jelezhet a növény növekedéséhez és fejlődéséhez ennél a fajnál.

Eredményeinket összehasonlítva korábbi vizsgálatokban közölt koncentrációkkal viszonylag nagy klorofilltartalmat mutattunk ki, ami a növény fejlődése szempontjából kedvező feltételekre és a városi levegő jó minőségére utalhat. Petrova (2011) által közölt klorofill-a koncentráció *B. pendula* levelekben 1,32 és 1,89 mg/g között volt Plovdivban, Bulgária egy sűrűn lakott városában. Joshi és Swami (2007) 1,49 és 2,50 mg/g közötti klorofill-a koncentrációról számolt be az indiai Haridwarban, nagy forgalmú mintavételi helyeken. Azonban Karacsiban, Pakisztán egyik legnagyobb ipari városában Iqbal et al. (2015) meglepően alacsony klorofill-a koncentrációt mutatott ki az általa vizsgált fajokban, melynek értéke 0,14 és 0,33 mg/g között volt, nagy forgalmú szennyezett területeken. Ezek a különbségek az egyes fajok eltérő alap klorofilltartalmával is magyarázhatók. Így a különböző szennyezetségi szinttel rendelkező területek összehasonlításához ugyanaz a faj vagy közeli rokon, hasonló tulajdonságokkal rendelkező faj javasolt saját és az eddig publikált eredmények alapján.

A fajok közötti különbség a klorofill-a koncentráció alapján számos korábbi tanulmányban bizonyított. Sen et al. (2017) 10 különböző faj klorofill-a koncentrációját tanulmányozta a Burdwan egyetemi kampusz területén, Indiában. Liu és Ding (2008) 23 növény faj klorofill koncentrációját vizsgálta Pekinghez közel, és a klorofill koncentráció 1,6 és 19 mg/g között változott. Ezzel ellentétben Ajayan et al. (2015) négy *Solanaceae* faj klorofill-a koncentrációját vizsgálta, különbséget nem tapasztalt, a kimutatott koncentráció 2,7 és 2,8 mg/g között volt. A 13. táblázatban foglaltuk össze néhány korábbi vizsgálat eredményeit. Fontos megemlíteni, hogy jelentős különbség lehet az alkalmazott módszer vonatkoztatási alapján, mely száraz tömeg vagy nedves tömeg lehet. A levél nedves vagy friss tömegével való számítás egyszerűbb és elterjedtebb, míg a levelek száraz tömegével megbízhatóbb lehet, bár utóbbi időigényesebb előkészítési folyamatot jelent a laboratóriumi vizsgálatok során.

14. táblázat. Korábban publikált klorofill-a koncentráció eredmények különböző fajokkal és területekkel. A * -al jelzett értékek száraz tömegre vonatkoztatottak, míg a többi eredmény nedves tömegre vonatkoztatott koncentráció.

Szerző	Város, ország	Terület jellege	Faj	Klorofill-a koncentráció (mg/g)
Bussotti et al. (2003)	Tuscany, Italy	geotermikus terület	<i>Quercus pubescens</i>	1,71*
Chauhan (2010)	Dehradun, India	közlekedési csomópont, főút	<i>Ficus religiosa</i>	0,86
			<i>Mangifera indica</i>	2,38
			<i>Polyalthia longifolia</i>	0,94
			<i>Delonix regia</i>	1,04
Iqbal et al. (2015)	Karachi, Pakistan	főút ipari területtel kiegészítve	<i>Azadirachta indica</i>	0,26
			<i>Conocarpus erectus</i>	0,30
			<i>Guaiacum officinale</i>	0,22
			<i>Eucalyptus</i> sp.	0,24
Osma et al. (2016)	Erzincan, Turkey	város központ	<i>Pinus sylvestris</i>	12,19
Pavlović et al. (2017)	Belgrade, Serbia	városi park	<i>Betula pendula</i>	2,57*
Petrova (2011)	Plovdiv, Bulgaria	ipari terület	<i>Betula pendula</i>	1,32

Összességében eredményeink alapján megállapítottuk, hogy városi környezetben a légszennyezettségnek jelentős hatása lehet a növényi fajok klorofill-a koncentrációjára. A *C. occidentalis* az urbanizáció hatásának becslésére hatékony indikátornak bizonyult azáltal, hogy alacsonyabb klorofill-a koncentrációt mutattunk ki a városi területen. Eredményeink alapján megállapítottuk, hogy az *A. campestre* szintén indikátorként alkalmas faj lehet, de a városokban jellemző alacsony előfordulása miatt a megfelelő számú egyed megtalálása kihívást jelenthet. A *C. avellana* városi körülményekkel szembeni nagy toleranciájáról ismert, javasolt ennek a fajnak az alkalmazása a légszennyező anyagok eltávolítására.

5.3. Légszennyezettségi tolerancia index (APTI)

A légszennyezettségi tolerancia indexszel (APTI) kapcsolatos vizsgálataink első részében az index használhatóságát teszteltük a kiválasztott fajok légszennyezettségével szembeni toleranciájuk becslése alapján városi, ipari és városon kívüli területek bevonásával *C. occidentalis* és *T. europaea* levelek alapján az ülepedett por koncentráció és a levélszövet elemösszetétele mellett. Mind a *C. occidentalis*, mind a *T. europaea* érzékeny fajoknak

tekinthető az átlagos APTI értékeik alapján. Eredményeink összefüggést mutattak az APTI értékek és a finom frakciójú por koncentráció között a *T. europaea* esetében. Vizsgálatunkban ugyancsak korrelációt találtunk az APTI értékek és a Cr- és Mn-koncentráció között a *T. europaea* levelekre vonatkozóan. A *C. occidentalis* esetében szignifikáns korrelációt mutattunk ki a Ba-, Ca- és Na-koncentrációja és az APTI értékek között. Nadgórska-Socha et al. (2017) negatív korrelációt mutatott ki az APTI-értékek és a Fe-koncentráció között *M. album* levelek alapján, valamint pozitív korrelációt a Cu-koncentráció és az APTI-értékek között. Továbbá pozitív korrelációt találtak a Mn-koncentráció és az APTI értékek között a *R. pseudoacacia* levelek esetében. Karmakar és Padhy (2017) összefüggést talált az *A. auriculiformis* levelekben az APTI értékek és a Cu, és Fe-koncentráció, az *E. globulus* levelek Cd, és Cr-koncentrációja és az APTI eredmények, valamint az *A. indica* levelek Cu-, Zn- és Fe-koncentrációja és az APTI eredmények között. Molnár et al. (2020) pozitív korrelációt mutatott ki az APTI értékek és a városok mérete között. A saját és korábbi korrelációs vizsgálatok eredményei alapján az APTI alkalmas indexnek tekinthető az ökofiziológiai értékeléshez, mint egyedi indikátor, mivel a növények különböző szennyező anyagokra eltérően reagálnak (Nadgórska-Socha et al. 2017; Ogunkunle et al. 2015). Az APTI esetében eredményeink azt mutatták, hogy a növények érzékenységet és válaszreakcióját befolyásolják a szennyező anyagok.

A Debrecenben megismételt vizsgálatban egy városi parkból 8 európai faj légszennyezettséggel szembeni toleranciáját elemeztük az APTI alapján. Megállapítottuk, hogy az *A. saccharinum* mérsékelten toleráns, a *P. acerifolia* mérsékelten érzékeny kategóriába sorolható. A többi vizsgált faj (*R. pseudoacacia*, *T. europaea*, *A. platanooides*, *F. excelsior*, *B. pendula*, *C. occidentalis*) érzékeny faj a légszennyezettséggel szemben. Szignifikáns különbséget tapasztaltunk a fajok között az aszkorbinsav és összklorofill koncentráció és a levél extraktum pH-ja alapján. A legnagyobb aszkorbinsav koncentrációt a *B. pendula* levelekben, a legmagasabb pH értékeket a *C. occidentalis* és *R. pseudoacacia*, a legnagyobb klorofill koncentrációt pedig a *A. pseudoplatanus* levelekben mutattuk ki.

Cheng et al. (2015) vizsgálatunkhoz hasonlóan bizonyította a *P. acerifolia* mérsékelt érzékenységet és erősen szennyezett területekre való telepítését is javasolta. Alotaibi et al. (2020) a levelek méretének csökkenéséről számolt be szennyezett területéről gyűjtött *P. acerifolia* APTI vizsgálata során. Ezek az eredmények a fafaj specifikus levélfelület csökkenésből és a levelek légszennyező anyagok megkötő képességéből adódhatnak (Gregorová et al. 2010). Bibi et al. (2023) bizonyította az *A. platanooides*, *F. excelsior* és *Q. robur* légszennyezéssel szembeni érzékenységét vizsgálataikban kapott APTI értékek alapján. Szignifikáns különbséget a fajok között az APTI paraméterek közül a relatív

nedvességtartalom, levél extraktum pH-ja és az aszkorbinsav és összklorofill koncentráció alapján mutattak ki. A legalacsonyabb relatív nedvességtartalmat a *Q. robur* levelekben, alacsony aszkorbinsav koncentrációt a *F. excelsior* levelekben, míg a legnagyobb klorofill koncentrációt az *A. platanoides* levelekben mutatták ki.

Az APTI paraméterek közül a légszennyezettséggel szemben legérzékenyebbnek a klorofill koncentráció tekinthető. Bizonyos szennyező anyagok a fotoszintetikus pigmentek, így például a klorofilok koncentrációjának csökkenését okozhatják; így gátolva a fotoszintetikus aktivitást (Chauhan 2010). Vizsgálatunkban a falevelek összklorofill koncentráció szignifikánsan nagyobb volt a városon kívüli területeken, mint a városi és ipari területeken. Ez utóbbi mintavételi helyeken a koncentráció csökkenést feltehetően a légszennyező anyagok jelenléte okozza. Például a finom porlerakódás, amint azt fentebb tárgyaltuk, nagyobb koncentrációban volt jelen a városi területen. Az ipari mintavételi hely esetében a klorofill koncentráció csökkenését olyan szennyező anyagok jelenléte is okozhatta, amelyekre vizsgálataink nem tértek ki. Korábbi tanulmányok is bizonyították a fotoszintetikus pigmentek csökkenését a szennyezett területeken lévő növényekben (Chaudhary & Rathore 2018; Giri et al. 2013; Iqbal et al. 2015). Más szerzők azonban megnövekedett fotoszintetikus pigment koncentrációt is mutattak ki fokozott szennyezőanyag terhelés mellett (Mukherjee & Agrawal 2015). Petrova (2011) szerint utóbbi eredmények a növények szennyező hatás által okozott stressz elleni kompenzációs mechanizmusával is magyarázhatók, azaz a klorofill koncentráció a szennyezettségi szinttel egy kritikus szintig növekszik, majd csökken. Eredményeink alapján a levelek összklorofill koncentrációja is csökkenést mutatott az idő függvényében júniustól szeptemberig, mely a lombhullató fák természetes folyamata a vegetációs időszak végéhez közeledve.

Összességében a kapott eredmények közötti összefüggések megerősítették, hogy az APTI hatékonyan jelezte a levegő szennyezettségi szintjét. Az APTI értékek alapján a *R. pseudoacacia*, *T. europaea*, *A. platanoides*, *F. excelsior*, *B. pendula* és *C. occidentalis* érzékeny fajok, a légszennyezés monitorozására alkalmas bioindikátor fajok. Az APTI-ra kapott eredmények bizonyítják, hogy a *A. saccharinum* mérsékelten toleráns, a *P. acerifolia* mérsékelten érzékeny kategóriába sorolható, illetve az ülepedett por koncentráció és elemösszetétel vizsgálatok alapján pedig a *A. saccharinum* és *B. pendula* akkumulátor, azaz a szennyező anyag csökkentésére alkalmas faj lehet. A gyakorlati alkalmazási lehetősége munkánk eredményeinek, hogy a kapott APTI értékek felhasználhatók a városi zöldítéshez használt szennyezéstűrő fajok, és/vagy a zöldövezet fejlesztésére szolgáló fajok kiválasztására. Az alacsonyabb APTI értékkel rendelkező növényfajok különösen hasznosak a

levegőszennyezés bioindikátoraként és a városi levegő állapotának minősítésére. Hasonló konklúziót állapított meg Ogunkunle et al. (2015) is, javaslatuk szerint az APTI értékek hasznosak lehetnek zöldövezet kialakításához. Jyothi és Jaya (2010), valamint Gholami és Amini (2016) szerint is az érzékeny fajok, melyek alacsonyabb APTI értékkel rendelkeznek a légszennyezés indikátorai, míg a toleráns, magas APTI értékű fajok a légszennyező anyagok akkumulására, koncentrációjuk csökkentésére szolgálhatnak. Ugyanakkor ki kell emelni, amit Rai (2019), illetve Rai et al. (2013) is megállapítottak, hogy a növények légszennyezéssel szembeni toleranciája helyspecifikus lehet, tehát általános tolerancia jelleggel nem lehet egyetlen fajt sem felruházni az APTI értéke alapján.

6. Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet szeretném kifejezni Prof. Dr. Tóthmérész Béla egyetemi tanárnak és Dr. Braun Mihálynak, korábbi témavezetőimnek, akik hallgató koromtól kezdve végig támogattak, segítettek munkámat. Köszönettel tartozom Prof. Dr. Fábián Istvánnak, a Debreceni Egyetem Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék vezetőjének, hogy a tanszék laboratóriumaiban dolgozhattam és a laboratóriumok eszközeit használhattam, illetve nélkülözhetetlen és fáradhatatlan munkáját a kéziratok elkészítésében.

A teljesség igénye nélkül köszönöm Dr. Cserhádi Csaba, Andreas Vidic, Dr. Bogyó Dávid, Dr. Baranyai Edina, Dr. Abriha-Molnár Vanda Éva, valamint egykori és jelenlegi hallgatóim munkáinkban nyújtott segítségét. Köszönettel tartozom az Ökológiai Tanszék valamennyi dolgozójának, hogy munkánk során segítséget nyújtottak.

Köszönöm az Agilent Technologies és NOVO-LAB Kft-nek, valamint az ANALAB Kft-nek, hogy készülékeiket használhattuk.

Az értekezésben közölt kutatások nem jöhettek volna létre a TÉT(AT-20/2008), a OeAD (HU 17/2009), a TÁMOP 4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0007 és TÁMOP 4.2.2/B-10/1-2010-0024 pályázatok támogatása nélkül. Illetve az urbanizáció hatásával foglalkozó kutatások nagyrésze a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése országos program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

Végezetül, de nem utolsó sorban szeretnék köszönetet mondani férjemnek, gyermekeimenk Ádinak és Gergőnek, családomnak, a nyugodt, szerető háttér biztosításáért és türelméért, amivel irányomban viseltettek és viseltetnek.

8. Irodalomjegyzék

- Abbruzzese G, Beritognolo I, Muleo R, Piazzai M, Sabatti M, Mugnozza GS, Kuzminsky E (2009) Leaf morphological plasticity and stomatal conductance in three *Populus alba* L. genotypes subjected to salt stress. *Environmental and Experimental Botany* 66, 381-388. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2009.04.008>
- Abdel-Rahman AM, Ibrahim MM (2012) Effect of cement dust deposition on physiological behaviors of halophytes in the salt marshes of Red Sea. *Egyptian Academic Journal of Biological Sciences* 3, 1-11. <https://doi.org/10.21608/eajbsh.2012.17001>
- Ade-Ademilna OE, Obalola DA (2008) The effect of cement dust pollution on *Celosia argentea* (Lagos Spinach) plant. *Journal of Environmental Science and Technology* 1, 47-55. <https://doi.org/10.3923/jest.2008.47.55>
- Ajayan KV, Babu RL, Patil BB (2015) Variability of stomatal index and chlorophyll content in four species of Solanaceae members. *International Research Journal of Biological Sciences* 4, 16-20. ISSN 2278-3202
- Alagic SC, Dimitrijevic MD, Antonijevic MM, Nujkic MM (2015) Assessment of the quality of polluted areas based on the content of heavy metals in different organs of the grapevine (*Vitis vinifera*) cv Tamjanika. *Environmental Science and Pollution Research* 22, 7155-7175. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3933-1>
- Al-Khashman OA (2004) Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan. *Atmospheric Environment* 38, 6803–6812. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.09.011>
- Al-Khlaifat AL, Al-Khashman OA (2007) Atmospheric heavy metal pollution in Aqaba city, Jordan, using *Phoenix dactylifera* L. leaves. *Atmospheric Environment* 41, 8891–8897. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.08.028>
- Allajbeu S, Qarri F, Marku E, Bekteshi L, Ibro V, Frontasyeva MV, Stafilov T, Lazo P (2017) Contamination scale of atmospheric deposition for assessing air quality in Albania evaluated from most toxic heavy metal and moss biomonitoring. *Air Quality, Atmosphere and Health* 10, 587–599. <https://doi.org/10.1007/s11869-016-0453-9>
- Alotaibi MD, Alharbi BH, Al-Shamsi MA, Alshahrani TS, Al-Namazi AA, Alharbi SF, Alotaibi FS, QianY (2020) Assessing the response of five tree species to air pollution in Riyadh City, Saudi Arabia, for potential green belt application. *Environmental Science and Pollution Research* 27, 29156–29170. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09226-w>

- Amin A, Altinoz B, Dogan E (2020) Analyzing the determinants of carbon emissions from transportation in European countries: the role of renewable energy and urbanization. *Clean Technologies and Environmental Policy* 22, 1725–1734. <https://doi.org/10.1007/s10098-020-01910-2>
- Anwar A, Mezbah UAHM, Hasan MS, Parvez MS, Sipos B, Bibi D, Sajtos Zs, Tóthmérész B, Magura T, Simon E (2025) Assessment of anthropogenic activities impact based on metals in soil and tree leaves along roadside in Bangladesh. *Scientific Reports* 15, 6960. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-91683-9>
- Apeagyei E, Bank MS, Spengler JD (2011) Distribution of heavy metals in road dust along an urban–rural gradient in Massachusetts. *Atmospheric Environment* 45, 2310–2323. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.015>
- Bacic T, Lynch AH, Cutler D (1999) Reactions to cement factory dust contamination by *Pinus halepensis* needles. *Environmental and Experimental Botany* 41, 155–166. [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(98\)00060-4](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(98)00060-4)
- Balogh Zs, Harangi S, Kunderát JT, Gyulai I, Tóthmérész B, Simon E (2016) Effects of anthropogenic activities on the elemental concentration in surface sediment of oxbows. *Water Air Soil and Pollution* 227, 13. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2714-x>
- Balogh Zs, Harangi S, Gyulai I, Braun M, Hubay K, Tóthmérész B, Simon E (2017) Exploring river pollution based on sediment analysis in the Upper Tisza region (Hungary). *Environmental Science and Pollution Research* 24, 4851–4859. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8225-5>
- Banerjee ADK (2003) Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India. *Environmental Pollution* 123, 95–105. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(02\)00337-8](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00337-8)
- Baranyai E, Simon E, Braun M, Tóthmérész B, Posta J, Fábíán I (2015) The effect of a fireworks event on the amount and elemental concentration of deposited dust collected in the city of Debrecen, Hungary. *Air Quality, Atmosphere & Health* 8, 359–365. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0290-7>
- Benhaddya ML, Boukhelkhal A, Halis Y, Hadjel M (2016) Human health risks associated with metals from urban soil and road dust in an oilfield area of Southeastern Algeria. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 70, 556–571. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0244-6>

- Bibi D, Tőzsér D, Sipos B, Molnár VÉ, Simon E, Tóthmérész B (2024) Complex study of air pollution based on tree species in Vienna. *Air Quality and Atmospher Health* 17, 417–424. <https://doi.org/10.1007/s11869-023-01452-8>
- Braun M, Margitai Z, Tóth A, Leermakers M (2007) Environmental monitoring using linden tree leaves as natural traps of atmospheric deposition: A pilot study in Transilvania, Romania. *AGD Landscape and Environment* 1, 24-35. <https://doi.org/10.21120/>
- Brighigna L, Papini A, Mosti S, Cornia A, Bocchini P, Galletti G (2002) The use of tropical bromeliads (*Tillandsia* spp.) for monitoring atmospheric pollution in the town of Florence, Italy. *Revista de biología Tropical* 50, 577–584. ISSN 0034-7744
- Bussotti F, Tognelli R, Montagni G, Borghini F, Bruschi P, Tani C (2003) Response of *Quercus pubescens* leaves exposed to geothermal pollutant input in southern Tuscany (Italy). *Environmental Pollution* 121, 349–361. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00242-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00242-7)
- Celik A, Kartal AA, Akdogan A, Kaska Y (2005) Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinio pseudo-acacia* L. *Environment International* 31, 105-112. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.07.004>
- Charlesworth S, Everett M, McCarthy R, Ordonez A, de Miguel E (2003) A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK. *Environment International* 29, 563– 573. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00015-1](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00015-1)
- Chaudhary IJ, Rathore D (2018) Suspended particulate matter deposition and its impact on urban trees. *Atmospheric Pollution Research* 9, 1072–1082. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.04.006>
- Chauhan A (2010) Photosynthetic pigment changes in some selected trees induced by automobile exhaust in Dehradun, Uttarakhand. *New York Science Journal* 3, 45-51. ISSN 1554-0200
- Cheng X, Zhou Z, Teng M, Wang P, Zhou L (2015) Accumulation of three different sizes of particulate matter on plant leaf surfaces: Effect on leaf traits. *Archives of Biological Sciences* 67, 1257-1267. <https://doi.org/10.2298/ABS150325102C>
- Christoforidis A, Stamatis N (2009) Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. *Geoderma* 151, 257-263. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.04.016>
- Conklin L (2001) Recent advances in the role and biosynthesis of ascorbic acid in plants. *Plant, Cell & Environment* 24, 383–394. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.2001.00686.x>

- Davey MW, Van Montagu M, Inze D, Sanmartin M, Kanellis A, Smirnoff N, Benzie IFF, Strain JJ, Favell D, Fletcher J (2000) Plant L-ascorbic acid: chemistry, function, metabolism, bioavailability and effects of processing. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 80, 825–860. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0010\(20000515\)80:7<825::AID-JSFA598>3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0010(20000515)80:7<825::AID-JSFA598>3.0.CO;2-6).
- Du E, Dong D, Zeng X, Sun Z, Jiang X, Vries W (2017) Direct effect of acid rain on leaf chlorophyll content of terrestrial plants in China. *Science of The Total Environment* 605-606, 764-769. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.044>
- Elnazer AA, Salman SA, Seleem EM, Abu El Ella EM (2015). Assessment of some heavy metals pollution and bioavailability in roadside soil of Alexandria-Marsa Matruh Highway, Egypt. *International Journal of Ecology*. <https://doi.org/10.1155/2015/689420>.
- Escobedo FJ, Wagner JE, Nowak DJ, De la Maza CL, Rodriguez M, Crane DE (2008) Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *Journal of Environmental Management* 86, 148–157. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.11.029>.
- Faiz Y, Tufail M, Javed MT, Chaudhry MM, Siddique N (2009) Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad expressway, Pakistan. *Microchemical Journal* 92, 186-192. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.03.009>
- Felle HH, Hanstein S (2002) The apoplastic pH of the substomatal cavity of *Vicia faba* leaves and its regulation responding to different stress factors. *Journal of Experimental Botany* 53, 73–82. <https://doi.org/10.1093/jexbot/53.366.73>
- Feng W, Guo Z, Xiao X, Peng C, Shi L, Ran H, Xu W (2019) Atmospheric deposition as a source of cadmium and lead to soil-rice system and associated risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 180, 160–167. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.04.090>
- Fodor I, Pomázi I (2009) Environmental Protection. Hungarian Academy of Sciences Geographical Research Institute, Budapest.
- Freer-Smith PH, Beckett KP, Taylor G (2005) Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides trichocarpa* ‘Beaupre’, *Pinus nigra* and *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. *Environmental Pollution* 133, 157–167. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.03.031>
- Garg SS, Kumar N, Das G (2000) Effects of the Bansal Ramraj mill dust on vegetation and health at Jaitwara, District Satna. Indian. *Journal of Environmental Protection* 20, 326–328. <https://doi.org/10.12691/aees-6-2-2>

- Gholami A, Mojiri A, Amini H (2016) Investigation of the Air Pollution Tolerance Index (APTI) using some plant species in Ahvaz region. *Journal of Animal and Plant Sciences* 26, 475–480.
- Giri S, Shrivastava D, Deshmukh K, Dubey P (2013) Effect of air pollution on chlorophyll content of leaves. *Current Agriculture Research Journal* 1, 93–98. <http://dx.doi.org/10.12944/CARJ.1.2.04>
- Green N (2004) Planning Application for Concrete Batching Plant. Cranford Way, Hornsey, Application No. HGY/2004/1265. www.GreenN8.org.
- Gregorová B, Černý K, Holub V, Strnadová V (2010) Effects of climatic factors and air pollution on damage of London plane (*Platanus hispanica* Mill.) *Horticultural Science* 37, 109–117. <http://dx.doi.org/10.17221/47/2009-HORTSCI>
- Harangi S, Baranyai E, Fehér M, Tóth CsN, Herman P, Stündl L, Fábíán I, Tóthmérész B, Simon E (2017) Accumulation of metals in Juvenile carp (*Cyprinus carpio*) exposed to sublethal levels of iron and manganese: Survival, body weight and tissue. *Biological Trace Element Research* 177, 187–195. <https://doi.org/10.1007/s12011-016-0854-5>
- Harrison RM, Tilling R, Romero MSC, Harrad S, Jarvis K (2003) A study of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the roadside environment. *Atmospheric Environment* 37, 2391–2402. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00122-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00122-5)
- Hassan IA, Basahi JM (2013) Assessing roadside conditions and vehicular emissions using roadside Lettuce plants. *Polish Journal of Environmental Studies* 22, 387–393.
- Heiri O, Lotter AF, Lemcke G (2001) Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology* 25, 101–110. <https://doi.org/10.1023/A:1008119611481>
- Helbling M, Meierrieks D (2023) Global warming and urbanization. *Journal of Population Economy* 36, 1187–1223. <https://doi.org/10.1007/s00148-022-00924-y>
- Hossain MA, Munné-Bosch S, Burritt DJ, Diaz-Vivancos P, Fujita M, Lorence A (2018) Ascorbic acid in plant growth, development and stress tolerance. Springer International Publishing AG, Switzerland. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-74057-7>. ISBN: 978-3-319-74057-7.
- Iqbal M, Shafiq M, Zaidi S, Athar M (2015) Effect of automobile pollution on chlorophyll content of roadside urban trees. *Global Journal of Environmental Science Management* 1, 283–296. <https://doi.org/10.7508/gjesm.2015.04.003>

- Joshi PC, Swami A (2007) Physiological responses of some tree species under roadside automobile pollution stress around city of Haridwar, India. *Environmentalist* 27, 365-374. <https://doi.org/10.1007/s10669-007-9049-0>
- Jyothi JS, Yaya DS (2010) Evaluation of air pollution tolerance index of selected plant species along roadsides in Thiruvananthapuram, Kerala. *Journal of Environmental Biology* 31, 379-386. PMID: 21047015.
- Kardel F, Wuyts K, Babanezhad M, Vitharana UWA, Wuytack T, Potters G, Samson R, (2010) Assessing urban habitat quality based on specific leaf area and stomatal characteristics of *Plantago lanceolata* L. *Environmental Pollution* 158, 788-794. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.10.006>
- Karmakar D, Padhy PK (2019) Air pollution tolerance, anticipated performance, and metal accumulation indices of plant species for greenbelt development in urban industrial area. *Chemosphere* 237, 124522. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124522>
- Kertész Zs, Szoboszlai Z, Dobos E, Borbély-Kiss I (2008) Characterization of urban aerosol sources in Debrecen, Hungary. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment* 1, 57–67.
- Kretinin VM, Selyanina ZM (2006) Dust retention by tree and shrub leaves and its accumulation in light chestnut soils under forest shelterbelts. *Eurasian Soil Science* 39, 334–338. <https://doi.org/10.1134/S1064229306030136>
- Kundrat JT, Gyulai I, Simon E, Mizsei E, Braun M, Tóthmérész B (2017) Study of the effects of high levels of nutrients on seed germination and root elongation. *Polish Journal of Environmental Studies* 26, 1-6. <https://doi.org/10.15244/pjoes/68879>
- Kundrát JT, Simon E, Gyulai I, Lakatos Gy, Tóthmérész B (2016) Short-term weather fluctuation and quality assessment of oxbows. *Quarterly Journal of the Hungarian Meteorological Service* 120, 301-313.
- Landau S, Everitt BS (2003) A Handbook of Statistical Analysis Using SPSS. Chapman and Hall, UK.
- Leghari SK, Zaid MA, Sarangzai AM, Faheem M, Shawani GR, Ali W (2014) Effect of road side dust pollution on the growth and total chlorophyll contents in *Vitis vinifera* L. (grape). *African Journal of Biotechnology* 13, 1237–1242. <https://doi.org/10.5897/AJB12.2652>
- Leghari SK, Zaidi MA, Ahmed M, Nazim K (2011) Air pollution tolerance index (APTI) of various plant species growing in quetta city, Pakistan. *Journal of Biology* 1, 81–86.

- Lei Y, Duan Y, He D, Zhang X, Chen L, Li Y, Gao YG, Tian G, Zheng J (2018) Effects of urban greenspace patterns on particulate matter pollution in metropolitan Zhengzhou in Henan, China. *Atmosphere* 9, 199. <https://doi.org/10.3390/atmos9050199>
- Li K, Lin B (2015) Impacts of urbanization and industrialization on energy consumption/CO₂ emissions: Does the level of development matter? *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 52, 1107–1122. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.185>
- Li Y, Gou X, Wang G, Zhang Q, Su Q, Xiao G (2008) Heavy metal contamination and source in arid agricultural soils in central Gansu Province, China. *Journal of Environmental Science* 20, 607–612. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62101-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62101-4)
- Lichtenthaler HK, Abuslima E, Nick P (2023) Strong increase of photosynthetic pigments and leaf size in a pruned Ginkgo biloba tree. *Photosynthetica* 61, 297–307. <https://doi.org/10.32615/ps.2023.020>
- Liu H, Fang C, Miao Y, Ma H, Zhang Q, Zhou Q (2018) Spatio-temporal evolution of population and urbanization in the countries along the Belt and Road 1950–2050. *Journal of Geographical Sciences* 28, 919–936. <https://doi.org/10.1007/s11442-018-1513-x>
- Liu R, Wang M, Chen S, Zhang J, Jin X, Ren Y, Chen J (2024) Historical pollution exposure impacts on pm_{2.5} dry deposition and physiological responses in urban trees. *Forests* 15, 1614. <https://doi.org/10.3390/f15091614>
- Liu YJ, Ding H (2008) Variation in air pollution tolerance index of plants near a steel factory: Implications for landscape-plant species selection for industrial areas. *WSEAS Transactions on Environment and Development* 1, 24–32.
- Lohe RN, Tyagi B, Singh V, Kumar P, Tyagi B, Khanna DR, Bhutiani R (2015) A comparative study for air pollution tolerance index of some terrestrial plant species. *Global Journal of Environmental Science and Management* 1, 315–324. <https://doi.org/10.7508/gjesm.2015.04.006>
- Lohr VI, Pearson-Mims CH (1996) Particulate matter accumulation on horizontal surfaces in interiors: influence of foliage plants. *Atmospheric Environment* 30, 2565–2568. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(95\)00465-3](https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00465-3)
- Lu Y, Zhu F, Chen J, Gan H, Guo Y (2007) Chemical fraction of heavy metals in urban soils of Guangzhou, China. *Environmental Monitoring Assessment* 134, 429–439. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9634-1>
- Madejón P, Marañón T, Murillo JM, Robinson B (2004) White poplar (*Populus alba*) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forest. *Environmental Pollution* 132, 145–155. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.03.015>

- Mafuyai GM, Eneji IS, ShaAto R (2014) Concentration of heavy metals in respirable dust in Jos Metropolitan Area, Nigeria. *Open Journal of Air Pollution* 3, 10–19. <https://doi.org/10.4236/ojap.2014.31002>
- Magura T, Lövei GL, Tóthmérész B (2010) Does urbanisation decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? *Global Ecology and Biogeography* 19, 16–26. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00499.x>
- Magura T, Tóthmérész B, Lövei GL (2006) Body size inequality of carabids along an urbanisation gradient. *Basic and Applied Ecology* 7, 472–482. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.08.005>
- Mansour RS (2014) The pollution of tree leaves with heavy metal in Syria. *International Journal of ChemTech Research*, 6, 2283–2290. ISSN 0974-4290
- Margitai Z, Braun M (2005) Nyolc európai város légszennyezettségének vizsgálata falevelekről gyűjtött por elemösszetételének diszkriminancia analízisével. *Magyar Kémiai Folyóirat* 111, 38–41.
- Margitai Z, Simon E, Fábián I, Braun M (2017). Inorganic chemical composition of dust deposited on oleander (*Nerium oleander* L.) leaves. *Air Quality and Atmosphere and Health* 10, 339–347. <https://doi.org/10.1007/s11869-016-0416-1>
- Marimuthu K, Lavanya K (2014) Air pollution tolerance index of plants a comparative study. *International Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Science* 6, 320–324. <https://doi.org/10.22159/ijpps.2017v9i7.18447>.
- Men C, Liu R, Xu L, Wang Q, Guo L, Miao Y, Shen Z (2020) Source-specific ecological risk analysis and critical source identification of heavy metals in road dust in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials* 388, 121763. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.12176>
- Meza-Figueroa D (2007) Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, México. *Atmospheric Environment* 41, 276–288. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.08.034>
- Mingorance MD, Oliva SR (2006) Heavy metals content in *N. oleander* leaves as urban pollution assessment. *Environmental Monitoring and Assessment* 119, 57–68. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9004-9>
- Mirecki N, Agić R, Šunić L, Milenković L, Ilić Z (2015) Transfer factor as indicator of heavy metals content in plants. *Fresenius Environmental Bulletin and Advances in Food Sciences*, 24, 4212–4219.

- Molnár VÉ, Simon E, Tóthmérész B, Ninsawat S, Szabó Sz (2020) Air pollution induced vegetation stress – The Air Pollution Tolerance Index as a quick tool for city health evaluation, *Ecological Indicators*, 113, 106234. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106234>.
- Morais S, Garcia e Costa F, de Lourdes Pereira M (2012) Heavy metals and human health. In: Oosthuizen, J. (ed.): Environmental Health – Emerging Issues and Practice. Intech Open 2012, 227–247. <https://doi.org/10.5772/29869>
- Morani A, Nowak DJ, Hirabayashi S, Calfapietra C (2011) How to select the best tree planting locations to enhance air pollution removal in the MillionTreesNYC initiative. *Environmental Pollution* 159, 1040–1047. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.022>
- Mote TL, Lacke MC, Shepherd M (2007) Radar signatures of the urban effect on precipitation distribution: A case study for Atlanta, Georgia. *Geophysical Research Letter* 34. <https://doi.org/10.1029/2007GL031903>.
- Mukherjee A, Agrawal M (2015) Pollution response score of tree species in relation to ambient air quality in an urban area. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 96, 197-202. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1679-1>
- Nadgórska-Socha A, Kandziora-Ciupa M, Trzęsicki M, Barczyk G (2017) Air pollution tolerance index and heavy metal bioaccumulation in selected plant species from urban biotopes. *Chemosphere* 183, 471–482. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.128>
- Nanos GD, Ilias IF (2007) Effects of inert dust on olive (*Olea europaea* L.) leaf physiological parameters. *Environmental Science and Pollution Research* 14, 212–214. <https://doi.org/10.1065/espr2006.08.327>
- Németh J (1998) A biológiai vízminősítés módszerei. Környezetgazdálkodási Intézet, TOI Környezetvédelmi Tájékoztató Szolgálat, Budapest.
- Norouzi S, Khademi H, Cano AF, Acosta JA (2015) Using plane tree leaves for biomonitoring of dust borne heavy metals: A case study from Isfahan, Central Iran. *Ecological Indicators* 57, 64-73. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.011>
- Notten MJM, Oosthoek AJP, Rozema J, Aerts R (2005) Heavy metal concentrations in a soil–plant–snail food chain along a terrestrial soil pollution gradient. *Environmental Pollution* 138, 178–190. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.01.011>
- Nyeste K, Dobrocsi P, Czeglédi I, Czédli H, Harangi S, Baranyai E, Simon E, Nagy SA, Antal L (2019) Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub (*Squalius cephalus*): Juveniles are useful bioindicators of recent pollution. *Ecological Indicators* 101, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.001>.

- Nyeste K, Zulkipli N, Uzochukwu IE, Somogyi D, Nagy L, Czeglédi I, Harangi S, Baranyai E, Simon E, Nagy SA, Velcheva I, Yancheva V, Antal L (2024) Assessment of trace and macroelement accumulation in cyprinid juveniles as bioindicators of aquatic pollution: effects of diets and habitat preferences. *Scientific Reports* 14, 11288. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-61986-4>
- Ogbodo EN (2011) Assessment of some soil fertility characteristics of Abakaliki urban flood plains of South-East Nigeria, for sustainable crop production. *World Journal of Agricultural Sciences* 7, 489–495.
- Ogunkunle CO, Suleiman LB, Oyedeji S, Awoyote OO, Fatoba PO (2015) Assessing the air pollution tolerance index and anticipated performance index of some tree species for biomonitoring environmental health. *Agroforestry Systems* 89, 447–454. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9781-7>
- Oliva SR, Fernandez Espinosa AJ (2007) Monitoring of heavy metals in topsoils, atmospheric particles and plant leaves to identify possible contamination sources. *Microchemical Journal* 86, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2007.01.003>
- Olowoyo JO, van Heerden E, Fischer JL, Baker C (2010) Trace metals in soil and leaves of *Jacaranda mimosifolia* in Tshwane area, South Africa. *Atmospheric Environment* 44, 1826–1830. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.01.048>
- Osma E, Elveren M, Karakoyun G (2016) Heavy metal accumulation affects growth of Scots pine by causing oxidative damage. *Air Quality and Atmosphere Health* 10, 85–92. <https://doi.org/10.1007/s11869-016-0410-7>
- Pallardy SG (2008) *Physiology of woody plants*. 3rd ed. Elsevier Inc.
- Pandit J, Sharma AK (2020) A review of effects of air pollution on physical and biochemical characteristics of plants. *International Journal of Chemical Studies* 8, 1684–1688. <https://doi.org/10.22271/chemi.2020.v8.i3w.9442>
- Papp D, Simon E, Nagy L, Mizser Sz, Tóthmérész B (2019) The effect of urbanization on trace element concentration and symmetry of Woodlice (*Armadillidium vulgare* Latreille, 1804). *Biological Trace Element Research* 189, 251–258 (2019). <https://doi.org/10.1007/s12011-018-1454-3>
- Park K, Dam H (2010) Characterization of metal aerosols in PM₁₀ from urban, industrial, and Asian dust sources. *Environmental Monitoring and Assessment* 160, 289–300. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0695-6>
- Parvez MS, Czédli H, Hoque MI, Rahman MM, Anwar A, Uddin AHMM, Hasan MS, Bibi D, Tóthmérész B, Magura T, Simon E (2024) Accumulation of microplastics and potentially

- toxic elements in plant leaves along an urbanization gradient in Bangladesh. *Toxics* 12, 848. <https://doi.org/10.3390/toxics12120848>
- Pathak RK, Tomar C, Neelumalviya, Mahajan S (2015) Phytomonitoring of atmospheric pollution in road side perennial trees of Indore city (M.P.) India. *International Journal of Advances in Engineering & Technology* 7, 1727-1734. ISSN 22311963
- Paull NJ, Krix D, Irga PJ, Torpy FR (2021) Green wall plant tolerance to ambient urban air pollution. *Urban Forestry and Urban Greening* 63, 127201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127201>
- Pavlović D, Pavlović M, Marković M, Karadžić B, Kostić O, Jarić S, Mitrović M, Gržetić I, Pavlović P (2017) Possibilities of assessing trace metal pollution using *Betula pendula* Roth. leaf and bark - experience in Serbia. *Journal of the Serbian Chemical Society* 82, 723-737. <https://doi.org/10.2298/JSC170113024P>
- Petrova ST (2011) Biomonitoring study of air pollution with *Betula pendula* Roth., from Plovdiv, Bulgaria. *Ecologia Balkanica* 3, 1-10.
- Pfanz H, Heber U (1986) Buffer capacities of leaves, leaf cells, and leaf cell organelles in relation to fluxes of potentially acidic gases. *Plant Physiology* 81, 597–602. <https://doi.org/10.1104/pp.81.2.597>.
- Prusty BAK, Mishra PC, Azeezb PA (2005) Dust accumulation and leaf pigment content in vegetation near the national highway at Sambalpur, Orissa, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 60, 228–235. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.12.013>
- Rai P K (2019) Particulate matter tolerance of plants (APTI and API) in a biodiversity hotspot located in a tropical region: Implications for eco-control. *Particulate Science and Technology* 38, 1–10. <https://doi.org/10.1080/02726351.2018.1527800>
- Rai PK, Panda LLS, Chutia BMC, Singh MM (2013) Comparative assessment of air pollution tolerance index (APTI) in the industrial (Rourkela) and non industrial area (Aizawl) of India: An ecomanagement approach. *African Journal of Environmental Science and Technology* 7, 944–948.
- Roy A, Bhattacharya T, Kumari M (2020) Air pollution tolerance, metal accumulation and dust capturing capacity of common tropical trees in commercial and industrial sites. *Science of The Total Environment*, 137622. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137622>
- Šangut JI, Šamec D (2024) Seasonal variation of polyphenols and pigments in Ginkgo (*Ginkgo biloba* L.) leaves: focus on 3',8"-biflavones. *Plants* 13, 3044. <https://doi.org/10.3390/plants13213044>

- Saquib M (2008) Effect of coal smoke pollution on the biomass and chlorophyll pigments of *Brassica juncea*. *Ecoprint* 15, 1-6. <https://doi.org/10.3126/eco.v15i0.1935>
- Sawidis T, Marnasidis A, Zachariadis G, Stratis J (1995) A study of air pollution with heavy metals in Thessaloniki city (Greece) using trees as biological indicators. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 28, 118-124. <https://doi.org/10.1007/BF00213976>
- Selmi W, Weber C, Rivière E, Blond N, Mehdi L, Nowak D (2016) Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban Forestry & Urban Greening* 17, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.010>
- Sen A, Khan I, Kundu D, Das K, Datta JK (2017) Ecophysiological evaluation of tree species for biomonitoring of air quality and identification of air pollution-tolerant species. *Environmental Monitoring and Assessment* 189, 262. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5955-x>
- Sharma AP, Tripathi BD (2008) Biochemical responses in tree foliage exposed to coal-fired power plant emission in seasonally dry tropical environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 158, 197–212. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0573-2>.
- Sierra-Vargas MP, Teran LM (2012) Air pollution: Impact and prevention. *Respirology* 17, 1031–1038. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1843.2012.02213.x>
- Simon E, Baranyai E, Braun M, Cserhádi Cs, Fábián I, Tóthmérész B (2014) Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. *Science of the Environment* 490, 514–520. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.028>
- Simon E, Braun M, Vidic A, Bogyó D, Fábián I, Tóthmérész B (2011) Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. *Environmental Pollution* 159, 1229-1233. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.034>
- Simon E, Harangi S, Baranyai E, Braun M, Fábián I, Mizser Sz, Nagy L, Tóthmérész B (2016) Distribution of toxic elements between biotic and abiotic components of terrestrial ecosystem along an urbanization gradient: Soil, leaf litter and ground beetles (2016) *Ecological Indicators* 60, 258-264. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.045>
- Simon E, Harangi S, Baranyai E, Fábián I, Tóthmérész B (2016) Influence of past industry and urbanization on elemental concentrations in deposited dust and tree leaf tissue. *Urban Forestry & Urban Greening* 20, 12-19. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.07.017>

- Simon E, Vidic A, Braun M, Fábíán I, Tóthmérész B (2013) Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of Wien, Austria. *Environmental Science and Pollution Research* 20, 917-924. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1091-x>
- Singh A, Agrawal SB, Rathore D (2005) Amelioration of Indian urban air pollution phytotoxicity in *Beta vulgaris* L. by modifying NPK nutrients. *Environmental Pollution* 134, 385–395. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.09.017>
- Singh J, Karmakar S, PaiMazumder D, Ghosh S, Niyogi D (2020) Urbanization alters rainfall extremes over the contiguous United States. *Environmental Research Letters* 15, 074033. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab8980>
- Singh P, Jothi S (1999) Reduction in protein contents in a few plants as indicator of air pollution. *Pollution Research* 18, 281–283. <https://doi.org/10.1080/00207238308710040>
- Singh SK, Rao DN, Agrawal M, Pandey J, Naryan D (1991) Air pollution tolerance index of plants. *Journal of Environmental Management* 32, 45-55. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(05\)80080-5](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(05)80080-5).
- Sipos B, Bibi D, Magura T, Tóthmérész B, Simon E (2023) High phytoremediation and translocation potential of an invasive weed species (*Amaranthus retroflexus*) in Europe in metal-contaminated areas. *Environmental Monitoring and Assessment* 195, 790. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11422-3>
- Sokal RR, Rohlf FJ (2011) Biometry. 4th edition. Macmillan Higher Education. 937 p.
- Soodan RK, Pakade Y B, Nagpal A, Katnoria JK (2014) Analytical techniques for estimation of heavy metals in soil ecosystem: A tabulated review. *Talanta* 125, 405–410. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2014.02.033>
- Szabó B, Korányi D, Gallé R, Lövei GL, Bakonyi G, Batáry P (2023) Urbanization decreases species richness, and increases abundance in dry climates whereas decreases in wet climates: A global meta-analysis. *Science of The Total Environment* 859, 160145. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160145>
- Swanepoel JW, Krüger GHJ, van Heerden PDR (2007) Effects of sulphur dioxide on photosynthesis in the succulent *Augea capensis* Thunb. *Journal of Arid Environments* 70, 208–221. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.12.014>.
- Tanee FBG, Albert E (2013) Air pollution tolerance indices of plants growing around Umuebulu Gas Flare Station in Rivers State, Nigeria. *African Journal of Environmental Science and Technology* 7, 1-8. <https://doi.org/10.5897/AJEST12.075>

- Temesi D, Molnár Á, Mészáros E, Feczkó T (2003) Seasonal and diurnal variation in the size distribution of fine carbonaceous particles over rural Hungary. *Atmospheric Environment* 37, 139-146. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00773-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00773-2)
- Tomašević M, Aničić M (2011) Trace element content in urban tree leaves and SEM-EDAX characterisation of deposited particles. *Facta Universitatis Series Physics, Chemistry and Technology* 8, 1–13. <https://doi.org/10.2298/FUPCT1001001T>
- Tomasevic M, Rajsic S, Dordevic D, Tasic M, Krstic J, Novakovic V (2004) Heavy metals accumulation in tree leaves from urban areas. *Environmental Chemistry Letters* 2, 151–154. <https://doi.org/10.1007/s10311-004-0081-8>
- Tošić S, Alagić S, Dimitrijević M, Pavlović A, Nujkić M (2015) Plant parts of the apple tree (*Malus* spp.) as possible indicators of heavy metal pollution. *Ambio* 45, 501-512. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0742-9>.
- Tőzsér D, Harangi S, Baranyai E, Lakatos Gy, Fülöp Z, Tóthmérész B, Simon E (2018). Phytoextraction with *Salix viminalis* in a moderately to strongly contaminated area. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 3275–3290. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0699-2>
- Tőzsér D, Horváth R, Simon E, Magura T (2023b) Heavy metal uptake by plant parts of *Populus* species: a meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research* 30, 69416–69430. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27244-2>
- Tőzsér D, Magura T, Simon E (2017) Heavy metal uptake by plant parts of willow species: A meta-analysis. *Journal of Hazardous Materials* 336, 101-109. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.03.068>
- Tőzsér D, Magura T, Simon E, Mizser Sz, Papp D, Tóthmérész B (2019) Pollution intensity-dependent metal accumulation in ground beetles: a meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research* 26, 32092–32102. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06294-5>
- Tőzsér D, Yelamanova A, Sipos B, Magura T, Simon E (2023a) A meta-analysis on the heavy metal uptake in *Amaranthus* species. *Environmental Science and Pollution Research* 30, 85102–85112. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28374-3>
- Várbíró G, Borics G, Balogh Cs (2004) The East Hungarian Biomonitoring Network (EHBN). In: Klumpp A, Ansel W, Klumpp G (eds). Urban air pollution, bioindication and environmental awareness. Cuvillier Verlag.
- Varga T, Barnucz P, Major I, Lisztes-Szabó Zs, Jull AJT, László E, Péntes J, Molnár M (2019) Fossil carbon load in urban vegetation for Debrecen, Hungary. *Radiocarbon* 61, 1199-1210. <https://doi.org/10.1017/RDC.2019.81>

- Varga T, Jull AJT, Lisztes-Szabó Zs, Molnár M (2019) Spatial distribution of ^{14}C in tree leaves from Bali, Indonesia. *Radiocarbon* 2019, 62, 235-242. <https://doi.org/10.1017/RDC.2019.113>
- Wagh ND, Shukla PV, Tambe SB, Ingle ST (2006) Biological monitoring of roadside plants exposed to vehicular pollution in Jalgaon city. *Journal of Environmental Biology* 27, 419-421. PMID 17436536
- Wang T, Li L, Qin Y, Lu B, Xu D, Zhuang W, Shu X, Zhang F, Wang N, Wang Z (2023) Effects of seasonal changes on chlorophyll fluorescence and physiological characteristics in the two taxus species. *Plants* 12, 2636. <https://doi.org/10.3390/plants12142636>
- Wang X, Sato T, Xing B, Tamamura S, Tao S (2005) Source identification, size distribution and indicator screening of airborne trace metals in Kanazawa, Japan. *Journal of Aerosol Science* 36, 197-210. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2004.08.005>
- Wei B, Yang L (2010) A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal* 94, 99-107. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014>
- Woodward FI, Bazzaz FA (1988) The responses of stomatal density to CO_2 partial pressure. *Journal of Experimental Botany* 39, 1771-1781. <http://www.jstor.org/stable/23692176>
- Yang J, Chang Y, Yan P (2015) Ranking the suitability of common urban tree species for controlling $\text{PM}_{2.5}$ pollution. *Atmospheric Pollution Research* 6, 267-277. <https://doi.org/10.5094/APR.2015.031>
- Zajzon N, Márton E, Sipos P, Kristály F, Németh T, Kis-Kovács V, Weiszbürg TG (2013) Integrated mineralogical and magnetic study of magnetic airborne particles from potential pollution sources in industrial-urban environment. *Carpathian Journal of Earth and Environment* 8, 179-186. ISSN 1842-4090
- Zar JH (1996) Biostatistical analysis. Prentice Hall, N.J.,

7. A doktori értekezés alapjául szolgáló tudományos közlemények

A közlemények felsorolásánál az értekezés egyes fejezeteinek sorrendjét vettem alapul.

- **Simon E**, Baranyai E, Braun M, Cserhádi Cs, Fábíán I, Tóthmérész B (2014) Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. *Science of the Total Environment* 490, 514-520. (D1, IF: 4,099).
- **Simon E**, Braun M, Vidic A, Bogyó D, Fábíán I, Tóthmérész B (2011). Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. *Environmental Pollution* 159, 1229-1233. (Q1, IF: 3,746).
- **Simon E**, Harangi S, Baranyai E, Fábíán I, Tóthmérész B (2016) Influence of past industry and urbanization on elemental concentrations in deposited dust and tree leaf tissue. *Urban Forestry & Urban Greening* 20, 12-19. (Q1, IF: 2,113).
- Molnár VÉ, Tóthmérész B, Szabó Sz, **Simon E** (2018) Urban tree leaves' chlorophyll-a content as a proxy of urbanization. *Air Quality and Atmosphere and Health* 11, 665–671. (Q2, IF: 2.297).
- Molnár VÉ, Tőzsér D, Szabó S, Tóthmérész B, **Simon E** (2020) use of leaves as bioindicator to assess air pollution based on composite proxy measure (APTI), dust amount and elemental concentration of metals. *Plants* 9, 1743. (Q1, IF: 3,935).
- **Simon E**, Molnár VÉ, Lajtos D, Bibi D, Tóthmérész B, Szabó Sz (2021) Usefulness of tree species as urban health indicators. *Plants* 10, 2797. (Q1, IF: 4.658).