



1949

**A PORMEGKÖTŐDÉS MENNYISÉGI ÉS TÉRBELI ELOSZLÁSÁNAK
BECSLÉSE VÁROSI FÁK LEVELEIN DEBRECENBEN**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Molnár Vanda Éva

Témavezetők:

Prof. Dr. Szabó Szilárd, egyetemi tanár

Dr. Kundrát-Simon Edina, egyetemi docens

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács

Földtudományok Doktori Iskola

Debrecen, 2022

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács Földtudományok Doktori Iskola „A lito- és hidroszféra természetes és antropogén folyamatai” programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi/műszaki doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

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

Debrecen, 2022.március.7.

*Molnár Vanda Éva
a jelölt aláírása*

*Tanúsítom, hogy Molnár Vanda Éva doktorjelölt 2017-2021 között a fent megnevezett Doktori Iskola „A lito- és hidroszféra természetes és antropogén folyamatai” programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.
Az értekezés elfogadását javaslom.*

Debrecen, 2022.március.7.

*Prof. Dr. Szabó Szilárd
a témavezető aláírása*

*Tanúsítom, hogy Molnár Vanda Éva doktorjelölt 2017-2021 között a fent megnevezett Doktori Iskola „A lito- és hidroszféra természetes és antropogén folyamatai” programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.
Az értekezés elfogadását javaslom.*

Debrecen, 2022.március.7.

*Dr. Kunderát-Simon Edina
a témavezető aláírása*

**A PORMEGKÖTŐDÉS MENNYISÉGI ÉS TÉRBELI ELOSZLÁSÁNAK
BECSLÉSE VÁROSI FÁK LEVELEIN DEBRECENBEN**

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

Írta: **Molnár Vanda Éva** okleveles környezetkutató

Készült a Debreceni Egyetem Földtudományok Doktori Iskolája (A lito- és hidroszféra természetes és antropogén folyamatai programja) keretében

Témavezetők: **Prof. Dr. Szabó Szilárd**, egyetemi tanár és
Dr. Kundrát-Simon Edina, egyetemi docens

Az értekezés bírálói:

Dr.
Dr.

A bírálóbizottság:

elnök:

Dr.

tagok:

Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 20...

Tartalomjegyzék

Rövidítések jegyzéke	9
1. Bevezetés és célkitűzések	10
2. Szakirodalmi áttekintés	12
2.1. A városi környezet és a zöldfelületek	12
2.2. Légszennyezettség a városokban	13
2.3. Falevelek, mint bioindikátorok a porszennyezettség felmérésére	15
2.4. Fafajosztályozás városi környezetben	18
2.5. A levélfelületi index és a porüledés becslése város szinten	20
3. Anyag és módszer	22
3.1. Debrecen bemutatása	22
3.2. Vizsgált fajok	24
3.3. Pormegkötés vizsgálata	25
3.3.1. Levélmintagyűjtés a térbeli különbségek vizsgálatához	25
3.3.2. Levélmintagyűjtés a fajok közti különbségek vizsgálatához	27
3.3.3. Laboratóriumi mintaelőkészítés és mérés	28
3.4. Képosztályozás	32
3.4.1. Műholdfelvétel jellemzése, referenciaadatok gyűjtése	32
3.4.2. Előkészítés, képosztályozás, pontosságvizsgálat	34
3.5. Pormegkötés integrálása az osztályozott felvételbe	40
3.6. Statisztikai módszerek	42
4. Eredmények és értékelésük	43
4.1. Pormegkötés területi eloszlása	43
4.2. Fajspecifikus pormegkötés	52
4.3. APTI	57
4.4. Fajok osztályozása	60
4.5. A LAI és a város szintű pormegkötés becslése	66

5. Összefoglalás.....	79
6. Következtetések és javaslatok.....	83
7. Summary.....	84
Köszönetnyilvánítás	87
Irodalomjegyzék	88
Függelék	105

Rövidítések jegyzéke

AAC	aszkorbinsav (<i>Ascorbic Acid Content</i>)
ANOVA	varianciaanalízis (<i>analysis of variance</i>)
APTI	légszennyezettségi tolerancia index (<i>Air Pollution Tolerance Index</i>)
EEA	Európai Környezetvédelmi Ügynökség (<i>European Environment Agency</i>)
LAI	levélfelületi index (<i>Leaf Area Index</i>)
ML	<i>Maximum Likelihood</i>
nDFM	normalizált digitális felszínmodell
NDVI	normalizált vegetációs index (<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>)
OA	általános pontosság (<i>Overall Accuracy</i>)
PA	elállítói pontosság (<i>Producer's Accuracy</i>)
PM	szilárd részecskék (<i>Particulate Matter</i>)
RF	<i>Random Forest</i>
RWC	relatív nedvességtartalom (<i>Relative Water Content</i>)
SVM	<i>Support Vector Machine</i>
TChl	klorofilltartalom (<i>total chlorophyll</i>)
UA	felhasználói pontosság (<i>User's Accuracy</i>)
UFORE	<i>Urban Forest Effects</i>
WHO	Egészségügyi Világszervezet (<i>World Health Organization</i>)

1. Bevezetés és célkitűzések

A nagyvárosokban kialakuló környezeti problémákat azok mértéke és bonyolultsága miatt érdemes összetett szemlélettel, több tudományág eszközeinek alkalmazásával vizsgálni. Jelen értekezésben a városi légszennyezettséget vizsgáltam Debrecenben, ezen belül is a porszennyezés megkötésének mértékét a városi fák levelein. A város területe folyamatosan terhelt a közlekedésből és időszakosan a kertvárosi területeken domináns lakossági tüzelésből származó szilárd szennyezőanyagokkal. Továbbá a szomszédos mezőgazdasági területekről érkező többlet porszennyezés sem elhanyagolható. Extrémabb esetekben az egész országot érintő, egyre gyakoribb száharai por események is hozzájárulnak a kiülepedett por mennyiségéhez (Varga et al. 2016). Debrecen levegője a földrajzi és meteorológiai adottságok, illetve az általános városi hatások miatt nehezen cserélődik ki, lassan tisztul. A városban a folyamatosan monitorozott szállópor éves átlagkoncentrációja az egészségügyi határértéket az utóbbi évek egyikében sem haladta meg (MFO LRK Adatközpont 2021).

A porszennyezés egy részét a falevelek felülete megszüri és egy adott fokig akkumulálja. Ennek mértéke fafajonként eltérő, emiatt a felvetett kérdéskör megválaszolásához szükség volt a fajspecifikus pormegkötés ismerete mellett, a Debrecenben leggyakrabban előforduló fafajok eloszlásának és gyakoriságának vizsgáltára is. Ehhez, főként a nagy területi kiterjedés miatt térinformatikai alapú fafajosztályozást alkalmaztam a WorldView-2 műhold multispektrális felvételei alapján. Elsősorban az utcai fasorként leggyakrabban megtalálható fajokat részesítettem előnyben, mivel egyrészt a városi zöldfelület jelentős részét ezek képezik, illetve a közlekedésből eredő porszennyezés ezeket a fasorokat éri a legnagyobb mértékben.

Első lépésként célom volt, hogy a városra jellemző porszennyezettség térbeli eloszlását vizsgáljam falevelek, mint bioindikátorok alkalmazásával. Ezt a város három kiválasztott pontján, egy városi, egy természetközeli és egy ipari parkkal szomszédos területen elemeztem az európai hárs (*Tilia x europaea* L.) és a nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis* L.) esetében. A vizsgálatot egy júniusi és egy szeptemberi időpontban végeztem el. Ezt követően az előbbi két faj mellett a korai juhar (*Acer platanoides* L.) és a közönséges platán (*Platanus x hybrida* Brot.) esetén, a városban a korábbi

tapasztalatok alapján kijelölt mintavételi területen határoztam meg a négy fajra jellemző pormegkötés mértékét. Továbbá egy kiegészítő vizsgálatot is végeztem az európai hárs és a nyugati ostorfa egyéb kvantitatív paramétereinek a meghatározására, amelyek alkalmasak lehetnek a légszennyezettség indikálására és becslésére. Ennek során elemeztem a fajok légszennyezettséggel szembeni toleranciáját (*Air Pollution Tolerance Index*, APTI). Az APTI biokémia jellemzők alapján számszerűsíti és összehasonlíthatóvá teszi a növényfajok toleranciáját, illetve segítségével érzékenységi kategóriákba sorolhatjuk az adott fajokat, állást foglalhatunk a bioindikátorként való alkalmazhatóságukról (Singh et al. 1991). A négy kiválasztott faj faj gyakoriságát és térbeli eloszlását számítógépes képosztályozás során határoztam meg, illetve a WorldView-2 felvétel alapján megbecsültem a fajok levélfelületi indexét. Végül ezen eredményekkel összevontam a fajok levelein megkötődött por mennyiségével. Összességében munkám során a célom az volt, hogy Debrecenre nézve egy közelítő becslést adjak arra, hogy a tipikus fafajok milyen mértékben kötik meg a port.

A kutatásom során a következő kérdésekre kerestem választ a városi fák és a porszennyezés kapcsolata alapján:

1. Tapasztalható-e különbség városi, természetközeli és ipari típusú területeken az európai hárs és a nyugati ostorfa levelein megkötődött por egyes mérettartományainak mennyiségében?
2. Debrecen leggyakoribb fafajai, a korai juhar, az európai hárs, a közönséges platán és a nyugati ostorfa milyen mértékben kötik meg a port, és van-e a fafajok között különbség a megkötött por mennyiségében?
3. Tapasztalható-e különbség városi, természetközeli és ipari típusú területeken az európai hárs és a nyugati ostorfa APTI értékében? Az APTI alapján mely fajok alkalmasak a légszennyezettség biomonitorozására?
4. WorldView-2 műholdfelvétel alapján, több osztályozó módszert tesztelve milyen a legjobb elérhető általános pontosság a korai juhar, az európai hárs, a közönséges platán és a nyugati ostorfa pixel-szintű osztályozásakor?
5. Mekkora mennyiségű por becsülhető Debrecenben a fák levelein a faj szinten osztályozott kép, a fajspecifikus pormegkötés és a származtatott levélfelületi index alapján?

2. Szakirodalmi áttekintés

2.1. A városi környezet és a zöldfelületek

A választott kutatási téma a városi környezet kérdésköréhez kapcsolódik, így ennek áttekintésével szeretném bevezetni a munkámat. Az urbanizáció hatására környezetünkben jelentős mértékű, és általában visszafordíthatatlan változások következtek be, és következnek be jelenleg is folyamatosan. A környezetünk formálását, átalakítását részben a saját jólétünk, az életszínvonal növelésének célja vezérelte, de mára olyan következmények jelentkeznek, amelyek károsan hatnak egészségünkre és az élővilágra (Kerényi 1995; Roth 2007; Castán Broto és Bulkeley 2013). A nagyvárosok olyan mértékben változtatják meg a természeti környezetet, hogy mostanra már külön városklímáról kell beszélnünk (Szegedi et al. 2014; Kiss et al. 2018; Patkós et al. 2019). Ez a klímavariáns jellemzően melegebb, kevésbé napos, esősebb, valamint nem annyira szeles, mint az adott terület eredeti klímája. A város levegőminősége pedig jellemzően rosszabb, mint az a környező régióra jellemző lenne (European Environment Agency 1998). Az antropogén hatások jelentős mértékben befolyásolják az alapvetően biogeográfiai tényezők által meghatározott biodiverzitást is. A legfontosabb tényezők ennek kapcsán a környezetszennyezés, területhasználat-változás, és az idegen fajok behurcolása (Puppim de Oliveira et al. 2014). A városban élő ember számára a megváltozott környezet sajátosságai közül – zsúfoltság, zaj, városklíma – a legjelentősebb egészségügyi kockázatot a légszennyezettség jelenti.

A városi növényzet számos ökoszisztéma szolgáltatást nyújt. Az ökoszisztéma szolgáltatás definíció szerint az ökoszisztémák nyújtotta javakat jelentik az ember számára. A fogalom elsőként Ehrlich és Mooney (1983) tanulmányában jelent meg, és míg a koncepció már régóta ismert a környezetkutatók körében, főként 2005-ben, a Millennium Ökoszisztéma Felmérés után vált népszerűvé (Millennium Ecosystem Assessment 2005). A városi fák jelentőségét alátámasztja, hogy ellátó, szabályozó, kulturális és támogató ökoszisztéma szolgáltatásokat is nyújtanak (Escobedo et al. 2011; Salmond et al. 2016; Säumel et al. 2016). Ezek a szolgáltatások gyakran szorosan kapcsolódnak a fa fajához, alakjához, korához és méretéhez. A fás zöldfelületek hatékonyan képesek csökkenteni a légszennyező anyagok mennyiségét (Lei et al. 2018). Ez az egyik olyan funkció, ami közvetlenül összekapcsolható az emberi egészségre gyakorolt hatásokkal, és ezáltal akár

monetáris érték is köthető hozzá (Nowak et al. 2014; Fusaro et al. 2017; Sebastiani et al. 2021). Emellett számos egyéb pótolhatatlan funkciót is ellátnak a városokban: csökkentik a hősziget-hatást (Szegedi és Kircsi 2004; Mucsi et al. 2009; Oláh 2011; Unger et al. 2014), a csapadék lefolyásának mértékét, a zajt és egyéb rezgéseket. Szerepük van a levegő átszellőzésében (Fórián és Hagymássy 2009), élőhelyet biztosítanak (Gulyás és Kiss 2007; Hüse et al. 2016), komfortérzetet adnak (Almási 2007). Tömören megfogalmazva moderálják a város negatív hatásait (Heidt és Neef 2008). Radó (2001) gondolatát idézve, a városlakó ember számára a növényzet jelenti az utolsó kapcsolatot a természettel.

Debrecenben ugyan a Nagyerdő pereme a város belterületének a részét képezi, a fás zöldfelületek aránya város egészére nézve még mindig alacsony (7,5%) például Szegedhez (14,3%) vagy Sopronhoz (18,1%) képest (Kiss et al. 2021). Ezzel szemben a nem fás zöldfelületek aránya az említett két városhoz képest magasabb (31,3%).

2.2. Légszennyezettség a városokban

Mára a nagyvárosokban a különféle antropogén tevékenységek nyomán kibocsátott légszennyezés egyre inkább súlyosbodó, globális problémává vált. A tiszta levegő nyilvánvalóan egy esszenciális erőforrása az embernek és minden más élőlénynek. Jelenleg azonban a légszennyezettség az egyik fő kockázati tényező az európai lakosság egészségére és a közvetlen környezetünkre. Habár szerencsére a főbb szennyezőanyagok kibocsátása csökkent 2000 és 2017 között az EU tagállamokban (European Environment Agency 2019), a WHO szerint globálisan minden kilencedik halálozásért a légszennyezettségre visszavezethető szövődmények okolhatóak (WHO 2016). A levegőminőség jellemzően a városi területeken a legrosszabb, ahol alapvetően a lakosság nagyobb része él.

A levegő elszennyeződése a természetes források mellett (vulkáni aktivitás, tengeri só, szélerozió stb.) antropogén hatásoknak is köszönhető (pl. közlekedés, mezőgazdaság, energiatermelés és -felhasználás, ipar, hulladékgazdálkodás). A jellemző földrajzi és meteorológiai viszonyok mellett alapvetően ezen utóbbi tényezők határozzák meg a városi levegőminőséget. Egy modern város levegőjét számos szerves és szervetlen légszennyező gáz, valamint ülepedő és lebegő porszennyezés kombinációja jellemzi. Fontos

tényező az is, hogy városi környezetben a magas épületek és a zárt, keskeny utak nagy aránya legtöbbször akadályozza a légszennyező anyagok hígulását, habár egyes esetekben épp az összeszűkülő utcákon létrejövő csatorna hatás segíti elő az átszellőzést (Mukherjee és Agrawal 2015).

A szilárd részecskék (*particulate matter*, PM) az egyik legnagyobb jelentőséggel bíró légszennyező anyagok. A levegőben 0,001–100 μm közötti aerodinamikai átmérőjű részecskék fordulhatnak elő (Klejnowski et al. 2013). A finom részecskék főként antropogén forrásokból (pl. égési folyamatokból) származnak, míg a durvább részecskék inkább a mechanikai kopás eredményei, valamint a porszemcsék újrászuszpendálásból származnak (Braun et al. 2007). Az ülepedő és a szálló por közti határt a 10 μm jelenti. E felett egyrészt a kiülepedés sebessége jóval gyorsabb azonos körülmények között, másrészt 10 μm alatt a szilárd részecskék emberi szervezetre vonatkoztatott egészségkárosító hatása már nagyságrenddel nagyobb lehet, mint a nagyobb méretű szilárd részecskéké (Ramirez-Leal et al. 2014). Az értekezés a száraz és nedves kiülepedési folyamatok eredményeként a levélfelszínen megkötődött por 2,5–100 μm -es méretfrakciójára irányul.

Debrecenben a közlekedés és a lakossági célú hőtermelés jelenti a légszennyező anyagok kibocsátásának fő forrását. Hajdú-Bihar megyében a közúti gépjárműállomány folyamatos növekedése figyelhető meg. Míg 2010-ben pusztán a személygépkocsik állománya 139.778-at tett ki, ez a szám 2020-ra 186.493-ra nőtt, ami 33%-os növekedés jelent (Központi Statisztikai Hivatal, <https://www.ksh.hu/>). Ez alapján következtethetünk a közlekedésből közvetlen vagy közvetett módon eredő légszennyezésre. Általában a téli időszakban, tehát a fűtési szezonban a lakossági célú hőtermelés légszennyező hatása jelentősebb. Nagyvárosokban a gyakori szennyező anyagok koncentrációját gyakran fix mérőállomásokon monitorozzák (Shiva Nagendra et al. 2021). Számításba kell venni azonban azt, hogy még ha szennyező anyagonként a pillanatnyi és napi átlag koncentráció a vonatkozó egészségügyi határérték alatt is marad, a komponensek közötti szinergikus (erősítő) hatás jóval károsabb lehet az élő szervezetekre. A mérőállomások száma emellett gyakran elégtelen az adott településre vetítve, így nem reprezentatívak a település egészére nézve (Kumar et al. 2015). Debrecenben például az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat keretén belül 3 mérőállomás működik, melyek a városi háttér (Kalotaszeg tér), a külvárosi háttér (Klinikák), illetve a városi közlekedés hatását követik (Hajnal utca).

Mindhárom ponton mérnek PM₁₀-et, emellett csak az egyik állomás rögzít PM_{2.5}-öt is. 2020-ban a PM₁₀ éves átlagos koncentrációja Debrecenben 21–23 µg/m³ közé esett mindhárom mérőállomás esetén, tehát ez alapján a városban belül nincsenek nagy különbségek a portelésben (MFO LRK Adatközpont 2021). Magyar jogszabály szerint (4/2011 (I.14.) VM rendelet) a PM₁₀ koncentrációra az éves határérték 40 µg/m³, míg az Egészségügyi Világszervezet által javasolt maximum érték ennél jóval kisebb, mindössze 20 µg/m³.

A levegő portartalmának nyomonkövetése kapcsán az automata mérőállomásoknak és a biomonitorozásnak is megvannak a maguk előnyei és hátrányai. A fix mérőállomások előnye, hogy az adatok szolgáltatása gyakori és folyamatos, viszont azok csak pontszerűen, az adott állomás közvetlen környezetére vonatkoztatva értelmezhetjük, és a szennyezésközpontok térbeli heterogenitásának a nyomonkövetésére nem alkalmasak. A városi fák leveleire ülepedett por használata indikátorként egy egyszerűbb és költséghatékony alternatíva lehet a levegőminőség vizsgálatához, habár ebben az esetben egyetlen felmérés csak a mintavételezés időpontjában fennálló állapotról nyújt információt (Mukherjee és Agrawal 2015).

2.3. Falevelek, mint bioindikátorok a porszennyezettség felmérésére

A falevelek, a fakéreg, az évgyűrűk, illetve egyes zuzmó- és algafajok a leginkább alkalmazott bioindikátorai a légszennyezettségnek (Puskás et al. 2007; Gonze és Sy 2016; Margitai et al. 2017; Varga et al. 2019). Sűrűn lakott településeken az érzékeny zuzmófajok hiányában bioindikátorként a fafajokat részesítik előnyben (Rai 2016). A fafajok bioindikátorként való alkalmazásáról számos tanulmány készült többek között Indiában (Priyanka és Dibyendu 2009; Roy et al. 2020), Brazíliában (Lima et al. 2000), Lengyelországban (Nadgórska-Socha et al. 2017), Dél-Koreában (You et al. 2016), Nigériában (Ogunkunle et al. 2015), Kínában (Liu és Ding 2008), Iránban (Gholami et al. 2016), Pakisztánban (Achakzai et al. 2017), Indonéziában (Sulistijorini et al. 2008), Romániában (Levei et al. 2021). A vizsgálatok leggyakrabban a levélfelszínen megkötődött por mennyiségére és fémtartalmára, illetve a légszennyezettségi tolerancia indexre irányulnak. A kérdéskör kapcsán nagy számban található szakirodalmi előzményeket, mivel egy globális szinten kutatott témáról van szó.

A levélfelszínen meghatározható por mennyisége alkalmas indikátora az antropogén porszennyezésnek, mivel a szennyezést kibocsátó forrásokhoz (ipari tevékenységekhez vagy városközpontokhoz) közelebb a levegőben megnövekedett porkoncentráció kimutatható a levélfelszínen megkötött por formájában (Hanesch et al. 2003; Rai és Panda 2014; Vince et al. 2014; Simon et al. 2014). A szilárd porrészecskék felhalmozódásának határfoka a levegőben jelenlévő por mennyisége mellett több morfológiai és anatómiai jellemzőtől, főként a levélfelszín felületi karakterisztikájától függ (Esfahani et al. 2013). A pormegkötődés mértékét általánosan növeli a levélfelszín mérete, érdessége, trichómák vagy viasz jelenléte (Singh és Verma 2007; Simon et al. 2014).

A városi zöldfelületek a légszennyező anyagok megkötésével és akkumulálásával csökkentik azok koncentrációját a környezetünkben. Ezek az anyagok viszont antropogén stresszorként nagy mennyiségben negatív hatással lehetnek a növényegyed növekedésére, pigmentációjára és fotoszintetikus aktivitására (Leghari et al. 2014; Bharti et al. 2018; Fusaro et al. 2019). A városi fák általában hamar megbetegszenek, bizonyos koncentráció és expozíciós idő felett látható elváltozások jelentkezhetnek, úgymint csökkenés a levélszámban, levélfelületben, illetve szár- és gyökérhosszban, klorózis, súlyos esetben nekrozis (Joshi és Swami 2007). Az előbbi tünetek könnyen azonosíthatóak, gyakran biokémiai változások előzik meg őket, ami lehetőséget adhat az abiotikus stresszfaktorok korai észlelésére. Erre a célra alkalmas eszköz lehet az APTI meghatározása, ami az adott növényfaj ellenállóképességét fejezi ki a légszennyezettség káros hatásaival szemben (Girish et al. 2017). Ennek következtében a légszennyezettség szintje is becsülhető a helyi fafajok APTI értékeinek vizsgálatával. Ezt az indexet Singh és Rao (1983) alkották meg évtizedekkel ezelőtt, azonban a kutatók csak mostanában kezdték szélesebb körben vizsgálni azt, és javasolni alkalmazását a tájtervezés gyakorlatában. A tanulmányok többsége az ázsiai régiókból származik, ahol a városi vegetáció tudatos rendezésével próbálják csökkenteni az ipari tevékenységből és a közlekedésből származó légszennyező anyagok mennyiségét. Erre a célra a nagy APTI-val rendelkező fajok alkalmasak, míg az alacsony APTI-val jellemezhető fajok inkább bioindikátorként használhatók. Számos korábbi kutatásban vizsgálták az ipar és a város hatásait a helyi vegetáció APTI értékére (Acharya et al. 2017; Hazarika et al. 2018; Alotaibi et al. 2020; Javanmard et al. 2020). Ezen tanulmányok nagy része

Indiából származik, ahol az utóbbi évtizedben igen népszerűvé vált ez a kutatási téma.

Az APTI-t aszkorbinsav-tartalomból, klorofilltartalomból, relatív nedvességtartalomból és pH-ból számítjuk. Az APTI és annak paraméterei a területhasználattól függően változnak, mivel az urbanizáció és az ipari tevékenységek komoly légszennyezőanyag-kibocsátással járhatnak (Simon et al. 2011; Baranyai et al. 2015; Simon et al. 2016). Általánosságban a növényfajok toleranciája növekszik az antropogén hatások következtében városi és ipari területeken. A klorofilltartalom csökkenését kiválthatja kén-dioxid-szennyezés és a levélfelszínre történő porülepedés (Joshi és Swami 2007; Iqbal et al. 2015; Pathak et al. 2015; Molnár et al. 2018). Az aszkorbinsav koncentrációja nő a kipufogógázok és ipari kibocsátások koncentrációjával (Babu et al. 2013; Mukherjee és Agrawal 2015; Gupta et al. 2016; Nadgórska-Socha et al. 2017; Girish et al. 2017). A savas légszennyező anyagok a levélkivonat pH-ját csökkentik (Joshi és Swami 2007; Girish et al. 2017). A nagyobb relatív nedvességtartalom általában segít a fiziológiai egyensúly fenntartásában stresszhatások jelenlétében (Tanee és Albert 2013; Nadgórska-Socha et al. 2017). Az APTI alapján Singh et al. (1991) a növényfajokat érzékeny (*sensitive*), közepesen toleráns (*intermediate*), mérsékelten toleráns (*moderately tolerant*) és toleráns (*tolerant*) kategóriákba sorolják. A kategóriákra vonatkozó APTI határértékek eltérnek lombhullató, örökzöld és lágyszárú fajok esetén.

Fontos kiemelni, az APTI egy meglehetősen egyszerű index, ami pusztán a levélszövet négy biokémiai paramétere alapján von le következtetéseket a növényfaj toleranciájáról a légszennyezettséggel szemben. Ezt az ellenállóképességet az APTI csak általánosítások árán képes számszerűsíteni, és a konkrét légszennyező anyag jelenlétére sem lehet általa következtetni. Az APTI összehasonlítása a fajok között reálisan arról ad információt, hogy a vizsgált paraméterek (aszkorbinsav, klorofill, relatív nedvesség és pH) mennyisége miképp változik faj szinten. Elmondható, hogy épp az egyszerűsége miatt elterjedt ez a módszer, hiszen a fenti változókra valóban hatással van a légszennyezettség, és az index értéke összehasonlítási alapot adhat egyes területek és fajok között.

2.4. Fafajosztályozás városi környezetben

A távérzékelési technológiákat az utóbbi években gyakran használják a vegetáció vizsgálatához, úgymint fás szárú növények esetén egyedszintű vegetációs térképek készítéséhez, mezőgazdasági és erdészeti tervezésekhez, de akár inváziós fajok elleni védekezéshez is (Bekő et al. 2017; Arasumani et al. 2021; Szabó et al. 2021). Általánosságban a városi fasorok, parkok és egyéb zöldfelületek monitorozása és vizsgálata is kulcsfontosságú, hiszen azok a városi környezetben kiemelt ökológiai, tájvédelmi és esztétikai funkciókkal bírnak (Kabisch és Haase 2014). A hazai kutatások során egyébként számos területen, különböző célobjektumok vizsgálatkor is alkalmazzák a távérzékelés eszközeit. Ide sorolható a légyszárú növényzet azonosítása (Burai et al. 2015, 2016), a faállomány-típusok térképezése (Barton et al. 2019), a víztestek elemzése és változásvizsgálata (Szabó et al. 2019, 2020), a tetőfedő anyagok osztályozása (Abriha et al. 2018), az árkos erózióvizsgálat (Phinzi et al. 2021), az aszályvizsgálat (Gulácsi és Kovács 2018), vagy akár a talaj sótartalmának digitális térképezése is (Szatmári et al. 2020). A modern távérzékelési eszközök a klasszikus terepi információgyűjtéshez képest egyértelműen megkönnyítik és lerövidítik főként a nagy területek vizsgálatát, bár valamilyen szintű terepi adatgyűjtésre és validálásra minden esetben szükség van.

Kutatómunkám során pixel-alapú, fajszintű osztályozást alkalmaztam, amely megközelítés az ember által beépített területeken gyakran nehézségekbe ütközhet. Például az egyes növényegyedek spektrális tulajdonsága szorosan összekapcsolódik a levélszövet klorofilltartalmával, aminek eloszlása meglehetősen heterogén lehet ugyanazon fajon belül egyedenként is (Ouerghemmi et al. 2018). Amikor nagy fajszám jellemzi az adott területet, akkor számolni kell a lombkoronák átfedésének hatásával, ami faji szempontból vegyes pixelek kialakulása miatt ugyancsak komoly akadályt jelenthet az osztályozáskor. Azonban ezeket a negatív tényezőket figyelembe véve is, például a multispektrális űrfelvételek használata még mindig idő- és költséghatékony alternatívát jelent a terepi felmérésekkel szemben, főleg város szinten. A kis (általában 3–15) csatornaszámból kiindulva a multispektrális űrfelvételek használatát a fajszintű vegetációosztályozáshoz nem mindig tartják ideálisnak a pontosság szempontjából (Immitzer et al. 2016). Ugyanakkor számos példát találunk a szakirodalomban korábbi kutatásokról, melyek elfogadható (>80%) általános pontosságot értek el multispektrális adat felhasználásával városi fák fajszintű osztályozásakor (Li et al. 2014; Jombo et

al. 2020). Akár mezőgazdasági felméréseket is említhetünk, melyek során természetű növényfajok osztályozását végezték multispektrális felvételek felhasználásával (Rapinel et al. 2015; Natividade et al. 2017).

A növényzet fajszerű osztályozásával leggyakrabban erdők és mezőgazdasági területek faji összetételének vizsgálata során találkozhatunk, de ettől függetlenül ezen kutatások módszerei és eredményei összehasonlíthatók a városi vegetáció osztályozásával is. Hazai kutatások során például a Mecsekben vizsgálták az erdő faji összetételét légi hiperspektrális és lézeres adatok felhasználásával pixelalapon (Bekő et al. 2017; Likó et al. 2021). Tapasztalataik alapján a fenti technológia jól alkalmazható ezen a kutatási területen, illetve az egyes fajokra kapott eredmények önmagukban is jól értelmezhetők. Bozsik et al. (2014) a debreceni Nagyerdő területén végezték el a fajok képosztályozással történő elkülönítését távérzékelte adatokból. Kutatásuk során a legjobb pontosságot a homogén, zárt, egészséges lombkorona esetében érték el. Kifejezetten heterogén összetételű erdőket Deák et al. (2017) osztályoztak a Budai-hegységben. Hiperspektrális műholdfelvétel alapján jó eredményeket értek el kevert osztályok bevonásával.

A felmérések során fontos szempont a megfelelő osztályozó algoritmus kiválasztása is. Érdekes több, különböző osztályozó algoritmust tesztelni, hiszen ezek természetesen azonos bemeneti adat mellett is eltérő eredményt mutathatnak. Továbbá, míg erdős mintaterületek osztályozásakor lehetőség van kisebb térbeli felbontású felvételeket használni, nyilvánvalóan városi területen a nagyméretű pixelek a mesterséges felszínnek jelenléte miatt nagy mértékben keverték lennének. A fajszerű osztályozáshoz ideális pixelméret kapcsán nincs egyhangú vélemény a szakirodalomban. Fassnacht et al. (2016) áttekintő vizsgálatukban felmérték a pixelméret és a spektrális variabilitás közötti összefüggést, és a következő trendet figyelte meg: a levelek méretével és a teljes lombkoronával összevethető szintű pixelméretnél az osztályozás pontossága jobb a kétfoldos közötti, kb. átlagos szintű pixelmérethez viszonyítva. Ez persze meglehetősen nagy általánosítás. Összehasonlításképp, Dalponte et al. (2013) norvégiai mintaterületen boreális erdők fajfajait osztályozták 4 csoportba, hiperspektrális felvételeket használva. Eredményük jelentősen eltért a különböző felbontású felvételektől függően: a 0,4 m-es térbeli felbontású felvétel alapján 90,7%, míg a 1,5 m-es felbontásnál 77,0% volt az általános pontosság.

A fentiek tükrében fontos megjegyezni, hogy nem létezik univerzális, forgatókönyvszerű módszer az alkalmazott ideális osztályozó algoritmus, csatornaszám és osztályszám tekintetében a fajok elkülönítéséhez. Általában alapos tervezés és tesztelés során az adott kutatási körülményekhez kell igazítani az alkalmazott módszereket.

2.5. A levélfelületi index és a porüledés becslése város szinten

A város szintű pormegkötés becsléséhez szükség van a növényborítás mellett az aktív levélfelület bizonyos fokú ismeretére is. Korábbi kutatásokban többen vizsgálták a vegetációs indexekből történő levélfelület becslésének lehetőségét, mivel annak terepi meghatározása rendkívül időigényes és költséges lehet (Eklundh 2003; Kimm és Ryu 2015; Tian et al. 2017; Kokubu et al. 2020). A levélfelületi index (*Leaf Area Index*, LAI) a növény alapterületének 1 m²-ére jutó levélfelület m²-t jelenti, tehát a növényállomány sűrűségét jellemzi. Kifejezhető dimenzió nélküli arányszámként, vagy pedig m²/m² mértékegységben. Leginkább mezőgazdasági és meteorológiai vizsgálatok során használják.

Többen kerestek összefüggést a távérzékelte adatokból származtatott a normalizált vegetációs index (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI) és a terepen meghatározott LAI értékek között. Tian et al. (2017) kínai mangroveerdőkben végeztek el 99 referenciamérést LAI-ra a LAI-2200 Plant Canopy Analyzer készülék segítségével, amely a lombkorona rések arányát veszi alapul a terepen történő LAI meghatározáshoz. Egy WorldView-2 felvétel alapján számítottak 10×10 m-es blokkokra átlagos NDVI-t, ami a terepen mért LAI értékekkel R²=0,779 szinten korrelált. Emellett véleményük szerint a területi sajátosságok, pontosabban a háttér (talaj- és vízfelszín) NDVI értéke miatt a számolt átlagos NDVI alacsonyabb a valós értéknél, és így a LAI is erősen alábecsült lehet.

A kutatómunkám szempontjából egy alkalmasabb megközelítést biztosított Kokubu et al. (2020) modellje. Tokió 23 kerületében vizsgálták 10 helyileg gyakori fafaj alapján az NDVI és a LAI kapcsolatát. A fajok között szerepelt a platánok nemzetsége (*Platanus spp.*), illetve egy juharfaj is (háromerű juhar, *Acer buergerianum* Miq.) is, amelyek kapcsolatot biztosítottak az általam vizsgált fajokkal. Munkájuk során több WorldView-2 és WorldView-3 felvételt egyesítettek az NDVI számításához. A terepen a

LAI-2200 Plant Canopy Analyzer készülék használatával vettek fel referencia LAI értékeket, Tian et al. (2017) módszeréhez hasonlóan. Az így meghatározott LAI faegyedre vonatkoztatva 1,9 és 10,7 között mozgott, összességében átlagosan $5,4 \pm 2,0$ volt. Lombhullás után is végeztek terepi méréseket, hogy az ágak okozta túlbecsülést kiküszöböljék. Végül az eredményük $LAI = 0,1 e^{NDVI/0,179}$ lett, amit a 3.5. fejezetben részletezett módon használtam fel.

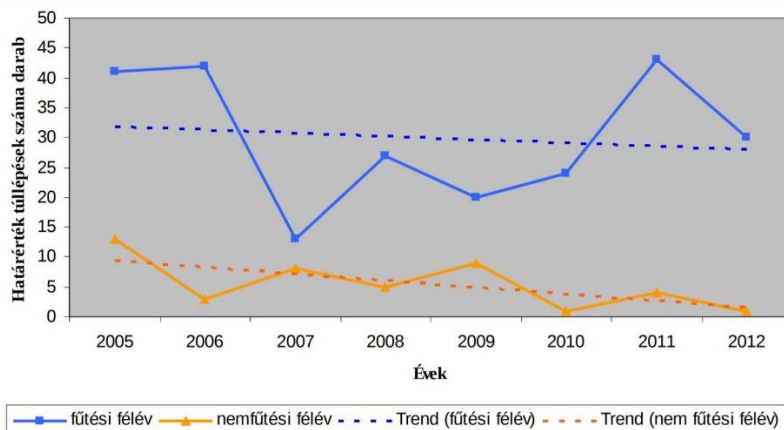
A pormegkötés becslésekor azonban gyakran eltekintenek a faj- és területspecifikus LAI-tól. A szakirodalom alapján a leggyakrabban használt modell az Urban Forest Effects (UFORE). Ezt a számítógépes modellt Nowak és Crane (2000) írta le a városi erdők szerkezetének és funkcióinak számszerűsítése céljából. Az egyik modul (UFORE-D) több légszennyező anyag mellett a PM_{10} kifejezetten városi fákra történő száraz ülepedésének mennyiségét becsüli meg. A bemeneti adatok között szerepelnek aerodinamikai jellemzők, lombkoronajellemzők, meteorológiai adatok és a légszennyező anyagok koncentrációja. Az eredeti koncepciónak a továbbfejlesztett verziója az i-Tree Eco (itreetools.org, utoljára hozzáférve: 2022.01.06.). A modell azonban számos döntő tényezőt nélkülöz, ami által a becslés eredménye meglehetősen megbízhatatlan lehet. Például nem veszi figyelembe a nedves ülepedési folyamatokat, ezáltal bizonyos fokú alábecslésre mindenképp számítani kell. Emellett nagyon fontos kiemelni azt is, hogy nem tartalmaz fajspecifikus bemenő adatokat sem, például a LAI értékét is egységesen 6-nak veszi. Ezen hiányosságok miatt ez a modell csak egy felszínes becslése lehet egy adott település zöldfelületén tényleges megkötődött pornak.

3. Anyag és módszer

3.1. Debrecen bemutatása

Debrecen 201.432 fővel (2019) a második legnépesebb, 462 km²-rel (külterületeivel együtt) a harmadik legnagyobb területű városunk (É 47.5300°, K 21.63917°). Hajdú-Bihar megye lakosságának több mint harmada él itt. A város nagyrészt a Nyírség homokos területén helyezkedik el, de a délnyugati és nyugati kertségek átnyúlnak a Hajdúhát löszös területére. Debrecenen belül nincsenek nagy magasságkülönbségek, a város tengerszint feletti magassága 121 m. Az évi átlaghőmérséklet kb. 10 °C, 22,9 °C évi közepes hőingás mellett. Az átlagos évi csapadék 549 mm, a napsütéses órák száma évi 2000 körül mozog (László et al. 2015; Csorba 2021).

A környező mezőgazdasági területek felől az uralkodó ÉÉNy-i irányú szél időszakosan jelentős mennyiségű port szállít a város felé (Pásztor et al. 2016; Négyesi et al. 2019; Angyal et al. 2021; Major et al. 2021). Ugyan a szántóföldek talajrészecskéink indítási sebességét a szélesebbé csak ritkán éri el, ennél kisebb sebesség is elég a részecskék továbbszállításához (Négyesi et al. 2022). A terület fölé érkező szaharai por is gyakran befolyásolja a levegőminőséget (Dobos et al. 2007; Varga 2020). Ezen kívül fűtési szezonban rendszeresen gyakrabban fordultak elő 24 órás egészségügyi határérték túllépések szálló porra vonatkozóan (*1. ábra*). Az utóbbi néhány évben a porszennyezettség alakulására jótékony hatással volt az enyhébb téli időjárás, az inverziós időszakok ritkulása, és a nyílt téri hulladékégetés korlátozása (Hajdú-Bihar Megyei Kormányhivatal 2020).



1. ábra. A PM_{10} koncentráció 24 órás egészségügyi határérték átlépések száma a Kalotaszeg téren. Forrás: Hajdú-Bihar Megyei Kormányhivatal (2016).

A növényzet általi pormegkötés területi eloszlásának vizsgálata kapcsán, a mintavételi pontok kiválasztásakor fontos szempont volt a várostól északra elhelyezkedő Nagyerdő. Ez az országos jelentőségű védett természeti terület egyben a Natura 2000 hálózat része is. Az erdő állományalkotó őshonos fafaja (az elhelyezkedéséből kiindulva is) a kocsányos tölgy, de összesen mintegy 700–800 növényfajt tartanak itt számon. Az erdő nagy mértékben hozzájárul a levegő természetes tisztulásához, Debrecen tüdőjeként is emlegetik.

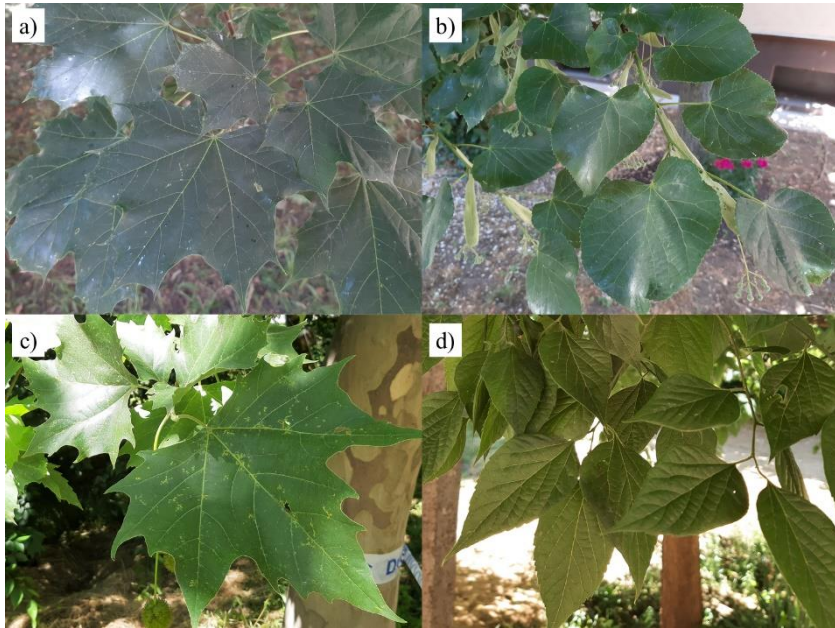
A kutatás tekintetében másik fontos terület a 30 hektár kiterjedésű Debreceni Nyugati Ipari Park. A park területén 2018-ban 74 vállalkozás volt jelen, emellett 58 cég telephelye található a park területével szomszédos övezetekben (Kozma et al. 2020). A park vállalkozásainak több mint kétharmada mikrovállalkozás (10 főnél kevesebb alkalmazott). Tevékenységeik között szerepel többek között az építőanyag-gyártás, épületgépészeti és bútorigipari tevékenységek, komplex gépipari technológiák, szerszámgépek tervezése és gyártása, hulladékfeldolgozás stb. Egy korábbi kutatásban kimutatták, hogy a terület irányából szulfát-tartalmú szilárd részecske szennyezés érte a várost (Angyal et al. 2021).

A városban a porkibocsátás kapcsán említést érdemel a debreceni erőmű, amely a helyi távhőtermelés alapja. Itt a fűtőolaj tüzelése 2020-ban megszűnt, áttértek a kizárólag földgáz alapú energiatermelésre, ami 0,3 t/év csökkenést eredményezett a szálló por kibocsátásában. A légszennyező anyagok kibocsátása egyébként folyamatosan monitorozott az erőmű pontforrásainak

esetében, illetve a kibocsátást légszűrő rendszer kontrollálja (Fehérné Baranyai 2015; Hajdú-Bihar Megyei Kormányhivatal 2020).

3.2. Vizsgált fajok

Előzetes terepbejárások során azonosítottam a Debrecenben utcai fasorként leggyakrabban telepített fajokat. Fontos leszögezni, hogy nyilvánvalóan a kiválasztott fajok mellett sok egyéb fafaj is megtalálható a városban. Azonban az alkalmazott módszerek és a rendelkezésre álló idő tényezője miatt az elhanyagolható egyedszámban előforduló fajokat mellőzni voltam kénytelen a munka során, és a lehető legkisebbre limitáltam a vizsgált fajok számát. Végül 4 fajt választottam ki, ezek a korai juhar, az európai hárs, a közönséges platán és a nyugati ostorfa voltak (2. ábra).



2. ábra. A vizsgált fajok levelei: a) korai juhar, b) európai hárs, c) közönséges platán, d) nyugati ostorfa.

A korai juhar közepes termetű fa, legfeljebb 25 m magas. Levelei jellegzetesek, a platánéhoz hasonlóak, általában 8–22 cm hosszúak, keresztben átellenesek, ötkaréjúak, színük élénkzöld. Mindkét oldalon simák és szőrtelenek. Magyarországon őshonos, alapvetően dombvidéki,

középhegységi faj, de az alföldi területeken is elterjedt. Parkokban gyakran ültetik, utcai fasornak vízigénye miatt nem ideális (Bartha 1999).

Az európai hárs a nagylevelű (*Tilia platyphyllos* Scop.) és a kislevelű hárs (*Tilia cordata* Mill.) természetes, termékeny hibridje. A 17. század elejétől ezt a hárs fajt ültették a leggyakrabban. Kb. 10 cm-es levelei vannak, melyek többnyire szőrtelenek, leszámítva a levélfonák érzugaiban található fehéres levélszőröket. Magasságban tútesz szülein (40 m), de jellemző tulajdonságai a két szülőfaj közt állnak, például a kislevelű hársra jellemző vörösesbarna szőröcsomók az érzugokban jelen vannak, de csak kisebb mértékben (Johnson 2007).

A juharlevelű vagy közönséges platán valószínűleg a keleti (*Platanus orientalis* L.) és a nyugati platán (*Platanus occidentalis* L.) termékeny hibridje, de mások csupán az előbbi faj egy változatának tekintik. Tekintélyes lombos fa, akár 40 m magas. Koronája gyakran több részre oszlik, idős egyedeknél hatalmas kiterjedésű lehet. Kérge összetéveszthetetlen más fáéval, fiatalon szürkés- és világosbarna, majd a hámlásakor sárgás mozaikszerű mintázat alakul ki rajta. A hasonló juharfélék leveleivel ellentétben a juharlevelű platán levelei szórt levélállásúak. 15–20 cm hosszúak, 3–7 karéjúak, kihajtáskor molyhos szőrösek, de a levelek fejlődés közben ezeket a szőröket elvesztik. Közép-Európában parkokban, fasorokban és városi utcákban gyakran telepítik. A légszennyezett környezetet nehezen, az utak sózását egyáltalán nem tűri (Kremer 1995).

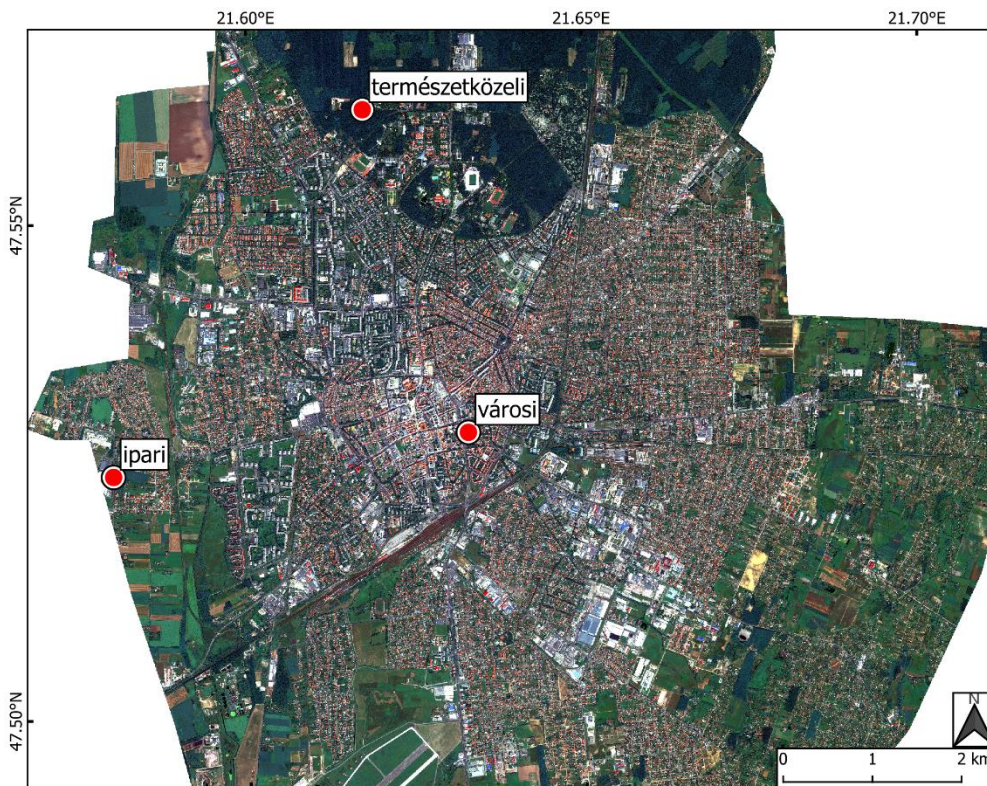
A nyugati ostorfa eredetileg Észak-Amerikában honos, legfeljebb 25 m magas fa. Levelei váltakozó állásúak, 15 cm-esek, tapintásra kemény, durva textúrájúak. Becslések szerint a 19. századtól van jelen Magyarországon, többnyire az Alföldön és a Kisalföldön. Gyakori parkerdőkben és fasorokban. Gyors növekedésű faj, jól viseli a szennyezett levegőjű városi környezetet, az utak sózását, így nem meglepő, hogy a nyugati ostorfa hazánkban a leggyakrabban ültetett sorfa (Bartha és Csiszár 2012).

3.3. Pormegkötés vizsgálata

3.3.1. Levélmintagyűjtés a térbeli különbségek vizsgálatához

2018-ban falevelek által megkötött por térbeli eloszlását vizsgáltam Debrecen három különböző antropogén hatás alatt álló pontján (3. ábra).

Ehhez két fafaj, az európai hárs és a nyugati ostorfa egyedeiről gyűjtöttem falevélmintákat. A mintavételi területek kiválasztásakor a GlobeNet projekt mintavételi módszerét alkalmaztam (Niemelä 2000). Emellett nyilvánvalóan az is fontos szempont volt, hogy a keresett fajok megfelelő egyedszámban legyenek jelen. A városközpontban jelöltem ki a *városi* (É 47,52861°, K 21.63278°), a debreceni Nagyerdő déli peremén a *természetközeli* (É 47,56139°, K 21.61722°), és a város nyugati szélén található ipari park mellett pedig az *ipari* (É 47.52444°, K 21.57972°) mintavételi területet. A természetközeli mintavételi pont mindössze háttér jellegű információt szolgáltatott, hiszen a Nagyerdő területe nem képezte részét a végső munkafolyamatoknak. Mindegyik területen a 2 fafajnak 3-3 egyedéről gyűjtöttem falevélmintát (10–10 db levél) háromszoros ismétlésben a lombkorona külső részéről véletlenszerűen, kb. 1,5 m-es magasságból június 15-én és szeptember 16-án. Fajonként 54, összesen 108 db mintát gyűjtöttem.



3. ábra. A falevélen történő pormegkötés térbeli eloszlásának vizsgálatához kijelölt mintavételi területek Debrecenben.

3.3.2. Levélmintagyűjtés a fajok közti különbségek vizsgálatához

A fajspecifikus pormegkötő képesség vizsgálatához Debrecen északi részén, a Böszörményi út és a Görgey utca közti parkos területen (É 47,55472°, K 21.60944°) gyűjtöttem mintát 2020.07.16-án (4. ábra). Ezen a területen egymáshoz viszonylag közel megtalálható volt mind a négy vizsgált fafaj, és a szomszédos főút forgalma jól reprezentálta a városi porszennyezést. A terület kiválasztásakor emellett fontos szempont volt a korábbi mintavételi tapasztalatok alapján az, hogy a kiválasztott terület a városi és a természetközeli típusú területek közé essen városi porterhelés szempontjából, hogy a kapott eredmények kiterjeszthetők legyenek a város egészére.

A mintaterületen 3–3 korai juhar, európai hárs, közönséges platán és nyugati ostorfa egyedeket jelöltem ki random módon, majd egyenként háromszoros ismétlésben gyűjtöttem falevélmintát a lombkorona külső részéről véletlenszerűen, kb. 1,5 m-es magasságból. Így fajonként 9, összesen

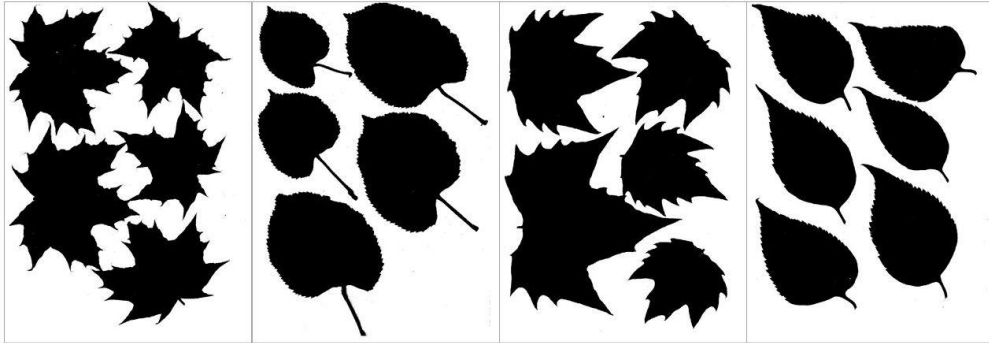
36 mintával dolgoztam. Egy minta levélmérettől függően általában 10 db levelet jelentett.



4. ábra. A fajok közti pormegkötés vizsgálatához kijelölt mintaterület Debrecenben, piros színnel lehatárolva.

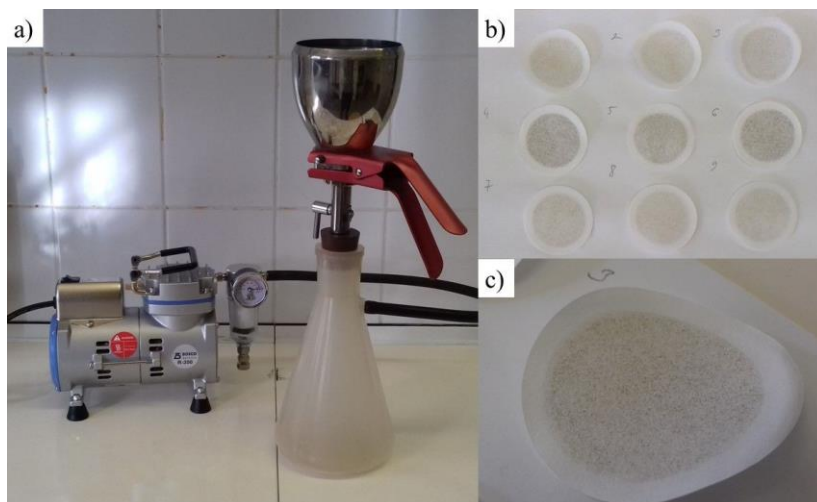
3.3.3. Laboratóriumi mintaelőkészítés és mérés

A levélfelületen megkötődött por méréséhez először a leveleket fekete-fehér módban, 35 megapixel felbontásban beszkeneltem (5. ábra). Három pontos kalibrációt végeztem ismert felületű, nyomtatott fekete négyzetek szkennelésével. A levelek fekete pixeleit számítógépes algoritmussal számoltam meg, és levélfelületet cm^2 -re számoltam át. Ugyan a levélfelület mindkét oldalán kötődik meg por – a levélfonákon kisebb arányban (Baldacchini et al. 2017) –, a pormegkötést egy oldalra vonatkoztattam, hiszen a LAI is alapértelmezetten a növények levelének egy oldalára értelmezendő.



5. ábra. A szkennelt falevelek képei, balról haladva: korai juhar, európai hárs, közönséges platán és nyugati ostorfa.

A levélmintákat 500 ml-es műanyag edényekbe helyeztem, majd 250 ml ioncserélt víz hozzáadása után 10 percig körkörös mozgású, analóg rázógépen (GFL 3015) kevertetem. A levelekről a kapott szuszpenziót a 100 μm lyukátmérőjű szűrőn átszűrtem, majd a művelet megismételtem újabb 50 ml ioncserélt vízzel (Simon et al. 2011, 2014). A kapott 300 ml szuszpenziót ezután vákuumszivattyún (BOECO R-300) szűrtem át (6. ábra). Elsőként egy $\sim 6,5$ μm retenciójú szűrőpapírt (Munktell 392, Ahlstrom) használtam, majd a szűrletet újra átszűrtem egy $\sim 2,5$ μm retenciójú szűrőpapíron (Munktell 391, Ahlstrom), így elkülönítve egy durvább és egy finomabb frakciójú portartalmat. A szűrőpapírok tömegét előzőleg egyenként tisztán lemértem analitikai mérlegen (ME, METTLER TOLEDO), így azokat a felfogott porral újramérve, illetve a tömegeket egymásból kivonva megkaptam a por nettó tömegét. A pormennyiséget a mintánként meghatározott levélfelületre vonatkoztatva adtam meg $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ mértékegységben.



6. ábra. a) A port tartalmazó szuszpenzió szűréséhez használt elrendezés, b-c) a szűrőpapírokon szemmel látható mennyiségű megsűrűt por.

A 2018-ban gyűjtött falevélmintákból meghatároztam az APTI-t, amihez megmértem a levélminták aszkorbinsav-tartalmát, klorofilltartalmát, levélkivonat pH-ját és relatív nedvességtartalmát.

Az aszkorbinsavat (*ascorbic acid content*, AAC) jodimetrikus titrálással határoztam meg. Közelítőleg 2 g levélmintát analitikai mérlegen bemértem, felaprítottam, majd 50 ml ioncserélt vízben homogenizáltam. A kivonatot szűrés után mérőlombikban 100 ml-re töltöttem. Ebből a kivonattól meghatároztam a pH-t digitális asztali pH mérővel (CP-505). Automata bürettával (Titrex, Witeg Labortechnik) háromszoros ismétlésben titráltam a minta 20 ml-es részleteit ~0,0025 mólos jóddal, 1 ml 0,5%-os keményítőoldat mellett. Miután a jód elreagál a jelenlévő aszkorbinsavval, a keményítő molekulák spiráljába épül be, kékre színezve az oldatot. 20 másodpercig megmaradó szín jelzi a titrálás végpontját. Az aszkorbinsavat az alábbi képlet alapján számoltam ki:

$$AAC \left(\frac{mg}{g} \right) = \frac{c_{m.o.} * V_f * M_{AA} * 5}{m_{minta}}$$

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

A klorofilltartalom (*total chlorophyll*, TChl) meghatározásához közelítőleg 0,02 g levélszövetet mértem be analitikai mérlegen. A mintát porcelánmozsárban homogenizáltam néhány csepp 96%-os etanollal. A kioldás hatékonyságának növeléséért késhegynyi kvarchomokot, a klorofill bomlásának késleltetéséért pedig magnézium-oxidot adtam a mintához. 5 ml 96%-os etanollal kvantitatív atmosással az extraktumot centrifugacsövekbe vittem át. A mintákat 3 percig 1500-as fordulatszámra centrifugáltam (IEC Centra MP4). Ezután spektrofotométer (Spekol 11) használatával 653, 666 és 750 nm-en mértem abszorbanciát. Az abszorbancia, vagy más néven extinkció, a mintán áthaladó fény intenzitásának csökkenését jellemzi, és arányos a koncentrációval. A klorofilltartalmat az alábbi képlet alapján számoltam (Németh 1998):

$$\text{TChl} \left(\frac{\text{mg}}{\text{g}} \right) = (2,57 * E_{666} + 23,6 * E_{653}) * \frac{V}{m} * 1000,$$

ahol V az extraktum térfogata, azaz 5 ml,
m a bemért minta tömege (g),
E₆₆₆ a 666 és a 750 nm-en kapott extinkció értékek különbsége,
E₆₅₃ a 653 és a 750 nm-en kapott extinkció értékek különbsége.

A relatív nedvességtartalom (*relative water content*, RWC) méréséhez analitikai mérlegen lemértem az egyes levelek friss tömegét. A leveleket ezután ioncserélt víz alá merítve tartottam 24 órán keresztül, majd újból lemérve őket megkaptam a telített tömegüket. Végül a leveleket tömegállandóságig szárítottam szárítószekrényben 70 °C-on, és lemértem a száraz tömegüket. A relatív nedvességtartalmat a következő képlet alapján számoltam ki:

$$\text{RWC}\% = \frac{FW - DW}{TW - DW} * 100$$

ahol RWC a relatív nedvességtartalom (%),
FW a friss tömeg (*fresh weight*) (g),
DW a száraz tömeg (*dry weight*) (g),
TW a telített tömeg (*turgid weight*) (g).

Végül az APTI számításához használt egyenlet az alábbi volt, Singh és Rao (1983) eredeti jelöléseivel:

$$\text{APTI} = \frac{A * (T + P) + R}{10}$$

ahol	A	az aszkorbinsav-tartalom (mg/g),
	T	a klorofilltartalom (mg/g),
	P	a pH,
	R	a relatív nedvességtartalom (%).

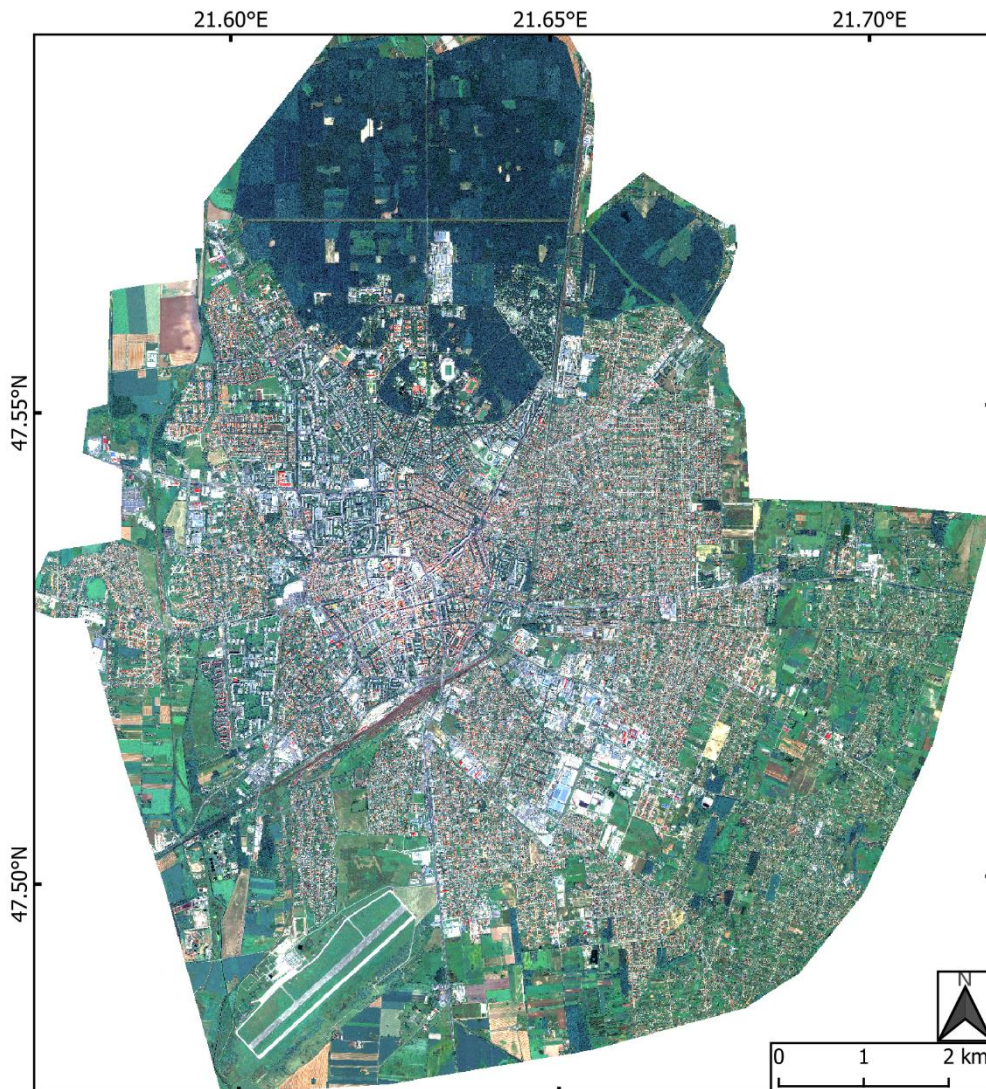
3.4. Képosztályozás

3.4.1. Műholdfelvétel jellemzése, referenciaadatok gyűjtése

A képosztályozáshoz Debrecen területéről a WorldView-2 műhold (DigitalGlobe, Inc., Westminster, CO, USA) által 2016. július 24-én, felhőmentes időszakban készített multispektrális felvételt használtam. A multispektrális szenzor 2 m-es térbeli felbontással 8 csatornán rögzít, ezek az alábbiak:

1. tengerparti kék: 400–450 nm,
2. kék: 450–510 nm,
3. zöld: 510–580 nm,
4. sárga: 585–625 nm,
5. vörös: 630–690 nm,
6. vörösel: 705–745 nm,
7. közeli infravörös 1 (NIR1): 770–895 nm,
8. közeli infravörös 2 (NIR2): 860–1040 nm.

A pankromatikus szenzor térbeli felbontása 0,5 m-es és a 450–800 nm hullámhossz-tartományon működik. A felvételen képesítést hajtottam végre a Gram-Schmidt-féle pansharpening módszerrel (Maurer 2013), amely során a 2 m-es multispektrális csatornák felbontását a pankromatikus csatorna 0,5 m-es felbontására javítottam fel (7. ábra) (Laben és Brower 2000).



7. ábra. A Debrecenről rendelkezésre álló teljes, élesített WorldView-2 felvétel (5,3,2 csatornakombináció).

Terepi adatgyűjtés során összesen 943 darab faegyedet azonosítottam a vizsgált fafajok közül, ezek a felvételen egy-egy pixelt jelentettek az osztályozáshoz (1. táblázat). A pixeleket kategóriánként véletlenszerű kiválasztással osztottam 70%-ban tanító (*train*) és 30%-ban ellenőrző (*test*) csoportokba, amely hasonló mintaméreteknél gyakori felosztási arány (Abdi 2019; Jombo et al. 2020)

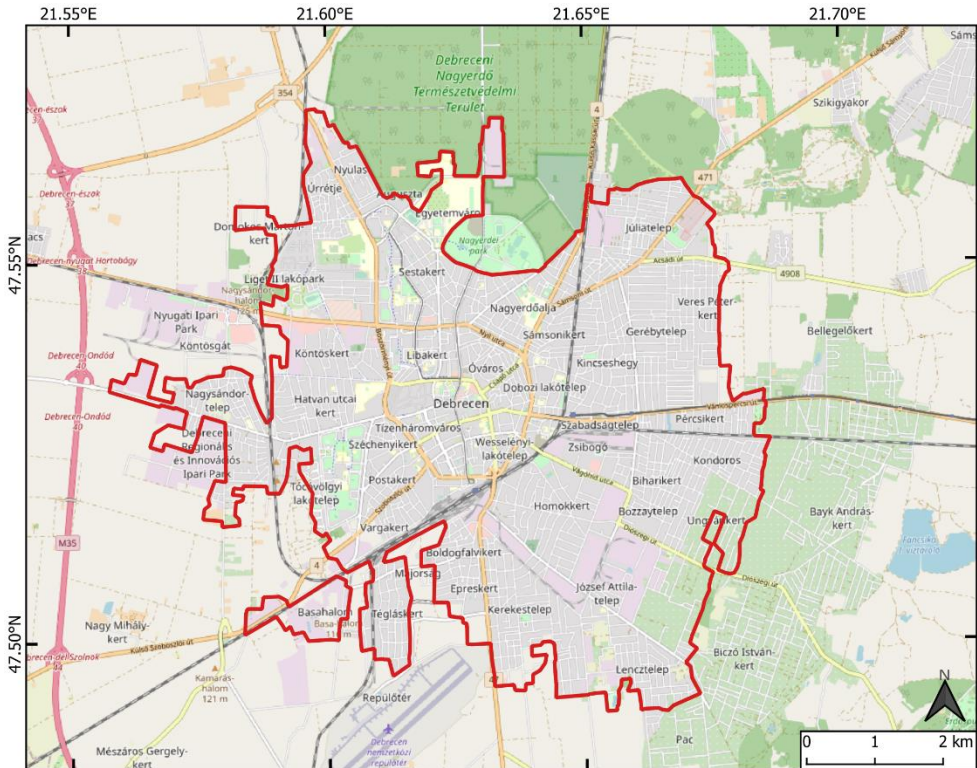
1. táblázat. A felvett tanító és ellenőrző pixelek megoszlása az osztályok között.

Osztály	Pixelszám		
	Tanító	Ellenőrző	Összes
Korai juhar	123	53	176
Európai hárs	186	80	266
Közönséges platán	199	85	284
Nyugati ostorfa	152	65	217
Összesen	660	283	943

3.4.2. Előkészítés, képosztályozás, pontosságvizsgálat

A képosztályozáshoz és minden egyéb térinformatikai feldolgozáshoz az ArcMap 10.4.1 (Redlands, C. E. S. R. I. 2011), a QGIS 3.18.2 (QGIS.org 2022), az R 4.1 (R Core Team, 2021), az ENVI 5.2 és az ENVI Classic 5.2 (Harris Geospatial Solutions, Inc. 2021) szoftvereket használtam.

A vizsgálati terület lehatárolásához a 2018-as CORINE felszínborítás (CLC) adatbázis mesterséges felszínnek kategóriáját vettem alapul. Ebből mellőztem a Nagyerdei park területét, a repülőteret, a lerakóhelyeket és az építési munkahelyeket, továbbá kimaszkoltam a felvételtől a kutatás szempontjából irrelevánsabb külső, távoli városrészeket is (Bellegelőkert, Bayk András-kert, Biczó István-kert, Pac). Az így kapott mintaterület 45,7 km² kiterjedésű lett (8. ábra).



8. ábra. A képosztályozáshoz lehatárolt városrészek Debrecenben pirossal jelölve Open Street Map alaptérképen.

A képosztályozás során a *Maximum Likelihood (ML)*, a *Support Vector Machine (SVM)* és a *Random Forest (RF)* osztályozó algoritmusokat használtam.

Az ML (magyarul legnagyobb valószínűség) az egyik legismertebb hagyományos, statisztikai alapú osztályozó. A képpontokat abba az osztályba sorolja be, ahová az a tanító adatok alapján a legnagyobb valószínűséggel tartozik. Parametrikus módszer, tehát feltételezi a sávok adatainak normáleloszlását. Emiatt mostanra a modernebb nem-parametrikus, gépi tanulási módszereket részesítik a kutatók előnyben (Hartling et al. 2019), habár az ML gyakran képes ezekkel egyenrangú, vagy akár jobb eredményt is adni.

Az SVM (magyarul támasztó vagy tartó vektor gép) módszerét Vapnik (1979) alapozta meg, de a távérzékelésben mint osztályozó módszer csak az utóbbi két évtizedben terjedt el. Az SVM nem-parametrikus, gépi tanulási módszer, amely egy optimális hipersíkkal határolja el egymástól az

osztályokat. Az ehhez legközelebb (a margóján) álló pontok a *support vector-
ok* (Mountrakis et al. 2011).

Az RF (magyarul véletlen erdő) egy döntési fákból álló, gépi tanulási módszer. Random mintavétellel (kb. a teljes adathalmaz 2/3-át használva) az input változók számának a négyzetgyökét bevonva 100-500 db döntési fa alapján kapjuk meg az eredményt. Az osztályozás során abba az osztályba sorolja az algoritmus a képpontot, amely a legtöbb „szavazatot” kapja, tehát amelyet a leggyakrabban kapunk meg a döntési fák eredményeként (Breiman 2001; Belgiu és Dragut 2016).

Az osztályozott felvétel képpontjait a terepi referenciaadatok közül kijelölt ellenőrző pixelekkkel, mint ismert valós adatokkal összehasonlítva pontosságellenőrzést végeztem. Ennek során hibamátrixokat (*confusion matrix*) generáltam, ami a legelterjedtebb hiba-értékelési eljárás (Lark 1995). A módszer az osztályok közötti összefüggésekre, átfedésekre is rámutat, ezáltal külön tudunk értelmezni elállítói pontosságot (*Producer’s Accuracy*, PA) és felhasználói pontosságot (*User’s Accuracy*, UA) (Congalton 2001). A PA a jó kategóriába osztályozott pixelek és az ugyanazon kategóriához tartozó ellenőrző pixelek számának az aránya adja meg. Az UA a jó kategóriába osztályozott pixelek és az osztályozás során az adott kategóriába sorolt összes pixel aránya határozza meg. A PA a helyes osztályból történő kihagyással (*omission*), míg az UA a helytelen osztályba történő besorolással (*comission*) van összefüggésben.

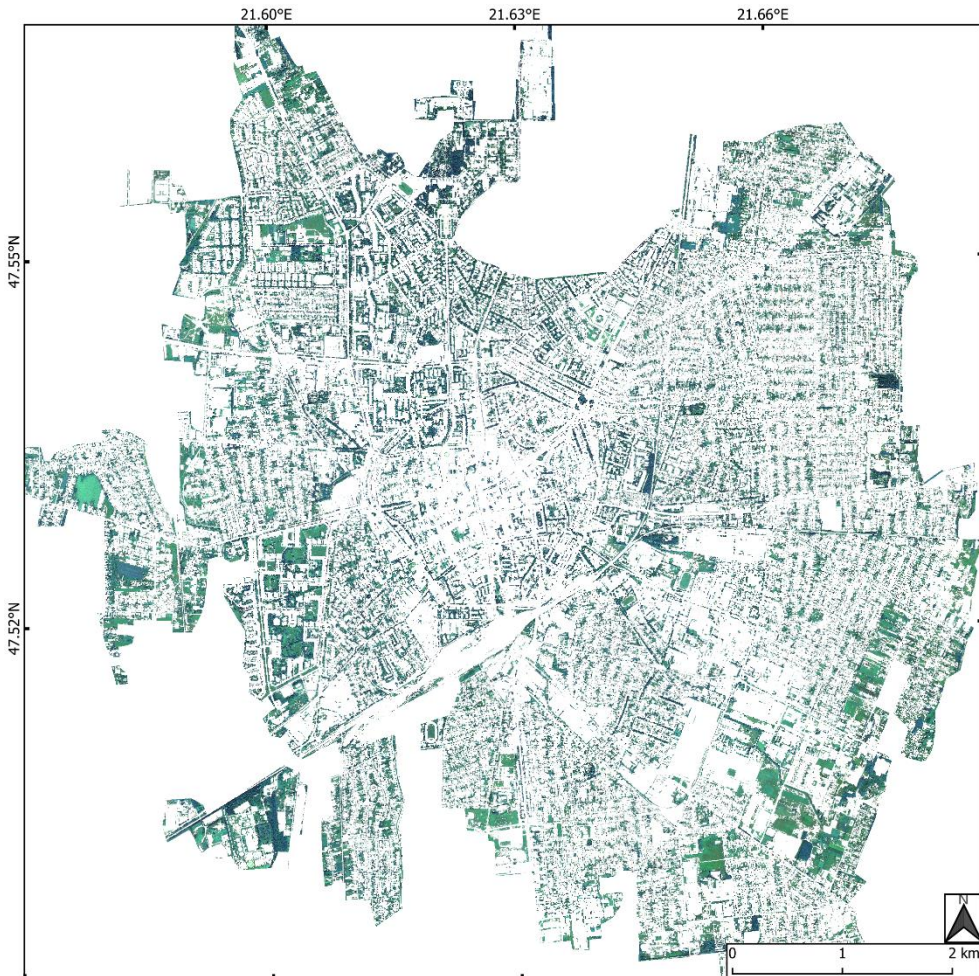
Az osztályozás pontosságát összességében az általános pontosság (*Overall Accuracy*, OA) jellemzi, ez a jól osztályozott pixelek számának, illetve a referencia pixelek számának arányát adja meg. Ugyanerre a célra használatos egy robusztusabb mérőszám is, a kappa együttható (κ), amely azt teszteli, hogy az osztályozás mennyivel jobb egy véletlenszerű kategorizálásnál (McHugh 2012).

Az osztályozott felvételen a vizsgált fafajok által elfoglalt terület pontos meghatározásához szükség volt az egészséges fás szárú növényzet kiterjedésének ismeretére. A következő lépésben tehát a mesterséges felszínek, illetve a fűvel borított felszín kiszűrése történt. Ehhez az alábbi maszkokat készítettem el.

Kiszámoltam a WorldView–2 felvétel csatornái alapján az NDVI-t az alábbi egyenlet alkalmazásával (Rouse et al. 1974):

$$NDVI = \frac{NIR (7. csatorna) - Vörös (5. csatorna)}{NIR (7. csatorna) + Vörös (5. csatorna)}$$

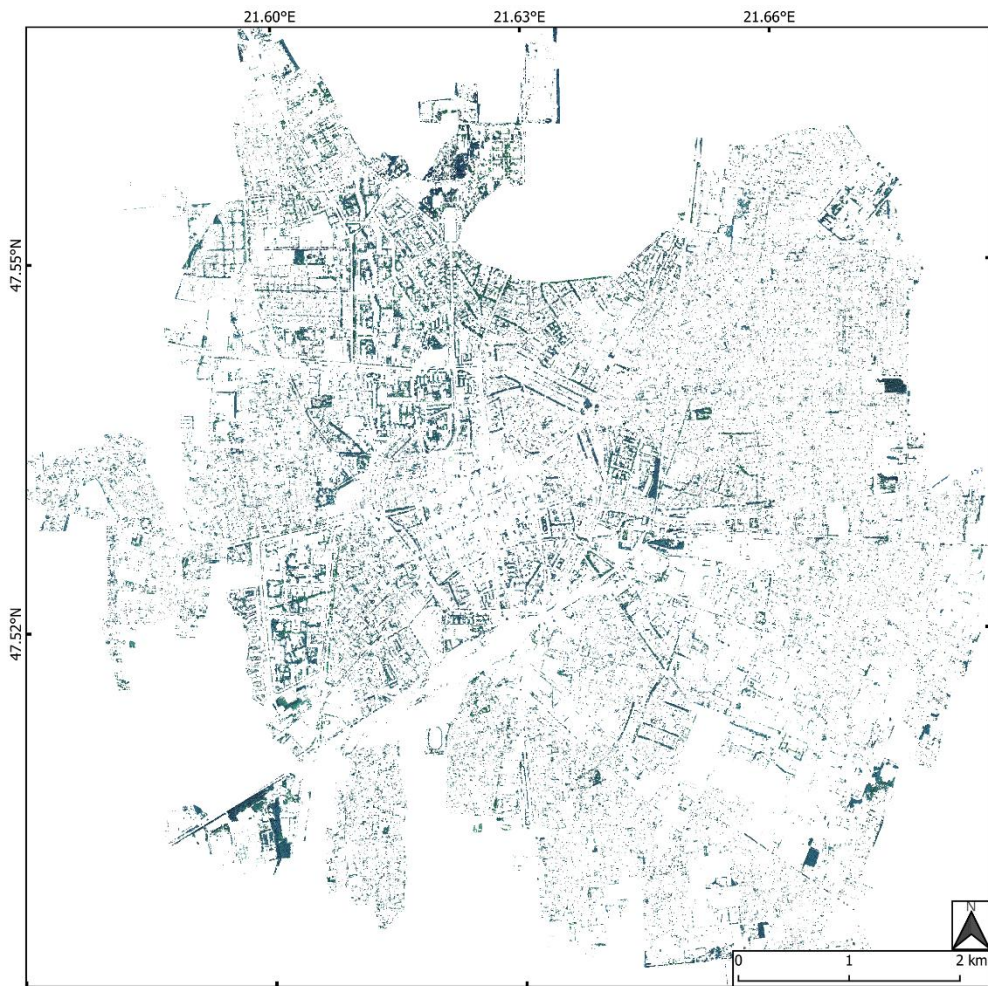
Az NDVI a vegetációs aktivitást fejezi ki, és a növényzet klorofilltartalmával korrelál. A kapott értékeket kielemezve létrehoztam egy olyan maszkot, amivel kiszűrtem az NDVI<0,55 értékű pixeleket, kivonva a további feldolgozásból elsősorban a mesterséges felületeket (útfelület, járda, tető, járművek stb.) és a lágyszárú növényzet egy részét is (9. ábra).



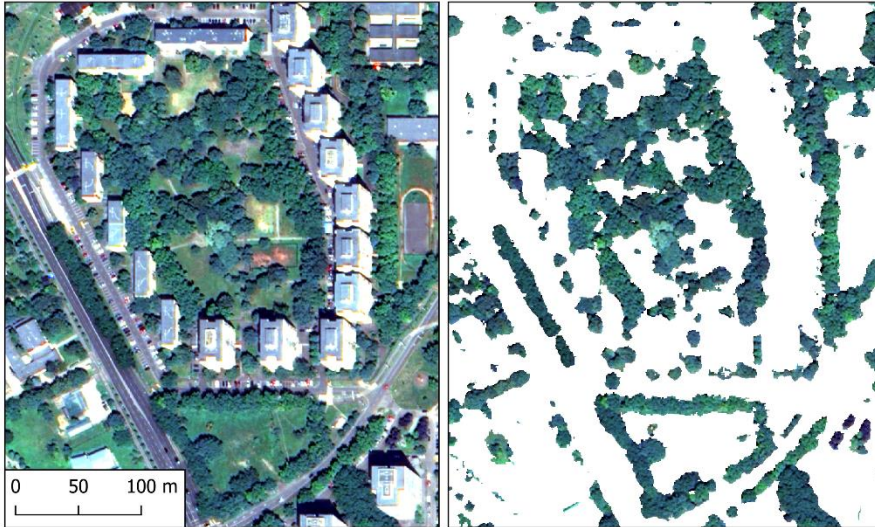
9. ábra. NDVI<0,55 alapján kimaszkolt műholdfelvétel (valós színes felvétel, a fehér szín a kimaszkolt területeket mutatja).

Ezen kívül rendelkezésemre állt a területről egy 0,8 m térbeli felbontású, 2013-ban készült normalizált digitális felszínmodell (nDFM; DE

Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék) is. Mivel ez relatív magassági értékeket tartalmazott a mintaterületről, felhasználásával hatékonyabban tudtam maszkolni a műholdfelvételt a fás növényzetre a lágyszárú növényzet kivonásával. Ez az nDFM felvétel a WorldView-2 felvétellel térben nem fedett át kielégítő mértékben, így azt egy külön lépésben illesztettem a műholdfelvételhez. Ehhez a két felvételen 25 darab, azonos objektumokat jelölő pixeleket választottam ki felszíni illesztési pontokként (*Ground Control Points*, GCP). Ezek segítségével végeztem el ún. kép a képhez illesztést (*Image-to-Image Registration*) elsőfokú polinom használatával, legközelebbi szomszéd átmintázási módszerrel. A transzformált nDFM alapján a képosztályozás kiértékeléséhez újabb maszkot készítettem, mellyel a 2 m-nél kisebb értékű pixeleket szűrtem ki. Ezt a maszkot egyesítettem az NDVI<0,55 feltétel alapján előzőleg elkészített maszkkal (10-11. ábrák). Az így megmaradt pixelek alkotta terület, vagyis a teljes városi mintaterületen belül feldolgozásra kerülő fákkal borított terület végeredményben 6,22 km² volt (a mintaterület 13,6%-a).



10. ábra. Az osztályozott felvétel kiértékeléséhez elkülönített fás szárú zöldfelületek (valós színes felvétel, a fehér szín az $NDVI < 0,55$ és 2 m-es magasság alapján kimaszkolt területeket mutatja).



11. ábra. Részlet az osztályozott felvétel kiértékeléséhez elkülönített fás szárú zöldfelületekről (valós színes felvétel, a fehér szín az $NDVI < 0,55$ és 2 m-es magasság alapján kimaszkolt területeket mutatja).

3.5. Pormegkötés integrálása az osztályozott felvételbe

A pormegkötés és a képosztályozás eredményeinek realiztikus összekapcsolásához szükség volt a pormegkötésben szerepet játszó levélfelület kiterjedésének meghatározására. Enélkül a képosztályozás eredménye pusztán a lombkorona alapterületét jelentené, viszont nyilvánvalóan az aktív levélfelület annál jóval több, és ezt segít pontosítani és számszerűsíteni a levélfelületi index.

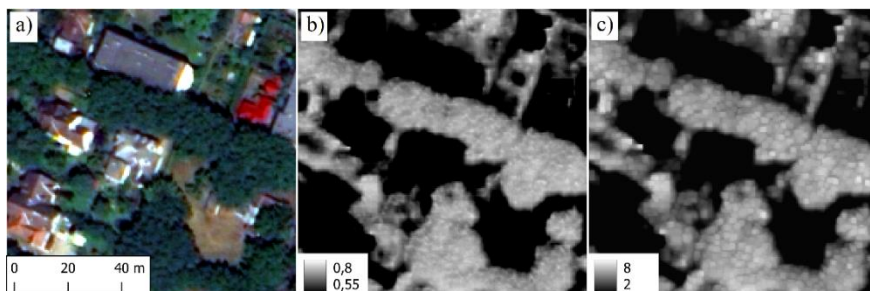
Munkámhoz Kokubu et al. (2020) modelljét használtam, akik ugyancsak WorldView-2 adatokkal dolgoztak városi környezetben. Több modellt is felállítottak különböző paraméterekkel és módszerekkel. A legjobb korrelációt a terepen meghatározott referencia adatokkal abban az esetben találták, amikor a modellt a 3×3 pixeles blokkok maximális NDVI értéke alapján számolták. Az eredményük a következő egyenlet volt:

$$LAI = 0,1e^{NDVI/0,179}$$

Ebben a modellben a LAI értéke $NDVI = 0,8$ felett telítődik, emiatt az $NDVI > 0,8$ értékeket 0,8-ként javasolt értelmezni.

A fenti egyenletet alkalmaztam a levélfelületi index meghatározásához. Előbb minden pixelhez hozzárendeltem a környező pixelek alkotta 3×3 -as

képpont-mátrixból a legnagyobb NDVI értékeket. Ezután a kapott raszteren a 0,8-nál nagyobb NDVI értékeket 0,8-ra maximalizáltam vissza, majd ezek alapján kiszámítottam a LAI-t (12. ábra). A kiindulási NDVI-értékek átalakítása után a 12.c) ábrán észrevehető egy kis mértékű textúrabeli változás.



12. ábra. Kivágat a mintaterületről az elvégzett átalakítások után: a) WorldView-2, b) NDVI, c) LAI.

A pormegkötés térképes ábrázolásához az osztályozott felvétel minden pixelére összeszoroztam az osztályozás során kapott fafaj kategóriákhoz tartozó átlagos pormegkötést a képpontonként kapott LAI értékkel.

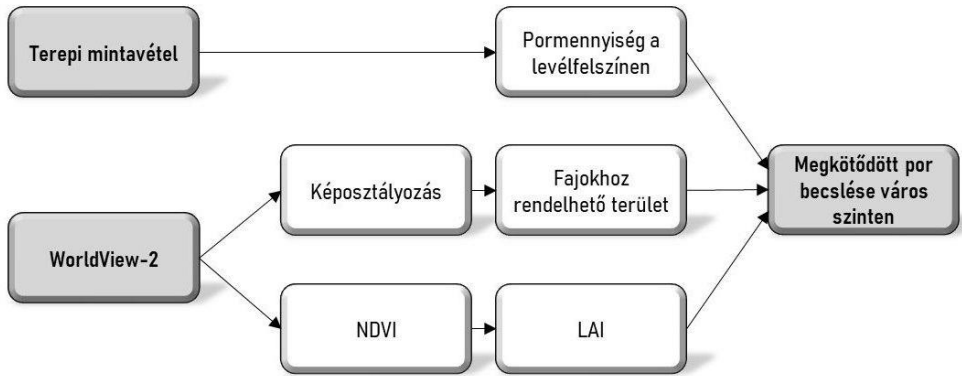
Megbecsültem továbbá a város fás szárú zöldfelületén összesen megkötött pormennyiséget is, amihez az alábbi számítási módszert dolgoztam ki. Elsőként a három osztályozott képet egyenként felhasználva a fafajokra kategóriánként külön maszkokat készítettem. Ezekkel a képekkel maszkolva a LAI képét, kiszámítottam az egyes fafajok területe által lehatárolt pixelek értékeinek átlagát. Ezt a fajra jellemző átlagos LAI-t megszoroztam a korábban meghatározott fajspecifikus pormegkötéssel és a három osztályozási módszerrel nyert, adott faj által borított alapterülettel. Így megkaptam az adott fajra a mintaterületen belül megkötött összes pormennyiséget:

$$PM = LAI * pm * A * 10$$

ahol PM az adott faj összes pormegkötése (kg) a mintaterületen,
 LAI az átlagos LAI,
 pm a fajspecifikus pormegkötés ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$),
 A a faj alapterülete (km^2).

A fenti egyenletben a 10-es szorzó a mértékegység beállításához szükséges. A négy vizsgált fajra kapott pormennyiségeket összeadva adtam egy közelítő becslést a növényzet által pillanatnyilag megkötött

pormennyiségről. Természetesen ez a három osztályozás alapján három különböző becslést jelentett. A kutatás teljes módszertanának főbb lépéseit az alábbi folyamatábrán foglaltam össze (13. ábra)



13. ábra. A kutatás folyamatábrája.

3.6. Statisztikai módszerek

A pormegkötés kapcsán a mérési adatok statisztikai elemzését az IBM SPSS Statistics 21 szoftver segítségével végeztem. Az adatok varianciahomogenitását Levene-tesztel vizsgáltam. A fajok, illetve mintavételi területtípusok közötti különbségeket a pormennyiség és az APTI esetén normál eloszlású adatoknál egyutas varianciaanalízissel (ANOVA) vizsgáltam. A nem normál eloszlású változóknál Kruskal-Wallis tesztet alkalmaztam. Páronkénti összehasonlításához rendre Tukey-tesztet, illetve Mann-Whitney tesztet használtam.

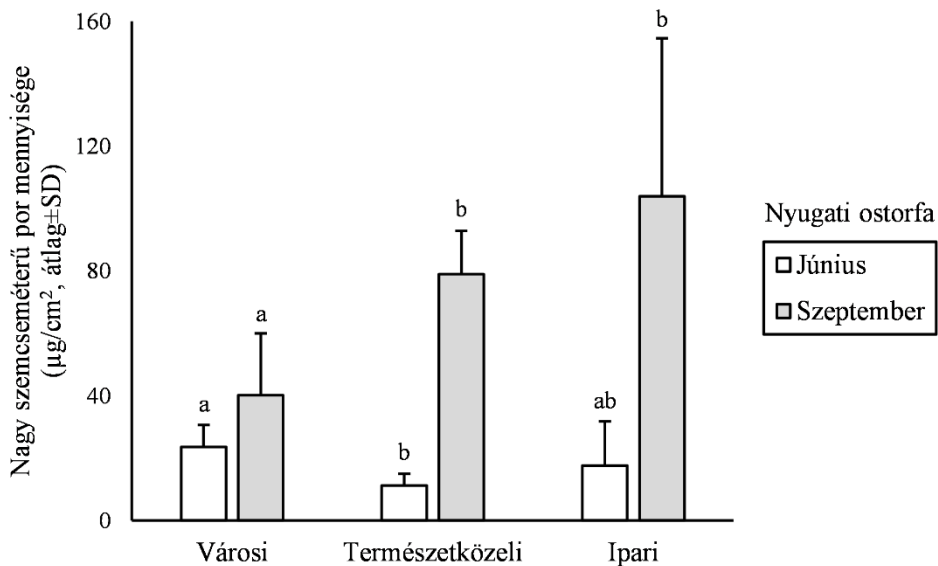
4. Eredmények és értékelésük

4.1. Pormegkötés területi eloszlása

Debrecenben a pormegkötés térbeli eloszlását terepi mintavételek alapján vizsgáltam egy júniusi és egy szeptemberi időpontban, nyugati ostorfa és európai hárs mintákon. Az eredményeket a két mintavételi időpontot párhuzamba állítva hasonlítottam össze a városi, természetközeli és ipari területek között. Mivel a fajok alapvetően eltérő mértékben kötötték meg a porszemcséket a leveleken, és eltérő trendet ábrázoltak a területek között, külön értékeltem ki a nyugati ostorfa és az európai hárs adatsorait. A vizsgálat során meghatároztam egy kisebb (2,5–6,5 μm) és egy nagyobb szemcseméretű (6,5–100 μm) porfrakciót, az összes megkötött port, illetve a két frakció egymáshoz viszonyított arányát. Az alábbiakban az egyes vizsgálati eseteket értékelem ki előbb a nyugati ostorfa, majd az európai hárs kapcsán, végül összesítem a tapasztalatokat.

A júniusi időpontban a nyugati ostorfa levelén meghatározott nagyobb szemcseméretű porfrakció (6,5–100 μm) mennyisége szignifikánsan ($p = 0,007$) eltért a területek között. Páronkénti összehasonlítás alapján a városi területen nagyobb volt a pormennyiség ($p < 0,001$) a természetközeli területtel összehasonlítva, míg az ipari terület pormennyiség alapján az előbbi kettő között helyezkedett el (14. ábra).

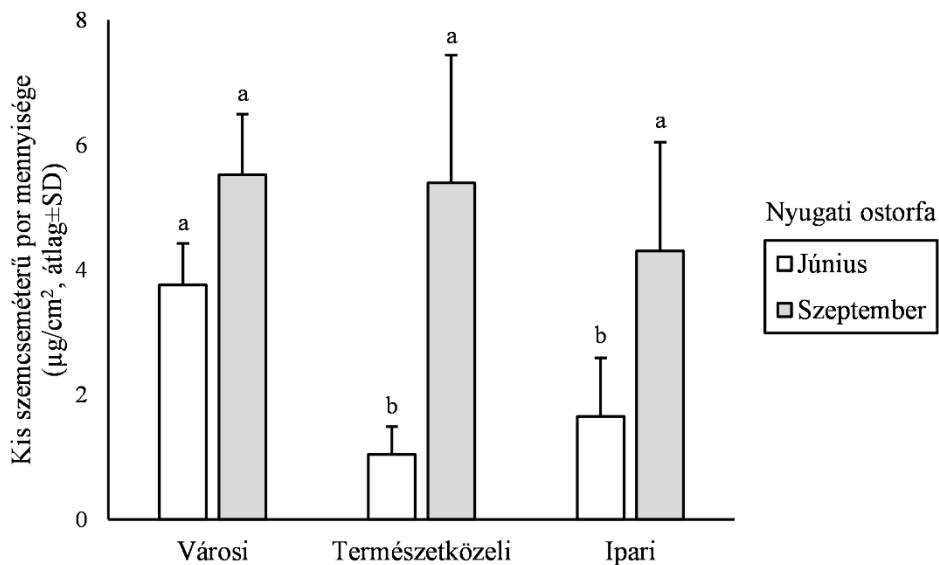
A szeptemberi időpontban is szignifikáns volt a különbség a területek között ($p = 0,001$). Ekkor a természetközeli és ipari területen kiemelkedően megugrott a nagyobb szemcseméretű por mennyisége, így ebben az időpontban a két terület szignifikánsan különbözött a városi területtől (rendre $p = 0,025$ és $p = 0,001$) (14. ábra). Az átlagos pormennyiség minden területen nagyobb volt szeptemberben, mint júniusban. Az egyes levélmintákon meghatározott por mennyisége júniusban 3,6–45,5 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, míg szeptemberben 15,3–203,0 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ között változott.



14. ábra. A nagy szemcseméretű (6,5–100 µm) porfrakció mennyisége a nyugati ostorfa levelein a vizsgált mintaterületeken (a különböző betűjelek a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik az adott hónapra vonatkoztatva).

A júniusi időpontban a nyugati ostorfa levelén meghatározott kisebb szemcseméretű porfrakció (2,5–6,5 µm) mennyisége szignifikánsan ($p < 0,001$) eltért a területek között. Páronkénti összehasonlítás alapján ebben az esetben a városi területen a pormennyiség szignifikánsan nagyobb volt a természetközeli ($p < 0,001$) és az ipari területtől is ($p < 0,001$) (15. ábra).

A szeptemberi időpontban a nagyobb szemcseméretű porhoz hasonlóan a kisebb szemcseméretű porhoz is egy határozott növekedés volt megfigyelhető, a területek azonban nem különültek el egymásról szignifikánsan (15. ábra). Az egyes levélmintákon meghatározott kis szemcseméretű por mennyisége júniusban 0,5–4,6 µg/cm², míg szeptemberben 1,3–8,6 µg/cm² között változott.

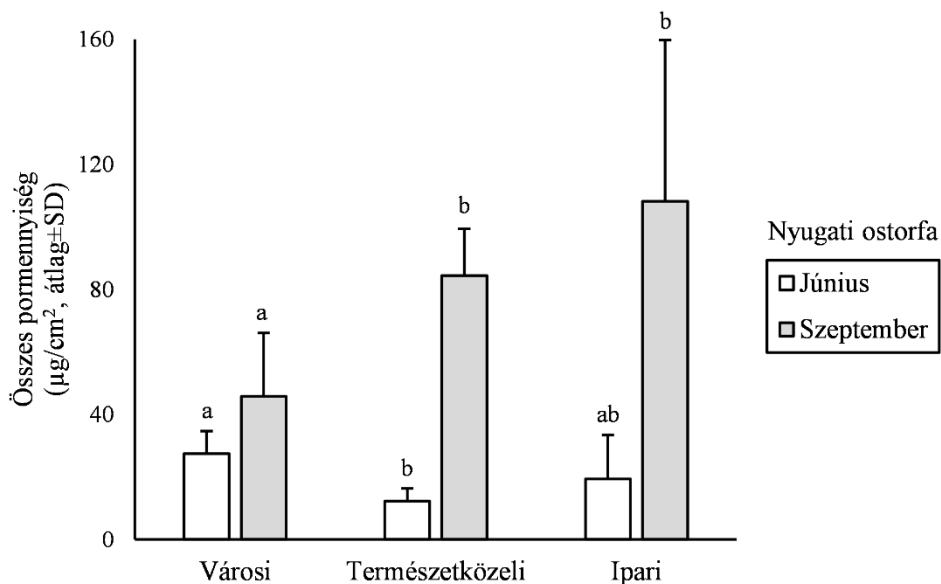


15. ábra. A kis szemcseméretű (2,5–6,5 µm) porfrakció mennyisége a nyugati ostorfa levelein a vizsgált mintaterületeken (a különböző betűjelek a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik az adott hónapra vonatkoztatva).

Az összes pormennyiséget főként a nagyobb méretű frakció határozta meg, így a pormennyiségek trendje azonos volt a nagyobb méretű frakció és az összes por esetében.

A júniusi időpontban a nyugati ostorfa levelén meghatározott összes pormennyiség (2,5–100 µm) szignifikánsan ($p = 0,003$) eltért a területek között. Páronkénti összehasonlítás alapján a városi területen nagyobb volt az összes pormennyiség ($p < 0,001$) a természetközeli területtel összehasonlítva, míg az ipari terület ebben az esetben is az előbbi kettő között helyezkedett el (16. ábra).

A szeptemberi időpontban ugyancsak szignifikáns volt a különbség a területek között ($p = 0,002$). Ekkor a természetközeli ($p = 0,030$) és ipari területen ($p = 0,002$) a megnövekedett összes pormennyiség szignifikánsan különbözött a városi területtől, ami a júniuséhoz képest csak kisebb mértékben növekedett a másik két területhez képest (16. ábra). Az egyes levélmintákon meghatározott összes por mennyisége júniusban 4,7–46,7 µg/cm², míg szeptemberben 19,8–209,7 µg/cm² között változott. Az utóbbi pormennyiséget az ipari területen találtam, és ez volt az összes mintát tekintve a legnagyobb mért érték.

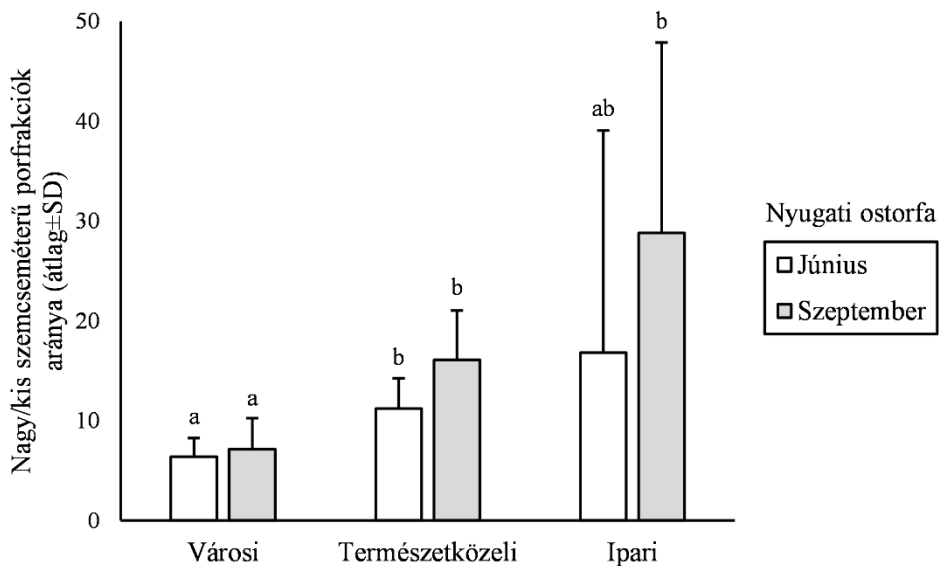


16. ábra. Az összes pormennyiség a nyugati ostorfa levelein a vizsgált mintaterületeken (a különböző betűjelek a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik az adott hónapra vonatkoztatva).

A júniusi időpontban a nyugati ostorfa levelén meghatározott nagyobb méretű porfrakciónak a kisebbhez viszonyított aránya szignifikánsan ($p = 0,033$) eltért a területek között. Páronkénti összehasonlítás alapján ebben az esetben a természetközeli területen az arányszám szignifikánsan nagyobb volt a városi területhez képest ($p = 0,004$) (17. ábra). Habár az ipari területen volt az arányszám átlagosan a legnagyobb, az a másik két területtől statisztikailag nem különbözött jelentős mértékben az értékek kiemelkedő szórása miatt.

A szeptemberi időpontban is szignifikáns volt a különbség a területek között ($p < 0,001$). A városi területen szignifikánsan kisebb volt a porfrakciók egymáshoz viszonyított aránya a természetközeli ($p < 0,001$) és ipari területekhez ($p = 0,002$) képest (17. ábra).

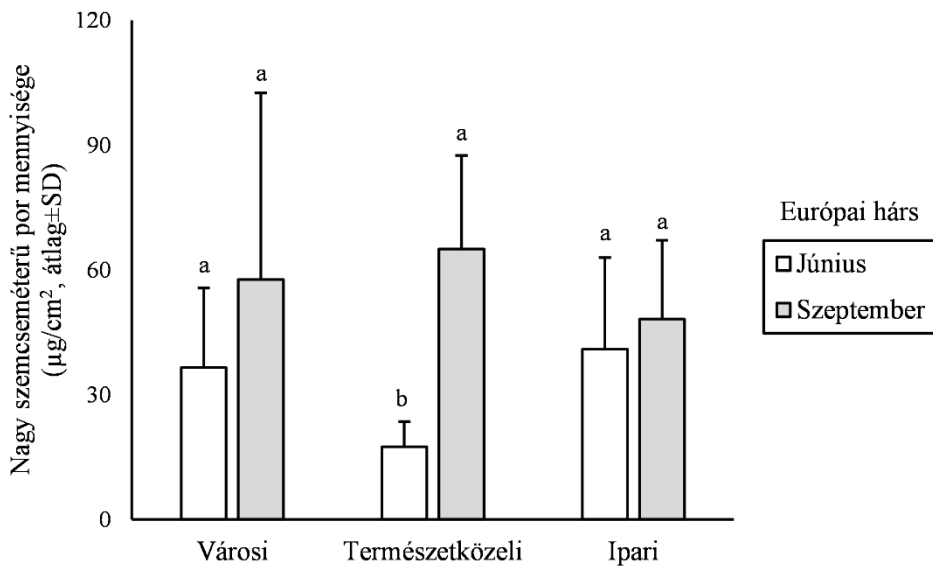
A nyugati ostorfa levelein megkötött porfrakciók egymáshoz viszonyított aránya alapján megállapítható, hogy nagyobb szemcseméretű por mennyisége minden esetben több volt, mint a kisebbé. A legkiegyensúlyozottabb helyzet a városi mintaterületen volt mindkét vizsgált időszakban, tehát itt volt az arányszám a legkisebb.



17. ábra. A nagy és kis szemcseméretű porfrakciók aránya a nyugati ostorfa levelein a vizsgált mintaterületeken (a különböző betűjelek a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik az adott hónapra vonatkoztatva).

Az európai hárs esetében a júniusi időpontban meghatározott nagy szemcseméretű porfrakció (6,5–100 μm) mennyisége szignifikánsan ($p = 0,003$) eltért a területek között. Páronkénti összehasonlítás alapján a természetközeli területen szignifikánsan kevesebb volt a pormennyiség a városi ($p = 0,013$) és ipari területtel ($p = 0,001$) összehasonlítva (18. ábra).

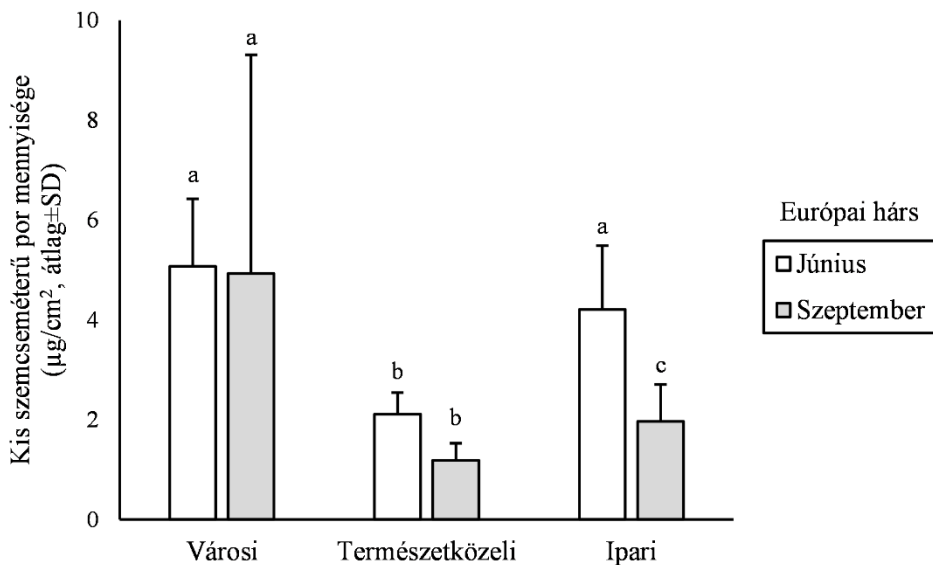
A szeptemberi időpontban olyan formában nőtt a por mennyisége, ami megszüntette a szignifikáns különbségeket, így a területeken közel egyenlő pormennyiségeket kaptam (18. ábra). Az egyes levélmintákon meghatározott nagy szemcseméretű por mennyisége júniusban 7,8–77,1 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, míg szeptemberben 16,4–132,5 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ között változott.



18. ábra. A nagy szemcseméretű (6,5–100 µm) porfrakció mennyisége az európai hárs levelein a vizsgált mintaterületeken (a különböző betűjelek a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik az adott hónapra vonatkoztatva).

A júniusi időpontban az európai hárs levelén meghatározott kis szemcseméretű porfrakció (2,5–6,5 µm) mennyisége szignifikánsan ($p < 0,001$), a nagyobb szemcsemérethez hasonló módon eltért a területek között. A természetközeli területen kevesebb volt a pormennyiség a városi ($p < 0,001$) és ipari területtel ($p = 0,002$) összehasonlítva (19. ábra).

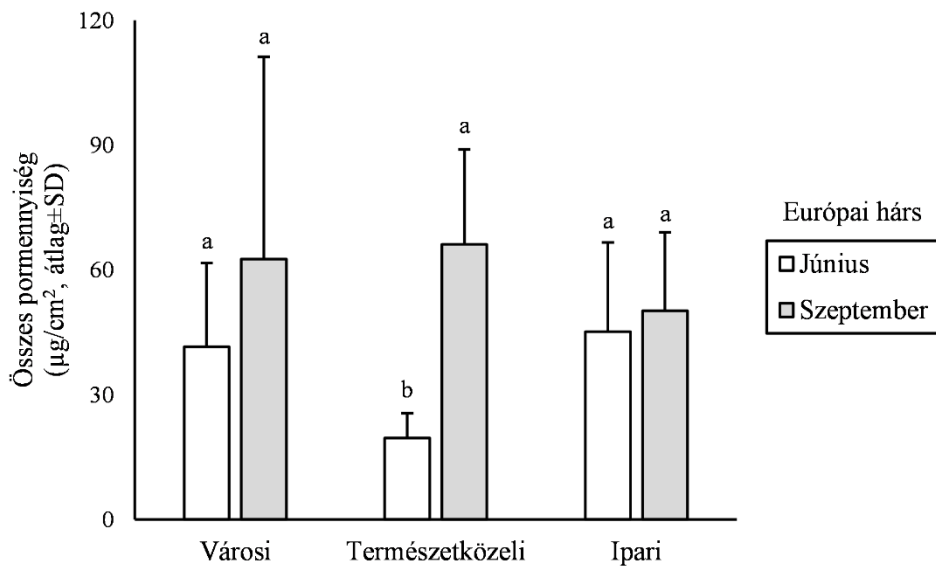
A szeptemberi időpontban azonban a kisebb szemcseméretű por mennyisége alapján a területek teljes mértékben elkülönültek egymástól ($p = 0,001$). A természetközeli területen ekkor is kevesebb volt a pormennyiség a városi ($p < 0,002$) és ipari területtel ($p = 0,021$) összehasonlítva, ám az ipari területen mért por elmaradt a városihoz képest ($p = 0,022$) (19. ábra). Egyedül ebben az esetben nem volt megfigyelhető az egyébként jellemző pormennyiség növekedés szeptemberben. Az egyes levélmintákon meghatározott kis szemcseméretű por mennyisége júniusban 1,5–6,9 µg/cm², míg szeptemberben 0,8–14,9 µg/cm² között változott.



19. ábra. A kis szemcseméretű (2,5–6,5 µm) porfrakció mennyisége az európai hárs levelein a vizsgált mintaterületeken (a különböző betűjelek a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik az adott hónapra vonatkoztatva).

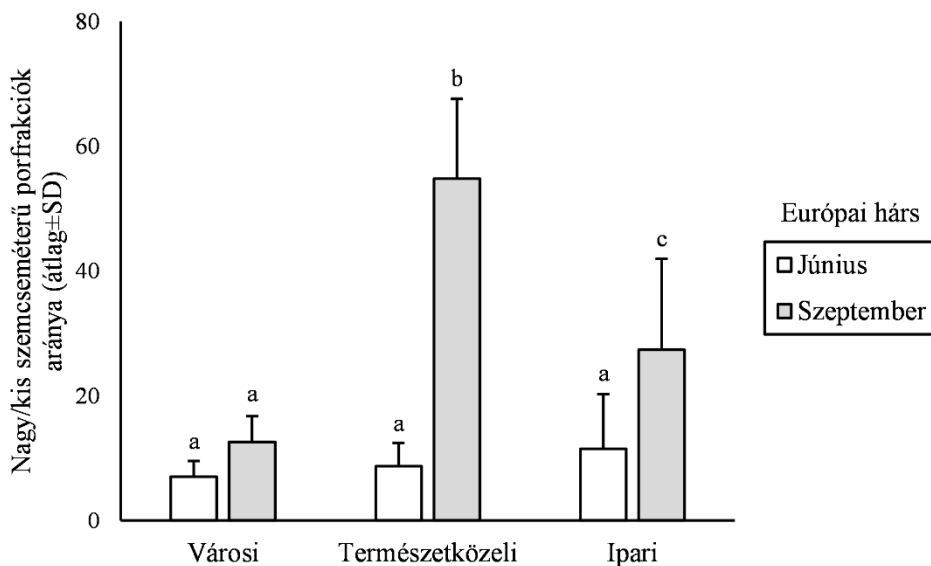
Az összes pormennyiséget ahogy a nyugati ostorfa esetében is, az európai hársnál is főként a nagyobb méretű frakció határozta meg, így az eredmények mintázata ismételten hasonló volt a két esetben. A júniusi időpontban az összes pormennyiség (2,5–100 µm) szignifikánsan ($p < 0,001$) eltért a területek között. Párunkénti összehasonlítás alapján a természetközeli területen kevesebb volt a pormennyiség a városi ($p = 0,005$) és ipari területtel ($p < 0,001$) összehasonlítva (20. ábra).

A szeptemberi időpontban – ismételten a tipikus növekedés mellett – szignifikáns különbség nem volt a területek között (20. ábra). Az egyes levélmintákon meghatározott összes por mennyisége júniusban 10,2–80,2 µg/cm², míg szeptemberben 17,4–141,3 µg/cm² között változott.



20. ábra. Az összes pormennyiség az európai hárs levelein a vizsgált mintaterületeken (a különböző betűjelek a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik az adott hónapra vonatkoztatva).

Végül az európai hárs levelén meghatározott nagyobb méretű porfrakciónak a kisebbhez viszonyított arányát tekintve, a júniusi időpontban nem volt szignifikáns eltérés a területek között (21. ábra). Szeptemberben azonban mindegyik terület között volt különbség ($p < 0,001$). A természetközeli területen szignifikánsan nagyobb volt ez az arány a városi ($p < 0,001$) és ipari területekhez ($p = 0,003$) képest, ezen belül pedig értéke a városi területen volt kisebb az iparival összehasonlítva ($p = 0,009$) (21. ábra). Az európai hárs levelein megkötött porfrakciók egymáshoz viszonyított aránya alapján megállapítható, hogy nagyobb szemcseméretű por mennyisége minden esetben több volt, mint a kisebbé.



21. ábra. A nagy és kis szemcseméretű porfrakciók aránya az európai hárs levelein a vizsgált mintaterületeken (a különböző betűjelek a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik az adott hónapra vonatkoztatva).

A területek összehasonlítását a 2. táblázat foglalja össze az egyes fajok és porfrakciók esetén. Itt feltüntettem a vizsgált területek közül azokat, amelyeken szignifikánsan nagyobb pormennyiséget mértem a többihez képest.

2. táblázat. A városi („V”), a természetközeli („T”) és az ipari („I”) mintaterületek közötti különbségek összefoglalása a fajok pormegkötése alapján. A feltüntetett területeken volt jelen a faleveleken szignifikánsan a legnagyobb mennyiség az adott frakcióból.

Porfrakció	Nyugati ostorfa		Európai hárs	
	jún.	szept.	jún.	szept.
Nagyobb (6,5–100 μm)	V	T, I	V, I	-
Kisebb (2,5–6,5 μm)	V	-	V, I	V
Összes (2,5–100 μm)	V	T, I	V, I	-

Összefoglalva általánosan elmondható, hogy a vizsgált esetek többségében szeptemberre a pormegkötés átlaga a levélfelszínen nagyobb volt a júniusnál. Ez arra utal, hogy a falevelek a vegetációs időszak során

folyamatosan akkumulálják a porszemcséket. Freer-Smith et al. (2005) szerint a csapadéknak nincs jelentős lemosó hatása a levélfelszínen már megkötődött porra. Így esős időszakban is csak csekély mértékű veszteségre számíthatunk a megkötődött por mennyiségében. A szeptemberi pormennyiség növekedésében közrejátszhattak a környező mezőgazdasági területeken, a nyári betakarítási munkákat követő talajművelési műveletek. A lakossági fűtés szeptemberben még nem jellemző olyan mértékben, hogy a pormennyiség növekedése ezzel magyarázható legyen.

A nyugati ostorfa esetében júniusban a városi mintaterületen volt a pormegkötés maximuma mindkét porfrakciónak. A mintaterületek közül a városira volt jellemző a legintenzívebb közlekedés, és Debrecenben a közlekedés a porszennyezés legfőbb forrása. Szeptemberben azonban az előbbtől eltérő volt a pormennyiség mintázata. A városi mintaterületen ekkor kisebb volt az összes megkötött por mennyisége, mint a természetközeli és ipari területeken, mivel a jellemző növekedés júniushoz képest itt nem volt annyira jelentős, mint a másik két területen. Ez utalhat arra, hogy a város külsőbb részei jobban ki vannak téve a városon kívülről érkező hatásoknak, míg a város belseje felé az esetlegesen érkező többlet szennyezés az épületek hatása miatt lelassul, és hamarabb kihullik.

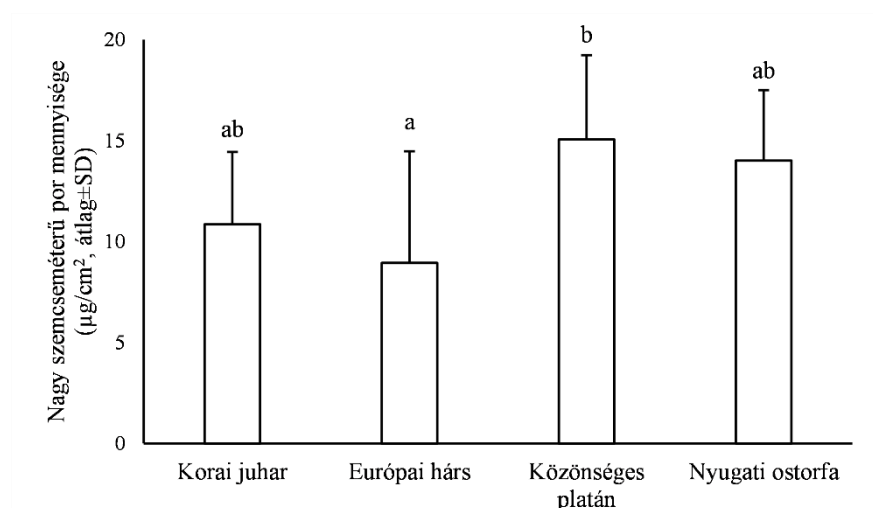
Az európai hárs levelein mért pormennyiségnek általában jelentősebb volt a szórása az egyes területeken belül. Júniusban a városi és ipari mintaterületen volt a pormegkötés maximuma mindkét porfrakciónak, míg a természetközeli területeken ezektől jelentősen kisebb mennyiséget határoztam meg. Szeptemberben az európai hárs esetén csak a nagyobb méretű porfrakció esetén tapasztaltam növekedést júniushoz képest. Emellett ekkor mindhárom területen hasonlónak vált a megkötött pornak ez a frakciója, ami eltér a nyugati ostorfa esetén tapasztalt mintázattól.

4.2. Fajspecifikus pormegkötés

A fajspecifikus pormegkötés vizsgálatához egymáshoz viszonylag közeli, azonos körülményeknek kitett egyedeket mintáztam Debrecen északi részén. Az alábbi eredmények alapján becsültem később az egész mintaterületre vetített pormegkötést. A pormegkötés térbeli eloszlásának vizsgálatához hasonlóan (ld. *4.1. fejezet*), ebben az esetben is a levélfelszínről elmosott pornak két frakcióját határoztam meg, egy kisebb frakciót 2,5 és 6,5

μm között, illetve egy nagyobb frakciót 6,5 és 100 μm között. A kettő összegét, valamint az egymáshoz viszonyított arányát is kiértékeltem.

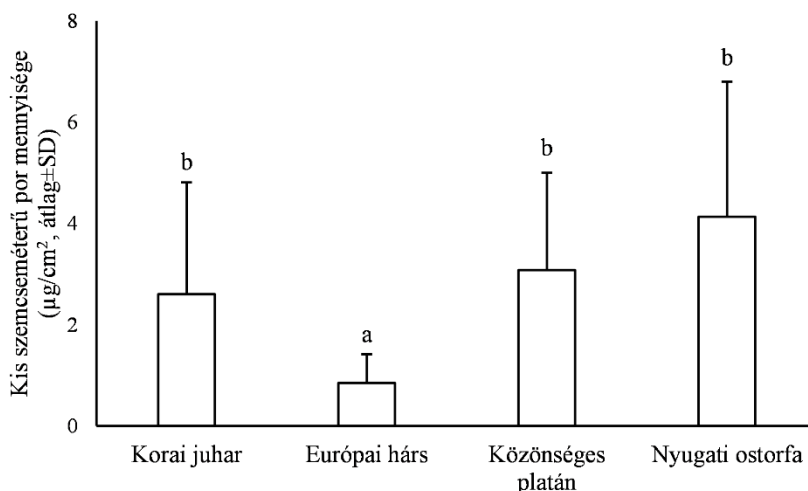
A levélfelszínen megkötött pormennyiség nagyobb frakciója (6,5–100 μm) esetén szignifikáns eltérést ($p = 0,019$) tapasztaltam a fajok között. Páronkénti összehasonlítás során az európai hárs és a közönséges platán különült el szignifikáns mértékben ($p = 0,025$), nagyobb mennyiségű por a platán leveleken volt mérhető (22. ábra). A korai juhar és a nyugati ostorfa a többi fajjal hasonló mértékben kötötte meg ezt a porfrakciót. Ennek a frakciónak a mennyisége a minták összességében a 4,23–23,23 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ tartományban volt mérhető.



22. ábra. A nagy szemcseméretű (6,5–100 μm) porfrakció mennyisége a faleveleken az egyes fajok esetében (a különböző betűjelek a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik).

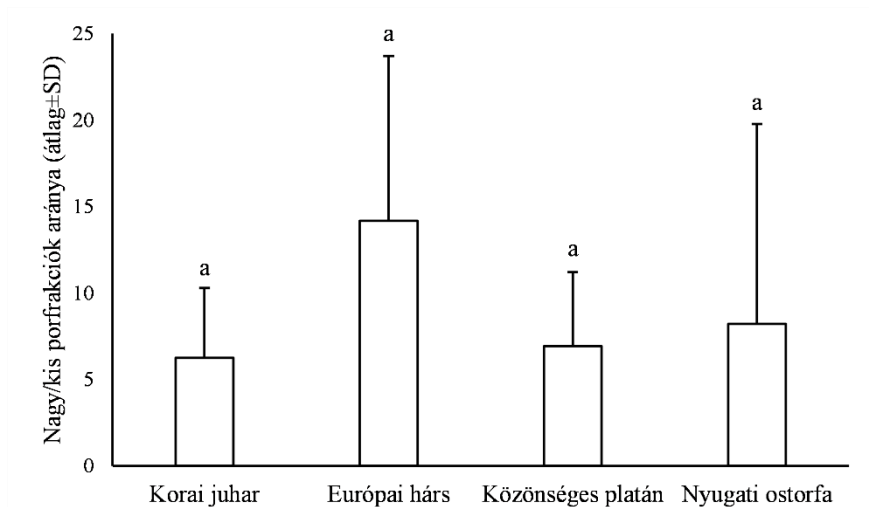
A levélfelszínen megkötött pormennyiség kisebb frakciója (2,5–6,5 μm) esetén szignifikáns eltérést ($p = 0,008$) tapasztaltam a fajok között. Páronkénti összehasonlítás során az európai hárs a korai juhartól ($p = 0,016$), a nyugati ostorfától ($p = 0,010$) és a közönséges platántól ($p = 0,005$) is szignifikáns mértékben elkülönült. Ez utóbbi három faj egymáshoz hasonló mértékben, a hársnál nagyobb mennyiségben kötötte meg a kisebb méretű porfrakciót (23. ábra). Ez a frakció jelentősen kisebb mennyiségben volt jelen a mintákban (0,15–7,89 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$), a nagyobb szemcseméretű porfrakció

mennyisége a minták összességében átlagosan 9-szer több volt, mint a kisebb méretű frakcióé.



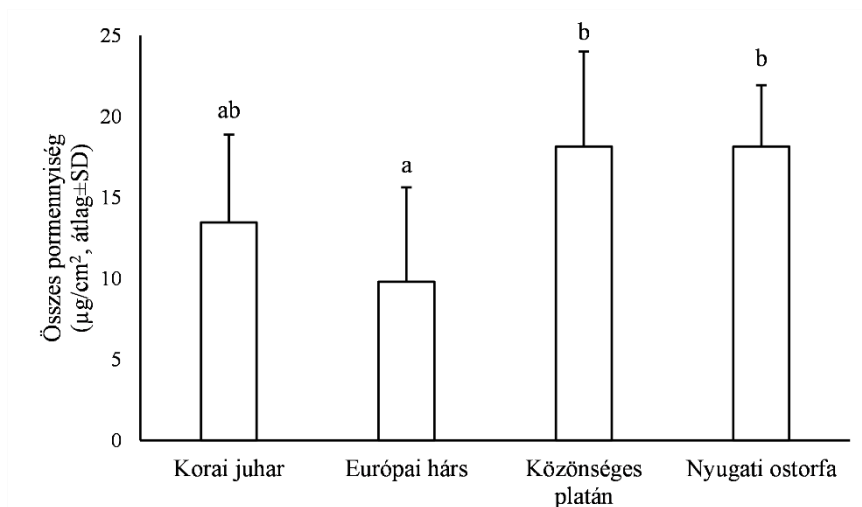
23. ábra. A kis szemcseméretű (2,5–6,5 µm) porfrakció mennyisége a faleveleken az egyes fajok esetében (a különböző betűjelek a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik).

Összehasonlítottam a fajok közt a nagy (6,5–100 µm) és kis szemcseméretű (2,5–6,5 µm) porfrakciók egymáshoz viszonyított arányát is, de szignifikáns eltérést nem tapasztaltam ($p > 0,05$). Ebben az esetben szembevető volt azonban az eredmények nagy szórása főként az európai hárs és a nyugati ostorfa esetében, ami akadályozta az fajok összehasonlíthatóságát (24. ábra). Ennek oka az volt, hogy a nagyobb méretű porfrakció mennyiségének változását nem követte azonos mértékben a kisebb méretű porfrakció. Tehát azokban az ismétlésekben (almintákban), ahol a nagyobb méretű porfrakció megnövekedett mennyiségben volt jelen, azt a kisebb méretű porfrakció mennyiségének növekedése csak kisebb mértékben követte. Például az európai hárs esetében az arányszám szélsőértékei 4,0 és 30,6 voltak. Valószínűleg az eltérés olyan többlet porszennyezésnek és lerakódásnak köszönhető, amelynek összetételében a nagyobb szemcseméretű frakció volt domináns. Tipikusan ilyen jellegű szennyezést okoz például a közlekedés által reszuszpenzált por (útfelszínről a levegőbe történő kiporzás).



24. ábra. A nagy (6,5–100 µm) és kis szemcseméretű (2,5–6,5 µm) porfrakciók aránya a faleveleken az egyes fajok esetében (a különböző betűjelek a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik).

A levélfelszínen megkötött összes pormennyiség (2,5–100 µm) esetében is szignifikáns eltérést ($p = 0,005$) tapasztaltam a fajok között. Az európai hárs pormegkötése volt a legalacsonyabb, páronkénti összehasonlítás során ez a faj a nyugati ostorfától ($p = 0,011$) és a közönséges platántól ($p = 0,011$) szignifikáns mértékben elkülönült. A korai juhar összes pormegkötése hasonló volt a többi fajhoz képest (25. ábra). A legnagyobb pormegkötést a nyugati ostorfa és a közönséges platán mintákon tapasztaltak. Ennek az összes mért pormennyiségnek az átlagos értékeivel dolgoztam később a város szintű pormegkötés becslése során. Összességében a megkötött por mennyisége az egyes mintákon 4,38–29,69 µm/cm² között változott.



25. ábra. Az összes pormennyiség a faleveleken az egyes fafajok esetében (a különböző betűjelek a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik).

A fajok által megkötött pormennyiségek összehasonlítását a 3. táblázat foglalja össze az egyes porfrakciók esetén, feltüntetve azokat a fajokat, amelyek levelén szignifikánsan nagyobb pormennyiséget mértem a többihez képest.

3. táblázat. A vizsgált fafajok közötti különbségek összefoglalása a megkötött pormennyiség tekintetében. A feltüntetett fajok esetén volt jelen a faleveleken szignifikánsan a legnagyobb mennyiség az adott frakcióból

Porfrakció	Faj
Nagyobb (6,5–100 µm)	közönséges platán
Kisebb (2,5–6,5 µm)	korai juhar, közönséges platán, nyugati ostorfa
Összes (2,5–100 µm)	közönséges platán, nyugati ostorfa

A nyugati ostorfa és az európai hárs összes pormegkötésének átlaga a 4.1. fejezetben tárgyalt városi és természetközeli területek átlagai közé helyezhető el, ami igazolja a mintavételi terület kijelölésekor kitűzött követelményemet.

A szakirodalomban csak kevés olyan tanulmány található, amely az általam vizsgált fajokkal folytatott hasonló kutatást. Hrotkó et al. (2021) például Budán vizsgálták a korai juhar egyik változatának (*Acer platanoides* L. ‘Globosum’) pormegkötését. Eredményeik alapján a tavaszi időszakban $6,65\text{--}8,83\ \mu\text{m}/\text{cm}^2$, az őszi időszakban pedig $8,13\text{--}8,18\ \mu\text{m}/\text{cm}^2$ volt a levélfelszínen található teljes pormennyiség, ami nagyságrendileg megegyezik a korai juhar általam meghatározott pormegkötésével.

A jelen munkához hasonló módon Freer-Smith et al. (2005) két különböző retenciójú ($20\ \mu\text{m}$ és $0,45\ \mu\text{m}$) szűrőpapíron szűrték át a falevélről lemosott port tartalmazó szuszpenziót, hogy a finomabb és durvább porszemcséket elkülönítsék. Két brightoni mintaterületen mérték a mezei juhar (*Acer campestre* L.) leveleire kiülepedő port. A nagyobb méretű porszemcsék tömege a leveleken kerekítve a $10\text{--}40\ \mu\text{g}/\text{cm}^2$, finom szemcséké kb. $1\text{--}6\ \mu\text{g}/\text{cm}^2$ tartományban volt, ami egybehangzó a Debrecenben mért pormennyiségekkel.

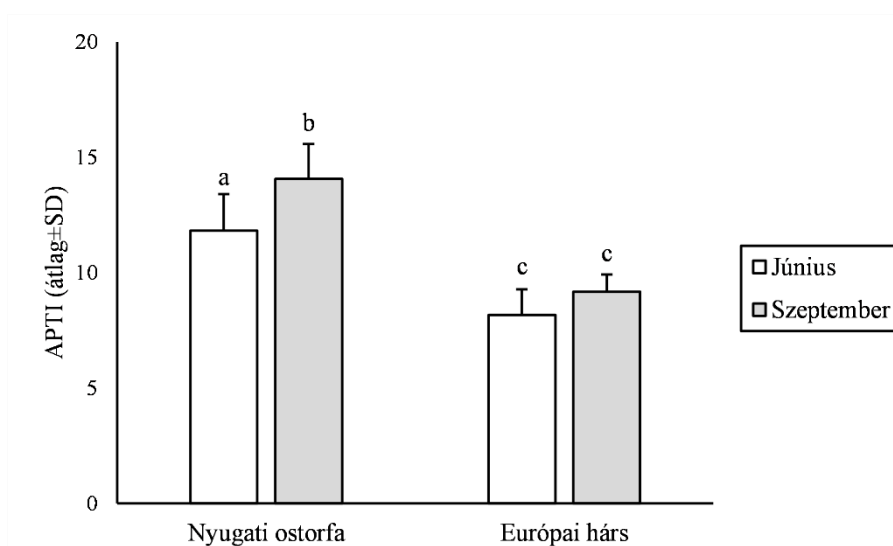
Továbbá több szempontból is igen eltérő adottságok mellett is hasonló pormegkötést tapasztaltak korábban más kutatók. Például Younis et al. (2013) munkájuk során a pakisztáni Multán városában a közönséges füge (*Ficus carica* L.) pormegkötését vizsgálták különböző jellegű antropogén hatások alatt álló mintaterületeken. Májusban és júniusban a városban gyakoriak a porviharok, ezért célzottan ebben az időszakban végezték a mintagyűjtést. A helyileg szennyezettebb környezetben lévő fák pormegkötése is átlagosan kb. $10\text{--}30\ \mu\text{g}/\text{cm}^2$ között volt. Nagyon fontos megjegyezni, hogy az alkalmazott vizsgálati módszerek nem egyeztek meg ebben az esetben. Míg Freer-Smith et al. (2005) az általam is használt rázógépet alkalmazták, Hrotkó et al. (2021) pedig ultrahangos rázatást, addig Younis et al. (2013) a pakisztáni kutatásuk során az előbbiekkal ellentétben a levelekről szárazon, ecsettel távolították el a lerakódott port. Legjobb tudomásom szerint nincs szakirodalmi adat a két módszer hatékonyságának összehasonlítása kapcsán, de a fent jellemzett adatok alapján elképzelhető, hogy az ecsetes módszer hozama mérsékeltebb.

4.3. APTI

A levélminták alapján meghatározott APTI eredményeket a két fafaj esetén két mintavételi időszakban (tehát összesen 4 esetben) hasonlítottam össze a területtípusok között. Három esetben – a nyugati ostorfa esetén

mindkét hónapban, illetve az európai hárs esetén szeptemberben – nem volt eltérés a területtípusok között. Egyedül júniusban, az európai hárs mintákból meghatározott APTI tért el a területek közt szignifikánsan ($p = 0,021$). Ebben az esetben a legkisebb APTI-t a természetközeli területen határoztam meg, ettől páronkénti összehasonlítás során szignifikáns mértékben ($p = 0,018$) eltért az ipari terület, ahol a legnagyobb értékeket találtam.

Emellett elvégeztem a 4 csoport (két faj a két időpontban) összehasonlítását is, átlagolva az összes vizsgált terület eredményét, és szignifikáns ($p < 0,001$) eltéréseket találtam (26. ábra). A nyugati ostorfa APTI-ja júniusban és szeptemberben is szignifikánsan nagyobb volt, mint az európai hársé mindkét hónapban. Továbbá, a legnagyobb APTI-t az ostorfa esetén mértem szeptemberben, ez a júniusi párjától is szignifikánsan különbözött. Az európai hárs esetén ellenben nem volt a két időpont között jelentős eltérés, habár az átlag valamelyest nagyobb volt szeptemberben, mint júniusban.



26. ábra. A vizsgált fajok átlagos APTI értéke a két időpontban (a különböző betűjelek a szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket jelzik a teljes adatsorra).

Singh et al. (1991) kategorizálása alapján egy lombhullató faj 14-es APTI alatt tekinthető érzékenynek a légszennyező anyagok jelenlétére, míg 15 és 19 közötti APTI-ja van a közepesen toleráns fajoknak. Továbbá, 24-ig s mérsékelten toleráns, 24 felett pedig a toleráns kategóriák foglalnak helyet.

Ezek alapján mindkét faj az érzékeny kategóriába volt sorolható, habár meg kell jegyezni, hogy a nyugati ostorfa esetén a szeptemberben tapasztalt APTI értéktartománya (12,0–16,4) valójában már átnyúlik a közepesen toleráns kategóriába. Elmondható, hogy az APTI alapján mindkét faj alkalmas bioindikátornak tekinthető, és a levegőminőség romlását várhatóan jelezni képesek.

Elgondolkodtató az a tény, hogy a köztudottan szívós, ellenálló nyugati ostorfa az APTI alapján légszennyezettségre érzékeny fajnak minősült. Ahogy azt a lentebb szakirodalmi példákkal is bemutatom, az APTI viszonylag alacsony értéke a levegőminőség jóságára is utalhat. Debrecen 2020-ban az összesített légszennyezettségi index alapján „jó” minősítést kapott. Ezek alapján kérdéses lehet, hogy az APTI viszonylag kis légszennyezettséggel jellemezhető területen is képes-e jelezni a faj toleranciájának fokát. A szakirodalomban ettől függetlenül az APTI alkalmazására számos ajánlást találhatunk, így az APTI vizsgálatát érdemesnek tartottam arra, hogy az értekezés részét képezze.

A növényfajok APTI-ja légszennyező anyagok jelenléte mellett különbözőképp változhat. Indiában többen is vizsgálták gyárak, erőművek hatását a környező növényzet toleranciájára. Babu et al. (2013) például 7 fás szárú növényt vizsgáltak egy kontroll- és egy cementgyárral szomszédos mintaterületen. A fajok közül 6 esetében nagyobb volt az APTI a szennyezett minősítésű területen a kontroll területhez képest. Hariram et al. (2017) hasonló kutatást végeztek hőerőművek hatását vizsgálva 8 fafajjal. Tapasztalatuk alapján a fajok APTI értékeiben 2,8–10,3%-os növekedés volt megfigyelhető a szennyezett területen a kontroll területhez viszonyítva. Az APTI növekedését a fenti két tanulmányban az antropogén eredetű légszennyező anyagok jelenlétének tulajdonították, mivel az befolyásolhatja a levélszövet aszkorbinsav- és klorofilltartalmát. Ellenben a jelen kutatásban, Debrecenben egy kivétellel nem találtam olyan esetet, amikor a vizsgált területek elkülönültek volna egymástól. Mint korábban említettem, a júniusi európai hárs levelek alapján meghatározott APTI az ipari területen volt a legnagyobb, ami egyetértésben van a szakirodalmi tapasztalatokkal. A többi esetben a területek egymástól nem különböztek, ez alapján a területek egyikén sem volt romlás a levegőminőségben, ami indokolta volna az APTI növekedését. A fajok átlagos APTI értékének növekedése szeptemberben párhuzamba állítható a levélfelszínen megkötött por megnövekedett mennyiségével (ld. *4.1. fejezet*),

azonban miután az APTI értékét számtalan egyéb környezeti tényező is befolyásolhatja, kimondottan ok-okozati összefüggést nem megengedett feltételezni a kettő között.

4.4. Fafajok osztályozása

A fajok osztályozásánál az *általános pontosság* az ML osztályozás esetén volt a legnagyobb (81,27%), amelyet az SVM (74,91%) és végül szorosan az RF osztályozás pontossága (74,56%) követett (4. táblázat). Osztály szinten már kissé árnyaltabb volt a kép: az *előállítói pontosság* a korai juhar (83,02%) és a nyugati ostorfa (92,31%) osztályozásakor nagyobb volt az ML módszerrel, mint az SVM (rendre 52,83 és 81,54%) és az RF (rendre 58,49 és 83,08%) esetén. Az európai hársnál és a közönséges platánnál ekkora eltérés nem volt az osztályozási módszerek között (legfeljebb 8,2% különbség az előállítói pontosságban). A *felhasználói pontosságot* tekintve éppen ez utóbbi két faj esetén volt különbség az osztályozók között. Az európai hársnál és a közönséges platánnál a felhasználói pontosság az ML osztályozóval volt a legnagyobb (86,96, illetve 90,41%) a SVM (rendre 75,32 és 77,66%) és RF (rendre 76,06 és 75,79%) eredményéhez képest. A másik két fajnál, a korai juharnál és a nyugati ostorfánál az eltérés mérsékeltebb volt a módszerek között (legfeljebb 2,3% különbség a felhasználói pontosságban).

Mindhárom osztályozó esetén a leggyengébben osztályozott faj a korai juhar volt. Az előállítói pontosság az SVM és az RF módszerekkel 60% alatt maradt, tehát a korai juhar referenciapontok nagy arányban lettek más osztályba sorolva. Emellett a felhasználói pontosságot alapján látható, hogy az mindhárom osztályozás esetén a korai juharnál volt a legkisebb, 70% alatt. A hibamátrixokat elemezve elmondható, hogy a korai juhar osztályába aránylag sok referenciapont lett sorolva tévesen a többi faj pontjai közül.

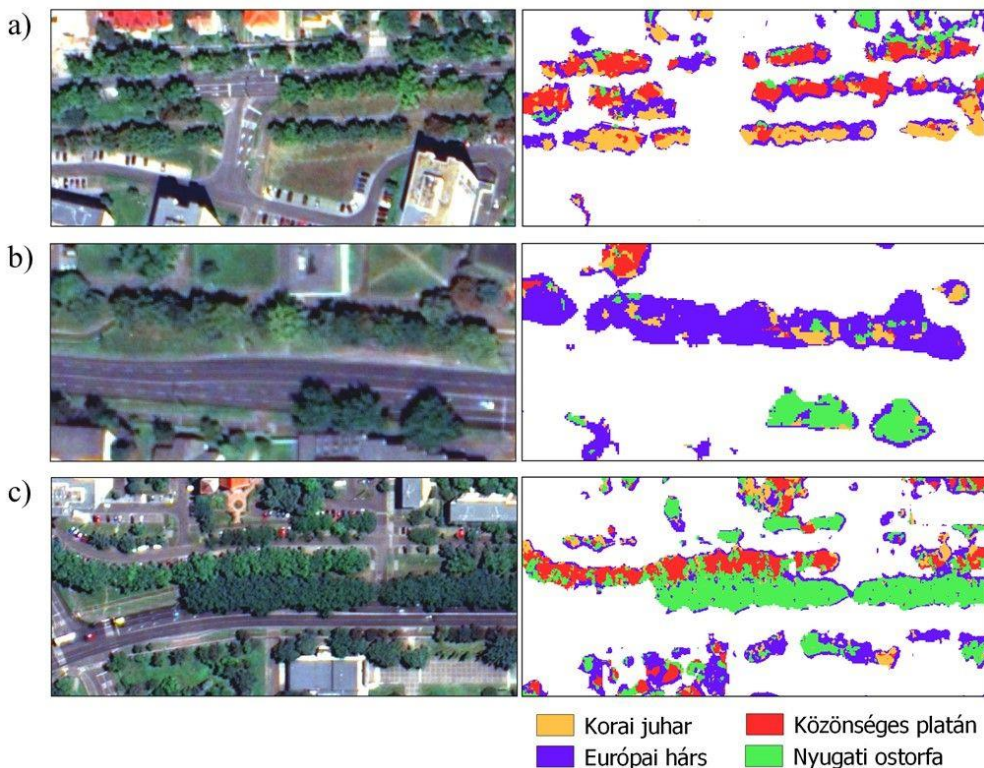
4. táblázat. A különböző módszerekkel osztályozott WorldView-2 felvétel hibamátrixai (PA = elállítói pontosság, UA = felhasználói pontosság, OA = általános pontosság; osztályok: 1 – korai juhar, 2 – európai hárs, 3 – közösséges platán, 4 – nyugati ostorfa).

ML	Referencia		1	2	3	4	Össz.	UA
	Osztály							
	1		44	8	12	1	65	67,69
	2		4	60	2	3	69	86,96
	3		2	4	66	1	73	90,41
	4		3	8	5	60	76	78,95
	Referencia össz.		53	80	85	65	283	
	PA		83,02	75,00	77,65	92,31	OA	81,27

SVM	Referencia		1	2	3	4	Össz.	UA
	Osztály							
	1		28	6	4	3	41	68,29
	2		10	58	2	7	77	75,32
	3		10	9	73	2	94	77,66
	4		5	7	6	53	71	74,65
	Referencia össz.		53	80	85	65	283	
	PA		52,83	72,50	85,88	81,54	OA	74,91

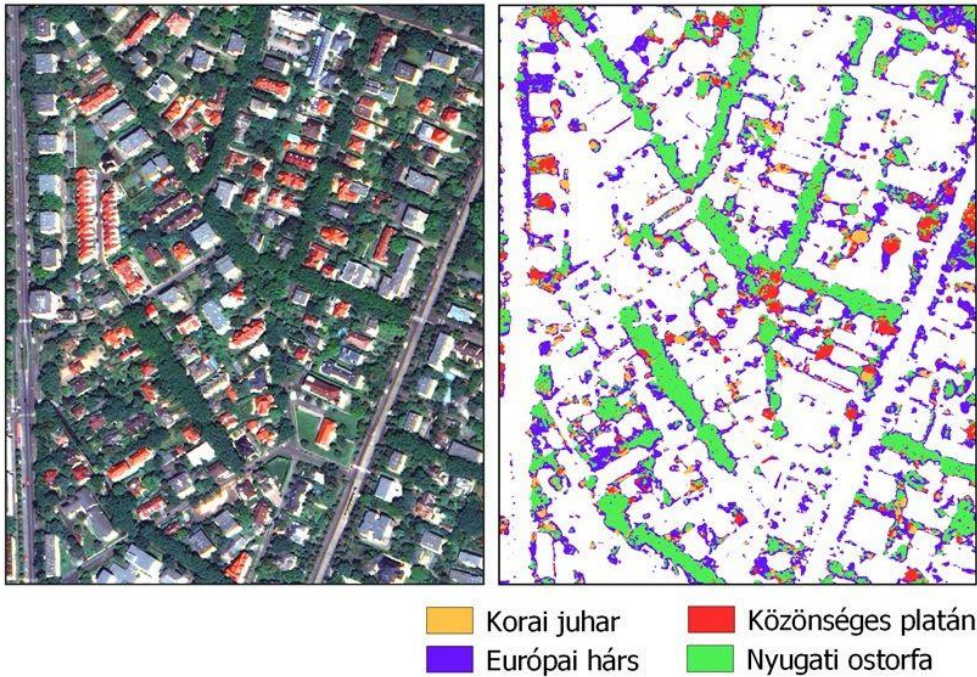
RF	Referencia		1	2	3	4	Össz.	UA
	Osztály							
	1		31	9	6	1	47	65,96
	2		7	54	3	7	71	76,06
	3		10	10	72	3	95	75,79
	4		5	7	4	54	70	77,14
	Referencia össz.		53	80	85	65	283	
	PA		58,49	67,50	84,71	83,08	OA	74,56

Az osztályozás eredményének vizuális szemléltetéséhez a 27–28. ábrákon tüntettem fel az eredeti WorldView–2 felvétel részletei mellett párhuzamosan az ML módszerrel osztályozott kép azonos részleteit. A fehér szín az ábrák jobb oldalán a maszkolt területet jelölik. A 27.a) ábrán például piros színnel feltűnik két közönséges platán fasor, alattuk narancssárgával pedig egy korai juhar fasor. Ezen az ábrán látható az is, hogy a fasorok peremén volt a legnagyobb keveredése a pixeleknek egyéb osztályokhoz. Ellenben a 27.b) ábrán az látható, hogy a kép közepén kék sávban végig húzódó európai hárs fasornál viszont a sáv belsejében találkozunk tévesen besorolt pixelekkel. A 27.c) ábrán pedig az látszik, hogy a középső két fasor környékén az elszórt, magában álló, kisebb kiterjedésű lombkoronák pixelei meglehetősen keverten jelennek meg, ezek osztályozása tehát nem volt sikeres, képosztályozás segítségével nem állapítható meg egyértelműen az adott fafaj.



27. ábra. Részletek a WorldView–2 felvételtől, és párhuzamosan a ML módszerrel osztályozott képről (1).

A 28. ábrán a Nagyerdő városrész látható, a domináns, zöld színnel feltűnő nyugati ostorfa sávokkal. A műholdfelvételen is látható, hogy ezek idős, terebélyes, felülnézetből a teljes útfelszín kitakaró fasorok, amelyek pixelei többnyire egyértelműen be lettek osztályozva a megfelelő csoportba.



28. ábra. Részlet a WorldView-2 felvételről, és párhuzamosan a ML módszerrel osztályozott képről (2).

Kutatásom egy korábbi szakaszában egy kisebb mintaterületen végeztünk el egy felmérést Debrecenben hasonló beállításokkal, ugyanezen műholdfelvételt felhasználva (Molnár et al. 2020). A város északi részén vizsgáltam egy 0,7 km²-es mintaterületet, ahol 6 gyakran előforduló fafajt osztályoztam ML és SVM módszerrel. A vizsgált fajok közül hármat a jelen értekezésben is osztályként vontam be (korai juhar, európai hárs és közönséges platán), emellett az ezüst juhar (*Acer saccharinum* L.), a fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) és a tűlevelűek osztálya (*Pinales*) jelentettek külön kategóriákat. Az általános pontosság az ML esetén 75,1%, az SVM esetén pedig 71,0% volt, tehát ebben az előzetes felmérésben rosszabb eredményt kaptam, mint a jelenlegi, teljes városra vetített osztályozáskor. Az eredményeket a felhasznált referenciapontok nagymértékben befolyásolhatják,

illetve a pontosságot tekintve általában előnyösebb a kevesebb osztállyal történő osztályozás. Így a város szintű osztályozáshoz a vizsgált fafajok számát én is csökkentettem a pontosság javítása érdekében. Például Immitzer et al. (2012) Ausztriában osztályozták a tipikus mérsékeltövi erdők fafajait, ugyancsak egy WorldView–2 felvétel alapján. A 4 fő faj esetén pixel alapon, RF osztályozóval az általános pontosság 88,1% volt, ám ez jelentősen visszaesett, amikor kibővítették az osztályozást a 10 leggyakoribb fajra, ekkor a pontosság 72,8% lett.

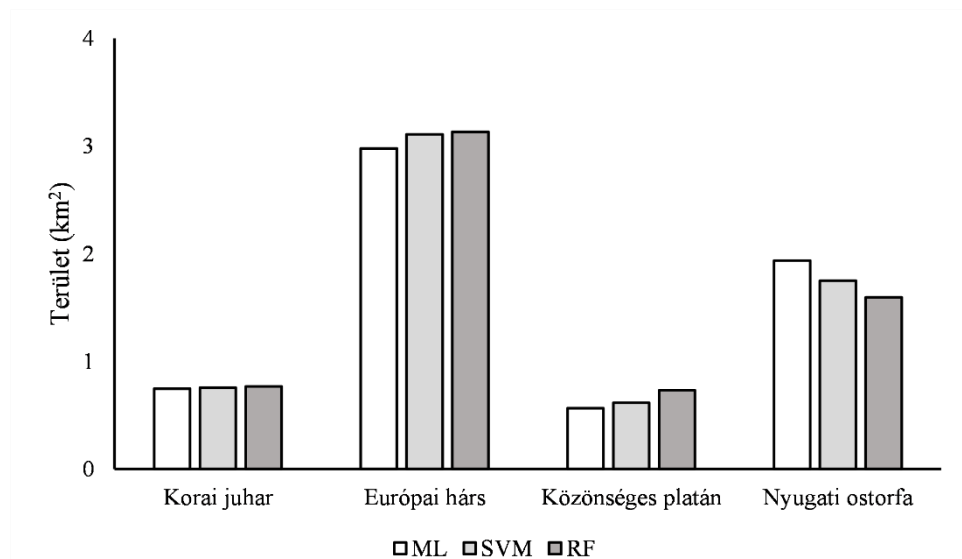
A jelen munkában kapott általános pontosság (74,56-81,27%) összehasonlítható a szakirodalomban található, hasonló módszereket alkalmazó kutatások eredményeivel. Likó et al. (2021) például egy mecseki, 2,03 km²-es mintaterületen osztályoztak légi hiperspektrális felvételen pixelalapon jellemző fafajokat szintén ML, SVM és RF képosztályozási algoritmusokkal. A legnagyobb általános pontosságot (81,16%) az SVM módszerrel tapasztalták, ami közel azonos a debreceni kutatásom eredményével (81,27%), bár esetemben az ML osztályozó teljesített a legjobban. Ugyancsak egy mecseki, de jóval nagyobb mintaterületen (13,56 km²), több fajt osztályozva, illetve légi lézeres felvételezésből származó adatokat is felhasználva Bekő et al. (2017) viszont szintén az ML osztályozó alkalmazásával kapták a legjobb általános pontosságot (82,24%).

Ellenben WorldView–2 felvételt használva más kutatók jóval alacsonyabb pontosságot is tapasztaltak. Pu és Landry (2012) például kisebb általános pontosságot (67,22%) értek el 6 városi fafajt osztályozása során egy szubtrópusi területen, a floridai Tampa városában. Találkozunk számos olyan munkával is, ahol a vizsgált vegetáció mellől nem szűrték ki (pl. maszkolással) a mesterséges és egyéb felszíneket, hanem azokat külön csoportokként azonosították az osztályozás során. Yu et al. (2015) Kínában egy szubtrópusi éghajlatú területen, egy nemzeti park erős antropogén hatás alatt álló bolygatott erdőjét vizsgálták egy WorldView–2 felvétel alapján. 8 domináns fafaj mellett bevontak az osztályozásba 8 egyéb kategóriát is (vízfelszín, talaj, épület, útfelszín stb.). Az ML módszerrel így 80,81%, SVM módszerrel pedig 76,91%-os általános pontosságot értek el, ami hasonló az általam kapott eredményekhez. Azonban ezek a pontosság értékek így a bevont egyéb osztályok által nem pusztán a fafajok osztályozásának pontosságára vonatkoznak. A CART (Classification And Regression Trees) módszerrel végzett osztályozás esetén közölték az előállítói és a felhasználói

pontosságokat is. Ezekből látható, hogy például az előállítói pontosság a víz, fű, talaj, út, épület osztályok esetén >95%, míg a konkrét fajok esetén 30,00–82,35% között mozgott, vagyis az osztályozás a felszínborítás típusok elkülönítésére jóval megbízhatóbb volt, mint a fajok azonosítására.

Egy hasonló megközelítésben, Jombo et al. (2020) az afrikai metropoliszban, Johannesburgban osztályoztak 5 betelepített fajt városi környezetben, 5 egyéb kategória (talaj, beépített felszín stb.) bevonásával együtt. Egy WorldView-2 felvételt osztályozva az általános pontosság RF módszerrel 84,2%, SVM-mel 81,2% volt, azonban esetükben az előállítói pontosság a fajok és az egyéb osztályok esetén is változóak voltak, nem különültek el egymástól úgy, ahogy a fenti esetben. Összességében WorldView-2 felvételt alkalmazva fajszintű osztályozáshoz általánosan ~80% körüli eredmény érhető el az adott esethez optimalizált paraméterekkel.

Az általam osztályozott felvételeken kiszámoltam továbbá az osztályok, tehát a fajok abszolút területeit km²-ben, majd ezt az osztályozási módszerek alapján csoportosítva ábrázoltam (29. ábra). Az átlagos területe a korai juharnak 0,76 km², az európai hársnak 3,07 km², a közönséges platánnak 0,64 km², a nyugati ostorfának pedig 1,76 km² volt az osztályozási módszereket összevonva. A fajoknak a teljes vizsgált területre (6,22 km²) vonatkoztatott százalékos eloszlását is kiszámoltam, az eredményeket a 5. táblázatban foglaltam össze. A vizsgált fák döntő többségét – több mint 75%-át – az európai hárs és a nyugati ostorfa jelentette, melyek mellett a korai juharnak és a közönséges platánnak csak kisebb területi részesedése volt.



29. ábra. A mintaterületen belül a vizsgált fajok által elfoglalt terület az egyes osztályozó algoritmusok szerint.

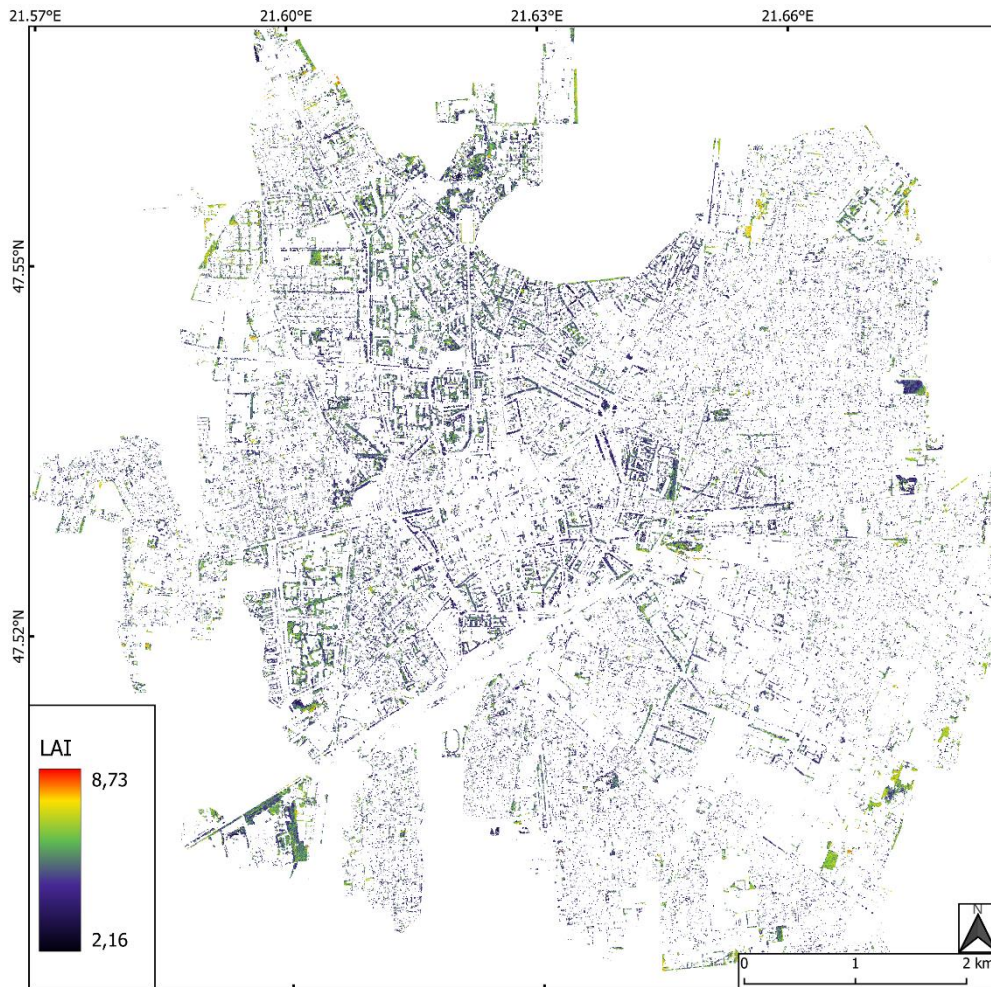
5. táblázat. Az osztályozott képeken az osztályok százalékos területi eloszlása.

Osztály	ML	SVM	RF
Korai juhar	12,0%	12,1%	12,3%
Európai hárs	47,8%	49,9%	50,3%
Közönséges platán	9,1%	9,9%	11,8%
Nyugati ostorfa	31,1%	28,1%	25,6%

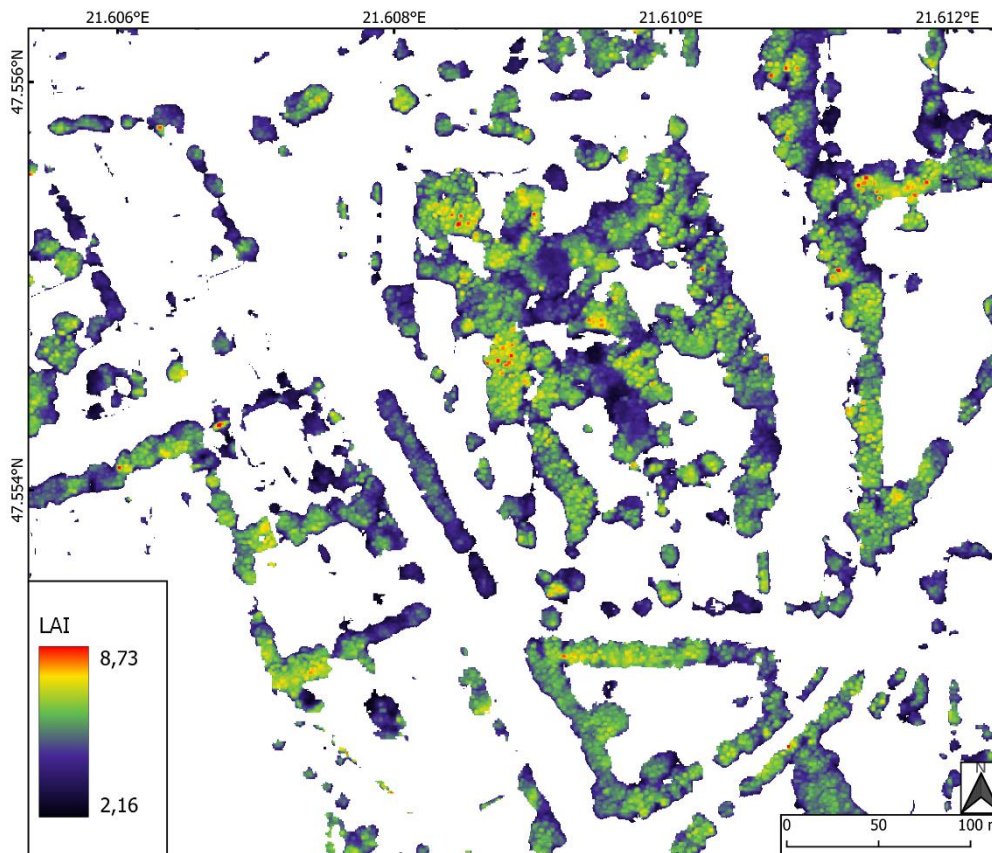
4.5. A LAI és a város szintű pormegkötés becslése

A LAI értékét NDVI alapján pixelenként becsültem Kokubu et al. (2020) módszerét alkalmazva (ld. 3.5. fejezet). Ezeket az értékeket ábrázoltam a teljes mintaterületre az eredeti WorldView–2 felvétel 0,5*0,5 m-es felbontásában (30-31. ábra). Látható, hogy sötétebb, kék színnel is megjelennek fák, fasorok, ami viszonylagosan alacsonyabb LAI-t jelent, és emellett vannak világosabb, zöldes-sárga színnel megjelenő fasorok is, amelyeket magasabb LAI jellemez. A legnagyobb LAI értékeket (piros színnel jelölve) főként nagyobb egyedek lombkoronájának középpontjában észleltem, ilyen eset a 31. ábra nagyításában látható. Mivel a számítások során kizárólag a 0,55–0,80 tartományba eső NDVI értékekkel dolgoztam, ennek megfelelően az NDVI-

ból származtatott LAI értékek minimuma 2,160, maximuma pedig 8,729 lehetett, ami a pormegkötés becslésének során értelmezhető.



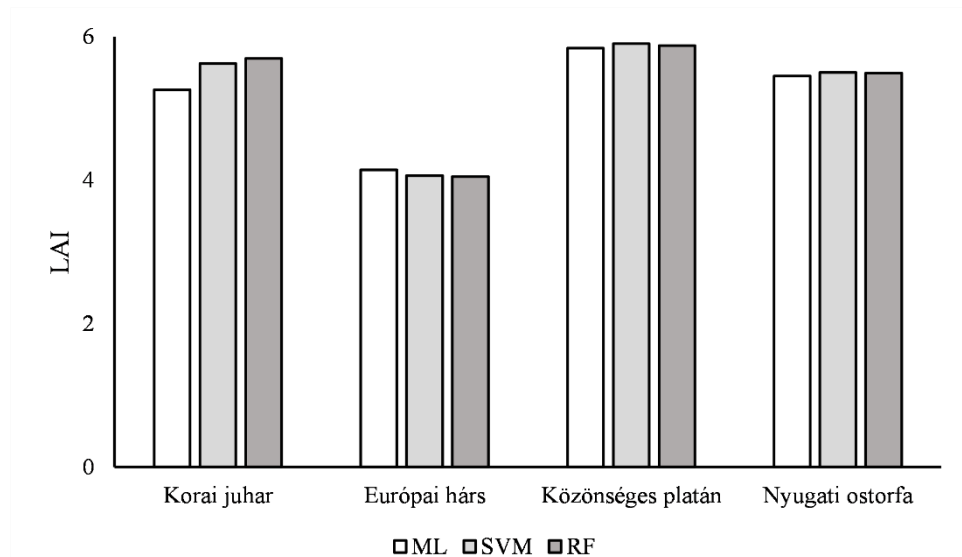
30. ábra. A LAI pixelenként számolt értéke a teljes mintaterületen.



31. ábra. A LAI pixelenként számolt értéke a mintaterület részletén.

Ezt követően a LAI értékeket tartalmazó képen az egyes osztályozások során kapott képek felhasználásával meghatároztam a fajokhoz tartozó átlagos LAI-t, illetve ábrázoltam a LAI gyakoriság-eloszlását valamennyi faj és osztályozó esetén.

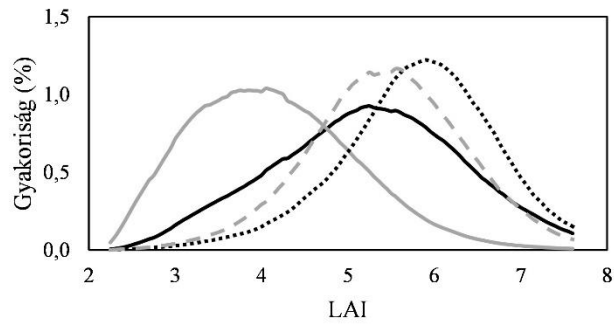
A fajok átlagos LAI értéke az esetek összességét tekintve 4,05–5,90 közé esett. Az osztályozó algoritmusok között nem volt jelentős eltérés a fajokra vonatkoztatott átlagos LAI értékekben (32. ábra). Így tehát a módszereket összevonva, az átlagos LAI a korai juharnál 5,53, az európai hársnál 4,08, a közönséges platánnál 5,87, és a nyugati ostorfánál 5,48 volt, ami többségében a lombhullató fajokra jellemző, kb. 5–8 értéktartományon belül van (Barbour et al. 1980). Az európai hárs átlagos LAI értéke volt a legkisebb a vizsgált fajok közt, azoktól szignifikáns mértékben ($p < 0,05$) különbözött.



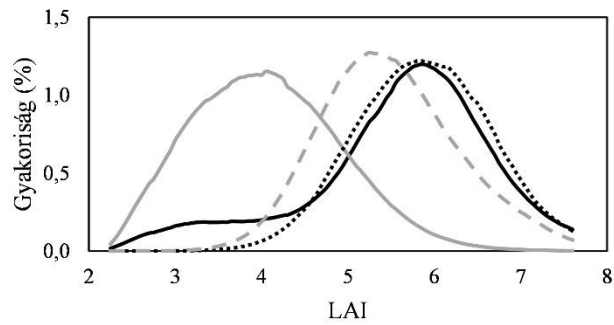
32. ábra. Az adott osztályozott képen a vizsgált fajok képpontjaihoz rendelhető átlagos LAI.

A LAI gyakoriság-eloszlását (33. ábra) tekintve az egyes fajok és osztályozók esetén, az európai hárshoz tartozó LAI mindhárom esetben a többi faj görbéjétől láthatóan különbözött. A LAI szórása az európai hárs, a közönséges platán és a nyugati ostorfa esetén is az ML esetében volt a legnagyobb. Emiatt az SVM és az RF görbéihez képest az ML görbék láthatóan elnyúltabbak és laposabbak voltak. Az előbbiektől eltérően a korai juhar LAI szórása az SVM esetén volt a legnagyobb. A gyakoriság ugyanis az ábrán látható módon az alacsonyabb tartományban – közelítőleg LAI=3 után – a többi esettől eltérően megemelkedett szinten stagnál. Ezen a rövid szakaszon az eloszlás egyenletesnek tekinthető, így bimodális eloszlásról még nem beszélhetünk.

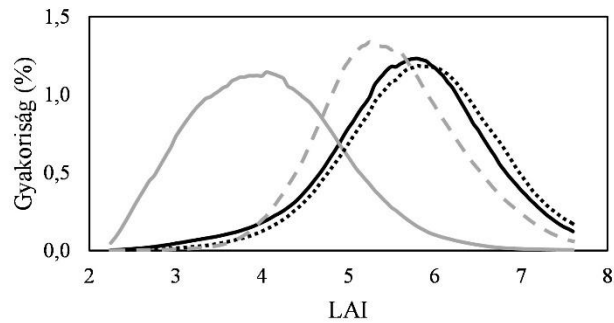
a) ML



b) SVM



c) RF

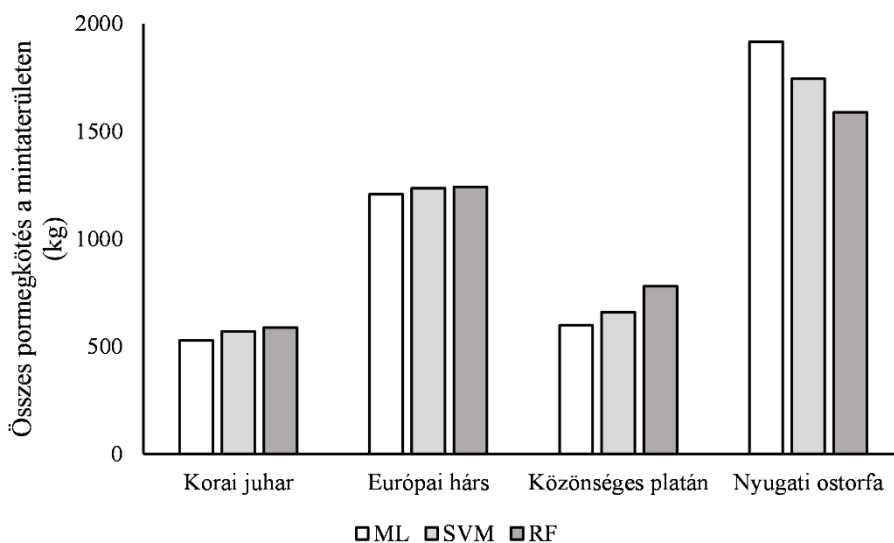


— Korai juhar — Európai hárs
..... Közönséges platán - - - Nyugati osterfa

33. ábra. A fajok LAI értékeinek százalékos megoszlása az egyese osztályozási módszerek eredménye alapján.

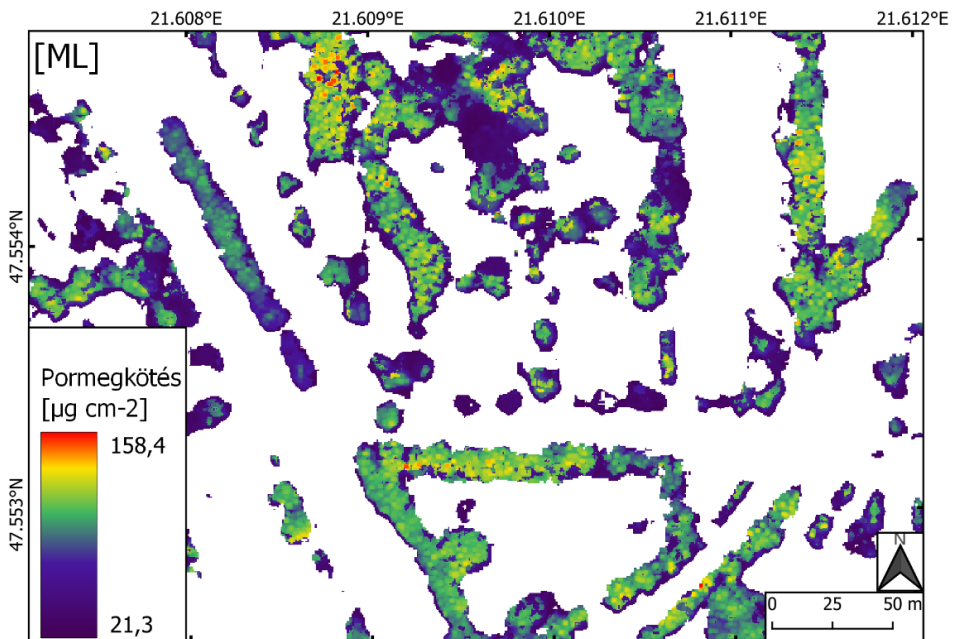
A vizsgált fajok jellemző pormegkötését a 4.2. fejezetben bemutattam. Ezzel a fajspecifikus pormegkötéssel, a becsült LAI értékekkel, illetve az osztályozások során kapott területi lefedettséggel számolva meghatároztam a fás növényzet pormegkötését a mintaterület egészére. Így végső soron három különböző becslés készült el a pormegkötésre az ML, az SVM és az RF osztályozók eredményei alapján.

Az eredmények kiértékelése során elsőként meghatároztam az egyes fajok teljes mintaterületre vonatkoztatott pormegkötését (34. ábra). A korai juhar és a közönséges platán átlagosan (az alkalmazott módszereket összevonva) hasonló mértékben kötött meg port a teljes területet tekintve, 1000 kg alatt volt mindegyik osztályozó esetén ezen fajok pormegkötése. Ez főként azzal magyarázható, hogy a négy vizsgált faj közül ez a kettő bírt a legkisebb borítással az osztályozások alapján (ld. 4.4. fejezet, 5. táblázat). Az európai hárs az előbbi két fajnál már szignifikánsan ($p < 0,001$) nagyobb mennyiségben kötött meg port. A legnagyobb pormennyiséget szignifikánsan ($p < 0,001$) a nyugati ostorfa kötötte meg a mintaterületen, mindhárom osztályozás eredménye alapján az összes por tömege 1500 kg feletti volt.

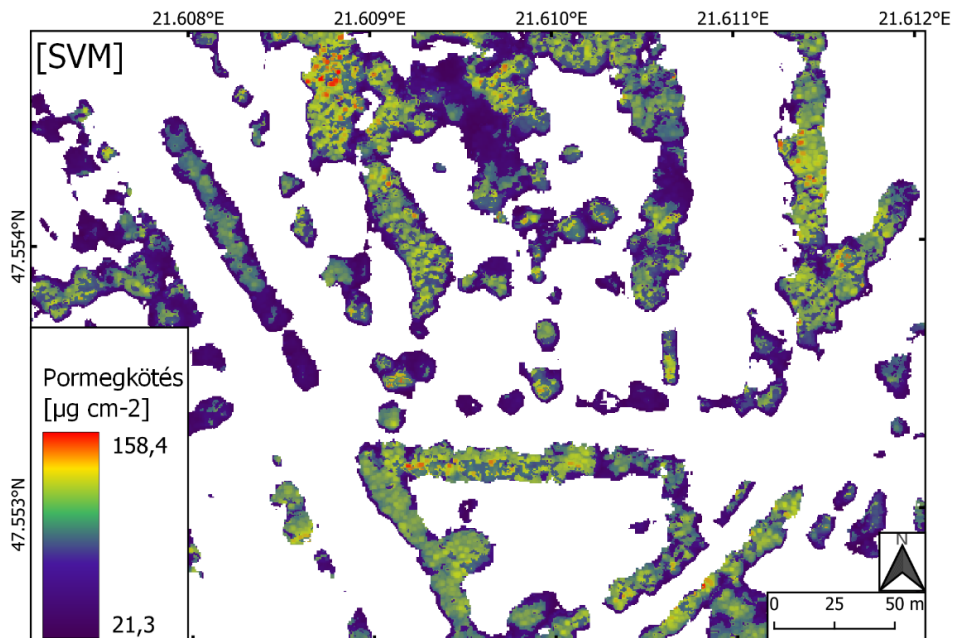


34. ábra. A vizsgált fajok által a mintaterület egészén megkötött összes pormennyiség az egyes osztályozásokból levezetett számítás alapján.

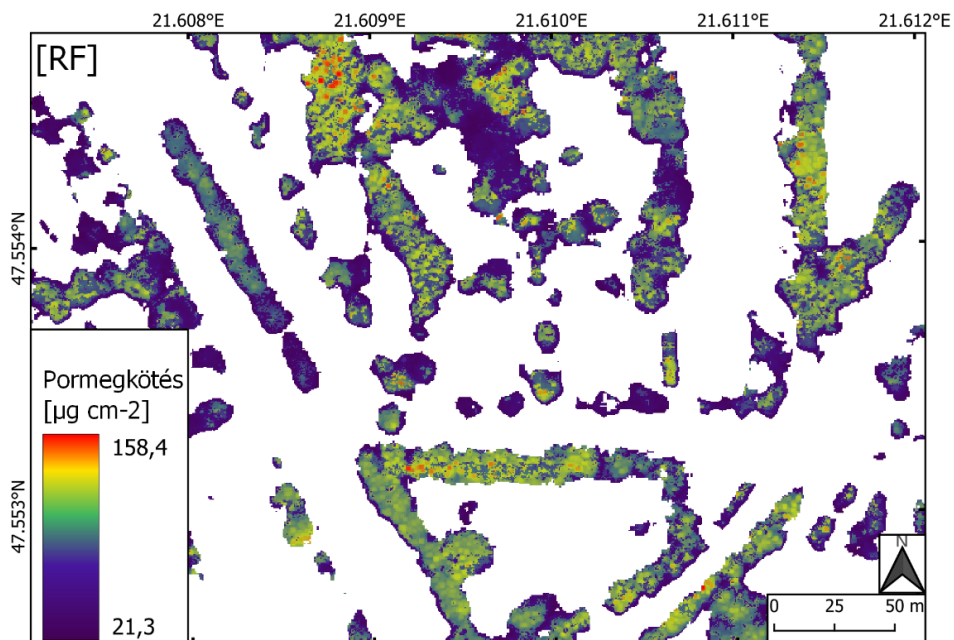
Vizuális kiértékelés céljából a pormegkötést pixelenként is meghatároztam. Ehhez képpontonként a LAI értékeit megszoroztam az egyes osztályozások alapján az adott pixelhez sorolható fafaj korában meghatározott specifikus pormegkötő képességét. Így osztályozásonként kaptam egy-egy különböző képet a pormegkötésről (35–37. ábra). Ahogy az várható volt, mindhárom kép hasonló eredményt mutat (ez a 6. táblázatban számszerűsítve is látható), ami a kutatás vonatkozásában mindenképpen kedvező eredménynek számít. A pormegkötés mintázata természetesen hasonló mintázatot mutatott, mint a LAI (hiszen ennek segítségével lett kiszámítva), ezért az ábrázoláskor ugyanazt a színskálát alkalmaztam. Ebben az esetben is megfigyelhetők sötétebb, kékese színezetű fasorok (35–37. ábrák bal oldalán), amelyeket kis szintű pormegkötés jellemez. Emellett többnyire zöldes-sárga árnyalatban láthatjuk a fasorok többségét, ami közepes szintű lokális pormegkötést jelent. Ismételten, a legnagyobb számértékkel, piros színnel jelölve leginkább a nagy kiterjedésű lombkoronák középpontjában találkozunk.



35. ábra. A pormegkötés ábrázolása pixelenként a mintaterület részletén az ML osztályozás alapján.



36. ábra. A pormegkötés ábrázolása pixelenként a mintaterület részletén az SVM osztályozás alapján.



37. ábra. A pormegkötés ábrázolása pixelenként a mintaterület részletén az RF osztályozás alapján.

Végül a fajonként meghatározott, a mintaterület egészére vetített pormegkötést mindhárom osztályozó módszer esetén összesítettem, így az osztályozókra külön-külön kaptam meg a teljes, fás szárú növényzet által megkötött por mennyiségét a területen. Az eredményeket a felhasznált részeredményekkel együtt a 6. táblázatban foglaltam össze. Végeredményként a három osztályozási módszer felhasználásával közel azonos pormegkötést kaptam 4196 és 4247 kg között, az eltérés abszolútértéke az átlagtól minden esetben 1% alatt maradt (az ML módszernél 0,7%, az SVM-nél 0,2%, az RF-nél pedig -0,5%).

6. táblázat. A megkötött por becslése fajonként, illetve az összes pormegkötés az egyes osztályozási módszerek esetében.

Osztályozó	Faj	Részterület (km ²)	LAI	Pormegkötés (µg/cm ²)	Megkötött por (kg)	Összes megkötött por (kg)
ML	Korai juhar	0,746	5,26	13,46	528	
	Európai hárs	2,977	4,14	9,79	1206	
	Közönséges platán	0,565	5,84	18,14	598	
	Nyugati ostorfa	1,936	5,45	18,15	1915	4247
SVM	Korai juhar	0,754	5,62	13,46	570	
	Európai hárs	3,108	4,06	9,79	1235	
	Közönséges platán	0,616	5,90	18,14	659	
	Nyugati ostorfa	1,747	5,50	18,15	1743	4208
RF	Korai juhar	0,767	5,70	13,46	588	
	Európai hárs	3,132	4,05	9,79	1241	
	Közönséges platán	0,732	5,87	18,14	780	
	Nyugati ostorfa	1,593	5,49	18,15	1587	4196
					<i>Átlag:</i>	4217

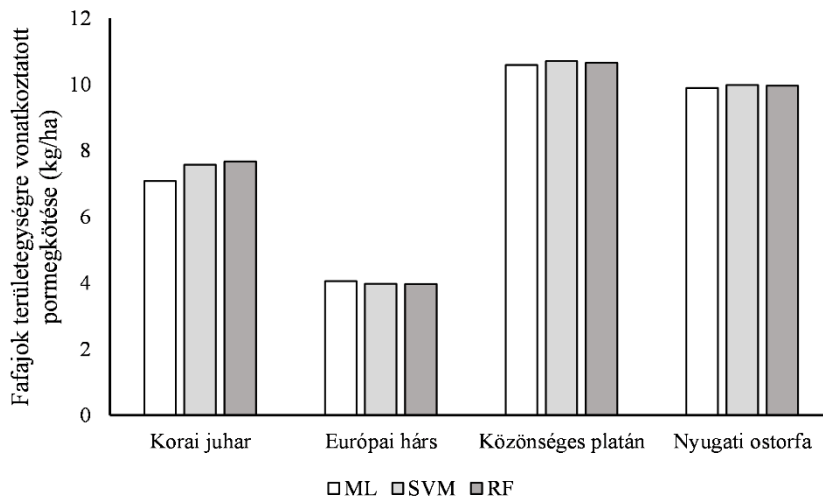
A megkötött pormennyiséget átszámítottam egységnyi területre vonatkoztatva, hogy az a szakirodalmi adatokkal összevethető legyen. A különféle modellekben az egységnyi időre és területre vonatkoztatott pormegkötés leggyakrabban használt mértékegységek a kg/ha/év vagy t/ha/év, ezért az általam becsült portömeget kg/ha formára számoltam át (7. táblázat).

Az átlagos pormegkötés zöldfelületre (az NDFM és NDVI alapján a fákra szűrt területre) vonatkoztatva **6,78 kg/ha**, a teljes városi mintaterületre vonatkoztatva pedig 0,92 kg/ha. Kihangsúlyoznám, hogy a szakirodalmi összevetés során mindkét típusú adatot közölni szokták (pormegkötés az egész településre, illetve pormegkötés csak a fák alapterületére), így fontos, hogy ezek az eredmények ne keveredjenek egymással, hiszen igen eltérő számadatokról, akár nagyságrendbeli különbségekről beszélhetünk.

7. táblázat. A becsült pormegkötés egységnyi területre vetítve (kg/ha) az egyes osztályozási módszerek esetén.

	ML	SVM	RF	Átlag
Zöldfelületre vetített pormegkötés	6,83	6,77	6,75	6,78
Városra vetített pormegkötés	0,93	0,92	0,92	0,92

Meghatároztam továbbá az egyes fafajok területegységre vetített pormegkötését. Ehhez a levélfelszínen megkötött pormennyiséget a LAI ismeretében számítottam át a fák alapterületére (38. ábra). A legnagyobb területegységre vetített pormegkötés a közönséges platánhoz rendelhető (átlagosan 10,65 kg/ha), amelyet rendre a nyugati ostorfa (9,94 kg/ha), a korai juhar (7,44 kg/ha) és az európai hárs követett (4,00 kg/ha). A fajok közötti trend nem tér el jelentős mértékben a levélfelszínre vonatkoztatott pormegkötés összehasonlításakor tapasztaltaktól.



38. ábra. A fajok becsült pormegkötése egységnyi alapterületre vetítve (kg/ha) az egyes osztályozási módszerek esetén.

Azok a szakirodalomban található kutatások, amelyek eredményével a jelen eredmények összehasonlíthatóak, döntő többségükben az UFORE (Nowak és Crane 2000) modellt alkalmazták, azonban az ebből származtatott eredmények meglehetősen széles értéktartományt ölelnek fel. A modell egyik megalkotója egy jóval korábbi felmérésében Chicago városában, ahol 11 %-os a fával borított területek aránya, 3,5 kg/ha/év-re becsülte a városi fák által megkötött PM₁₀ mennyiségét Nowak (1994). A becsléshez a helyi városi fák lombkoronafelületét, a szennyező anyagok koncentrációját és a napi, illetve az éves meteorológiai adatokat használta fel. Az éves PM₁₀ megkötést havi lebontásban is vizsgálta, és azt tapasztalta, hogy a megkötött PM₁₀ mennyisége május és október között egy nagyságrenddel nagyobb volt, mint ezen időszakon kívül (Nowak 1994). Nowak et al. (2006) később 55 USA-beli városra becsülték meg a városi fák PM₁₀ megkötését. Eredményük a városok zöldfelületére vonatkoztatva 11–80 kg/ha/év volt, ami kiemelkedő különbségekre utal a városok között. Ezeket a különbségeket a településenként eltérő növényborítással, szennyező anyag koncentrációval, vegetációs időszak hosszúsággal és meteorológiai adottságokkal magyarázták.

London gyakori vizsgálati terület a PM₁₀ falevelekre történő ülepedésének becslésekor. Tiwary et al. (2009) a londoni zöldhálózat fejlesztésének segítése céljából végeztek el egy előzetes vizsgálatot, mely

során a növényzet tényleges betelepítése előtt mérték fel a várható PM₁₀ megkötést. Ehhez a UFORE modellt használták fel, bizonyos – a mintaterület egyedi tulajdonságaihoz igazított – módosításokkal. A legfontosabb változtatásuk az volt, hogy az alacsony szélesség miatt a részecskék reszuszpenziójától eltekintettek. A várható fajmegoszlás (75% füves terület, 20% hegyi juhar és 5% amerikai duglászfenyő) mellett a becsült PM₁₀-megkötés 170 kg/ha/év volt, ami esetükben a kapott eredmény kizárólag a zöldfelületre vonatkozik. Ez rendkívül kiemelkedő pormegkötésnek számít, ami miatt a füves területek bevonása, illetve az eredeti modell módosítása okolható. Ezt a felülbecsülést később Tallis et al. (2011) tesztelték, akik a Nagy-London régió területén hasonlították össze az eredeti UFORE módszert és a Tiwary et al. (2009) által módosított verziót. Az eredeti módszer eredménye alapján a becsült pormegkötés 56,9 kg/ha/év volt a fákkal borított területre vonatkoztatva, míg a Tiwary et al. (2009) által módosított számítással az eredményük 121,9 kg/ha/év lett. A vizsgált scenáriók alapján a Tiwary-módszer 2,5-szer nagyobb eredményeket hoz, az eredeti UFORE-hoz képest, ami tükrözi ezen becslések bizonytalanságát.

Yang et al. (2005) Peking központjában kijelölt mintaterületen alkalmazták az UFORE modellt. Becslésük szerint a városi fák (16,4%-os területi részesedéssel) PM₁₀ megkötésének mértéke 26 kg/ha/év. Ez a pekingi légszennyezettségi adatokra való tekintettel nem mondható nagy értéknek, hiszen például 2002-ben Pekingben az éves átlagos PM₁₀ koncentráció 100 µg/m³ felett volt (Chan és Yao 2005), míg Debrecenben az 2020-as éves átlag 22 µg/m³ volt (MFO LRK Adatközpont 2021). Ebben az esetben tehát Yang et al. (2005) becslése a pormegkötésre nem tükrözi helytállóan a kiemelkedő PM₁₀ szennyezést a mintaterületükön.

Selmi et al. (2016) már a továbbfejlesztett modellt, az i-Tree Eco modellt használták a Strasbourg zöldterületein lévő fák PM₁₀ és PM_{2,5} megkötésének becsléséhez. Fontos kiemelni, hogy ez nem az összes fát jelenti a városban, csak azok 54,1%-át. A zöldterületeken lévő fák a saját alapterületükre vonatkoztatva 7,9 kg/ha/év mennyiségben kötnek meg PM₁₀-et, és 3,0 kg/ha/év mennyiségben PM_{2,5}-öt. Ez a szakirodalomban található pormegkötés-becslések között kis szintű pormegkötésnek számít. Továbbá a PM₁₀ éves átlagos koncentrációja a debrecenivel hasonló szinten van, 24,8 µg/m³ volt 2004-2006 között (Pascal et al. 2013).

A fent leírt szakirodalmi példák néhány kiugró eredmény kivételével viszonylag egységes képet nyújtanak a városi fák által megkötött PM₁₀ mennyiségéről. Két tényező miatt maguk a fenti számadatok közvetlenül nem hasonlíthatók össze a jelen értekezés eredményeivel, mindössze viszonyítási alapot nyújthatnak. Egyrészt az UFORE becslései kizárólag a 10 µm alatti méretű szemcsékre vonatkoznak, míg én a 2,5–100 µm mérettartományban kutattam, másrészt pedig a fenti példák éves szintű kapacitást jelentenek, míg én pillanatnyi pormegkötést határoztam meg. Az alkalmazott módszer újszerűségének hátránya, hogy legjobb tudomásom szerint korábban még nem történt város szinten pormegkötés-becslés a jelen kutatás módszereivel, így a becslés jóságára csak következtetni lehet. A fentiek tükrében a kapott végeredmény a szakirodalmi adatok, valamint a helyi adottságok alapján reális becslésnek tekinthető fák pormegkötése kapcsán.

5. Összefoglalás

Disszertációmban Debrecen jellemző fafajainak térbeli eloszlását és pormegkötését vizsgáltam. Terepi mintagyűjtés után határoztam meg a városi, a természetközeli és az ipari mintaterületen a levélfelszínre ülepedett por mennyiségét és az APTI. Ezenkívül vizsgáltam négy tipikus fafaj esetén a fajspecifikus pormegkötést. Majd térinformatikai módszerek alapján becsültem meg városszinten ugyanazon négy faj térbeli eloszlását és a LAI-t, továbbá a kapott eredmények alapján egy közelítő becslést adtam a falevelek felszínén kiülepedett por összes mennyiségére Debrecen fás zöldfelületein. Az alábbiakban az értekezés bevezetésében kitűzött kutatási kérdések megválaszolásával szeretném összefoglalni az eredményeimet.

1. Tapasztalható-e különbség városi, természetközeli és ipari típusú területeken az európai hárs és a nyugati ostorfa levelein megkötődött por egyes mérettartományainak mennyiségében?

Az európai hárs és a nyugati ostorfa levelein megkötődött port egy júniusi és egy szeptemberi időpontban vizsgáltam városi, természetközeli és ipari típusú területeken. A meghatározás során a pornak egy kisebb (2,5–6,5 μm) és egy nagyobb (6,5–100 μm) szemcseméretű frakcióját különítettem el. A két faj nem mutatott egységes képet a pormegkötés mértékéről a területeken. Júniusban a nyugati ostorfa a városi területen kötött meg mindkét porfrakcióból többet, míg az európai hársnál a városi mellett az ipari területen ugyanúgy nagyobb mennyiség kötődött meg a természetközeli területhez képest. A vizsgált esetek többségében szeptemberre a pormegkötés átlaga a levélfelszínen nagyobb volt a júniusnál, ami elsősorban a falevelek akkumuláló képességével magyarázható. Szeptemberben emellett mindkét fajnál kiegyenlítődött bizonyos frakciók mennyisége a mintaterületek között, ami a levélfelszín porral való telítődésére utalhat. Az európai hárs levelein mért pormennyiségnek jóval jelentősebb volt a szórása az egyes területeken belül.

2. Debrecen leggyakoribb fafajai, a korai juhar, az európai hárs, a közönséges platán és a nyugati ostorfa milyen mértékben kötötték meg port, és van-e a fafajok között különbség a megkötött por mennyiségében?

A fajspecifikus pormegkötés vizsgálatához egymáshoz viszonylag közeli, azonos környezeti és antropogén hatásoknak kitett egyedeket mintáztam Debrecen északi részén. A levélfelszínen megkötött kisebb, illetve

nagyobb szemcseméretű frakció, valamint az összes por mennyiségében eltéréseket tapasztaltam a vizsgált fajok között. A nagyobb szemcseméretű por megkötése az európai hárs esetén volt a legkisebb, és a közönséges platán esetén a legnagyobb, míg a korai juhar és a nyugati ostorfa pormegkötése a többi esettől nem különbözött. A kis szemcseméretű por megkötése az európai hárs esetén volt a legkisebb, míg a többi faj pormegkötése egymástól nem különbözött. A teljes vizsgált mérettartományban legkisebb mennyiségben az európai hárs, míg a legnagyobb mennyiségben a nyugati ostorfa és a közönséges platán levelein határoztam meg a porlerakódást. A korai juhar összes pormegkötése a többi fajtól nem különbözött. A kapcsolódó szakirodalmat áttekintve az eredményeimhez hasonló pormegkötést tapasztaltak korábban más kutatók is. Az átlagos fajspecifikus pormegkötés eredményeket később a város szintű pormegkötés becslésekor használtam fel.

3. Tapasztalható-e különbség városi, természetközeli és ipari típusú területeken az európai hárs és a nyugati ostorfa APTI értékében? Az APTI alapján mely fajok alkalmasak a légszennyezettség biomonitorozására?

A fajok APTI értékében többnyire nem volt eltérés a területtípusok között. A nyugati ostorfa esetén a júniusihoz képest szeptemberben nagyobb APTI-t határoztam meg, míg az európai hárs APTI-ja nem változott jelentős mértékben a vizsgált időpontok között. A nyugati ostorfa APTI-ja júniusban és szeptemberben is jelentősen nagyobb volt az európai hárséhoz képest. Ettől függetlenül mindkét faj az érzékeny kategóriába volt sorolható, habár a nyugati ostorfa esetén a szeptemberben tapasztalt APTI értéktartománya kis mértékben átnyúlik a közepesen toleráns kategóriába. Továbbá, az APTI alapján mindkét faj alkalmas bioindikátornak tekinthető, és a levegőminőség romlását várhatóan jelezni képesek a levelük aszkorbinsav-, klorofill- és relatív nedvességtartalmának, illetve pH-jának változásának formájában.

4. WorldView–2 műholdfelvétel alapján, több osztályozó módszert tesztelve milyen a legjobb elérhető általános pontosság a korai juhar, az európai hárs, a közönséges platán és a nyugati ostorfa pixel-szintű osztályozásakor?

A képosztályozáshoz Debrecen területéről a WorldView–2 műhold által készített multispektrális felvételt használtam. *Pansharpening* eljárás során az eredetileg 2 m-es multispektrális csatornák felbontását 0,5 m-re javítottam fel.

Terepi adatgyűjtés során referenciaadatként összesen 943 darab korai juhar, európai hárs, közönséges platán és nyugati ostorfa egyedet azonosítottam be. Az általános pontosság az ML osztályozó esetén volt a legnagyobb (81,27%), amelyet rendre az SVM (74,91%) és az RF (74,56%) követett. A kapott pontossági értékek a szakirodalomban található, multispektrális adaton alapuló fafajosztályozások eredményeinek tartományán belül van. Az ML osztályozó esetén az európai hárs, a közönséges platán és a nyugati ostorfa >75% pontossággal volt osztályozható (előállítói és felhasználói pontosság tekintetében). A legnagyobb előállítói pontosságot a közönséges platán esetén, a legnagyobb felhasználói pontosságot a nyugati ostorfa esetén értem el az ML alkalmazásával. Mindhárom osztályozó esetén a leggyengébben osztályozott faj a korai juhar volt. Az osztályozott képet értékelve a nagyobb kiterjedésű lombkoronák többségükben egyértelműen a megfelelő osztályba lettek sorolva, és az osztályozás során a hibák főként a kisebb lombkoronáknál jelentkeztek. Az osztályozások alapján minden esetben az európai hársnak és a nyugati ostorfának volt a legnagyobb területi részesedése.

5. Mekkora mennyiségű por becsülhető Debrecenben a fák levelein a faj szinten osztályozott kép, a fajspecifikus pormegkötés és a származtatott levélfelületi index alapján?

A LAI értékét a WorldView-2 felvétel adataiból számított NDVI alapján becsültem, majd az egyes osztályozások során kapott képek felhasználásával meghatároztam a fajokhoz tartozó átlagos LAI értékét. Az eredmények tekintetében az osztályozó algoritmusok között nem volt jelentős eltérés. A fajok átlagos LAI értékei (4,05–5,90) a lombhullató fafajokra elfogadható értéktartományon belül voltak. A fajspecifikus pormegkötés, az osztályozott felvételek, illetve a LAI alapján a három osztályozó módszer esetén külön-külön kiszámítottam a teljes, fás szárú növényzet által megkötött por mennyiségét a területen. Az egyes fajokra meghatározott, területegységre vetített pormegkötés a közönséges platánnál volt legnagyobb, amelyet rendre a nyugati ostorfa, a korai juhar és az európai hárs követett. A vizsgált fás zöldfelületre vonatkoztatva a pormegkötés végeredménye a három osztályozási módszer esetében 6,75–6,83 kg/ha között volt (átlagosan 6,78 kg/ha). Ez az eredmény a szakirodalmi adatok, valamint a helyi adottságok alapján reális becslésnek tekinthető a fák pormegkötése kapcsán.

Új tudományos eredmények

- Az európai hárs és a nyugati ostorfa faleveleken megkötődött por alapján a júniusi időszakban nagyobb mennyiségben volt jelen porszennyezés a városi területen a természetközelihez képest. A szeptemberi időszakra a levélfelszínen megkötődött por átlagos mennyisége növekedett júniushoz képest.
- A nyugati ostorfa és a közönséges platán levelei nagyobb mennyiségben képesek megkötni a port az európai hárséhoz és a korai juharhoz képest.
- Az APTI alapján Debrecenben az európai hárs és a nyugati ostorfa légszennyezésre érzékeny fajok és bioindikátorként alkalmazhatók.
- Az európai hárs, a közönséges platán és a nyugati ostorfa WorldView-2 műholdfelvétel alapján >75% pontossággal osztályozhatók város szinten.
- Debrecenben a fás vegetáció által megkötött por mennyisége átlagosan 7,15 kg/ha-ra becsülhető.

6. Következtetések és javaslatok

A kutatómunkám során alkalmazott módszertan ötvözi a hagyományos laboratóriumi munka gyakorlatát és a modern távérzékelés eszköztárát. Véleményem szerint a kidolgozott módszerek alkalmazhatók más mintaterületeken is a megfelelő felvételek, referenciaadatok és mintagyűjtések mellett. Különösen azokon a településeken érdemes a fákat alkalmazni a porszennyezettség indikátoraként, ahol nem kielégítő mértékben vagy pedig egyáltalán nem történik rendszeres monitorozás.

A fajonként meghatározott egységnyi területre vetített pormegkötés a gyakorlatban is értékelhető információ a várostervezések során. A pozitív hatások maximális kihasználása érdekében fasorok telepítésekor vagy parkok létesítésekor segíthet a legmegfelelőbb faj kiválasztásában, természetesen az egyéb gazdasági és esztétikai szempontok mellett.

A továbbiakban a kutatás tanulságai alapján további módszerfejlesztésre is lehetőség. Jobb spektrális felbontású felvételek birtokában lehetőség nyílik több fafaj bevonására és osztályozására. Emellett a mintagyűjtés ismétlése sűrűbb térbeli és időbeli gyakorisággal nagy mértékben hozzájárulhat a város szintű pormegkötés becslésének további finomításához.

7. Summary

In this dissertation, the spatial distribution and dust retention of the typical tree species of Debrecen were studied. The amount of dust deposited on the leaf surface and the APTI were measured in urban, rural and industrial areas. In addition, species-specific dust capturing of the four typical tree species was identified. The spatial distribution and LAI of the tree species were estimated at the city level using GIS methods, and then based on the results, an approximate estimate of the total amount of dust deposited on the leaf surface of woody green areas was calculated. In the following, a summary of the results is given by answering the research questions proposed in the introduction of this work.

1. Is there a difference between urban, rural and industrial areas in the amount of dust deposited on the leaves of common linden and common hackberry?

Dust captured on the leaves of common linden and common hackberry was measured in June and September in urban, rural and industrial areas. I separated the dust into a fine (2.5–6.5 μm) and a coarse (6.5–100 μm) size fraction. The two species did not give a consistent picture of the extent of dust captured in the study areas. In June, the common hackberry in the urban area captured more of both dust fractions, while the common linden had high dust amounts both in the urban and industrial areas. In most cases, the average dust on the leaf surface in September was higher than in June, mainly due to the gradual accumulation of dust particles on the leaf surface. In September, certain dust fractions were balanced between the study areas for both species. The amount of dust measured on the leaves of common linden showed a much larger variation within each area.

2. To what extent did the common species in Debrecen i.e., the Norway maple, the common linden, the London planetree and the common hackberry capture dust, and are there differences in the amount of captured dust between the species?

To investigate species-specific dust binding, individual trees that were relatively close to each other and exposed to the same urban conditions were sampled in the northern part of Debrecen. There were differences in the amount of fine, coarse and total dust on the leaf surface between the species. The

amount of coarse dust was lowest in common linden and highest in London planetree samples, while the dust captured by Norway maple and common hackberry did not differ from the other two species. In the case of fine dust, the lowest amount was measured on common linden leaves, while the dust amount of the other species did not differ from each other. Over the full range of sizes, the lowest amounts of dust deposition were found in common linden leaves, and the highest amounts were found in common hackberry and London planetree leaves. The total dust accumulation on Norway maple did not differ from the other species. A review of the related literature has shown that dust amount similar to present results has been observed previously by other researchers. The average of the total dust captured by specific species were used to estimate city-level dust capturing by urban trees.

3. Is there a difference between urban, rural and industrial sites in the APTI of common linden and common hackberry? Which species are suitable for biomonitoring air pollution based on APTI?

There was mostly no difference in APTI values of species between site types. In the case of common hackberry, higher APTI was found in September compared to June, while the APTI of common linden did not change significantly between months. The APTI of common hackberry was significantly higher in both June and September compared to common linden. Regardless, both species were in the sensitive category, although the APTI range for common hackberry in September was slightly overlapping with the moderately tolerant category. Furthermore, both species can be considered suitable bioindicators based on APTI, as they are expected to indicate the presence of air pollutants in the form of altered ascorbic acid, chlorophyll, water content and pH.

4. Using WorldView-2 satellite imagery and testing multiple classification methods, what is the best overall accuracy available for pixel-level classification of Norway maple, common linden, London planetree and common hackberry?

For the image classification, multispectral imagery from the WorldView-2 satellite was used in Debrecen. Pansharpening was applied to improve the resolution of the original 2 m multispectral channels to 0.5 m. During field data collection, a total of 943 specimens of Norway maple, common linden, London

planetree and common hackberry were identified as reference data. Overall accuracy was highest for the ML classifier (81.27%), followed by SVM (74.91%) and RF (74.56%). The obtained accuracy values are within the range of the results of similar researches found in the literature that used multispectral data for tree species classifications. For the ML classifier, common linden, London planetree and common hackberry could be classified with >75% accuracy (in terms of producer's and user's accuracy). The highest producer's accuracy was obtained for London planetree and the highest user's accuracy for common hackberry using ML. With all three classifiers, the least successfully classified species was the Norway maple. When evaluating the classified image, the larger canopies were clearly classified in the correct class in most cases, and errors in classification were mainly found in the smaller canopies. Common linden and common hackberry had the largest area shares based on every classification.

5. What is the estimated amount of dust on tree leaves in Debrecen based on the species level classified image, the dust captured by specific species and the leaf area index?

LAI was estimated from the NDVI, which was calculated from the WorldView-2 image data. The species-specific mean LAI was determined using the images obtained from each classification. There was no significant difference in the results of LAI between the classifying algorithms. Mean LAI values for the species (4.05–5.90) were within an acceptable range for deciduous tree species. Based on species-specific dust capturing, the classified image and LAI, the total amount of dust captured by urban trees in the area was calculated separately for the three classifiers. Dust binding per unit area for each species was highest for London planetree, followed by common hackberry, Norway maple and common linden. The final result of captured dust based on the three methods ranged from 6.75 to 6.83 kg/ha (average 6.78 kg/ha). Based on the available literature and local conditions, this result can be considered as a realistic estimation of dust captured by urban trees.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet szeretnék mondani témavezetőimnek, Prof. Dr. Szabó Szilárdnak és Dr. Kundrát-Simon Edinának az értekezés elkészítése alatt nyújtott szakmai tanácsaikért és támogatásukért.

Köszönöm Prof. Dr. Tóthmérész Bélának, a Debreceni Egyetem Ökológia Tanszék vezetőjének a segítségét.

Köszönöm Dr. Bertalan László, Dr. Négyesi Gábor és Dr. Tózsér Dávid közreműködését a laboratóriumi munkákban.

Köszönöm Abriha Dávidnak a térinformatikai módszerek kapcsán nyújtott szakmai tanácsait.

Köszönöm Szabó Lorándnak és húgomnak, Molnár Fanni Gabriellának a terepi mintagyűjtések során nyújtott segítségét.

Köszönetet szeretnék mondani családomnak és az PhD iroda hallgatóinak az évek során nyújtott támogatásáért.

Az értekezés az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-19-3 és ÚNKP-21-4 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült. A kutatáshoz hozzájárult a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal TNN 123457 kódszámú pályázata is.

Irodalomjegyzék

1. Abdi, A.M. (2019): Land cover and land use classification performance of machine learning algorithms in a boreal landscape using Sentinel-2 data. *GIScience & Remote Sensing*, 1–20. doi: 10.1080/15481603.2019.1650447
2. Abriha D., Kovács Z., Ninsawat S., Bertalan L., Balázs B., Szabó S. (2018): Identification of roofing materials with Discriminant Function Analysis and Random Forest classifiers on pan-sharpened WorldView-2 imagery – a comparison. *Hungarian Geographical Bulletin*, 67(4), 375–392. doi: 10.15201/hungeobull.67.4.6
3. Achakzai, K., Khalid, S., Adrees, M., Bibi, A., Ali, S., Nawaz, R., Rizwan, M. (2017): Air pollution tolerance index of plants around brick kilns in Rawalpindi, Pakistan. *Journal of Environmental Management*, 190, 252–258. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.12.072
4. Acharya, S., Jena, R.C., Das, S.J., Pradhan, C., Chand P.K. (2017): Assessment of air pollution tolerance index of some selected roadside plants of Bhubaneswar city of Odisha State in India. *J. Environ. Biol.* 38, 1397–1403. doi: 10.22438/jeb/38/6/MS-183.
5. Almási B. (2007): A zöldhálózat tervezés metodikai fejlesztése Budapest peremterületének példáján. Doktori értekezés. Corvinus Egyetem, Budapest.
6. Alotaibi, M.D., Alharbi, B.H., Al-Shamsi, M.A., Alshahrani, T.S., Al-Namazi, A.A., Alharbi, S.F., Alotaibi, F.S., Qian, Y. (2020). Assessing the response of five tree species to air pollution in Riyadh City, Saudi Arabia, for potential green belt application. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-020-09226-w
7. Angyal, A., Ferenczi, Z., Manousakas, M., Furu, F., Szoboszlai, Z., Török, Z., Papp, E., Szikszai, Z., Kertész, Z. (2021): Source identification of fine and coarse aerosol during smog episodes in Debrecen, Hungary. *Air Quality, Atmosphere & Health*. doi: 10.1007/s11869-021-01008-8
8. Arasumani, M., Singh, A., Bunyan, M., Robin, V.V. (2021): Testing the efficacy of hyperspectral (AVIRIS-NG), multispectral (Sentinel-2) and radar (Sentinel-1) remote sensing images to detect native and invasive non-native trees. *Biological Invasions*, 23(9), 2863–2879. doi: 10.1007/s10530-021-02543-2
9. Babu, G.B., Parveen, S.N., Kumar, K.N., Reddy, M.S. (2013): Evaluation of Air Pollution Tolerance Indices of Plant Species

- Growing in the Vicinity of Cement Industry and Yogi Vemana University Campus. *Indian J. Adv. Chem. Sci.* 2(1), 16–20.
10. Baldacchini, C., Castanheiro, A., Maghakyan, N. et al. (2017): How Does the Amount and Composition of PM Deposited on *Platanus acerifolia* Leaves Change Across Different Cities in Europe? *Environmental Science & Technology*, 51(3), 1147–1156. doi: 10.1021/acs.est.6b04052
 11. Baranyai, E., Simon, E., Braun, M., Posta, J., Tóthmérész, B., Fábrián, I. (2015): The effect of a fireworks event on the amount and elemental concentration of deposited dust collected in the city of Debrecen, Hungary. *Air Qual. Atmos. Health* 8(4), 359–365. doi: 10.1007/s11869-014-0290-7
 12. Barbour, M. G., Burk, J. H., Pitts, W. D. (1980): *Terrestrial plant ecology*. Menlo Park, CA: Benjamin/Cummings Publishing Co. 604 p
 13. Bartha D. – Csiszár Á. (2012): Nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*). In: Csiszár Á. (szerk.): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugatmagyarországi Egyetem Kiadó, Budapest, pp. 109–113. ISBN 978-963-334-050-9
 14. Bartha D. (1999): *Magyarország fa- és cserjefajai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 301 p. ISBN 963 286 105 1
 15. Barton I., Czímber K., Király G., Moskal L. M. (2019): Faállomány-típusok térképezése Sentinel-2 űrfelvétel idősorozaton Deep learning osztályozóval. In: *Soproni Egyetem Erdőmérnöki Kar VII. Kari Tudományos Konferencia: konferencia kiadvány*. University of Sopron, Sopron, pp. 41–47. ISBN 9789633343227; 9789633343234
 16. Bekő L., Hunyadi G., Burai P., Sporcic D., Enyedi P., Kiss A., Lénárt Cs., Tomor T. (2017): Fafaj szintű erdő osztályozás nagyfelbontású távérzékelt adatok felhasználásával. In: *Balázs B. (szerk): Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában VIII.: Térinformatikai konferencia és szakkiallítás, Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen*, pp. 43–49.
 17. Belgiu, M., Dragut, L. (2016): Random Forest in Remote Sensing: A Review of Applications and Future Directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 114, 24–31. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011
 18. Bharti, S.K., Trivedi, A., Kumar, N., 2018. Air pollution tolerance index of plants growing near an industrial site. *Urban Climate* 24, 820–829. doi: 10.1016/j.uclim.2017.10.007.

19. Bozsik É., Fórián T., Deák B., Riczu P., Fehér J., Herman H., Tamás J. (2014): Integrált távérzékelési módszerek alkalmazása nagyerdei Natura 2000 területen. *Agrártudományi Közlemények* 5, 19–24.
20. Braun, M., Margitai, Z., Tóth, A., Leermakers, M. (2007): Environmental monitoring using linden tree leaves as natural traps of atmospheric deposition: a pilot study in Transilvania, Romania. *Landscape & Environment*, 1(1), 24–35.
21. Breiman L. (2001): Random forests, *Machine learning*, 45(1), 5-32.
22. Burai, P., Lénárt, Cs., Valkó, O., Bekő, L., Szabó, Zs., Deák, B. (2016): Fátlan vegetációtípusok azonosítása légi hiperspektrális távérzékelési módszerrel (Vegetation mapping in an alkali landscape – application of airborne hyperspectral data). *Tájökológiai Lapok* 14. (1): 1–12.
23. Burai, P., Tomor, T., Bekő, L., Deák, B. (2015): Airborne hyperspectral remote sensing for identification grassland vegetation. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 40. (3): 427–431. doi: 10.5194/isprsarchives-XL-3-W3-427-2015
24. Castán Broto, V., Bulkeley, H. (2013): A survey of urban climate change experiments in 100 cities. *Global Environmental Change*, 23(1), 92–102. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2012.07.005
25. Chan, C. K., Yao, X. (2008): Air pollution in mega cities in China. *Atmospheric Environment*, 42(1), 1–42. doi: 10.1016/j.atmosenv.2007.09.003
26. Congalton, R. (2001): Accuracy assessment and validation of remotely sensed and other spatial information. *International Journal of Wildland Fire*: 10(4): 321–328. doi: 10.1071/WF01031.
27. Csorba, P. (2021): Magyarország kistájai. Meridián Táj- és Környezetföldrajzi Alapítvány, Debrecen. ISBN 978-963-89712-4-1
28. Dalponte, M., Orka, H. O., Gobakken, T., Gianelle, D., Naeset, E. (2013): Tree Species Classification in Boreal Forests With Hyperspectral Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 51(5), 2632–2645. doi: 10.1109/tgrs.2012.2216272
29. Deák M., Telbisz T., Árvai M., Mari L., Horváth F., Kohán B., Szabó O., Kovács J. (2017): Heterogeneous forest classification by creating mixed vegetation classes using EO-1 Hyperion. *International Journal of Remote Sensing*, 38:18, 5215-5231
30. Dobos, E., Borbély-Kiss, I., Kertész, Z., Szabó, G., Koltay, E. (2007): Comparison of Debrecen fine fraction aerosol data with others collected in a European collaboration. *ATOMKI Annu. Rep.*, 25, 1–4.

31. Ehrlich, P. R., Mooney, H. A. (1983): Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience*, 33(4), 248–254. doi: 10.2307/1309037
32. Eklundh L. (2003): Estimating leaf area index in coniferous and deciduous forests in Sweden using Landsat optical sensor data. *Proceedings Volume 4879, Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology IV*. doi: 10.1117/12.462467
33. Escobedo, F. J., Kroeger, T., Wagner, J.E. (2011): Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution* 159 (8–9), 2078–2087. doi: 10.1016/j.envpol.2011.01.010.
34. Esfahani, A. A., Amini, H., Samadi, N., Kar, S., Hoodaji, M., Shirvani, M., Porsakhi, K. (2013): Assessment of Air Pollution Tolerance Index of Higher Plants Suitable for Green Belt Development in East of Esfahan City, Iran. *Journal of Ornamental and Horticultural Plants* 3:87-94.
35. European Environment Agency (1998): Assessment and Management of Urban Air Quality in Europe. Environmental monograph No 5/1998. ISBN: 92-9167-103-7
36. European Environment Agency (2019): The European environment: state and outlook 2020: knowledge for transition to a sustainable Europe. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2800/085135>
37. Fassnacht, F. E., Latifi, H., Stereńczak, K., Modzelewska, A., Lefsky, M., Waser, L. T., ... Ghosh, A. (2016): Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 186, 64–87. doi: 10.1016/j.rse.2016.08.013
38. Fehérné Baranyai E. (2015): Városi porszennyezés becslésének lehetőségei környezetanalitikai módszerekkel. Doktori (PhD) értekezés, Debreceni Egyetem.
39. Fórián S., Hagymássy Z. (2009): Zöldfelületek szerepe az urbanizált környezetben. *Debreceni Műszaki Közlemények* 2009/1-2.
40. Freer-Smith, P. H., Beckett, K. P., Taylor, G. (2005): Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* × *trichocarpa* “Beaupré”, *Pinus nigra* and × *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. *Environmental Pollution*, 133(1), 157–167. doi: 10.1016/j.envpol.2004.03.031
41. Fusaro L., Marando F., Sebastiani A., Capotorti G., Blasi C., Copiz R., Congedo L., Munafó L., Ciancarella L., Manes F. (2017): Mapping

- and Assessment of PM₁₀ and O₃ Removal by Woody Vegetation at Urban and Regional Level. *Remote Sensing*, 9, 791.
42. Fusaro, L., Salvatori, E., Mereu, S., Manes, F. (2019): Photosynthetic traits as indicators for phenotyping urban and peri-urban forests: a case study in the metropolitan city of Rome. *Ecol. Indic.* 103, 301–311. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.04.033
 43. Gholami, A., Mojiri, A., Amini H. (2016): Investigation of the air pollution tolerance index (APTI) using some plant species in Ahvaz region. *J. Anim. Plant Sci.* 26(2), 475–480.
 44. Girish, L., Krishnankutty, K., Vaidya, S. (2017): Air pollution tolerance index of selected plants growing near road side of Navi Mumbai, Maharashtra. *IJCR*, 9(9), 57807–57811.
 45. Gonze, M.-A., Sy, M.M. (2016): Interception of wet deposited atmospheric pollutants by herbaceous vegetation: Data review and modelling. *Sci. Total Environ.* 565, 49–67. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.024.
 46. Gulácsi, A., Kovács, F. (2018): Drought monitoring of forest vegetation using MODIS-based normalized difference drought index in Hungary. *Hungarian Geographical Bulletin*, 67(1), 29-42.
 47. Gulyás Á., Kiss T. (2007): Városi élőhelyek és élőlények. – In. MEZŐSI G. (szerk.) *Városökológia. Földrajzi tanulmányok. 1. kötet.* JATEPress, Szeged. pp. 119-147.
 48. Gupta, G.P., Kumar, B., Kulshrestha, U.C. (2016): Impact and pollution indices of urban dust on selected plant species for green belt development: mitigation of the air pollution in NCR Delhi, India. *Arab. J. Geosci.* 9(136). doi: 10.1007/s12517-015-2226-4.
 49. Hajdú-Bihar Megyei Kormányhivatal (2016): Levegőminőségi terv a légszennyezettség javítására Debrecen környéke zónacsoport területén. <https://www.kormanyhivatal.hu/>
 50. Hajdú-Bihar Megyei Kormányhivatal (2020): Levegőminőségi terv a légszennyezettség javítására Debrecen környéke zónacsoport területén. <https://www.kormanyhivatal.hu/>
 51. Hanesch, M., Scholger, R., Rey, D. (2003): Mapping dust distribution around an industrial site by measuring magnetic parameters of tree leaves. *Atmospheric Environment* 37(36), 5125–5133. doi: 10.1016/j.atmosenv.2003.07.013
 52. Hariram, M., Sahu, R., Elumalai, S. P. (2017): Impact Assessment of Atmospheric Dust on Foliage Pigments and Pollution Resistances of Plants Grown Nearby Coal Based Thermal Power Plants. *Archives of*

- Environmental Contamination and Toxicology, 74(1), 56–70. doi: 10.1007/s00244-017-0446-1
53. Harris Geospatial Solutions, Inc. (2021): Process and analyze all types of imagery and data. URL: <https://www.l3harrisgeospatial.com/>
 54. Hartling, S., Sagan, V., Sidike, P., Maimaitijiang, M., Carron, J. (2019): Urban Tree Species Classification Using a WorldView–2/3 and LiDAR Data Fusion Approach and Deep Learning. *Sensors*, 19, 1284. doi: 10.3390/s19061284
 55. Hazarika, M., Singh, S.S., Bharti, A. (2018): An Assessment Of Air Pollution Tolerance Indices Of Some Plant Species Grown In And Around An Industrial Area In Guwahati, Assam, India. *Ijera* 8(10), 39–48. doi: 10.9790/9622-0810053948
 56. Heidt V., Neef M. (2008): Benefits of Urban Green Space for Improving Urban Climate. In: Carreiro M.M., Song YC., Wu J. (eds) *Ecology, Planning, and Management of Urban Forests*. Springer, New York, NY. doi: 10.1007/978-0-387-71425-7_6
 57. Hrotkó, K., Gyeveki, M., Sütöriné, D.M. et al. (2021): Foliar dust and heavy metal deposit on leaves of urban trees in Budapest (Hungary). *Environ Geochem Health* 43, 1927–1940. doi: 10.1007/s10653-020-00769-y
 58. Hüse, B., Szabó, S., Deák, B., Tóthmérész, B. (2016): Mapping an ecological network of green habitat patches and their role in maintaining urban biodiversity in and around Debrecen city (Eastern Hungary). *Land Use Policy*, 57, 574–581. doi: 10.1016/j.landusepol.2016.06.026.
 59. Immitzer, M., Atzberger, C., Koukal, T. (2012): Tree Species Classification with Random Forest Using Very High Spatial Resolution 8-Band WorldView–2 Satellite Data. *Remote Sensing*, 4(9), 2661–2693. doi: 10.3390/rs4092661
 60. Immitzer, M., Vuolo, F., Atzberger, C. (2016): First Experience with Sentinel-2 Data for Crop and Tree Species Classifications in Central Europe. *Remote Sensing*, 8(3), 166. doi: 10.3390/rs8030166
 61. Iqbal, M., Shafiq, M., Zaidi, S., Athar, M. (2015): Effect of automobile pollution on chlorophyll content of roadside urban trees. *GJESM* 1(4), 283–296. doi: 10.7508/gjesm.2015.04.003.
 62. Javanmard, Z., Kouchaksaraei, M. T., Hosseini, S. M., Pandey, A. K. (2020): Assessment of anticipated performance index of some deciduous plant species under dust air pollution. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-020-09957-w

63. Johnson O. (2007): Európa fái. Kossuth Kiadó. 463 p. ISBN 978-963-09-5519-5
64. Jombo, S., Adam, E., Byrne, M. J., Newete, S. W. (2020): Evaluating the capability of Worldview-2 imagery for mapping alien tree species in a heterogeneous urban environment. *Cogent Social Sciences*, 6(1), 1754146. doi: 10.1080/23311886.2020.1754146
65. Jombo, S., Adam, E., Byrne, M. J., Newete, S. W. (2020): Evaluating the capability of WorldView–2 imagery for mapping alien tree species in a heterogeneous urban environment. *Cogent Social Sciences*, 6(1), 1754146. doi: 10.1080/23311886.2020.1754146
66. Joshi, P.C., Swami, A. (2007): Physiological responses of some tree species under roadside automobile pollution stress around city of Haridwar, India. *Environmentalist* 27, 365–374. doi: 10.1007/s10669-007-9049-0.
67. Kabisch, N., Haase, D. (2014): Green justice or just green? Provision of urban green spaces in Berlin, Germany. *Landscape and Urban Planning*, 122, 129–139. doi: 10.1016/j.landurbplan.2013.11.016
68. Kerényi A. (1995): Általános környezetvédelem – Globális gondok, lehetséges megoldások. Mozaik Oktatási Stúdió Kft., Szeged. 384p.
69. Kimm, H., Ryu, Y. (2015): Seasonal variations in photosynthetic parameters and leaf area index in an urban park. *Urban Forestry & Urban Greening* 14(4): 1059–1067.
70. Kiss M., Báthoryné Nagy I. R., Buzás K., Csőszi M., Gulyás Á., Lenkei P., Mészáros R., Pinke Zs., Tanács E. (2021): A városi ökoszisztéma szolgáltatások értékelése – Az ökoszisztéma állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésig. A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok projekt, Ökoszisztéma-szolgáltatások projektelem. Agrárminisztérium, Budapest, pp. 52. doi: 10.34811/osz.varos.tanulmany
71. Kiss, E., Fazekas, I., Szabó, Gy., Kozma, G., Teperics, K., Szilágyiné, C.K. (2018): Klímastratégiák Magyarországon. In: Fazekas, I., Kiss, E., Lázár, I. (szerk.) *Földrajzi tanulmányok*. Debrecen, Magyarország: MTA DAB Földtudományi Szakbizottság 386 p. pp. 173–178., 6 p.
72. Klejnowski, K., Krasa, A., Rogula-Kozłowska, W., Błaszczak, B. (2013). Number Size Distribution of Ambient Particles in a Typical Urban Site: The First Polish Assessment Based on Long-Term (9

- Months) Measurements. *The Scientific World Journal*, 2013, 1–13. doi: 10.1155/2013/539568
73. Kokubu, Y., Hara, S., Tani, A. (2020): Mapping Seasonal Tree Canopy Cover and Leaf Area Using WorldView–2/3 Satellite Imagery: A Megacity-Scale Case Study in Tokyo Urban Area. *Remote Sens.*, 12, 1505. doi: 10.3390/rs12091505
 74. Kozma G., Molnár E., Deák A. (2020): A Debreceni Nyugati Ipari Park és környezetének funkcionális átalakulása. *Településföldrajzi tanulmányok* 9(1), pp. 119–134.
 75. Kremer B.P. (1995): *Fák*. Magyar Könyvklub, Budapest. 287 p. ISBN 963 548 153 5
 76. Kumar, P., Morawska, L., Martani, C., Biskos, G., Neophytou, M., Sabatino, S.D., Bell, M., Norford, L., Britter, R. (2015): The rise of low-cost sensing for managing air pollution in cities. *Environ. Int.* 75, 199–205. doi: 10.1016/j.envint.2014.11.019.
 77. Laben, C.A., Brower, B.V. (2000): Process for enhancing the spatial resolution of multispectral imagery using pan-sharpening. Technical Report US Patent # 6,011,875, Eastman Kodak Company.
 78. Lark, R.M. (1995): Components of accuracy of maps with special reference to discriminant analysis on remote sensing data. *International Journal of Remote Sensing*, 16. 1461-1480.
 79. László, E., Bottyán, Z., Szegedi, S. (2015): Long-term changes of meteorological conditions of urban heat island development in the region of Debrecen, Hungary. *Theoretical and Applied Climatology*, 124(1-2), 365–373. doi: 10.1007/s00704-015-1427-9
 80. Leghari, S.K., Zaid, M.A., Sarangzai, A.M., Faheem, M., Shawani, G.R., Ali, W. (2014): Effect of road side dust pollution on the growth and total chlorophyll contents in *Vitis vinifera* L. (grape). *Afr. J. Biotechnol.* 13(11), 1237–1242. doi: 10.5897/AJB12.2652.
 81. Lei, Y., Duan, Y., He, D., Zhang, X., Chen, L., Li, Y., Gao, Y.G., Tian, G., Zheng, J. (2018): Effects of Urban Greenspace Patterns on Particulate Matter Pollution in Metropolitan Zhengzhou in Henan, China. *Atmosphere*, 9, 199. doi: 10.3390/atmos9050199
 82. Levei, L., Cadar, O., Babalau-Fuss, V., Kovacs, E., Torok, A.I., Levei, E.A., Ozunu, A. (2021): Use of Black Poplar Leaves for the Biomonitoring of Air Pollution in an Urban Agglomeration. *Plants*, 10(3):548. doi: 10.3390/plants10030548
 83. Li, D., Ke, Y., Gong, H., Chen, B., Zhu, L. (2014): Tree species classification based on WorldView-2 imagery in complex urban environment. 2014 Third International Workshop on Earth

- Observation and Remote Sensing Applications (EORSA), pp. 326-330, doi: 10.1109/EORSA.2014.6927905.
84. Likó S., Bekő L., Burai P., Mari L. (2021): Légi hiperspektrális felvétel osztályozási pontosságának vizsgálata fás mintaterületen. *Geodézia és Kartográfia*, 3(73) DOI: 10.30921/GK.73.2021.3.2
 85. Lima, J. S., Fernandes, E. B., Fawcett, W. N. (2000): *Mangifera indica* and *Phaseolus vulgaris* in the Bioindication of Air Pollution in Bahia, Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46(3), 275–278. doi: 10.1006/eesa.1999.1894
 86. Liu, Y., Ding, H. (2008): Variation in air pollution tolerance index of plants near a steel factory: Implications for landscape-plant species selection for industrial areas. *WSEAS Transactions on Environment and Development*, 4(1), 24–32.
 87. Major, I., Furu, E., Varga, T., Horváth, A., Futó, I., Gyökös, B., ... Molnár, M. (2021): Source identification of PM_{2.5} carbonaceous aerosol using combined carbon fraction, radiocarbon and stable carbon isotope analyses in Debrecen, Hungary. *Science of The Total Environment*, 782, 146520. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146520
 88. Margitai, Z., Simon, E., Fábrián, I., Braun, M. (2017): Inorganic chemical composition of dust deposited on oleander (*Nerium oleander*) leaves. *Air Qual. Atmos. Health* 10(3), 339-347. doi: 10.1007/s11869-016-0416-1.
 89. Maurer, T. (2013): How to Pan-Sharpen Images Using the Gram-Schmidt Pan-Sharpen Method – a Recipe. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences XL-1/W1*. 239–244.
 90. McHugh, M. L. (2012): Interrater reliability: The kappa statistic. *Biochemia Medica*. 22 (3): 276–282. doi: 10.11613/bm.2012.031
 91. MFO LRK Adatközpont (2021): 2020. évi összesítő értékelés hazánk levegőminőségéről az automata mérőhálózat adatai alapján. URL: https://legszenyezettség.met.hu/storage/media/ertekelesek/2020_ertেকেles_automata.pdf
 92. Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington. 155pp.
 93. Molnár V. É., Simon E., Szabó Sz. (2020): Species-level classification of urban trees from WorldView–2 imagery in Debrecen, Hungary: an effective tool for planning a comprehensive green network to reduce dust pollution. *European Journal of Geography* 11(2), pp. 033 – 046.

94. Molnár, V.É., Tóthmérész, B., Szabó, Sz., Simon, E., (2018): Urban tree leaves' chlorophyll-a content as a proxy of urbanization. *Air Qual. Atmos. Health* 11(6), 665–671 doi: 10.1007/s11869-018-0573-5.
95. Mountrakis, G., Im, J., Ogole, C. (2011): Support vector machines in remote sensing: A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66(3), 247–259. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2010.11.001
96. Mucsi, L., Unger, J., Henits, L (2009): A beépítettség és a városi hősziget kapcsolatrendszerének vizsgálata geoinformatikai módszerekkel Szegeden. *Földrajzi Közlemények* 133: 4 pp. 411-429, 19 p.
97. Mukherjee, A., Agrawal, M. (2015): Pollution response score of tree species in relation to ambient air quality in an urban area. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 96(2), 197–202. doi: 10.1007/s00128-015-1679-1.
98. Nadgórska-Socha, A., Kandziora-Ciupa, M., Trzęsicki, M., Barczyk, G. (2017): Air pollution tolerance index and heavy metal bioaccumulation in selected plant species from urban biotopes. *Chemosphere* 183, 471–482. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.05.128.
99. Natividade, J., Prado, J., Marques, L. (2017): Low-cost Multi-spectral Vegetation Classification using an Unmanned Aerial Vehicle. *IEEE International Conference on Autonomous Robot Systems and Competitions (ICARSC)*, April 26-28, Coimbra, Portugal, pp. 336–342.
100. Négyesi G., Szalóki A., Lázár I., Szabó Sz. (2022): A beépítettség terjedése 1980-2020 között és hosszútávú tervezési javaslat Debrecen Megyei Jogú Város porterhelésének csökkentéséhez. Kézirat.
101. Négyesi, G., Lóki, J., Buró, B., Bertalan-Balázs, B., Pásztor, L. (2019): Wind erosion researches in Hungary - Past, present and future possibilities. *Hung. Geogr. Bull.* 68, 223–240, doi: 10.15201/hungeobull.68.3.2.
102. Németh J. (1998): A biológiai vízminősítés módszerei. Környezetgazdálkodási Intézet, TOI Környezetvédelmi Tájékoztató Szolgálat, Budapest.
103. Niemelä, J. (2000): Biodiversity monitoring for decision-making. *Annales Zoologici Fennici* 37(4), 307–317.
104. Nowak D.J., Hirabayashi S., Ellis E., Greenfield E.J. (2014): Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution* 193, 119–129.

105. Nowak, D. J., Crane, D. E., Stevens, J. C. (2006): Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3-4), 115–123. doi: 10.1016/j.ufug.2006.01.007
106. Nowak, D.J. (1994): Air pollution removal by Chicago's urban forest. In: McPherson, E.G., Nowak, D.J., Rowntree, R.A. (Eds.): *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Radnor, PA, pp. 63–82.
107. Nowak, D.J., Crane, D.E. (2000): The urban forest effects (UFORE) model: Quantifying urban forest structure and functions, pp. 714–720. In Hansen M., and T. Burk (Eds.): *Proceedings: Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century*. IUFRO Conference, 16–20 August 1998, Boise, ID. General Technical Report NC-212, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station, St. Paul, MN.
108. Ogunkunle, C.O., Suleiman, L.B., Oyediji, S., Awotoye, O. O., Fatoba, P. O., (2015): Assessing the air pollution tolerance index and anticipated performance index of some tree species for biomonitoring environmental health. *Agroforest. Syst.* 89, 447–454. doi: 10.1007/s10457-014-9781-7.
109. Oláh, A. B. (2011): A városi hősziget mérséklése tájépítészeti eszközökkel. 4D Tájépítészeti És Kertművészeti Folyóirat: különszám Paper: OAB.
110. Ouerghemmi, W., Gadal, S., Mozgeris, G. (2018): Urban Vegetation Mapping Using Hyperspectral Imagery and Spectral Library. IGARSS, the 38th annual symposium of the IEEE Geoscience and Remote Sensing Society, Valencia, Spain, doi: 10.1109/IGARSS.2018.8518893.
111. Pascal, M., Corso, M., Chanel, O., Declercq, C., Badaloni, C., Cesaroni, G., ... Medina, S. (2013): Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: Results of the Aphekom project. *Science of The Total Environment*, 449, 390–400. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.01.077
112. Pásztor, L., Laborczi, A., Takács, K., Szatmári, G., Illés, G., Fodor, N., Négyesi, G., Bakacsi, Z., Szabó, J. (2016): Spatial distribution of selected soil features in Hajdú-Bihar county represented by digital soil maps. *Landsc. Environ.* 10, 203–213, doi: 10.21120/le/10/3-4/14.
113. Pathak, R.K., Tomar, C., Neelumalviya, M.S. (2015): Phytomonitoring of atmospheric pollution in road side perennial trees of Indore city (M.P.) India. *IJAET* 7(6),1727–1734.

114. Patkós, C., Radics, Z., Tóth, J. B., Kovács, E., Csorba, P., Fazekas, I., ... Tóth, T. (2019): Climate and Energy Governance Perspectives from a Municipal Point of View in Hungary. *Climate*, 7(8), 97. doi: 10.3390/cli7080097
115. Peña, M. A., Cruz, P., Roig, M. (2013): The effect of spectral and spatial degradation of hyperspectral imagery for the Sclerophyll tree species classification. *International Journal of Remote Sensing*, 34(20), 7113–7130. doi: 10.1080/01431161.2013.817712
116. Persson, M., Lindberg, E., Reese, H. (2018): Tree Species Classification with Multi-Temporal Sentinel-2 Data. *Remote Sensing*: 10(11): 1794. doi: 10.3390/rs10111794.
117. Phinzi K, Abriha D, Szabó S. (2021): Classification Efficacy Using K-Fold Cross-Validation and Bootstrapping Resampling Techniques on the Example of Mapping Complex Gully Systems. *Remote Sensing*. 13(15): 2980. doi: 10.3390/rs13152980
118. Priyanka, C., Dibyendu, B. (2009): Biomonitoring of air quality in the industrial town of asansol using the Air Pollution Tolerance Index approach. *Research Journal of Chemistry and Environment*. 13. 46-51.
119. Pu, R., Landry, S. (2012): A comparative analysis of high spatial resolution IKONOS and WorldView–2 imagery for mapping urban tree species. *Remote Sensing of Environment*, 124, 516–533. doi: 10.1016/j.rse.2012.06.011
120. Puppim de Oliveira J.A., Doll C.N.H., Moreno-Peñaranda R., Balaban O. (2014): Urban Biodiversity and Climate Change. In: Freedman B. (szerk.) *Global Environmental Change. Handbook of Global Environmental Pollution*, vol 1. Springer, Dordrecht. doi: 10.1007/978-94-007-5784-4_21
121. Puskás I., Farsang A., Kitka G. (2007): Biológiai indikátorok a városi háttérszennyezettség mérésében: mohák nehézfém-tartalom vizsgálata Szegeden. In: Mezősi G. (szerk.): *Városökológia*. JATEPress, Szeged, pp. 149-157.
122. QGIS.org (2022): QGIS Geographic Information System. QGIS Association.
123. R Core Team (2021): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.r-project.org/>
124. Radó D. (2001): A növényzet szerepe a környezetvédelemben. *Zöld Érdek Alapítvány – Levegő Munkacsoport*, Budapest, 141/ 20–40, 90–117 p.

125. Rai, P.K., Panda, L.L.S., (2014): Dust capturing potential and air pollution tolerance index (APTI) of some road side tree vegetation in Aizawl, Mizoram, India: an Indo-Burma hot spot region. *Air Qual. Atmos. Health* 7(1), 93–101. doi: 10.1007/s11869-013-0217-8.
126. Ramirez-Leal, R., Valle-Martinez, M., Cruz-Campas, M. (2014): Chemical and Morphological Study of PM10 Analysed by SEM-EDS. *Open Journal of Air Pollution*, 3, 121–129. doi: 10.4236/ojap.2014.34012
127. Rapinel, S., Bonis, A., Oszwald, J., Rossignol, N., Bouzillé, J-B. (2015): Use of multispectral satellite images for plant communities mapping. 24th International Workshop of the European Vegetation Survey, Rennes, France, p. 83.
128. Redlands, C. E. S. R. I. (2011): ArcGIS Desktop: Release 10.
129. Roth, M. (2007): Review of urban climate research in (sub)tropical regions. *International Journal of Climatology*, 27(14), 1859–1873. doi: 10.1002/joc.1591
130. Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W. (1974): Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: S.C. Freden, E.P. Mercanti, M. Becker (szerk.): *Third Earth Resources Technology Satellite–1 Symposium. Volume I: Technical Presentations*, NASA SP-351, NASA, Washington, D.C., pp. 309-317.
131. Roy, A., Bhattacharya, T., Kumari, M. (2020): Air pollution tolerance, metal accumulation and dust capturing capacity of common tropical trees in commercial and industrial sites. *Science of The Total Environment*, 137622. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137622
132. Salmond, J.A., Tadaki, M., Vardoulakis, S., Arbutnott, K., Coutts, A., Demuzere, M., Dirks, K.N., Heaviside, C., Lim, S., Macintyre, H., McInnes, R.N., Wheeler, B.W. (2016): Health and climate related ecosystem services provided by street trees in the urban environment. *Environmental Health* 15, S36. doi: 10.1186/s12940-016-0103-6.
133. Säumel, I., Weber, F., Kowarik, I. (2016): Toward livable and healthy urban streets: Roadside vegetation provides ecosystem services where people live and move. *Environmental Science & Policy* 62, 24–33. doi: 10.1016/j.envsci.2015.11.012.
134. Sebastiani, A., Buonocore, E., Franzese, P. P., Riccio, A., Chianese, E., Nardella, L., Manes, F. (2021): Modeling air quality regulation by green infrastructure in a Mediterranean coastal urban area: The removal of PM₁₀ in the Metropolitan City of Naples (Italy). *Ecological Modelling*, 440, 109383. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2020.109383

135. Selmi, W., Weber, C., Rivière, E., Blond, N., Mehdi, L., Nowak, D. (2016): Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban Forestry & Urban Greening* 17, 192–201. doi: 10.1016/j.ufug.2016.04.010
136. Shiva Nagendra S. M., Schlink U., Müller A., Khare M. (2021): *Urban Air Quality Monitoring, Modelling and Human Exposure Assessment (Springer Transactions in Civil and Environmental Engineering)*. Springer, Singapore. ISBN 978-9811555107 doi: 10.1007/978-981-15-5511-4
137. Simon, E., Baranyai, E., Braun, M., Cserhádi, Cs., Fábíán, I., Tóthmérész, B. (2014): Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. *Sci. Total Environ.* 490, 514–520. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.028
138. 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. *Environ. Pollut.* 159(5), 1229–1233. doi: 10.1016/j.envpol.2011.01.034
139. Simon, E., Harangi, S., Baranyai, E., Fábíán, I., Tóthmérész, B. (2016): Influence of past industry and urbanization on elemental concentrations in deposited dust and tree leaves. *Urban For. Urban Gree.* 20, 12–19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2016.07.017>
140. Singh, S. N., Verma, A. (2007): Phytoremediation of Air Pollutants: A Review. *Environmental Bioremediation Technologies*, 293–314. doi: 10.1007/978-3-540-34793-4_13
141. Singh, S.K., Rao, D.N. (1983): Evaluation of plants for their tolerance to air pollution, in: *Proceedings Symposium on Air Pollution Control*, vol. 1. Indian Association for Air Pollution Control, New Delhi, India, 1, 218–224.
142. Singh, S.K., Rao, D.N., Agrawal, M., Pandey, J., Naryan, D. (1991): Air pollution tolerance index of plants. *J. Environ. Manage.* 32(1), 45–55. doi: 10.1016/S0301-4797(05)80080-5.
143. Sulistijorini, Mas'ud, Z.A., Nasrullah, N., Bey, A., Tjitrosemito, S. (2008): Tolerance Levels of Roadside Trees to Air Pollutants Based on Relative Growth Rate and Air Pollution Tolerance Index. *HAYATI Journal of Biosciences* 15(3), 123–129. doi: 10.4308/hjb.15.3.123.
144. Szabó L, Deák B, Bíró T, Dyke GJ, Szabó S. (2020): NDVI as a Proxy for Estimating Sedimentation and Vegetation Spread in Artificial Lakes—Monitoring of Spatial and Temporal Changes by Using

- Satellite Images Overarching Three Decades. *Remote Sensing* 12(9):1468. doi: 10.3390/rs12091468
145. Szabó, L., Abriha, D., Phinzi, K., Szabó, S. (2021): Urban vegetation classification with high-resolution PlanetScope and SkySat multispectral imagery. *Landscape & Environment* 15(1), 66–75. doi: 10.21120/LE/15/1/9
146. Szabó, L., Burai, P., Deák, B., Dyke, G. J., Szabó, S. (2019): Assessing the efficiency of multispectral satellite and airborne hyperspectral images for land cover mapping in an aquatic environment with emphasis on the water caltrop (*Trapa natans*). *International Journal of Remote Sensing*, 1–24. doi: 10.1080/01431161.2019.1579383
147. Szatmári, G., Bakacsi, Zs., Laborczi, A., Petrik, O., Pataki, R., Tóth, T., Pásztor, L. (2020): Elaborating Hungarian segment of the Global Map of Salt-affected soils (GSSmap): national contribution to an international initiative. *Remote Sensing* 12(24), 4073.
148. Szegedi, S., Kircsi, A. (2004): A városi hősziget kialakulása és térszerkezete különböző időjárási helyzetekben. In: A magyar földrajz kurrens eredményei: II. Magyar Földrajzi Konferencia / Táj, tér, tervezés: Geográfus Doktoranduszok VIII. Országos Konferenciája (pp. 1639–1647):
149. Szegedi, S., Tóth, T., Lázár, I., László, E. (2014): A városklíma jellegzetességei és hatásai. In: Kalmár, Ferenc (szerk.) Fenntartható energetika megújuló energiaforrások optimalizált integrálásával. Budapest, Magyarország: Akadémiai Kiadó 403 p.
150. Tallis, M., Taylor, G., Sinnett, D., Freer-Smith, P. (2011): Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. *Landscape and Urban Planning*, 103(2), 129–138. doi: 10.1016/j.landurbplan.2011.07.003
151. Taneer, F.B.G., Albert, E. (2013): Air pollution tolerance indices of plants growing around Umuebulu Gas Flare Station in Rivers State, Nigeria. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* 7(1), 1–8. doi: 10.5897/AJEST12.075
152. Tian, J., Wang, L., Li, X., Gong, H., Shi, C., Zhong, R., Liu, X. (2017): Comparison of UAV and WorldView-2 imagery for mapping leaf area index of mangrove forest. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 61, 22–31. doi: 10.1016/j.jag.2017.05.002
153. Tiwary, A., Sinnett, D., Peachey, C., Chalabi, Z., Vardoulakis, S., Fletcher, T., ... Hutchings, T. R. (2009): An integrated tool to assess the role of new planting in PM10 capture and the human health

- benefits: A case study in London. *Environmental Pollution*, 157(10), 2645–2653. doi: 10.1016/j.envpol.2009.05.005
154. Unger, J., Lelovics, E., Gál, T., Mucsi, L (2014): A városi hősziget fogalom finomítása a lokális klímazónák koncepciójának felhasználásával – példák Szegedről. *Földrajzi Közlemények*, 138: 1 pp. 50–63, 14 p.
 155. Vapnik, V. (1979): Estimation of Dependences Based on Empirical Data. Nauka, Moscow, pp. 5165–5184, 27 (in Russian) (English translation: Springer Verlag, New York, 1982).
 156. Varga, G. (2020): Changing nature of Saharan dust deposition in the Carpathian Basin (Central Europe): 40 years of identified North African dust events (1979–2018). *Environ. Int.*, 139, 105712, doi: 10.1016/j.envint.2020.105712.
 157. Varga, G., Cserhádi, C., Kovács, J., Szalai, Z. (2016): Saharan dust deposition in the Carpathian Basin and its possible effects on interglacial soil formation. *Aeolian Research*, 22, 1–12. doi: 10.1016/j.aeolia.2016.05.004
 158. Varga, T., Jull, A. J. T., Lisztes-Szabó, Z., Molnár, M. (2019): Spatial distribution of ¹⁴C in tree leaves from Bali, Indonesia. *Radiocarbon*, 1–8. doi: 10.1017/rdc.2019.113
 159. Vince, T., Szabó, G., Csoma, Z., Sándor, G., Szabó, S. (2014): The spatial distribution pattern of heavy metal concentrations in urban soils - a study of anthropogenic effects in Berehove, Ukraine. *Open Geosciences*, 6(3). doi: 10.2478/s13533-012-0179-7
 160. World Health Organization, (2016): Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. <http://origin.who.int/phe/publications/air-pollution-global-assessment/en/> (Utoljára hozzáférve: 2018 november).
 161. Yang, J., McBride, J., Zhou, J., Sun, Z. (2005): The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Urban Greening*, 3(2), 65–78. doi: 10.1016/j.ufug.2004.09.001
 162. You, H.N., Woo, S.Y., Park, C.R. (2016): Physiological and biochemical responses of roadside trees grown under different urban environmental conditions in Seoul. *Photosynthetica* 54, 478–480. doi: 10.1007/s11099-016-0184-z
 163. Younis, U., Bokhari, T.Z., Raza Shah, M.H., Mahmood, S., Malik, S.A. (2013): Dust Interception Capacity And Alteration Of Various Biometric And Biochemical Attributes In Cultivated Population Of *Ficus Carica* L. *IOSR Journal of Pharmacy and Biological Sciences*, 6(4), 35-42.

164. Yu, C., Li, M., Zhang, M. (2015): Classification of dominant tree species in an urban forest park using the remote sensing image of WorldView-2. 8th International Congress on Image and Signal Processing (CISP). doi: 10.1109/cisp.2015.7407976

Függelék

A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (5)

1. Simon, E., **Molnár, V. É.**, Lajtos, D., Bibi, D., Tóthmérész, B., Szabó, S.:
Usefulness of Tree Species as Urban Health Indicators.
Plants-Basel 10 (12), 1-12, 2021. ISSN: 2223-7747.
DOI: <https://doi.org/10.3390/plants10122797>
IF: 3.935 (2020)
2. **Molnár, V. É.**, Simon, E., Tóthmérész, B., Ninsawat, S., Szabó, S.: Air pollution induced vegetation stress – The Air Pollution Tolerance Index as a quick tool for city health evaluation.
Ecol. Indic. 113, 1-8, 2020. ISSN:1470-160X.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106234>
IF: 4.958
3. Simon, E., **Molnár, V. É.**, Tóthmérész, B., Szabó, S.: Ecological Assessment of Particulate Material (PM5 and PM10) in Urban Habitats.
Atmosphere. 11 (6), 1-11, 2020. EISSN: 2073-4433.
DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos11060559>
IF: 2.686
4. **Molnár, V. É.**, Simon, E., Szabó, S.: Species-level classification of urban trees from WorldView-2 imagery in Debrecen, Hungary: an effective tool for planning a comprehensive green network to reduce dust pollution.
European Journal of Geography. 11 (2), 33-46, 2020. ISSN: 1792-1341.
DOI: <https://doi.org/10.48088/ejg.v.mol.11.1.33.46>
5. **Molnár, V. É.**, Tózsér, D., Szabó, S., Tóthmérész, B., Simon, E.: Use of Leaves as Bioindicator to Assess Air Pollution Based on Composite Proxy Measure (APTI), Dust Amount and Elemental Concentration of Metals.
Plants-Basel 9 (12), 1-11, 2020. ISSN: 2223-7747.
DOI: <https://doi.org/10.3390/plants9121743>
IF: 3.935

További közlemények

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (1)

6. Simon, E., **Molnár, V. É.**, Tóthmérész, B.: Falevelek, mint a légszennyezés-bebecslés eszközei.
Ökotoxikol. 3 (1), 9-16, 2021. EISSN: 2732-2556.

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (2)

7. **Molnár, V. É.**, Simon, E., Ninsawat, S., Tóthmérész, B., Szabó, S.: Pollution assessment based on element concentration of tree leaves and topsoil in Ayutthaya Province, Thailand.
Int. J. Environ. Res. Public Health. 17 (4), 1-13, 2020. ISSN. 1661-7827.
DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph17145165>
IF: 3.39
8. **Molnár, V. É.**, Tóthmérész, B., Szabó, S., Simon, E.: Urban tree leaves' chlorophyll-a content as a proxy of urbanization
Air Qual. Atmos. Health. 11 (6), 665-671, 2018. ISSN: 1873-9318.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s11869-018-0573-5>
IF: 2.297

Magyar nyelvű konferenciaközlemények (1)

9. **Molnár, V. É.**, Simon, E., Szabó, S.: Fafajok osztályozása multispektrális felvételek alapján debreceni mintaterületen.
In: Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában X.: Theory meets practice in GIS. Szerk.: Molnár Vanda Éva, Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen, 201-204, 2019. ISBN: 9789633180549

Idegen nyelvű konferenciaközlemények (2)

10. **Molnár, V. É.**, Simon, E., Szabó, S.: Classification of tree species and estimation of Leaf Area Index based on satellite imagery.
In: Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában XII.: Theory meets practice in GIS. Szerk.: Molnár Vanda Éva, Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen, 215-218, 2021. ISBN: 9789633189771.
11. **Molnár, V. É.**, Simon, E., Szabó, S.: Species level classification using images from WorldView-2 and WorldView-3 satellites, in a study area in Debrecen
In: Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában XII.: Theory meets practice in GIS. Szerk.: Molnár Vanda Éva, Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen, 211-214, 2021. ISBN: 9789633189771.

Magyar nyelvű absztrakt kiadványok (3)

12. **Molnár, V. É.**, Szabó, S., Tózsér, D., Tóthmérész, B., Simon, E.:
Légszennyezettség-becslés falevek biokémiai és elemanalitikai paramétereit alapján.
Ökotoxikol. 2 (2), 18-19, 2020. EISSN: 2732-2556.
13. **Molnár, V. É.**, Tóthmérész, B., Szabó, S., Simon, E.: Fafajok pormegkötésének és légszennyezettségi tolerancia indexének meghatározása.
In: Abs. VIII. Ökotoxikológiai Konferencia / Főszerk. Darvas Béla, Magyar Ökotoxikológiai Társaság, Budapest, 22-23, 2018. ISBN: 9789638945297.
14. **Molnár, V. É.**, Szabó, S., Simon, E.: Fajmeghatározás távérzékelt adatokkal egy debreceni park példáján.
In: Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában IX.: Theory meets practice in GIS. Szerk.: Molnár Vanda Éva, Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen, 241, 2018. ISBN: 9789633187234.

Idegen nyelvű absztrakt kiadványok (1)

15. **Molnár, V. É.**, Simon, E., Szabó, L., Szabó, S.: Species level classification of urban trees from multispectral imagery.
In: Hidden Geographies : Collection of Abstracts, University of Ljubljana, Ljubljana, 13-14, 2019