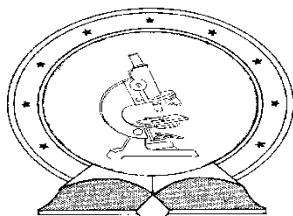


DE TTK



1949

**VÁROSI PORSZENNYEZÉS BECSLÉSÉNEK
LEHETŐSÉGEI KÖRNYEZETANALITIKAI
MÓDSZEREKKEL**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Fehérné Baranyai Edina

témavezető: Dr. Posta József, egyetemi tanár

**DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi Doktori Tanács
Kémiai Tudományok Doktori Iskola
Debrecen, 2015**

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács Kémia Doktori Iskola Koordinációs és analitikai kémia programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2015. június 28.

a jelölt aláírása

Tanúsítom, hogy Fehérné Baranyai Edina doktorjelölt 2010-2013 között a fent megnevezett Doktori Iskola Koordinációs és analitikai kémia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2015. június 28.

a témavezető aláírása

VÁROSI PORSZENNYEZÉS BECSLÉSÉNEK LEHETŐSÉGEI KÖRNYEZETANALITIKAI MÓDSZEREKKEL

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

Írta: **Fehérné Baranyai Edina** okleveles környezetkutató és angol-magyar
szakfordító

Készült a Debreceni Egyetem Kémiai Tudományok doktori iskolája
(Koordinációs és analitikai kémia programja) keretében

Témavezető: **Dr. Posta József**

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr.
tagok: Dr.
Dr.

A doktori szigorlat időpontja: 20... ..

Az értekezés bírálói:

Dr.
Dr.
Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.
tagok: Dr.
Dr.
Dr.
Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 20... ..

KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

Mindenekelőtt szeretném köszönetemet kifejezni témavezetőmnek, *Dr. Posta József* professzor úrnak, akinek szakmai támogatása és iránymutatása végigkísérte egyetemi pályafutásomat.

Hálával tartozom *Prof. Dr. Fábíán István* egyetemi tanárnak, a Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék vezetőjének. Mindamелlett, hogy lehetővé tette számomra a Tanszéken történő kutatást, doktori munkámat odaadó figyelemmel követte és bármikor fordulhattam hozzá, ha tanácsra volt szükségem. Köszönöm *Dr. Gáspár Attilának*, az Analitikai Csoport vezetőjének szakmai segítségét. Hálás vagyok továbbá *Dr. Braun Mihálynak*, aki nagy segítségemre volt a környezetanalitikával kapcsolatos ismereteim elsajátításában, valamint a gyakorlati munka kivitelezésében.

Kiemelt köszönet illeti *Dr. Tóthmérész Béla* professzor urat, az Ökológiai Tanszék vezetőjét és *Dr. Simon Edina* adjunktust, akik nem csupán együttműködői voltak a doktori kutatásom során végzett vizsgálataimnak: töretlen szakmai támogatást kaptam tőlük és nagy türelemmel segítették a közös kísérletek megvalósítását.

Köszönöm *Dr. Tóth Imre* professzor úr szakmai segítségét, valamint az *EON Magyarország Zrt.-nek* az erőművi porszűrők rendelkezéseimre bocsátását.

Köszönetemet fejezem ki *Dr. Nagy Lajosnak*, *Dr. Berka Mártának*, *Galajda Mónikának*, *Dr. Daróczy Józsefnek* és *Papp Istvánnak* a műszeres mérésekben nyújtott segítségükért. Köszönöm *Dr. Magyari Enikőnek* a pollenelemzésben nyújtott segítségét.

Hálával tartozom a *Novo-Lab. Kft* ügyvezetőjének, *Dr. Gáspár Istvánnak* töretlen bizalmáért és lelkesítő támogatásáért, valamint a cég valamennyi munkatársának az Agilent Atomspektroszkópiai Partner Laboratórium kialakításában és működtetésében nyújtott napi szintű segítségükért.

Köszönöm *Dr. Várnagy Katalinnak*, hogy demonstrátor korom óta segíti oktatási tevékenységemet, amely az ő hozzájárulásával a munkám egyik legkedvesebb részévé vált.

Nagyon köszönöm *Nagyné Dombi Gizellának* a doktori ügyeim szervezésében nyújtott segítségét, de mindenekelőtt jó tanácsaiért és baráti biztatásáért vagyok végtelenül hálás.

Szeretném megköszönni a D423-as labor valamennyi volt és jelenlegi dolgozójának, különös tekintettel *Nagy Istvánnak* és *Barcsa Gábornénak*, valamint a szakdolgozó és diplomamunkás hallgatónak, hogy segítséget nyújtottak a mindennapi gyakorlati munkában. Külön köszönöm *Dr. Nagy Dávidnak*, hogy odaadó türelemmel tanított meg a műszerek használatára és folyamatos baráti támogatást nyújtott. *Hubay Katalin*, *Harangi Sándor*, *Keresiné Vári Judit* és *Tóth Csilla Noémi*: mind a szakmai, mind a baráti támogatásokért nagyon hálás vagyok.

Végül, de nem utolsó sorban köszönöm *szüleimnek* és *férjemnek*, valamint *családomnak* és *barátaimnak*, hogy végig mellettem álltak.

TARTALOMJEGYZÉK

Az értekezésben előforduló rövidítések jegyzéke	1
I. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK	2
II. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	4
2.1 Szilárd részecskék szerepe a városi légszennyezésben	4
2.1.1 A városi por származása, a részecskék méret szerinti osztályozása	4
2.1.2 A városi környezetbe jutó szilárd részecskék összetétele, egészségügyi és környezeti hatásai	6
2.2 A városi porok mintavétele és analízise	9
2.3 Biológiai indikátorok szerepe a városi környezet állapotfelmérésében ...	12
2.3.1 A bioindikáció alkalmazási lehetőségei a levegőtisztaság-védelemben	12
2.3.2 Elemek biomonitorozása	14
2.3.3 Falevelek, mint a levegőszennyezés biológiai indikátorai	15
2.4 A tűzijátékok környezeti hatásai	17
2.5 Debrecen és Nyíregyháza szállópor terhelése	18
III. AZ ALKALMAZOTT MINTAVÉTELI ÉS VIZSGÁLATI MÓDSZEREK	20
3.1 A Debreceni és Nyíregyházi Kombinált Ciklusú Erőmű légszűrő rendszere	20
3.2 Az erőművi porok mintavétele és a kinyerhető pormennyiség meghatározása	21
3.3 Az erőművi porok mintaelőkészítése és a vizsgálati módszerek bemutatása	23
3.3.1 Vízoldható anion és kation koncentráció meghatározása	23
3.3.2 Antimon és platinafém analízis (platina, ródiium, palládium)	24
3.3.3 Egyedi szemcsék morfológiai vizsgálata és elemösszetételük meghatározása	26
3.3.4 Termoanalitikai vizsgálatok	27
3.3.5 Policiklusos aromás szénhidrogének és poliklórozott bifenilek meghatározása	27
3.3.6 Pollenanalízis	28
3.4. Bioindikátor szervezatként szolgáló falevelek mintavétele és mintaelőkészítése, vizsgálati módszerek	29
3.4.1 Rövidebb időperiódusra integrált légszennyezés becslése	29
3.4.2 Tényleges antropogén hatás becslése	30

3.4.3 Statisztikai értékelés	31
IV. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	34
4.1 Erőművi porszűrők alkalmazásának lehetőségei integrált városi légszennyezettség becslésére.....	34
4.1.1 Az erőművi porminták tömege, szemcseméreteloszlása, morfológiája	34
4.1.2 A porminták vízzoldható anion és kation koncentrációja	38
4.1.3 Az erőművi porminták elemösszetétele	39
4.1.4 Az erőművi porminták antimon és platinafém koncentrációja	44
4.1.4 Egyedi szemcsék morfológiai vizsgálata és elemösszetételük meghatározása	47
4.1.5 Az erőművi porminták termoanalitikai vizsgálata	52
4.1.6 Pollenanalízis	55
4.1.7 Policiklusos aromás szénhidrogének és poliklórozott bifenilek	59
4.2 Falevelek, mint biológiai porgyűjtők alkalmazásának lehetőségei rövid időperiódusra vonatkozó légszennyezettség becslésére	62
4.2.1 A levélfelületeken kiülepedett por mennyisége	62
4.2.2 A levélfelületeken kiülepedett porban mért elemek koncentrációja	64
4.2.3 A levélszövetben mért elemek koncentrációja.....	67
4.2.4 Statisztikai értékelés főkomponens (PCA) és redundancia analízissel (RDA).....	70
4.2.5 Levélmorfológiai vizsgálatok, sztómaméret és sztómadenzitás	73
4.3 A falevelek releváns gyakorlati alkalmazása tényleges negatív antropogén hatás vizsgálatára.....	78
4.3.1 A levelek felületén kiülepedett por mennyisége	78
4.3.2 A levelek felületén kiülepedett porban mért elemek koncentrációja	79
V. ÖSSZEFOGLALÁS	84
VI. SUMMARY	87
VII. MELLÉKLET	90
IRODALOMJEGYZÉK.....	92
PUBLIKÁCIÓK.....	101

Az értekezésben előforduló rövidítések jegyzéke

<i>A. campestre</i>	mezei juhar (<i>Acer campestre</i>)
<i>A. negundo</i>	zöld juhar (<i>Acer negundo</i>)
ANOVA	varianciaanalízis (analysis of variances)
<i>C. occidentalis</i>	nyugati ostorfa (<i>Celtis occidentalis</i>)
DKCE	debreceni kombinált ciklusú erőmű
DLS	dinamikus fényszórás fotometria
DTA	differentiál termikus analízis
DTG	derivatív termogravimetria
EDS	energia diszperzív röntgen spektrometria
EPMA	elektron-próba mikroanalízis
GC-MS	gázkromatográfia tömegspektrometria
GFAAS	grafitkemencés atomabszorpciós spektrometria
IC	ionkromatográfia
ICP-OES	induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrometria
LSD	legkisebb szignifikáns differencia
MP-AES	mikrohullámú plazma atomemissziós spektrometria
NNLS	nemnegatív legkisebb négyzetek módszere
NYKCE	nyíregyházi kombinált ciklusú erőmű
<i>P. serotina</i>	kései meggy (<i>Padus serotina</i>)
PAH	policiklusos aromás szénhidrogének
PCA	főkomponens analízis (principal component analysis)
PCB	poliklórozott bifenilek
PIXE	részecske/proton indukált röntgenemisszió
PM	szálló por (particulate matter)
<i>Q. robur</i>	kocsányos tölgy (<i>Quercus robur</i>)
RDA	redundancia analízis (redundancy analysis)
SEM	scanning elektron mikroszkópia
<i>T. tomentosa</i>	ezüsthárs (<i>Tilia tomentosa</i>)
TEM	transzmissziós elektron mikroszkópia
TG	termogravimetria

I. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

Az elmúlt évszázadban az urbanizáció és az iparosodás jelentős szennyezőanyag kibocsátást eredményezett, amely negatív hatást gyakorol a városok és szoros agglomerációs területeik lakosságának életminőségére, az épített környezetre, valamint a szárazföldi és vízi ökoszisztémára.

Vizsgálataink középpontjában olyan természetes eredetű és antropogén kibocsátásból származó városi szálló és ülepedő porok, illetve lebegő részecskék állnak, melyeknek komoly egészségügyi kockázatuk lehet. A nagyvárosokban a levegőbe jutó por legnagyobb része közlekedési eredetű, a járművek égéstermégeiből származik. Emellett a háztartásokból, főleg a háztartási egyéni fűtésből, illetve a szél és a csapadék által szállított antropogén és természetes eredetű részecskékből tevődik össze. Az emberi szervezetben kialakuló tüneteket jelentősen befolyásolják a por fizikai tulajdonságai, kémiai összetétele, illetve a belélegzett mennyiség. A szemcsék felületén káros anyagok kötődhetnek meg, a légnemű szennyezőkkel együtt pedig ismert a szálló por szinergikus hatása is.

A porszennyezéssel kapcsolatos kutatások szűk keresztmetszetét a mintagyűjtés jelenti, hiszen a hagyományos porgyűjtő és monitorozó rendszerek általában nem szolgáltatnak elegendő mintát a komplex fizikai, kémiai és morfológiai elemzésekhez. A mintagyűjtés legtöbbször egy ponton történik és pillanatnyi információt szolgáltat. Kutatásaink célja a hagyományos, kihelyezett monitorozó rendszerektől eltérő porgyűjtő technikákkal csapdázott városi porminták reprezentatív és komplex környezetanalitikai vizsgálata, valamint a szükséges mintaelőkészítési és mérési módszerek kidolgozása. Elemezni kívántuk egy nagyvárosi környezetet hosszú, illetve rövid időperiódus alatt ért porterhelés mennyiségi és minőségi jellemzőit.

Minél kisebb a por szemcseátmérője, annál mélyebbre hatol a tüdőben, ami megnöveli az elkülönített porfrakciók mintavételének jelentőségét. A Debreceni és Nyíregyházi kombinált ciklusú erőmű gázturbináit egy kettős légszűrőrendszer védi a bejutó porok korrozív hatásaitól, hiszen a legkisebb szemcsék is elnyírnák a gyorsan forgó turbinalapátokat. Az erőmű szűrőrendszere frakcionált mintavételt biztosít: a durvaszűrőkön a 10 µm-nél nagyobb szemcseátmérőjű porszemcsék kötődnek meg, a finomszűrők az 1 µm és 10 µm közötti átmérőjű szemcséket fogják fel, míg az 1 µm-nél kisebb átmérővel rendelkező szemcsék átjutva a szűrőkön a gázturbina légterébe

kerülnek. Célunk a durva és finomszűrőkön csapdázódott, valamint a turbinatérbe jutott porszemcsék gyűjtése és fizikai, kémiai, illetve morfológiai analízise volt. A rendelkezésre álló minta nagy mennyisége számos, ritkán vizsgált komponens elemzését is lehetővé teszi. Tanulmányozni kívántuk a begyűjtött porminta elem- és vízzoldható anion koncentrációját, termikus stabilitását, szervesanyag és pollentartalmát, valamint az egyedi szemcsék morfológiai tulajdonságait és elemösszetételét.

Az erőművi pormintákkal kapcsolatos kutatásokkal egyidejűleg olyan porgyűjtési technikát is vizsgálni kívántunk, amely egy város nagyobb területére integrálva szolgáltat információt a porterhelésről. A falevelek a légszennyezésre érzékeny szervezetek és a lebegő részecskék megkötésével jól reprezentálják az atmoszférában felgyűlt légszennyező anyagok minőségi és mennyiségi jellemzőit. Morfológiai, szerkezeti és biokémiai eltéréseik révén különböző mértékben vonhatják ki a légszennyező anyagokat a levegőből. Egy urbanizációs gradiens mentén, a faleveleken kiülepedett por mennyiségét, valamint a por és levélszövet elemkoncentrációját (Ba, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, S, Sr és Zn) tanulmányoztuk. Célunk az volt, hogy a városiasodás különböző szintjén lévő területeket összehasonlítva megállapítsuk, mely faj egyedei képesek a levegőből a szennyezőanyagokat nagyobb hatékonysággal kivonni, ezáltal a városi levegő minőségét javítani.

Vizsgálni kívántuk továbbá a falevelek, mint indikátor szervezetek hatékonyságát tényleges antropogén szennyezés felmérése érdekében. A pirotechnikai látványelemek alkalmazása népszerű és széles körben elterjedt módja a polgári szórakoztatásnak, amely időszakos terhelést gyakorol a városi levegőminőségre. A tűzijátékok ugyanis légszennyező források is egyben, hiszen a robbanóanyagok fellövését követően nagy mennyiségű lebegő és ülepedő részecske, elsősorban fémek és szerves vegyületek, valamint gázok kerülnek az atmoszférába. A pirotechnikai eszközökben lévő speciális fény- és színhatásért felelős elegyek lángszínező anyagai olyan fém sókat tartalmaznak, amelyek kationjai könnyen gerjeszthetők és jellemző hullámhosszúságú fényt bocsátanak ki. Munkánk során a detonációk alkalmával az atmoszférába jutó és onnan a falevelek felületére kiülepedő por mennyiségét és elemkoncentrációját (Al, As, Ba, B, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Zn, Li és Sr) határoztuk meg a debreceni, augusztus 20-ai tűzijáték alkalmával.

II. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1 Szilárd részecskék szerepe a városi légszennyezésben

A hierarchikusan szervezett társadalmak kialakulása indította el az urbanizációt, ami a növekvő népesség gazdasági szerveződés szerinti, lokális koncentrálódásának következménye.¹ A városok számának és a városi lakosságnak a folyamatos növekedésén túlmenően a folyamat a városi infrastruktúra és funkció fejlődését és megújulását is magában hordozza. A 21. századra az emberi népesség fele városi agglomerációkban él, amely területek erőteljes környezet-átalakítások színterei.¹ Az urbanizáció hatására a városi légtér a természetes alkotóktól minőségileg eltérő komponenseket is tartalmaz, illetve a természetes alkotók a szokásostól eltérő mennyiségben jutnak az atmoszférába, hiszen ezeken a területeken nagyobb az antropogén eredetű perturbáció.^{2,3} A jelentős mértékű napi környezetterhelés pedig kiemelt kockázatot jelent a városlakók egészségére, az élőlényekre és az épített környezetre.⁴⁻⁸

2.1.1 A városi por származása, a részecskék méret szerinti osztályozása

A szennyező anyagok sokféle módon kerülnek a városi környezetbe, többek között gáz, részecske vagy aeroszol formájában, párolgás vagy defláció révén.⁹ Az atmoszférába jutó por a növekvő antropogén hatás mellett jelentős mértékben természetes forrásból származik. A litoszféra felületéről számtalan szilárd fázisú szennyezőanyag kerül a levegőbe, például sivatagi és tengeri homokszemcsék, a talajból származó ásványos alkotókat, szulfátokat, karbonátokat, oxidokat és szerves anyagot tartalmazó porrészecskék. Számottevő, különböző összetételű porszennyezés keletkezik vulkánkitörések, erdő- és bozóttüzek környezetében is. A föld felszínének döntő hányadát kitevő vízfelület hullámverések alkalmával vízcseppek millióit juttatja a felette elterülő légtérbe. A tengeri eredetű légtömegek nagy mennyiségben tartalmaznak nátrium, kalcium, kálium, klorid és szulfid ionokat, aeroszolak^a formájában.¹⁰

^aAeroszoknak nevezzük a gáznemű közeg és a benne finoman diszpergált szilárd, vagy cseppfolyós részecskék együttes rendszerét.¹¹

A városi légteret terhelő porszennyezés legfontosabb antropogén forrásai az erőművek, a különböző ipari létesítmények, a gépjárművek és a háztartási tüzelőberendezések, valamint a peremterületeken a mezőgazdaság szerepe sem elhanyagolható.¹² Az 1. táblázat az atmoszférába jutó legjellemzőbb szilárd részecskéket és származási helyüket foglalja össze.

1. táblázat Az atmoszférában lévő legfontosabb szilárd részecskék és eredetük¹²

Komponens	Főbb származási hely
Széntartalmú anyagok	Belső égésű motorok
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	Tengeri só, szél által szállított porszemcsék
SO ₄ ²⁻	Széntüzelésből származó SO ₂ emisszió
NO ₃ ⁻	Égés során keletkező NO _x
NH ₄ ⁺	Állattenyésztésből származó NH ₃
Cl ⁻	Tengeri só, széntüzelésből származó HCl
Oldhatatlan ásványi részek	Szél által szállított porszemcsék

A szennyezés származási helye alapján megkülönböztetünk primer forrásokat, amelyek a szennyezőket termelik és közvetlenül a légterbe juttatják. Szekunder forrásoknak nevezzük azokat a területeket, ahonnan a levegőből egyszer már távozott – eltávolított, termelésből kivont – káros anyagok újra a légterbe kerülnek (pl. pernyehányók, szeméttelpek).^{9,13} A szekunder forrásokból származó káros anyagok veszélyesebbek lehetnek az emberi egészségre, a gépjárművek által kibocsátott majd újra ülepedett út menti szilárd szemcsék például kiemelt nehézfém szennyezők. Másodlagos szennyezők keletkezhetnek, amikor az elsődleges szennyezők az atmoszférában reakcióba lépnek különböző, egyéb anyagokkal.¹³

A légkörben lévő szilárd szennyeződések különböző mérettartományba tartozó, eltérő kémiai és fizikai tulajdonságokkal rendelkező alkotók keveréke, amelynek durva frakcióját ülepedő pornak nevezzük. Ezt a szedimentumot tovább osztályozhatjuk a szemcsék vízdoldhatósága, illetve szerves és szervetlen összetevői alapján. A részecskék méret szerinti osztályozása, eloszlása meghatározza a kondenzációban, légköri optikában és energiaátvitelben játszott szerepüket, valamint az egészségügyi hatásukat. Szálló poroknak (*particulate matter*) nevezzük a hosszabb ideig lebegve maradó kisebb részecskéket. Az MSZ EN 12341:2000 szabványban foglaltak szerinti pontos meghatározás:

- szálló por (SPM, *suspended particulate matter*): egy adott, zavarmentes légterben lévő összes, levegő által körülvelt részecske megnevezése,
- thorakális frakció (PM10, *particulate matter*): a gégefőn áthaladó, belélegzett részecskék tömegaránya, melyet a PM10: ISO 7708 szabvány definiál.

Az aeroszol részecskék méret szerinti eloszlása általában három lognormál eloszlás összege, amely aránya hely- és időfüggést mutat.¹⁴ A nukleációval keletkező részecskék adják a nukleációs eloszlás tartományát, amelyből a koagulációval akkumulálódó anyagok a második, akkumulációs eloszlást jelentik. Heterogén kondenzáció esetében az ebbe a tartományba eső részecskék felületére kondenzálódik az anyag. A durva módusú részecskék csoportjába a talajból és a tengerekből származó, sós részecskék tartoznak. A tömeg/térfogat arányok alapján az atmoszférába kerülő részecskék mintegy 50%-a durva módusú, míg csupán kevesebb, mint 1%-a tartozik a nukleációs tartományba.¹⁵

2.1.2 A városi környezetbe jutó szilárd részecskék összetétele, egészségügyi és környezeti hatásai

Szemcseméret eloszlásuk, és így a légutakba való lejutásuk mechanizmusa alapján tehát a szálló porokat két nagy csoportra osztjuk. Megkülönböztetjük a 10 mikrométeresnél kisebb szemcseátmérővel rendelkező durva részecskéket (PM10), amelyek a városi porok respirábilis frakcióját jelentik. A 2,5 mikrométernél kisebb átmérőjű aeroszolok pedig azok a finom részecskék (PM2,5), amelyek az alsóbb légutakban kiváltott káros egészségügyi következmények indikátorai. A legújabb kutatások alapján az 1 mikrométernél kisebb szemcseátmérőjű részecskék egészségkárosító hatása a legjelentősebb. Nem csak képesek lejutni egészen az alveolusokig, hanem ott megkötődve súlyos allergiás tüneteket, asztmát okozhatnak, felszívódásuk során pedig bekerülhetnek a vérkeringésbe is.^{16,17,18} A szemcsék felületén egyéb szennyező anyagok is képesek megkötődni, amelyek az egészségkárosító hatást jelentős mértékben növelhetik. Fertőzőes tüneteket idézhetnek elő a tüdőben, a tüdőn átáramló vér besűrűsödhet, amely súlyosabb esetekben elzáródások és vérrögök kialakulásához vezethet. Ezért a PM2,5 alatti szemcsemérettel rendelkező porok vizsgálatának jelentősége megnőtt,

ezzel egyidejűleg pedig aktuálissá vált az elkülönített porfrakciók mintavételének és analizésének bevezetése is.

A 2. táblázat a levegőbe jutó porok legfontosabb fizikai és kémiai jellemzőit, valamint a szemcseméret és portömeg függvényében a szervezetben kiváltott egészségügyi hatásokat, válaszreakciókat foglalja össze.¹⁹

2. táblázat Az atmoszférába jutó porok jellemzői és általános szervezeti hatási¹⁹

HATÁS			
FÜGG			
POR FIZIKAI JELLEMZŐI	POR MENNYISÉGE	POR KÉMIAI JELLEMZŐJE	A SZERVEZET EGÉSZSÉGI
DISZPERZITÁS ELEKKTROMOS TÖLTÉS NAGYSÁG <i>ORRBA JUTÁS</i> $\geq 20 \mu\text{m}$ 100% $12 \mu\text{m}$ 85-100% $5 \mu\text{m}$ 50-70% $1 \mu\text{m}$ < 0% <i>SZÁJBA JUTÁS</i> $> 10 \mu\text{m}$ 50% <i>LÉGCSŐBE, HÖRGŐBE JUTÁS</i> $5 \mu\text{m}$ 50% <i>TÜDŐBE JUTÁS</i> $5 \mu\text{m}$ 1-2% <i>ALVEOLUSBA JUTÁS</i> $1 \mu\text{m}$ 60%	SZEMCSESZÁM EGYSÉGNYI TÉRFOGATRA NAGYSÁG SZERINTI ELOSZLÁS VÉGZETT MUNKA JELLEGE, INTENZITÁSA FOKOZOTT PORFELVÉTEL CSÖKKENTI AZ ELIMINÁCIÓT	KVARC KOBALT VANÁDIUM VAS ÓN CEMENT GRAFIT ALUMÍNIUM AZBESZT TALKUM	LÉGUTAK FUNKCIONÁLIS ÁLLAPOTA CSILLÓSZÖRÖKET GÁTLÓ LÁZ, GÁZOK (SO_2) DOHÁNYZÁS HEVENY ÉS IDÜLT LÉGZŐSZERVI MEGBETEGEDÉSEK NYÁLKAHÁRTYÁK KISZÁRADÁSA (SZÁJON ÁT LÉGZÉS)
BŐR	ÁLTALÁNOS SZERVEZETI HATÁS	PSZICHÉS	
GYULLADÁS, PYODERMÁK, ALLERGIA, KONTAKT DERMATITIS	NYÁLKAHÁRTYA	ROSSZ HANGULAT, CSÖKKENT MUNKAKEDV, IDEGI PANASZ, BALESET	
	CONJUNKTIVITIS, NYH. KISZÁRADÁS, BEREPEDEZÉS		

Az antropogén eredetű városi szálló és ülepedő porok elsősorban a gépjárműforgalom káros melléktermékei, közvetlenül a tökéletlen égés és a

járművek egyedi alkatrészeinek (elsősorban a fékek és gumiabroncsok) súrlódása, kopása során kerülnek a légtérbe, közvetve pedig kémiai reakciók által.²⁰ A kopástermékek 30 tömegszázaléka a levegőben szállítódik, melynek 86%-a a PM10 tartományba tartozó, már a száj- és garatüregbe bejutni képes frakció.²¹ A világ egészére nézve a városi környezet legnagyobb problémája a szilárd részecske kibocsátás, amely mértéke számos helyen és esetben haladja meg az előírt levegőminőségi standard értékeket. Bár a fejlődő régiók nagy részén kezd visszaszorulni a PM10 légszennyezők atmoszférikus aránya, a főbb európai városok háromnegyede legalább évente egyszer átlépi a WHO által normált napi kibocsátási küszöbértéket.²² A szálló porokra napi és éves vonatkozásban elfogadott határértékeket az adott porfrakció emberi egészségre okozott káros hatása alapján állapítják meg.²²⁻²⁵ Számos toxikológiai tanulmány foglalkozik annak vizsgálatával, hogy a szálló porok mely részecske tulajdonsága mely biológiai válasz kiváltásáért felelős (részecskeszám, méret, kémiai összetétel). Ezek a kutatási eredmények rávilágítanak arra, hogy a szilárd légszennyezők finom frakciójának kémiai összetétele fontos szerepet játszik a tünetek kiváltásában.²⁶

A városi atmoszférába kerülő szilárd részecskék összetétele a környezeti hatást is meghatározza. A levegőben található és onnan kiülepedő nehézfémek a légszennyező anyagok egyik kiemelt csoportját képviselik. A nehézfémek forrásai olyan antropogén tényezőkre vezethetők vissza, mint a belső égésű motorokkal hajtott gépjárművek vagy az ipari tevékenység.^{1,26,27,28} Oldható formában képesek felszívódni és akkumulálódni a vegetációban, az akut toxikus tünetek kiváltásán túl pedig bekerülhetnek a táplálékláncba. A többlet terhelésként jelentkező szulfát és nitrát a savasodási folyamatokon keresztül az épített környezetben korróziót idéz elő, a vízi ökoszisztémában való feldúsulása pedig halpusztuláshoz, ammóniával kiegészülve eutrofizálódáshoz vezethet.¹⁴ Az antropogén eredetű szerves anyagok közül több karcinogén, mutagén és teratogén hatással bír. Ide tartoznak a lassan lebomló szerves anyagok (POP, *Persistent Organic Compounds*), amelyek elsősorban klórtartalmú égési származékok, ipari melléktermékek és növényvédő szerek összetevői.

A légköri aeroszol a Föld sugárzási mérlegét is befolyásolhatja, közvetlenül és közvetett módon egyaránt. Közvetlen légkörfizikai hatását optikai tulajdonságainak és méreteloszlásának köszönhetően a sugárzás elnyelésén és/vagy visszaverésén keresztül fejt ki (korom és szulfát aeroszol, ásványi por), amely látástávolság csökkenéshez vezethet.¹⁴ Közvetve

kondenzációs magvak képződésével a felhő- és csapadékképződésre is hatással van, valamint befolyásolhatja a légköri összetevők eloszlását és transzportfolyamatait.¹⁵

2.2 A városi porok mintavétele és analízise

A levegő vizsgálata, ezáltal mintavétele és mintaelőkészítése fontos és egyre általánosabb feladat, különösen az utóbbi évszázad növekvő szennyezőanyag kibocsátása miatt.

A gázminta-vételeket a mintavétel helye alapján két nagy csoportba sorolhatjuk. Ha közvetlenül a keletkezési helyen vesszük a mintát (pl. erőmű, kazán füstcsatornája, vegyipari üzem kéménye stb.), akkor emissziós gáz-mintavételről beszélünk, az elemzést pedig emissziós gázelemzésnek nevezzük. Ha a tér (utca, lakás, üzem stb.) 1,5 m magasságú helyéről vesszük a mintát, akkor imissziós mintavételről van szó, az elemzést pedig imissziós elemzésnek nevezzük.²⁹ Az imisszió mérés légköri nyomáson és hőmérsékleten történik, melynek pillanatnyi értékét a meteorológiai tényezők nagyban befolyásolják. A szennyeződés időbeni lefolyásának követésére a folyamatosan működő regisztráló műszerek a legalkalmasabbak.

A porkibocsátás, vagyis por-emisszió, méréssel és számolással egyaránt meghatározható. A szilárd halmazállapotú emisszió szakaszosan és folyamatosan is mérhető. A folyamatos működésű műszerek általában közvetett módon mutatják ki a gáz porkoncentrációját, míg szakaszos mérés esetén a leválasztott anyagot tömeg szerint analizálják.³⁰ A szilárd részecskék levegőáramból történő leválasztására számtalan technológiai megoldás létezik. A szemcsék mérete alapján alapvetően kétféle módszerrel gyűjthetjük a porokat: a nagyobb átmérővel rendelkező szemcséket (10 µm felett) ülepítéssel, a kisebb átmérővel rendelkező ún. szálló porokat (10 µm alatt) szűréssel.³¹ Az eltérő elven működő, különböző hatékonyságú porleválasztó berendezések legfontosabb jellemzőinek összefoglalását a 3. táblázat szemlélteti.^{32,33}

Az aeroszolok méretfrakciók szerinti mintavételére általában membránszűrőt (papír, teflon, üvegszál), tehetetlenségi impaktort vagy ciklont alkalmaznak, amely lehetőséget biztosít a tömeg-koncentráció meghatározására. A durva, illetve finom szemcsék szelektív elválasztása a megfelelő hordozón szűréssel vagy impakcióval történik. Több méretfrakció egyidejű elválasztása kaszkád impaktorral valósítható meg, amely a

tehetetlenségi elven történő szeparálás egyik leggyakrabban alkalmazott eszköze. A vákuum szivattyúhoz csatlakoztatható impaktoron keresztül szívott levegőből a szemcsék aerodinamikai átmérőjüknek megfelelően vagy átjutnak az egymás után kialakított egyre kisebb méretű furatokon, vagy a kritikus értéket elérve az ütközőfelületbe csapódnak és leválasztódnak. A kaszkád impaktor alkalmas nedves szemcsék szeparálására is, az egyes méretfrakciókban összegyűlő minta pedig eltávolítás után további elemzésekre is lehetőséget ad.³⁴

3. táblázat Porleválasztó berendezések összefoglaló táblázata³¹

Módszer	Berendezés		Legkisebb leválasztható szemcseméret	Hatásfok	Hatásfok növelési lehetőségei
Száras leválasztás	Porkamrák		100 µm	30-50%	Különböző törések beépítése a levegőáramba
	Ütközéses porleválasztók		40-50µm	50%	Zsaluk beépítése a levegőáramba
	Ciklonok		5-15µm	65-98%	Multiciklon
	Örvénycsővek		5-15µm	90-98%	
	Rétegszűrők	Szűrőrács vagy síkrács	20-60µm	80%	Nyomás vagy vákuum alkalmazása
		Szövetszűrő	1-20µm	90%	
		Finomszűrő	0,1-1µm	90%	
Nedves leválasztás	Permetező torony		1-30µm	90%	
	Tányéros torony		1-30µm	98%	
	Töltetes torony		1-30µm	98,5-99%	A töltetek változtatása
	Venturi mosó		<1µm	99%	
Elektrosztatikus leválasztás	Elektrosztatikus porleválasztó		<1µm	99%	

A durva és finom módusú aeroszolk szelektív gyűjtésére használható az úgynevezett “Genti típusú” kétfokozatú mintavevő. A soros

szűrőegységben két, eltérő lyukátmérőjű membránszűrő található. A szűrő anyagának megválasztásánál fontos szempont, hogy milyen komponensek analizését tervezzük: ionok méréséhez teflon, elemanalitikai célból polikarbonát, míg széntartalom vizsgálatához kvarcszálas szűrő alkalmazása javasolt. Fontos, hogy a szűrők egyenletes lyukátmérővel és megfelelő porozitással rendelkezzenek. A technika hátránya, hogy a membránszűrők hajlamosak az eltömődésre, valamint legalább 12-24 órányi folyamatos működés szükséges városi környezetben ahhoz, hogy elegendő minta gyűljön össze a tervezett vizsgálatokhoz. Kettéosztott áramú, nagy áramlási sebességű virtuális impaktorról nagyobb mennyiségű aeroszol minta gyűjthető, amely módszer a divergens levegőáramban mozgó részecskék kinetikájának a részecskemérettől való függésén alapul.^{33,34}

A városi szálló- és ülepedő porok mintavételét alapvetően befolyásolja, hogy milyen komponensek meghatározására van szükség. A begyűjtött aeroszolokból általában tömeg meghatározás, anion- és kation analízis, elemi illetve szerves szén meghatározás, szerves összetevő analízis, roncsolásos és roncsolásmentes elemanalízis, valamint egyedirészecske-elemzés történik.³³ A tömeg meghatározása történhet gravimetrikus módszerrel analitikai mérlegen, illetve a mintavétel közben kúpos elemű oszcilláló mérleg (TEOM, *Tapered Element Oscillating Microbalance*) segítségével. Az elemi szén és szerves szén arányának kvantitatív meghatározására termikus és optikai módszerek állnak rendelkezésre.³³ A gázkromatográfia-tömegspektrometria a leggyakrabban használt kapcsolt analitikai technika a szervesanyagok minőségi és mennyiségi meghatározására, amelyet minden esetben valamilyen poláros vagy apoláros oldószerben történő extrakció előz meg. A pormintában lévő anionok és kationok rutin mérésére ionkromatográfiát ajánl a szakirodalom, míg roncsolásos elemanalízisre atomabszorpciós spektrometriás (FAAS, lángatomabszorpciós spektrometria, GFAAS, grafitkemencés atomabszorpciós spektrometria) és atomemissziós spektrometriás (ICP-AES, induktívan csatolt plazma atomemissziós spektrometria) módszerek alkalmazhatóak. A minták feltárását igénylő, legérzékenyebb elemanalitikai technika a tömegspektrometriával kapcsolt induktívan csatolt plazma (ICP-MS), amely a ng/l koncentráció tartományban lévő mikroszennyezők kvantitatív meghatározására is képes. A roncsolásmentes eljárások közül az aeroszoliminták mérésére elsősorban röntgenfluoreszcens analízist (XRF) és részecske/proton indukált röntgenemissziót (PIXE) használnak. Az egyedi részecskék elemanalízise történhet protonmikroszondával (PIXE), amikor

mikrométeres átmérőjű protonnyalábbal sugározzák be a mintát, valamint a szintén röntgenfluoreszcencia módszerén alapuló elektronmikroszondával (EPMA, Electron probe X-ray microanalysis).^{33,34}

2.3 Biológiai indikátorok szerepe a városi környezet állapotfelmérésében

Az urbanizáció levegőminőségre gyakorolt hatását a légszennyező anyagok koncentrációjának elemzésével lehet vizsgálni, a városi porok és egyéb szennyezőanyagok monitorozása azonban komplex feladat.^{28,35} A városiasodásnak a talaj-, víz- és levegőminőségre kifejtett hatását az urbanizáció szintjének megfelelően kialakult gradiensek mentén szokás elemezni: a gradienseknek egyik végpontján az emberi tevékenység által terhelt élőhelyek, míg másik végpontján a természetes, közvetlen antropogén hatásoktól mentes élőhelyek találhatók.^{36,37}

A légszennyezés monitorozásának és a szennyezőanyagok kvalitatív és kvantitatív meghatározásának egyik módszere a légköri aeroszol direkt gyűjtése az igényelt méretfrakció szelektálásával, valamint a biológiai indikátorok alkalmazása.³⁸ Biológiai indikátoroknak nevezzük azon élő szervezeteket, amelyek ökológiai tűrőképességüknek megfelelően specifikus viselkedésükkel jelzik a környezeti tényezők megváltozását (például jelenlét, hiány, létszám, megoszlás).³⁹

2.3.1 A bioindikáció alkalmazási lehetőségei a levegőtisztaság-védelemben

Az emisszió- és imissziómérés hagyományos módszerei mellett az utóbbi néhány évben - nemzetközi szakirodalmi példák alapján - hazánkban is egyre elterjedtebb az aktív, illetve passzív bioindikátorok szerepe a levegőtisztaságvédelemben. Az évtizedek óta sikeresen alkalmazott zúzmótérképezés mellett olyan élőlényközösségek bevonása is egyre szélesebb teret kap, amelyek életfunkciói a vizsgálandó környezeti tényezőkkel szoros korrelációt mutatnak, a környezeti terhelés kimutatása mellett pedig a hatás mértékének becslését is segítik.

A bioindikáció alapvető jelensége, amikor a sztenók (szűktűrűsű) fajok megjelenésükkel vagy eltűnésükkel jelzik a külső hatásra egy adott ökoszisztémában bekövetkező környezeti változásokat. Az euriók (tágtűrűsű) fajok a flórát és faunát terhelő szennyező anyagokat szélesebb spektrumban képesek indikálni egyértelmű fenetikus reakcióikkal (például stresszor-

specifikus indikáció a levelek klorózisa vagy nekrozisa által), és/vagy a kémiai összetételükben bekövetkező változással (akkumulatív fajok).⁴⁰

A biológiai indikátor szervezetek alkalmazásának előnye, hogy nagyobb területre vonatkozóan szolgáltat információt, megfigyelhetővé válnak a szennyezés hely- és időbeli fluktuációi, a pontszerű monitorozó állomások mérési eredményeivel együttesen pedig segíti az antropogén eredetű szennyezések vegetációra gyakorolt hatásának becslését, az emisszió és imisszió minőségének, mértékének és trendjének megállapítását. A jelzés mintázatának felismerése és értelmezése, az indikátum elemzése azonban komoly módszertani feladat, amely számos esetben interdiszciplináris együttműködést követel.⁴⁰

A bioindikációs vizsgálatokban alapvetően megkülönböztetjük a vizsgált területen *in-situ* előforduló társulások alkalmazását, valamint a háttérszennyezettség megállapítása érdekében szándékosan transzplantált növényeket, amely utóbbi lehetőséget nyújt összehasonlító elemzésekre, szabványosításra is. Amennyiben a kutatási területen előforduló (természetes vagy ültetett) faunából választunk teszt fajokat, a reprezentatív felmérés megköveteli bizonyos szelekciós kritériumok betartását.⁴⁰ Fontos, hogy a választott faj kellően nagy számban forduljon elő a mintázási területen, könnyen mintázható legyen, a felmérni kívánt szennyezést fizikai és biológiai adottságainak megfelelően jól indikálja és ne fordulhasson elő beazonosítási probléma.^{41,42,43} Ennek, a más néven passzív indikációs technikának az előnye, hogy költséghatékony, viszonylag egyszerűen kivitelezhető és nagyobb földrajzi léptékben is jól alkalmazható a szennyezőanyagok hatásának kimutatására, mennyiségének megállapítására.^{44,45,46} Akár nagyobb területeket lefedő, kis rászteres imissziós hatásvizsgálatra is lehetőséget biztosít. Fontos azonban megemlíteni, hogy egyelőre nem ismert olyan faj, amely egyedei specifikusan alkalmazhatóak lennének a környezeti terhelés biomonitorozására.⁴⁷

A bioindikátor szervezetek a környezeti tényezők komplex hatását képesek reflektálni, azonban a válaszreakciók a növények adaptív mechanizmusainak és szervezettségi szintjeinek megfelelően eltérő mértékűek lehetnek (például genetikai meghatározottság, fejlődési stádium). A kiváltott indikátum nem csupán valamilyen organoleptikus vizsgálattal megállapítható (makroszkópikus vagy mikroszkópikus) tünet lehet. Az akkumulációs fajok esetében az egyes növényi szervek úgy képesek felhalmozni például nehézfémeket, hogy nem következik be különösebb változás a vitalitásukban,

vagy egyéb életfolyamataikban. Érzékeny analitikai módszerekkel azonban az akkumulált fémek kimutathatóak, így a szennyezés minőségileg és mennyiségileg is megállapíthatóvá válik.⁴⁷

A levegőszennyezettség bioindikátorok segítségével történő felmérésének hátránya, hogy prognózisok felállítására korlátozottan ad lehetőséget, hiszen a vizsgálati eredmények a mintavételezést megelőző időszakra vonatkoznak.^{48,49}

2.3.2 Elemek biomonitorozása

A nehézfémek és egyéb toxikus elemek a növényi szervezetben történő kémiai változás, akkumuláció alapján mérhetőek, felhalmozásra azonban csak a rezisztens ökotípusok alkalmasak. A háttérszennyezettség passzív bioindikációs vizsgálatára leggyakrabban használt jelző társulások a mohák, mivel nincs kutikulájuk és epidermiszük, vízviszonyaik és anyagcseréjük mindenkor a szubsztrát és a levegő viszonyaitól függenek.

Az 1960-as évek végén indult egy egész Európát átfogó vizsgálat, amely mohák segítségével kívánta felmérni a légköri nehézfémterhelést a kontinens egyes régióiban. A kutatások eleinte olyan jelentősebb káros hatással bíró elemekre korlátozódtak, mint a Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn és a levegőminőség nagy kiterjedésű monitorozására alkalmas standardizált rendszer kidolgozását tűzték ki célul. A mohákkal végzett bioindikációs elemzések hatékonynak bizonyultak, a munka eredményeképpen feltérképezték a jelentős nehézfém szennyezőforrásokat és megjelölték azok kiterjedését, valamint terjedési útvonalát. Mára egy egész Európára kiterjedő program működik, amely keretében a periódusos rendszer mintegy 41 elemének folyamatos monitorozása történik (*ICP Vegetation Programme - "Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe"*).⁵⁰⁻⁵³

Norvég kutatók, szintén egy hosszabb időperiódusra kiterjedő munka során, *Hylocomium splendens* mohafaj segítségével monitorozták az atmoszférikus háttérszennyezést 1977 és 1990 között. Munkájuk eredményeként az elemek szennyezőforrását és transzportformáit tudták elkülöníteni.⁵⁴ Az első csoportba az atmoszférikus transzpottal szállított (LRTP, *long-range*) szennyezőanyagokat sorolták, melyek Európa más országaiból származnak (V, Zn, Ga, As, Se, Mo, Ag, Cd, Sb, Hg, Tl, Pb, Bi). A Norvégián belüli, vagy határhoz közeli lokális szennyezőforrások alkotják a második csoportot (Co, Ni, Cu), míg a harmadikat a szél által szállított ásványi-

és talajrészecskék, amelyek a porban, valamint a porszemcsék felszínéhez tapadva transzportálódnak (Li, Al, Sc, V, Cr, Fe, Co, Ga, Y, La, Sm, Th, U). Külön kategóriába sorolták a magasabbrendű hajtásos növények által talajból felvett és szöveteik elhalásával, lebomlásával a mohákba visszajutó anyagokat (Cs, Rb, Ba, Mn), valamint a tengeri környezet légköri hatására, a nyomelemek természetes körforgásának köszönhetően megfigyelhető elemeket (Li, B, Na, Mg, Cl, Ca, Se, Br, Sr, I).

A nehézfémek felhalmozására képesek még a gombák (például bimbós pöfeteg - *Lycoperdon gemmatum*; kígyógomba - *Mycena pura*; téli fülöke – *Collybia*; sárguló csiperke - *Agaricus xanthoderma*; erdőszéli csiperke - *A. arvensis*; mezei csiperke - *A. campestris*; nagy őzlábgomba - *Lepiota procera*), egyes zúzmó fajok és a fák is.

A növények nem csak jelezni képesek a nehézfémek és egyéb toxikus elemek koncentrációját, de a légszennyező anyagok atmoszférából történő kivonásával is fontos szerepet töltenek be a levegőtisztaság-védelemben. A hiperakkumulációra képes fajok nagyobb szükségletüknek köszönhetően például több százszor annyi makro- és mikroelem felhalmozására képesek, mint a többi faj.⁵⁵

2.3.3 Falevelek, mint a levegőszennyezés biológiai indikátorai

A városi környezet levegőminőségének vizsgálatához számos tanulmányban alkalmaztak faleveleket, mert érzékenyek a levegőszennyezésre és a lebegő részecskék megkötésével jól jelzik az atmoszférában felgyűlt légszennyező anyagok minőségi és mennyiségi jellemzőit.⁵⁶⁻⁶² Morfológiai, szerkezeti és biokémiai eltéréseik révén különböző mértékben vonhatják ki a légszennyező anyagokat az atmoszférából.^{63,64} A vegetatív periódusban gyűjtött falevelek kumulatíván képesek indikálni mind a talajból, mind a levegőből származó környezetszennyező anyagokat.⁶⁵

A környezet állapotfelmérésére irányuló kutatásokban elsősorban a növényi szövetekben akkumulálódó nehézfémeket monitorozzák, amely segítségével megállapítható, hogy milyen mértékben mobilizálódnak és válnak felvehetővé a talajból és az atmoszférából.^{66,67} A növények nem csupán felveszik, de biológiai és biokémiai folyamataik során fel is halmozzák az elemeket, könnyen kimutathatóvá téve egy viszonylag kis mértékű környezetszennyezést is.⁶⁸

A falevelek úgynevezett biotikus "porcsapdaként" is funkcionálhatnak a környezetanalitikai vizsgálatokban.⁶⁹ A levélfelületeken kiülepedő por jól reprezentálja az urbanizáció szintjének függvényében a városi légtérben felgyűlő szennyezőanyagok minőségi és mennyiségi viszonyait, ezáltal a természetes, illetve antropogén eredetű környezeti terhelést. Simon és mts.-i munkájuk során rámutattak, hogy bár a levélfelületekre kiülepedő por elemkoncentrációja nem mutatott szignifikáns különbséget az általuk vizsgált fajok vonatkozásában, a csapdázódó porszemcsék mennyisége jelentősen függött a levél morfológiai adottságaitól.⁶⁹ A levelek pormegkötő képessége olyan változók függvénye, mint a felület geometriája, epidermális és kutikuláris sajátosságok, a levélfelület bolyhossága, a fák magassága és lombozata.⁷⁰⁻⁷³ A porszemcsék megkötésében fontos szerepet játszanak a nagy levélfelületek és a felületeken található levélszőrök.⁷² A gáznemű légszennyező anyagokat a növények a sztómáikon (légcserenyílásaikon) keresztül adszorbeálják, ezért azok mérete, elhelyezkedése is fontos szempont annak megítélésében, hogy az adott faj milyen hatékonysággal alkalmazható környezeti állapotbecslésre.^{62,72,74,75}

Az elemek akkumulációjának határfoka és a levélfelületek pormegkötő képessége tehát nem csupán a környezeti tényezők függvénye, hanem fajonként eltérést mutat. Ez a tény befolyásolja a tesztfajok kiválasztását, de további problémát vet fel, amennyiben egy nagyobb térléptékű felmérésben nem valósítható meg egyetlen faj egyedeinek gyűjtése. Fontos tehát annak a megállapítása, hogy milyen biológiai és morfológiai tényezők okozzák a fajonkénti különbségeket, esetleg lehetséges e ezek alapján a fajok közötti interkalibráció.^{76,77}

A fafajok közül a nehézfém-tolerancia és felhalmozó képesség alapján a leggyakrabban mintázott akkumulációs fajok az ecetfa (*Ailanthus glandulosa*), a nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*), a keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*), a csörgőfa (*Koelerteria paniculata*), a kanadai nyár (*Populus canadensis*), az akác (*Robinia pseudoacacia*), a fehér fűz (*Salix alba*), a japán akác (*Sophora japonica*), az ezüsthárs (*Tilia tomentosa*), a nyugati tuja (*Thuja occidentalis*) és a fekete bodza (*Sambucus nigra*).

2.4 A tűzijátékok környezeti hatásai

A pirotechnikai termékek a világ számos országában népszerű eszközei a polgári szórakoztatásnak. A tűzijátékok detonációja során az atmoszférába kerülő anyagok azonban káros hatást gyakorolhatnak a levegő minőségére.⁴⁸ A petárdák és különböző robbanószerek hatásait tanulmányozó kutatások külön problémaként említik, hogy ilyen események jellemzően a már eleve nagyobb háttérszennyezettséggel rendelkező városokban kerülnek megrendezésre.⁷⁸ A pirotechnikai detonácók során a légtérbe jutó fém részecskék, gázok és illékony szerves vegyületek tranziens forrásként csupán átmenetileg ugyan, de tovább rontják a nagyvárosok sokszor általánosan is rossz levegő-egészségügyi helyzetét.⁷⁹

Számos kutatócsoport vizsgálta a tűzijáték események során az atmoszférába jutó aeroszol részecskék elemkoncentrációját, különböző analitikai módszerek segítségével.^{80,81,82} Általánosságban elmondható, hogy a robbanásokkal emittálódó szálló por fő komponensei a Sr, K, V, Ti, Ba, Cu, Pb, Mg, Al, S, Mn és Zn.⁸³ Kulshrestha és mts.-i azt tapasztalták, hogy az indiai székhelyű Diwali fesztivál ideje alatt megrendezett tűzijáték hatására szignifikánsan megnőtt a légköri aeroszol Ba, K, Al és Sr koncentrációja az ünnepséget megelőző napokban regisztrált értékekhez képest.⁷⁷ Később ezt az állítást Sarkar és mts.-i is alátámasztották.⁸³

A kibocsátott elemek döntő hányada a robbanószerek látványos fény- és színhatásért felelős vegyületeiben találhatóak, az aeroszol szemcsékhez kötődve és belélegezve azonban egészségkárosító hatásuk valószínűsíthető.^{84,85} Camilleri és Vella rámutatott, hogy a fémek a porszemcsék belélegezhető frakciójához kötődnek nagy affinitással, szoros korrelációt fedeztek fel ugyanis a szálló por (PM10) és az Al, Ba, Cu, Sr és Sb megnövekedett koncentrációja között, valamint hangsúlyozták a jelenség egészségügyi kockázatát.⁸⁶

A tűzijáték események környezeti hatásait becslő vizsgálatok elsősorban az automatikus monitorozó állomások által gyűjtött szálló por (PM10 és PM2.5) koncentrációját és elemtartalmát tanulmányozzák, azonban a szakirodalomban nem áll rendelkezésre információ a tűzijátékok ülepedő porfrakcióra gyakorolt hatásáról.⁸⁷⁻⁹² Ennek magyarázata, hogy az egészségügyi célzatú kutatások a nagyobb kockázatot jelentő, belélegezhető frakció vizsgálatára koncentrálnak. Az ülepedő por azonban szintén tartalmazhat a detonációk során a légtérbe kerülő toxikus anyagokat, amelyek

lokálisan negatív hatást gyakorolhatnak a növények életfolyamataira, a talaj, valamint a felszíni és felszín alatti vizek minőségére, elsősorban a városokban és azok vonzáskörzetében.^{93,94}

2.5 Debrecen és Nyíregyháza szállópor terhelése

A szállópor légköri koncentrációja és a határérték túllépések éves száma alapján Magyarország az egyik legszennyezettebb tagállam az Európai Unióban, amely okán 2008-ban az Európai Bizottság kötelezettségszegési eljárást indított hazánk ellen. A szilárd részecske kibocsátás az egyik legnagyobb környezetvédelmi probléma, amely azonban az Európai Unióhoz való csatlakozás óta javuló tendenciát mutat.⁹⁴

Magyarország speciális földrajzi elhelyezkedése (medence jelleg) és geomorfológiai adottságai elősegíthetik kedvezőtlen meteorológiai viszonyok kialakulását, amely nagy szerepet játszik a gyakori határérték túllépésekben.

A légszennyezettségi agglomerációk és zónák kijelöléséről szóló 4/2002. (X. 7.) KvVM rendelet 1. számú melléklete értelmében Debrecen és környéke, valamint Nyíregyháza a PM10 tekintetében a „D” zónacsoportba tartozik: azon terület, ahol a légszennyezettség egy vagy több légszennyező anyag tekintetében a felső vizsgálati küszöb és a légszennyezettségi határérték között van. A helyhez kötött légszennyező források döntő hányada mindkét városban megfelel az Európai Unió irányelvei alapján kialakított normáknak, így a 10 mikrométer alatti szilárd részecske kibocsátás szempontjából hatásuk elhanyagolhatónak tekinthető.⁹⁵ A két város levegőminőségét elsősorban a gépjármű közlekedés kibocsátása határozza meg, de a lakossági fűtésből származó emisszió is fontos tényező, főleg az alacsony kibocsátási magassága miatt. Jelentős szennyezőforrást jelentenek a városokon átívelő közutak, az utak és padkák rendszeresebb portalanítása hozzájárulna a szálló por kibocsátás csökkenéséhez. Levegőminőségi szempontból Debrecen esetében meghatározó továbbá a város fekvéséből adódóan jellemző, ún. szélcsendes időszakok száma.⁹⁶

Debrecenben a Kalotaszeg téren üzemel ipari-lakóterületi levegőminőség ellenőrző monitorállomás. A regisztrált határérték túllépések nagyobb hányada (79%-a) a téli hónapokra, októbertől márciusig terjedő periódusra tehető. Ennek oka egyrészt a már említett lakossági fűtésből származó kibocsátás, de szerepet játszik benne az utak csúszásmentesítésére

használt szóróanyag kijuttatása is, melynek út szélén maradt szemcséit a gépjárművek felferhetik.⁹⁷

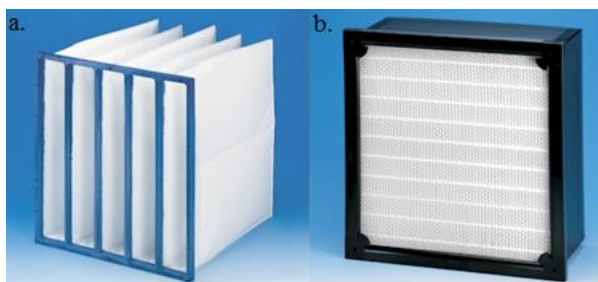
A 2008/50/EK irányelv XI. melléklete tartalmazza a különböző légszennyező anyagokra, köztük a PM10-re vonatkozó egészségügyi határértékeket, éves és napi (24 óra) bontásban. Egy naptári évben a PM10-es méretű részecskékre normált határértéket a túréshatárnak megfelelően legfeljebb 35 alkalommal lehet meghaladni. Nyíregyháza ezt a küszöböt évről-évre túllépi, elsősorban a téli hónapokban.

III. AZ ALKALMAZOTT MINTAVÉTELI ÉS VIZSGÁLATI MÓDSZEREK

3.1 A Debreceni és Nyíregyházi Kombinált Ciklusú Erőmű légszűrő rendszere

Az energiatermelés egyik leghatékonyabb és egyben legkörnyezetkímélőbb formája a villamos- és hőenergiát „kapcsoltan” előállító, gáz- és gőzturbinát alkalmazó, úgynevezett kombinált ciklusú erőműi technológia. A Debreceni és Nyíregyházi Kombinált Ciklusú Erőmű gázturbináit védő légszűrő rendszer 180 darab egymás mögé felszerelt nemez anyagú durva- és üvegszálas finomszűrőt tartalmaz, amely frakcionált mintavételt biztosít. A szűrőrendszer évente közel 5000 órán keresztül folyamatosan üzemel, az átáramló levegő mennyisége pedig a közel 9 hónap üzemidő alatt összesen 2,8 milliárd m³. A porgyűjtés 8-12 méter magasságban folyamatosan történik, majd a rendszert leállítják, az elhasznált szűrőtáskákat leszerelik és a turbinateret egy felületaktív detergenst tartalmazó folyadékkal mossák át. A szűrőpapírok a turbinater védelme érdekében májustól ápriliséig terjedő időszakban folyamatosan gyűjtik a porokat, így a város levegőminősége szempontjából kiemelt jelentőségű téli fűtési periódus összes szennyezőanyagát is integráltan tartalmazzák.

A Debreceni Kombinált Ciklusú Erőmű (DKCE, N47°57'24.14', W21°42'1.43') esetében 2005 és 2009 közötti időszakban folyamatosan lehetőségünk nyílt a porszűrők vizsgálatára, míg a Nyíregyházi Kombinált Ciklusú Erőmű (NYKCE, N47°31'2.37', W21°37'53.57') 2009-ben bocsátotta a rendelkezésünkre a leszerelt szűrőtáskákat. Az 1. ábrán a durva- és a finomszűrőről készült felvétel látható.



1. ábra Nemez anyagú durva- (a) és üvegszálas (b) finomszűrő (a gyártó fényképei)

3.2 Az erőművi porok mintavétele és a kinyerhető pormennyiség meghatározása

A nemez anyagú durvaszűrőket leválasztottuk a merevítést szolgáló alumínium keretről, majd egy nagy szívóteljesítményű, speciálisan átalakított porszívó (1800W) segítségével távolítottuk el a szűrőszöveten csapdázódott por teljes mennyiségét, a filc szálai között megtapadó részecskékkel együtt. A mintavételt olyan kisebb, zárt helyiségben végeztük, ahol a számottevő mintavesztés és a minta elszennyeződése egyaránt elkerülhető volt. A pormintákat elektromos, vibrációs elven működő szitarázógép (Ilmvac THYR2) segítségével frakcionáltuk. A CISA típusú sziták ISO 3310 szabvány szerinti rozsdamentes acélból készültek, a szitafelület átmérője 200 mm. Az egyszerre használható sziták száma 6 db, reprodukálható mérési körülményeket, üzembiztos működést és szabályozható rázási amplitúdót biztosítanak. A szitára maximum 50 g mintát lehet rávinni, az ideális szitálási idő pedig 20 percnél bizonyult.

A finomszűrőket ragasztóval egy műanyag kerethez erősen rögzítik, így azt előbb el kell távolítani a szűrőanyagról. A szűrők anyagi minősége nem tette lehetővé a durvaszűrők esetében alkalmazott mintaleválasztási műveletet, a rajtuk lévő 10 µm és az alatti frakció ugyanis erősen megtapad az üvegszálak között. Először mechanikai úton próbálkoztunk a porszemcsék leválasztásával: kis viszkozitású folyadékban (aceton) való több órás ultrahangos rázatással sem fehéredett ki a szűrőanyag. Az analitikai vizsgálatokhoz ezért pontosan lemért felületnagyságú szűrőcsíkokra vágtuk a szűrőanyagot és vak mintaként tiszta finomszűrőket használtunk a mintaelőkészítés során.

A szűrőrendszer hatékonyan védi a gázturbinákat a bejutó szennyezőanyagoktól, így a kompresszorban csupán kis mennyiségben és nagyon vékony rétegben rakódnak le a durva- és a finomszűrőkön átjutott szemcsék. A közel 5000 üzemórányi folyamatos működtetés után karbantartás céljából leállítják a turbinákat, és ez alatt a kompresszor teret 280 liter felületaktív mosószert tartalmazó folyadékkal tisztítják meg (100 liter mosószer/desztillált víz keverékével történő mosás és 180 liter desztillált vízzel történő öblítés). Ez a vizes szuszpenzió tartalmazza a 9 hónap alatt a szűrőrendszeren átjutott és a turbinatérben lerakódott por teljes mennyiségét. A rendelkezésünkre bocsátott mosószer összetételének megállapítására magmágneses rezonancia spektroszkópiás (NMR) módszert használtunk (Bruker 360 MHz-es NMR).

A mosófolyadékban szuszpendált porszemcséket különböző módszerek segítségével próbáltuk kinyerni, a későbbi analitikai feladatoknak megfelelően. A mosófolyadék homogenizált 100 ml-ét főzőpohárba mértük és főzőlapon szárazra pároltuk. Az eljárás nem volt kielégítő, mert a felületaktív mosószer vízmegkötőnek bizonyult: forráspontja jóval nagyobb, mint a vízé és azeotróp elegyképződés lépett fel. Így a víz teljes elpárolgása után a visszamaradó port a jóval nagyobb hőmérsékleten elpárolgó detergens átitatta. Ez nem zavarta ugyan a későbbi savas roncsolással történő mintaelőkészítést, de a mosófolyadékban lévő pontos portömeget nem lehetett meghatározni és a magas hőmérséklet hatására képződött aggregátumok a porok későbbi elektronmikroszkópos tanulmányozását is nehezítették volna. A szuszpenzió 1 literének portartalmát több lépéses centrifugálással is megkíséreltük elválasztani. Ezzel a módszerrel bár értékelhető mennyiségű port sikerült kinyerni a mosófolyadékból, a kiülepedés nem volt kielégítő, a detergensben maradtak lebegő részecskék. A kapott pormennyiséget azonban hőhatást mellőzve (levegőn) tömegállandóságig szárítottuk, mely így alkalmassá vált az elektronmikroszkóppal végzett morfológiai vizsgálatokhoz. A mosófolyadék pontos portartalmának megállapítására szűrést használtunk. Vákuumszivattyúhoz csatlakoztatható, 0,22 μm pórusátmérőjű Millipore gyártmányú szűrőpapírral felszerelt műanyag szűrőpohár használatával egyszerre 700 ml térfogatú mosófolyadékot szűrtünk át. A szűrletet minden esetben újra felöntöttük a membránszűrőre azért, hogy a szűrőn esetlegesen átjutó legkisebb szemcsefrakció a membrán felületén kialakuló porrétegen, mint új szűrőfelületen megkötődhessen. A vákuumszűréssel kristálytiszt, porrészecskéktől mentes oldatot kaptunk.

A mosófolyadékban szuszpendált részecskék méreteloszlásának mérése fényszórás fotometriával történt (DLS Brookhaven Research System), a Debreceni Egyetem Kolloid- és Környezatkémiai Tanszékén. A minta szórt fény intenzitása a részecskék Brown mozgásából adódóan ingadozik, ez a módszer pedig lehetővé teszi az átlagos diffúziós együttható meghatározását. A szórási szög 90 fok volt, a beütési sebesség pedig 75 kcps. A minta hígítás nélkül körülbelül egy perc mérési idővel jól mérhetőnek, míg a másodlagos szórás elhanyagolhatónak bizonyult. A késleltetési idők megfelelő beállítását a számított és mért alapvonal közötti 0,016% különbség bizonyítja. A kapott autokorrelációs függvényt kumulatív technikával kiértékelve az intenzitással súlyozott átlagos átmérőt és a polidiszperzitást adtuk meg. Ez az átlagérték összehasonlításra gyakran alkalmas, azonban nem ad információt a

részletekről. Ezért a nemnegatív legkisebb négyzetek módszerével (NNLS) meghatároztuk először az intenzitás szerinti, ebből a térfogat, végül a szám szerint súlyozott eloszlásokat.

3.3 Az erőművi porok mintaelőkészítése és a vizsgálati módszerek bemutatása

3.3.1 Vízoldható anion és kation koncentráció meghatározása

A durvaszűrőkről származó 63 μm alatti szemcseméretű porfrakcióból 1.0 g tömegű részletekhez 20 ml desztillált vizet (Millipore MilliQ system) adtunk. Az Erlenmeyer lombikban elkészített elegyet 2 óra hosszáig ultrahangos fürdőben (Transsonic 460/H) rázattuk, majd analitikai szűrőpapíron (Millipore 2,2 μm) szűrtük. A szűrletet mérőlombikokban 25 ml-re töltöttük. A vízoldható vegyületek kation-koncentrációját induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrometriás (ICP-OES, IRIS Intrepid II XDuo, Thermo Fisher Scientific), az anion-koncentrációját pedig ionkromatográfiás (Metrohm 719 VA) módszerrel határoztuk meg.

A 63 μm alatti szemcseméretű, durvaszűrőkről származó porfrakciót 105°C hőmérsékleten szárítószekrényben szárítottuk, majd atmoszférikus nyomáson történő nedves roncsolással készítettük elő az elemanálízishez. A 0,5 g porminta feltárása teflonlapon, 50 ml-es főzőpoharakban 5 ml 65% (m/m) salétromsav és 1 ml 30% (m/m) hidrogén-peroxid (reagent grade, Merck) elegyével történt. Az így elkészített mintákat 25 ml-es mérőlombikokban 0,1 M koncentrációjú salétromsavval jelre töltöttük.

A finomszűrők esetében mikrohullámmal elősegített nagy nyomású roncsolást alkalmaztunk (MLS mega 1200, Milestone) 5 ml 65% (m/m) salétromsav és 1 ml 30% (m/m) hidrogén-peroxid (reagent grade, Merck) elegyével. A mintaelőkészítés során nem használt, tiszta szűrőanyagot alkalmaztunk vak mintaként. A feltáráshoz használt roncsoló program beállítási paramétereit az 4. táblázat szemlélteti.

4. táblázat A mikrohullámú feltárás során alkalmazott program beállítási paraméterei

	Energia (W)	Idő (perc)
1.	250	1
2.	0	2
3.	250	5
4.	400	5
5.	600	5

A turbinatérből származó mosófolyadékból szűrőssel elválasztott porfrakciót szárítást követően atmoszférikus nedves roncsolással, a durvaszűrők esetében részletezett módszer alapján készítettük elő az elemanalízishez. Minden mintaelőkészítési lépést legalább 3 ismételtsben végeztünk el.

Az elemkoncentrációk meghatározását ICP-OES módszerrel, hat pontos kalibráció mellett végeztük (Merck ICP multi-element standard solution IV). A roncsolószerek tisztaságát vak minták mérésével ellenőriztük.

3.3.2 Antimon és platinafém analízis (platina, ródium, palládium)

A durvaszűrőkről származó 63 μm alatti szemcseátmérővel rendelkező porfrakció rendelkezésre álló nagy tömege ritkán vizsgált komponensek elemzését is lehetővé teszi.

Az összes antimon koncentrációt nagy nyomású, mikrohullámmal elősegített roncsolást követően határoztuk meg. A porminták előzetes vizsgálataink alapján szilícium-dioxidot tartalmaznak, amely mátrix nehezíti az antimon leválasztását. A 0,2 g bemért porminta feltárása ezért két lépésben történt: 3 cm^3 65% (m/m) salétromsav és 1 cm^3 38% (m/m) hidrogén-fluorid adagolásával eltávolítottuk a SiO_2 mátrixot, majd az összes szerves összetevő elroncsolását 2 cm^3 65% (m/m) salétromsav és 0,5 cm^3 30% (m/m) hidrogén-peroxid mellett végeztük (reagent grade, Merck).

Az antimon specieszek szelektív extrakciója Zih-Perényi és mts.-i által közölt módszer szerint történt.⁹⁸ A pormintákból citromsavval (0,5 M) az Sb_2O_3 vegyületek, míg sósavas (6 M) extrakcióval az Sb_2O_3 és Sb_2S_3 vegyületek nyerhetőek ki. A extraháló szerek 20 cm^3 -ét adtuk az Erlenmeyer lombikokba kimért 0,2 g pormintához és az elegyeket 120 percig ultrahangos fürdőben ráztuk. A mintaelőkészítést öt ismételtsben végeztük.

Az antimon koncentráció meghatározására grafitkemencés atomabszorpciós spektrometriát (GFAAS, PerkinElmer AAnalyst 600, Zeeman háttérkorrekcióval) alkalmaztunk. A mérést palládium-klorid és magnézium-nitrát mátrixmódosítók adagolásával, standard addíciós technikával végeztük. Az elkészített oldatok koncentrációja palládium-kloridra nézve 300 mg/l, míg magnézium-nitrátra nézve 600 mg/l volt. A kalibráló oldatsorozatokat 1000 mg/l koncentrációjú kálium-antimonil-tartarát törzsoldatból a mérést megelőzően frissen hígítottuk és minden esetben mátrix illesztettük: külön oldatsorozatot készítettünk a citromsavas, sósavas és salétromsavas/hidrogén-fluoridos mintasorozatoknak. A GFAAS meghatározást 20 µl mintatérfogatból végeztük és a mérések helyességét 50 µg/l koncentrációjú antimon belső standard hozzáadásával ellenőriztük. A relatív standard deviáció (RSD%) minden kalibráló tagnál 2% alatt volt, a pontokra illesztett egyenes az adott koncentráció tartományban pedig lineárisnak bizonyult. Az antimon kimutatási határa a pormintákból 4,33 µg/g-nak adódott.

A porminták platina, ródium és palládium koncentrációjának meghatározása érdekében három különböző mintaelőkészítési technikát hasonlítottunk össze: királyvizes extrakció, cianidos extrakció és metanolos, valamint etanolos szuszpenziós (slurry) módszer. A királyvizes extrakcióhoz visszafolyós hűtővel felszerelt gömblombikba mértük az 5,0 g pormintát és 32 ml királyvíz (8 ml 65% (m/m) HNO₃ és 24 ml 37% (m/m) HCl) elegyével 8 órán keresztül forraltuk. Az oldatokból vákuumszűréssel távolítottuk el a visszamaradt porszemcséket és a szűrletet vízfürdön 8 ml térfogatra pároltuk be. A mintát maradékmentesen 25 ml térfogatú mérőlombikban mostuk és desztillált vízzel hígítottuk. A cianidos extrakcióhoz 30 ml előre elkészített kálium-cianidos nátrium-hidroxid oldattal (0,01% (m/m) NaOH és 0,5% (m/m) KCN) gázmosó palackba mostuk az analitikai mérlegen kimért 1,0 g, pontosan ismert tömegű pormintát és folyamatos levegő átáramoltatásával 20 percig kevertettük. Az így kapott elegyet 50 ml térfogatú mérőlombikba mostuk és desztillált vízzel jelre töltöttük. A szuszpenziós mintaelőkészítési módszereknél 0,5 g pormintát mértünk 50 ml térfogatú mérőlombikokba és etanol-víz, valamint metanol-víz rendre 1:1 arányú elegyével folyamatos összerázás mellett jelre töltöttük. Minden mintaelőkészítést öt párhuzamos ismételtsben végeztünk el.

A GFAAS meghatározás a leülepedést követően az oldatok „tisztá” részéből, 20 µl minta manuális adagolásával történt, öt pontos kalibráció

mellett. Az alkalmazott vegyszerek és kioldószerek tisztaságát vak minták mérésével ellenőriztük. A karakterisztikus koncentrációt minden esetben meghatároztuk (az 1% fényintenzitás csökkenést eredményező koncentráció, $\lg(100/99)=0,0044$ abszorbanca érték).

3.3.3 Egyedi szemcsék morfológiai vizsgálata és elemösszetételük meghatározása

A porminták morfológiai elemzése és az egyedi szemcsék elemösszetételének meghatározása a Debreceni Egyetem Szilárdtest Fizika Tanszékén történtek. A reflexiós vizsgálatokat HITACHI gyártmányú S-4300 típusú scanning elektronmikroszkóp (SEM) segítségével végeztük, a mennyiségi elemzésekhez BRUKER QUANTAX 400 típusú energiadiszperzív röntgen spektroszkópot használtunk. Az egyes szemcsék kémiai összetételét elektron próba mikro-analízissel (EPMA) állapítottuk meg. A transzmissziós mérések egy JEOL 2000 FX-II transzmissziós elektronmikroszkópon (TEM) történtek, ami egy Oxford Link-Isis gyártmányú energiadiszperzív röntgen spektrométerrel van felszerelve. A turbinatérből származó legfinomabb porfrakció transzmissziós elektronmikroszkópos vizsgálatához a mosófolyadékot réz mikro-rostélyra helyezett amorf szénhártyára cseppentettük, majd beszárítottuk. A mintatartó és a mikro-rostély anyagából szóródott $\text{CuK}\alpha$ és $\text{CuK}\beta$ vonalak általában műtermékként mindig megfigyelhetők a spektrumokban. A méréseket 200kV gyorsító feszültségnél végeztük.

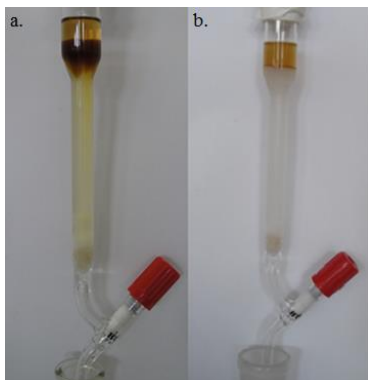
A reflexiós vizsgálatokat megelőzően a turbinatér mosásából származó mosófolyadékból több lépéses centrifugálással ülepítettük ki a porszemcséket. Az 1 liter homogén szuszpenzióból elválasztott részecskéket levegőn tömegállandóságig szárítottuk, így elkerültük a hő hatására képződő aggregátumok kialakulását, ami zavarta volna a további elemzéseket. Az egyedi szemcsék összetétele ebben a mérettartományban elektron próba mikro-analízissel nem vizsgálható, mert az EPMA mérítési felülete és mélysége is nagyobb, mint a frakcióban található egyedi szemcsék térfogata. Ezért a porrészecskék elemösszetételének meghatározásához a porréteg felületén 9 különböző helyen mintavételi pontokat jelöltünk ki.

3.3.4 Termoanalitikai vizsgálatok

A termoanalitikai vizsgálatokat a Debreceni Egyetem Ásvány- és Földtani Tanszékén, MOM Derivatograph-C típusú számítógéppel vezérelt berendezéssel végeztük. A bomlási folyamatokat statikus levegő és nitrogén atmoszférában is meghatároztuk és felvettük a porfrakció 25 °C és 1000 °C közötti hőmérséklettartományban végbemenő bomlásakor fellépő tömegcsökkenési (TG), differenciál tömegcsökkenési (DTG) és entalpiaváltozási (DTA) görbéit. A mintákat kerámiatégelybe mértük, inert anyagként alumínium-oxidot használtunk. A nitrogén áramlási sebessége 20 l/h volt, valamint mindkét esetben percenként 10 °C-al növeltük a hőmérsékletet. A hőfolyamatok során felszabaduló gázokat, égéstermégeket a derivatográfhoz kapcsolt ATOMKI QGA-D típusú kvadrupól tömegspektrométerrel azonosítottuk.

3.3.5 Policiklusos aromás szénhidrogének és poliklórozott bifenilek meghatározása

A DKCE és NYKCE durvaszűrőiről származó 63 µm alatti szemcseméretű porminta policiklusos aromás szénhidrogén (PAH) és poliklórozott bifenil (PCB) tartalmának meghatározását a vonatkozó Magyar Szabvány szerint végeztük (MSZ ISO 12884). A módszer a vegyületek szelektív kromatográfiás elválasztásán alapul. Az analitikai mérlegen 100 ml térfogatú Erlenmeyer lombikba bemért 8,0 g, pontosan ismert tömegű pormintát ekvivalens tömegű vízmentes nátrium-szulfáttal (Reanal) homogenizáltuk, majd 20 ml acetone és hexán (reagent grade, VWR) 1:1 arányú elegyében több lépcsős ultrahangos rázatással kezeltünk. A mintákat 100 cm³ térfogatú gömblombikba szűrtük, majd a rázatást még kétszer megismételtük. Szűrést követően a szűrletet szobahőmérsékleten, spirál hűtővel ellátott rotációs vákuumbepárló (Rotavapor R-200) segítségével 1 cm³ térfogatra pároltuk, és az így kapott mintát vittük fel a nitrogén áramban tömörített szilikagéllal töltött, 4 mm belső átmérőjű és 20 cm hosszú, teflon csappal ellátott üveg oszlopra (Kieselgel 60, Merck). Az elválasztást diklór-metánnal (HPLC grade, Scharlau) végezve a PAH vegyületeket nyertük ki a pormintákból, míg a PCB származékok a hexános fázisban eluálódtak (2. ábra). Minden esetben három párhuzamos ismétlésben készítettük elő a mintákat.



2. ábra A PAH (a) és PCB (b) vegyületek elválasztása a durvaszűrőkről származó pormintákból szilikagél oszlopon (diklór-metánnal és hexánnal végzett elúció)

A komponensek vizsgálata gázkromatográfiás tömegspektrometriás (GCMS-QP 2010 Plus, Schimadzu, Zebron ZB-5 ms kolonna) módszerrel történt a Debreceni Egyetem Alkalmazott Kémiai Tanszékén. A minőségi analízis során csak PAH vegyületeket tudtunk azonosítani a pormintákban, ennek megfelelően a mennyiségi elemzéshez PAH vegyületeket tartalmazó standard törzsoldatból (QTM PAH mix, 47930-U) hat pontos kalibrációs oldatsorozatot készítettünk. Az oldószerek tisztaságát vak minták elemzésével ellenőriztük.

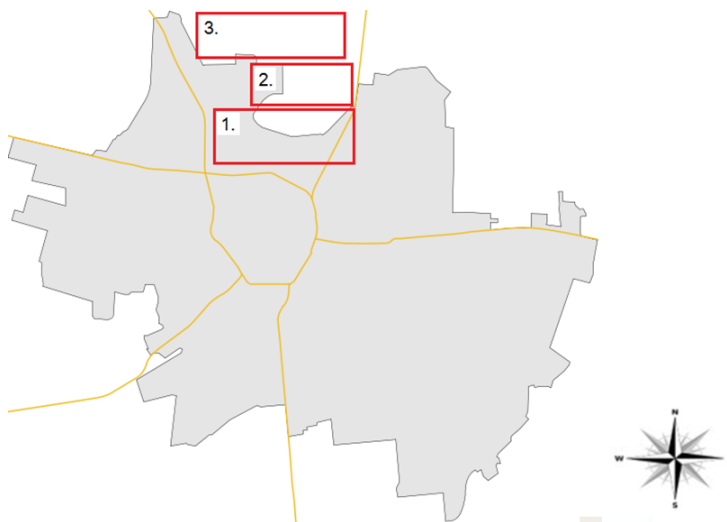
3.3.6 Pollenanalízis

A pollenanalízishez 2,0 g mintát 1 db jelzőspóra tablettával (Lycopodium Batch no. 177745; 18584 db spóra/tabletta), valamint 30 ml 10 %-os (m/m) sósavval elegyítettünk, vízfürdőn melegítettünk, majd 3000 rpm-en centrifugáltunk és dekantáltunk. Ezt követően 30 ml 40%-os (m/m) hidrogén-fluoriddal öntöttük fel a mintákat, 1 órán keresztül vízfürdőn, elszívófülke alatt, gyakori keverés mellett melegítettük, majd centrifugáltuk és dekantáltuk. Újabb 10%-os sósavas kezelés következett, majd a desztillált vízzel feltöltött mintákat ultrahangos vízfürdőn 10 µm-es lyukátmérőjű hálón szűrtük. A szűrőn fennmaradt anyagot centrifugacsövekbe töltöttük és centrifugálást követően dekantáltuk. A mikroszkópos elemzéshez (OLYMPUS CX 41, 600-szoros nagyítás) az így kapott mintákat glicerinben ágyaztuk. A minták feltárása és a pollenek azonosítása a MTA-MTM Paleontológiai Kutatócsoportjában, Dr. Magyar Enikő pollenszakértő segítségével történt.

3.4. Bioindikátor szervezatként szolgáló falevelek mintavétele és mintaelőkészítése, vizsgálati módszerek

3.4.1 Rövidebb időperiódusra integrált légszennyezés becslése

Debrecenben és Debrecen környékén három mintavételi területet jelöltünk ki (városi/*urban*, városszéli/*suburban* és városon kívüli/*rural*), amelyek az urbanizáció három különböző szintjét reprezentálják: tölgyerdő, kertvárosi erdőterület és városi park.⁸⁸ A mintavételi területeket Debrecen városának vaktérképén a 3. ábra szemlélteti. Az egyes mintavételi helyeken négy alterületen gyűjtöttünk faleveleket. A városi parkokban gyakran megtalálható öt fajt választottunk - kései meggy (*Padus serotina*) mezei juhar (*Acer campestre*), zöld juhar (*Acer negundo*), kocsányos tölgy (*Quercus robur*) és nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*) - amelyek leveleit 2010 augusztusában gyűjtöttük. Az alterületeken véletlenszerűen három fát választottunk ki a mintavételhez. A fákról 150–200 cm magasságban, 25–30 ép levelet szedtünk le, a levélnyéllel együtt.⁹⁹ A mintákat lezárható műanyag tasakban gyűjtöttük és az elemzés megkezdéséig +4°C-on sötétben tároltuk.



3. ábra A három mintavételi (1. városi - 48°33'N 21°37'E, 2. városszéli - 47°33'N 21°36'E és 3. városon kívüli - 47°35'N 21°36'E) terület jelölése Debrecen városának vaktérképén

A levélfelületek meghatározásához síkfelületű lapolvasót használtunk. A levélnyél eltávolítása után a leveleket fonákukkal lefelé helyeztük a szkennер

üveglapjára, és a kapott fekete-fehér bitmap képekről a felületet a fekete képpontok alapján számoltuk ki. A kalibrálás ismert felületű fekete négyzetekkel történt. Egyedenként 10–12 dm² felületnyi levél került feldolgozásra.⁹⁹

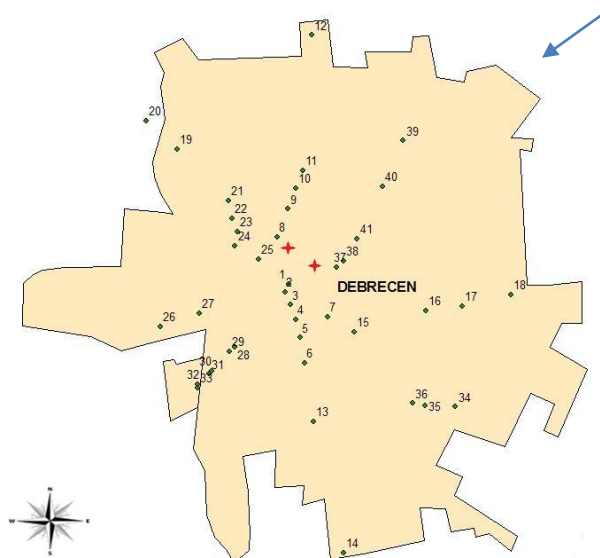
A falevelekről desztillált vízzel, rázatással távolítottuk el a felületen megülepedett por teljes mennyiségét. Az így kapott szuszpenziót mikrohullámú feltárási egységben bepároltuk, a port szárító szekrényben 105 °C-on szárítottuk és pontos tömegét meghatároztuk (analitikai mérleg, Precisa 240 A). A pormintákat atmoszférikus nedves roncsolással, 5 ml 65% (m/m) salétomsav és 1 ml 30% (m/m) hidrogén-peroxid elegyével készítettük elő az elemanalízishez. A falevelekből szárítást követően elektromos darálóval homogenizátumot készítettünk, majd mikrohullámú egységben 4 ml 65% (m/m) salétomsav és 1 ml 30% (m/m) hidrogén-peroxid elegyével roncsoltuk a mintákat. A 25 ml-re jelre töltött por- és levélminták oldataiból ICP-OES elemanalízis történt (Al, B, Ba, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Sr és Zn).

A levélfelület tanulmányozásához és a sztómaméretek, valamint a sztómadenzitás meghatározásához az 5×7 mm² levélszeleteket etanolban dehidratáltuk és pásztázó elektronmikroszkóp segítségével vizsgáltuk (S-4300 CFE Hitachi SEM).

3.4.2 Tényleges antropogén hatás becslése

A tényleges antropogén hatás tanulmányozására irányuló vizsgálatához a debreceni, 2011. augusztus 20-i tűzijáték alkalmával történt a mintagyűjtés. Indikátor falként az ezüsthárs (*Tilia tomentosa*) választottuk, mivel a levelek morfológiája, a lombzat struktúrája és a levélfelületek pormegkötő képessége ideálissá teszi az ezüsthárs leveleit a környezeti porterhelés vizsgálatára, valamint a faj nagy számban van jelen a teljes mintavételi területen.⁹⁹ A kontroll mintaként szolgáló faleveleket a tűzijátékot megelőző két napban a város teljes területén gyűjtöttük (augusztus 18-19.), majd a tűzijátékot követő két napban (augusztus 21-22.) a begyűjtést ugyanazon 41 egyedről megismételtük. A mintagyűjtés alapján égtájak szerint 5 területre osztottuk a várost: centrum, DK, DNY, ÉK és ÉNY. A pirotechnikai esemény stabil meteorológiai körülmények között zajlott és a mintagyűjtés során is száraz, szélcsendes idő volt.

A begyűjtött minták elhelyezkedését GPS koordináták alapján ábrázoltuk Debrecen város vaktérképén, amelyet a 4. ábra szemléltet.



4. ábra A mintavételi helyek GPS koordináták szerinti jelölése Debrecen városának vaktérképén
(pirossal a tűzijáték helyszíneit jelöltük, a kék nyíl az uralkodó szélirányt mutatja)

A levelek begyűjtését, a falevelek felületének és a kiüledett por mennyiségének meghatározását az 1.2-es fejezetben részletezett módszer szerint végeztük. A pormintákból atmoszférikus nedves roncsolást követően az Al, As, Ba, B, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S és Zn meghatározása ICP-OES, míg a Sr és Li mérése mikrohullámú plazma atomemissziós spektrometriával (MP-AES, 4100 Agilent Technologies) történt.

3.4.3 Statisztikai értékelés

A 3.4-es fejezetben részletezett vizsgálatok eredményeinek statisztikai értékelését SPSS/PC és Canoco for Windows 4.5 programcsomagok segítségével végeztük.

A környezetanalitikai tanulmányok a reprezentativitás érdekében nagy mintaszámot követelnek, az eredmények számszerű összegzésére, elemzésére illetve szemléletes modellezésére pedig statisztikai módszereket alkalmaznak. A helyes analízis megválasztását meghatározza, hogy az adatok milyen eloszlást követnek (például Gauss, Poisson). A varianciaanalízist (ANOVA:

ANalysis Of VAriance) az átlagok összevetésére dolgozták ki. Akkor használjuk, ha a valószínűségi változó értéke egy vagy több szisztematikus hatástól és a véletlentől függ. Az egyes varianciafrakciók számszerűsítése eltérés-négyzetösszegekkel történik, a faktorok számától függően beszélhetünk egyfaktoros/egyutas és többfaktoros/többutas varianciaelemzésről. A módszer alapgondolata az, hogy a függő változó teljes varianciája additív módon két részre bontható: a csoportok közötti varianciára, mely a mesterséges hatást foglalja magába, és a csoporton belüli varianciára, mely a véletlen hibát tartalmazza. A varianciaanalízis során megvizsgáljuk, hogy van-e hatása a faktoroknak (F-próba), majd ellenőrizzük, hogy az adatainkra illesztett ANOVA modell teljesíti-e az alkalmazhatósági feltételeket. Vagyis a minták függetlenek legyenek, a csoportokon belül a függő változó normál eloszlású és szórása azonos legyen. Ha a modellünk megfelel a feltételeknek, akkor úgynevezett post-hoc tesztek alkalmazva megvizsgáljuk azt, hogy mely csoportok átlagai különböznek egymástól. Adott konfidencia intervallumnak megfelelően az általunk is használt Tukey teszt (studentizált terjedelmen alapuló teszt, a p elemű részcsoportokat ugyanazzal a kritikus értékkel hasonlítja össze) és az LSD (legkisebb szignifikáns differencia) teszt is megadja, hogy pontosan mely típusok között van szignifikáns különbség.¹⁰⁰

A főkomponens (PCA) és redundancia analízis (RDA) a többváltozós adatmátrixok kiértékelésének gyakran használt módszerei. A PCA egy sokdimenziós adatsorban megkeresi azon főkomponenseket, amelyek az adatmátrix értékeinek a sor- és oszlopátlagoktól való eltérés-négyzetösszegét adó összvariancia legnagyobb hányadát magyarázzák. A kanonikus elemzések közé sorolható RDA előnye, hogy a triplot diagrammon egyszerre ábrázolhatóak az alapadatok, a minták és a környezeti változók, a tengelyek pedig a környezeti változókat értékelik a legjobban és az alapadatokból is a legnagyobb varianciát magyarázzák.¹⁰¹

A hosszabb időperiódusra integrált légszennyezés becslése (3.4.1-es fejezet) során kapott eredményeink normál eloszlását Shapiro-Wilk tesztel, míg a varianciák homogenitását Levene tesztel ellenőriztük. Főkomponens analízist (PCA) használtunk a fajok és az urbanizáció a levélszövetben és a levélfelületen kiüledett porban mért elemek koncentrációjára gyakorolt hatásának bemutatására. A pormennyiség, a levélszövetben és a porban mért elemösszetétel, valamint a sztómaméretek eredményeinek kiértékelését a mintavételi területek vonatkozásában kétutas varianciaanalízissel végeztük

(GLM, two-way ANOVA). A szignifikáns különbségeket LSD teszttel értékeltük. A levélszövetben és a levélfelületen kiülepedett porban mért elemek koncentrációja közötti összefüggést redundancia analízissel (RDA) vizsgáltuk.

A rövidebb időperiódusra integrált (3.4.2-es fejezet) légszennyezés becslésére irányuló kutatásaink eredményei esetében a vizsgált területek hatását a levélfelületekre kiülepedett por mennyiségére és elemtartalmára 2 faktoros varianciaanalízissel vizsgáltuk. Student-féle t-próbával (*Independent sample t-test*) hasonlítottuk össze a kiülepedett por mennyiségét és elemösszetételét a tűzijáték előtt és után. Főkomponens analízissel (PCA) értékeltük a mintagyűjtés idejének, valamint a mintagyűjtési területeknek a kiülepedett porban mért elemek koncentrációjára gyakorolt hatását.

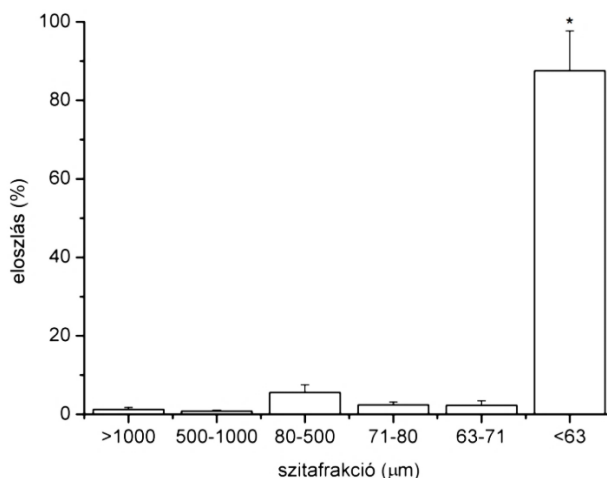
IV. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

4.1 Erőművi porszűrők alkalmazásának lehetőségei integrált városi légszennyezettség becslésére

A Kombinált Ciklusú Erőművekben alkalmazott több lépcsős szűrőrendszerek a városi port folyamatosan és szabályozott körülmények között gyűjtik. A dolgozatban tárgyalt széleskörű vizsgálatok elvégzésére hagyományos porgyűjtő módszerek mellett nem nyílna lehetőség, az így kapott eredmények egyedi és új megközelítései lehetnek a városi porterhelés környezeti és közegészségügyi vonatkozású becslésének.

4.1.1 Az erőművi porminták tömege, szemcseméreteloszlása, morfológiája

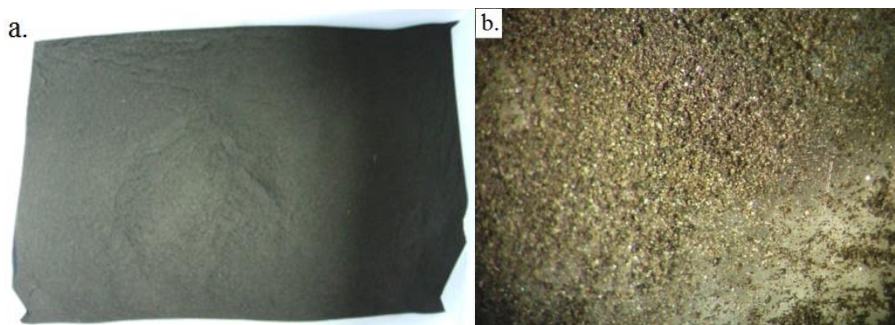
Az 5. ábra a nemez anyagú durvaszűrőkről származó, szitálást követően a különböző lyukátmérőjű szitafelületeken összegyűlt porminta tömeg szerinti százalékos eloszlását szemlélteti.



5. ábra A durvaszűrőkről nyert porminta szemcsék szerinti tömeg%-os eloszlása (átlag $\pm$ SD, n=9)

A legnagyobb portömeg szignifikánsan a 63 μm alatti szemcseátmérőjű frakcióban dúsult, ami a teljes szitált pormennyiség közel 90 %-a. Ebből adódóan a 63 μm -nél kisebb szemcseátmérővel rendelkező porfrakció részletes vizsgálatával kapott eredmények csaknem reprezentatívnak tekinthetők a durvaszűrőn megkötődő por egészére nézve is, így a durvaszűrők

vonatkozásában a későbbi vizsgálatokhoz ebből a homogén porfrakcióból származó mintákat használtuk (6. ábra).



6. ábra A 63 µm-nél kisebb szemcseátmérővel rendelkező porfrakció morfológiája (a) és 100-szoros nagyításban készült sztereomikroszkópos felvétele (b)

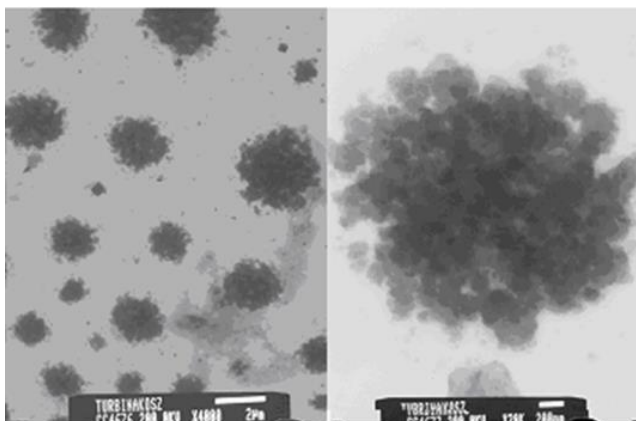
A finomszűrőkön megkötődő portömeg átlagosan 0,05 - 0,1 g por/50 cm²-nek bizonyult. A 7. ábrán az üvegszálas finomszűrőről készült pásztázó elektronmikroszkópos (SEM) felvétel látható. A felvételek alapján elmondható, hogy a szűrőfelületen a szemcsék elhelyezkedése, a különböző kémiai összetételű szemcsék eloszlása is igen heterogén képet mutat.



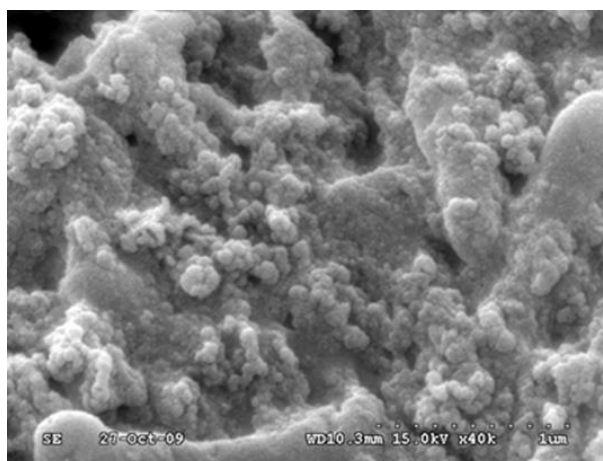
7. ábra A finomszűrő anyagáról és a megkötődött porszemcséről készült SEM felvétel

A turbinatér mosásából származó, sötét színű mosófolyadékban lévő porszemcsék kiülepedése több hét után is elhanyagolható, amely a sötét színnel

egyetemben arra enged következtetni, hogy a benne lévő por szemcsemérete a legkisebb, nanométeres tartományba esik. A 8. és 9. ábra a mosófolyadékból kinyerhető porfrakció morfológiáját szemlélteti.

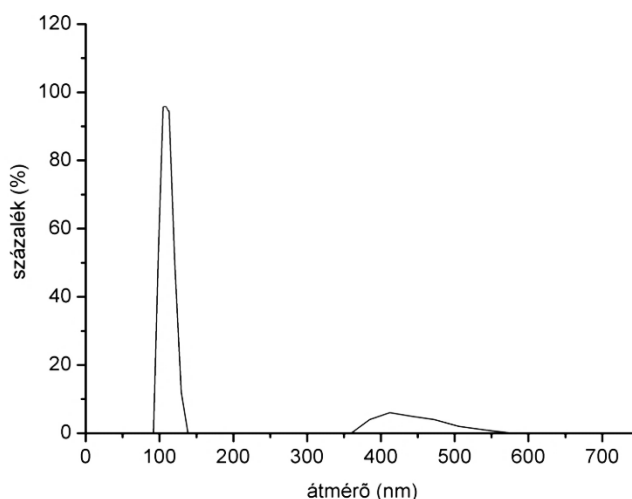


8. ábra A mosófolyadékról készült transzmissziós elektronmikroszkópos (TEM) felvétel



9. ábra A mosófolyadékból szűréssel eltávolított porszemcsék SEM felvétele (a képen látható nagyobb szemcsék az arany vákuumbepárlásából származnak)

A mosószer az NMR vizsgálatok alapján feltételezhetően polietilén glikol típusú vegyület, aminek a kémiai elnevezése: 2-[2-(2-butoxi)etoxi]etanol. Az ilyen típusú, igen hatékony felületaktív anyaghoz a zsíroló hatás növelése érdekében kevés izopropil-alkohol is szoktak keverni. A mosófolyadékban szuszpendált részecskék méreteloszlása bimodális, egy 200 nm alatti, valószínűleg primer részecskéket tartalmazó és egy nagyobb méretű, valószínűleg részecske aggregátumokat tartalmazó csúccsal (10. ábra). A fényszórás fotometriával kapott függvények kiértékelésekor a részecskék átlagos átmérője 338 nm, a polidiszperzitás pedig 0,246-nak adódott.



10. ábra A mosófolyadékban szuszpendált részecskék méret szerinti százalékos eloszlása

A turbinatér mosásából származó, a szűrők mögötti térbe bejutott porokat tartalmazó mosófolyadék egy homodiszperz, nanorészecskéket tartalmazó szuszpenzió. Az eredmények bizonyítják, miért fontos a turbinatérbe jutott városi porok későbbi, részletesebb vizsgálata is. Kis szemcseméret eloszlásukból adódóan ugyanis képesek lehetnek a tüdőbe bejutni és ott megtapadni, illetve felszívódni az alveolusokban.

A Millipore gyártmányú membránszűrőn átszűrt 700 ml detergensből 5 párhuzamos szűrést követően 100 ± 3 mg port tudtunk kinyerni. Ebből kiszámolva a mosófolyadék porkoncentrációja 143 mg/l, amiből megállapítható, hogy a kompresszortér tisztításához használt mosófolyadék 280 liter össztérfogata mindössze 40 g port tartalmaz. A kettős légszűrő

rendszeren vizsgálataink alapján megközelítőleg 70 kg por csapdázódik összesen, amelyből csupán 40 g jut be a kompresszortérbe és rakódik le a gázturbinák szerkezeti egységeinek felületén. Mindezek alapján tehát megállapítható, hogy az erőmű által alkalmazott durva- és finomszűrők kiváló hatékonyságúak, hiszen a közel 5000 üzemóra alatt átáramló 2,865 milliárd m³ levegő portartalmának csak a 0,05-0,07%-át engedik keresztül. Fontos azonban megemlíteni, hogy a bejutó por egy része fizikai tulajdonságainál fogva nem ülepszik és rakódik le a szerkezeti egységekre, hanem távozik a kéményen keresztül. Ezen frakció tömege, tömegaránya és szemcsemérete is kisebb lehet, így ez a pormennyiség valószínűleg nem befolyásolná jelentősen az elkészített anyagmérleget.

4.1.2 A porminták vízzoldható anion és kation koncentrációja

A durvaszűrőről származó porminták vízzoldható anion és kation koncentrációjára vonatkozó eredményeket a debreceni porok példáján az 5. táblázat szemlélteti.

5. táblázat A 63 µm alatti szemcseméret átmérővel rendelkező porfrakció anion és kation koncentrációja és azok tömegszázalékos aránya (DKCE_2009)

Kationok	mg/g	Tömeg%
Al	0,05 ± 0,02	0,01
Ca	17,5 ± 5,0	1,75
Fe	0,4 ± 0,1	0,04
K	2,2 ± 0,7	0,22
Mg	1,2 ± 0,2	0,12
Mn	0,20 ± 0,03	0,02
Na	6,5 ± 3,1	0,66
Zn	0,12 ± 0,02	0,01
ÖSSZESEN	28,3 mg/g	2,83 %

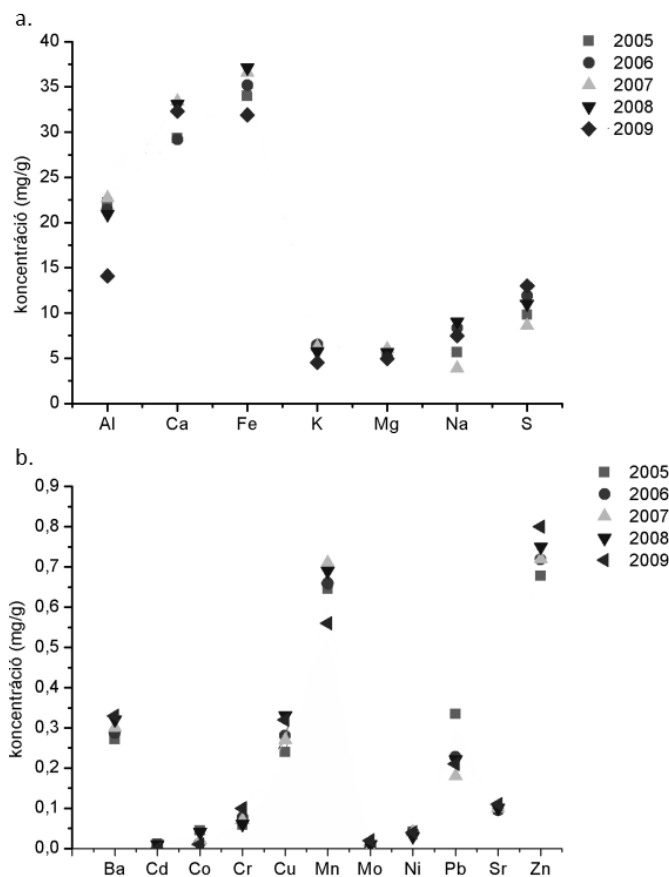
Anionok	mg/g	Tömeg%
Cl ⁻	8,0 ± 2,1	0,80
NO ₃ ⁻	22,9 ± 9,2	2,29
SO ₄ ²⁻	24,6 ± 4,5	2,46
ÖSSZESEN	55,5 mg/g	5,55 %

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a 63 μm alatti szemcseméretű porfrakciónak körülbelül a 9-10 %-a oldódik vízben. Ezek a vegyületek főleg szervesetlen fém-sók, melyek klorid, nitrát és szulfát alakban oldódnak. Az 1 gramm porból származó 25 ml vizes oldat kémhatása közel semleges érték ($\text{pH} = 6,45$). A nyíregyházi porminta vízzoldható anion és kation koncentrációja nem tért el szignifikánsan a debreceni mintáétól.

A vízzoldható anion és kation koncentráció meghatározása mind egészségügyi, mind az élő- és épített környezet szempontjából indokolt. A vízzoldható összetevők a szervezetbe jutva, oldódásuk és felszívódásuk révén közvetlenül a vérkeringésbe kerülhetnek. A vízzoldható anionok közül a szulfátnak (egyes vízzoldható szerves anyagokhoz hasonlóan) felhőképződést befolyásoló szerepet is tulajdonítanak, míg a nitrát a savasodásért és a felszíni vizek eutrofizációjáért lehet felelős.¹⁴

4.1.3 Az erőművi porminták elemösszetétele

A debreceni minták esetében lehetőségünk nyílt a 2005 és 2009 között gyűjtött porminták összehasonlító vizsgálatára. A 11. ábrán szemléltetett adatokból megállapítható, hogy a durva szűrőkről gyűjtött 63 μm alatti szemcseméretű frakciók kémiai összetétele az idő függvényében gyakorlatilag állandó, az 5 egymást követő évben gyűjtött városi por összetételében alig mutatkozik különbség. Nagy szerkezetátalakítás, új porkibocsátó ipari egység ebben az időszakban a mintagyűjtés területének közelében nem létesült. A több hónapig tartó gyűjtés a por összetételében mutatkozó rövid időtartamú ingadozásokat átlagolja. Az is kijelenthető, hogy a meteorológiai körülmények (hőmérséklet, csapadék, páratartalom) az üzemi időszakban a szűrőkön összegyűlő por összetételére mérhető befolyással nincsenek. A kémiai elemzésre kerülő 0,5 gramm körüli mintamennyiségek pedig elegendően nagyok ahhoz, hogy a különböző származású és összetételű porrészecskék kellően nagy számban forduljanak elő a mintában, biztosítva a tömegre nézve homogén mintát és reprezentatív mérési eredményt.



11. ábra A DKCE durvaszűrőiről származó porminták elemösszetétele a vizsgált évek függvényében

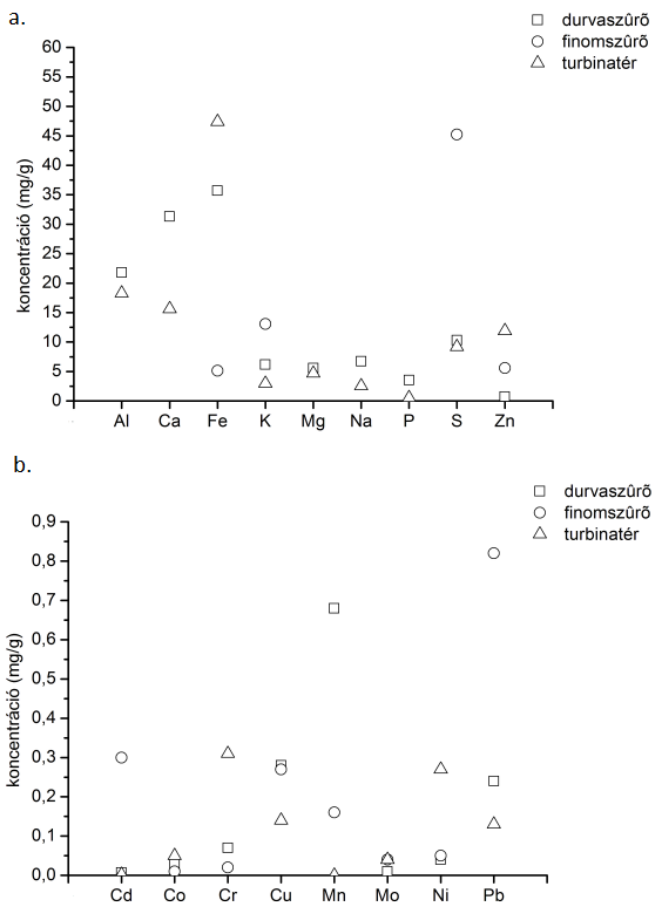
A finomszűrőkről leválasztott, 10 μm -nél kisebb szemcseátmérőjű porok kémiai összetétele az öt éves mintagyűjtési időszak átlagában már nem mutat ilyen fokú homogenitást. Az üvegszűrőkön 2005 és 2009 között gyűjtött porok esetén az elemkoncentrációban megfigyelhető eltérések szoros korrelációban állhatnak a vizsgált minta tömegével és az ebből adódó inhomogenitással. Vizsgálataink alapján a porgyűjtési periódus 9 hónapja alatt 1 cm^2 üvegszűrő szárai között megközelítőleg 1 mg porminta csapdázódik. A szűrőfelületen a porszemcsék eloszlása, így kémiai összetétele is heterogén képet mutat. A finomszűrő néhol egyenetlen porral való telítettségét jól bizonyítja, hogy az eredetileg fehér felület egyes részei sötétebb színűek voltak a bemérések során,

mint máshol. A finomszűrőről készített és fentebb bemutatott elektronmikroszkópos felvételek is alátámasztják az egységnyi felületen megkötődött por eloszlásának inhomogenitását. A szűrők különböző részeiről a lehető legreprezentatívabb módon igyekeztünk megoldani a mintavételt, ennek ellenére azonban az egyenetlen eloszlás és a milligramm nagyságú elemzett portömeg is hozzájárulhat az elmúlt öt évben az üvegszálás szűrőkről gyűjtött és elemzett porok kémiai összetételében mutatkozó eltéréshez.

Az elemösszetételre vonatkozó eredmények bemutatását a nemez anyagú durva- és üvegszálás finomszűrők, valamint a turbinatérbe jutó porminta összehasonlításában a legszemléletesebb. A különböző szűrőpapíron csapdázódott és a turbinatérbe bejutott poroknak ugyanis nem csak a szemcsemérete csökken, hanem a bennük található elemek aránya is megváltozik. A fém sók kristályszerkezetüktől és keletkezési körülményeiktől függően meghatározott szemcseméret eloszlással rendelkeznek, a vegyület aránya pedig abban a frakcióban növekszik meg a legjobban, ahol méretéből adódóan kiszűrődik. A kompresszortérbe végül azok az anyagok tudnak bejutni, melyek vegyületei a legkisebb szemcsemérettel rendelkeznek. Eredményeink alapján a Ca, Mg, Cr, Ni és Al esetében nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget a durva- és finomszűrőkről származó mintákban. A Fe és Zn szignifikánsan nagyobb koncentrációban volt jelen a nagyobb szemcseátmérővel rendelkező, durvaszűrőkről származó mintákban a finomszűrőkkel összehasonlítva, míg a Cd, K, Pb és S koncentrációja a finomszűrőkről nyert porszemcsékben volt szignifikánsan nagyobb, tehát ezek az elemek nagyobb mennyiségben találhatóak meg a kisebb méretű porszemekben. A Mn a turbinatérben gyűjtött porfrakcióban kimutatási határ alatt volt jelen, tehát vegyületei kizárólag nagy szemcséket alkotnak.

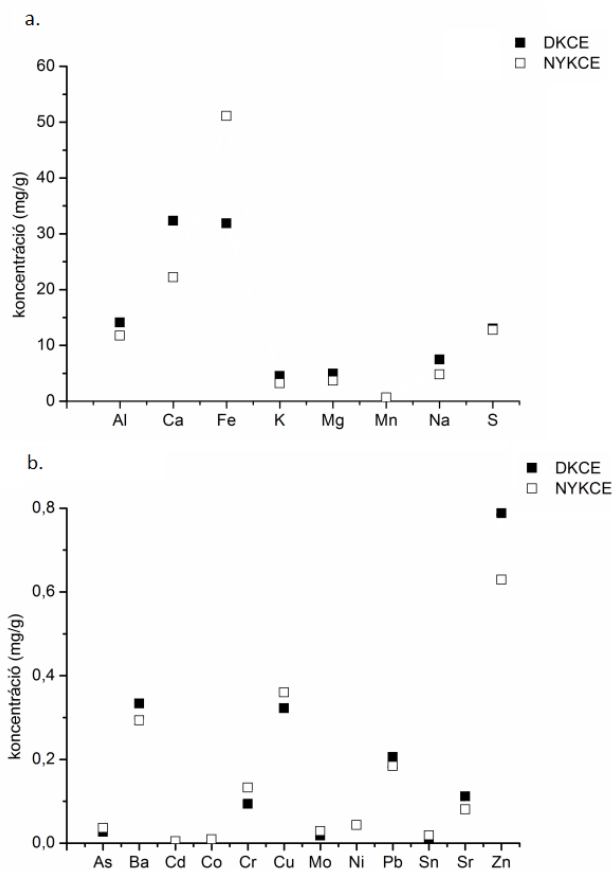
Az 12. ábra a debreceni porminták példáján szemlélteti a különböző szűrőfrakciókról származó minták elemösszetételének összehasonlítását. Látható, hogy a Fe, Ni és Cr számottevően nagyobb koncentrációban fordul elő a szűrők mögötti térből gyűjtött porokban. A Fe köztudottan fő-, míg a Ni és Cr az acél ötvözőelemei, ami arra enged következtetni, hogy a mosófolyadékba - a levegőből származó porszemcséken kívül - a szerkezeti anyag kopásából származó fémpor részecskék is bekerülhetnek. Így a turbinák mögötti frakcióból származó porok elemanalitikai vizsgálata a fent említett 3 elem vonatkozásában nem tekinthető reprezentatívnak. Érdekes megjegyezni továbbá, hogy az ólom szignifikánsan nagyobb koncentrációban volt jelen a finomszűrők felületén csapdázódott porszemcsékben. Ez a koncentráció még

az integrált mintagyűjtés ellenére is elmarad a vonatkozó egészségügyi határértéktől, maga a jelenség azonban alátámasztja az ólom egészségügyi kockázatát.



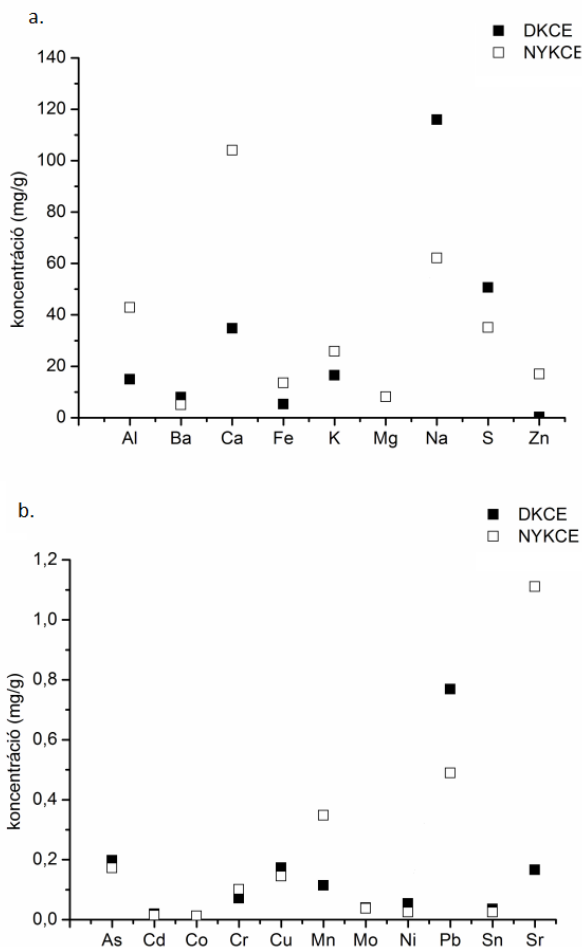
12. ábra A durva- és finomszűrőkről, valamint a turbinatérből származó porminták elemösszetétele (DKCE_2009)

A DKCE és NYKCE durvaszűrőiről származó porminták elemkoncentrációjának összehasonlítását a 13. ábra szemlélteti. A debreceni és nyíregyházi porminták elemtartalma a durvaszűrők tekintetében nagyfokú hasonlóságot mutat, szignifikáns különbség csak a vas koncentrációjában mutatkozik.



13. ábra A DKCE és NYKCE durvaszűrőiről származó porminták elemösszetételének összehasonlítása

A DKCE és NYKCE finomszűrőiről származó porminták elemkoncentrációjának összehasonlításakor azonban több elem esetében is szignifikáns különbséget tapasztaltunk (14. ábra), amely a két város légszennyezettségének eltérő mértéke mellett szintén a finomszűrők által csapdázott porszemcsék nagyobb inhomogenitásával magyarázható.



14. ábra A DKCE és NYKCE finomszűrőiről származó porminták elemösszetételének összehasonlítása

4.1.4 Az erőművi porminták antimon és platinafém koncentrációja

Az antimon természetben megtalálható oxidációs formái közül a három vegyértékűek mintegy tízszer toxikusabbak az öt vegyértékűeknél, így azok speciációs analízise az összes antimon koncentrációjának mérésén túl jelentős többlet információt hordoz. A városi levegőbe az antimon elsősorban a gépjárművek fékbetétjének kopásából kerül, amely alkatrészekben általában antimon-szulfid szálakat alkalmaznak. A fékezés hatására kialakuló nagy

hőmérsékletű mikrokörnyezetben azonban antimon-oxiddá alakulhatnak, így mindkét vegyület gyakori összetevője a városi aeroszoloknak.

A debreceni porminta antimon-trioxid, antimon-triszulfid és ezzel párhuzamosan az összes antimon koncentrációja is nagyobbak bizonyult, mint a nyíregyházi mintáké. A Zih-Perényi és mts.-i által 2007-ben budapesti pormintákban ugyanezen módszerrel meghatározott antimon-trioxid koncentráció kisebb, míg az antimon-triszulfid koncentráció nagyobb értéket mutat, azonban nagyságrendileg megegyező, mint a DKCE és NYKCE durvaszűrőiről származó városi pormintákban.⁹⁸ Légekőbméterben megadva az összes antimon koncentráció mindkét város esetében elmarad a megengedett, $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ határértéktől. A minták antimon tartalmára vonatkozó eredményeket a 6. táblázat szemlélteti.

6. táblázat A durvaszűrőkről származó $63 \mu\text{m}$ alatti szemcseátmérővel rendelkező porfrakció antimon koncentrációja (n.a.: nincs adat)

minta	$\mu\text{g}/\text{g}$ (átlag $\pm$ SE)		
	Sb_2O_3	Sb_2S_3	Sb (össz.)
DKCE	$26,3 \pm 2,0$	$13,7 \pm 3,6$	$44,5 \pm 7,3$
NYKCE	$21,2 \pm 2,8$	$9,8 \pm 1,2$	$33,9 \pm 5,4$
Budapest (2007) ⁹⁸	$16,00 \pm 3,80$	$21,20 \pm 2,20$	n.a.

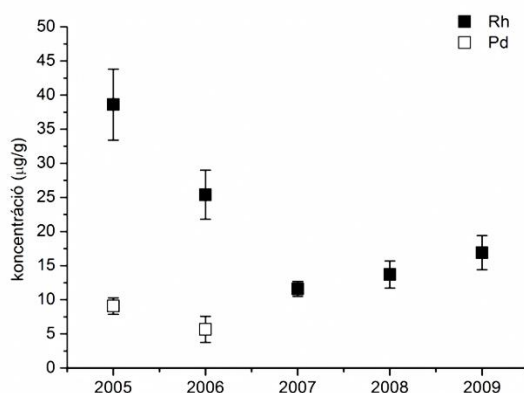
A platinafémek elsősorban a gépjárművek égéstermékének szűrésére használt katalizátorok fontos alkotórészeként, azok kopásával kerülnek a városi atmoszférába. Az utóátalakító rendszerek fontos elemei az úgynevezett „kétutas” katalizátorok, amelyek platinát és palládiumot tartalmaznak, és a levegőbe jutó szén-monoxid, valamint a szénhidrogének koncentrációját csökkentik. A modernebb, úgynevezett „háromutas” katalizátorok már ródiumot is tartalmaznak, mérsékelve az atmoszférába kerülő nitrogén-oxidok emisszióját. A platinafémeket általában nagy porozitású, méhsejtszerűen lévő alumínium-oxid hordozóra viszik fel. A lejátszódó heterogén katalitikus folyamatok közben önmagukban maradandó kémiai átalakulást nem szenvednek, a használat során azonban finom eloszlású platinafém részecskéket juttatnak a levegőbe.

A porminták platina, ródium és palládium koncentrációjának meghatározása érdekében három különböző mintaelőkészítési technikát hasonlítottunk össze: királyvizes extrakció, cianidos extrakció és metanolos,

valamint etanolos szuszpenziós (*slurry*) módszer. Bár a szuszpenziós mintaelőkészítésnél kihasználhatóak a szilárd és oldatos elemzés előnyei és sok esetben vizes kalibráló oldatokkal szemben is kellő pontosságú meghatározást tesz lehetővé, a platinafémeket ezzel a módszerrel nehéz, alkalmanként lehetetlennek bizonyult kinyerni. Ennek ellenére ródiumra vonatkozóan mindkét vizsgálati módszerrel jól mérhető értékeket kaptunk, míg palládium esetében a kapott abszorpciós jel nagysága alapján nem volt megbízható egyik szuszpenziós mintaelőkészítés sem. Ennek az oka az lehet, hogy a ródium a nagy fajlagos felületű, legkisebb lebegő szemcseméretű (1 μm alatti és a kolloid méretű) frakcióhoz, míg a palládium a nagyobb szemcseméretű frakciókhoz kötődik nagyobb affinitással.

Mindhárom elem esetében a cianidos kioldás bizonyult a leghatékonyabbnak, a GFAAS meghatározással kapott eredményeket a debreceni minták esetében a 2005-2009-es mintagyűjtési időszak vonatkozásában a 15. ábra szemlélteti.

Az alkalmazott módszerekkel platinát egyik mintából sem tudtunk kimutatni. Ennek egyik lehetséges magyarázata, hogy a platina piaci ára magas, továbbá a platina katalizátormérgek iránti érzékenysége is nagyobb, ezért alkalmazása a gyártási folyamatokban egyre inkább háttérbe szorult. Manapság olcsóbbak és így népszerűbbek is a palládiumot és ródiumot tartalmazó katalizátorok.



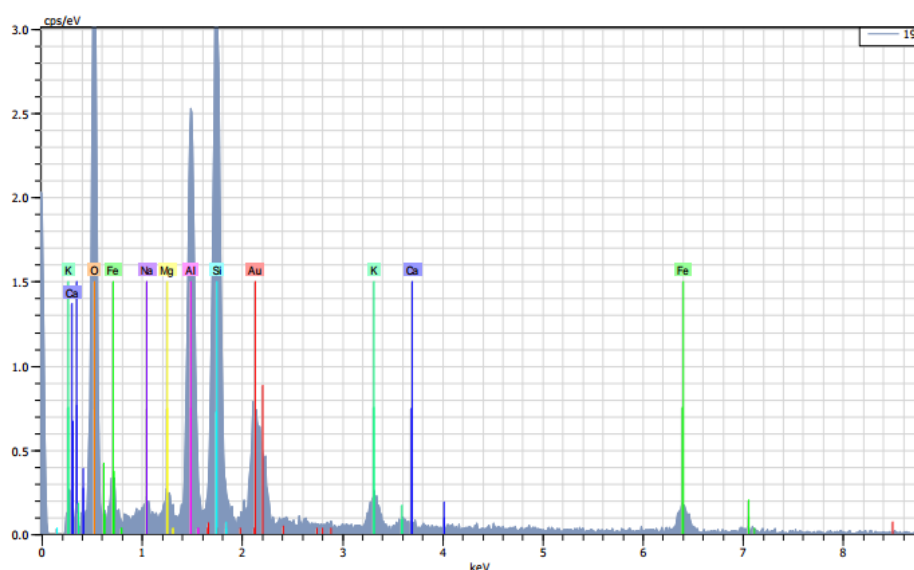
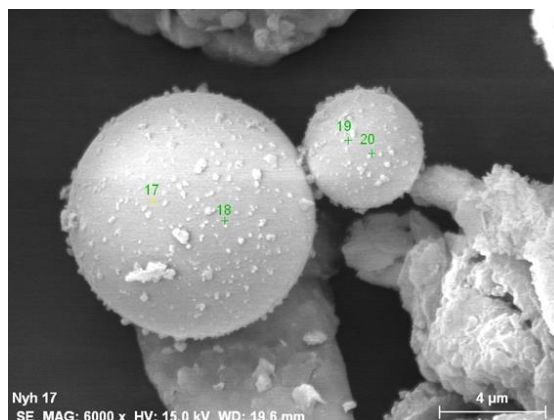
15. ábra A durvaszűrőkről származó 63 μm alatti szemcseátmérővel rendelkező porfrakció Rh és Pd koncentrációja a mintagyűjtési időszakok függvényében (átlag $\pm$ SE)

A debreceni minták esetében az évek tekintetében szignifikáns ródium és palládium koncentrációcsökkenés figyelhető meg, a palládium az utóbbi három mintavételi évben nem volt jelen kimutatható mennyiségben. Mindez arra enged következtetni, hogy mind a katalizátorok, mind a hordozók kémiai és fizikai stabilitása nő, kevésbé porolódnak és nem juttatnak ki platinafémeket a levegőbe. A gépkocsik számának és a gépjármű forgalomnak a fokozatos növekedése ellenére csökken a platinafémek emissziója, amely az egyre korszerűbb és környezetbarátabb katalizátorok megjelenésének tulajdonítható. A 2009-es mintagyűjtésből származó nyíregyházi porokban a ródium és palládium koncentráció nagyságrendileg megegyezik a debreceni porminták esetében mért értékekkel, szignifikáns különbséget nem tapasztaltunk.

4.1.4 Egyedi szemcsék morfológiai vizsgálata és elemösszetételük meghatározása

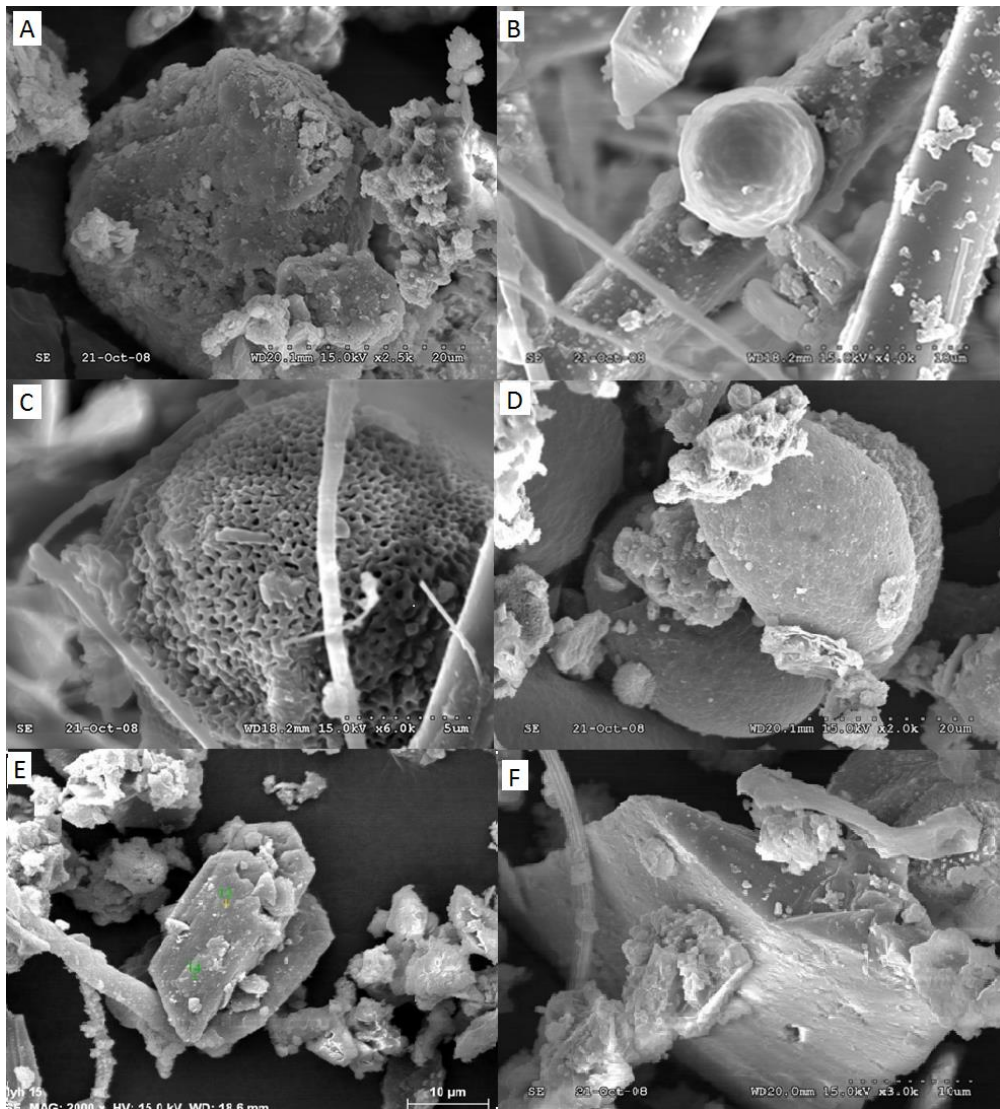
A szűrőkről származó porszemcsék morfológiáját és összetételét vizsgálva átfogó képet kaptunk az egyedi szemcsék méretviszonyairól, alakjáról, heterogenitásáról, valamint az egyes szemcsék fő komponenseinek közelítő összetételéről.

A 16. ábra példaként a durvaszűrőről származó $63\ \mu\text{m}$ alatti szemcseátmérővel rendelkező porfrakció egyik egyedi szemcséjének SEM felvételét és a hozzá tartozó EDS spektrumot ábrázolja. A nagy oxigén, szilícium és alumínium csúcsok alapján valószínűleg egy alumínium-szilikát szemcséről van szó.



16. *ábra* A durvaszűrőről származó 63 μm alatti szemcseátmérőjű porfrakció egyedi szemcséjéről készült SEM felvétel és a 19-es ponthoz tartozó EDS spektrum.

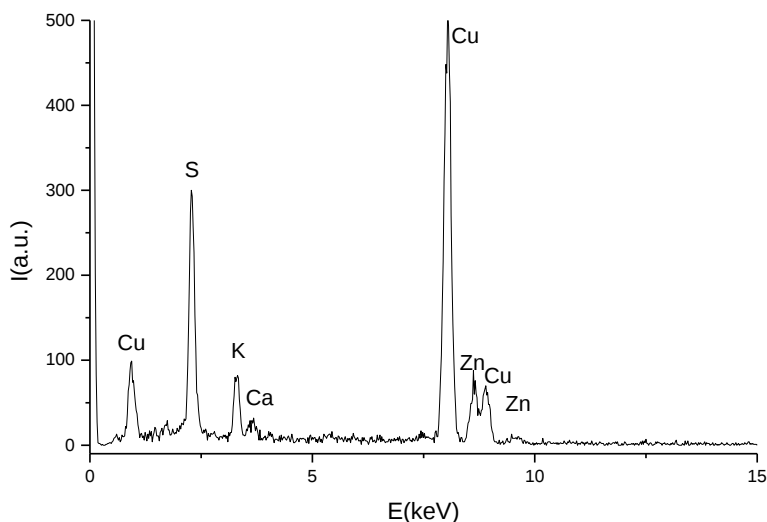
Számos egyedi porszemcse elemösszetételének meghatározását végeztük el a durva és finomszűrőkről származó pormintákban. Néhány beazonosított egyedei szemcséről készült SEM felvételt szemléltet a 17. ábra. Több szemcsében jelentős Zn, Fe és Cu tartalmat mértünk és észrevehetőek voltak a szerves anyagra utaló szokatlanul magas szén- és szilíciumtartalmak is az EDS spektrumokban. Egyes esetekben egyformán magas szén-, oxigén- és szilíciumtartalmat tapasztaltunk.



17. ábra A durvaszűrőkön csapdázódtott porminta azonosított egyedi szemcséinek SEM felvétel

(A: titán-dioxid, B: vas-oxid, C: pollen, D: korom, E: kalcium-szulfát, F: szilícium-dioxid)

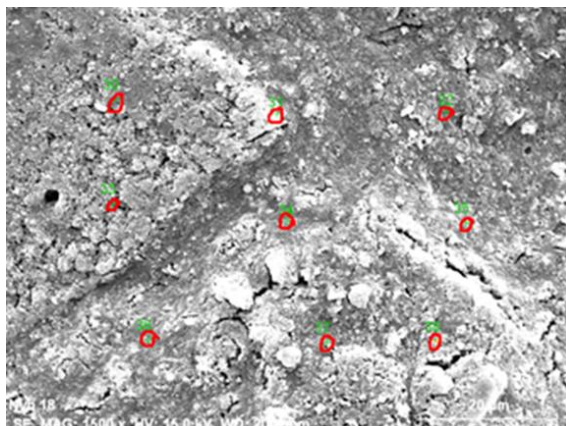
A TEM felvételek egyértelműen alátámasztják a fényszórás fotométerrel meghatározott szemcseméret-eloszlás adatait. A mosófolyadékban szuszpendált részecskék mikroszkópos képe alapján jól megítélhető a részecskék átmérője, amely 100 nm körüli érték és a részecskék mérete is feltűnő egyezést, homodiszperzitást mutat. A 18. ábra példaként az egyik szuszpendált egyedi szemcse elemkoncentrációját szemlélteti.



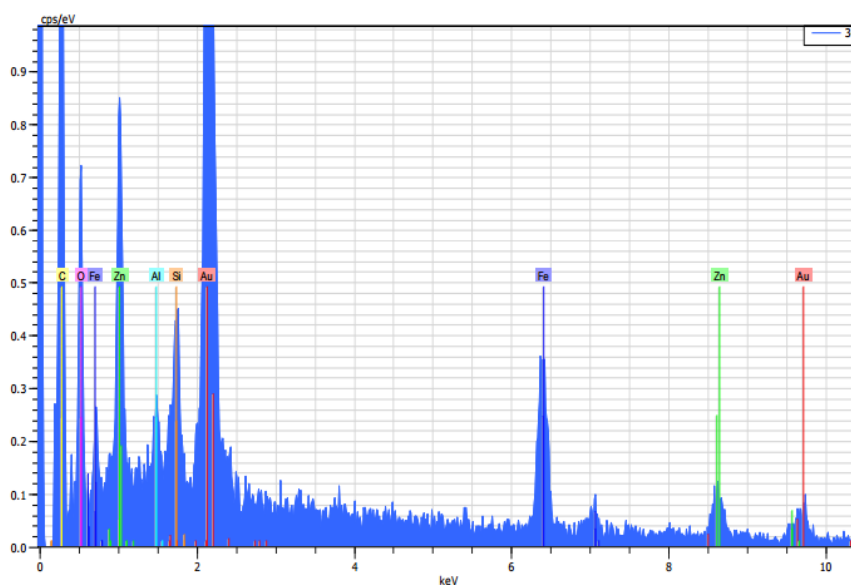
18. ábra A turbinatérből származó mosófolyadék egyedi szemcséjének röntgen spektruma (a réz jele a mikro-rostélyból származó műtermék)

Az EPMA eredménye jó egyezést mutat a szűrők mögötti térből nyert porok ICP-OES és TEM módszerrel történt elemanalízisével. A felvételek alapján több szemcsének kiugróan magas a vastartalma, amelynek egy része adódhat a mosófolyadékba került fémrészecskékből, melyek nem csak a levegő bejutó portartalmából, hanem a kompresszorlapátok kopásából is származhatnak. Több esetben észrevehetőek a szervesanyag-tartalomra utaló magas széncsúcsok az EDS spektrumokban.

A 19. és 20. ábra példaként szemlélteti a mosófolyadék beszárításából nyert porfrakció felületén kijelölt mintavételi pontokat, és az egyik ponthoz tartozó EDS spektrumot.



19. ábra A mosófolyadékból centrifugálással nyert porfrakció SEM felvétele és pirossal jelölve az EPMA mintavételi pontok

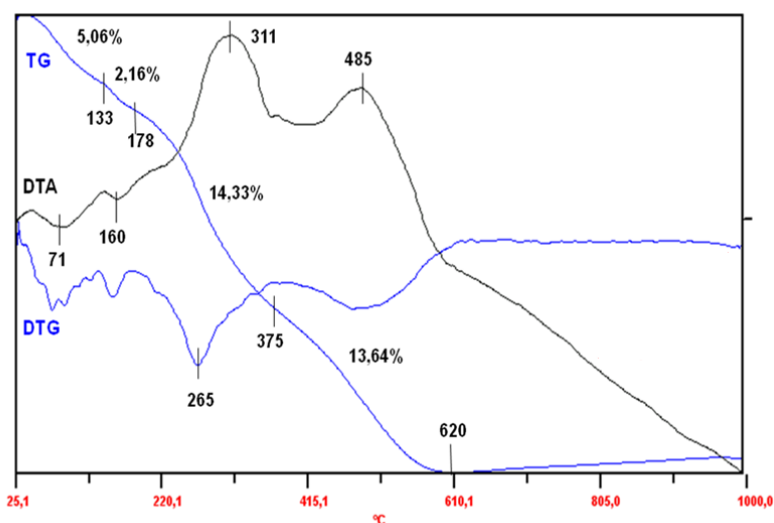


20. ábra A 19. ábrán látható SEM felvételen bemutatott 2-es mintavételi ponthoz tartozó EDS spektrum

4.1.5 Az erőművi porminták termoanalitikai vizsgálata

A termoanalitikai vizsgálatok alapján értékelhetővé válnak az összegyűjtött porok termikus tulajdonságai, a széntartalmú anyagok arányának megállapításából pedig következtetni lehet a porminta szervesanyag- és koromtartalmára.

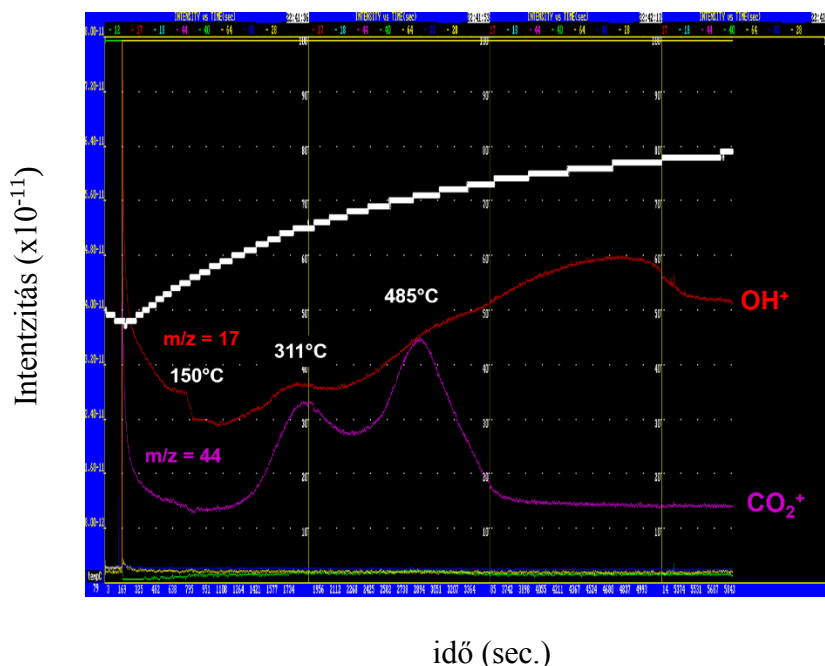
A 21. ábra a 63 µm alatti szemcseméretű porfrakció 25 és 1000 °C közötti hőmérséklettartományban végbemenő bomlása során fellépő tömegcsökkenési (TG), differenciál tömegcsökkenési (DTG) és entalpiaváltozási (DTA) görbéit szemlélteti.



21. ábra A 63 µm alatti szemcseméretű porfrakció 25 és 1000 °C között végbemenő bomlási folyamatai levegő atmoszférában

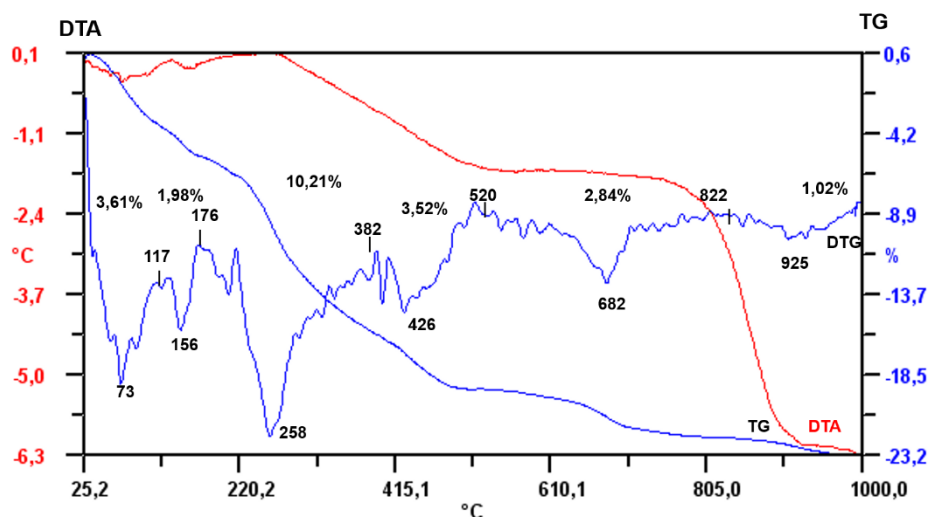
A két nagy tömegvesztéssel járó, meghatározó termikus folyamat 311 °C és 485 °C hőmérséklet környezetében figyelhető meg. Mivel a mérés levegő atmoszférában történt, ez a mindkét esetben jelentős hőfelszabadulással járó folyamat széntartalmú anyagok oxidációjának, égésének a következménye. Feltehető, hogy 311 °C-on a szerves anyagok (például pollenek és gumi) égnak ki a porból, 485 °C-on pedig a korom égése következik be. A gipsz két kristályvizének távozása egy nagyon szűk, 154 °C körüli hőmérséklettartományban figyelhető meg. Ezeknek az égési folyamatoknak a végbemenetelét igazolják azok a tömegspektrometriás vizsgálatok, amelyek segítségével a porból felszabaduló gázok képződését követtük. A 22. ábrán

látható, hogy a fentebb jelzett két hőmérsékleten jelentkezik a szén-dioxid felszabadulásnak is a maximuma, ami a széntartalmú anyagok égését támasztja alá. A tömegspektrum alapján a másik távozó komponens a víz, melyet a készülék a 17 tömegszámú, OH^+ molekula-ion alapján követ. Ez a víztávozás a 25 °C – 1000 °C teljes tartományában megfigyelhető, ami valószínűleg a szerves anyagok égése során felszabaduló víz képződésének a következménye.



22. ábra A DKCE durvaszűrőiről származó 63 μm alatti szemcseméretű porminta hevítése közben felszabaduló gázkomponensek tömegspektrometriás követése

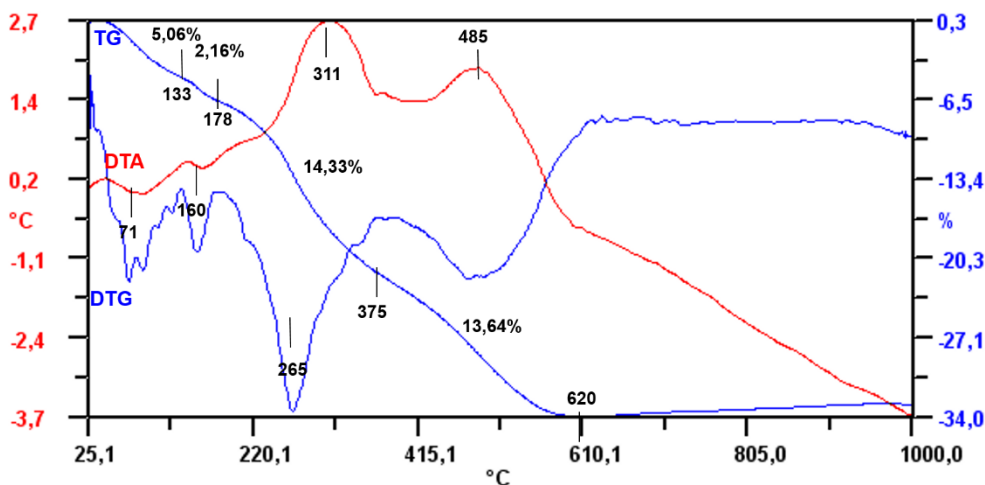
A porminta termoderivatográfias vizsgálatát nitrogénatmoszférában is elvégeztük. A 23. ábra alapján megállapítható, hogy ebben az esetben a tömegveszteség csak 23 %, amelyet a nedvesség és kristályvízvesztés mellett az illékonyabb, majd a kevésbé illékony szerves anyagok távozásával értelmezhetünk. Ezek a változások a DTG görbén figyelhetők meg 258 °C, 426 °C, 682 °C és 925 °C hőmérsékleten.



23. ábra A DKCE durvaszűrőiről származó 63 µm alatti szemcseméretű porfrakció 25 és 1000 °C között végbemenő bomlási folyamatai nitrogén atmoszférában

A turbinatérből származó mosófolyadékából szűréssel leválasztott, igen kis (100 – 400 nm) szemcseméretű port légszáraz állapotban használtuk fel a termoanalitikai vizsgálatra. A kapott termogramok szerint (24. ábra) a kompresszortérbe jutó porfrakció termikus viselkedése jelentősen különbözik a durva szűrőkön gyűjtött porokétól. A teljes tömegveszteség 69,8 %-os, a nedvesség távozása után 270 °C körül a pornak 37,2%-a távozik, amely az exoterm entalpiaváltozás alapján elég illékony szerves komponens. További 25 % pedig 400 °C és 480 °C között két lépcsőben ég ki a mintából.

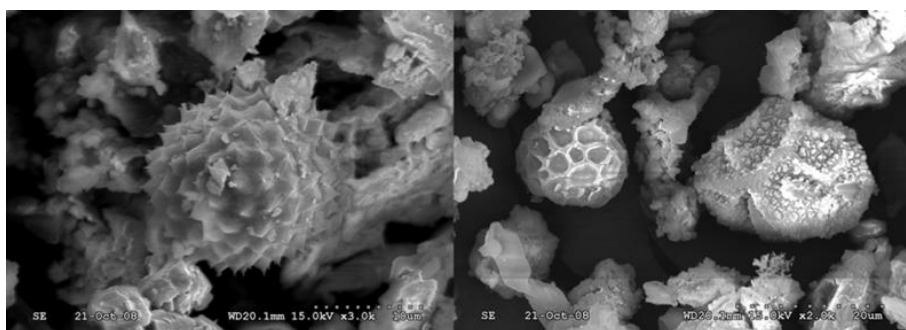
Miután a mosófolyadékából kiszűrhető por tömege korlátozott, a termoanalitikai vizsgálatokhoz csupán 15 mg minta állt rendelkezésre. Ezért a nagyarányú tömegveszteséget az is okozhatja, hogy a vákuumszűrés ellenére a membránszűrőn összegyűjtött porban, annak igen nagy fajlagos felülete miatt bizonyos mennyiségű mosószer is megkötődik. A vizsgálatához használt kis portömeggel ez a kötött mosószer valószínűleg összemérhető mennyiségű, ezért a 270 °C körül távozó anyag egy része a polietilén-glikol is lehet.



24. ábra A DKCE turbinateréből származó porfrakció 25 és 1000 °C között végbemenő bomlási folyamatai levegő atmoszférában

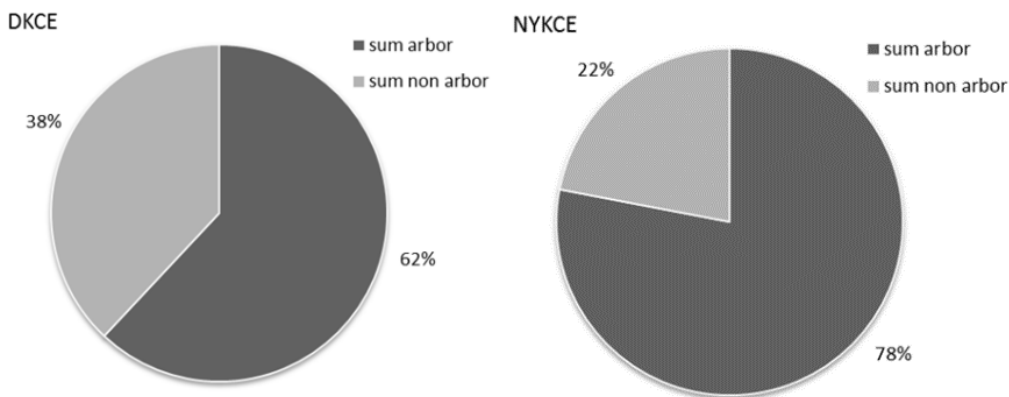
4.1.6 Pollenanalízis

A pormintákról készült elektronmikroszkópos felvételek (25. ábra) bizonyítják, hogy a levegőszűrőkön jelentős mennyiségű, különböző típusú pollen gyűlik össze az üzemidő alatt. Eredményeink azt mutatják, hogy méretük következtében a pollenszemcsék jelentős része a durva szűrőn kötődik meg, a finomszűrőről készült mikroszkópos felvételeken nem voltak jelen.



25. ábra A DKCE és NYKCE durvaszűrőin csapdázódott pormintában talált pollenszemcsék SEM felvétele

Mindkét mintákban kiemelkedően nagy volt a pollenkoncentrációja, a kémiai feltárás során a minták alig veszítettek térfogatukból. Összesen 500 db fölötti pollent határoztunk meg és mennyiségüket százalékosan, valamint 1 g száraz tömegre vonatkoztatott koncentrációval is megadtuk. A debreceni erőműből származó minta összes pollen koncentrációja 2 millió db/g fölötti, ez közel háromszorosa a nyíregyházi mintáénak. A két mintában a domináns pollen komponensek azonosak voltak. Leggyakoribb a nyírfa (*Betula*), nyárfa (*Populus*), boróka (*Juniperus*), akác/tölgy (*Robinia/Quercus*) és parlagfű (*Ambrosia*) pollenje voltak, amelyek az akác és tölgy kivételével az erősen allergén pollenek közé tartoznak. A 26. ábra kördiagramokon mutatja be a pollenspektrumok összfaipollen (*sum arbor-pollen*) és összlagyszárú pollen (*sum non-arbor pollen*) százalékeit. Mindkét mintában magasabb a faipollenek százaléka, mint a lagyszárúaké, viszont a nyíregyházi minta debreceninél magasabb értéke (78%) a várost övező extenzívebb erdőfoltokkal és az ott gyakori komponens, a nyír- és nyárfák magas pollen produkciójával magyarázható.

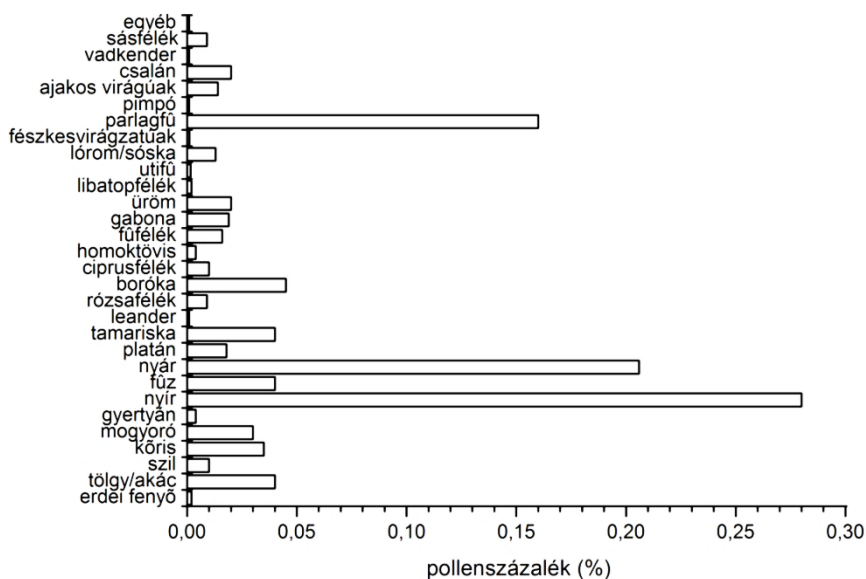


26. ábra A DKCE és NYKCE durvaszűrőiről származó porminta összfaipollen (*sum arbor-pollen*) és összlagyszárú pollen (*sum non-arbor pollen*) százalékeit bemutató pollenspektrumok

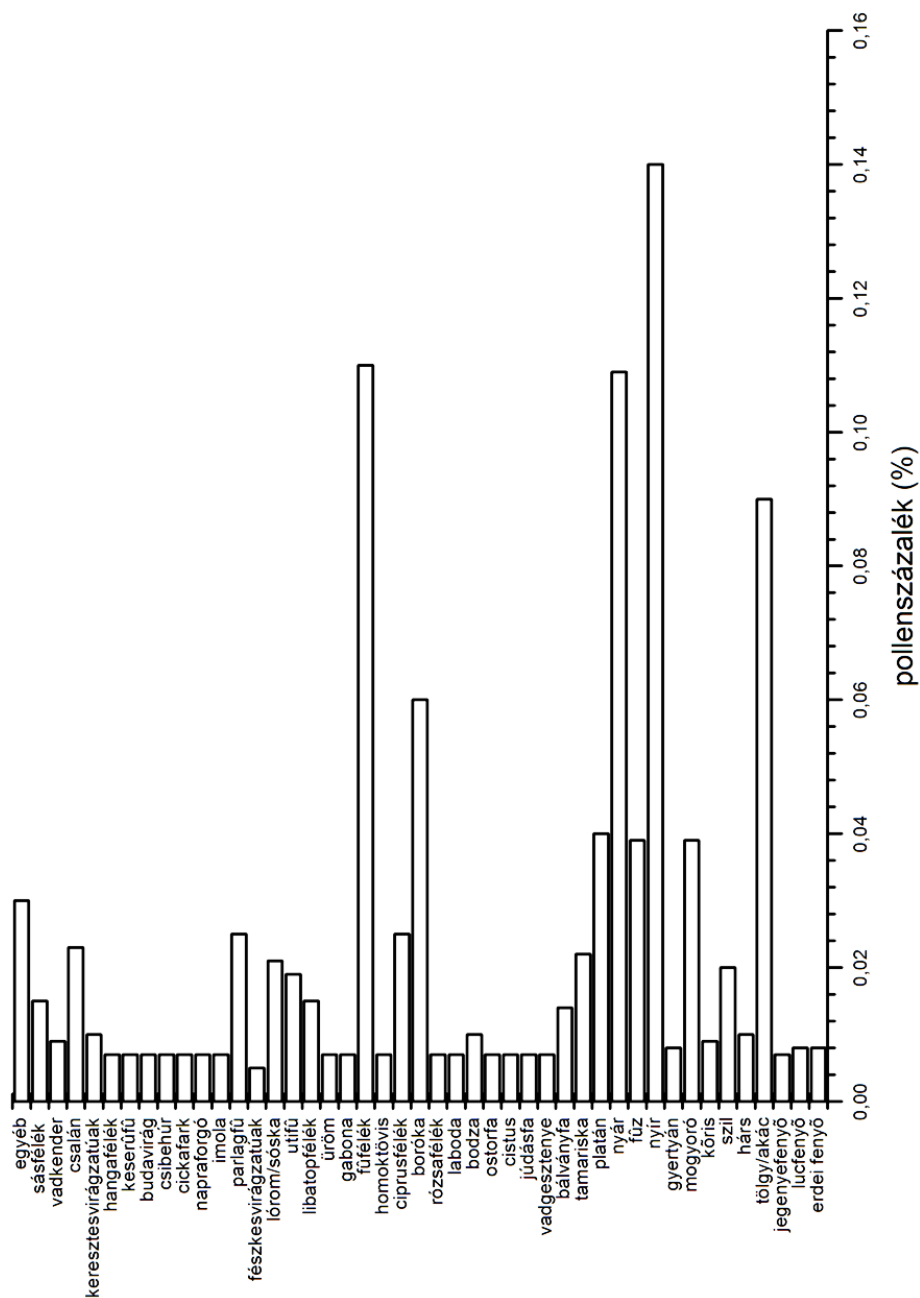
Valószínűleg a nyírségi erdők közelsége miatt a nyíregyházi erőmű mintájában a nyírfa (*Betula*) pollenjének százalékos értéke jóval magasabbnak adódott, mint a debreceni mintában és ugyanez mondható el a nyárfa (*Populus*) pollenjeiről is (27. és 28. ábra). Ezzel szemben a debreceni mintában a szántóföldi gyomok jóval szélesebb spektruma fordult elő (pl. imola, cickafark, keserűfű, pimpó), jellemzően magasabb volt a fűfélék (*Poaceae*), a

csalán (*Urtica*), a libatopfélék (*Chenopodiaceae*), az útifű (*Plantago*) és a lórom (*Rumex*) koncentrációja, mely a szántóföldek, bolygatott és taposott területek felől érkező nagyobb mennyiségű pollenre utal. A tájidegen parkfák közül a platán (*Platanus*) és a tamariska (*Tamarix*) pollenszázaléka magas volt mindkét mintában, és számos gyakori parkfa (bálványfa, ostorfa, vadgesztenye) pollenje csak nyomokban jelentkezett, köszönhetően a mintavételi időszakra jellemző alacsony pollen produktivitásuknak és/vagy rovarbeporzásuknak.

A fenyőfélék pollenjei mindkét mintából gyakorlatilag hiányoztak. Ezeknek a fáknek a pollenjei nagyméretűek (döntően 100-200 µm közöttiek), és nagy pollen produktivitásuknak valamint légzsákjaiknak köszönhetően jó terjedési képességgel rendelkeznek. Emiatt várható lett volna előfordulásuk a mintákban, annál is inkább, hogy ültetett erdei és fekete fenyő állományok mindkét város környezetében vannak. A fenyő pollenek hiánya talán azzal magyarázható, hogy az erőművek levegőszűrőit a szokásos 1,5 méteres környezeti mintavételekhez képest nagy (8 és 12 m) magasságokban helyezik el, ahol már valószínűleg jóval kisebb a fenyőpollen koncentrációja. Az is lehetséges továbbá, hogy az erőműveknél abban az időszakban volt leállás, amikor a fenyőpollenek produktív időszaka tartott.



27. ábra Az NYKCE durvaszűrőről származó porminta pollenösszetétele



28. ábra A DKCE durvaszűrőiről származó porminta pollenösszetétele

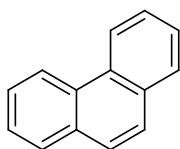
Érdekes megemlíteni továbbá, hogy a porminták pollenelemzéshez történő feltárása során alkalmazott sósavas és hidrogén-fluoridos kezelés minimális beoldást eredményezett csupán. Ellenben a 10 mikronos szűrést követően nagy mennyiségű, sötét fekete színű, 10 mikronnál kisebb átmérőjű frakció távozott el a mintából, mely színe alapján döntően korom lehetett. A korom nagy mennyiségű jelenlétét a két város pormintáiban a termoanalitikai (4.1.5-ös fejezet) és elektronmikroszkópos (vizsgálatok is alátámasztották).

4.1.7 Policiklusos aromás szénhidrogének és poliklórozott bifenilek

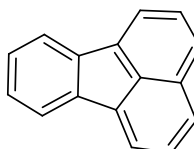
A policiklusos aromás szénhidrogének (PAH) tökéletlen égés során, az égés mikro környezetében fellépő oxigénhiány hatására keletkező vegyületek. Az elégetett szervesanyag anyagi minőségétől függően magas hőmérsékleten különféle szubsztituátlan kondenzált gyűrűs rendszerek jönnek létre. A környezetbe kerülő poliklórozott bifenil (PCB) származékok mesterséges eredetűek és atmoszférikus transzporttal terjednek. Egészség- és környezetkárosító hatásuk miatt mind a PAH, mind a PCB származékok emisszióját szigorú határértékekkel szabályozzák.

Az elemzés során PCB származékokat nem tudtunk azonosítani a két városból származó pormintákban. Ennek magyarázata, hogy a nagy termodinamikai stabilitású, kizárólag antropogén eredetű PCB származékok 2001 óta a perzisztens szerves vegyületekkel foglalkozó Stockholmi Egyezmény tárgyát képezik, felhasználásukat pedig zárt rendszerekre korlátozzák.

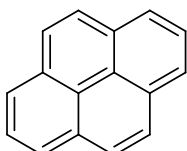
A minőségi analízis alapján PAH vegyületek közül fenantrén, fluorantrén és pirén mindkét mintában jelen volt, a legnagyobb karcinogenitást mutató benzo(a)antracént azonban csak a debreceni minták tartalmaztak. Az azonosított PAH származékokat a 29. *ábra* szemlélteti.



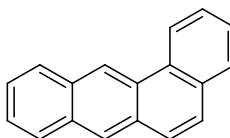
Fenantrén



Fluorantén



Pirén

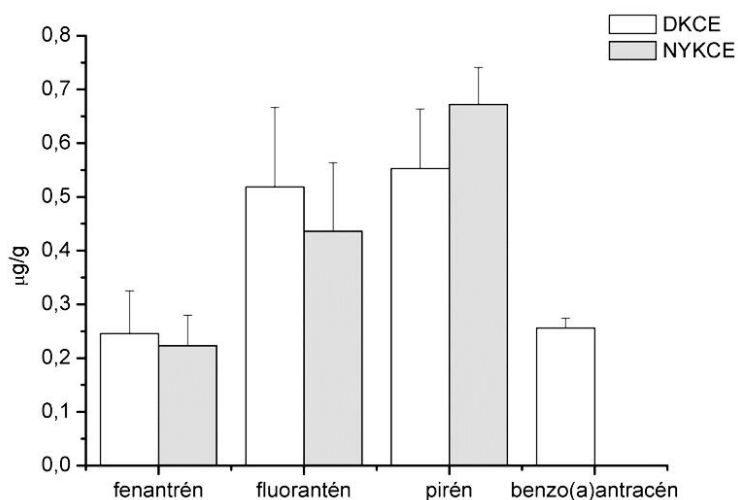


Benzo(a)antracén

29. ábra A DKCE és NYKCE durvaszűrőiről származó pormintákban azonosított PAH származékok

A PAH vegyületek közül a benzo(a)antracén tumort indukáló hatása a legjelentősebb. Ezen mechanizmus döntő fontosságú lépése a vegyület reakciója a genetikai információt hordozó molekulával (DNS), hiszen az enzimatis hatásra kialakuló diol-epoxid könnyen reakcióba lép nukleofilekkel. A rákkeltő hatás azonban függ a diol és az epoxid helyzetétől, cisz geometriájú csoportok esetében például nincs tumorindukció.⁹⁹

A debreceni és nyíregyházi városi pormintákban mért PAH vegyületek koncentrációját a 30. ábra mutatja be. Fenantrén és fluorantrén nagyobb koncentrációban volt jelen a debreceni pormintákban, míg pirént a nyíregyházi mintákból mértünk nagyobb koncentrációban.



30. ábra A DKCE és NYKCE durvaszűrőiről származó pormintákban azonosított PAH származékok koncentrációja (átlag $\pm$ SD)

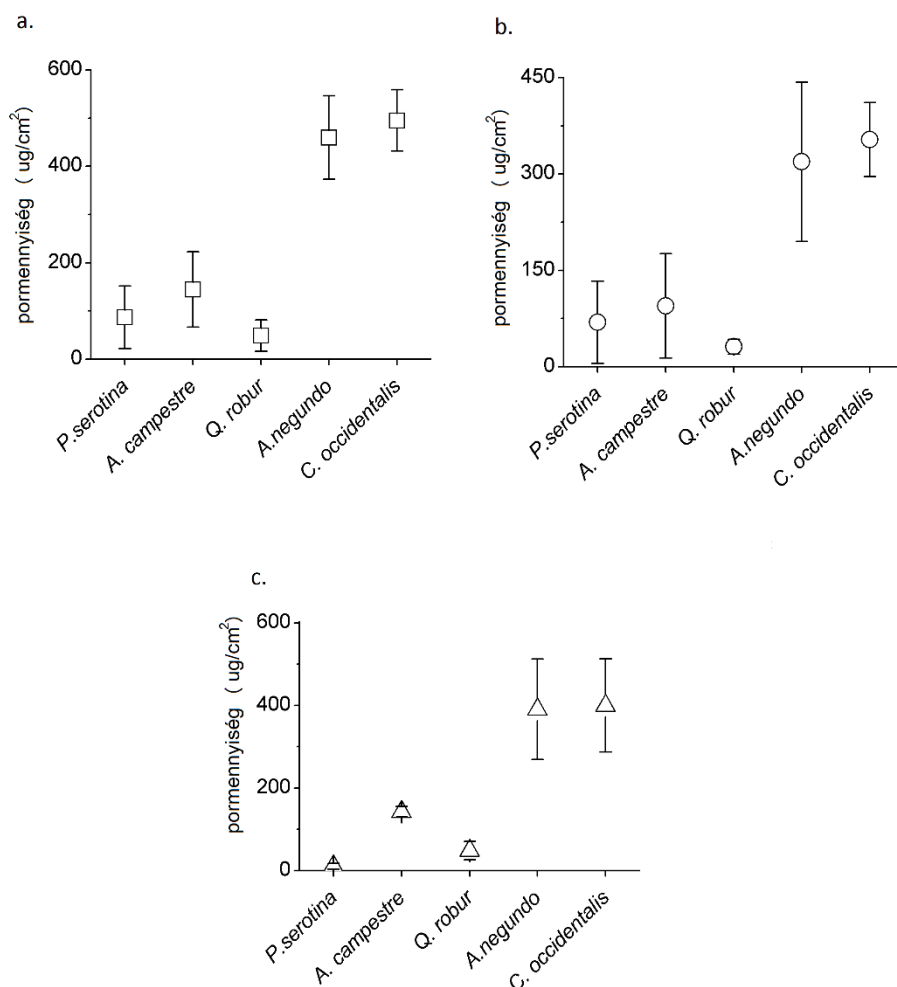
A $\mu\text{g/g}$ koncentráció egységeket légköbméterre átszámolva elmondható, hogy a PAH származékok koncentrációja mindkét városból származó pormintában a megengedett, levegőre vonatkoztatott egészségügyi határérték (1 ng/m^3) alatt van.

4.2 Falevelek, mint biológiai porgyűjtők alkalmazásának lehetőségei rövid időperiódusra vonatkozó légszennyezettség becslésére

A nagyobb kiterjedésű városi területre vonatkozó vizsgálatok során városi parkokban megtalálható fafajok leveleinek pormegkötő képességét és a por, valamint a levélszövet elemtartalmát vizsgáltuk. Eredményeink azt bizonyítják, hogy a levélfelületek anatómiai és morfológiai sajátosságai fontos tényezők annak meghatározásában, hogy mely fajok használhatóak legjobban a légszennyező anyagok monitorozására, valamint a városi levegőminőség javításának szempontjából mely fajok egyedeinek ültetése javasolható.

4.2.1 A levélfelületeken kiülepedett por mennyisége

Az öt különböző vizsgált fajnak (kései meggy - *Padus serotina*, mezei juhar - *Acer campestre*, zöld juhar - *Acer negundo*, kocsányos tölgy - *Quercus robur* és nyugati ostorfa - *Celtis occidentalis*) a kéttényezős varianciaanalízis alapján szignifikáns hatása volt a kiülepedő pormennyiségre ($F_{14,45} = 64,661$, $p < 0,001$). A három vizsgált területen (városi/urban, városszéli/suburban és városon kívüli/rural) nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget a por tömegében ($F_{14,45} = 4,591$, $p = 0,068$), míg a területek és fajok interakciójának hatása szignifikáns volt ($F_{14,45} = 3,786$, $p < 0,01$). A *P. serotina* leveleinek felületén megkötődött por mennyisége szignifikánsan különbözött a többi fajtól ($p < 0,001$). Az *A. campestre* esetében szignifikánsan nagyobb portömeget mértünk, mint a *P. serotina* és *Q. robur* fajoknál, míg alacsonyabbat, mint az *A. negundo* és *C. occidentalis* esetében ($p < 0,001$). Az *A. negundo* leveleinek felületéről lemosott por tömege statisztikailag különbözik összehasonlítva a *P. serotina* ($p < 0,01$), *A. campestre* ($p < 0,05$) és *Q. robur* ($p < 0,01$) fajokkal. A *Q. robur* leveleinek felületére kiülepedett por mennyisége szignifikánsan eltért az *A. negundo* ($p < 0,001$) és *C. occidentalis* ($p < 0,001$) fajoktól, amíg a *C. occidentalis* esetében szignifikánsan eltérő pormennyiséget mértünk, mint a *P. serotina* ($p < 0,001$), *A. campestre* ($p < 0,05$) és *Q. robur* ($p < 0,001$) esetében (31. ábra).



31. ábra A levélfelületen kiülepedett pormennyiség a vizsgált fajok esetében (a. - városi, b. - városszéli, c. - városon kívüli mintavételi terület, átlag $\pm$ SE)

A levélfelületekre kiülepedő por mennyiségének meghatározása számos, városi levegőminőség becslésére irányuló kutatás részét képezi. Prusty és mts-i Sambalpurban (India) végzett vizsgálatuk során megnövekedett adszorbeált pormennyiséget tapasztaltak azokon a városi mintavételi pontokon, ahol erőteljesebb volt a járműforgalom és az antropogén eredetű bolygatottság.⁵⁶ Freer-Smith és mts.-i tanulmányukban egy London területén lévő városi parkban és egy tőle távolabb eső, a város külterületén elterülő réten gyűjtöttek faleveleket.¹⁰³ Tapasztalataik alapján nagyobb mennyiségű porszemcse

csapdázódott a városi, mint a városon kívüli mintavételi területről származó levelek felületén és szignifikáns hatása volt a vizsgált fajoknak és kutatási területeknek a leveleken kiülepedő pormennyiségre, míg azok interakciója nem volt szignifikáns. Ezzel ellenében mi nem tapasztaltunk statisztikailag bizonyítható különbséget a három vizsgált kutatási területünk között (városi/urban, városszéli/suburban és városon kívüli/rural), ami Debrecen város meteorológiai sajátosságaiból és domborzati jellegéből adódhat. A Hajdúság és Nyírség határán fekvő Debrecen porterhelésére jelentős hatással van a Hajdúság talajképző kőzetét adó lösz. A finom homok az erdősávok kiírtása és a talaj túlhasználata miatt az elporosodó feltalajról szél által könnyen szállíthatóvá válik. Ez a kiporzás az uralkodó szélirányoknak köszönhetően a városi porterhelés elsődleges forrása lehet.¹⁰⁴

Eredményeinkhez hasonlóan Singh és mts.-i. valamint Garg és mts.-i is úgy találták, hogy a leveleken lévő por mennyisége a felület morfológiai és anatómiai tulajdonságainak függvénye.^{62,105} Wang és mts.-i szerint minél nagyobb a levélfelületek mikro-érdeessége, annál nagyobb a kiülepedő és egységnyi felületen csapdázódó porszemcsék aránya.¹⁰⁶ Eredményeink alapján elmondható, hogy a *C. occidentalis* és *A. negundo* levelein csapdázódott a legnagyobb pormennyiség, tehát a vizsgált fajok közül ez a kettő járul hozzá a legnagyobb mértékben a légszenyező részecskék atmoszférából való kivonásához. A legkisebb mennyiségben a *P. serotina* és *Q. robur* levélfelületén kötődött meg por. Ennek oka a levélfelületek struktúrájának különbözősége lehet. Tomasêvic és mts.-i valamint Prusty és mts.-i. is az eltérő epidermális tulajdonságokkal és levél-struktúrákkal magyarázzák a pormennyiség megkötésében észlelhető fajokénti eltéréseket.^{56,107}

4.2.2 A levélfelületeken kiülepedett porban mért elemek koncentrációja

A levélfelületeken kiülepedett porban mért elemek koncentrációjának összefoglalása a 7. táblázatban található. A por elemösszetétele alapján a kéttényezős varianciaanalízis szerint a fajok és az urbanizáltság interakciója szignifikáns hatással volt a Ba, Cu, Ni, Pb és Sr koncentrációjára ($p < 0,05$). A Fe és Mn koncentrációk szignifikánsan változtak a faj, az urbanizáltság valamint a faj-urbanizáltság interakciójának hatására ($p < 0,05$). A S esetében a fajok és az urbanizáltság statisztikailag bizonyíthatóan befolyásolták az elemkoncentrációkat ($p < 0,01$), míg a fajok csak a Zn esetében okoztak szignifikáns hatást ($p < 0,001$). Tukey tesztet alkalmazva a *P. serotina* esetében

szignifikánsan nagyobb Cu és Fe koncentrációt tapasztaltunk a városi, mint a városszéli és városon kívüli területeken. Az Pb koncentrációja nem tért el szignifikánsan a városi és városon kívüli területek esetében egymástól, csupán a városszéli területeknél. A városon kívüli területeken szignifikánsan kisebb S koncentrációt mértünk, mint a városszéli és városi területeken. Az *A. campestre* esetében a levélfelületekről lemosott porban mért Mn és Ni koncentráció szignifikánsan nagyobb volt a városszéli területeken, mint a városi és városon kívüli mintavételi helyeken. A Ni esetében nem tapasztaltunk statisztikai eltérést a városszéli és városon kívüli területek között ($p > 0,05$). A városszéli területeken a Mn koncentráció a *Q. robur* leveleiről lemosott porban volt a legnagyobb, de itt sem tapasztaltunk szignifikáns különbséget a városszéli és városon kívüli területek között. Az *A. negundo* levélfelületein megkötődött pormintákban a Ba és Sr mennyisége volt a legnagyobb az egyes területek vonatkozásában. A Mn és Ni koncentrációja a városon kívüli területen a *C. occidentalis* esetében volt a legnagyobb, azonban a Mn esetében a városon kívüli és városszéli területek nem különböztek egymástól.

A szakirodalomban megtalálható tanulmányok, amelyek biológiai indikátorként faleveleket alkalmaznak a légszennyezettség becslésére, elsősorban az As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb és Zn elemek porból történő mennyiségi meghatározására koncentrálnak.^{108,109,110} A levélfelületről lemosott porokban az általunk mért Pb koncentráció kisebbnek bizonyult, mint a vonatkozó tanulmányokban.^{40,99} Az Pb fő emissziós forrása a városi régiókban a gépjárművek égéstermékeiből származott, hiszen az ólom-tetraetilt kopogásgátló üzemanyag-adalékként széleskörűen alkalmazták annak érdekében, hogy a nagy nyomás és hőmérséklet hatására a benzinben keletkezett reaktív gyököket megkösse.^{43,108,122} Jelentős környezetszennyező hatása miatt az ólmozott üzemanyagok betiltása az 1970-es években elkezdődött, ennek köszönhetően Magyarországon a benzin ma már gyakorlatilag nem tartalmaz ólomszármazékot, amivel a levegőből kiülepedő por kis ólomkoncentrációja is magyarázható.

7. táblázat Az elemek koncentrációja (átlag ± SE, mg/kg) a különböző fajok levelének felületén kiülepedett porban
(a betűk szignifikáns különbségeket jelölnek)

Faj	Terület	Elemek								
		Ba	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	S	Sr	Zn
P. <i>serotina</i>	városon kívüli	38 ± 9	17 ± 3 ^a	388 ± 145 ^a	609 ± 277	25 ± 5	17 ± 8 ^a	1223 ± 255 ^a	43 ± 6	91 ± 12
	városszéli	41 ± 12	22 ± 6 ^a	339 ± 97 ^a	1100 ± 166	22 ± 6	6 ± 2 ^{ab}	2188 ± 689 ^b	37 ± 9	112 ± 42
	városi	96 ± 25	70 ± 23 ^b	2009 ± 718 ^b	828 ± 275	120 ± 94	43 ± 16 ^a	6400 ± 2138 ^b	145 ± 84	385 ± 138
A. <i>campestre</i>	városon kívüli	15 ± 3	7 ± 1	286 ± 36	718 ± 111 ^a	3 ± 1 ^a	3 ± 1	5699 ± 1647	28 ± 3	54 ± 4
	városszéli	35 ± 8	15 ± 3	492 ± 114	2470 ± 496 ^b	7 ± 2 ^a	11 ± 4	12079 ± 1770	29 ± 2	119 ± 29
	városi	16 ± 2	7 ± 1	289 ± 32	224 ± 20 ^c	1 ± 1 ^b	5 ± 1	10012 ± 3278	23 ± 7	79 ± 10
Q. <i>robur</i>	városon kívüli	65 ± 16	27 ± 6	2439 ± 856	1274 ± 396 ^a	37 ± 20	27 ± 6	3060 ± 880	57 ± 18	159 ± 24
	városszéli	42 ± 14	31 ± 7	915 ± 128	1686 ± 155 ^a	19 ± 2	14 ± 6	4298 ± 1112	22 ± 7	138 ± 38
	városi	44 ± 13	30 ± 7	1472 ± 184	348 ± 90 ^b	13 ± 1	26 ± 5	3632 ± 737	18 ± 8	137 ± 41
A. <i>negundo</i>	városon kívüli	8 ± 2 ^a	7 ± 3	123 ± 15	219 ± 15	2 ± 1	2 ± 1	2081 ± 402	16 ± 4 ^a	30 ± 4
	városszéli	24 ± 6 ^a	10 ± 2	243 ± 77	248 ± 44	3 ± 1	3 ± 1	3582 ± 1038	45 ± 8 ^b	42 ± 10
	városi	33 ± 11 ^b	7 ± 1	225 ± 40	656 ± 268	1 ± 1	1 ± 1	1574 ± 119	60 ± 12 ^b	35 ± 8
C. <i>occidentalis</i>	városon kívüli	20 ± 2	13 ± 3	42 ± 20	165 ± 54 ^a	14 ± 4 ^a	1 ± 1	1564 ± 442	70 ± 9	27 ± 7
	városszéli	17 ± 6	18 ± 4	95 ± 14	71 ± 16 ^{ab}	4 ± 1 ^b	1 ± 1	2311 ± 279	59 ± 14	38 ± 5
	városi	23 ± 3	16 ± 4	92 ± 23	46 ± 15 ^b	4 ± 1 ^b	1 ± 1	1985 ± 271	138 ± 24	30 ± 3

Eredményeink nagyobb Cu koncentrációt mutatnak a *P. serotina* és *Q. robur* falevelein lévő porban, mint egy Al-Khlaifat és mts.-i által közölt közleményben található értékek, míg Zn esetében nagyságrendileg hasonló koncentrációkat kaptunk számos korábbi tanulmányhoz viszonyítva.^{55,97,98} A Cu és Zn esetében is a gépjárműforgalom felelős a városi környezetben tapasztalható megnövekedett légköri koncentrációért, a fém alkatrészek és gumiabroncsok kopásából származó por nagy mennyiségben tartalmazza ugyanis ezeket az elemet.^{111,112,113,114}

A városi park területén a *P. serotina* leveleinek felületén lévő porban nagyobb Ni koncentrációt tapasztaltunk, mint a *Q. robur* esetében, ellentétben korábbi tanulmányokkal.^{29,99} Pacyna és mts.-i arról számoltak be, hogy a városi környezetben a Ni elsődleges, stacionárius emissziós forrása a fosszilis üzemanyag égetése, valamint Christoforidis és Stamatis rávilágítanak, hogy a gépjárművek motorterének egyébként krómot is tartalmazó fémbevonata folyamatos kopásának köszönhetően hozzájárul a városi por megnövekedett Ni tartalmához.^{116,117}

A fékpofák és tömítések amortizációjából nagy mennyiségű Fe is kerülhet a környezetbe.¹¹⁸ Eredményeink nagyobb Fe koncentrációt mutatnak, mint Al-Khlaifat és mts.-i vizsgálata, de kisebbet, mint amit Apeageyi és mts.-i közöltek.^{55,108}

4.2.3 A levélszövetben mért elemek koncentrációja

A levélszövetben mért elemek koncentrációjának eredményeit a 8. táblázat foglalja össze. A levélszövet elemösszetétele alapján a két tényező varianciaanalízis szerint a fajok és az urbanizáltság szintén szignifikáns hatással voltak a Fe, S és Sr koncentrációkra ($p < 0,05$). A Ba koncentráció csak a fajok között mutatott különbséget. A Cu koncentrációt a fajok és a fajok illetve az urbanizáltság közötti interakciók is szignifikánsan befolyásolták. A fajok, az urbanizáltság és a kettő közötti interakció a Mn és Zn koncentrációra voltak szignifikáns hatással. Statisztikailag nagyobb Cu koncentrációt mértünk a *P. serotina* levélszöveiteiben a városon kívüli és városszéli területeken, mint a városi területeken. A S koncentrációja a városszéli területen volt a legnagyobb, míg a Sr koncentrációja a legkisebbnek bizonyult ugyanezen a területen a *P. serotina* esetében. Az *A. campestre* levélszöveiteiben a Mn és Zn koncentrációja szignifikáns különbséget mutatott minden terület esetében. A S és Cu mennyisége szintén a városszéli területen volt a legnagyobb, de nem volt

szignifikáns a különbség a városszéli és városi területek között ($p > 0,05$). A *Q. robur* levélszöveiben a Mn, S és Zn koncentrációja a városszéli területeken volt a legnagyobb. A S és Zn koncentrációja szignifikánsan különbözik a mintavételi területek között az *A. negundo* esetében. A S koncentrációkban nem tapasztaltunk különbséget a városszéli és városi területek között; a Zn koncentrációja a városon kívüli területen volt a legnagyobb, ami nem különbözött szignifikánsan a városszéli területtől. A különböző mintavételi területeket a *C. occidentalis* esetében összehasonlítva azt tapasztaltuk, hogy a Mn koncentráció megnőtt a várostól a városon kívüli területek felé haladva, míg a Sr és Zn koncentrációja a városszéli területen volt a legnagyobb. Az előbbi esetben nem volt szignifikáns különbség kimutatható a városszéli és városi területek között, míg a Zn esetében sem találtunk statisztikailag bizonyítható különbséget ugyanezen területek vonatkozásában.

A levélszövetben mért Cu koncentráció esetén hasonló eredményeket kaptunk, mint Alfani és mts.-i, akik *Quercus ilex* leveleit gyűjtötték és használták biológiai indikátorként.¹¹⁹ Al-Khlaifat és mts.-i, valamint Celik és mts.-i *Phoenix dactylifera* és *Robinio pseudo-acacia* leveleinek elemanalízisét végezték, az ő eredményeikhez képest az általunk mért Cu koncentrációk kisebbnek bizonyultak.^{55,58} A Cu esszenciális nyomelemként fontos funkciót tölt be a növények enzimkatalizált oxidációs-redukációs folyamataiban, amely magyarázhatja a fajspecifikus eltéréseket.⁵⁵

Eredményeink nagyobb Fe koncentrációt mutatnak a tölgyerdő területéről gyűjtött falevelek szöveiben minden faj esetében, mint korábbi tanulmányok, hasonlóakat azonban a városi park és a kertvárosi erdő területek vonatkozásában.^{42,91} Nagyobb Zn koncentrációt tapasztaltunk az *A. campestre*, *Q. robur* és *A. negundo* levélszöveiben a tölgyerdő területéről származó mintákban, míg az *A. campestre* és *Q. robur* a kertvárosi erdő területeken mutatott nagyobb Zn koncentrációt a szakirodalomban található vonatkozó vizsgálatokhoz képest.⁴² Akárcsak a Cu, a Zn is esszenciális nyomelem és fontos szerepet játszik az enzimek és egyes fehérjék bioszintézisében.⁹²

8. táblázat A levélszövetben mért elemek koncentrációja (átlag + SE, mg/kg) a vizsgált fajok esetében
(a betűk szignifikáns különbségeket jelölnek)

Faj	Terület	Elemek						
		Ba	Cu	Fe	Mn	S	Sr	Zn
<i>P. serotina</i>	városon kívüli	56. ± 13	4 ± 1 ^a	135 ± 29	560 ± 248	1961 ± 472 ^a	57 ± 5 ^a	16 ± 6
	városszéli	43 ± 12	4 ± 1 ^a	105 ± 38	1257 ± 273	2707 ± 365 ^b	38 ± 3 ^b	17 ± 5
	városi	41 ± 7	3 ± 1 ^b	111 ± 34	655 ± 619	1889 ± 672 ^a	60 ± 16 ^a	26 ± 21
<i>A. campestre</i>	városon kívüli	21 ± 5	5 ± 1 ^a	205 ± 34	819 ± 223 ^a	2593 ± 558 ^a	43 ± 4	22 ± 6 ^a
	városszéli	25 ± 9	7 ± 2 ^b	155 ± 32	2686 ± 509 ^b	4206 ± 731 ^b	47 ± 21	50 ± 7 ^b
	városi	20 ± 4	5 ± 1 ^{ab}	144 ± 29	288 ± 230 ^c	3261 ± 357 ^{ab}	42 ± 14	33 ± 7 ^c
<i>Q. robur</i>	városon kívüli	48 ± 19	9 ± 3	183 ± 58	746 ± 403 ^a	2110 ± 238 ^a	17 ± 4	32 ± 9 ^a
	városszéli	43 ± 16	7 ± 2	175 ± 59	2000 ± 663 ^b	2774 ± 115 ^b	18 ± 7	35 ± 6 ^a
	városi	39 ± 20	6 ± 1	175 ± 46	225 ± 100 ^c	2617 ± 345 ^b	28 ± 8	16 ± 3 ^b
<i>A. negundo</i>	városon kívüli	38 ± 17	7 ± 5	240 ± 21	238 ± 39	2887 ± 124 ^a	57 ± 14	31 ± 6 ^a
	városszéli	19 ± 7	3 ± 1	198 ± 40	150 ± 64	4075 ± 577 ^b	59 ± 20	22 ± 2 ^b
	városi	37 ± 24	6 ± 1	248 ± 54	288 ± 251	3867 ± 775 ^{ab}	76 ± 29	20 ± 3 ^b
<i>C. occidentalis</i>	városon kívüli	74.9 ± 7.8	5.2 ± 1.3	207 ± 38	283 ± 37 ^a	3173 ± 252 ^a	119 ± 24	11 ± 1 ^a
	városszéli	54.6 ± 46.6	5.2 ± 2.7	162 ± 64	113 ± 33 ^b	4079 ± 367 ^b	83 ± 46	27 ± 12 ^b
	városi	53.1 ± 16.4	5.1 ± 2.0	177 ± 20	58 ± 22 ^c	3486 ± 441 ^{ab}	139 ± 22	11 ± 1 ^a

Minden vizsgált terület, valamint minden vizsgált faj vonatkozásában nagyobb Mn koncentrációt mértünk a levélszövetekben, mint Celik és mts.-i.⁵⁸ A S koncentrációkra nagyobb értékeket kaptunk minden terület és faj esetében, mint Alfani és mts.-i., ami arra utalhat, hogy a levélszövetekben lévő S elsősorban külső forrásból, a levegőből származik.¹¹⁹

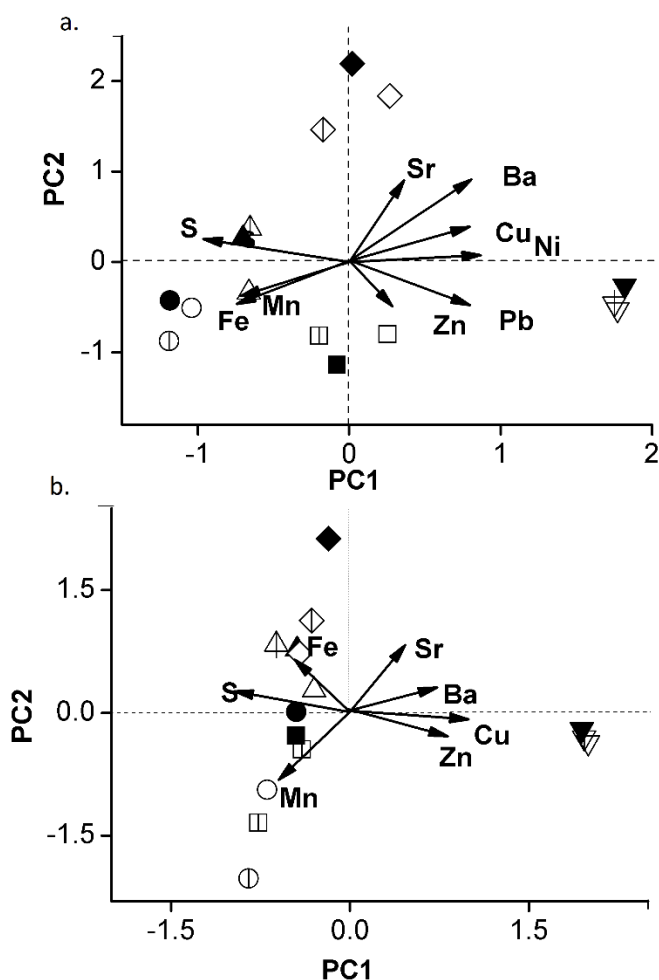
Hasonlóan a saját eredményeinkhez, Peachey és mts.-i sem tapasztaltak szignifikáns eltérést a levélszövetek elemkoncentrációjában a városi és városon kívüli mintavételi területeik között, azonban a kutatásuk rámutat, hogy a levélszövetek elemtartalmára a fajoknak, valamint a forgalmas közutaktól való távolságnak szignifikáns hatása van.¹²¹ Valószínűleg ez is alátámasztja, hogy a levelek morfológiai adottságai meghatározóak abban a tekintetben is, hogy milyen affinitással akumulálják az atmoszférában felgyűlő légszennyező anyagokat.

4.2.4 Statisztikai értékelés főkomponens (PCA) és redundancia analízissel (RDA)

A növényi indikátorszervezetekre a mintavételt megelőzően egyszerre több környezeti faktor is hatást gyakorolhat, és az akumulálódó elemek több forrásból is származhatnak. Az elemanalízis primer adatai ezeket az információkat nem hordozhatják, azonban a vizsgálatokkal nyert adatok részletesebb kiértékelésében a multivariancia-analízis különböző módszerei nyújthatnak segítséget. A multivariancia-analízis ugyanis lehetőséget biztosít az egyes változók közötti kapcsolat, korreláció kimutatására, a szennyezést okozó fő faktorok beazonosítására, csoportosítására és elkülönítésére.^{100,101}

A porminta és a levélszövet elemanalízisének eredményeit főkomponens analízissel értékeltük, amelyet a 32. ábra szemléltet. A PCA jól elkülönülő csoportokra bontotta a porminta elemösszetétele alapján a vizsgált fajokat. A porminták esetében az első főkomponens (PC1) 80,2%-ban, míg a második főkomponens (PC2) 7,7%-ban magyarázza a teljes varianciát. A Sr, Ba, Cu, Ni, Pb és Zn koncentrációja pozitívan korrelál az első főkomponenssel, ami azt mutatja, hogy ezen elemek koncentrációja nagyobbak bizonyult a *Q. robur* levelein kiüledett pormintában. A S esetében negatív korrelációt figyeltünk meg, amely jelzi, hogy a koncentrációja az *A. negundo* és *C. occidentalis* levelein kiüledett porban szignifikánsan kisebbnek bizonyult. A Mn, Fe és Al koncentrációja pozitív korrelációt mutat az első

főkomponenssel, ezen elemek tehát nagyobb mennyiségben vannak jelen az *A. campestre* levélfelületein kiülepedett porfrakcióban.

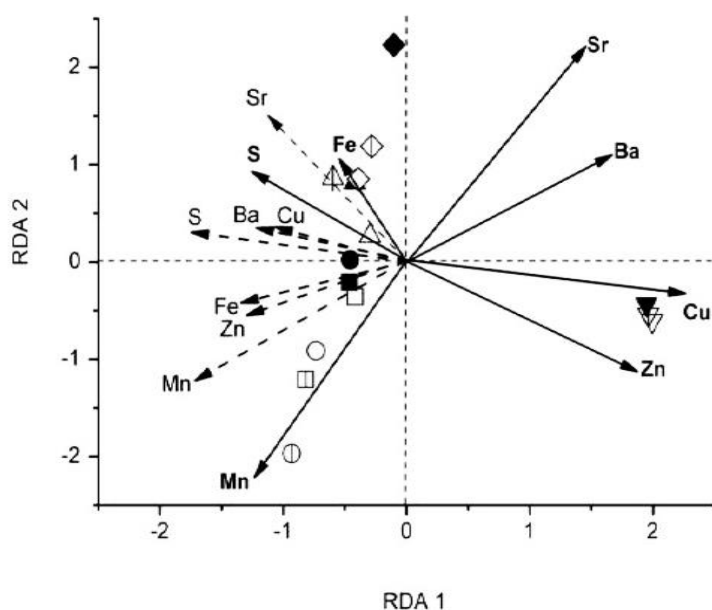


32. ábra A porminták (a.) és a levélszövetek (b.) elemtartalmának főkomponens analízise

(*Padus serotina*: □ — városon kívüli terület, ◻ — városszéli terület, ■ — városi terület; *Acer campestre*: ○ — városon kívüli terület, ⊙ — városszéli terület, ● — városi terület; *Quercus robur*: △ — városon kívüli terület, ▲ — városszéli terület, ▲ — városi terület; *Acer negundo*: ▽ — városon kívüli terület, ▿ — városszéli terület, ▼ — városi terület; *Celtis occidentalis*: ◇ — városon kívüli terület, ⬠ — városszéli terület, ◆ — városi terület.)

A levélszövetben mért elemtartalom tekintetében az első főkomponens (PC1) 64,2%-ban, míg a második főkomponens (PC2) 23,5%-ban magyarázza a teljes variációt. A levélfelületekre kiülepedett pormintáktól eltérően a levélszövetben mért elemösszetétel alapján nem figyelhető meg a vizsgált fajok nagymértékű elkülönülése. A Sr, Ba, Cu és Zn pozitív korrelációja az első főkomponenssel igazolja ezen elemek nagyobb mennyiségét a *Q. robur* levélszöveiben. Megfigyelhető továbbá a S, Fe és Mn negatív korrelációja ugyanezzel a főkomponenssel.

A redundancia analízis alapján az első főkomponens (RDA1) szerint a levélszövet és a levélfelületen kiülepedett por koncentrációjának korrelációs együtthatója 0,980, míg a második főkomponens (RDA2) esetében a korrelációs együttható 0,897. A S, Fe és Mn koncentrációk esetében kereszthatást tapasztaltunk a levélfelületen kiülepedett por és a levélszövetek között (33. ábra), amely ezen elemek közös származására utal.

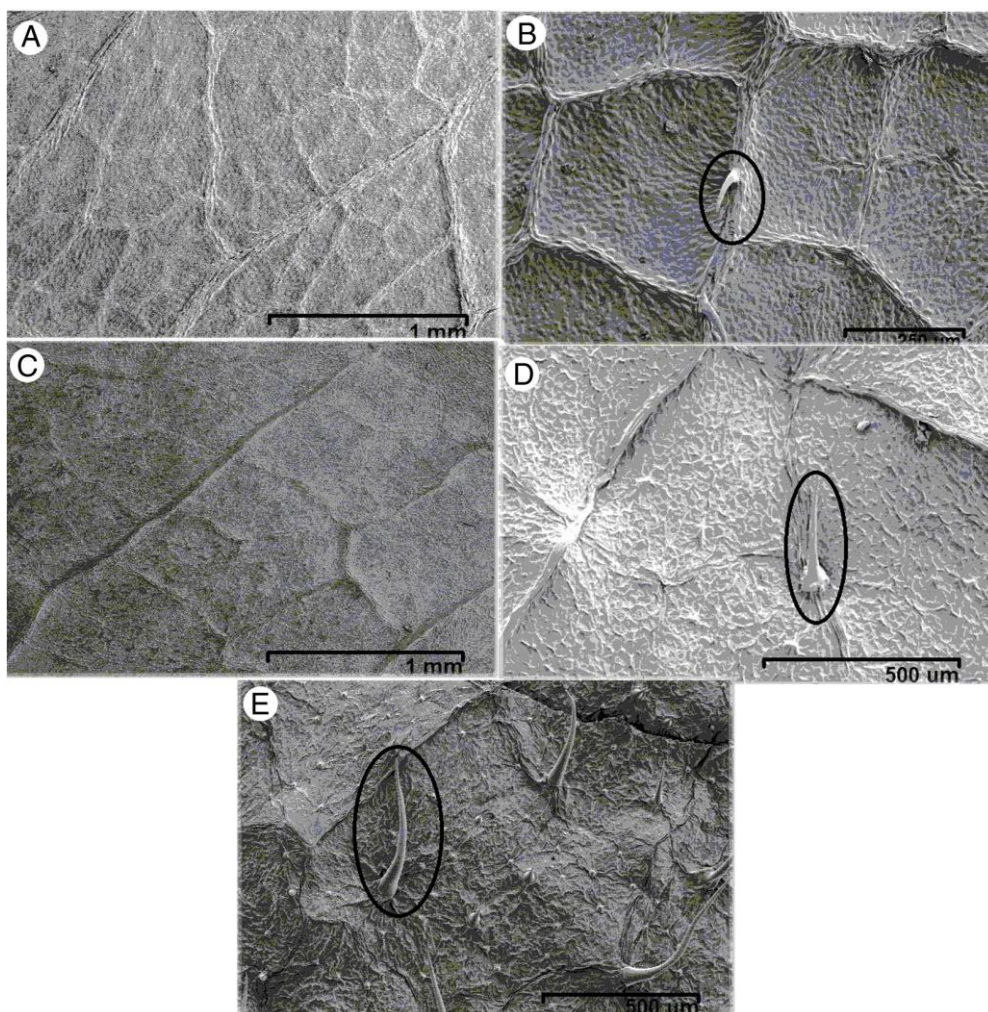


33. ábra A redundancia analízis ordinációs diagramja
(folytonos vonal – a levélszövetek elemkoncentrációja, szaggatott vonal – a
levélfelületeken kiülepedett por elemkoncentrációja)

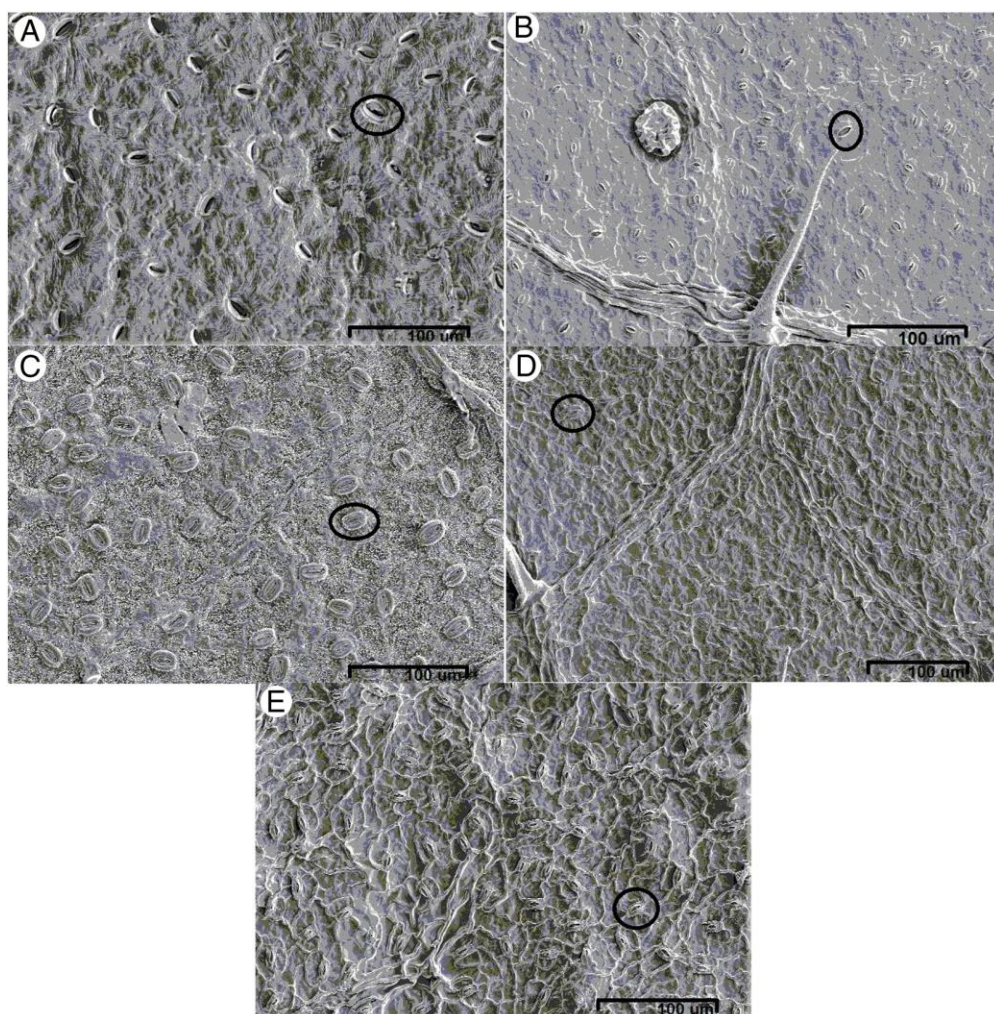
4.2.5 Levélmorfológiai vizsgálatok, sztómaméret és sztómadenzitás

A levélfelületekről készült scanning elektronmikroszkópos felvételek (34. és 35. ábra) alapján a *P. serotina* és *Q. robur* epidermiszén nem találhatók trichómák. Viszonylag nagyobb bolyhozottság jellemzi az *A. campestre* és *A. negundo* leveleinek felületét, amely elősegíti a porszemcsék csapdázását. A *C. occidentalis* leveleinek felületén találtuk a legnagyobb számú és méretű trichómákat, amely megmagyarázza a *C. occidentalis* levélfelületein mért legnagyobb pormennyiséget. A levelek fonákján található sztómák átlagos denzitását a 36. ábra szemlélteti. A legnagyobb sztómadenzitással az *A. negundo* (757 ± 26 sztóma/mm⁻², n=3) rendelkezett. Ennél alacsonyabb sztómadenzitást tapasztaltunk az *A. campestre* (568 ± 47 sztóma/mm⁻², n=3) és *C. occidentalis* (511 ± 12 sztóma/mm⁻², n=3) levélfonákjain. A legkisebb sztómadenzitás a *Q. robur* (338 ± 65 sztóma/mm⁻², n=3) és a *P. serotina* (237 ± 33 sztóma/mm⁻², n=3) leveleire jellemző.

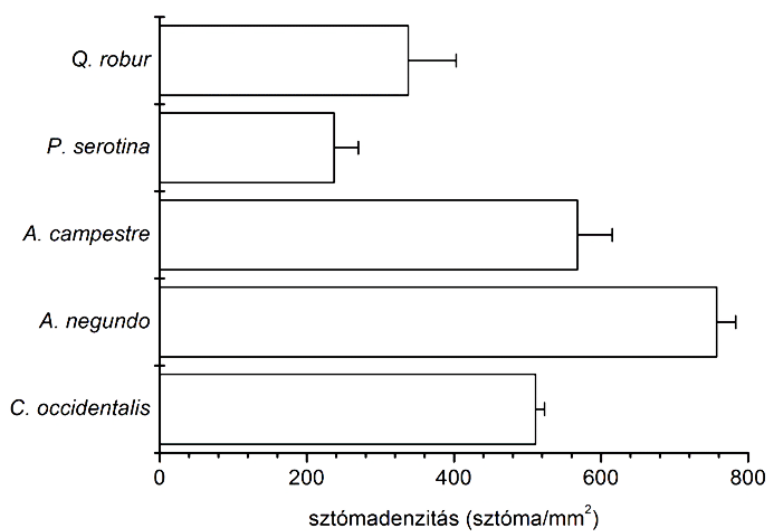
A levelek fonákján található sztómák átlagos méretét a 37. ábra szemlélteti. Szignifikáns különbséget tapasztaltunk a vizsgált fajok levélfonákján található sztómák méretében ($F_{4,234} = 111,155$, $p < 0,001$). A legnagyobb átlagos sztómamérettel a *Q. robur* ($22,6 \pm 0,4$ µm) levelei rendelkeznek. A *P. serotina* levélfonákján elhelyezkedő sztómák átlagos mérete szignifikánsan kisebbnek ($19,9 \pm 0,5$ µm) bizonyult, mint a *Q. robur* esetében kapott értékek, azonban a többi vizsgált faj eredményeinél ($p < 0,001$) nagyobbak. Nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget a *C. occidentalis* ($13,3 \pm 0,2$ µm) és a többi vizsgált faj sztómaméreteit illetően. Az *A. campestre* ($14,5 \pm 0,4$ µm) levélfonákján található légcserenyílások átlagos mérete szignifikánsan nagyobb, mint az *A. negundo* ($16,5 \pm 0,6$ µm) esetében kapott értékek ($p < 0,05$).



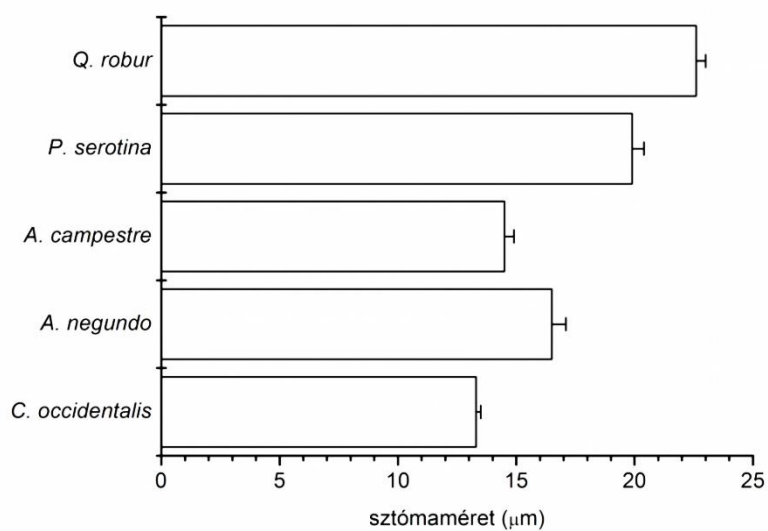
34. ábra A levélfelületekről készült scanning elektronmikroszkópos felvételek (A - *Padus serotina*, B - *Acer campestre*, C - *Quercus robur*, D - *Acer negundo* és E - *Celtis occidentalis*; fekete körrel a trichómák jelölése látható)



35. ábra A levelek fonákjáról készült scanning elektronmikroszkópos felvételek (A - *Padus serotina*, B - *Acer campestre*, C - *Quercus robur*, D - *Acer negundo* és E - *Celtis occidentalis*; fekete körrel a sztómák jelölése látható)



36. ábra A vizsgált fajok levelein található sztómák átlagos denzitása (átlag $\pm$ SE)



37. ábra A vizsgált fajok levelein található sztómák átlagos mérete (átlag $\pm$ SE)

Eredményeink azt bizonyítják, hogy a levélfelületek anatómiai és morfológiai sajátosságai fontos tényezők annak meghatározásában, hogy mely fajok használhatóak legjobban a légszennyező anyagok monitorozására, valamint a városi levegőminőség javításának szempontjából mely fajok egyedeinek ültetése javasolható. A bolyhozottságnak, a trichómák méretének, elhelyezkedésének és sűrűségének függvénye, hogy milyen hatékonysággal képesek a porszemcsék csapdázódni a levélfelületeken. A *P. Serotina* és *Q. robur* leveleinek felületén elhelyezkedő trichómák száma kisebbnek bizonyult, és ezzel korrelációban a felületen kiüledett pormennyiség is ezen fajok esetében volt a legalacsonyabb. Az elektronmikroszkópos vizsgálatok alapján a legnagyobb számú és méretű trichómát a *C. occidentalis* levelein találtuk, amely megnövekedett pormegkötő képességgel párosult.

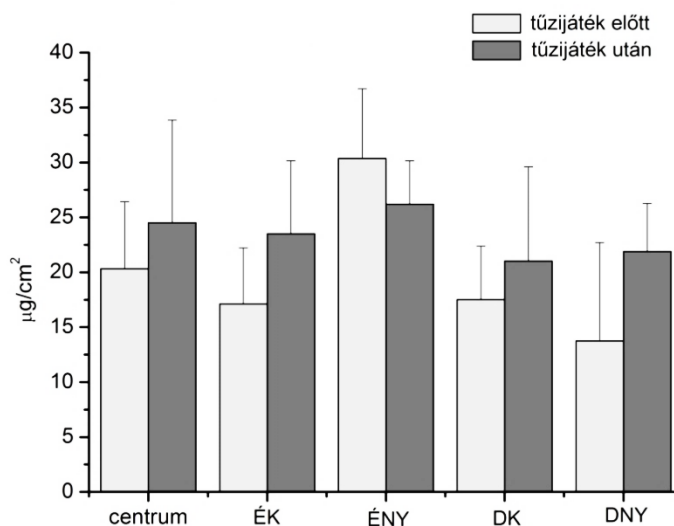
Munkánkkal alátámasztottuk, hogy a levelek fonákján található sztómák mérete és sűrűsége jelentős szerepet játszik a légszennyező anyagok akkumulációjában. Tomasěvić és mts.-i megfigyelték, hogy a legnagyobb számú finom szemcse a sztómák közelében rakódott le, amely hatással volt a levelek fiziológiai sajátosságaira.⁵⁶ Ennek megfelelően a vizsgált fajok közül a nagyobb sztómamérettel és sztómadenzitással rendelkező *A. negundo*, *C. occidentalis* and *Q. robur* levélszöveiben nagyobb elemkoncentrációkat tapasztaltunk.

4.3 A falevelek releváns gyakorlati alkalmazása tényleges negatív antropogén hatás vizsgálatára

A munka harmadik szakaszában a pirotechnikai detonációk ülepedő porfrakcióra gyakorolt hatását vizsgáltuk. Eredményeink alapján megállapítható, hogy a tűzijátékok jelentős hatást gyakorolnak a városi ülepedő por mennyiségére, azonban a rakéták detonációja olyan magasságban történik, amely elősegíti a részecskék diszperzióját a finomabb porfrakcióban, ezáltal nem eredményeznek megnövekedett elemkoncentrációt az ülepedő porban.

4.3.1 A levelek felületén kiülepedett por mennyisége

A Student féle t próba alapján szignifikáns különbséget tapasztaltunk ($t_{80} = -2,178$; $p = 0,032$) a levélfelületeken csapdázódott por mennyiségében a tűzijáték előtt és után (38. ábra). A kétutas varianciaanalízis eredménye szignifikáns különbséget mutatott a kiülepedett pormennyiség tekintetében minden mintavételi terület között, kivéve a város délkeleti részét, ahol a mért portömeg kisebbnek bizonyult a tűzijáték után.



38. ábra A levélfelületen kiülepedett pormennyiség összehasonlítása a mintavételi területek függvényében a tűzijáték előtt és után (átlag $\pm$ SD)

A mintavétel ideje és a mintavételi területek szignifikáns hatást gyakoroltak a kiülepedő por tömegére (mintavételi idő: $F = 5,274$, $p = 0,025$; mintavételi terület: $F = 5,665$, $p = 0,001$), míg a kereszthatás nem volt szignifikáns ($F = 1,939$; $p = 0,113$). A legnagyobb pormennyiség növekedést az északkeleti mintavételi területen tapasztaltuk. A levélfelületekre kiülepedő por tekintetében a délnyugati mintavételi terület szignifikánsan különbözött a város délkeleti ($p < 0,05$), északkeleti ($p < 0,05$) és északnyugati ($p < 0,001$) területeitől a tűzijáték előtt és a tűzijáték után egyaránt, de nem mutatott különbséget a városközpont mintavételi régiótól.

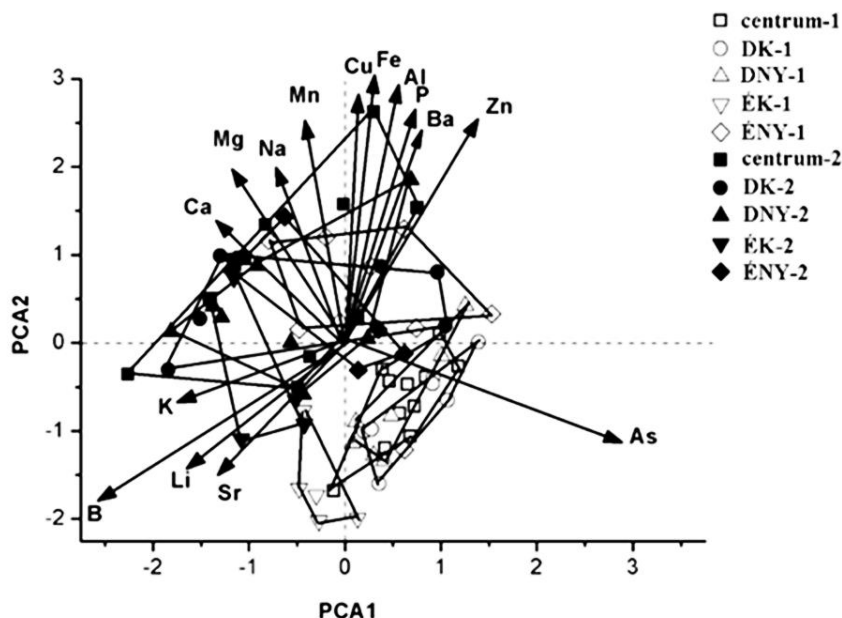
A városon belül égtájak mentén kijelölt mintavételi területek között a tűzijátékot megelőző kontroll mintavételt követően tapasztalt különbségek Debrecen városának speciális geomorfológiai és meteorológiai adottságaiból adódhatnak. Az uralkodó szélirány DNY-ÉK-i, a város délnyugati részét erdősáv védi az erősebb szélbetörésektől.¹⁰⁴ Ezzel ellentétben a város délnyugati része nyitottabb, összefüggő fás területek nélkül, valamint jellemző a magas épületek miatt kialakuló szélesatorna-effektus is. Ez a sajátosság magyarázhatja a délnyugati mintavételi területen a tűzijáték előtt tapasztalt kisebb pormennyiséget.

4.3.2 A levelek felületén kiülepedett porban mért elemek koncentrációja

A t teszt alapján a Ca ($t_{80} = -3,701$, $p < 0,001$), Mg ($t_{80} = -2,104$, $p = 0,039$), és Sr ($t_{80} = -2,292$, $p = 0,025$) koncentrációja szignifikánsan nőtt a levélfelületeken kiülepedett porban a tűzijátékot követően. A kéttényezős varianciaanalízis a Ca, Mg és Sr koncentrációjának növekedését szignifikánsnak jelölte a városközpontban, a délnyugati, az északkeleti és az északnyugati mintavételi területeken ($p < 0,005$). Az Al, Ba, B, Cu, Mn, Li, Na, és P koncentrációja is nagyobbak bizonyult a tűzijáték után a centrum, a délnyugati, az északkeleti és az északnyugati mintavételi területeken, azonban ez az eltérés statisztikailag nem volt igazolható.

A levélfelületeken kiülepedett por elemtartalma alapján a főkomponens analízis elkülöníthető csoportokra osztotta a mintavétel idejét (tűzijáték előtt és után), valamint a mintavételi területeket (centrum, DK, DNY, ÉK, ÉNY) a városközpont kivételével. Az első főkomponens (PC1) 32,9 %-ban, míg a második főkomponens (PC2) 26,1 %-ban magyarázza a teljes varianciát. A 39. ábrán látható PCA ordinációs diagramon megfigyelhető, hogy a Zn, Ba, és Al koncentrációja pozitív korrelációt mutat az első főkomponenssel, míg

ugyanazzal a tengellyel negatívan korrelál a K, B, Li, és Sr koncentrációja. Pozitív korrelációt figyeltünk meg továbbá a Cu, Fe, Mn, Mg és Ca koncentrációja és a második főkomponens között, míg a Sr és As koncentrációja ugyanazzal a komponenssel negatívan korrelált.



39. ábra A levélfelületeken kiülepedett porminták elemkoncentrációjának főkomponens analízise (1 – tűzijáték előtt, 2 – tűzijáték után)

A levélfelületeken összegyűlt ülepedő por elemanalízisére kapott eredményeket a 9. táblázat foglalja össze.

A pirotechnikai események alatt és az azt követő néhány napban a szakirodalom a városi por megnövekedett Sr, Mg, K, Ba és Cu koncentrációjáról számol be, amely alátámasztja, hogy a detonációkhoz használt eszközök jelentős mennyiségben emmitálnak fémeket az atmoszférába.^{84,85} Méréseink alapján a városi ülepedő porfrakcióban a tűzijátékot követően megnövekedett Ca, Mg és Sr koncentrációt mutattunk ki. Ezek az elemek a rakéták látványos fény- és színhatásért felelős vegyületeiben vannak jelen és a robbanásokat követően a szilárd részecskék felületén adszorbeálódva a légkörbe juthatnak.

9. táblázat A levélfelletekre kiülepedett por elemkoncentrációja a mintavételi területek függvényében a tűzijáték előtt és után (átlag $\pm$ SD)

elemek (mg/kg)	CENTRUM		DK		DNY		ÉK		ÉNY	
	tűzijáték előtt	tűzijáték után	tűzijáték előtt	tűzijáték után	tűzijáték előtt	tűzijáték után	tűzijáték előtt	tűzijáték után	tűzijáték előtt	tűzijáték után
Al	4664 $\pm$ 1291	5023 $\pm$ 703	6753 $\pm$ 1649	6018 $\pm$ 1294	5250 $\pm$ 1851	5941 $\pm$ 805	4890 $\pm$ 905	5700 $\pm$ 1211	5955 $\pm$ 1112	6244 $\pm$ 1463
As	41 $\pm$ 181	5 $\pm$ 2	66 $\pm$ 16	10 $\pm$ 7	40 $\pm$ 24	8 $\pm$ 2	16 $\pm$ 7	10 $\pm$ 8	18 $\pm$ 9	19 $\pm$ 3
Ba	124 $\pm$ 53	126 $\pm$ 53	133 $\pm$ 41	114 $\pm$ 37	77 $\pm$ 16	89 $\pm$ 13	92 $\pm$ 15	102 $\pm$ 12	234 $\pm$ 164	262 $\pm$ 225
B	650 $\pm$ 897	924 $\pm$ 1822	819 $\pm$ 793	752 $\pm$ 805	510 $\pm$ 423	750 $\pm$ 736	963 $\pm$ 516	1251 $\pm$ 744	290 $\pm$ 305	420 $\pm$ 199
Ca	23870 $\pm$ 5908	27594 $\pm$ 6668	27808 $\pm$ 6694	25310 $\pm$ 6683	24874 $\pm$ 5282	34357 $\pm$ 5643	31179 $\pm$ 9899	40483 $\pm$ 4968	23419 $\pm$ 7123	37417 $\pm$ 6638
Cu	134 $\pm$ 97	151 $\pm$ 46	174 $\pm$ 125	126 $\pm$ 99	115 $\pm$ 73	100 $\pm$ 54	88 $\pm$ 12	88 $\pm$ 41	168 $\pm$ 56	159 $\pm$ 74
Fe	11024 $\pm$ 2478	12561 $\pm$ 2966	11281 $\pm$ 2275	11316 $\pm$ 2957	7543 $\pm$ 1923	9217 $\pm$ 1877	7605 $\pm$ 1524	9823 $\pm$ 2586	12101 $\pm$ 4220	11203 $\pm$ 4348
K	37334 $\pm$ 8892	34704 $\pm$ 12778	31408 $\pm$ 12185	22159 $\pm$ 13539	36482 $\pm$ 11436	40638 $\pm$ 16038	32215 $\pm$ 17175	29003 $\pm$ 18054	24581 $\pm$ 9681	26908 $\pm$ 11944
Li	14 $\pm$ 9	13 $\pm$ 12	20 $\pm$ 8	18 $\pm$ 8	19 $\pm$ 16	28 $\pm$ 33	61 $\pm$ 106	64 $\pm$ 116	14,2 $\pm$ 2,5	15 $\pm$ 7
Mg	5236 $\pm$ 1433	5870 $\pm$ 1694	6604 $\pm$ 1626	5734 $\pm$ 1756	6140 $\pm$ 1143	7124 $\pm$ 1400	9206 $\pm$ 5898	9845 $\pm$ 5323	4634 $\pm$ 783	7692 $\pm$ 727
Mn	333 $\pm$ 80	364 $\pm$ 73	458 $\pm$ 131	426 $\pm$ 99	375 $\pm$ 126	470 $\pm$ 133	404 $\pm$ 26	497 $\pm$ 68	421 $\pm$ 99	404 $\pm$ 91
Na	5906 $\pm$ 4439	5535 $\pm$ 5021	20304 $\pm$ 22431	17144 $\pm$ 18594	4654 $\pm$ 4159	6583 $\pm$ 8908	3504 $\pm$ 1625	3718 $\pm$ 1573	7243 $\pm$ 1473	8230 $\pm$ 8948
P	17657 $\pm$ 4033	15805 $\pm$ 3853	22105 $\pm$ 5117	15079 $\pm$ 3186	17382 $\pm$ 9690	19507 $\pm$ 4454	14433 $\pm$ 2212	16970 $\pm$ 4856	16933 $\pm$ 3301	21469 $\pm$ 6313
S	11809 $\pm$ 3687	10616 $\pm$ 3812	17450 $\pm$ 3567	9417 $\pm$ 2060	11815 $\pm$ 5913	10366 $\pm$ 2690	9089 $\pm$ 1081	9827 $\pm$ 1372	10959 $\pm$ 3756	14265 $\pm$ 2588
Sr	156 $\pm$ 50	201 $\pm$ 63	225 $\pm$ 57	194 $\pm$ 33	202 $\pm$ 72	224 $\pm$ 63	298 $\pm$ 155	325 $\pm$ 167	139 $\pm$ 46	213 $\pm$ 52
Zn	390 $\pm$ 110	334 $\pm$ 59	646 $\pm$ 315	346 $\pm$ 159	327 $\pm$ 189	288 $\pm$ 49	241 $\pm$ 70	277 $\pm$ 64	430 $\pm$ 138	425 $\pm$ 151

Nem tapasztaltunk azonban szignifikáns különbséget a tűzijátékot követő mintavételből származó porminták Al, Ba, B, Cu, Mn, Li és Na koncentrációjában. Egyes területeken megnőtt ugyan a porminták elemtartalma, de ez az eltérés statisztikailag nem volt bizonyítható és a növekedés mértéke jóval elmarad a szakirodalomban szálló porra vonatkozóan közölt értékektől.⁵⁹ Ez az eredmény ellentmond az előzetes hipotézisünknek, miszerint ezen elemek megnövekedett koncentrációját vártuk a városi porban a pirotechnikai eseményt követően. A várttól eltérő eredményeket Vecchi és mts.-i által végzett kutatások konklúziójával magyarázhatjuk.⁷⁶ A szálló por PM10 frakciójában és a durva frakcióban egyaránt vizsgálták az elemtartalmat egy Milánóban megrendezett ünnepséget követő tűzijáték során. A finomabb frakciókban megnövekedett Sr, Mg, K, Ba és Cu koncentrációt tapasztaltak, azonban a durva frakció elemtartalma összemérhető volt a pirotechnikai esemény előtti értékekkel, attól szignifikánsan nem tért el. A jelenséget azzal magyarázták, hogy a pirotechnikai események során emmittált, fémtartalmú vegyületek a finomabb frakcióhoz kötődnek nagyobb affinitással. Crespo és mts.-i is hasonló következtetésre jutottak: a tűzijátékokkal összefüggésbe hozható légkörbe jutó anyagok több, mint 80%-a a begyűjtött pormintáik szubmikrométeres frakciójában dúsult.¹²⁶ Eredményeink ezeket az állításokat alátámasztják, hiszen a Ca, Mg és Sr kivételével nem tapasztaltunk szignifikáns eltérést a levélfelületekre kiülepedett por elemtartalmában a tűzijátékot követően, a háttérkoncentrációhoz képest. Mindez arra enged következtetni, hogy a rakéták detonációja olyan magasságban történik, amely elősegíti a részecskék diszperzióját a finomabb porfrakcióban, ezáltal nem eredményeznek magasabb elemkoncentrációt az ülepedő porban.

A finomabb frakcióhoz való adszorpciós affinitást a detonációk során felszabaduló hő nukleációs hatásával is magyarázhatjuk. Ebben az elsőrendű fázisátmenetben kisebb egyensúlyi gőznyomású, tehát kondenzációra képes gőzök keletkezhetnek, és ezek további légköri összetevőkkel kölcsönhatva szilárd vagy folyékony fázis megjelenését, vagyis új aeroszol részecskéket eredményeznek.¹²⁷ A létrejövő részecskék növekedését a kondenzáció és koaguláció mellett több egyéb tényező is meghatározza, amelyek befolyásolják a kialakuló részecskék mérettartományát is.¹²⁸ A folyamatok pontosabb megértése érdekében szabályozott laboratóriumi körülmények között történő modell kísérletek kidolgozása javasolható.

A tűzijáték eseményt megelőző mintavétel egyúttal Debrecen háttérszenyezettségének feltérképezését is eredményezte, hiszen a város

csaknem teljes területén gyűjtöttük az ezüsthárs leveleit. A háttér koncentráció a vizsgált elemek tekintetében szignifikáns különbségeket mutat a vizsgált területek között. A város délkeleti része bizonyult a legszennyezettebbnek az Al, Cu, Mn, Na, P és Zn mérési eredményei alapján. Mingorance és Oliva megállapították, hogy a toxikus elemek akkumulációja a levélfelületeken kiülepedő porban jelentősen függ az urbanizáció szintjétől.¹²⁹ Debrecen délkeleti része jellemezhető a legnagyobb urbanizáltsággal: itt található a repülőtér, valamint számos ipari létesítmény és nagyforgalmú közutak, amelyek jelentős emissziós forrásként jellemezhetők. A délnyugati mintavételi terület és a városközpont bizonyult a legkevésbé szennyezettnek. Ezeket a területeket jelentősen kisebb antropogén eredetű bolygatottság jellemzi, a városközpontban a gépjárműforgalom kismértékű, köszönhetően a hosszan elnyúló sétáló övezetnek, míg a város délnyugati részén elsősorban zöldövezetek és kisebb, parkosított területek találhatók.

A kálium koncentrációja azonban az utóbb említett két mintavételi területen bizonyult a legnagyobbnak, ami korrelációban áll a Simon és mts.-i által kapott eredményekkel.⁹⁶ A kutatócsoport Bécs városában gyűjtötte a különböző fajokhoz tartozó faleveleket és a felületükön kiülepedett por elemkoncentrációját vizsgálták egy urbanizációs gradiens mentén. Szignifikánsan nagyobb kálium tartalmat tapasztaltak a városon kívüli, növényzettel borítottabb mintavételi területekről származó falevelekről lemosott pormintákban, akárcsak Beddows és mts.-i.¹³⁰ Az utóbbi kutatók cikkükben a jelenséget azzal magyarázzák, hogy a kálium kéregalkotó elem és esszenciális szerepet játszik a növények növekedési folyamataiban, ezért sokkal gyakrabban fordul elő a városon kívüli területeken. Beddows és mts.-i azt is megfigyelték, hogy a városon kívüli területeken gyűjtött por durva frakciójának 87%-a jellemzően nagyobb koncentrációban tartalmazott káliumot.¹³⁰

V. ÖSSZEFOGLALÁS

A városi szálló és ülepedő por abiotikus indikátorként lehetőséget biztosít az atmoszférába jutó légszenyező anyagok minőségi és mennyiségi meghatározására, ezáltal reprezentatív gyűjtése és átfogó analitikai vizsgálata egészségügyi és környezetvédelmi szempontból is jelentős információt hordoz.

Az általunk vizsgált két kombinált ciklusú erőmű zsákos porszűrői az üzemidő leteltével veszélyes hulladékként kerülnek megsemmisítésre. Munkánk során rámutattunk, hogy ezek a szűrők és a rajtuk csapdázódott városi por számos környezetanalitikai vizsgálat tárgyát képezhetik, amelyek fontos információt szolgáltathatnak a városi levegő minőségéről. Az erőművek elhelyezkedéséből adódóan a kapott adatok egy tipikus nagyváros lakosságát terhelő, integrált porszenyezést reprezentálják, míg a frakcionált mintavételt biztosító szűrőrendszer közelítőleg modellezi az emberi légzést és lehetővé teszi a különböző szemcseátmérővel rendelkező frakciók elemzését. A nagy portömeg olyan, ritkán vizsgált komponensek elemzését is lehetővé teszi, amelyre hagyományos porgyűjtési technikákkal nem lenne mód. Eredményeink segíthetik az urbanizáció hatását vizsgáló és környezeti állapotbecslést célzó kutatásokat, valamint epidemiológiai tanulmányok alapját is képezhetik.

Megállapítottuk a debreceni és nyíregyházi kombinált ciklusú erőmű (DKCE és NYKCE) frakcionált mintavételt biztosító kétlépcsős szűrőrendszeréről leválasztott és a turbinatérből gyűjtött porminta elemkoncentrációját, valamint kidolgoztuk az ehhez szükséges mintavételi és mintaelőkészítési eljárásokat. A Fe és Zn szignifikánsan nagyobb koncentrációban volt jelen a nagyobb szemcseátmérőjű, durvaszűrőkről származó mintákban, míg a Na, K, Pb és S koncentrációja a finomszűrőkről nyert porszemcsékben volt nagyobb, tehát ezek az elemek nagyobb mennyiségben találhatók meg a kisebb méretű porszemcsékben. A szűrőkről származó porok morfológiáját és összetételét vizsgálva átfogó képet kaptunk az egyedi szemcsék méretviszonyairól, alakjáról, heterogenitásáról, valamint az egyes szemcsék fő komponenseinek közelítő összetételéről. A finom- és durvaszűrőkről származó minták több szemcséjében jelentős Zn, Fe és Cu tartalmat mértünk és észrevehetőek voltak a szerves anyagra utaló szokatlanul magas széncsúcsok is az EDS spektrumokban.

Megállapítottuk, hogy a szűrőkről származó porok vizes oldata közel semleges kémhatású és a bennük lévő vegyületek főleg szervesetlen fém-sók, melyek klorid, nitrát és szulfát alakban oldódnak. A policiklusos aromás szénhidrogének analízise alapján a két városból származó porminta tartalmazott fenantrént, fluorantént és pirént, míg a debreceni mintákban benzo(a)antracént is detektáltunk. Ez utóbbi vegyület a nyíregyházi mintákban nem volt kimutatható, valamint egyik városból származó minta sem tartalmazott poliklórozott bifenileket. Megállapítottuk továbbá, hogy a platinafémek közül mindkét városban gyűjtött porminta tartalmazott ródiomot és palládiumot, azonban az évek függvényében azok koncentrációja csökkenő tendenciát mutat.

A pormintákról készült elektronmikroszkópos felvételek bizonyítják, hogy a levegőszűrőkön jelentős mennyiségű, különböző típusú pollen gyűlik össze az üzemidő alatt. Pollenelemzés alapján megállapítottuk és összehasonlítottuk a két városban domináns fajokat. Eredményeink azt mutatják, hogy méretük következtében a pollenszemcsék jelentős része a durva szűrőn kötődik meg, a finomszűrőről készült mikroszkópos felvételeken nem voltak jelen. A debreceni erőmű durva szűrőjéről származó porminta összes pollen koncentrációja 2 millió db/g fölött volt, amely közel háromszorosa a nyíregyházi erőműből származó mintáénak. A két mintában a domináns pollen komponensek azonosak voltak, amelyek a tölgy és akác kivételével mind allergén fajokhoz tartoznak.

A durvaszűrők nagytömegű porfrakcióinak termoanalitikai vizsgálata alapján értékeltük a porszűrőkön összegyűlő porminta termikus stabilitását és megállapítottuk, hogy a por milyen arányban tartalmaz széntartalmú anyagokat (szerves anyagokat és kormot). Összességében a termoderivatográfiás elemzés alapján megállapítható, hogy levegő atmoszférában a porok tömegvesztése 37,5 tömeg%, amelyet részben a nedvességtartalom és a port alkotó szervesetlen vegyületek kristályvíz-vesztése okozhat. Nitrogén atmoszférában a tömegvesztés csak 23% volt, amelyet a nedvesség és kristályvízvesztés mellett az illékonyabb, majd a kevésbé illékony szerves anyagok távozásával értelmezhetünk.

Munkánk során szintén alátámasztottuk, hogy a falevelek bioindikátorként történő alkalmazása városi levegőminőség becslésére olyan változók függvénye, mint a levélfelület geometriája és bolyhossága, az epidermális és kutikuláris sajátosságok, a fák magassága és lombozata.

A statisztikai elemzés alapján az öt vizsgált fafaj szignifikáns hatással volt a kiülepedett por mennyiségére. Minden vizsgált területen az *Acer negundo* és *Celtis occidentalis* fajok egyedeinek felületén ülepedett ki a legnagyobb pormennyiség, amely a levélfelületükről készített SEM ábrákon jól látható nagyobb bolyhozottságnak tulajdonítható. A levélfelületeken összegyűlt városi porban mért elemkoncentrációk alapján a főkomponens analízis teljesen elkülönülő csoportokra bontotta a vizsgált fajokat. Az *Acer negundo*, *Quercus robur* és *Celtis occidentalis* levélszövetében mért nagyobb elemkoncentráció a levélfelület fonákjáról készített SEM felvételeken látható nagy sztóma méretekkel és a sztómadenzitásra kapott eredményeinkkel magyarázható. Mindezek alapján javaslatot tettünk arra, hogy a városi parkokban előforduló fajok közül melyek alkalmasak a légszennyező anyagok megkötésére, ezáltal a városi levegőminőség javítására, illetve mely fajok alkalmazása lehet eredményes a légszennyezettség mértékének monitorozására. A vizsgált fajok közül az *Acer negundo*, *Celtis occidentalis* és *Quercus robur* alkalmazása javasolt a légszennyező anyagok monitorozására, mivel ezek a fajok nagyobb mértékben akkumulálták a vizsgált elemeket. Ez valószínűleg a leveleik nagyobb sztóma méretének és magasabb sztóma denzitásának tulajdonítható. Az *Acer negundo* és *Celtis occidentalis* fajok bizonyultak a legalkalmasabbnak a levegő minőségének javítására, mivel ezek kötötték meg a port a legnagyobb mértékben. Ez a levélfelületük bolyhozottságából adódhat, amely alkalmassá teszi őket a porszűrésre.

A kutatásunk tényleges antropogén hatást tanulmányozó része rámutatott arra, hogy a polgári szórakoztatásra használt pirotechnikai eszközök alkalmazása jelentősen növeli a városi környezetben kiülepedő por mennyiségét. A szakirodalomban számos példát találunk a tűzijátékok okozta szállópor összetételének vizsgálatára, azonban kevés információ áll rendelkezésre az ülepedő porfrakció tekintetében. Méréseink alapján a városi ülepedő porfrakcióban a tűzijátékot követően megnövekedett Ca, Mg és Sr koncentrációt mutattunk ki. Ezek az elemek a rakéták látványos fény- és színhatásért felelős vegyületeiben vannak jelen és a robbanásokat követően a szilárd részecskék felületén adszorbeálódva a légkörbe juthatnak. A többi vizsgált elem vonatkozásában nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget a tűzijáték esemény előtt, illetve az azt követően gyűjtött porminta között. A pirotechnikai események megítélése a környezeti terhelés szempontjából igen ellentmondásos. Eredményeink segíthetnek a rakéták detonációja során a légtérbe jutó szennyező anyagok hatásának pontosabb felderítésében.

VI. SUMMARY

Particulate matter is considered as an abiotic indicator which provides information about the quality and quantity of air pollutants emitted to the atmosphere. Its representative collection as well as complex chemical and morphological analysis carry useful information about the urban environment and health of its population.

For the safe operation, in combined cyclic power plants filter systems are applied to eliminate the solid particles from the continuous air flow. After a 9 months operation time, both the coarse and glass filters are replaced and disposed as hazardous waste. In a recent study it was highlighted, that the particulate matter trapped by the filters can be used to assess the air quality of a typical urban area. Due to the location of these power plants the analysis results represent the pollution load of a typical urban environment integrated for a longer period of time. The filter system enables fractionated sample collection thus separate investigation of solid particles with different size. Our results can contribute to studies considering the effect of urbanization as well as to epidemiological assessments.

The elemental concentration of dust particles collected both from the two-step filter systems and the turbine area of the two combined cyclic power plants (DKCE, combine cyclic power plant of Debrecen and NYKCE, combined cyclic power plant of Nyíregyháza) were determined, while the required sampling and sample pre-treatment methods were developed. It was found that the level of Fe and Zn were significantly higher in dust samples originating from the coarse filters, while the concentration of Na, K, Pb and S was elevated in solid particles with lower diameter, collected from the fine filters. The investigation of the morphology and chemical composition of individual particles provided comprehensive results of their heterogeneity, shape, size and the concentration of their main constituents. Increased Zn, Fe and Cu concentration was observed in some individual particles collected by the dust filters, as well as high carbon signals were found in the EDS spectra suggesting the elevated level of organic substances.

It was also determined, that the pH of the water extracted solution of dust samples is near neutral, while the extractable substances are mainly inorganic metal salts, that are soluble in the form of chloride, nitrite and sulphite.

From the polycyclic aromatic hydrocarbons fenantren, fluoranthene and pyrene were present in the collected dust particles of both cities, while in the

particles originating from the city of Debrecen, benzo(a)anthracene was also detected. None of the samples contained polychlorinated byphenyl compounds.

The electron microscopic pictures prove that during the operation time a significant amount of pollen is collected on the surface of coarse and glass filters. The dust trapped on the filter system were analysed for pollen concentration and also the dominant species were determined and compared. According to our results-due to the relatively high average size of the pollen particles-they are captured mainly by the coarse filters since they were only rarely present in the scanning electron microscopic photos of the fine fraction. The total pollen concentration of dust samples collected in Debrecen were near 2 million/g, which is three times higher than the pollen concentration of the samples from Nyíregyhaza. The dominant species in both cities were the same, which all cause allergic symptoms except oak and acacia.

Based on thermoanalytical studies the thermal stability of dust samples can be evaluated as well as the ratio of carbon containing substances can be estimated (such as organic material and soot). According to the thermogravimetric analysis, the mass decrease of dust samples in air atmosphere is 37.5 mass percent, which can be partially caused by the loss of moisture and crystalline water content of inorganic substances present in dust. The mass decrease in nitrogen atmosphere proved to be lower (23% m/m). This phenomena can not only be explained by the loss of moisture and crystalline water content of some compounds, but also can be interpreted by the loss of volatile and less volatile substances.

The relatively high volume of collected dust enabled the analysis of elements which concentration is hard to be determined from samples, collected by the conventional sampling methods. Among the platinum metals rhodium and palladium was found in both DKCE and NYKCE samples, while platinum was not detected.

In recent study it was also demonstrated, that the application of tree leaves for the assessment of air contamination is highly dependent on the morphological and anatomical parameters of leaves. By scanning electron microscopy (SEM) analysis we explored the interaction between morphological and anatomical parameters as well as the dust trapping and air contaminant accumulation capability of leaves. Based on the statistical results the five investigated tree species had a significant effect on the foliage dust trapped by the surface of the leaves. The highest amount of solid particles were measured on the leaves of *Acer negundo* and *Celtis occidentalis*, which is

proved by the higher amount of trichomes observed on the SEM images in case of these two species. PCA showed a total separation of tree species based on the concentration of air contaminants in the deposited foliage dust. The concentration of elements was the highest in the leaves of *Acer negundo*, *Quercus robur* and *Celtis occidentalis*, which is explained by the diverse size and high amount of stomatas. Our study demonstrated that *Acer negundo*, *Celtis occidentalis* and *Quercus robur* were useful biological indicators because of their large stomata size and high stomata density. We found that the leaves' surface of *Acer negundo* and *Celtis occidentalis* is covered by a large number of trichomes, which made them especially suitable to decrease the level of air pollution. Our results show that the density of trichome, stomata size and density were important in dust deposition. Leaves with a high trichome density can deposit a larger amount of dust, so these tree species may decrease the amount of dust from air in urban and contaminated areas.

The short term negative effect of an anthropogenic activity was also studied. The fireworks show in Debrecen resulted in a higher amount of dust particles deposited on the surface of tree leaves. The foliage dust significantly increased based on the GLM results after the fireworks event in all studied areas except the Southwestern region of the city, where the amount of dust was significantly lower after the event. Our results proved that the concentration of Ca, Mg, and Sr statistically increased in the centrum, Southwestern, Northeastern, and Northwestern sampling areas, respectively. A higher level of Al, Ba, B, Cu, Mn, Li, Na, and P was also observed in the centrum, Southwestern, Northeastern, and Northwestern sampling areas, although the difference was not significant. Our findings suggest that the relatively high altitude of detonations allow the chemicals to disperse in the fine and ultrafine fractions. Thus, emitted pollutants by firework displays did not elevate the concentration levels of elements in deposited dust since the background concentration of these inorganic components in heavy dust is already high in polluted cities like Debrecen. Pyrotechnic detonations therefore cause environmental risk by the elevated amount of dust deposition but do not contribute significantly to the background concentration of toxic metals in foliage dust.

VII. MELLÉKLET

I. melléklet A levélfelületeken kiülepedett por elemösszetételének összegző ANOVA táblázata a különböző fajok (species) és mintavételi területek (area) függvényében

Elements		DF	SS	MS	F	p
Ba	Species	4	2.106	0.526	9.556	<0.001
	Area	2	0.298	0.149	2.702	0.078
	Species *Area	8	1.203	0.150	2.73	0.015
	Residual	45	2.479	0.055		
	Total	59	6.085	0.103		
Cu	Species	4	2.959	0.740	19.692	<0.001
	Area	2	0.228	0.114	3.037	0.058
	Species *Area	8	0.693	0.087	2.308	0.036
	Residual	45	1.690	0.038		
	Total	59	5.570	0.094		
Fe	Species	4	12.679	3.170	42.815	<0.001
	Area	2	0.760	0.380	5.135	0.01
	Species *Area	8	2.031	0.254	3.429	0.004
	Residual	45	3.331	0.074		
	Total	59	18.801	0.319		
Mn	Species	4	9.407	2.352	35.501	<0.001
	Area	2	1.459	0.729	11.011	<0.001
	Species *Area	8	2.755	0.344	5.198	<0.001
	Residual	45	2.981	0.066		
	Total	59	16.601	0.281		
Ni	Species	4	9.992	2.498	31.758	<0.001
	Area	2	0.429	0.215	2.729	0.076
	Species *Area	8	1.578	0.197	2.509	0.024
	Residual	45	3.539	0.079		
	Total	59	15.539	0.263		
Pb	Species	4	9.979	2.495	46.409	<0.001
	Area	2	0.124	0.062	1.153	0.325
	Species *Area	8	1.530	0.191	3.558	0.003
	Residual	45	2.419	0.054		
	Total	59	14.052	0.238		
S	Species	4	3.131	0.783	14.241	<0.001
	Area	2	0.640	0.320	5.818	0.006
	Species *Area	8	0.900	0.113	2.047	0.062
	Residual	45	2.474	0.055		
	Total	59	7.145	0.121		
Sr	Species	4	2.382	0.596	8.043	<0.001
	Area	2	0.185	0.093	1.249	0.297
	Species *Area	8	1.916	0.240	3.235	0.005
	Residual	45	3.332	0.074		
	Total	59	7.815	0.132		
Zn	Species	4	4.731	1.183	24.471	<0.001
	Area	2	0.221	0.111	2.287	0.113
	Species *Area	8	0.807	0.101	2.088	0.057
	Residual	45	2.175	0.048		
	Total	59	7.934	0.134		

II. melléklet A levélszövetek elemösszetételének összegző ANOVA táblázata a különböző fajok (species) és mintavételi területek (area) függvényében

Elements		DF	SS	MS	F	p
Ba	Species	4	1.173	0.293	7.856	<0.001
	Area	2	0.164	0.082	2.201	0.122
	Species * Area	8	0.22	0.028	0.736	0.659
	Residual	45	1.679	0.037		
	Total	59	3.236	0.055		
Cu	Species	4	0.344	0.086	5.403	0.001
	Area	2	0.055	0.028	1.732	0.189
	Species * Area	8	0.296	0.037	2.319	0.035
	Residual	45	0.717	0.016		
	Total	59	1.412	0.024		
Fe	Species	4	0.558	0.139	9.482	< 0.001
	Area	2	0.103	0.051	3.489	0.039
	Species * Area	8	0.045	0.006	0.385	0.923
	Residual	45	0.662	0.015		
	Total	59	1.367	0.023		
Mn	Species	4	6.605	1.651	23.932	<0.001
	Area	2	3.131	1.566	22.691	<0.001
	Species * Area	8	2.653	0.332	4.806	<0.001
	Residual	45	3.105	0.069		
	Total	59	15.495	0.263		
S	Species	4	0.481	0.12	31.686	<0.001
	Area	2	0.217	0.109	28.579	<0.001
	Species * Area	8	0.04	0.005	1.317	0.26
	Residual	45	0.171	0.004		
	Total	59	0.91	0.015		
Sr	Species	4	3.246	0.812	44.433	<0.001
	Area	2	0.224	0.112	6.134	<0.001
	Species * Area	8	0.185	0.023	1.265	0.286
	Residual	45	0.822	0.018		
	Total	59	4.477	0.076		
Zn	Species	4	0.901	0.225	11.666	<0.001
	Area	2	0.284	0.142	7.353	0.002
	Species * Area	8	0.627	0.078	4.056	0.001
	Residual	45	0.869	0.019		
	Total	59	2.681	0.045		

IRODALOMJEGYZÉK

1. Csüllög G (2012) A környezetvédelem alapjai – a globalizáció környezetterhelése (könyvfejezet), szerk. Szabó M., Angyal Zs., *ELTE TTK*, pp. 23-51.
2. Nakicenovic N, Swart R (2000) Emissions Scenarios. A special report of IPCC Working Group III. *Cambridge University Press*, UK. pp. 570.
3. Pongrácz R (2012) A környezetvédelem alapjai – levegőszennyezés és éghajlatváltozás (könyvfejezet), szerk. Szabó M., Angyal Zs., *ELTE TTK*, pp. 154-216.
4. Shi G, Chen Z, Xu S, Zhang J, Wang L, Bi C, Teng J (2008) Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai. China. *Environ. Pollut.* 156. pp. 251-260.
5. Magura T, Horváth R, Tóthmérész B (2010) Effect of urbanization on ground dwelling spiders in forest patches, in Hungary. *Landscape. Ecol.* 25. pp. 621-629.
6. Magura T, Lövei GL, Tóthmérész B (2010) Does urbanisation decrease diversity in ground beetle (*Carabidae*) assemblages? *Global. Ecol. Biogeogr.* 19. pp. 16-26.
7. Simon E, Puky M, Braun M, Tóthmérész B (2012) Assessment of the effects of urbanization on trace elements of toe bones. *Environ. Monit. Assess.* 184. (9) pp. 5749-5754.
8. Tóthmérész B, Máthé I, Balázs E, Magura T (2011) Responses of carabid beetles to urbanization in Transylvania (Romania). *Landscape. Urban. Plan.* 101. pp. 330-337.
9. Ordóñez A, Loredó J, De Miguel E, Charlesworth S (2003) Distribution of Heavy Metals in the Street Dusts and Soils of an Industrial City in Northern Spain. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 44. pp. 160-170.
10. Bartófi I (2000) Környezettechnika. *Mezőgazda Kiadó*, pp. 35-45.
11. W.C. Hinds (1982) Aerosol technology: Properties, behavior, and measurement of airborne particles, New York, *Wiley-Interscience*, pp. 442.
12. Radojevic M, Bashkin VN (1999) Practical Environmental Analysis. Cambridge, *The Royal Society of Chemistry*, pp. 74-80.
13. Amato F, Pandolfi M, Escrig A, Querol X, Alastuey A, Pey J, Perez N, Hopke PK (2009) Quantifying road dust resuspension in urban environment by Multilinear Engine: A comparison with PMF2. *Atmospheric Environment*, 43. pp. 1650-1659.
14. Whitby KT (1978) The physical characteristics of sulfate aerosols. *Atmospheric Environment* 12., pp. 135–159.
15. Salma I. (2006) A budapesti városi aeroszol összetevői, eredete és környezeti hatásai. *MTA doktori értekezés*
16. Rudnai P (2006) A városi levegőszennyezettség hatása az egészségre, különös tekintettel az allergiás légzőszervi betegségekre. Tanulmány, Országos Közegészségügyi Központ, Országos Környezetegészségügyi Intézet, www.oki.antsz.hu

17. Schprentz, DS **(1996)** Breath-taking: premature mortality due to particulate air pollution in 239 American cities. *Natural Resources Defense Council*
18. Schwartz J **(1996)** Air pollution and hospital admissions for respiratory disease. *Epidemiology*, 1. pp. 20–28.
19. Takács S **(1994)** Az ember és környezete. Veszprém, *Veszprémi Egyetemi Kiadó*, egyetemi jegyzet
20. Salma I, Maenhaut W **(2005)** Changes in elemental composition and mass of atmospheric aerosol pollution between 1996 and 2002 in a Central European city. *Environmental Pollution*, 143. pp. 479–488.
21. Grag BD, Cadle SH, Mulawa PA, Groblicki PJ, Laroo C, Parr GA **(2000)** Brake wear particulate matter emissions. *Environmental Science and Technology*, 34. pp. 4463–4469.
22. Harrison RM **(1999)** Understanding Our Environment – An Introduction to Environmental Chemistry and Pollution. Cambridge, *The Royal Society of Chemistry*, pp. 41–42.
23. Dockery D, Pope A **(1996)** Particles in Our Air: Concentration and Health Effects. *Harvard University Press*, pp. 123–147.
24. Wichmann HE, Peters A **(2000)** Epidemiological evidence on the effects of ultrafine particle exposure, *Phil. T. R. Soc.* 358. pp. 2751–2769.
25. Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, Fischer P, Brandt PA **(2002)** Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *The Lancet*, 360. pp. 1203–1209.
26. Sandström T, Cassee FR, Salonen R, Dybing E **(2005)** Recent outcomes in European multicentre projects on ambient particulate air pollution. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 207. pp. 261–268.
27. Khashman OAAL **(2004)** Heavy metal distribution in dust, street dust and soil from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan. *Atmos Environ* 2004;38:6803–12.
28. Wolterbeek B **(2002)** Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environ. Pollut.* 120. pp. 11–21.
29. Papp L **(1993)** Mintavételi és mintaelőkészítési módszerek szervesetlen komponensek műszeres kémiai analíziséhez. Debrecen, *Egyetemi Kiadó*, pp. 10–14.
30. Mészáros E **(1997)** A levegőkémia alapjai. Budapest, *Akadémiai Kiadó*, pp. 2–15.
31. Mogyorós E **(2004)** Szálló és ülepedő porok mintaelőkészítésének összehasonlító vizsgálata atomspektroszkópiás módszerekkel. *Debreceni Egyetem*, diplomamunka, pp. 9.
32. Baron PA, Willeke K **(2005)** Aerosol Measurement Principles, Techniques, and Applications. *Wiley* pp. 102–145.
33. Dobos E, Borbély-Kiss I, Kertész Zs, Szabó Gy, Koltay E. **(2009)** Debrecen, Hungary on the finefraction aerosol map of Europe. *J Radioanal Nucl Chem* 279. pp. 143–57.
34. Kertész Zs **(2000)** Városi és Barlangi aeroszolok vizsgálata PIXE és mikro-PIXE módszerrel, egyetemi doktori (PhD) értekezés, *Debreceni Egyetem*, TTK

35. Aksoy A, Sahin U, Duman F (2000) *Robinia pseudo-acacia* L. as a possible biomonitor of heavy metal pollution in Kayseri. *Turk J Bot* 24. pp. 279–84.
36. Ahmed F, Ishiga H. (2006) Trace metal concentrations in street dusts of Dhaka city, Bangladesh. *Atmos Environ* 40. pp. 3835–44
37. Sharmistha C, Govind TP (2006) Biomonitoring of Trace Element Air Pollution Using Mosses. *Aerosol and Air Quality Research* 6. pp. 247–258.
38. Bihari Z, Antal Zs, Gyüre P (2008) Természetvédelmi ökológia, elektronikus tananyag, *Debreceni Egyetem*, a TÁMOP 4.1.2 pályázat keretein belül
39. Wenzel WW, Jockwer F (1999) Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralized soils of the Austrian Alps. *Environmental Pollution* 104. pp. 145–155.
40. Namiesnik J, Wardenski W (2000) Application of plants for monitoring of environmental pollution, *Herba Polonica*, 46. pp. 198–212.
41. Chandhari PR, Gajghate DG (2000) Assessment of air pollution effect on plants, *Indian Journal of Environment Protection* 20. pp. 925–933.
42. Witting R (1993) General aspects of Biomonitoring heavy metals by plants, plants as biomonitors/indicator for heavy metals in the terrestrial environment. Market B., *VCH Publisher*, Weinheim, pp. 3–28.
43. Rūta B, Dainius P (2010) Research into Heavy Metals Pollution of Atmosphere Applying Moss as Bioindicator: a Literature Review *Environmental Research, Engineering and Management*, 4. pp. 26–33.
44. Rühling A, Rasmussen L, Pilegaard K, Mäkinen A, Steinnes E. (1987) Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 - monitored by moss analyses. *Nord* 21. pp. 1–44.
45. Rühling A., Steinnes E. (1998) Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995–1996. *Nord*, 15. pp. 1–34.
46. Rühling A., Steinnes E., Berg T. (1996) Atmospheric heavy metal deposition in northern Europe. *Nord*, 12. pp 1–47.
47. Thoni LB (1995) Moss interspecies comparisons in trace element concentrations. *Monitoring and assessment* 35. pp. 263–286.
48. Mengel K, Kirby EA (1983) Principles of Plant Nutrition, 3rd. Ed. *Bern*. pp. 35–76.
49. 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. *Environ Pollut* 159. pp 1040–1047.
50. Harmens H, Foan L, Simon V, Mills G, (2013) Terrestrial mosses as biomonitors of atmospheric POPs pollution: a review. *Environmental Pollution* 173. pp. 245–254.
51. Harmens H, Ilyin I, Mills G, Aboal JR, Alber R, Blum O, Coskun M, De Temmerman L, Fernandez JA, Figueira R, Frontasyeva M, Godzik B, Goltsova N, Jeran Z, Korzekwa S, Kubin E, Kvietkus K, Leblond S, Liiv S, Magnusson SH, Mankovska B, Nikodemus O, Pesch R, Poikolainen J, Radnovic D, Rühling A, Santamaria JM, Schröder W, Spiric Z, Stafilov T, Steinnes E, Suchara I, Tabors G, Thöni L, Turcsanyi G, Yurukova L, Zechmeister HG (2012) Country-specific correlations across Europe between modeled

- atmospheric cadmium and lead deposition and concentrations in mosses. *Environmental Pollution* 166. pp. 1–9.
52. Harmens H, Norris DA, Steinnes E, Kubin E, Piispanen J, Alber R, Aleksiyenak Y, Blum O, Coskun M, Dam M, De Temmerman L, Fernandez JA, Frolova M, Frontasyeva M, Gonzalez-Miqueo L, Grodzinska K, Jeran Z, Korzekwa S, Krmar M, Kvietkus K, Leblond S, Liiv S, Magnusson SH, Mankovska B, Pesch R, Ruehling A, Santamaria JM, Schröder W, Spiric Z, Suchara I, Thöni L, Urumov V, Yurukova L, Zechmeister HG, (2010) Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: spatial patterns and temporal trends in Europe. *Environmental Pollution* 158. pp. 3144–3156.
53. Duzgoren-Aydin NS, Wong CSC, Aydin A, Song Z, You M, Li XD (2006) Heavy metal contamination and distribution in the urban environment of Guangzhou, SE China. *Environ Geochem Health* 28. pp. 375–91.
54. 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. *Rev Biol Trop* 50. pp. 577–584.
55. Al-Khlaifat AL, Al-Khashman OA (2007) Atmospheric heavy metal pollution in Aqaba city, Jordan, using *Phoenix dactylifera L.* leaves. *Atmos Environ* 41. pp. 8891–8897.
56. Prusty BAK, Mishra PC, Azeezb PA (2005) Dust accumulation and leaf pigment content in vegetation near the national highway at Sambalpur, Orissa, India. *Ecotoxicol Environ Saf* 60. pp. 228–235.
57. Lohr VI, Pearson-Mims CH (1996) Particulate matter accumulation on horizontal surfaces in interiors: influence of foliage plants. *Atmos Environ* 30. pp. 2565–2568.
58. Celik A, Kartal AA, Akdogan A, Kaska Y. (2005) Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinio pseudo-acacia L.* *Environ Int* 31. pp. 105–112.
59. Baycu G, Tolunay D, Özden H, Günebakan S (2006) Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. *Environmental Pollution* 143 pp. 545–554.
60. Luyssaert S, Raitio H, Vervaeke P, Mertens J, Lust N (2002) Sampling procedure for the foliar analysis of deciduous trees. *Journal of Environmental Monitoring* 4. pp. 858–864.
61. Kardel F, Wuyts K, Babanezhad M, Vitharana UWA, Wuytack T, Potters G (2010) Assessing urban habitat quality based on specific leaf area and stomatal characteristics of *Plantago lanceolata L.* *Environ Pollut* 158 pp. 788–794.
62. Singh A, Agrawal SB, Rathore D (2005) Amelioration of Indian urban air pollution phytotoxicity in *Beta vulgaris L.* by modifying NPK nutrients. *Environ Pollut* 134. pp. 385–395.
63. Abbruzzese G, Beritognolo I, Muleo R, Piazzai M, Sabatti M, Mugnozza GS (2009) Leaf morphological plasticity and stomatal conductance in three *Populus alba L.* genotypes subjected to salt stress. *Environ Exp Bot* 66. 381–388.

64. Madejón P, Maranón T, Murillo JM, Robinson B (2004) White poplar (*Populus alba*) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forest. *Environmental Pollution* 132. pp. 145–155.
65. Baker AJM, McGrath SP, Reeves RD, Smith JAC (2000) Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal polluted-soils. *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, Lewis Publishers, London pp. 85–107.
66. Markert BA, Breure AM, Zechmeister HG (2003) Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. *Bioindicators and Biomonitors*, Elsevier Science, Amsterdam pp. 3–39.
67. 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. *Rev Biol Trop* 50. pp. 577–584.
68. Margitai Z, Braun M (2005) Nyolc európai város légszennyezettségének vizsgálata falevelekről gyűjtött por elemösszetételének diszkriminancia analízisével. (Air quality assessment via discriminant analysis of elemental composition data dust collected from tree leaves, in Hungarian). *Magyar Kémiai Folyóirat* 111. pp. 38–41.
69. 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. pp. 1229–1233.
70. Schulze ED, Hall AE (1982) Stomatal responses, water loss and CO₂ assimilation rates of plants in contrasting environments. In: Lange OL, et al, editors. *Physiological plant ecology II, Encyclopedia of plant physiology* 12/B. Springer
71. 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. pp. 381–388.
72. Pallardy SG (2008) Physiology of woody plants. 3rd ed. *Elsevier Inc.*
73. Wolterbeek HTH (2002) Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environmental Pollution* 120. pp. 11–21.
74. Singh P, Jothi S (1999) Reduction in protein contents in a few plants as indicator of air pollution. *Pollut Res* 18. 281–283.
75. Wolterbeek HTH, Kuik P, Verburg TO, Herrpin U, Markert B, Thöni L (1995) Moss interspecies comparisons in trace element concentrations. Monitoring and assessment, 35. pp. 263–286.
76. Vecchi R, Bernardoni V, Cricchio D, D'Alessandro A, Fermo P, Lucarelli F, Nava S, Piazzalunga A, Valli G (2008) The impact of fireworks on airborne particles. *Atmospheric Environment* 42. pp. 1121–1132.
77. Kulshrestha UC, Nageswara Rao T, Azhaguvel S, Kulshrestha MJ (2004) Emissions and accumulation of metals in the atmosphere due to crackers and

- sparkles during Diwali Festival in India. *Atmospheric Environment* 38. pp. 4421–4425.
78. Ravindra K, Mor S, Kaushik CP (2003) Short-term variation in air quality associated with firework events: a case study. *Journal of Environmental Monitoring* 5. pp. 260–264.
79. Dutcher DD, Perry KD, Cahill TA, Copeland SA (1999) Effects of indoor pyrotechnic displays on the air quality in the Houston Astrodome. *Journal of Air & Waste Management Association* 49. pp. 156–160.
80. Liu DY, Rutherford D, Kinsey M, Prather KA (1997) Real-time monitoring of pyrotechnically derived aerosol particles in the troposphere. *Analytical Chemistry* 69. pp. 1808–1814.
81. Drewnick F, Hings SS, Curtius J, Eerdekens G, Williams J (2005) Measurement of fine particulate and gas-phase species during the New Year's fireworks 2005 in Mainz, Germany. *Atmospheric Environment* 40. pp. 4316–4327.
82. Perry KD (1999) Effects of outdoor pyrotechnic displays on the regional air quality of Western Washington. *State Journal of Air & Waste Management Association* 49. pp. 146–155.
83. Sarkar S, Khillare PS, Jyethi DS, Hasan A, Parween M (2010) Chemical speciation of respirable suspended particulate matter during a major firework festival in India. *Journal of Hazardous Materials* 184. pp. 321–330.
84. Murty OP (2000) Diwali toxicity. *Journal of Forensic Medicine and Toxicology* 17. pp. 23–26.
85. Hirai K, Yamazaki Y, Okada K, Furuta S, Kubo K (2000) Acute eosinophilic pneumonia associated with smoke from fireworks. *Internal Medicine (Japan)*, 39. pp. 401–403.
86. Camilleri R and Vella AJ (2010) Effect of fireworks on ambient air quality in Malta. *Atmospheric Environment* 44. pp. 4521–4527.
87. Guttikunda SK, Kopakka RV (2014) Source emissions and health impacts of urban air pollution in Hyderabad, India. *Air Quality, Atmosphere & Health* 7. pp. 195–207.
88. Rogula-Kozłowska W, Klejnowski K, Rogula-Kopiec P, Ośródk L, Krajny E, Błaszczak B Mathews B (2014) Spatial and seasonal variability of the mass concentration and chemical composition of PM_{2.5} in Poland. *Air Quality Atmosphere & Health* 7. pp. 41–58.
89. Wanga Q, Cao J, Shena Z, Tao J, Xiao S, Luo L, He Q, Tang X (2013) Chemical characteristics of PM_{2.5} during dust storms and air pollution events in Chengdu, China. *Particuology*, 11. pp. 70–77.
90. Tsai HH, Chien LH, Yuan CS, Lin YC, Jen YH, Ie IR (2012) Influences of fireworks on chemical characteristics of atmospheric fine and coarse particles during Taiwan's Lantern Festival. *Atmospheric Environment* 62. pp. 256–264.
91. Shen Z, Cao J, Arimoto R, Han Z, Zhang R, Han Y, Liu S, Okuda T, Nakao S, Tanaka S (2009) Ionic composition of TSP and PM_{2.5} during dust storms and air pollution episodes at Xi'an, China. *Atmospheric Environment* 43. pp. 2911–2918.

92. Pelig-Ba KB, Parker, A, Price, M (2001) Elemental contamination of rainwater by airborne dust in Tamale township area of the northern region of Ghana. *Environmental Geochemistry and Health* 23. pp. 329–342.
93. Goossens D (2007) Bias in grain size distribution of deposited atmospheric dust due to the collection of particles in sediment catchers. *Catena* 70. pp. 16–24.
94. Schauer JJ, Lough GC, Shafer MM, Christensen WF, Arndt MF, DeMinter JT (2006) Characterization of metals emitted from motor vehicles. *Health Eff Inst* 133. pp. 1–88.
95. Kircsi A, Szegedi S (2003) The development of the urban heat island studied on temperature pro-files in Debrecen. *Acta Clim Chorol* 36–37. pp. 63–69.
96. Szegedi S (2007) Heavy metal loads in the soil of Debrecen. *Acta Geogr Debrecina Lands Environ* 1. pp. 57–67.
97. Török P, Tóthmérész B (2004) A debreceni Nagyerdő növényzeti arculatának vizsgálata (In Hungarian). Botanical survey of the Nagyerdő Forest Reserve Area. *Természetvédelmi Közöny* 2004;11:107–16.
98. Zih-Perényi K, Neuróhr K, Nagy G, Balla M, Lásztity A (2010) Selective extraction of traffic-related antimony compounds for speciation analysis by graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Spectrochimica acta part B: atomic spectroscopy* 65(9) pp. 847–851 .
99. Braun M, Margitia Z, Tóth A, Leermakers M (2007) Environmental monitoring using linden tree leaves as natural traps of atmospheric deposition: a pilot study in Transylvania, Romania. *Agd landscape & environment* 1. pp. 24–35.
100. Meszéna Gy, Ziermann M (1983) Valószínűségelmélet és matematikai statisztika. *Közgazdasági és Jogi könyvkiadó*
101. Murray RS (1995) Statisztika. Elmélet és gyakorlat. *Panem-McGraw-Hill*
102. Kim KH, Ara Jahan S, Kabir E, Brown RJC (2013) A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects *Environment International* 60. pp. 71–80.
103. 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. *Environ Pollut* 133. pp. 157–167.
104. Lóki J, Hertelendi E, Borsy Z (1993) New dating of blown sand movement in the Nyírség. *Acta Geographica Debrecina* pp. 67–76.
105. Garg SS, Kumar N, Das G (2000) Effects of the Bansal Ramraj mill dust on vegetation and health at Jaitwara, District Satna. Indian. *J Environ Prot* 20. pp. 326–328.
106. Wang L, Liu LY, Gao SY, Has E, Wang Z (2006) Physicochemical characteristics of ambient particles settling upon leafsurfaces of urban plants in Beijing. *J Environ Sci* 5. pp. 921–926.
107. Tomašević M, Aničić M (2011) Trace element content in urban tree leaves and SEM-EDAX characterisation of deposited particles. *FACTA UNIVERSITATIS Series. Phys Chem Technol* 8. pp. 1–13.
108. Apeagyei E, Bank MS, Spengler JD (2011) Distribution of heavy metals in road dust along an urban–rural gradient in Massachusetts. *Atmos Environ* 45. 2310–2323.

109. Duong TTT, Lee BK (2011) Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *J Environ Manage* 92. pp. 554–562.
110. Wei B, Yang L (2010) A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchem J* 94. pp. 99–107.
111. Thomas VM (1995) The elimination of lead in gasoline. *Annu Rev Energy Environ* 20. pp. 301–324.
112. Meza-Figueroa D, De la O-Villanueva M, De la Parra LM (2007) Heavy metals distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, Mexico. *Atmos Environ* 41. pp. 276–288.
113. Ordóñez A, Loredó J, De Miguel E, Charlesworth S (2003) Distribution of heavy metals in the street dusts and soils of an industrial city in northern Spain. *Arch Environ Contam Toxicol* 44. pp. 160–170.
114. Olowoyo JO, van Heerden E, Fischer JL, Baker C (2010) Trace metals in soil and leaves of Jacaranda mimosifolia in Tshwane area, South Africa. *Atmos Environ* 44. pp. 1826–1830.
115. Kertész Zs, Szoboszlai Z, Dobos E, Borbély-Kiss I (2008) Characterization of urban aerosol sources in Debrecen, Hungary. *AGD Lands Environ* 1. pp. 57–67.
116. Pacyna EG, Pacyna JM, Fudala J, Strzelecka-Jastrzab E, Hlawiczka S, Panasiuk D (2007) Current and future emissions of selected heavy metals to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe. *Atmos Environ* 41. pp. 8557–8566.
117. 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. pp. 257–263.
118. Adachi K, Tainoshob Y (2004) Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environ Int* 30. pp. 1009–1017.
119. Alfani A, Baldantoni D, Maisto G, Bartoli G, Virzo De Santo A (2000) Temporal and spatial variation in C, N, S and trace element contents in the leaves of *Quercus ilex* within the urban areas of Naples. *Environ Pollut* 109. pp. 119–129.
120. Boshoff M, De Jonge M, Scheifler R, Bervoets L (2014) Predicting As, Cd, Cu, Pb and Zn levels in grasses (*Agrostis sp.* and *Poa sp.*) and stinging nettle (*Urtica dioica*) applying soil–plant transfer models. *Science of The Total Environment* 493. pp. 862–871.
121. Peachey CJ, Sinnett D, Wilkinson M, Morgan GW, Freer-Smith PH, Hutchings TR (2009) Deposition and solubility of airborne metals to four plant species grown at varying distances from two heavily trafficked roads in London. *Environ Poll* 157. pp. 2291–99.
122. Dmuchowski W, Gozdowski D, Baczewska AH (2011) Comparison of four bioindication methods for assessing the degree of environmental lead and cadmium pollution *Journal of Hazardous Materials* 197. pp. 109–118.
123. Tuba Z, Csintalan Zs (1993) The Use of Moss Cushion Transplantation Technique for Bioindication of Heavy Metal Pollution. *Plants as Biomonitors*.

- Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment* VCH Publisher, Inc., Weinheim–New York, pp. 403–411.
124. Wang Y, Zhuang G, Xu C, An Z (2007) The air pollution caused by the burning of fireworks during the lantern festival in Beijing. *Atmospheric Environment* 41. pp. 417–431.
125. Moreno T, Querol X, Alastuey A, Amato F, Pey J, Pandolfi M, Kuenzli N, Bouso L, Rivera M, Gibbons W (2010): Effect of fireworks events on urban background trace metal aerosol concentrations: Is the cocktail worth the show? *Journal of Hazardous Materials* 183. pp. 945-949.
126. Crespo J, Yubero E, Nicolás JF, Lucarelli F, Nava S, Chiari M, Calzolari G (2012): High-time resolution and size-segregated elemental composition in high-intensity pyrotechnic exposures. *Journal of Hazardous Materials* 241-242. pp. 82-91.
127. Seinfeld JH, Pandis SN (1998) *Atmospheric Chemistry and Physics*, Wiley, New York
128. Hinds WC (1982) *Aerosol Technology*. Wiley, New York
129. Mingorance MD, Oliva SR (2006) Heavy metals content in *N. oleander* leaves as urban pollution assessment. *Environmental Monitoring and Assessment* 119. pp. 57–68.
130. Beddows DCS, Donovan RJ, Harrison RM, Heal MR, Kinnersley RP, King MD, Nicholson DH, Thompsona KC (2004) Correlations in the chemical composition of rural background atmospheric aerosol in the UK determined in real time using time-of-flight mass spectrometry. *Journal of Environmental Monitoring* 6. pp. 124-133.

PUBLIKÁCIÓK

Az értekezés alapját képező közlemények

Tudományos folyóiratban megjelent közlemények

1. Edina Baranyai, Edina Simon, Mihály Braun, Béla Tóthmérész, József Posta, István Fábián: 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 and Health* (2015) DOI 10.1007/s11869-014-0290-7 IF (2014): 1,804
2. Edina Simon, Edina Baranyai, Mihály Braun, Csaba Cserhádi, István Fábián, Béla Tóthmérész: Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. *Science of the Total Environment*, 490 (2014) 514-520. IF (2104): 4,099
3. Edina Baranyai, Dávid Nagy, Imre Tóth, József Posta: The environmental and morphological analysis of urban dust. *Studia Universitatis "Vasile Goldis", Seria Stiintele Vietii*, 21 (2012) 71-75.
4. Baranyai Edina: Tölgyerdő, kertvárosi erdőterület és városi park fájának levelén kiülepedett por és a levelek elemtartalmának vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények*, 18 (2012) 45-57.

Tudományos folyóiratban még meg nem jelent közlemények:

5. Edina Baranyai, Dávid Nagy, Edina Simon, Mihály Braun, József Posta: The filter system of power plants – a new tool in air quality assessment *Air Quality, Atmosphere and Health* (közlésre előkészítve)

Konferenciakötetben megjelent tanulmány:

6. Baranyai Edina, Simon Edina, Braun Mihály, Posta József, Tóthmérész Béla, Fábián István: Tűzijáték hatásának vizsgálata a falevelekre ülepedő városi por elemösszetételére. *X. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia* (2014) 11-16.

Az értekezés témájához szorosan nem kapcsolódó közlemények

Tudományos folyóiratban megjelent közlemények

7. Edina Simon, Sándor Harangi, Edina Baranyai, Mihály Braun, István Fábián, Szabolcs Mizser, Leila Nagy, Béla Tóthmérész: Distribution of toxic elements between biotic and abiotic components of terrestrial ecosystem along an urbanization gradient: soil, leaf litter and ground beetles. *Ecological Indicators* (közlésre elfogadva) IF(2014): 3,444
8. Andrea Nagy, Edina Baranyai, Attila Gáspár: Interfacing microfluidic chip based chromatography with flame atomic absorption spectrometry for the determination of chromium (VI). *Microchemical Journal* 114 (2014) 216-222. IF (2014): 2,746
9. Ildiko Bodnar, Andrea Szabolcsik, Edina Baranyai, Andrea Uveges, Norbert Boros: Qualitative characterization of household greywater in the northern great plain region of Hungary. *Environmental Engineering and Management Journal* 13 (2014) 2717-2724. IF (2014): 1,065
10. Milán Fehér, Edina Baranyai, Edina Simon, Péter Bársony, István Szűcs, József Posta, László Stündl: The interactive effect of cobalt in *Artemia* on the survival and larval growth of barramundi, *Lates calcarifer*. *Aquaculture*, 414–415 (2013) 92–99. IF (2013): 1,828
11. Edina Simon, Edina Baranyai, Mihály Braun, István Fábián, Béla Tóthmérész: Elemental concentration in mealworm beetle (*Tenebrio molitor* L.) during metamorphosis. *Biological Trace Element Research* 154 (2013) 81-87. IF (2013): 1,608
12. Türk Gábor, Balázs Boglárka, Harangi Sándor, Fehérné Baranyai Edina, Gyulai István, Szabó Szilárd: A vízminőség vizsgálata egy Felső-Tisza menti holtmedren. *Hidrológiai Közlöny* 94 (2014) 41-46.
13. Málnás Kristóf, Harangi Sándor, Balogh Zsuzsanna, Baranyai Edina, Braun Mihály, Dévai György, Simon Edina: Nehézfém analitikai vizsgálatok a Felső-Tisza és Szamos folyó hazai szakaszán. *Hidrológiai Közlöny* 94 (2014) 62-65.

14. Fehér Milán, Baranyai Edina, Bársony Péter, Simon Edina, Posta József, Stündl László: A kobalt-klorid hatása a barramundi lárvára (*Lates calcarifer*) termelési paramétereire és egyöntetűségére. *Acta Agrariensis Debreceniensis* 51 (2013) 21-25.

15. Fehér Milán, Bársony Péter, Baranyai Edina, Posta József, Stündl László: Kedvező biológiai hatású mikroelemekkel dúsított *Artemia* alkalmazása a barramundi (*Lates calcarifer*) lárvanevelésében. *Acta Agrariensis Debreceniensis* 48 (2012) 11-16.

Tudományos folyóiratban bírálat alatt lévő közlemények

16. Edina Simon, Sándor Harangi, Edina Baranyai, István Fábián, Béla Tóthmérész: Assessment of impact of anthropogenic activities and urbanization on trace element concentration in deposited dust and tree leaves. *Environmental Geochemistry and Health* (bírálat alatt) IF (2014): 2.573

Könyvfejezet

17. Bodnár Ildikó, Szabolcsik Andrea, Baranyai Edina, Boros Norbert, Fórián Sándor: Épületek csapadékvizeinek és szürkevizeinek vizsgálata az Észak-Alföldi régióban környezetbarát és energiahatékony hasznosítás céljából. Fenntartható energetika, megújuló energiaforrások optimalizált integrálásával, *Akadémiai Kiadó*, 5. fejezet, 167-201. (ISBN 9789630595407)

Az értekezés alapját képező konferencia előadások (E) és poszterek (P)

Nemzetközi konferencia

18. Edina Baranyai, Edina Simon, Mihály Braun, Béla Tóthmérész, István Fábián: The effect of firework on the elemental concentration of dust deposited on tree leaves. *International Conference on Atmospheric Dust*, June 1-6. 2014., Bari, Italy (E)

19. Edina Simon, Edina Baranyai, Mihály Braun, Csaba Cserhádi, István Fábián, Béla Tóthmérész: Assessment of air contaminants using foliage dust of

tree species along an urbanization gradient. *International Conference on Atmospheric Dust*, June 1-6. 2014., Bari, Italy (E)

20. Edina Baranyai, Edina Simon, Mihály Braun, Béla Tóthmérész: The effect of firework on the elemental concentration of dust deposited on tree leaves. *X. Carpathian Basin Conference on Environmental Science*, March 27-29. 2014., Cluj-Napoca, Romania (E)

21. József Posta, Imre Tóth, Edina Baranyai, Dávid Nagy: Environmental and morphological analysis of urban dust. *XIV Hungarian-Italian Symposium on Spectrochemistry*, 5-7. Oct. 2011, Sümeg, Hungary (P)

22. József Posta, Imre Tóth, Edina Baranyai, Dávid Nagy: Chemical and morphological analysis of urban dust. *Colloquium Spectroscopicum Internationale XXXVII*, 28. Aug. – 2. Sept 2011., Rio de Janeiro (Búzios), Brasil (E)

23. József Posta, Imre Tóth, Edina Baranyai, Dávid Nagy: The environmental and morphological analysis of urban dust. *International Conference in Arad: Natural and Artificial Ecosystems in the Somes-Cris-Mures-Tisa River Basin*, May 7-8. 2010., Arad, Romania (E)

Hazai konferencia

24. Baranyai Edina, Simon Edina, Braun Mihály, Tóthmérész Béla: Urbanizáció hatása falevelek és falevélen kiülepedett por elemösszetételére. *VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia*, 2011. november 3-5., Debrecen (E)

25. Baranyai Edina, Tóth Imre, Nagy Dávid, Posta József: A városi porminták környezetanalitikai és morfológiai vizsgálata. *53. Magyar Spektrokémiai Vándorgyűlés és Vegyészkonferencia*, 2010. június 30. – július 2., Hajdúszoboszló (E)

Megjelent/elfogadott kéziratok összesített impakt faktora: 16,594
Ebből az értekezés témájában: 5,903



DEBRECENI EGYETEM
EGYETEMI ÉS NEMZETI KÖNYVTÁR



Nyilvántartási szám: DEENK/136/2015.PL
Tárgy: PhD Publikációs Lista

Jelölt: Baranyai Edina
Neptun kód: SCKQHK
Doktori Iskola: Kémiai Tudományok Doktori Iskola
MTMT azonosító: 10040303

A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

Magyar nyelvű tudományos közlemény(ek) hazai folyóiratban (1)

1. **Baranyai E.**: Tölgyerdő, kertvárosi erdőterület és városi park fáinak levelén kiülepedett por és a levelek elemtartalmának vizsgálata.
Termvéd. Közl. 18, 45-57, 2012. ISSN: 1216-4585.

Idegen nyelvű tudományos közlemény(ek) külföldi folyóiratban (3)

2. **Baranyai, E.**, Simon, E., Braun, M., Tóthmérész, B., Posta, J., Fábán, I.: The effect of a fireworks event on the amount and elemental concentration of deposited dust collected in the city of Debrecen, Hungary.
Air Qual Atmos Health. Epub, 2014. ISSN: 1873-9318.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11869-014-0290-7>
IF: 1.804
3. Simon, E., **Baranyai, E.**, Braun, M., Cserhádi, C., Fábán, I., Tóthmérész, B.: Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient.
Sci. Total Environ. 490, 514-520, 2014. ISSN: 0048-9697
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.028>
IF: 4.099
4. **Baranyai, E.**, Tóth, I., Nagy, D., Posta, J.: The chemical and morphological analysis of urban dust.
Stud. Univ. "Vasile Goldis" Ser. Științ. vieții. 21 (1), 71-75, 2011. ISSN: 1584-2363.

Cím: 4032 Debrecen, Egyetem tér 1. • Postacím: 4010 Debrecen, Pf. 39. • Tel.: (52) 410-443
E-mail: publikaciok@lib.unideb.hu • Honlap: www.lib.unideb.hu



DEBRECENI EGYETEM
EGYETEMI ÉS NEMZETI KÖNYVTÁR



További Közlemények

Magyar nyelvű könyvrészlet(ek) (1)

5. Bodnár I., Boros N., **Baranyai E.**, Fórián S., Izbékiné Szabolcsik A., Jolánkai G., Üveges A., Kocsis D.: Épületek csapadékvizeinek és szürkevizeinek vizsgálata az Észak- Alföld régióban környezetbarát és energiahatékony hasznosítás céljából.
In: Fenntartható energetika megújuló energiaforrások optimalizált integrálásával. Szerk.: Kalmár Ferenc, Akadémiai Kiadó, Budapest, 167-201, 2014. ISBN: 9789630595407

Magyar nyelvű közlemény(ek) hazai folyóiratban (3)

6. Málnás K., Harangi S., Balogh Z., **Baranyai E.**, Braun M., Dévai G., Simon E.: Nehézfémm analitikai vizsgálatok a Felső-Tisza és Szamos folyó hazai szakaszán.
Hidrol. Közöny. 94 (5-6), 62-65, 2014. ISSN: 0018-1323.
7. Fehér M., **Baranyai E.**, Bársony P., Simon E., Posta J., Stündl L.: A kobalt-klorid hatása a barramundi lárva (*Lates calcarifer*) termelési paramétereire és egyöntetűségére.
Agrártud. Közl. 51, 21-25, 2013. ISSN: 1587-1282.
8. Fehér M., Bársony P., **Baranyai E.**, Posta J., Stündl L.: Kedvező biológiai hatású mikroelemekkel dúsított *Artemia* alkalmazása a barramundi (*Lates calcarifer*) lárva nevelésében.
Agrártud. Közl. 48, 11-16, 2012. ISSN: 1587-1282.

Idegen nyelvű közlemény(ek) külföldi folyóiratban (4)

9. Bodnár, I., Szabolcsik, A., **Baranyai, E.**, Üveges, A., Boros, N.: Qualitative characterization of household greywater in the northern great plain region of Hungary.
Environ. Eng. Manag. J. 13 (11), 2717-2724, 2014. ISSN: 1582-9596.
IF: 1.065
10. Nagy, A., **Baranyai, E.**, Gáspár, A.: Interfacing microfluidic chip-based chromatography with flame atomic absorption spectrometry for the determination of chromium(VI).
Microchem J. 114, 216-222, 2014. ISSN: 0026-265X.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.microc.2014.01.008>
IF: 2.746



DEBRECENI EGYETEM
EGYETEMI ÉS NEMZETI KÖNYVTÁR



11. Simon, E., **Baranyai, E.**, Braun, M., Fábán, I., Tóthmérész, B.: Elemental Concentration in Mealworm Beetle (*Tenebrio molitor* L.) During Metamorphosis.
Biol. Trace Elem. Res. 154 (1), 81-87, 2013. ISSN: 0163-4984.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s12011-013-9700-1>
IF:1.608
12. Fehér, M., **Baranyai, E.**, Simon, E., Bársony, P., Szűcs, I., Posta, J., Stündl, L.: The interactive effect of cobalt enrichment in *Artemia* on the survival and larval growth of barramundi, *Lates calcarifer*.
Aquaculture. 414-415, 92-99, 2013. ISSN: 0044-8486.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.07.031>
IF:1.828

Idegen nyelvű konferencia közlemény(ek) (2)

13. **Baranyai, E.**, Izbékiné Szabolcsik, A., Üveges, A.K., Bodnár, I.: Elemental analysis of grey water samples by microwave plasma atomic emission spectrometry.
In: International Congress on Water, Waste and Energy Management : Abstracts book. Ed.: Instituto Politécnico de Portalegre, [S.n.], Porto, 46, 2014. ISBN: 9789899508965
14. Szabolcsik, A., **Baranyai, E.**, Bodnár, I.: Utilization of modern analytical techniques for the analysis of household generated greywater samples.
In: Proceedings of Denzero International Conference: Sustainable energy by optimal integration of renewable energy sources. Ed.: Kalmár Ferenc, Debreceni Egyetem, Debrecen, 201-212, 2014. ISBN: 9789634737360

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora: 13,15

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora (az értekezés alapján szolgáló közleményekre): 5,903

A DEENK a Jelölt által az IDEa Tudóstérbe feltöltött adatok bibliográfiai és tudomány-metriai ellenőrzését a tudományos adatbázisok és a Journal Citation Reports Impact Factor lista alapján elvégezte.

Debrecen, 2015.06.30.

