



ökoszisztéma-
szolgáltatások
a természet ajándékai



MAGYARORSZÁG
KORMÁNYA

Európai Unió
Európai Regionális
Fejlesztési Alap



BEFEKTETÉS A JÖVŐBE

SZÉCHENYI 2020

A városi ökoszisztéma szolgáltatások értékelése



sokszínű zöld
a természetem

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



ökoszisztéma-
szolgáltatások
a természet ajándékai

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001

A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok.

Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatások térképezése és -értékelése projektetem
(NÖSZTÉP)

II/2M Ökoszisztéma-szolgáltatások térképezésére és értékelésére vonatkozó integrált modell kialakítása 2.1-2.3

**A VÁROSI ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK ÉRTÉKELÉSE
– AZ ÖKOSZISZTÉMA-ÁLLAPOTTÓL A TÉNYLEGESEN IGÉNYBE VETT
ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁS ÉRTÉKELÉSÉIG**

A VÁROSI SZAKÉRTŐI MUNKACSOPORT TANULMÁNYA

Szerkesztette: Kiss Márton



Kedvezményezett: Agrárminisztérium

Budapest, 2021.



A dokumentumot készítette: Kiss Márton, Báthoryné Nagy Ildikó Réka, Buzás Kálmán, Csőszi Mónika, Gulyás Ágnes, Lenkei Péter, Mészáros Róbert, Pinke Zsolt, Tanács Eszter

Konzorciumvezető: Agrárminisztérium

A projektben résztvevő partnerintézmények:

Lechner Tudásközpont (LTK)
Talajtani és Agrokémiai Intézet (TAKI)
Ökológiai Kutatóközpont (ÖK)
Agrárgazdasági Kutatóintézet (AKI)

Kapcsolat:

Levelezési cím: 1052 Budapest, Apáczai Csere János utca 9.

E-mail: okoszisztemaszolgaltatasok@termeszetem.hu

Információk a projektről:

<https://termeszetem.hu/hu>

Hivatkozás:

A publikáció megosztható és sokszorosítható. Felhasználása esetén használandó hivatkozás a következő:

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.

Szövegközi hivatkozás: Kiss et al. (2021)

DOI szám: [10.34811/osz.varos.tanulmany](https://doi.org/10.34811/osz.varos.tanulmany)

A KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001 „A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok” című projekt az Európai Regionális Fejlesztési Alap (ERFA), valamint a Környezeti és Energiahatékonysági Operatív Program és a Versenyképes Közép-Magyarország Operatív Program támogatásával valósult meg.

Tartalomjegyzék

1. A Városi Szakértői Munkacsoport munkájának alapjai.....	2
1.1. A Városi SZMCS tagjai.....	2
1.2. Az értékelt ökoszisztéma-szolgáltatások.....	3
2. Bevezetés.....	4
2.1. Városi ökoszisztémák.....	4
3. Általános elméleti és módszertani szempontok a települési ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez	7
4. Az értékelési folyamat vázlatos áttekintése.....	13
4.1. Az ökoszisztéma-állapot javasolt indikátora településeken: zöldfelületek és vízfelületek aránya	13
4.2. Mikroklíma-szabályozás	16
4.3. Légszennyezők megkötése	23
4.4. Csapadékvíz-megtartás	29
5. A szolgáltatásbiztosító képesség értékeléséhez javasolt indikátorok további részletei	34
5.1. Levélfelületi index (LAI)	34
5.2. Evapotranspirációs koefficiens (mikroklíma-szabályozás értékeléséhez)	37
5.3. Csapadékvíz-lefolyást jellemző állandó (görbeparaméter).....	41
6. Rövid összegzés, következtetések	45
Irodalomjegyzék.....	47

1. A Városi Szakértői Munkacsoport munkájának alapjai

1.1. A Városi SZMCS tagjai

Vezető: Kiss Márton (Ökológiai Kutatóközpont/SZTE)

Az SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, valamint az Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézetének munkatársa, doktori és egyéb kutatásaiban az ökoszisztéma-szolgáltatások modell-alapú értékelésével foglalkozik. Ezek közül a legfontosabb a városi faállományok (elsősorban klimatikus vonatkozású) szolgáltatásainak egyed alapú értékelése, és ezek döntéselőkészítési célú alkalmazása.

Tagok:

➤ Báthoryné Nagy Ildikó Réka (SZIE Településepítészeti Tanszék)

Tanszékvezető a SZIE Tájépítészeti és Településtervezési Karán, települési zöldfelületekkel, zöldinfrastruktúrával és településtervezéssel, tájrehabilitációval kapcsolatos tantárgyak oktatója. Szűkebb kutatási területe a kisvízfolyások rehabilitációjának elméleti és gyakorlati kérdései, emellett számos hazai és európai uniós finanszírozású települési zöldinfrastruktúra kutatási projekt résztvevője, zöldfelület-gazdálkodáshoz, klímaadaptációhoz, vízgazdálkodáshoz kötődő témákban. A településeknek szóló Virágos Magyarország környezetszépítő verseny nemzeti koordinátora.

➤ Buzás Kálmán (BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék)

A BME címzetes egyetemi tanára, szakterülete a települési vízgazdálkodás (lefolyás-szabályozás, csapadékvíz-gazdálkodás). Ezekkel kapcsolatban számos kutatási és gyakorlati projekt tapasztalattal rendelkezik, az ökoszisztémák értékeléséhez szükséges mérnöki tervezési szempontok és szaktudás képviselője a Szakértői Csoport munkája során.

➤ Csósz Mónika (Lechner Tudásközpont)

Jelenlegi, és korábbi munkahelyén, a Földművelésügyi Minisztérium Nemzeti Parki és Tájvédelmi Főosztályán is integrált tájfejlesztési és tájvédelmi témákkal foglalkozott. Szakértő résztvevője volt a NATÉR-hez kapcsolódó klímaadaptációs kutatásoknak, valamint több területrendezési terv készítésének és felülvizsgálati folyamatának. A NÖSZTÉP mellett a két másik projektem (Tájkarakter-elemzés, Zöldinfrastruktúra-fejlesztés) munkájára is rálátása van, ezek szempontjait képviseli az SZMCS számára.

➤ Gulyás Ágnes (SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék)

Korábbi kutatásaiban humán bioklimatológiával foglalkozott, a települési zöld infrastruktúra ökoszisztéma-szolgáltatásait először ilyen irányból kezdte kutatni, majd más szolgáltatások vizsgálatával kapcsolatban is tapasztalatokat szerzett (pl. csapadékvíz-gazdálkodás). Több, a témával foglalkozó hazai és nemzetközi projekt koordinátora.

➤ Lenkei Péter

Természetvédelmi mérnök, a Levegő Munkacsoport Környezeti Tanácsadó Irodájának volt vezetője. Széleskörű tevékenységet végez a levegőtisztaság-védelemhez kapcsolódóan felmerülő civil környezetvédelmi feladatokban.

➤ Mészáros Róbert (ELTE Meteorológiai Tanszék)

Az ELTE Meteorológiai Tanszékének vezetője, több lezárt vagy folyamatban levő kutatása is kapcsolódik a települési légszennyezettség modellezéséhez, valamint a zöldfelületek ebben való szerepének értékeléséhez.

➤ Pinke Zsolt (ELTE Természetföldrajzi Tanszék)

Integrált tájökológiai kutatások és ökoszisztémaszolgáltatás-értékelések vezető szakértője. Egy városkörnyéki területen (Rákos-patak-mente) végzett településökológiai kutatásokat, hidrológiai és kulturális szolgáltatásokra fókuszálva.

1.2. Az értékelt ökoszisztéma-szolgáltatások

- Mikroklíma-szabályozás lakott területeken
- Szűrés/tisztítás/megkötés/akkumuláció az ökoszisztémák által (ezen belül a légszennyezés megkötése)
- Árvízvédelem és csapadékvíz-gazdálkodás lakott területeken

2. Bevezetés

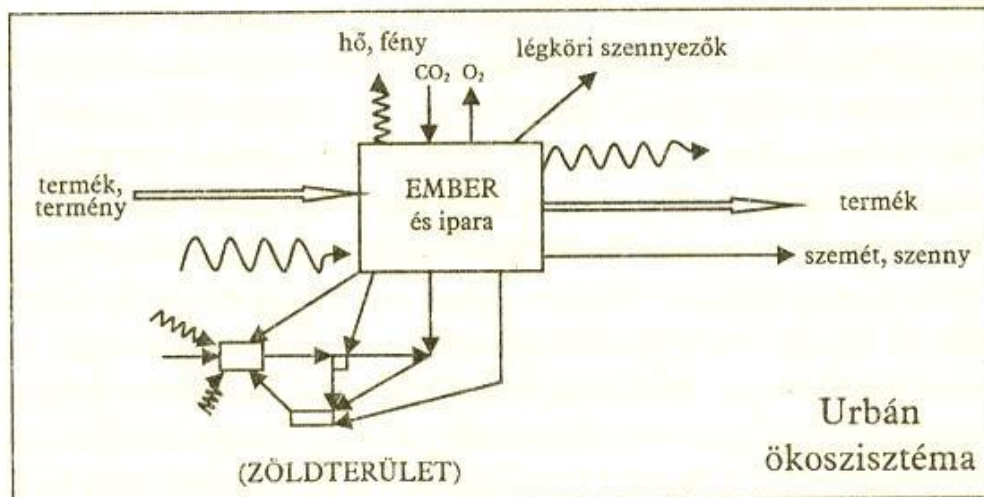
2.1. Városi ökoszisztémák

A városi népesség robbanásszerű növekedését a települések területén található növény- és állatfajok, valamint nagyobb életközösségek szerveződésének, környezeti tényezőkkel való kapcsolatának egyre intenzívebb kutatása követte a XX. század második felében. Napjainkban a városlakók részaránya már meghaladja a népesség felét Magyarországon is. (Ezek a mutatók a várossá nyilvánított települések összességére vonatkoznak, az itt bemutatott munkában ezek közül a (nagy)városias beépítésű és környezetű települések folyamataival foglalkozunk.) Ez különösen nagy jelentőségűvé teszi azokat a kutatásokat, amik a települési zöldfelületek és az emberi életminőség közötti kapcsolatokat, az ökoszisztéma-szolgáltatásokat vizsgálják. A városökológia tudománya nemcsak szupraindividuális biológiai kérdéseket vizsgál, hanem a városok más közegekhez kötődő környezeti problémáit, vagy akár a városszerkezet térbeli sajátosságait is, az ökológia fogalmaival és módszertani megközelítéseivel (Nagy 2008). A társadalmi-gazdasági háttér folyamatok ismerete nemcsak a szolgáltatások igénybevételének, hanem a zöldfelületek átalakulási folyamatainak megértésében is segít, továbbá segítheti a megfelelő és realiztikus városökológiai alapú tervezési javaslatok megfogalmazását. A társadalmi és környezeti rendszerek nagyfokú összekapcsoltsága miatt az interdiszciplináris megközelítések (amilyen az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése is) hozzáadott értéke ebben a tájtípusban az egyik legnagyobb.

A városi ökoszisztéma fogalmának meghatározására több megközelítés is ismert, az érintett tudományterületek vizsgálati fókuszának megfelelően. A definíciók egy része az ebben az esetben meghatározó mesterséges elemeket, műszaki rendszereket is a városi ökoszisztéma részének tekinti (pl. Gerle 1982). Munkánkban a NÖSZTÉP projekt elsődleges céljaihoz igazodva az élővilágot középpontba helyező értelemben kezeljük a városi ökoszisztémát. Ennek megfelelően a területi tervezésért felelős miniszterek európai konferenciájának munkaanyagában szereplő meghatározást tekintjük irányadónak: „Egy városi ökoszisztéma azon növények, állatok és emberek közössége, akik a városi környezet lakói. Bár ez a terület fizikailag az épített elemek dominanciájával jellemezhető, mint az épületek, utak, csatornák és villamosenergia-vezetékek, ugyanakkor beletartoznak a zöldterületek mintázatai is (parkok, kertek, utcai fasorok, zöld utak, városi vízfolyások, üzleti parkosított és beépítetlen telkek), amelyek a városi ökoszisztéma élő szívének alkotják. Amilyen elkülönülten és töredezetten jelennek meg ezek az elemek néha, mégis egyetlen organizmusként együtt működnek.” (CEMAT 2007). A települések felépítése és élettevékenysége elsősorban az alábbi fő folyamatokban, tényezőkben befolyásolja, módosítja a város és közvetlen környezetének környezeti állapotát: szabad felszín beépítése, zöldfelületek területének csökkenése; ipari tevékenység, égetőművek és a közlekedés emissziója; nagy leadott hőérték, városklíma-hatás; városfejlesztés törvényszerűségei (Mezősi et al. 2007). A városi ökoszisztémákhoz kapcsolódik a zöldinfrastruktúra fogalma, amit szintén használunk az értékelési és térképezési folyamatban. Ennek definiálására sok megközelítés ismert, mi a jelen projekt Zöldinfrastruktúra projektemének fogalom meghatározását tartjuk irányadónak: “A zöldinfrastruktúra természetes és félig természetes területek részben létező, részben stratégiaileg megtervezett hálózata, amely széleskörű ökoszisztéma-szolgáltatások nyújtására képes. A zöldinfrastruktúra a vidéki és települési környezetben - például belterületi zöldfelületek formájában - egyaránt jelen van” (Kollányi et al. 2017). A csoportunk munkájában értelemszerűen a települési zöldinfrastruktúrával foglalkozunk. Egyes munkákban a vízfelületeket jelölő kékinfrastruktúra fogalmat elkülönülten kezelik, de a legáltalánosabban használt megközelítésekhez igazodva mi a települési vízfelületeket a zöldinfrastruktúra részének tekintjük.

A térbeli léptéket tekintve a munka során a lehető legjobb (az elérhető adatokból levezethető legrészletesebb) térbeli (és kategória-) felbontásban vizsgáljuk a városi ökoszisztémák minél több elemét. A felbontás a fás és nem fás vegetáció elkülönítésére mindenképp lehetőséget ad, vagyis az értékelést alapvetően mikro- vagy lokális léptéket megcélózva, ilyen léptékben alkalmazható módszerekkel végezzük. Természetesen ilyen felbontású értékeléssel egyben a nagyobb zöldfelületek, parkok is az értékelés részévé válnak (és azok lokális léptékű hatásai is láthatók). Ilyen módon az egyes vizsgált szolgáltatások érvényesülésének léptékében való eltérések ellenére is vizsgálhatók a köztük fennálló kapcsolatok (szinergiák vagy átváltások): a kisebb területi léptékben biztosított szolgáltatások nagyobb területre való „összegzésével” azok lokális léptékben is jellemezhetők.

A városokban az anyagoknak a természetes ökoszisztémákban jellemző zárt ciklusa helyett inkább az átáramlás jellemző (1. ábra). Ez okozza a növekvő városi termeléshez és fogyasztáshoz kötődő magas szennyezési értékeket. A városlakók által felhasznált ökoszisztéma-szolgáltatások, különösen az ellátó szolgáltatásoknak jelentős részét a városon kívül, sőt akár igen távoli területeken állítják elő (Rees és Wackernagel 1996, Folke et al. 1997). A települési zöldfelületek a lakosság nagy részének otthon adó, nagy népsűrűségű területeken találhatóak, ezért az emberi jóllétben való szerepük kiemelkedő. A városi ökoszisztéma-szolgáltatások hiánya számos vizsgálat szerint egyértelmű, statisztikai kapcsolatba hozható egészségügyi kockázatokkal, energiafelhasználással, vagy a mentális egészséggel (McPhearson és Simpson 2003, Tzoulas et al. 2007, Tiwary et al. 2009). A sűrű beépítés és a mesterséges felszínek magas aránya miatt pedig a zöldfelületek és a víztestek kis területi arányban vannak jelen, ami előfordulásuk jelentőségét tovább növeli.

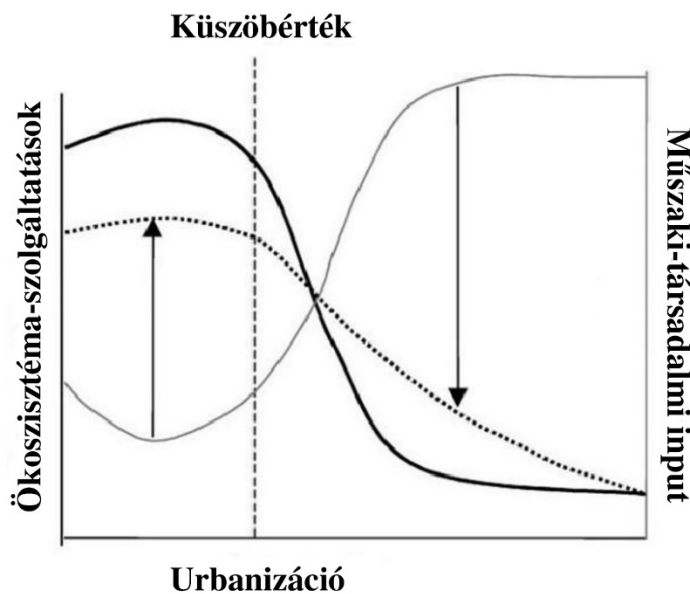


1. ábra: A városi ökoszisztéma alapvető folyamatai (Az egyes boxok méretei az élőtömeget jelzik. A hullámos nyilak energiát, az egyenes vonalak anyagot, a kettős vonalak energiadús anyagot (tápanyagot) jelölnek.) (Vida 2001, 6. fejezet)

Világszerte és Magyarországon is egyre nagyobb figyelem irányul a zöldfelületek fenntartására, létrehozására és restaurációjára. Kommunikációs szempontból a városökológiai kérdések a környezeti politika kulcsterületeinek számítanak. Egyrészt azért, mert a városi lakosság részaránya dinamikusan növekszik, másrészt azért, mert a városi lakosság klímaváltozásnak való kitettsége a populáció koncentrálttsága és a beépített területek magas

aránya miatt kiemelkedő mértékű. Részben a klímaváltozáshoz köthető gyakoribbá és intenzívebbé váló szélsőséges meteorológiai események (hőhullámok, felhőszakadások stb.) mérséklésében kitüntetett szerepe lehet a szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatásoknak (ezek közé tartoznak a jelen projekt által értékelt szolgáltatások).

A települési területek ökoszisztémáinak szolgáltatásbiztosító-képességét meghatározza az urbanizáltság mértéke. A városokban a lakosság létfeltételeinek biztosításában az ökoszisztémák szolgáltatásai mellett egyre nagyobb szerepet játszik a műszaki-társadalmi hozzáadott érték (ill. az ökoszisztéma-szolgáltatások ezeken keresztül érvényesülnek). A városiasodás egy bizonyos mértékét elérve azonban az ökoszisztémák állapota olyan mértékben leromolhat, hogy az a fentiek szerinti közvetett szolgáltatásbiztosítást is drasztikusan csökkenti (Alberti és Marzluff 2004, 2. ábra).



2. ábra: Az ökoszisztéma-szolgáltatások és a műszaki-társadalmi input (humán szolgáltatások) viszonya az urbanizáció (városiasodás) függvényében. Az urbanizáció ebben a megközelítésben a területegységre vonatkoztatott beépítettség mértékét jelenti. A fekete vonal az ökoszisztéma-szolgáltatásokat, a világosszürke vonal a műszaki-társadalmi inputot jelöli.

A szaggatott vonal a két eredetű szolgáltatás összesített mértékét jelöli, ami a városiasodás küszöbértékét meghaladva szintén jelentősen csökken (Alberti és Marzluff 2004).

A települési zöldfelületek ökoszisztéma-szolgáltatásai különös helyzetűnek tekinthetők a szakterület kutatásaiban és szakpolitikai alkalmazásaiban, mivel az erős antropogén befolyás miatt általában nem vagy kevésbé képesek a természetes rendszereket jellemző önszabályozásra. (A létükhöz szükséges erőforrások egy része is az emberi tevékenységhez kötődő, adott esetben fosszilis energia-felhasználással előállított anyagokat jelent.)

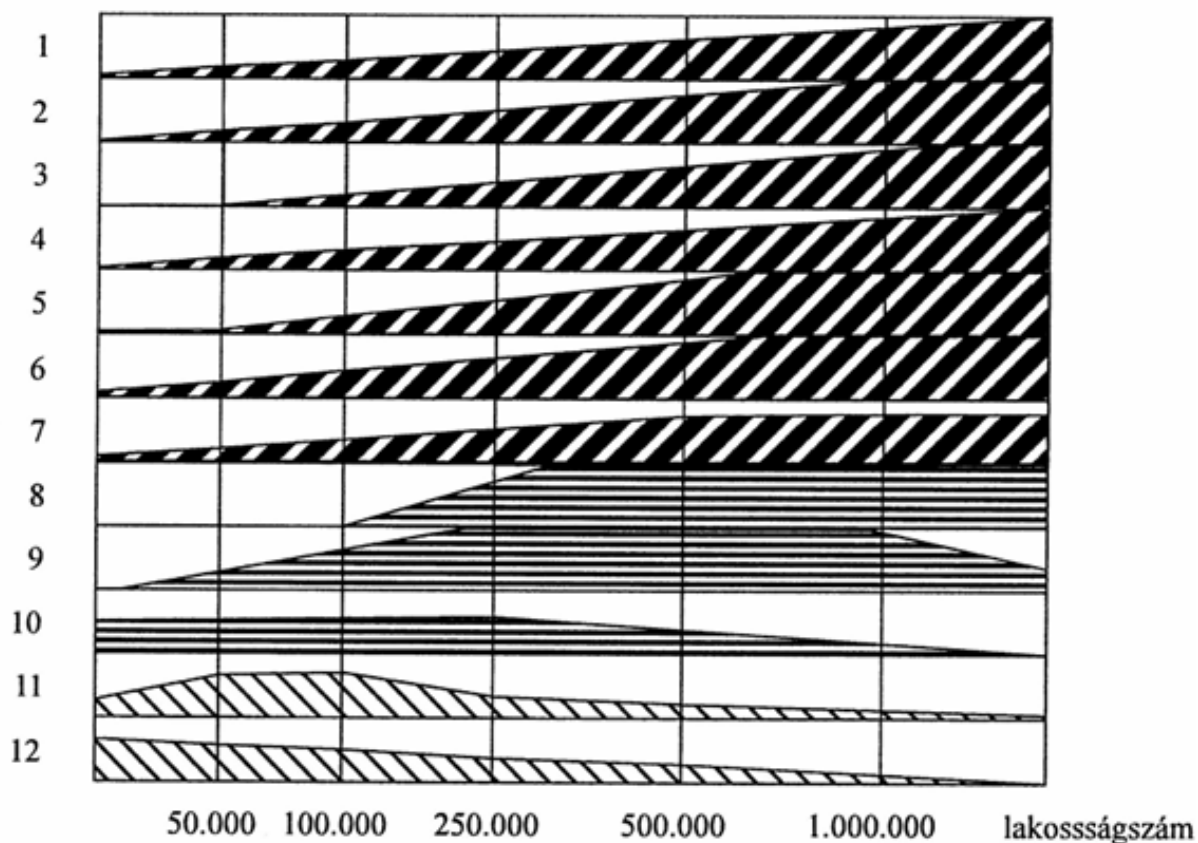
A fentiek alapján Szakértői Munkacsoportunk céljai a következők: munkánk elsődleges (és kötelező) eleme a választott ökoszisztéma-szolgáltatások **értékelése és térképezése (illetve az ehhez szükséges módszertani fejlesztés)**. Ez a NÖSZTÉP projekt fő feladatának, az EU Biodiverzitás Stratégiában foglalt szakpolitikai célkitűzésnek a teljesítését jelenti, amit elsősorban **mintavárosok léptékében** tudunk megtenni. A kapott eredmények alapján az értékelések mintaterületi léptéke mellett **országos relevanciájú ajánlások** megfogalmazását is célul tűztük ki.

3. Általános elméleti és módszertani szempontok a települési ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez

Fontos megjegyezni a városi ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatban, hogy a területspecifikusság itt erősebben érvényesülhet, mint néhány más szolgáltatás esetében. Például az adott város lokális éghajlati háttérkörülményei határozzák meg, hogy a fák mikroklíma-szabályozó potenciálja milyen jelentőségű az adott város lakossága számára. Ugyanez mondható el pl. a légszennyezés mérséklésével kapcsolatban is. A társadalmi háttér, vagyis a szolgáltatások iránti igényben tapasztalható különbségek pedig még összetettebbé teszik a kérdéskört, és jelzik a természeti-társadalmi kontextus fontosságát (Wagner és Gobster 2007). A városi ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz való hozzáférés, mivel ebben az esetben az egészségi állapottal, életminőséggel erős és jól érzékelhető összefüggésben álló szolgáltatásokról van szó, környezeti igazságossági kérdéseket (Ernstson 2013, Derksen et al. 2017) is felvet. (Pl. egyes egészségügyi szempontból is sérülékenyebb társadalmi csoportok - idősek, kisgyermekesek - sokszor nagyobb részarányban élnek olyan városrészekben, ahol a beépítettségi okok miatt jelentős a hőstressznek való kitettség. Ilyenek lehetnek pl. régi építési technológiájú lakótelepek, vagy kis zöldfelület-ellátottságú ipari negyedek).

A városi zöldfelületek sajátos helyzete és jellege miatt szolgáltatásaik olyan ökoszisztémákhoz kötődnek, melyek a természetvédelemnek csak kivételes esetben célterületei. Sok esetben kifejezetten mesterségesen fenntartott, idegenhonos fajok jelenlétével jellemezhető életközösségekről beszélhetünk. Városökológiai kutatások azonban rámutatnak arra, hogy a nagyobb biodiverzitás vagy természetesség még a városokban is a szolgáltatások mennyiségének, szintjének emelkedését eredményezi (Ziter 2016, Schwarz et al. 2017). Emiatt **a városokban vagy azok közvetlen környékén megmaradt természetes-természetközeli élőhelyek megóvása és fenntartása jól indokolható és összekapcsolható az ökoszisztéma-szolgáltatások biztosításával.** A NÖSZTÉP projekt tágabb szakpolitikai háttérét jelentő EU Biodiverzitás Stratégia is felhívja a figyelmet a városi zöld infrastruktúra egységes (kül- és belterületekre, és azok nem védett részeire kiterjedő) rendszerként való kezelésének a jelentőségére. Ehhez kapcsolódik 1) a kiemelt ökológiai szerepű városi vízfolyások és az őket kísérő zöldfolyosók védelme és fejlesztése (melyek számos esetben belterületeket és védett zöldövezeti, illetve agglomerációs élőhelyeket kötnek össze), 2) a települési barnaövezetek, egykori ipari és leépült városi területek átalakítása rekreációs övezetökké, valamint itt megvalósuló élőhelyrekonstrukció, 3) továbbá az inváziós idegenhonos fajok elleni védekezés városi területeken. A városkörnyéki területek (pl. a településeket tartalmazó vízgyűjtők, szuburbán erdők) tehát az egységes zöldinfrastruktúra-hálózaton keresztül nagyon fontos szerepet töltenek be a szolgáltatások létrejöttében (La Rosa és Privitera 2013), továbbá a városokból kifelé irányuló anyag- és energiaáramlás által is érintettek (Pickett et al. 2001). Ezek alapján a városi ökoszisztéma-szolgáltatások biztosításának, valamint felhasználásának kérdései teljeskörűen a városkörnyéki területekre is kiterjedő vizsgálati területekkel lennének értékelhetők. A jelen munka keretei a városokhoz közvetlenül kötődő, a sajátos városökológiai jellemzőkkel bíró, jelentős részben beépített és/vagy magas népsűrűségű területeken való értékelést és térképezést teszik lehetővé, amit Magyarországon a belterületekkel azonosíthatunk (a városi ökoszisztémaszolgáltatás-értékelések nagyobb része egyébként szintén ilyen területi szűkítéssel dolgozik – Gómez-Baggethun et al. 2013). A településszegélyek részletes vizsgálata a Zöldinfrastruktúra projekt munkájában szerepel.

A térbeli léptékhez kötődően felmerül még a településnagyság kérdése, vagyis hogy milyen városmérettől igazán releváns a városi ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése. Ebben a városökológia szakirodalmában tett megállapítások lehetnek irányadók. Ezek alapján kb. 50.000-es lakosságától jelentkezik a sajátos városi jelleg környezeti szempontból (Mezősi et al. 2007), ami az életminőség különböző tényezőinek alakulásában is tetten érhető (3. ábra).



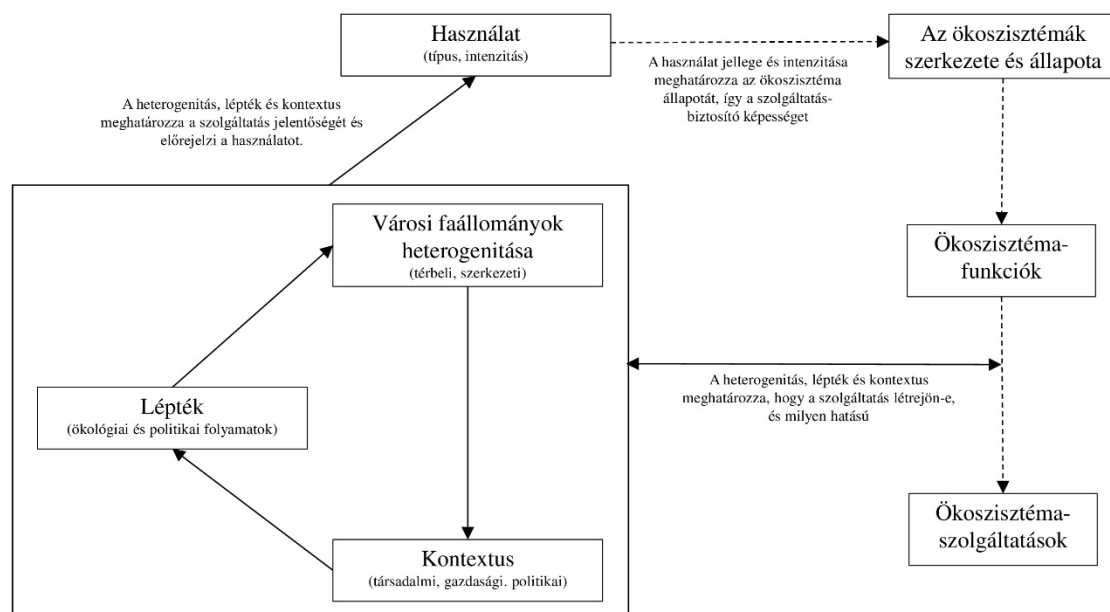
3.ábra: A városnagyság és az életminőség kapcsolata (Mezősi et al. 2007, 13. old.) 1: bevétel, 2: stabil munkaerőpiac, 3: bűnözés, 4: lakás, 5: telekár, 6: a méret pozitív gazdasági hatásai, 7: oktatás, 8: egyetem, 9: vándorlás, 10: meteorológiai hatások, 11: infrastruktúra költségei, 12: környezetminőség

Mivel az ökoszisztéma-szolgáltatások a települések területén, többnyire mikroléptékben érvényesülnek (az ökoszisztéma-szolgáltatásokat biztosító térbeli egységek az egyes növényegyedeket is jelenthetik) és nem rendelkezünk az egész országra kiterjedő részletes városi zöldterületi felméréssel, ezért az értékelés nem végezhető a többi szolgáltatásnál célul kitűzött országos léptékben. A léptékbeli értékelési kompromisszumok másik jellemzője, hogy a szolgáltatások mikroléptékű szerveződésének pontos követését az értékelésben adatellátottsági tényezők is gátolják. Pl. a légszennyezés (és annak növényzet általi megkötése) esetében fontosak a városokon belüli különbségek, de a városok nagy részében csak 1 db mérőállomás található. (A szolgáltatás érvényesülésének térbeli léptéke mellett fontos lehet még annak az ismerete is, hogy a településtervezés, zöldfelület-menedzsment milyen léptékben befolyásolja az ökoszisztémák állapotát.)

Célunk az ország minden nagyobb települése számára hasznosítható eredmények és következtetések felállítása. Ehhez egyes választott településeken végzett részletesebb elemzésekre és a szolgáltatások térképezésére van szükség (amik az országos értékelések számára biztosíthatnak inputot és a mintaterület-specifikus eredmények mellett módszertani példakkal szolgálhatnak más településeken tervezett elemzésekhez). Elméleti szempontból fontos tényező, hogy a városok, mivel jelentős kiterjedésű vidéki területek természeti erőforrásait is használják (élelmiszernövényt, tűzifát stb.), ezért nagyobb területek ökoszisztémaszolgáltatás-biztosító kapacitását kötik le. Azonban a NÖSZTÉP projektben csak a helyben, a városokban vagy azok közvetlen környékén keletkező szolgáltatásokat tervezzük vizsgálni.

Végül fontos szempont a városi ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésénél a **használati intenzitás** kérdése. Azt, hogy az ökoszisztéma típusa mellett ez nagyban befolyásolja a szolgáltatások jelenlétét, azt több ökoszisztéma-szolgáltatásnál is felismerték és alkalmazták értékelési munkákban. Ez a hazai tájhasználati konfliktusok, természetvédelmi célokat érintő földhasználati problémák egyik fő tényezője vagy forrása. Érdemes figyelembe venni, hogy ez a városi zöldfelületeknél is felmerül, és szintén kötődik az adott ökoszisztéma gyakorlati kezelési kérdéseikhez. Például az építési, infrastruktúra-fejlesztési munkák jelentősen csökkenthetik a fák lombtömegét, ami több, potenciálisan biztosítható szolgáltatás mennyiségét is csökkenti. Ezért pl. a városi fák, fasorok védelem alá helyezése ökoszisztéma-szolgáltatások szempontjából is jól indokolható (Kiss et al. 2015).

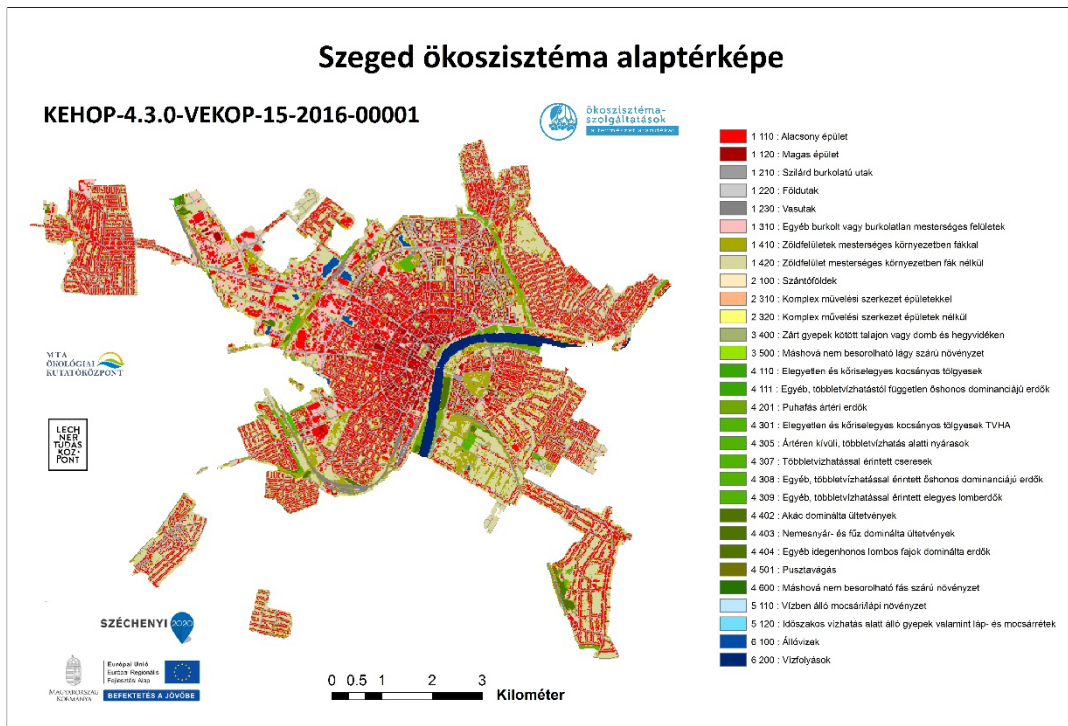
A térbeli lépték, az értékelési kontextus és a városi növényzet heterogenitásának az ökoszisztéma-szolgáltatások biztosításában való megjelenítését foglalja össze a 4. ábra. (A városi növényzet heterogenitása alatt azokat a térbeli és állományszerkezetbeli különbségeket értjük, amiket a településfenntartási, kertészeti munkák meghatároznak. Ezek nem egyeznek meg az ökoszisztéma-állapot jellemzőivel, bár befolyásolják azokat.) Ezek a tényezők nemcsak a szolgáltatások létrejöttében jelennek meg, hanem az ökoszisztémák használatát (jellegét, intenzitását) is erősen befolyásolják (Escobedo et al. 2011). Ez pedig erősen visszahat az ökoszisztéma állapotára, ezen keresztül pedig a teljes kaszkádra. (Ennek a fontosságára más elméleti munkákban is felhívják a figyelmet, pl. van Oudenhoven et al. 2012).



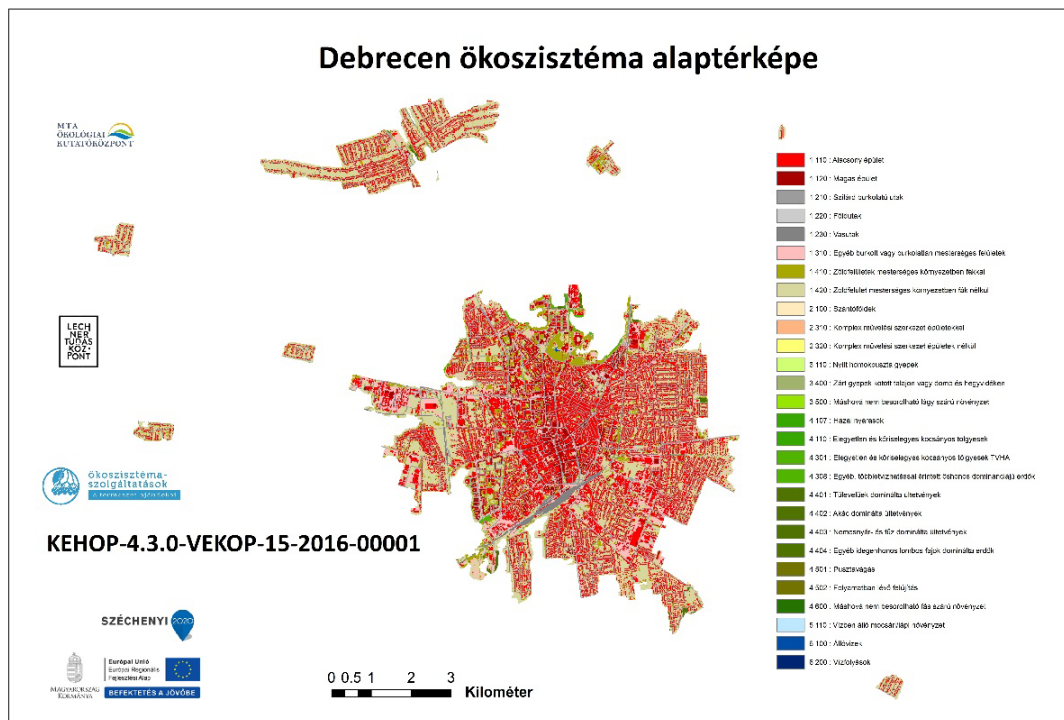
4. ábra: Az ökoszisztéma-szolgáltatások biztosítását befolyásoló néhány tényező városi környezetben (Escobedo et al. 2011 alapján)

A részletesebben vizsgált városok: Budapest (ezen belül és ehhez kötődően a XI. és XXII. kerület, valamint Budaörs és Törökbálint), Sopron, Szeged és Debrecen. Ezek a települések/településrészek a NÖSZTÉP Zöldinfrastruktúra projekteleme mintaterületei is, az ezekkel kapcsolatos munkához a csoportunk elemzései és eredményei hozzájárulnak. A mintaterületek ökoszisztéma-alaptérképi kivágatai az 5-8. ábrán láthatók. Fontos megjegyezni, hogy amellett, hogy a Városi SZMCS teljes munkája általában véve is erősen kapcsolódik a Zöldinfrastruktúra projekteleme által elvégzendő feladatokhoz, a ZI projekteleme munkatervének 3. feladatpontjában az elemzések a mintaterületek ökoszisztéma-szolgáltatás térképeit is

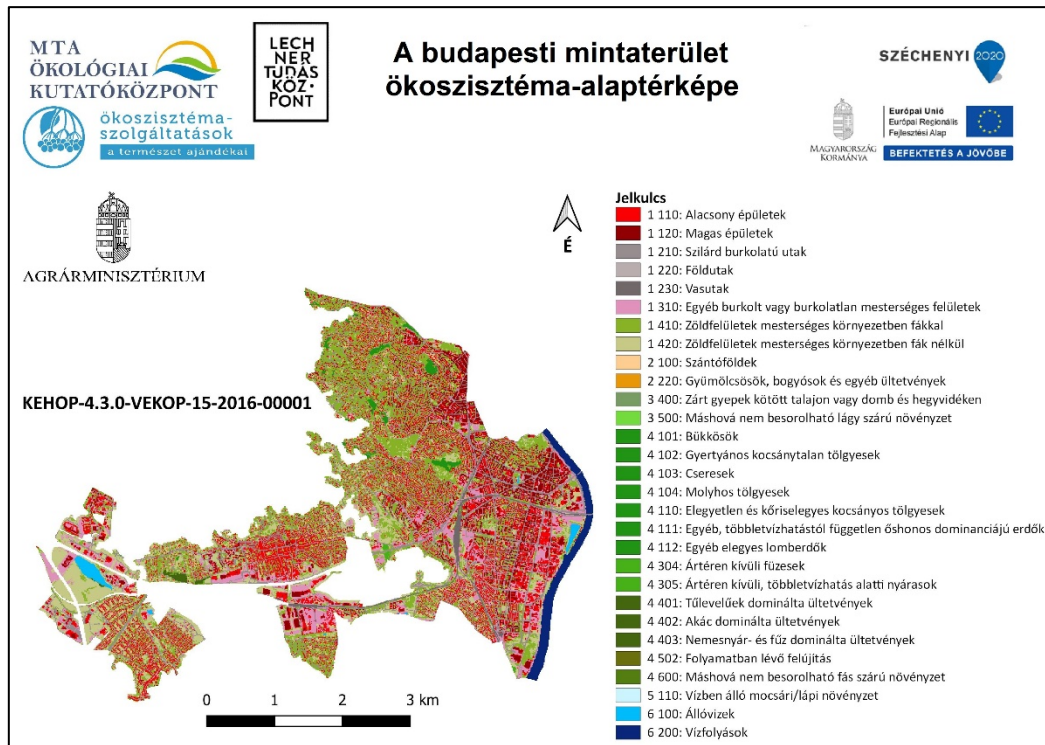
figyelembe veszik („A zöldinfrastruktúra belterületi elemeinek azonosítására, állapotértékelésére szolgáló módszertan kialakítása, az állapotértékelés elvégzése a mintaterületen (4 város, 2 község)”).



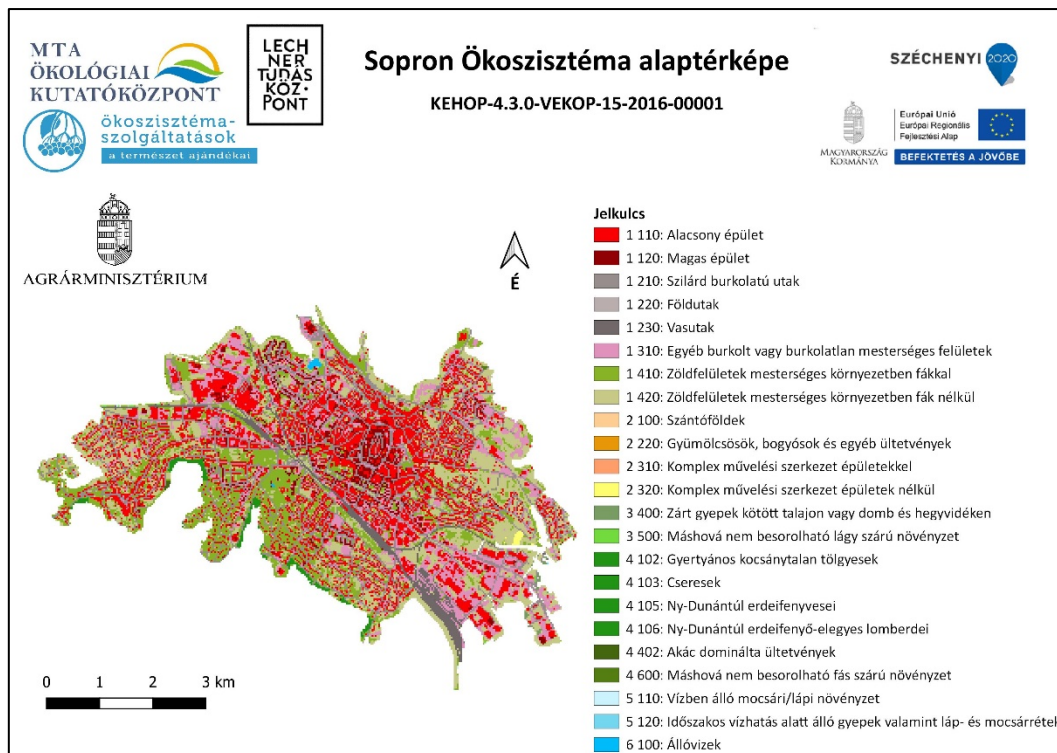
5. ábra: Szeged ökoszisztéma-alaptérképe



6. ábra: Debrecen ökoszisztéma-alaptérképe



7. ábra: A fővárosi mintaterület ökoszisztéma-alaptérképe



8. ábra: A fővárosi mintaterület ökoszisztéma-alaptérképe

Az említett városok belterületei a térképezés és értékelés fő és elsődleges területei. Ugyanakkor a települési (lokális) lépték is túl nagyoknak tekinthető olyan értelemben, hogy a teljes várost lefedő térképezéshez is általában egységnyi területre vonatkoztatott szolgáltatás-

értékekre van szükség, amik sokszor csak mikroléptékű eredmények alapján állapíthatók meg (és más szempontokból is szükséges lehet a szolgáltatások mikroléptékű folyamatainak ismerete a városi szintű értékelésekhez). Emiatt munkánk nagy mértékben épített egy mintaterületi vizsgálatsorozatra, ez **Szeged közterületi faállományának egyed-alapú ökoszisztéma-szolgáltatás értékelése**. Itt egy hosszabb távú kutatási program zajlik, melynek a tudományos kérdések mellett célja a helyi zöldfelület-tervezési és menedzsment-feladatok segítése is. A kutatás első nagyobb egysége a szén- és szennyezőanyag-megkötés egyed alapú értékelése volt az i-Tree Eco modell adaptálásával (Kiss et al. 2015), de azóta számos eredmény született a mikroklima-szabályozás és csapadékvíz-megtartás szolgáltatásaival kapcsolatban is (Takács et al. 2016, Csete és Gulyás 2017). Az értékelések alapja egy egyed-alapú részletes terepi fakataszter, ami jelenleg már több, mint 10000 fa adatait tartalmazza. Az ország harmadik legnagyobb városaként, megyeszékhelyként ezek az alkalmazott kutatások módszertani példát is jelenthetnek a hasonló települések környezettervezési folyamataihoz. Ezeknek az előzményeknek a legfontosabb alkalmazása a csoportunk munkájában a fák releváns szolgáltatás-biztosítására vonatkozó eredményeinek felhasználása lesz. Ezek a jellemzők a levélfelületi index (LAI) értékeihez köthetően is lekérhetőek. Ez a városökológiai vizsgálatokban széles körben alkalmazott indikátor, a levélfelület és az alatta található felszín hányadosa. A zöldfelületek szolgáltatásbiztosító-képességét így általánosan (a növényzet típusától függetlenül) jellemzi. Ezt alapként tekintve tehát nemcsak fafajonként vizsgálható az ökoszisztémaszolgáltatás-biztosító kapacitás, így a LAI-térkép birtokában elvileg megvalósítható a térbeli kiterjesztés. Emellett a LAI-térképek ellenőrzéséhez is felhasználtuk a modellfuttatásokból származó információkat. A hazai mintavárosok háttérklímában és fajkészletben meglévő különbsége nem olyan nagy, hogy ez megakadályozza a szegedi eredmények alkalmazhatóságát más városokra. Amennyiben rendelkezésre áll egy adott városra olyan fakataszter, ami ilyen modellfuttatásra alkalmassá tehető, az javítja az értékelés megalapozottságát. A fentiek mellett a hivatkozott, már korábban megszületett tanulmányokban feltárt jellemzőknek önmagukban is jelentős kommunikációs értékük van.

A mintaterületi elemzések az ökoszisztémaszolgáltatás-modellek komplexitási szintek szerinti megkülönböztetéséhez is kapcsolódnak. Ennek lényege az, hogy egy ökológiai folyamatot és annak az emberi jólétre való hatásmechanizmusát különböző összetettségű modellekkel, értékelési eljárásokkal lehet jellemezni, melyek mindegyike létjogosult és alkalmazható lehet. Ezek használhatóságát nagyban meghatározza a vizsgálandó szolgáltatások mennyisége, a rendelkezésre álló szaktudás, releváns adat és számítási kapacitás. A szakirodalomban már részletesen feltárt módon a legmegbízhatóbb értékelési eljárások az adott szolgáltatások biztosításának ökológiai folyamatait azok teljes komplexitásában, folyamat-alapú matematikai modellekkel leíró módszerek (Tier 3 szint). A nagyobb területeken, és szolgáltatások nagyobb körére végzett értékelésekben (vagyis az ún. „assessment-típusú” munkákban) ezek használata nem kitzűzhető cél. Ezért az ilyen jellegű projekteknél szakértői véleményeken alapuló egyszerű mátrix-modelleket (Tier 1 szint) vagy szabály-alapú értékelési eljárásokat alkalmaznak (Tier 2). A Tier-szintek fogalmával, és a projektben végzett munkához való kapcsolódásairól további részletek a NÖSZTÉP projekt Konceptcionális és módszertani keretdokumentumában olvashatók (Arany et al. 2018). Vannak már példák olyan megközelítésekre is, amelyek a komplexebb modellek alapján egy előre lefektetett és egységesen alkalmazott szisztematikus eljárással alkotják meg az egyszerűbb modelleket, értékelési eljárásokat (Kántor et al. 2017). Az általunk tervezett munka is ilyen megközelítést alkalmaz: a város-léptékű térképezésben alkalmazott indikátoroknak és értékeiknek szolgáltatás-specifikus megbízható modelleredményeken kell alapulniuk; a városi ökoszisztéma-szolgáltatásoknál a léptékbéli eltérés miatt is szükséges a komplexebb modellek alapján történő értékelés (Arany et al. 2018). Az ilyen, modellegyszerűsítésen alapuló megközelítés kétségtelenül pontatlanabbá teszi ezeket az értékeléseket ahhoz képest, mint amit

az adott területeket/ökoszisztémákat az elérhető legjobb számítási módszertannal jellemezve érhetnénk el. Ugyanakkor az erőforrások szűkössége, valamint azon tény miatt, hogy bizonyos szolgáltatásokra nem állnak rendelkezésre ilyen jól megalapozott módszertanok, releváns adatok, az ilyen modellegyszerűsítések létjogosultak lehetnek.

4. Az értékelési folyamat vázlatos áttekintése

Egy adott értékelési szakaszban javasolt indikátorok választásának, indokoltságának megértéséhez érdemes szolgáltatásonként felvázolni a teljes értékelési folyamatban várható megközelítéseket, tervezett indikátorokat. Az ökoszisztéma-állapot szintjén a projektben központilag kidolgozott egyik általános állapotindikátor használatát javasoljuk a városi értékelési folyamatba illeszteni. Ezért az indikátorok, háttérismeretek és szempontok ismertetése csak a 2. kaszkádszinttől válik el szolgáltatásonként. A 4. kaszkádszint (jólléthez való hozzájárulás) értékelése külön, erre fókuszáló munkacsoportokban történt történettársadalomtudományi szakértők irányításával, ennek eredményei külön szakmai anyagokban jelennek meg a projektben. Ezért erre vonatkozóan ebben az anyagban csak rövid utalásokat teszünk.

4.1. Az ökoszisztéma-állapot javasolt indikátora településeken: zöldfelületek és vízfelületek aránya

A NÖSZTÉP projekt ökoszisztéma-állapotértékelési munkarészeiben kidolgozott és térképezett egyik (és a települési területekre vonatkozó egyetlen) indikátor a (fás és nem fás) zöldfelületek aránya (melynek lényege a településeken található zöldfelületeknek a település teljes beépített területéhez viszonyított hányadosa meghatározása - a zöldfelületek és a beépített területek kategóriáinak tartalmát, a térképek előállításának részleteit a NÖSZTÉP ökoszisztéma-alaptérképi munkarészeinek dokumentációja tartalmazza). Ennek a városi értékelési folyamatban való alkalmazását részben projektszintű, módszertani egységességi szempontok indokolják. Egyrészt ez a mérőszámot a projektben mindenképp alkalmazzuk az általános ökoszisztéma-állapotértékelésben. Másrészt az állapotindikátorként még szóba jövő (korábbi munkafázisokban javasolt) levélfelületi index közvetlenül megjelenik több városi ökoszisztéma-szolgáltatás, vagyis a kaszkád 3. szintjét jellemző számításokban. Így tehát az azt meghatározó szolgáltatásbiztosító-képesség (vagyis a kaszkád 2. szint) mérőszámának alkalmasabb. A zöldfelületi arány mellett a városok állapotjellemezésére a vízfelületek arányát is bevezetjük. Ez szintén a települések teljes beépített területéhez viszonyított arányt jelent, és értékei az általános települési zöldfelületi állapotindikátor számításával párhuzamosan állnak elő (a beépített területekkel kapcsolatos módszertani szempontok szempontjából szintén az általános állapotindikátor szakmai anyaga releváns). Ennek a két indikátornak az alkalmazását a 2018. novemberi (az értékelő munkacsoportunktól független) szakértői műhelymunka résztvevői is megerősítették. Mindezek mellett elmondható az is, hogy a települések ökoszisztéma-szolgáltatások szempontjából való átfogó, összefoglaló jellemzéséhez több munkában is alkalmaztak ilyen típusú indikátort.

Ezek többsége a közel 30 évvel ezelőtt először Németországban alkalmazott Biotope Area Factor (Landschaft Planen & Bauen és Becker Giseke Mohren Richard 1990) vagy annak valamilyen módosított változata volt. Ez alapvetően az általunk is alkalmazott zöldfelületi arányhoz hasonlóan, a zöldfelületek és a teljes terület egyfajta arányán alapul, de úgy, hogy a különböző városi területtípusokhoz egy szorzótényezőt rendel, ami súlyozza az elterjedési területek által adott arányokat. A mérőszámmal kapcsolatos kritikák részben arra irányultak,

hogy nem minden szolgáltatás biztosítását jelzi megfelelően előre (Farrugia et al. 2013), továbbá nem kellően reflektál az élőhely állapotára (Huang et al. 2015b). Az ilyen típusú észrevételek miatt is, az indexet kisebb módosításokkal is alkalmazták, pl. a Southamptonban alkalmazott Green Space Factorban (GSF) szolgáltatásspecifikus súlytényezőket rendeltek az eredeti mutató egyes zöldfelület-kategóriáihoz (Farrugia et al. 2013). Malmöben pedig az élőhelyek minőségét jellemző, szakértői pontozással (Green Points) egészítették ki a GSF-alapú értékelést.

Egy másik, széles körben alkalmazott általános zöldfelület-ellátottsági indikátor a WHO által kezdeményezett és megalkotott Urban Green Space Indicator (Annerstedt van der Bosch et al. 2016), amit azóta a világ számos részén alkalmaztak, elsősorban egészségügyi összefüggések elemzéséhez (Huang et al. 2017, Rahman és Zhang 2018). Ez egy elérhetőségi alapú index, melyben a zöldfelületek Európára javasolt térbeli alapadata az Urban Atlas, emellett pedig területi (GIS) alapú népességadat is szükséges hozzá. Ezeknek a mérőszámoknak és módszereknek mindegyikére elmondható, hogy vagy a zöldfelület-típusok lehatárolásához, vagy a lakosság térbeli elhelyezkedésének megállapításához jobb térbeli alapadat szükséges, mint ami a NÖSZTÉP alapvetően országos léptékű ökoszisztéma-alaptérképezésében elérhető. Valamint a módszerek némelyikének összetettsége is talán túl nagy ahhoz, hogy egy települések által általánosan használható indikátorként javasoljuk – erre ugyanis lehetőség szerint törekedni kell, hogy a projektben való értékelés mellett későbbiekben is használható, monitorozható indikátorokat javasoljunk alkalmazásra. Ebből a szempontból ilyen mérőszámnak (általános zöldfelület-ellátottsági mutatónak) tekinthető a jelenlegi hazai településrendezési gyakorlatban alkalmazott zöldfelületi arány is. Ide sorolunk lényegében minden, növényzettel borított területet, az Országos Településrendezési és Építési Követelmények (OTÉK - 253/1997. (XII. 20.) korm. rendelet az országos településrendezési és építési követelményekről) definíciója szerint egy telek zöldfelülete: a teleknek azon növényzettel borított területe (legkisebb zöldfelülete), ahol a termőtalaj és az eredeti altalaj, illetve a talajképző kőzet között nincs egyéb más réteg. Ennek számítása az építési, infrastruktúra-fejlesztési tervdokumentumok alapján történik, egyes zöldfelület-típusokra (pl. tetőkertek) vonatkozó speciális számítási szempontokat a jogszabály tartalmaz.

A települési zöldfelületi és vízfelületi arány eredményeit, térképeit az alábbiakban tehát a NÖSZTÉP ökoszisztéma-állapotértékelés dokumentációjából átvéve mutatjuk be (Tanács et al. 2020). A különböző arányszámokat érdemes egybevetve áttekinteni a legmegfelelőbb városökológiai szempontú értelmezéshez (1. táblázat).

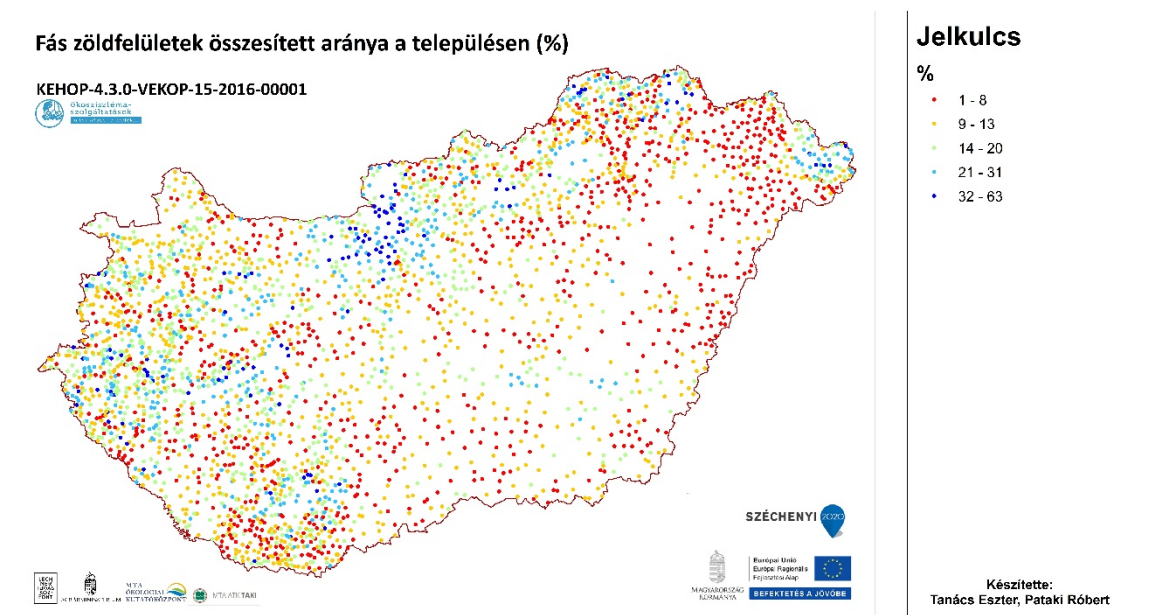
Település	NF	F	VF	FNF	TOT
<i>Fővárosi mintaterületek:</i>					
Budapest XI. kerület	12,1	20,8	6,1	39,0	32,9
Budapest XXII. ker.	27,6	19,6	2,2	49,4	47,2
Budaörs	19,1	24,4	0	43,5	43,5
Törökbálint	37,5	17,3	3,9	58,8	54,9
Debrecen	31,3	7,5	0	38,8	38,8
Sopron	22,3	18,1	0,1	40,5	40,4
Szeged	28,5	14,3	2,3	45,0	42,7

1. táblázat: A települési zöldfelületek és vízfelületek állapotértékelésben használt indikátorértékei a Városi SZMCS által vizsgált mintaterületeken – NF: Nem fás zöldfelületek

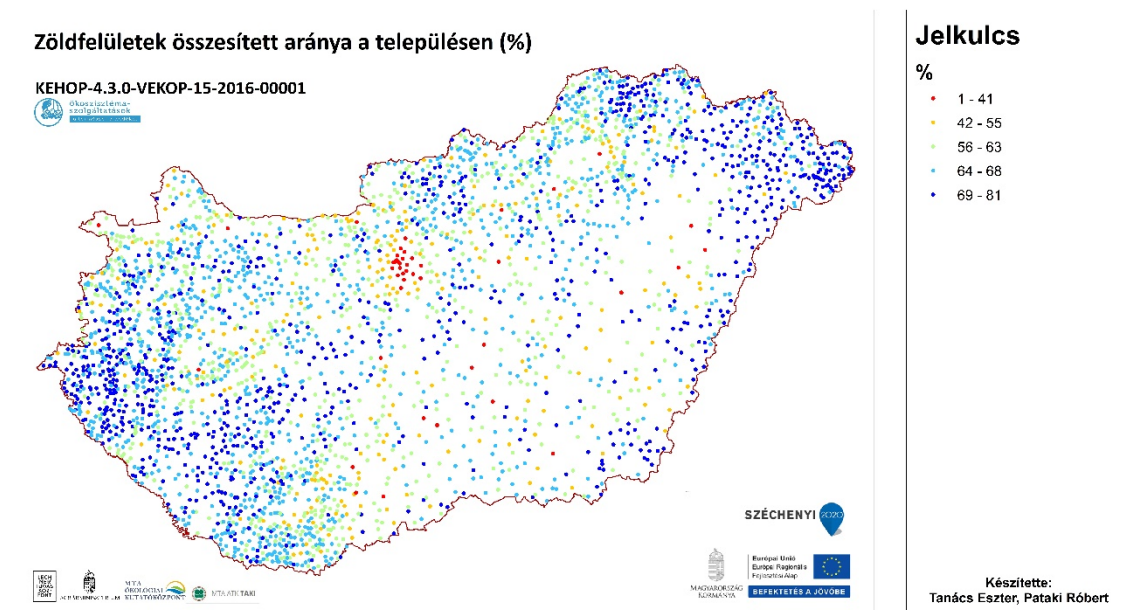
aránya (%), F: Fás zöldfelületek aránya (%), VF: Vízfelületek aránya (%), FNF: Fás és nem fás zöldfelületek összesített aránya (%), TOT: A fás és nemfás zöldfelületek, valamint a vízfelületek összesített aránya (%) (Tanács et al. 2020)

Az egyes városok (ill. részterületek) értékeiben helyenként jelentős különbségek is adódnak, amik ugyanakkor nem feltétlenül (vagy csak részben) köthetők a települési zöldfelületmenedzsmenthez: sok esetben a táji környezetből benyúló, annak jellegét tükröző erdős területek növelik meg ezt az értéket, pl. Szegednél a Tisza ártéri ligeterdeinek a belterületre eső sávjai, vagy a budai hegyvidék erdei a fővárosi részterületeken. Ezzel együtt természetesen az is igaz, hogy ezeknek a városkörnyéki erdőkkel összefüggést biztosító erdőknek a települési környezetbe és annak használatába való megfelelő bekapcsolása egy fontos városökológiai feladat, ez teszi lehetővé ezeknek az ökoszisztémáknak a fennmaradását és így a magasabb indikátorértékeket. Debrecen esetében azt látjuk, a városkörnyék jellegét is meghatározó Nagyerdő bár jelentős részben a belterületre is benyúlik, de a város teljes területéhez viszonyítva ez még mindig nem eredményez magas értéket a fás zöldfelületek részindikátorában. A nem fás zöldfelületek magas aránya (az előzővel szemben) felhívja a figyelmet a több indikátoron (vagy minél több szempontot magában foglaló indikátorokon) alapuló értékelés létjogosultságára az ilyen típusú tanulmányokban vagy a döntéshozásban.

Mivel a részletes értékelésben szereplő (fenti) mintavárosok száma igen korlátozott, ezért kitekintés, összehasonlító értékelés céljából érdemes legalább egy-két indikátor értékének alakulását az ország többi településén is megvizsgálni. A fás zöldfelületek, valamint a zöldfelületek összesített részarányát településekhez rendeltén a 9-10. ábrákon láthatjuk.



9. ábra: Fás zöldfelületek aránya Magyarország településein (Tanács et al. 2020)



10. ábra: Zöldfelületek összesített aránya Magyarország településein (Tanács et al. 2020)

Igen nagy számú településen láthatunk akár 60-70%-nál is nagyobb zöldfelület-összarányt, nagyon alacsony (40%-nál kisebb) értékeket csak nagyon kevés esetben (pl. budapesti belső kerületekben). Ez elsősorban nyilván annak köszönhető, hogy a kisebb településeken a lazább beépítés, a kertek jelenléte kisebb beépítéssel jár, különösen a természetközeli területekkel érintkező peremzónákban. Néhány Balaton körüli település relatíve alacsonyabb értékein azt láthatjuk, hogy az idegenforgalmi jellegű kisebb településeken, vidékiesebb környezetben is magas beépítettséget tud okozni. Budapest központi részein a nagyon alacsony zöldfelület-arányú kerületek tömbbe rendeződése mindenképp elégtelennek tekinthető városökológiai, környezetegészségügyi szempontból.

Tágabb kitekintésként azt is megállapíthatjuk, hogy a szakirodalmi tapasztalatokkal összhangban a zöldfelületi arány típusú indikátorok viszonylag egyszerű előállításuk, és az ökoszisztéma-állapot megfelelő jellemzése miatt nemcsak eseti értékelésekben, hanem akár rendszeresebb monitorozással, ökoszisztéma-számlarendszerekben alkalmazott indikátorként is felmerülhetnek. Ugyanakkor egy-egy konkrét település zöldfelület-tervezési feladatainak háttérvizsgálataként a zöldfelület-ellátottság indikátorait az életminőségre való hatásokat közvetlenebbül kifejező szolgáltatás-indikátorokkal való kiegészítésben érdemes felhasználni.

4.2. Mikroklíma-szabályozás

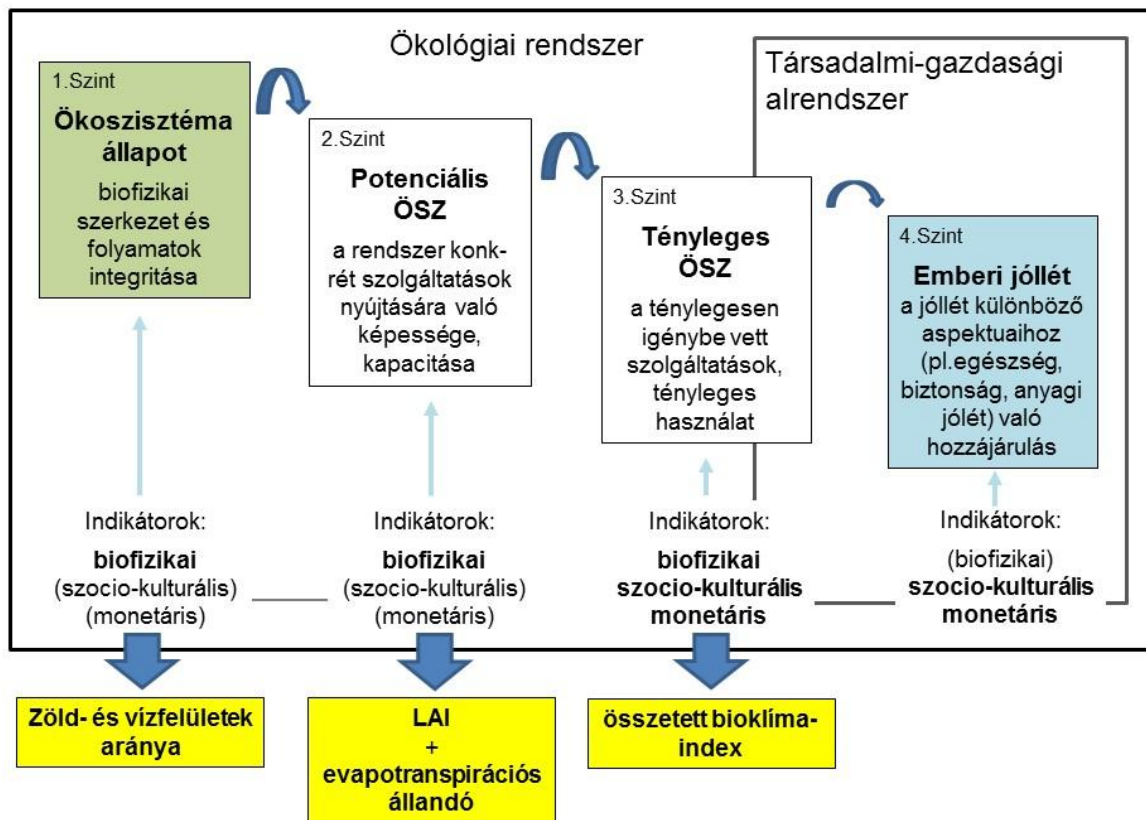
A szolgáltatás értékelési folyamatának célja a városi ökoszisztéma állapota és az emberi hőérzet közötti összefüggések vizsgálata (a mikroklíma-szabályozás szolgáltatásának biztosításán keresztül), valamint a kiválasztott városokban ezek térképezése. Ezeknek a kapcsolatoknak a léte nyilvánvaló, széles körben ismert, de a fenti összefüggések, az ökoszisztéma-állapottal és az emberi jólléttel való összefüggések hatékony jellemzésére kevés példát ismerünk. A mikroklíma-szabályozás (vagy a szakirodalomban más néven, pl. városi hőstressz-mitigáció, lokális klíma szabályozása stb.) értékelésében az egyik magától értetődő, legkorábbi megközelítés a léghőmérsékletet ill. annak csökkentésének mértéke, mint indikátor alkalmazása (Bastian et al. 2012). Ugyanakkor egyrészt ismert tény, hogy a városi hőstressznek a zöldfelületek általi csökkentése arányaiban jóval nagyobb is lehet, mint ami

léghőmérsékletbeli különbségként mérhető. Másrészt a léghőmérsékletnek a mikroléptékű különbségeket is megfelelő mértékben figyelembe vevő mérése, térképezése települési léptékben komoly módszertani kihívás. Emiatt a zöldinfrastruktúra hőmérséklet-csökkentési potenciáljának ökoszisztémaszolgáltatás-fókuszú, lokális léptékű, tervezési célú modellezése általában ismert törvényszerűségek alapján, de elméleti modellépítéssel történik (Zardo et al. 2017) – az általunk javasolt módszertani megközelítés is ide lesz majd sorolható. A témával kapcsolatos újabb tanulmányokban, és általában a szakirodalomban jelen levő egyik leggyakoribb megközelítés azt használja ki, hogy a távérzékelési módszerekkel mérhető, egyre bővebb adatkörben a felszínhőmérsékletet (land surface temperature) is megtalálhatjuk. A szenzorok, műholdak folyamatos fejlesztésének köszönhetően ezek az adatok egyre jobb térbeli felbontásban állnak rendelkezésre, és a műholdak rendszeres visszatérése miatt az így készült térképek monitorozásra is alkalmasak (Marando et al. 2019, Venter et al. 2020). Tágabb értelemben ide sorolhatók a különböző felszín- vagy ökoszisztéma-típusok más hőtani tulajdonságait indikátorként alkalmazó módszerek is (pl. emisszivitás – Schwarz et al. 2011).

A 2. szinten (potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás) az értékelésben azt vesszük alapul, hogy a városi ökoszisztémák hőstressz-mérséklő hatásában két fő folyamat, az evapotranspiráció és az árnyékolás a meghatározó. Az értékelésben figyelembe vett egyik változó ennek megfelelően egy evapotranspirációs koefficiens. Az evapotranspiráció a hidrológiai ciklus egyik fő folyamata, a növényzetről és a talajfelszínről történő párolgás összegeként definiálható. Ezáltal az ökoszisztémának az emberi termikus komfortot befolyásoló egyik fő folyamata. Az ezt jellemző, alkalmazni tervezett index részletei az 5.2. fejezetben olvashatók. A zöldfelületekre vonatkozóan emellett másik kapacitásindikátorként tervezzük kezelni a levélfelületi indexet (LAI), mivel az a tapasztalatok szerint erősen meghatározza az árnyékolóképességet (Bréda 2003, Huang et al. 2015a). A levélfelületi index gyakran használt indikátor a klimatológiai vonatkozású ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésére, térképezésére, értéke a levélfelület és az alatta található felszín hányadosaként áll elő (m^2/m^2 , vagyis dimenzió nélküli arányszám). Az árnyékolóképesség jellemzése alátámasztható az azt jellemző transzmisszivitással (sugárzásátbocsátó-képességgel) való statisztikai kapcsolatok alapján is (a transzmisszivitás a lombkorona alá bejutó és a szomszédos napsütötte felszínre eső rövidhullámú sugárzás hányadosa). A levélfelületi indexre vonatkozó további részletek az 5.1. fejezetben olvashatók. A két kapacitásindikátor két független mutatóként szerepel, de az eredmények értelmezése elsősorban a kettő együttes figyelembevételével történhet (ugyanakkor a két mutató térbeli mintázatának külön-külön való áttekintése is adhat plusz információkat a cselekvési lehetőségek, ajánlások megfogalmazásában).

A LAI, mivel egységnyi területre vonatkoztatott mérőszám, ezért potenciálindikátornak azért javasolható, mert nemcsak a zöldfelületek kiterjedését jellemzi, hanem azok „sűrűségét”, minőségét is. A városi mikroklíma-szabályozás indikátorfejlesztésében figyelembe lehet venni a településen belüli helyzetet (a városklíma-hatás háttérváltozójaként); erre már ismerünk szakirodalmi példát az LCZ (Local Climate Zones) rendszer alkalmazásával (Nedkov et al. 2017). Ennek lényege, hogy a városok hőmérséklet-módosító hatását úgy próbálják jellemezni, hogy annak különböző tényezői (a felszínmorfológia és a felszín hőtani tulajdonságai) alapján klimatológiai szempontból egységesen viselkedő zónákat (városrész-típusokat) különítenek el. Mivel ezekben a városon belüli zonális különbségekben meghatározó a beépített felszín aránya, ezért ebben az értékelésben a fentiek szerint a felszínborítást tekintjük értékelési alapnak (ez több korábbi, hasonló célú tanulmányban az egyetlen indikátor volt; pl. Schwarz et al. 2011). A két térképezett indikátor alapján, az ökoszisztéma-alaptérképet is felhasználva, felismerhetők lesznek a saját típuson belül (pl. fás területeken belül) kiugróan alacsony értékű területrészek, vagy az általában véve alacsony átlagos levélfelületi értékű városrészek.

A 3. szint (megvalósult szolgáltatás) mérőszámaként az InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs – Sharp et al. 2018) modellrendszer egyik elemeként („Urban Cooling Model”) nemrég megjelent **összetett bioklíma-indikátor** térképezését választottuk (11. ábra). Az InVEST az egyik legkorábban megjelent, a legismertebbnek mondható és egyre több szolgáltatást lefedő eszköztár az ökoszisztéma-szolgáltatások modellezésére. Térinformatikai adatokat igénylő és elsődlegesen ilyen kimeneteket kiadó modellekből áll, de működése GIS szoftverektől független. Kistáji ill. települési léptéke miatt az általunk végzett városi szintű elemzésekhez alkalmasnak tekinthető (és emiatt számos gyakorlati alkalmazást is lehetővé tesz környezeti hatásvizsgálati, területi tervezési eljárásokban). Szakmai szempontból pedig egyrészt azért ítéljük megfelelőnek, mert számítási eljárásában megtalálhatók azok a klimatológiai, városökológiai szempontok, amiket ennek a szintnek az indikátortervezésében a korábbi munkafázisokban fontosnak tartottunk. Másrészt raster-alapú működése révén az általunk elérhető alapadat-körrel is jól használható (és maga a módszertan más városokban való későbbi elemzésekben is viszonylag könnyen adaptálható).



11. ábra: Indikátorok a mikroklima-szabályozás értékeléséhez az egyes kaszkádszinteken

Az InVEST vonatkozó része (Urban Cooling Model) a növényzet hőstresszcsökkentő hatásának különböző tényezőit és a különböző léptékekben érvényesülő részfolyamatait három részben (almodellben) kezeli. Az első rész az ún. hűtőkapacitás-index (Cooling capacity index) számítása. Ebben az egyes területegységek (cellák) helyben érvényesülő (mikroléptékű) klímaszabályozó hatásának tényezőit összegzi. Magának a felszínnek a sugárzás-visszaverő képességét az albedó jellemzi (0 és 1 közötti érték), a párologtatóképesség értékelése a potenciális evapotranspiráció mérőszámával történik. Utóbbi a korábbi munkafázisban már tárgyalt haszonnövény-koeficiens értékét használja, az ún. referencia evapotranspiráció (ET_0) és annak az adott területen belüli maximumának hányadosával szorozva. Végül pedig az index

figyelembe veszi a fák árnyékolókéességét is. Egy regionális léptékű elemzés eredményei arra utalnak, hogy a léghőmérséklet-csökkentésben a városi fák hatása mindössze 0,2-0,5 °C-os hatás volt tapasztalható (Rosenzweig et al. 2009). Shashua-Bar és Hoffmann (2000) eredményei szerint az emberi hőstressz-csökkentés a meteorológiai tényezők közül legnagyobb részben az árnyékolásnak (vagyis a bejövő rövidhullámú sugárzás csökkentésének) köszönhető. Olyan index használata szükséges tehát, ami figyelembe veszi az árnyékhatast valamilyen mérőszámát. Korábbi hazai vizsgálatok is rámutattak, hogy egy meteorológiai vagy klimatológiai mérőszám (például a legegyértelműbbnek tűnő és leggyakrabban használt léghőmérséklet) csak egy (és nem a legfontosabb) tényező a termikus komfortban (Takács et al. 2014, 2016). Az InVEST almodell által használt mérőszámokban az egyes alaptérképi típusok átlagos árnyékoltsága szerepel, ami a faborítottság alapján határozható meg. A hűtőkapacitás-indexben a fenti három tényező különböző súlyokkal szerepel:

$$CCI=0.6 \cdot shade+0.2 \cdot albedo+0.2 \cdot ETI$$

ahol *CCI* az integrált hűtőkapacitás-indexet, *shade* az árnyékolás, *albedo* az albedo mérőszámát, *ETI* az evapotranspirációs indexet jelöli. Ezek dimenzió nélküli arányszámok, ennek megfelelően a hűtőkapacitás-index is az lesz.

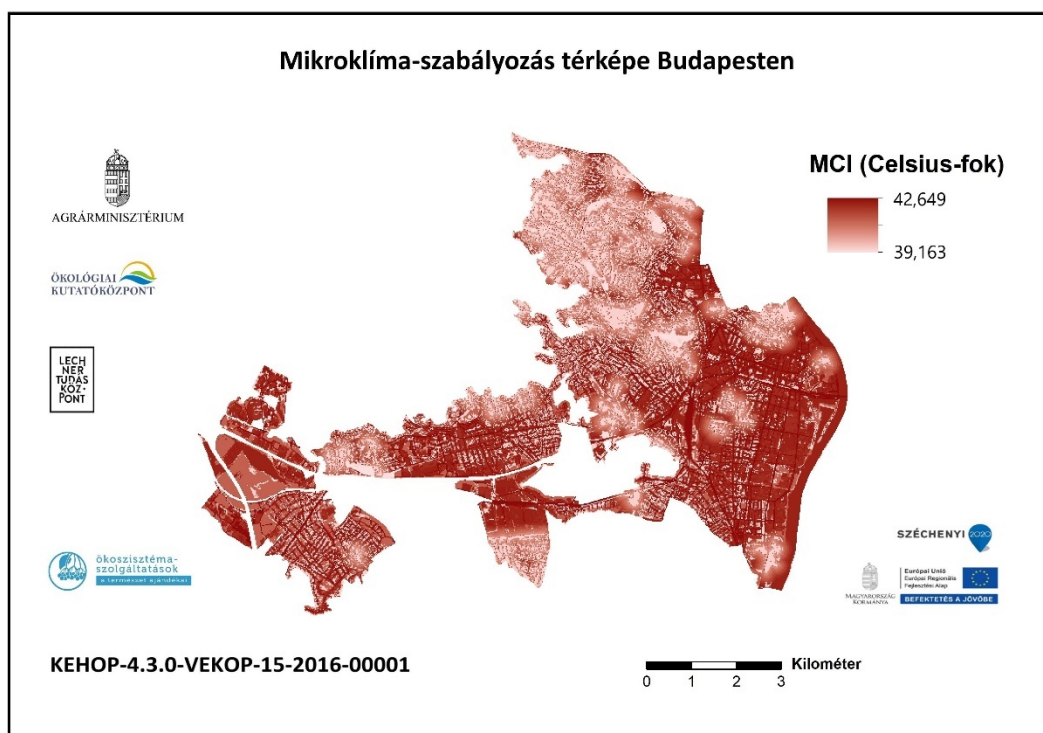
Ennél a mérőszámnál tehát (a 2. kaszkádszint megközelítésére építve) több tényező különböző súllyal való figyelembevételével alakul ki a végleges indikátorérték (az albedót is szerepeltetve a tényezők között).

A modell számítási folyamatának második a lépése a nagyobb zöldfelületek hűtőhatásának jellemzése. Nagyobb városi parkok, zöldterületek szűkebb környezetükre a fenti tényezőktől elkülöníthetően is hatással vannak (Park Cool Island), amit a munkánkban kitűzött városi léptékben érdemes figyelembe venni. Az ezt jellemző mérőszám (urban heat mitigation index) az adott területeknek (celláknak) a nagyobb zöldfelületektől való távolsága alapján alkalmaz egy korrekciót. Végül az indikátornak az aktuális városklimatológiai háttérhez való lehető legjobb igazodása érdekében a hőstressz (ill. csökkentésének) értékét a modell egy, a felhasználó által megadott átlagos városi hősziget-intenzitási értékhez hozzáadva (vagyis hőmérséklet dimenzióban) adja meg. A Celsius-fok mértékegységű indikátor az eredményeket jól értelmezhetővé, kommunikálhatóvá teszi. Más hőstressz-indexek mikroléptékű térképezése a jelen keretek között megalapozottan nem volt megvalósítható. Az itt bemutatott és alkalmazott mérőszám viszont tehát úgy ad egy minden fontos tényezőt figyelembe vevő értékelési lehetőséget, hogy adatigény és modellkomplexitás szempontjából is még kezelhető, széles körben alkalmazható módszernek tekinthető. Az InVEST az előálló mérőszámot léghőmérsékletként nevezi és kezeli. Mivel a modell egy része elméleti alapú, ezért pontosabbnak tartjuk, ha az indikátort mikroklíma-indexnek (MCI) nevezzük, de közben hangsúlyozva, hogy a léghőmérséklet értékét igen jól kezeli, miközben a zöldfelület-hatást talán minden hasonló mérőszámnál teljes körűben figyelembe veszi.

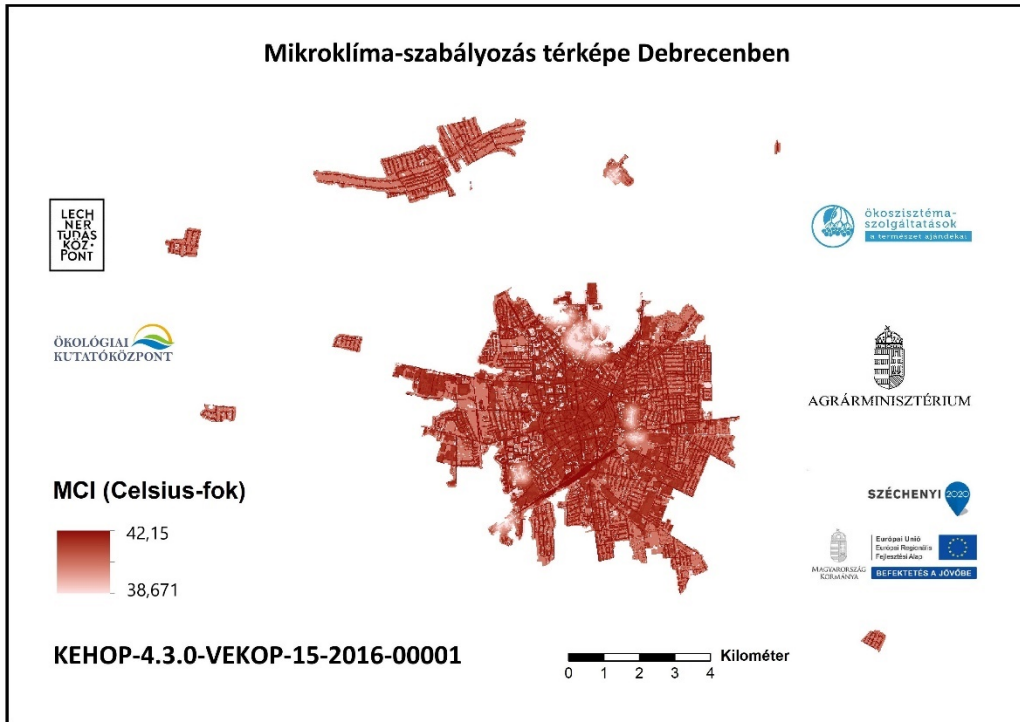
A modell által igényelt adatok és paraméterek az alábbiak szerint állíthatók elő: a térbeli alapadatot a projektben általánosan használt 20m-es felbontású, raszteres ökoszisztéma-alaptérkép jelenti. Ezen egyszerű területszámítással lehatárolhatók azok a zöldterületek (> 2ha), amik méretüknél fogva külön hűtőhatással jellemezhetők, továbbá külön kategóriaként vannak jelen a fás területek, amik az árnyékoltságot meghatározásukat teszik lehetővé. Az albedo értékét a nem városias felszíntípusokra (Mika et al. (2001) és Dobos (2003), a városias típusokra Stathopolou et al. (2007) és Stewart és Oke (2012) munkái alapján határoztuk meg. A referencia és maximális evapotranspiráció térbeli A maximális (nyári napokra vonatkozó) városi hősziget-intenzitás értékéről a Yale Egyetem által fejlesztett Global Surface UHI Explorer (Chakraborty és Lee 2019) alkalmazásból nyertünk a referenciaévre vonatkozó adatokat. A nagyobb

zöldfelületek hűtőhatásának érvényesülésére 300 m-es távolságot adtunk meg, Szegedi és László (2012) munkája alapján.

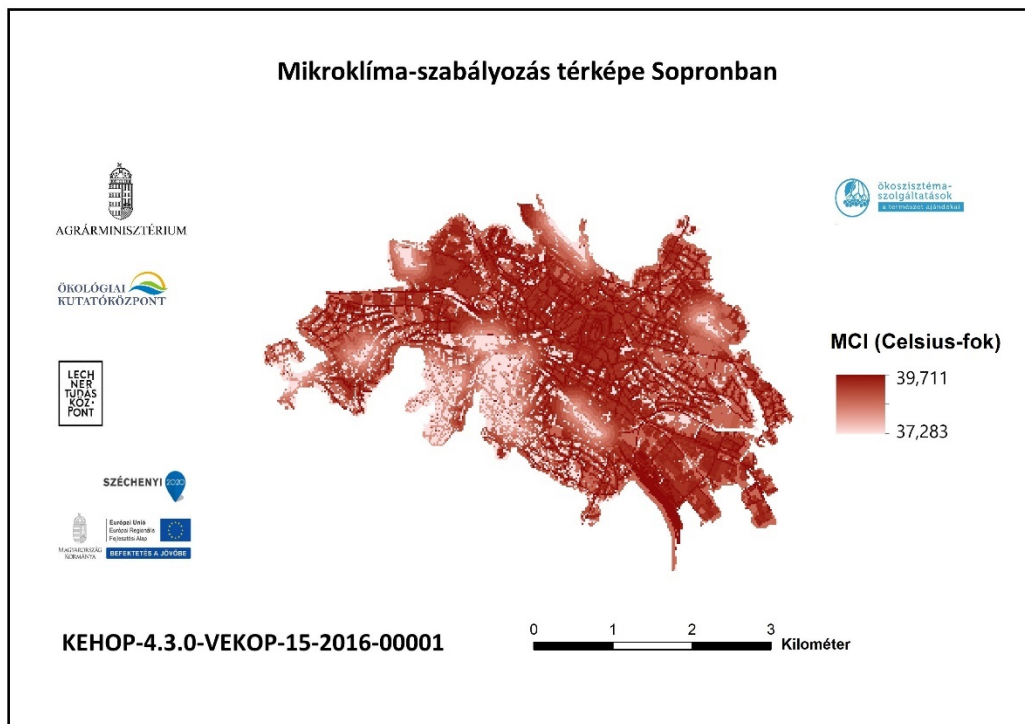
Az egyes mintavárosok szolgáltatástérképei a 12-15. ábrákon láthatók, a látható térbeli mintázatok tehát hőmérséklet-dimenziójúak, a zöldfelületek hatását a más felszíntípusokhoz képesti különbségek jelenítik meg. Az értékek szakértői validálásához a jelenleg folyamatban levő Nature4Cities (H2020) projektben kidolgozott módszertant vettük alapul. (Ebben egy részletes városi zöldfelületi kategóriarendszer elemeinek mikroklíma-szabályozó potenciálját modellezzük különböző scenáriók eseteire, a fenti szemlélettel választott teljesítményindikátorokra, ehhez kategóriaösszevonásokra lesz szükség.) A jólétre való hatások értékelésénél figyelembe vehető tényező lehet a lakosság térbeli elhelyezkedése, amennyiben a szolgáltatás létrejöttét is térbeli, térképi formában ábrázoljuk. Az általunk alkalmazott InVEST almodell kínál lehetőséget a szolgáltatás monetáris értékelésére, az energiafelhasználás csökkenésének néhány egyszerű mérőszámmal való jellemzésével.



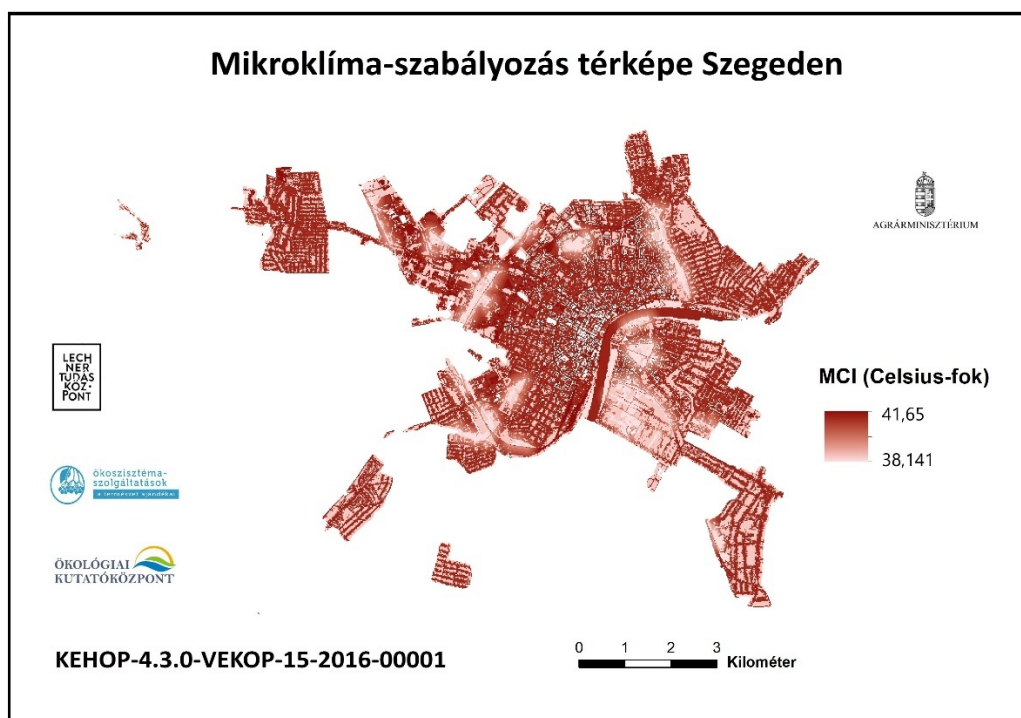
12. ábra: A mikroklíma-index térképe a budapesti mintaterületen



13. ábra: A mikroklíma-index térképe Debrecenben



14. ábra: A mikroklíma-index térképe Sopronban



15. ábra: A mikroklíma-index térképe Szegeden

A mikroklíma-szabályozást jellemző index térbeli mintázata egyrészt tükrözi az egyes mintaterületek beépítettségi, zöldfelület-ellátottsági jellemzőit, másrészt a tervezés számára viszonylag közvetlenül alkalmazható információk is leszűrhetők belőlük. A szolgáltatás szempontjából elsődlegesen érintett jóléti tényezővel, az egészséggel kapcsolatban elsősorban az extrém hőstressz értékeit, vagyis az index maximumait érdemes figyelni. Látható, hogy a mintaterületek majdnem mindegyikén eléri, egyes helyeken jelentősen is meghaladja az index értéke a 40 °C-ot. Ez elsősorban a nagyvárosok központi területein jellemző, ahol egyszerre érvényesül több, a városi hősziget kialakulásért felelős tényező (alacsony zöldfelületi ellátottság, kevés párologtatást biztosító, erősen felmelegedő építőanyagok, gyenge átszellőzés a belvárosi elhelyezkedés miatt). Ugyanakkor kevésbé árnyékolt, nagy kiterjedésű burkolt felszíneken külvárosi helyzetben is előfordulnak extrém értékekkel jellemezhető területrészek (pl. ipari területeken, lakótelepeken, nagy kiterjedésű parkolóknak). Értelemszerűen ezek a zónák tehetik ki az ökoszisztéma-szolgáltatásokon alapuló helyi klímaadaptáció, vagyis a zöldfelület-létesítés és -fenntartás elsődleges célterületeit. A különböző klimatológiai jellemzők szempontjából egységesen viselkedő városi területtípusok felismerését, tervezésben való egységes teheti lehetővé az ún. lokális klímazónák rendszere (Perera és Emmanuel 2018). Ezek alkalmazása, lehatárolása nem szerepelt a projektünk célkitűzései között, de az eljárásunk esetleges továbbfejlesztéséhez, kisebb területi léptékű alkalmazásához módszertani lehetőségként érdemes megemlíteni. Az eredményeink megerősítették azt az általánosan is megfogalmazható ajánlást, hogy a városokban nyáron időszakonként jellemző extrém hőstressz mérséklésében a fás vegetációnak kiemelt szerepe van. Ezért a lombkoronaborítás fenntartása, területátalakítási beavatkozások esetén megfelelő fajokkal való pótlása rendkívül fontos. A klímaváltozás egyik lehetséges következményeként egyre hosszabban vagy intenzívebben jelentkező, adott esetben növekvő megbetegedési, halálozási esetszámokkal járó hőhullámok fényében ennek az emberi egészséghöz közvetlenül kapcsolódó hatása lehet.

A mikroklíma-szabályozás értékelési folyamatát módszertani szempontból összefoglalva a következők mondhatók el. A szolgáltatás jelentősége és konkrét értékei értelemszerűen döntő mértékben a háttérklíma és az adott helyek egyes időjárási helyzeteinek, vagyis folyamatosan változó tényezők függvényei. A szolgáltatásbiztosító-képesség jellemzésében (2. kaszkádszint)

ezért olyan indikátorokat választottunk, amik a (referenciaévre vonatkozó) értékelés szempontjából statikusnak tekinthető zöldinfrastruktúra (és más felszintípusok) elterjedésétől és állapotától függenek, ugyanakkor a vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatás jelenlétét is „előrejelzik” (evapotranspirációs együttható, levélfelületi index). A megvalósult szolgáltatás szintjének módszertani nehézségét az okozta, hogy a jólléttel kapcsolatba hozható emberi hőstressz mikroklimatológiai szempontból is összetett, több tényező függvénye. Az általunk választott módszer (InVEST Urban Cooling Model) ezeket próbálja minél teljesebben figyelembe venni úgy, hogy közben egy viszonylag felhasználóbarát értékelőeszköz maradjon. A paraméterezés további pontosításával, nagyobb lefedett időszakokra való alkalmazással a modell hasonló munkákban való felhasználásra még alkalmasabbá tehető.

4.3. Légszennyezők megkötése

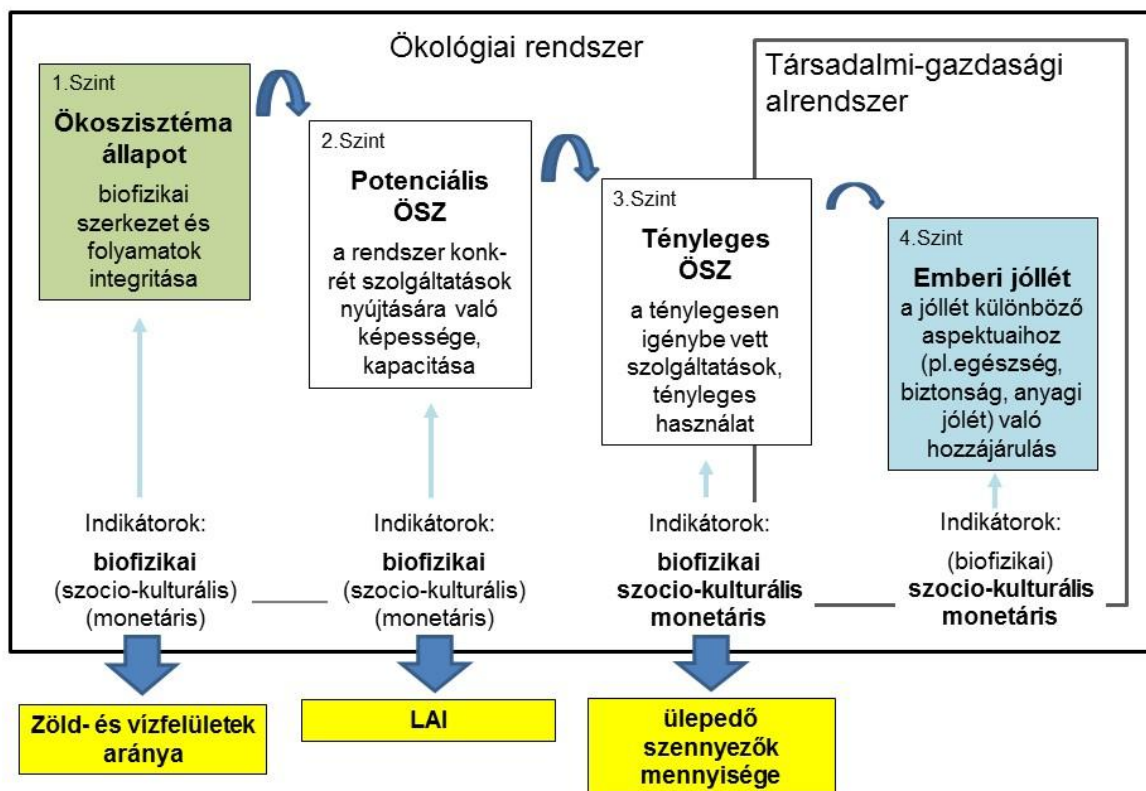
A légszennyezés-megkötés szolgáltatása esetében az egyik legnyilvánvalóbb az ökoszisztémáknak az emberi egészséggel, jólléttel való összefüggése. A légszennyezés egészségügyi hatásai egyre jobban feltártak, így elvileg az is meghatározható, hogy a szennyezettségnek a növényzet általi csökkentése milyen hasznot jelent ilyen szempontból. Pl. a Nagy-Britannia területén található növényzet légszennyező-megkötése az elmúlt években évente közel 2000 haláleset, és több, mint 5000, légzőszervi megbetegedés miatti kórházi esetszám elkerüléséhez járult hozzá (Jones et al. 2017). Az ilyen típusú összefüggések felhasználásával az ökoszisztéma-szolgáltatáshoz monetáris érték is köthető (Nowak et al. 2014, Fusaro et al. 2017).

A légszennyezés-megkötés értékelésével, térképezésével kapcsolatos nemzetközi példák módszertanai nagyjából ugyanazt a megközelítést követik: a vizsgált légszennyező(k) koncentrációadataiból, az ismert vagy számított ülepedési sebességből és a levélfelületi indexből meghatározható az egységnyi területre jutó ülepedő mennyiség (Nowak et al. 2006, Jim és Chen 2008). A térbeli kiterjesztést a levélfelület térképi adata teszi lehetővé. A levélfelületi index általában távérzékelési úton áll elő, de ismertek olyan térképezési alkalmazások is, melyekben az i-Tree modell outputjaként rendelkezésre álló LAI-értékek jelentették a térképezés alapját (Hirabayashi et al. 2012). Amennyiben gyengébb térbeli felbontású távérzékelési alapadat is elegendő (pl. ha nagyobb területek, több városrégió együttes elemzése a cél), akkor rendszeresebb visszatérés, monitorozás is elérhető. Például a MODIS szenzor adataiból már kész LAI-termék is használható, ami a légszennyezés-megkötés térképezésére is alkalmas (Manes et al. 2016). Ugyanakkor a módszerek rendelkezésre állnak már egy település térbelileg nagyon részletes jellemzéséhez is, pl. a levélfelületi indexet terepi és légi lézerszkenneres mérések kombinációjával előállítva (Bottalico et al. 2017). A szakértői csoportunk munkája alapvetően az ökoszisztéma-alaptérkép, és az annak készítésekor több ponton szerepet kapó Sentinel műholdfelvételek 20 méteres felbontását követi. Ezért egy Sentinel-alapú levélfelületi index alkalmazása mellett döntöttünk, így egy közepesnek mondható térbeli felbontásban tudtuk végrehajtani a légszennyezés-megkötés térképezését.

Mivel a levegőminőséget több kémiai és szilárd szennyező együttes hatása alakítja, ezért az elemzésünkhöz szükséges volt kiválasztani egy indikátor-szennyezőt, amelynek az ülepedési folyamataira szűkítettük a térképezendő szolgáltatást. Erre a célra értelemszerűen egy olyan anyagot kellett kiválasztani, amelynek a humán-egészségügyi hatása jelentős, vagyis amin keresztül a szolgáltatás jólléti értékelése megvalósítható, továbbá ami a hazai nagyvárosok levegőszennyezettségében jelentős szerepet tölt be. A fenti szempontok alapján a választásunk a szálló porra esett (PM₁₀), amelynek mérése régóta zajlik az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat automata állomásain, és a nemzetközi légszennyezés-terjedési modellekben is központi szerepet kap. A kisméretű részecskék képesek lejutni a tüdőbe, és hozzájárulnak

krónikus légúti megbetegedések, daganatos légzőszervi megbetegedések és koszorúér-betegségek kialakulásához. Az USA 90 városára végzett célzott, szisztematikus elemzés szerint a PM₁₀ tömegkoncentrációjának 10 µg/m³-nyi növekedése átlagosan mintegy 0,3–0,6%-kal növeli a napi halálozások relatív rizikóját (Salma 2012). A PM₁₀-kibocsátás legfontosabb forrásai a lakossági fűtés, az építési-bontási tevékenység, valamint a mezőgazdasági kis gazdaságoknál a mezőgazdasági termékek tárolása, kezelése és szállítása. Mivel az ország számos városában jelent egészségügyi kockázatot a PM₁₀-szennyezettség mértéke az utóbbi években, néhány településen pedig rendszeres határérték-túllépést mérnek, ezért szakpolitikai figyelem is irányul a kérdésre: az 1330/2011. (X.12.) kormányhatározat ágazatközi intézkedési programot tartalmazott a kisméretű szálló por (PM₁₀) légköri koncentrációjának csökkentésére. Továbbá az ezt felváltó, 2020 óta hatályos Országos Levegőterhelés-csökkentési Programnak is fontos része a PM₁₀-terhelés csökkentésével kapcsolatos elemzések és intézkedési javaslatok.

Az értékelési folyamat legfontosabb célja a szolgáltatás számszerű és térképi formában történő jellemzése, ami hazai szinten eddig még nem valósult meg. Emellett a lakosság térbeli elhelyezkedése, a levegőminőség által befolyásolt jóléti tényezők és a szolgáltatás közötti kapcsolatok feltárása is cél, ami az indikátorok kiválasztását indokolta. A 2. szint indikátoraként **a levélfelületi index (LAI)** értékelését és térképezését javasoljuk. Ez szerepel ökoszisztéma-mérőszámként a szolgáltatással foglalkozó legösszetettebb modellekben és a térképezési alkalmazásokban egyaránt (Hirabayashi et al. 2012, i-Tree 2014). Mivel a LAI más szolgáltatásoknál is szerepel, és egyfajta általános kapacitásindikátornak tekinthető a városi ökoszisztéma-szolgáltatásoknál, ezért az ökoszisztéma-állapottal való összefüggései jól vizsgálhatók ebben az esetben is. A 3. szint indikátora az **(egy év alatt) ülepedett szennyezőanyag mennyisége**. Az értékelési lehetőségek korlátai és a hasonló célú munkákhoz való illeszkedés érdekében a szennyező száraz ülepedésének számítását tűzzük ki célul. A légszennyezés-megkötés értékelési folyamatának összefoglalását a 16. ábrán láthatjuk.



16. ábra: Indikátorok a légszennyezés-megkötés (száraz ülepedés) értékeléséhez az egyes kaszkádszinteken

Ebben természetesen fontos tényező az előző szinten már számított és térképezett levélfelületi index. Ennek térképezéséhez a Pasqualotto et al. (2019) által bevezetett, különböző növényfajtákra egyaránt jól alkalmazható új Sentinel alapú egyszerű LAI-számítási képlet (Sentinel-2 LAI Index - SeLI) kisebb módosításával alakított formulát alkalmazzuk.

$$LAI = 5,405 * SeLI$$
$$SeLI = (R_{865} - R_{705}) / (R_{865} + R_{705})$$

ahol R_{865} és R_{705} a Sentinel-2 műholdfelvételek adott hullámhossztartományban (nm) mért reflektanciaértékei (az R_{705} a B5, az R_{865} a B8a sávhoz kötődik).

A PM_{10} koncentrációjának mért adatai az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat adatbázisában rendelkezésre állnak. A szolgáltatás térképezése szempontjából a legnagyobb módszertani kihívást a szennyezettség térbeli kiterjesztése jelenti. Az ökoszisztémaszolgáltatás-térképezési célú nemzetközi példák többségében a szennyezők koncentrációit az adott város minél több mérési pontjának adataiból, térinformatikai interpolációs eljárással határozták meg (Bottalico et al. 2016, Marando et al. 2016, Wang et al. 2014). Magyar városok esetében a legmegbízhatóbb eredményekhez légszennyezés-terjedési modellek eredményeinek alkalmazásával juthatunk. A jelenleg rendelkezésre állók közül az EMEP MSC-W modell adott évre vonatkozó adatainak használata mellett döntöttünk. Ez egy a határon áterjedő levegőszennyezést is figyelembe vevő modell, amire a releváns európai szakpolitika ill. annak háttérvizsgálatai is jelentős mértékben támaszkodnak. Az EMEP modellrendszer különböző elemeit az eredetileg a savas ülepedés vizsgálatát célzó Európai Mérési és Kiértékelési Program (European Monitoring and Evaluation Programme) keretében készítik és használják rendszeres és specifikus döntéshozatali munkákhoz. Az MSC-W modell a futtatási helyszíneként szolgáló Nyugat-Európáról kapta az azonosítóját, az értékelés fókuszában a troposzférikus ózonhoz, savas ülepedéshez és az aeroszol részecskékhez kötődő problémák állnak. Ez egy ún. 3D Euler-típusú modell, ezek a teret rácshálózattal borítják be, és a levegőelemek tulajdonságait a modell az egyes rácspontokban vizsgálja. Az EMEP MSC-W egy nyílt forráskódú, emisszió-csökkentéssel kapcsolatos döntéstámogatásra is alkalmazott eszköz, ami integrált (gazdasági folyamatokat is figyelembe vevő) értékelőrendszerekben is szerepel. Az EMEP modell jelenleg már Eurázsia legnagyobb részét lefedi (kezdeti verziójában csak Európára terjedt ki a számítási területe), egy erre a területre optimális vetület alkalmazásával. Mivel a mostani munka egy összeurópai szakpolitikai-értékelési folyamatba illeszkedik, ezért egy Európa-szerte rendelkezésre álló háttéradatbázis alkalmazása segítheti a térbeli kiterjesztést, összehasonlító vizsgálatokat. Az EMEP-MS-C-W koncentrációmezőinek felhasználását a kielégítő tér- és időbeli felbontás, a könnyű kezelhetőség mellett ez indokolta.

A modellszámítások két fő bemeneti adatköre a szennyezők emissziója és a meteorológiai háttérret leíró adatbázis, amelyeket a modell működtetésében érintett országok bocsátanak rendelkezésre. Az emissziós adatok az éves nemzeti rácsponti emissziós adatokból származnak (a kémiai szennyezőkre és az aeroszol részecskékre egyaránt), ezekből a háromdimenziós adatbázis előállítására már a modellszámítások része. A szennyezettség időbeli változatosságának reprezentálása a nyers emissziós adatokból képzett eloszlásfüggvények segítségével történik.

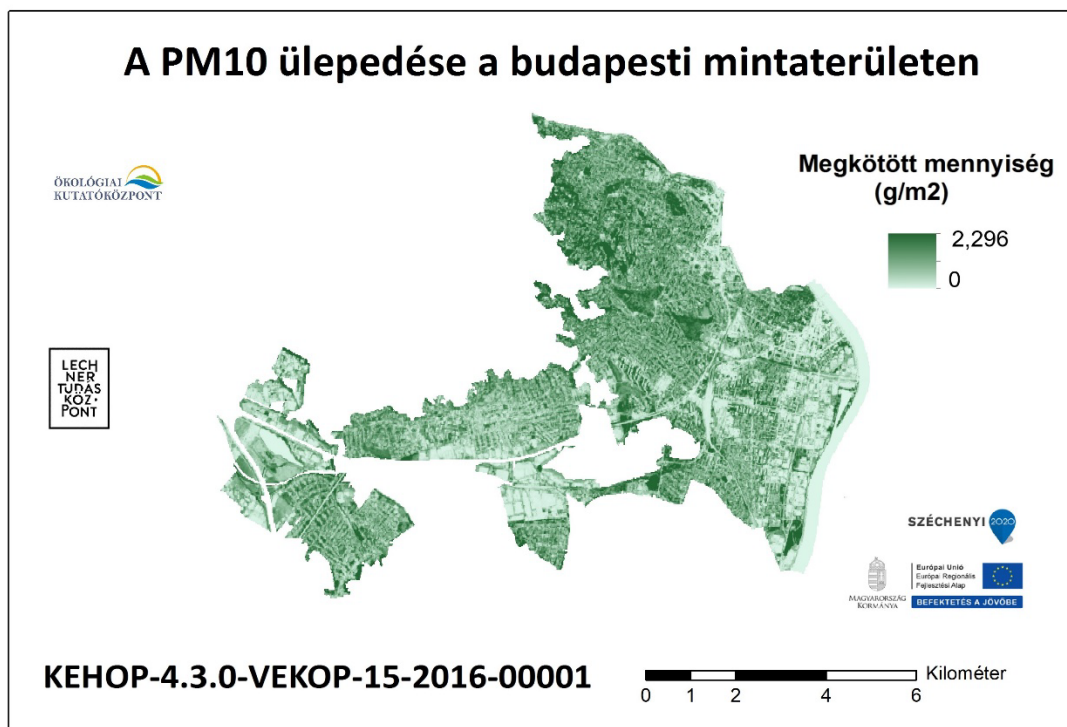
A meteorológiai viszonyok előrejelzését az ECMWF modell rácsponti adatai teszik lehetővé. Ebben a 2D (talajfelszíni – pl. felszínközeli hőmérséklet és légnyomás, talaj víztartalma, stb.) és a 3D mezők (pl. felhőfedettség, csapadék, konvektív fluxusok) is széleskörű paraméter-reprezentáltsággal jellemezhetők. Nagyobb térbeli felbontású egyedi

modellezési kezdeményezéseknél a WRF és AROME modellek is alkalmazhatók a meteorológiai háttér biztosítására (Jeričević et al. 2010, Vieno et al. 2010).

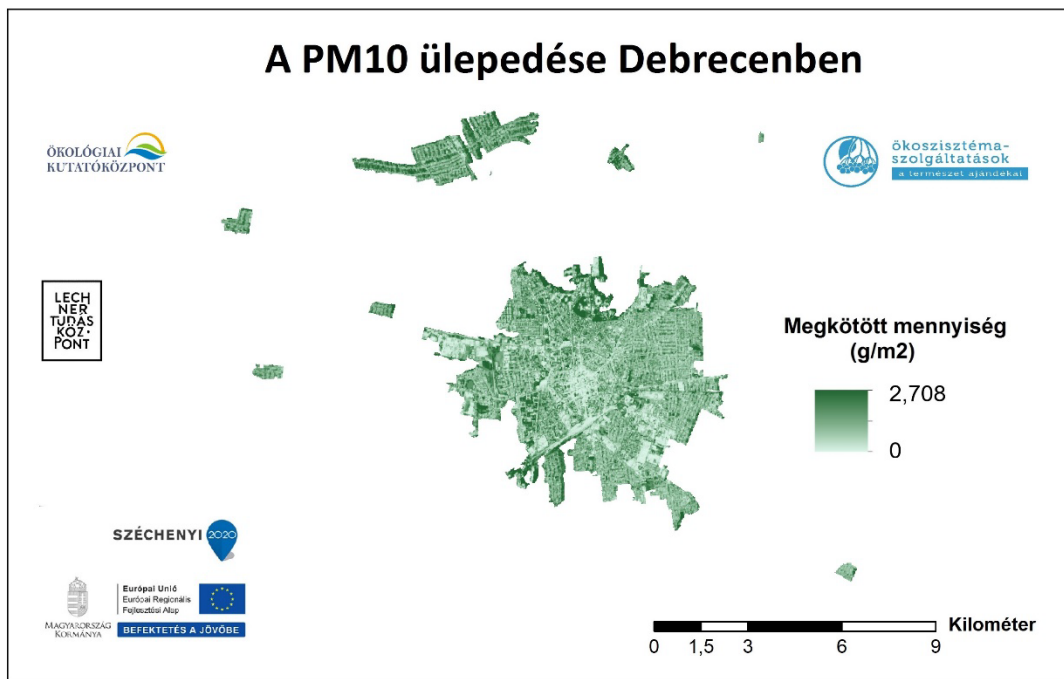
A modell ellenőrzése a mért adatokkal való összehasonlítással történik, szennyezőkomponensenként, napi felbontásban. A modellezés eredményei alapján egészségügyi hatásbecslés is történik. Ezek eredményei a jólléti értékelés során figyelembe vehetők, de abban a munkafázisban elsődlegesen a projektben kidolgozott saját módszertanra támaszkodunk.

Ülepedési sebességként a szegedi mintaadatbázis értékelésére használt i-Tree Eco modell által is alkalmazott $V_{d,avg} = 0,0064 \text{ ms}^{-1}$ értéket használtuk. Ezt a megközelítést több hasonló, assessment-jellegű külföldi munkában is alkalmazták (Bottalico et al. 2016, Fusaro et al. 2017).

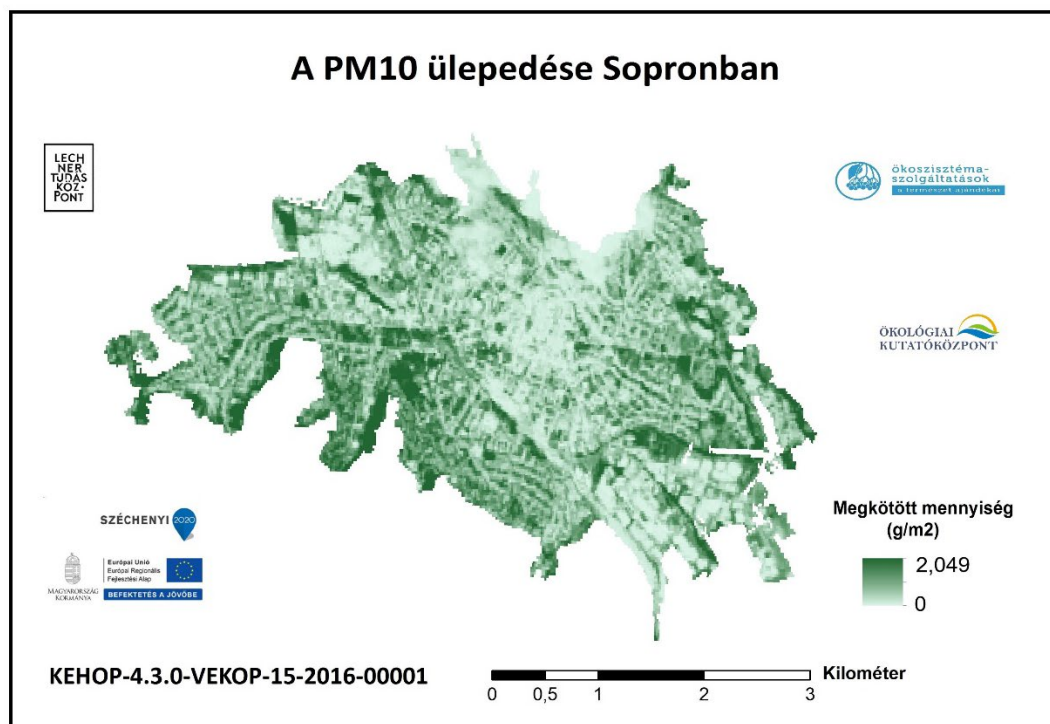
A mintaterületek szolgáltatástérképe a 17-20. ábrákon láthatók.



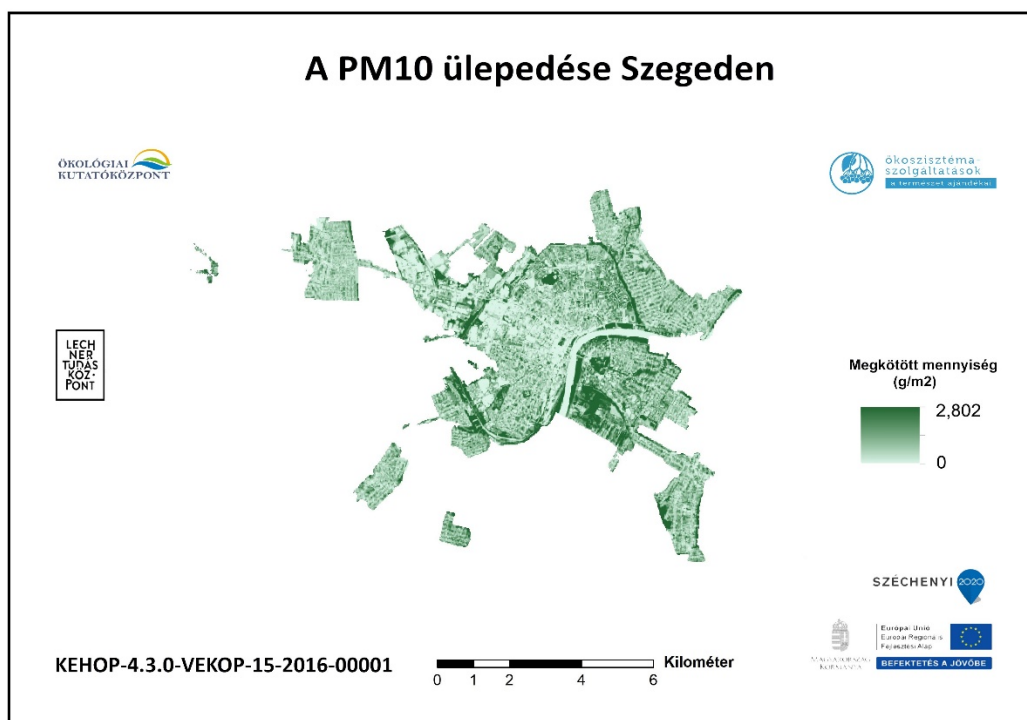
17. ábra: A PM₁₀ (szálló por) megkötése a budapesti mintaterületen



18. ábra: A PM₁₀ (szálló por) megkötése Debrecenben



19. ábra: A PM₁₀ (szálló por) megkötése Sopronban



20. ábra: A PM₁₀ (szálló por) megkötése Szegeden

Mivel ennek a szolgáltatásnak a számítása a levélfelületi index szerkezeti indikátorával való közvetlen összefüggésen alapszik, ezért a szolgáltatás térbeli jellemzői értelemszerűen nagyon hasonlóak ahhoz, és a vizsgált többi szolgáltatáshoz vagy potenciálandikátorhoz is: a fás vegetáció kiemelt jelentőséggel bír. Emellett ugyanakkor fontos megjegyezni, hogy a szolgáltatást befolyásoló egyik legfontosabb tényező, az egyes területrészek légszennyezettsége nagyon inhomogén területi mintázatot mutat, amit a rácsponti szennyezettségi modell felbontása nem tud jól kimutatni (így az a modelleredményekben sem érvényesül). Így az eredménytérképek nem tükrözik teljesen a forgalmas utak mentén található növényzet rendkívül nagy szűrőkapacitását (ami már egy sűrű cserjesor is képes nyújtani), amit pontszerű, közvetlen méréseken alapuló vizsgálatok már megbízhatóan alátámasztottak (Csapó et al. 2018). Az eredmények nagyságrendjén az látszik, hogy egy nagyobb városi zöldfelület megkötése már mindenképp kg-os nagyságrendű, ami közegészségügyi szempontból már értelmezhető, és rendelkezésre áll a módszertani háttér ahhoz, hogy ehhez monetáris értéket, vagy a jólléti értékelést segítő más mérőszámot rendeljünk. Bár szinte minden városban elmondható, hogy a zöldfelület-létesítés és -fenntartás önmagában nem elegendő a légszennyezéssel túlterhelt városok vagy városrészek problémájának megoldására (a gépjárműforgalom szabályozása és más kibocsátáscsökkentési lépések nélkülözhetetlenek), de abban számottevő (számszerűen is kifejezhető) javulást lehet elérni célzott növényalkalmazással.

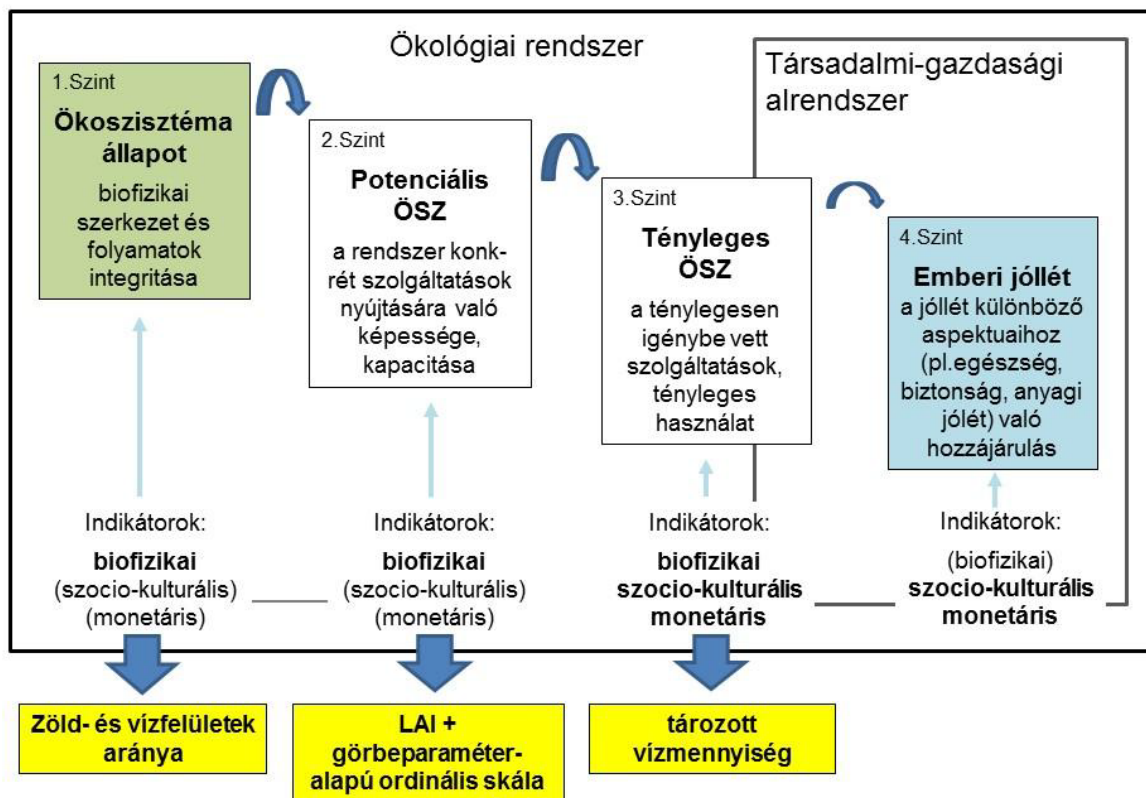
Összefoglalva, a légszennyezés-megkötés értékelésében a felhasznált indikátorok, azok egymásraépülése tekintetében (a többi szolgáltatáshoz képest viszonylag jól) rendelkezésünkre álltak jól felhasználható nemzetközi példák, tapasztalatok. A 2. kaszkádszinten alkalmazott levélfelületi index mérőszámának alkalmazásához nemcsak megfelelő szakirodalmi háttér áll rendelkezésre, hanem a LAI földmegfigyelési alapú meghatározására, térképezésére hasonló célú munkákban a jövőben is lehetőség lesz, a technológia fejlődése miatt várhatóan a jelenleginél is jobb felbontásban. A hazai nagyvárosok szempontjából számottevő légszennyező anyagok közül a szálló por ülepedését (PM₁₀) választottuk indikátorként a

megvalósult szolgáltatás értékelési szintjén, az adatellátottság és a szennyező egészségügyi jelentősége miatt. A levélfelületeken megkötött (éves) mennyiség számításához a szennyező ismert ülepedési sebességét használtuk fel, a kapott eredmények alkalmasak a levegőminőség-javítási programokban és más döntéselőkészítési feladatokban való felhasználásra. A szennyezettségi háttéradatak térbeli felbontásának javítása jelentősen növelheti ezeknek a térképeknek a pontosságát, gyakorlati alkalmazhatóságát.

4.4. Csapadékvíz-megtartás

A csapadékvíz-megtartás szolgáltatása különösen előtérbe kerülhet a klímaváltozás hatására egyre gyakoribbá váló intenzív csapadékesemények ismeretében. Ezeknél a csapadékeseményeknél a fák és más növények tározási kapacitása korlátozott, de a csapadékhiány miatt is szükséges a vízmegtartást célzó zöldinfrastruktúra-elemek alkalmazása. Az értékelési folyamat fő célja abban fogalmazható meg, hogy a különböző jellegű városi ökoszisztéma-elemek erre vonatkozó kapacitására számszerű becslést adjon, és térképi formában vizsgálja ennek az ökoszisztéma-állapottal és valamilyen jóléti tényezővel való összefüggéseit. A csapadékvíz-megtartás szolgáltatásának települési léptékű értékelésére és térképezésére nemzetközi szinten is kevés példát ismerünk. A témával kapcsolatos eddigi vizsgálatok érthető módon a vízérzékeny szabadtértervezés (water sensitive urban design – WSUD) egyes eszközeinek (pl. szikkasztóárkok, zöldtetők, gyökérszűrő víz tisztítás), esetleg különböző kombinációinak, scenárióinak vizsgálatát célozták (Prudencio és Null 2018). Ugyanis a településeken belüli építési, infrastruktúra-fejlesztési beavatkozások elsődlegesen ebben a (mikro)léptékben történnek, így először ezeknek az eszközöknek a releváns hatásvizsgálati eszközeit kell kidolgozni. A térbeli, térképezési jellegű alkalmazások többsége a lényegében felszínborításból kiinduló görbeparaméter-módszeren alapult (elsősorban jó adatellátottságú, fejlett országok nagyvárosaiban – McPhearson et al. 2013, Tan et al. 2021), ami a 2. kaszkádszinten a mi értékelésünkben is szerepet kap. Megfelelő modellezési kapacitás és széleskörű alapadatbázis rendelkezésre állása esetén a települési csapadékvíz-lefolyás modellezésének legáltalánosabban használt, legjobb eszközei is alkalmassá tehetők a vegetáció hatásainak települési léptékű jellemzésére (Palla és Gnecco 2015).

A munkacsoportunk elemzéseiben a hazai városok jelenlegi adatelérhetőségi viszonyaihoz kellett igazodnunk. Ennek megfelelően a szolgáltatásnak az értékelése az indikátorok jellegében, komplexitásában a mikroklímához hasonló módon zajlik, egy saját, ehhez az elemzéshez kidolgozott módszertan mentén. Kapacitásindikátorként ebben az esetben két mérőszámot alkalmazunk, **a felszín típusokat a lefolyás szempontjából jellemző indikátoron (görbeparaméter) alapuló indikátort**, valamint a projektünk szempontjából központi szerepű növényzetet jellemző **LAI**-t. A két indikátor használata azért szükséges, mert a növényzet indikátoraként ebben az esetben is a LAI javasolható (a szakirodalmi tapasztalatok szerint is), emellett ugyanakkor jellemezni kell a talaj vízzáró vagy vízáteresztő jellegét is, mivel a szolgáltatás mennyisége attól is függ, hogy a növények levélzete alá jutó víz mennyire szivárog el vagy folyik le (ezt jellemzi a görbeparaméter) a vízgyűjtő lejtései (extrém esetben károkat is okozva). Az igénybe vett szolgáltatás indikátoraként a **levélfelületeken tározott vízmennyiséget** alkalmazzuk (21. ábra).



21. ábra: Indikátorok a csapadékvíz-megtartás értékeléséhez az egyes kaszkádszinteken

Ezt az i-Tree Eco modell csapadékvíz-megtartásra vonatkozó futtatási eredményei alapozzák meg, ez szintén a levélfelületi indexhez kötötten képes becslést adni a levélfelületeken megvalósuló intercepcióra.

Az i-Tree modelles család a nemzetközileg máig leggyakrabban használt, specifikusan fejlesztett eszközcsoport a városi zöldfelületek (elsősorban fák) által biztosított ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésére. Az előzménynek tekinthető UFORE (Urban Forest Effects) modellt az USA Erdészeti Szolgálat fejlesztette elsősorban az ottani városökológiai vizsgálatok és gyakorlati alkalmazások segítésére (Nowak és Crane 2000), és az eszköztár bizonyos részei továbbra is csak az USA városaira alkalmazhatók. A legjobban kidolgozott almodell az i-Tree Eco, ami megfelel a tudományos célú vizsgálatok követelményeinek, és nemzetközi használatra is alkalmas. Ennek számos gyakorlati településtervezési alkalmazása ismert, az USA mellett európai városokból is (Davey Resource Group 2009, Davies et al. 2017, Raum et al. 2019).

Az i-Tree Eco csapadékvíz-megtartásra vonatkozó számítási menetében a fákra hulló csapadékból a fa alatti felszínre jutó (vagyis vissza nem tartott) víz mennyiségét a párolgás ill. a levélfelületeken való tározás csökkenti. Egy csapadékesemény első fázisában a lehulló csapadék teljes egészében a levélzetben marad vagy párolog. Ez az első fázis a levélfelületeken való tározódás maximumának eléréséig tart, ebben a szakaszban a növényzet általi visszatartás (S_v , egy t időpontban) az alábbiak szerint számítható:

$$Sv_t = Sv_{t-1} + Pc_t - Ev_{t-1}$$

ahol Pc a lombkoronára hulló csapadék, Ev a növény felszínéről történő párolgás (evaporáció).

A levélfelületeken való tározódás maximuma, a csapadékesemények első fázisában:

$$Sv_{max} = S_L LAI$$

ahol S_L a specifikus levéltározási együttható (=0,0002 m)

A lombzaton átjutó (tehát a levelektől nem akadályozottan áteső) csapadék mennyisége egy t időpontban (P_t , m):

$$P_t = P(1 - c)$$

ahol c a növényzeti borítottságot jellemző szám, a levélfelületi index segítségével határozható meg:

$$c = 1 - e^{-kLAI}$$

ahol k egy extinkciós koefficiens (=0,7 fánál és 0,3 más típusú növények esetében). Egy adott t időpontban a talajra kerülő csapadékmennyiség értéke P_t -vel egyezik meg.

A növényzetről való párolgás (m) egy t időpontban:

$$Ev_t = (Sv_t/Sv_{max})^{2/3} PE_t$$

ahol PE_t a potenciális párolgás t időpontban

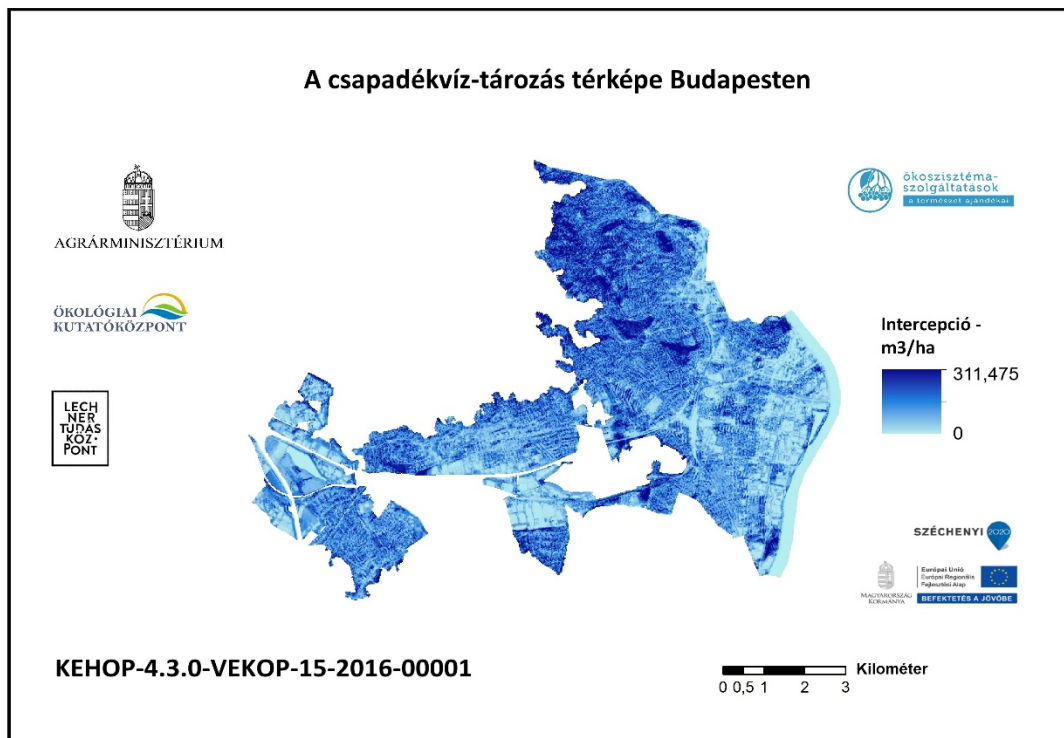
A csapadékesemények második fázisában megindul a lombkoronán belüli vízmozgás, vagyis a csapadék csepegése, ez a levélfelületeken való tározódás maximumának elérése után:

$$D_t = P_c t - Ev_t$$

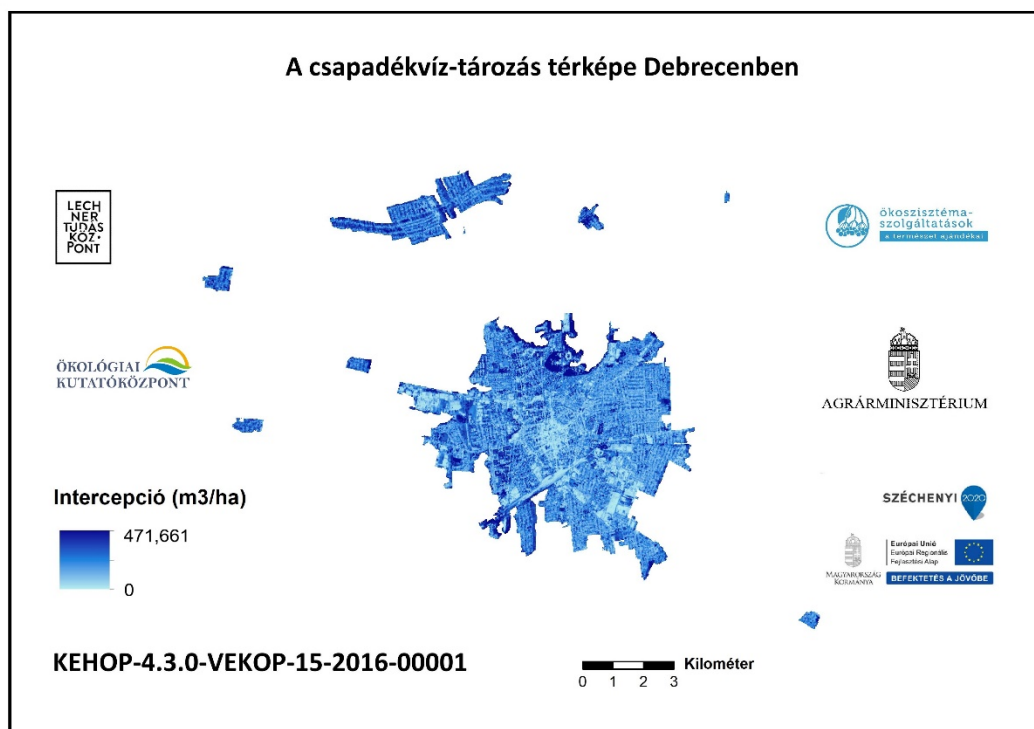
Egy adott t időpontban a talajfelszínre elérő csapadék mennyisége D_t és P_t összegeként áll elő.

A felszínre elérő csapadéknak a talajba való beszivárgását, vagy a felszínen való továbbmozgását ennek a munkának a keretei között nem tudtuk meghatározni (egyhangú szakértői vélemény alapján), mivel az olyan térbeli és tematikai felbontású talajtani információkat igényelne, amivel a vizsgált hazai nagyvárosok jelenleg nem rendelkeznek. Maga a modellezési eszköztár ugyanakkor rendelkezésre áll egy ilyen típusú feladathoz, ezért a jövőben, esetleg célzott adatgyűjtéssel megtámogatva, az értékelési módszertan (és az előállt térképek információtartalma) ilyen irányban bővíthető. Amennyiben valamilyen tervezési vagy más, kapcsolódó kutatási alkalmazásban a felszín típusokról való információt is magában foglaló háttéradat szükséges a csapadékvíz-tározással kapcsolatban, abban az esetben a mostani értékelés eredményei közül elsősorban a 2. kaszkádszint, a CN-alapú indikátorszámok térképei használhatók.

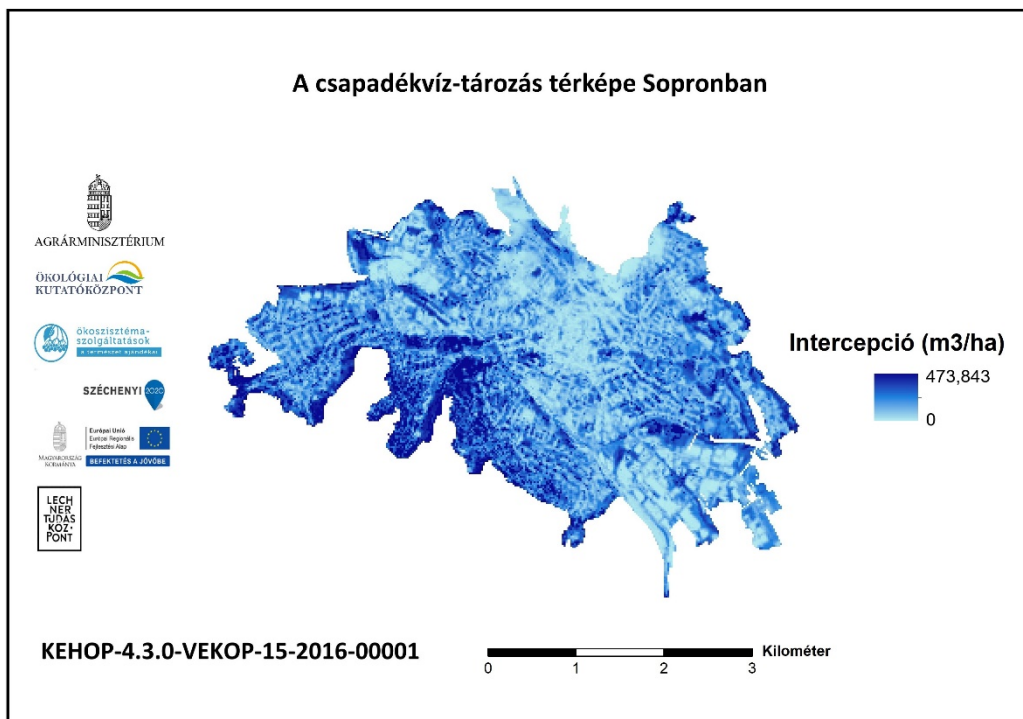
A fenti számítási eljárással tehát meghatározható az egységnyi levélfelületre jutó, ideiglenesen tározott csapadékmennyiség minden mintaváros esetében. A fás területekre vonatkozóan az i-Tree modellnek ezt a kimenetét közvetlenül alkalmaztuk. A nem fás területeken a számítási folyamatnak a növényzeti különbségeket kifejező kulcsindikátorát (növényzeti borítottságot jellemző mutató – „c”) használtuk fel, annak az adott (nem fás vegetációjú) LAI-t felhasználó pixelértékéből és a teljes települési faállomány átlagos LAI-értékét felhasználó értékéből egy arányszámot (0-1 között) képezve. Ezt az arányszámot a fás vegetáció (i-Tree által számított) intercepciójával szorozva adtuk közelítést az adott pixelek visszatartott vízmennyiségeinek értékeire (a nem fás vegetáció intercepciójának számítására, integrált térképezési munkákban való alkalmazására még nagyon kevés a tudásanyag és jól használható nemzetközi példa). Az egyes cellák átlagos levélfelületei a LAI-térképek alapján rendelkezésre állnak, így meghatározhatók a cellánként évente ideiglenesen tározott vízmennyiségek nagyságrendi értékei (22-25. ábra).



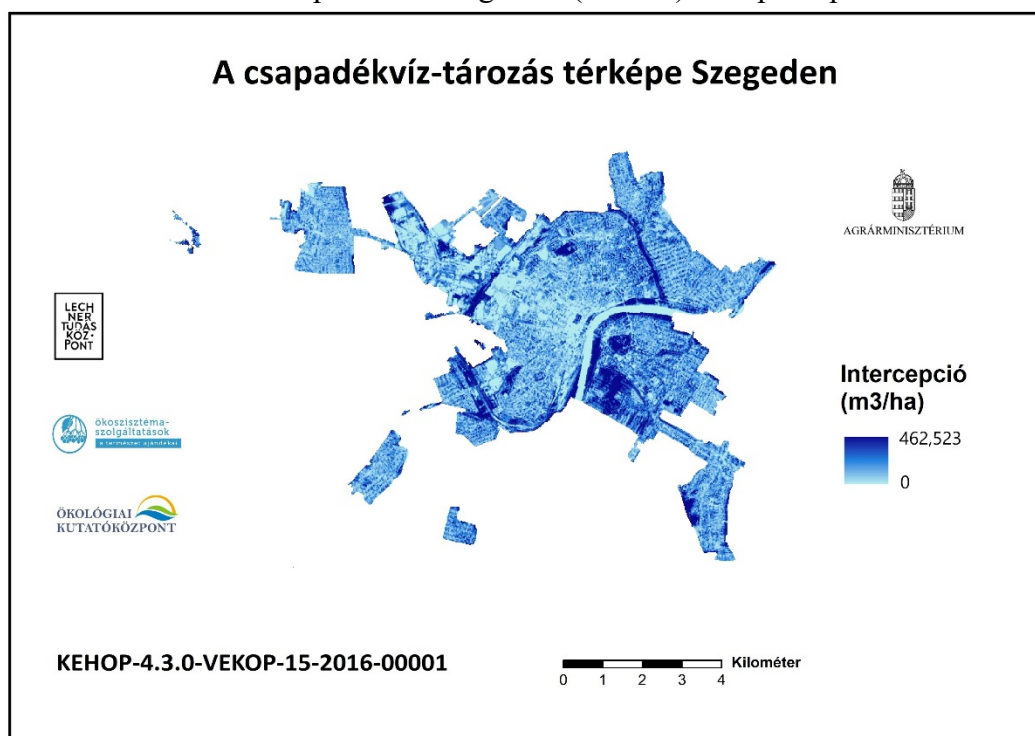
22. ábra: A csapadékvíz-megtartás (3. szint) térképe a budapesti mintaterületen



23. ábra: A csapadékvíz-megtartás (3. szint) térképe Debrecenben



24. ábra: A csapadékvíz-megtartás (3. szint) térképe Sopronban



25. ábra: A csapadékvíz-megtartás (3. szint) térképe Szegeden

Bár a konkrétan értékelt és térképezett folyamat és indikátor a módszertani részben részletezett okok miatt a szolgáltatást csak korlátozottan képes jellemezni, de így is rávilágít egyrészt a növényzet potenciáljának nagyságrendjére, másrészt a területi elhelyezkedésből adódó néhány jellemzőre. Az eredményindikátor teljes évi összegeket mutat (és a számításban a cellaméret által is befolyásolt területi átlagokat), de ezzel együtt látható, hogy ez a

víz mennyiség bizonyos növények éves vízigényével való összehasonlításban már nem elhanyagolhatónak tekinthető. Területileg pedig bár a különböző felszínborítások, talajok közvetlen jellemzése a harmadik kaszkádszint modelljébe nem került bele, de így is látható a központi elhelyezkedésű, sok burkolt felülettel körülvett nagyobb zöldfelületek kiemelkedő jelentősége ebből a szempontból. A többi szolgáltatáshoz hasonlóan itt is elmondható, hogy bár ebben a projektben a részletes értékelés és térképezés a mintavárosok teljes települési léptékére vonatkozik, de az elsődleges beavatkozási lehetőségeket elsősorban objektum léptékben tartjuk nyilván. A vízerzékeny szabadtértervezés eszközeinek releváns potenciálja általában már ismert, és a gyakorlati felhasználásukkal kapcsolatban is egyre több a tapasztalat a magyar városokban is (Csizmadia 2018). Az ezzel kapcsolatos tudásbázisnak a települési léptékű tervezésben való alkalmazása komoly módszertani kihívás (Csizmadia 2020), a fent bemutatott, távérzékelt adaton és modellezésen alapuló eljárás és az eredmények az ezzel kapcsolatos fejlesztésekhez kívánnak hozzájárulni.

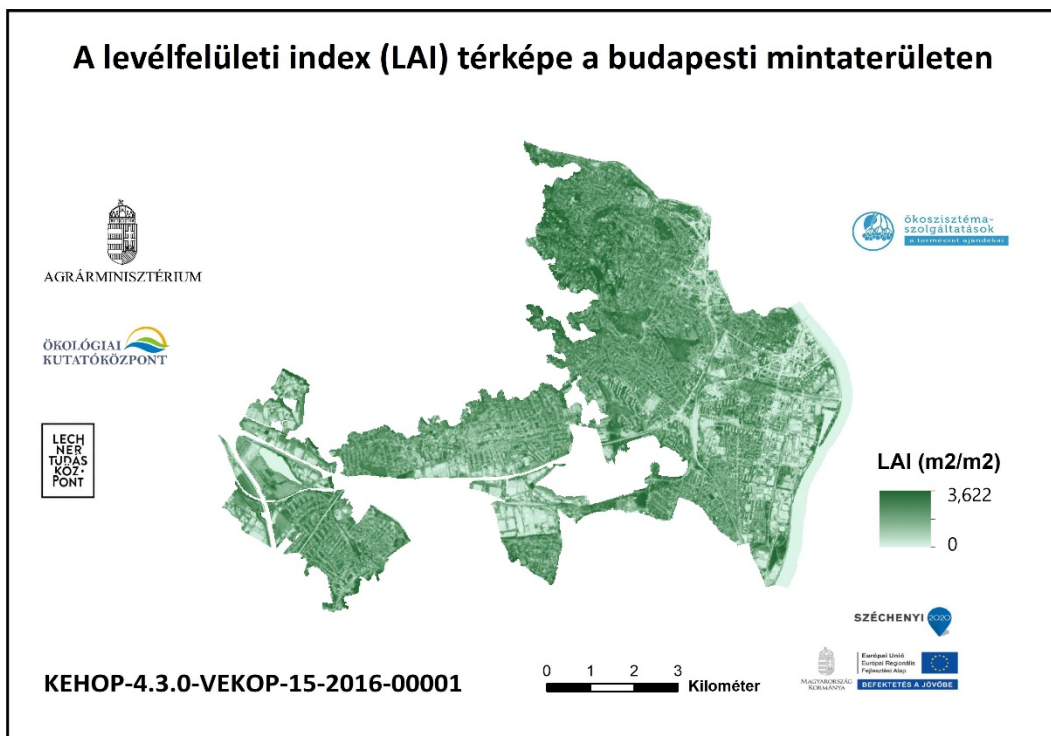
Módszertani szempontból összefoglaló jelleggel az állapítható meg, hogy a vizsgált szolgáltatások közül talán a csapadékvíz-megtartásnál érvényesül leginkább az, hogy a széleskörű értékelésre és térképezésre egyre erősebb szakpolitikai igény mutatkozik, miközben a folyamat megbízható értékelése, térképezése olyan nagy adatigényű, összetett modellezési folyamat, ami ezt egyelőre inkább csak kisebb mintaterületeken, eseti jelleggel teszi teljesszerűen és megbízhatóan lehetővé. Ugyanakkor az leszögezhető, hogy a modellezési eszköztár az ide tartozó folyamatok nagy részének leírására alkalmas, az adathiányok kezelésével és további értékelési munkával a jólléti szinttel még jobban összekapcsolható irányban fejleszthető a téma feldolgozása a hazai nagyvárosokban.

5. A szolgáltatásbiztosító képesség értékeléséhez javasolt indikátorok további részletei

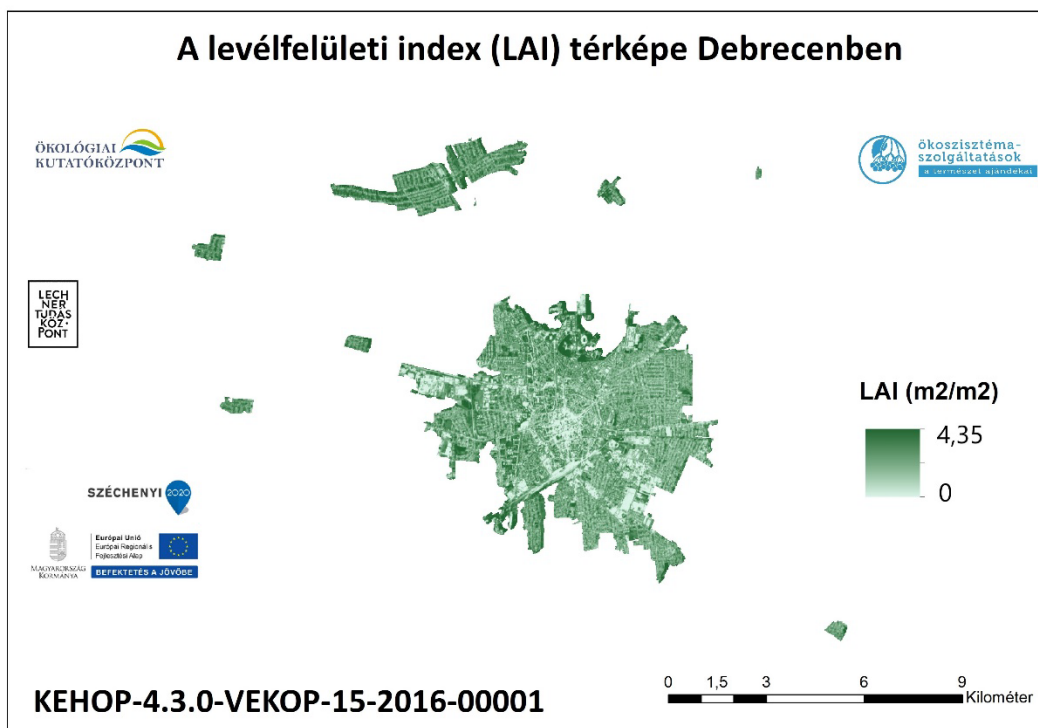
5.1. Levélfelületi index (LAI)

A levélfelületi index (Leaf Area Index – LAI) a növényzetnek egy rendkívül széles körben, különböző ökológiai elemzési célokra használt szerkezeti mutatója, és a fent bemutatott tervek szerint a mi munkacsoportunk állapotértékeléseiben is meghatározó szerepet tölt be. A levélfelület alapvetően meghatározza a növény árnyékoló- és párologtató-képességét, az ülepíthető szennyezőanyagok mennyiségét, stb. A legkülönbözőbb haszonnövények és a természetes vegetáció indikátoraként egyaránt használják, és gyakran alkalmazott mérőszám a városökológiai vizsgálatokban is. Az egyed-alapú értékelésekben is fontos szerkezeti indikátor, de mivel különböző megközelítésekkel térképezése is megoldható, ezért térbeli értékelésekben, település-léptékű vizsgálatokban is alkalmazzák. Ez különösen annak köszönhetően terjedt el, hogy egyre több műholdas adat alapján dolgoztak ki a LAI meghatározását lehetővé tevő számítási eljárásokat. Ezek használhatóságát rendkívül széles nemzetközi tapasztalat bizonyítja, az ökoszisztéma-szolgáltatások indikátoraként való alkalmassága pedig több szolgáltatással kapcsolatban is elmondható (erre utaltunk is az egyes szolgáltatásoknál). A mi munkánkban is ilyen megközelítéssel előállított LAI-adatot használunk fel: Pasqualotto et al. (2019) **Sentinel-2 műholdfelvételek alapján** történő LAI-meghatározását, a légszennyezés-megkötés kapacitásindikátoránál részletezett módon. A számítások alapja a referenciaév (a LAI és az arra épülő szolgáltatások esetében 2016) nyári időszakában készült felhőmentes, tehát az adott vegetációs időszak termelés maximumát mutató Sentinel-2A termékek voltak, településenként. A LAI-t felhasználó szolgáltatás-értékelési számítások kisebb egyszerűsítésekkel, de az i-Tree modellrendszer eljárásait veszik alapul. Ezek a munkamenetek pedig a vegetáció teljesítményének számításában korrekciót alkalmaznak a vegetációs időszak

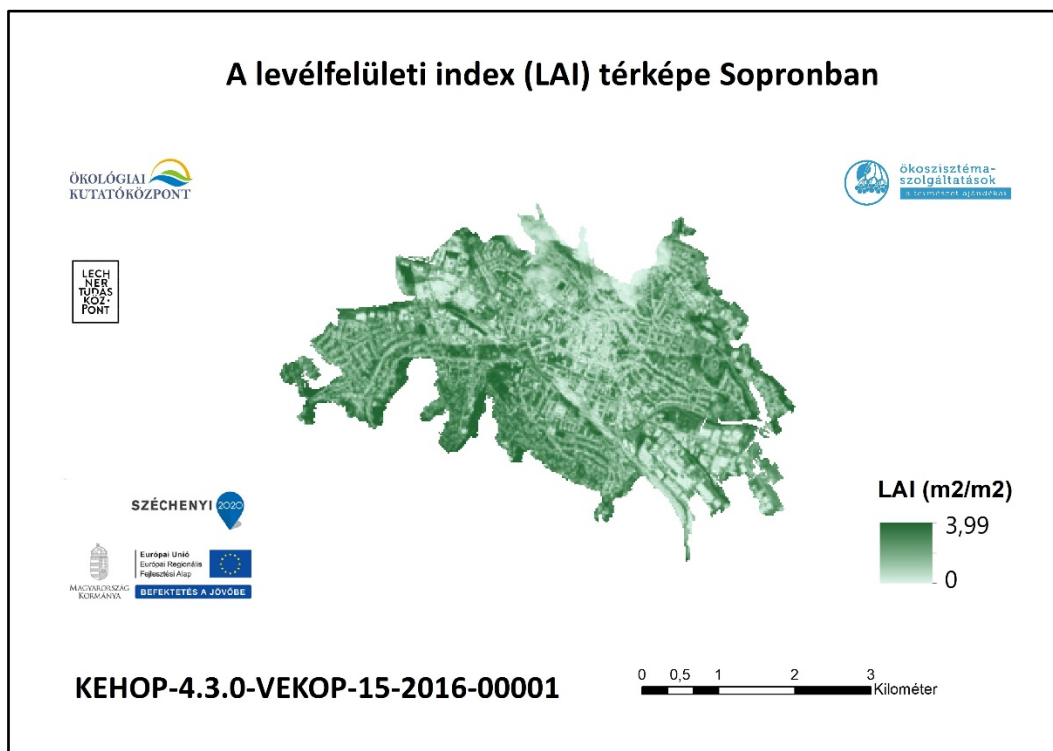
hossza, a LAI változása alapján, ezért megfelelő a levélfelületi index adott évi legmagasabb vagy ahhoz közeli értékeit alapul venni a munkánkban alkalmazott egyszerűsített módszertanokban is. A (20m-es felbontású) műholdfelvételek B5 és B8a sávot megjelenítő rétegei alapján készültek saját feldolgozással (Kiss M. – ÖK), az ArcGIS Raster Calculator eszközével. Az alkalmazott módszer tehát az adott hullámhossz-tartományokban mért reflektancia (sugárzás-visszaverési) értéket vesz alapul, amik a hivatkozott tanulmányban szereplő képletben alkalmazva a tapasztalatok szerint szorosan korrelál a terepi módszerekkel mért LAI-értékekkel. A LAI tehát az országos léptékben térképezett általános állapotindikátorokhoz hasonló szerepet betöltve, az értékelt városi ökoszisztéma-szolgáltatásoknak egyfajta horizontális kapacitásindikátorának tekinthető (egyben a légszennyezés-megkötés egyetlen térképezett kapacitásindikátora). A Sentinel-2 felvétel alapján készült levélfelületi index-térképek a 26-29. ábrákon láthatók.



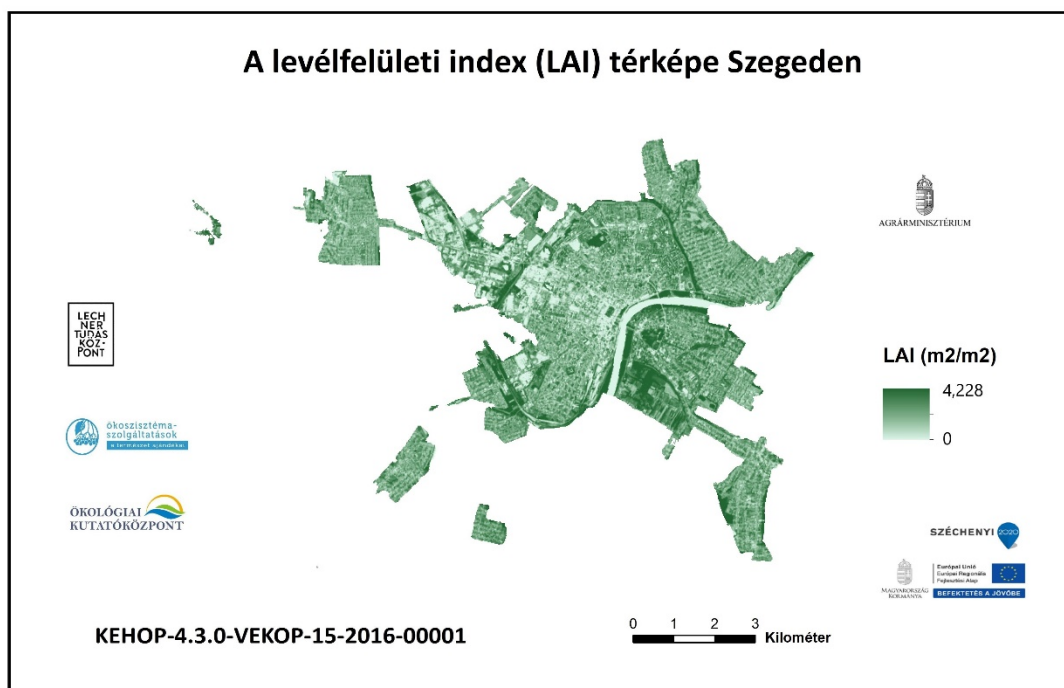
26. ábra: A levélfelületi index (LAI) térképe a fővárosi mintaterületen



27. ábra: A levélfelületi index (LAI) térképe Debrecenben



28. ábra: A levélfelületi index (LAI) térképe Sopronban



29. ábra: A levélfelületi index (LAI) térképe Szegeden

A levélfelületi index által felvett értékek, valamint azok térbeli eloszlása nagyjából megfelel a vizsgálati területeken található vegetáció jellegéről és állapotáról való előzetes ismereteinknek. Fás zöldfelületeken a LAI értéke a térképen látható maximumoknál elvileg magasabb is lehet: nagy méretű, jó állapotú egyedi városi fáknál vagy sűrű mérsékelt övi lombdőkbnél a mért/térképezett LAI-értékek az 5-6-ot is meghaladhatják (Kiss et al. 2015, Meyer et al. 2019). Ugyanakkor ezek nagyon jó állapotú és nagy méretű, teljes lombkoronájú egyedeknél vagy sűrű, kiváló állományszerkezetű erdőkben fordulhatnak elő. A mintaterületeinken egyrészt az ilyen területrészek nagyon ritkák. Másrészt a levélfelületi index térképein a Sentinel-2 felvételek térbeli felbontását követő 20 méteres méretű pixelekre vonatkozó átlagok szerepelnek. Ezek pedig (mivel inkább ligeterdős jellegű városi parkokról van szó) nem fás vegetáció vagy ritkásabb, kisebb levélsűrűségű lombkoronák jelenlétét is tükrözik. Az eredmények értelmezéséhez és további felhasználásához továbbá tekintettel kell lenni arra, hogy a számított és a térképeken ábrázolt értékek a referenciaévet jellemzik – az éghajlati jellemzők évek közötti variabilitása értelemszerűen az ilyen, a biológiai aktivitás mérőszámai közé tartozó indikátorokban is nagy változatosságot eredményezhet az egymást követő években.

5.2. Evapotranspirációs koefficiens (mikroklíma-szabályozás értékeléséhez)

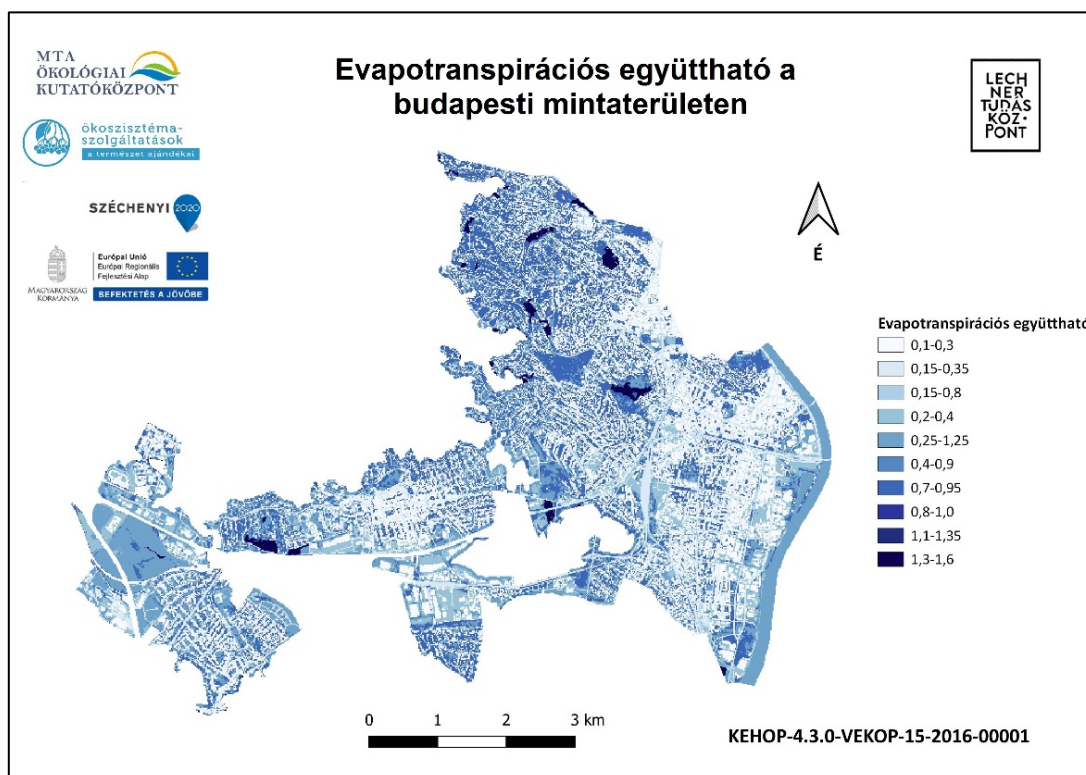
Az evapotranspiráció (a talaj és a növényzet párologtatásának összege) térbeli és időbeli mintázatainak meghatározása számos szakmai feladatban kulcsfontosságú (pl. vízgazdálkodási tervezés, öntözésfejlesztés stb.). Ezek mellett, mivel a zöldfelületek és más természetes felszínek (emberi) hőstressz-csökkentő kapacitásának is egyik fontos eleme, ezért az ökoszisztéma-típusok párologtatását általánosan leíró mérőszámok szerepet kaphatnak a mikroklíma-szabályozás szolgáltatásának állapotértékelésében. A különböző felszínek evapotranspirációs értékei nyilvánvalóan folyamatosan változnak, meghatározásuk alapos

vizsgálatokat igényel. Az ökoszisztéma-típusok anyagi minőségéből, ökofiziológiai viselkedéséből adódóan viszonylag állandónak tekinthető mérőszámok az ún. **haszonnövény-koefficiensek (crop coefficient, K_c)**, ezeket javasoljuk az evapotranspiráció indikátoraként, mint az ökoszisztéma-típusból következő, ahhoz egyszerűen hozzárendelt értékeket. A haszonnövény-koefficiensek értékeivel kapcsolatban létezik egy általánosan használt, a FAO által kidolgozott módszertan és táblázat (Allen et al. 1998), de ez területenként némileg változó lehet. (A koefficiens elnevezése abból adódik, hogy mivel az evapotranspirációval kapcsolatos számítások először agrártudományi (öntözés-tervezési) alkalmazásokban jelentek meg, ezért ezeket az értékeket először haszonnövényekre határozták meg. Később azonban különböző (akár mezőgazdasági használatától független) ökoszisztéma-típusok értékeit is meghatározták. A mi munkánkban a Nistor et al. (2017) által a Kárpát-medencére kidolgozott és alkalmazott táblázatot alkalmazzuk. (Ennek a városi, mesterséges felszínre vonatkozó kategóriái nagyban építenek Grimmond és Oke (1999) munkájára.) A NÖSZTÉP alaptérképi kategóriákra javasolt indikátorértékeket tehát úgy állapítottuk meg, hogy próbáltuk megkeresni az azokhoz az evapotranspirációs jellemzők alapján lehető legközelebb álló CLC100-kategóriákat, és azoknak az elsődleges szakirodalmi forrásokban szereplő értékeit/értéktartományait (vagy szakértői alapon minimálisan korrigált értékeit) rendeltük az alaptérképi kategóriákhoz (2. táblázat). Szintén a szakirodalmat követve nem egy K_{clc}-értéket, hanem egy-egy kisebb értéktartományt rendeltünk az egyes típusokhoz: a pontos értékmegállapítást nem vállaltuk ilyen esetben, amikor nem egy-egy, alapos szakirodalmi háttérrel rendelkező haszonnövényről, hanem valamennyire önmagukban is heterogén ökoszisztéma-kategóriákról van szó. Továbbá a szakirodalmi K_{clc}-értékek évszakokra (a vegetációs időszak egyes szakaszaira) vonatkoznak, az ezek által lefedett értéktartomány az, amit től-ig határként a mi indikátorainkban megjelenítettünk. Ugyanakkor a nem pontosan meghatározott értékek ill. a helyenként részben átfedő kategóriák ellenére az egyes ökoszisztéma-típusok evapotranspirációs jellemzői alapján kirajzolódik egy sorrend, a konkrét értékek pedig más, a párolgási folyamatokat részletesen is jellemző modellezési munkákban is felhasználhatók.

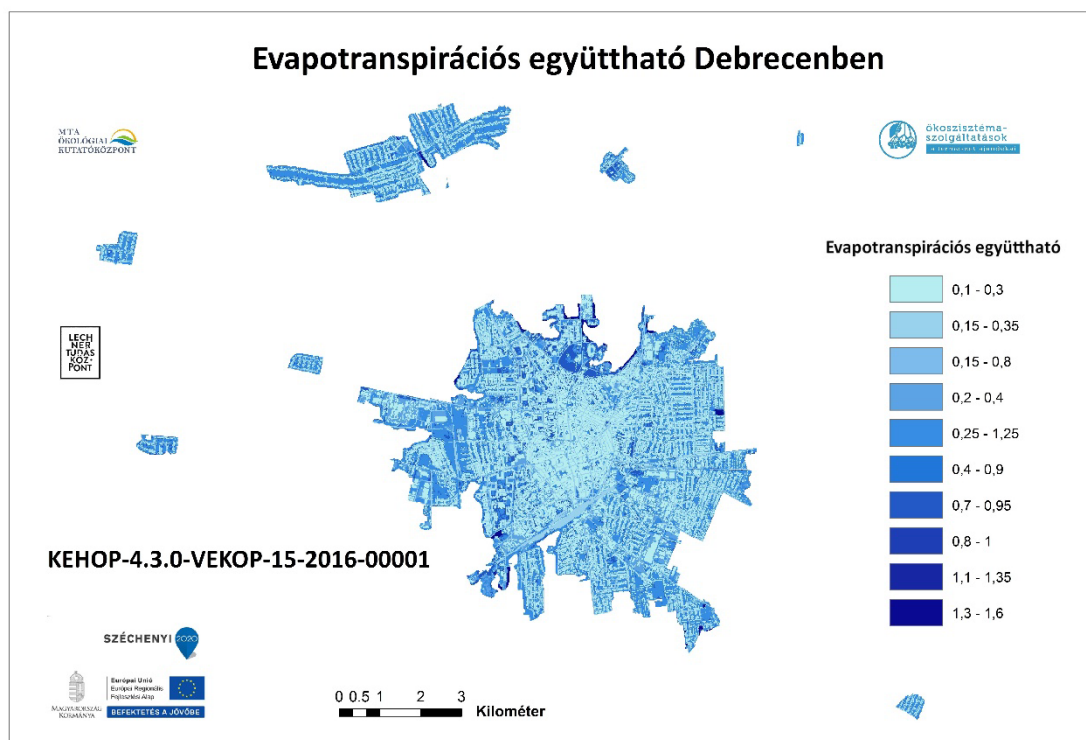
NÖSZTÉP alaptérképi kategória	Kapcsolódó Corine Land Cover-kategória	K _{clc} -érték
Magas épület	Összefüggő/Nem összefüggő településszerkezet (111/112)	0,1-0,3
Alacsony épület		
Szilárd burkolatú utak	Út- és vasúthálózatok és csatlakozó területek (122)	0,15-0,35
Földutak		
Vasutak		
Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	Ipari vagy kereskedelmi területek (121)	0,2-0,4
Települési zöldfelületek fák nélkül	Városi zöldterületek (141)	0,25-1,25
Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	Rét/legelő (231)	0,4-0,9
Települési zöldfelületek fákkal	<i>Fafajokra számított értékek</i>	0,7-0,95
Vízfolyások	Folyóvizek, vízi utak (511)	0,25-1,25
Folyamatban lévő felújítás	Átmeneti erdős-cserjés területek (324)	0,8-1
Komplex művelési szerkezet (épületekkel/épületek nélkül)	Komplex művelési szerkezet (242)	1,1-1,35
Erdők és egyéb fásszárú növényzet további kategóriái	Lomblevelű erdők (311)	1,3-1,6

2.táblázat: Evapotranspirációs koefficiensek a NÖSZTÉP alaptérképi kategóriáira (Allen et al. 1998, Nistor et al. a,b, Gkatsopoulos (2017) alapján)

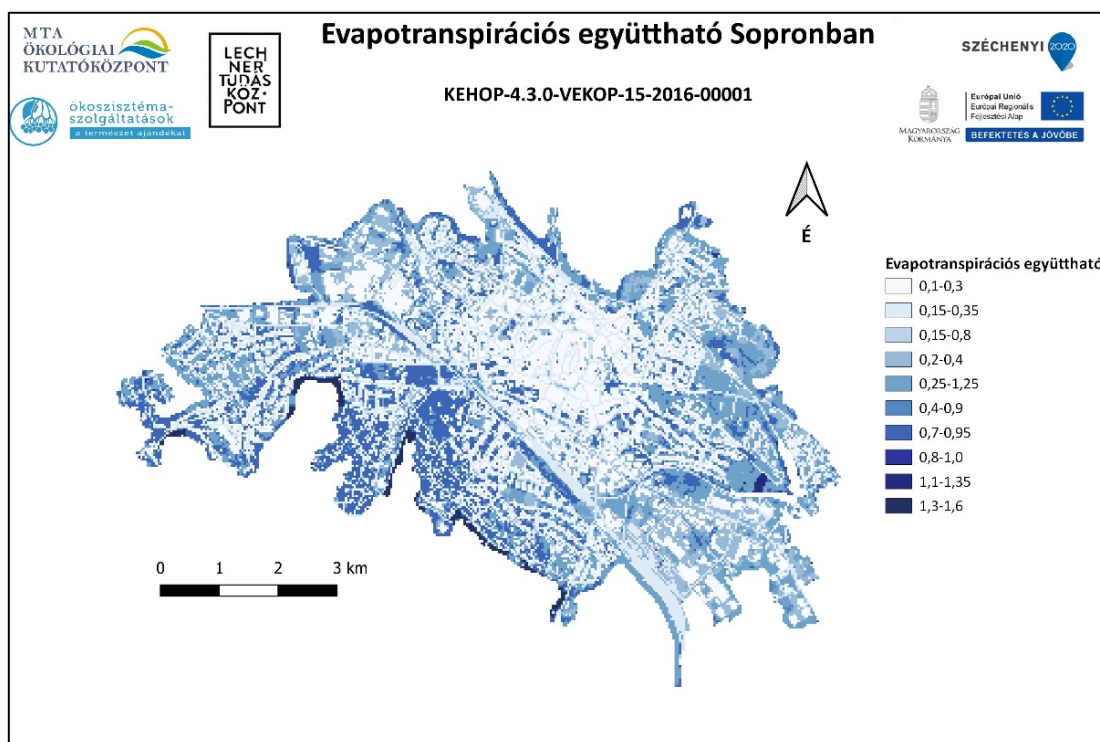
Az evapotranspirációs együttható térbeli mintázata a vizsgált területek esetében a 30-33. ábrákon látható.



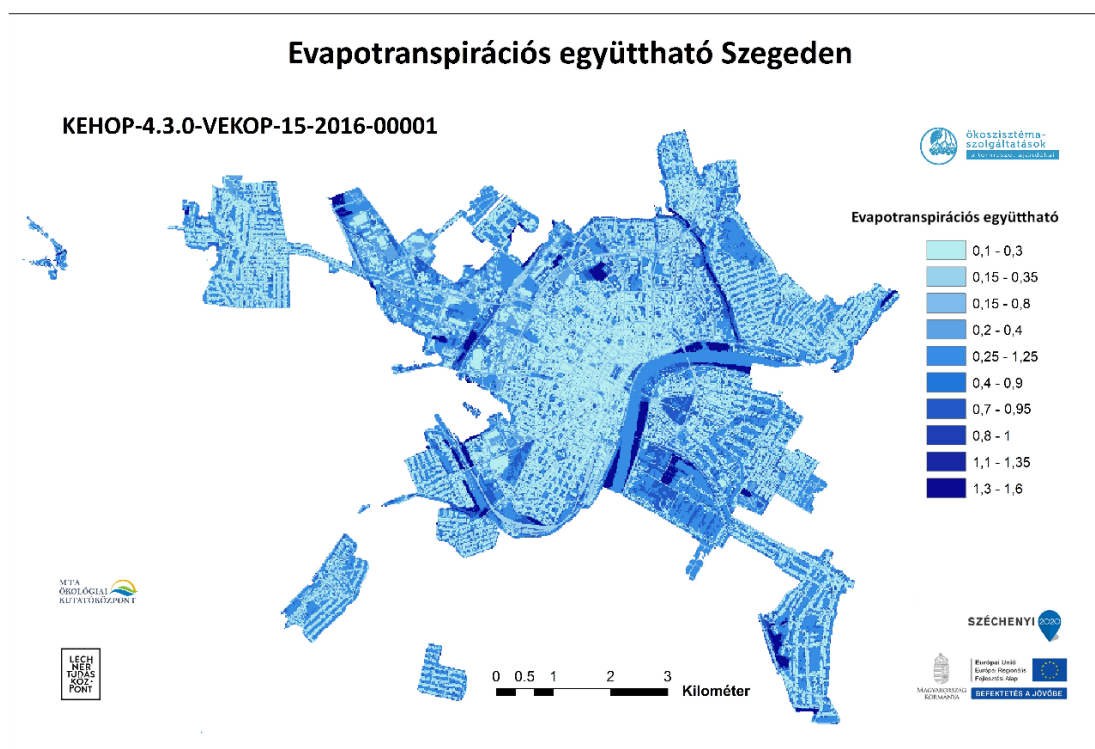
30. ábra: Az evapotranspirációs együttható térbeli mintázata a fővárosi mintaterületen



31. ábra: Az evapotranspirációs együttható térbeli mintázata Debrecenben



32. ábra: Az evapotranspirációs együttható térbeli mintázata Sopronban



33. ábra: Az evapotranspirációs együttható térbeli mintázata Szegeden

Az evapotranspirációs együttható térbeli mintázatai értelemszerűen nemcsak az erdők és más, növényzettel borított felszínek jelentőségét emelik ki, hanem a települési vízfelületekét is. Az adott referenciaértékhez képesti párologtatóképesség, amit ezek a térképek ábrázolnak, legjobban összetett klimatológiai vagy hidrológiai modellekben érvényesíthető. De már a fentiek szerinti, kapacitásindikátorként való alkalmazás is felhívja a figyelmet a burkolt felszínek magas aránya miatti gyenge vízmegtartó-képességre a városok központi részein. Ez a párologtatáson keresztül történő hűtés, tehát a humán szempontú mikroklíma-szabályozás hiánya mellett a fedetlen felszínek kicsi aránya miatti gyenge talajvíz-megtartó képességet is eredményez, ami az ökoszisztémaszolgáltatásokat biztosító települési növényzet állapota szempontjából is fontos kérdés.

5.3. Csapadékvíz-lefolyást jellemző állandó (görbeparaméter)

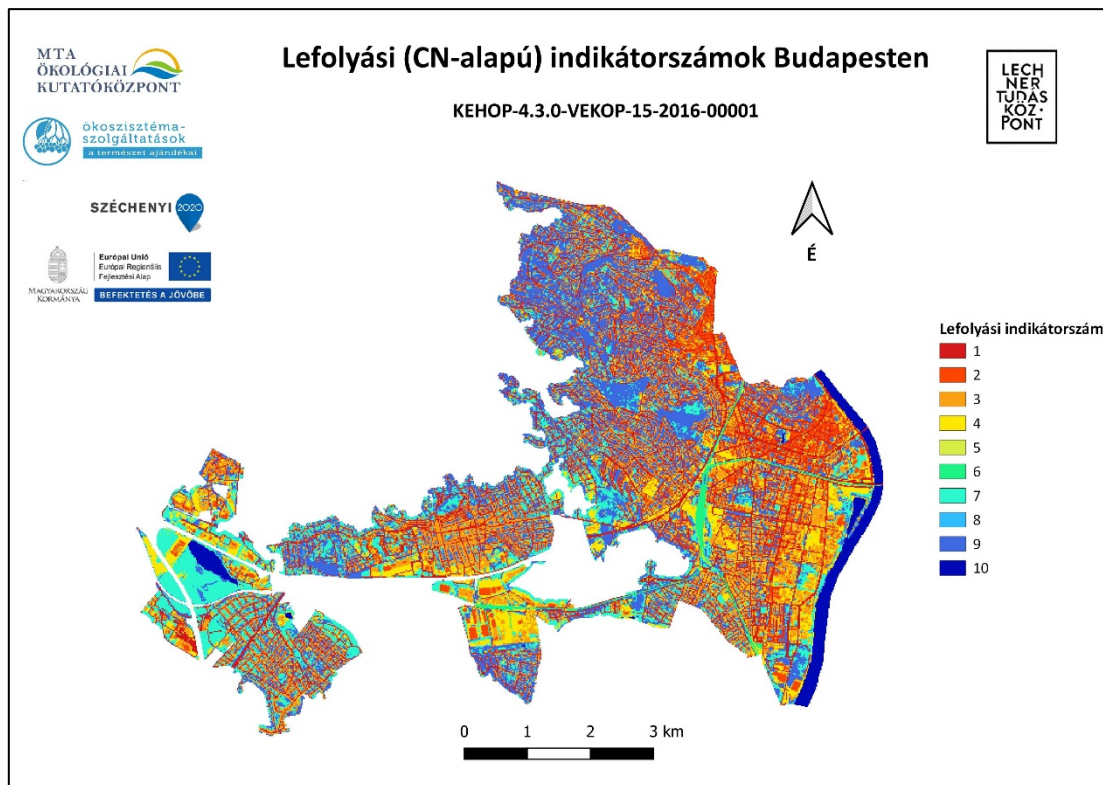
A városi ökoszisztémák csapadékvíz-lefolyást befolyásoló hatását két kapacitásindikátor segítségével jellemezzük. Szükséges egy szerkezeti indikátor a növényzeten való tározódás becslésére, ez a horizontális potenciálindikátorként javasolt levélfelületi index (ami más tanulmányokban is előfordult hasonló szerepben – pl. Xiao et al. 2000, Duan 2017). Mivel a növényzet mellett magának a felszínnek a jellege (vízáróság, talaj típusa) is figyelembe veendő, ezért a csapadék-lefolyás modellezésben alkalmazott egyik mérőszámot, az ún. **görbeparamétert (Curve Number – CN)** is figyelembe vesszük az alaptérkép ökoszisztéma/felszínborítási típusaihoz kötötten. Ez egy olyan tapasztalati érték, amelyet a hidrológiában a csapadékhullásból származó közvetlen lefolyás vagy beszivárgás előrejelzésére használnak (Horoszné 2012). Alapvetően a közvetlen lefolyásnak a csapadékhoz képesti arányát írja le, bár (adott mintaterületre vonatkozó) pontos meghatározása összetettebb számításokat igényel. A CN-értéket hasonló értékelésekben gyakran alkalmazzák (pl. McPhearson et al. 2013, Reistetter és Russell 2011). A mostani munkánkban a széles körben használt szakmai alapidokumentumban, az USDA Talajvédelmi Szolgálat által számított és közzétett görbeparaméter-értékeket vennénk alapul (USDA-SCS 1986). A görbe-módszer használatára Európában kevesebb a példa, alkalmazásához a mintaterületek talajviszonyaival kapcsolatos (részletesebb) adatokra van szükség. A LAI és a talaj hidrológiai tulajdonságainak együttes figyelembevétele jellemző a növényzet hidrológiai hatásainak számítására eddig legalkalmasabbnak bizonyult modell, az i-Tree Hydro módszertanára is (Wang et al. 2008). A NÖSZTÉP kapacitásértékelésben való alkalmazásban nem tartottuk megfelelőnek a pontos CN-értékek használatát, mivel megfelelő talajtani háttéradat nem áll rendelkezésre, a modellvárosokra sem. Ugyanakkor a felszínborítási típusok egymáshoz viszonyított sorrendje, az ebben tapasztalható arányok nagyjából egységesen alakulnak a különböző talajtani háttér esetén. Így mivel a CN-értékek közvetlen alkalmazása nem lenne megbízható, szakértői becsléssel, de a CN-számok figyelembevételével sorrendet állítottunk fel az egyes alaptérképi kategóriák között, és azt használtuk indikátorként ezen a kaszkádszinten (3. táblázat). A mesterséges felszíneknél a görbeparaméter-értéktartományok helyenként igen közel vannak egymáshoz, a sorrendi jellegű, szakértői indikátorok ezeket a különbségeket kicsit jobban kiemelik. A tájékoztatásul közzétett, megfigyelhető CN-értékek a „B” talajhidrológiai osztályra vonatkoznak. A görbeszám-módszer a területhasználat és a fizikai talajtulajdonságok együttes figyelembevételével javasol értékeket. Utóbbiak egyszerű besorolása és a pontos alkalmazhatóság érdekében hozta létre az USDA a talajhidrológiai osztályok (Hydrologic Soil Groups) rendszerét (USDA 2009). Ebben az egyes talajfizikai jellemzők különböző felvett értékei alapján a talajokat négy nagy osztályba sorolták, a nagyon jótól („A”) a gyenge vízáteresztő-képességű talajokig („D). A besorolást segédletek, táblázatok segítik. Az általunk kialakított ordinális skála elemei mellett tehát a B talajhidrológiai osztályhoz kapcsolt CN-értékeket tüntettük fel, mivel ez áll legközelebb a mintaterületek többségének homokos-

vályogos alapközeteihez/talajaihoz. Ugyanakkor ismételten fontos hangsúlyozni, hogy ezeket a megfeleltetéseket az indikátorszámok sorrendjének kialakításához, magyarázó jelleggel, közelítő értékként adtuk meg, a térképeink nem tekinthetők a CN-számok térbeli mintázatainak.

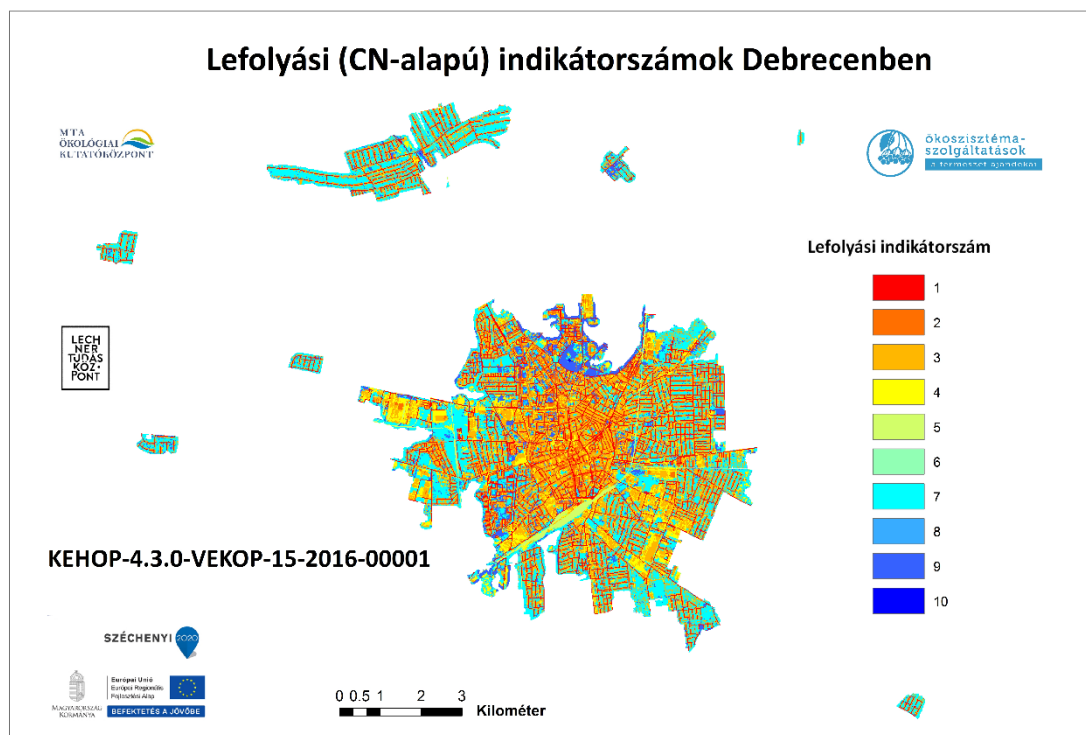
NÖSZTÉP alaptérképi kategória	Kapcsolódó felszínborítási kategóriák és (körülbelüli) megfeleltetett CN-értékek	Indikátor -szám
Szilárd burkolatú utak	Paved parking lots, roofs, driveways, etc. (excluding right-of-way) – Paved curbs and storm sewers (excluding right of way) (CN 98)	1
Magas épület	Urban district commercial and business – Industrial (CN 88-92)	2
Alacsony épület	Residential district 1/8 acre or less – Industrial (CN 85-88)	3
Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	Dirt – Paved (open ditches) – Paved parking lots, roofs, driveways, etc. (excluding right-of-way) (CN 82-89-98)	4
Vasutak	Gravel – Paved, open ditches (CN 85-89)	5
Földutak	Dirt – Gravel (CN 82-85)	6
Települési zöldfelületek fák nélkül	Open space (fair condition: CN 69)	7
Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	Open space (good condition: CN 61)	8
Települési zöldfel. fákkal	Woods-grass combination (good cond.: CN 58)	9
Vízfolyások		10

3.táblázat: Indikátorszámok és CN-háttérértékek a NÖSZTÉP alaptérképi kategóriákra (USDA-SCS 1986 alapján)

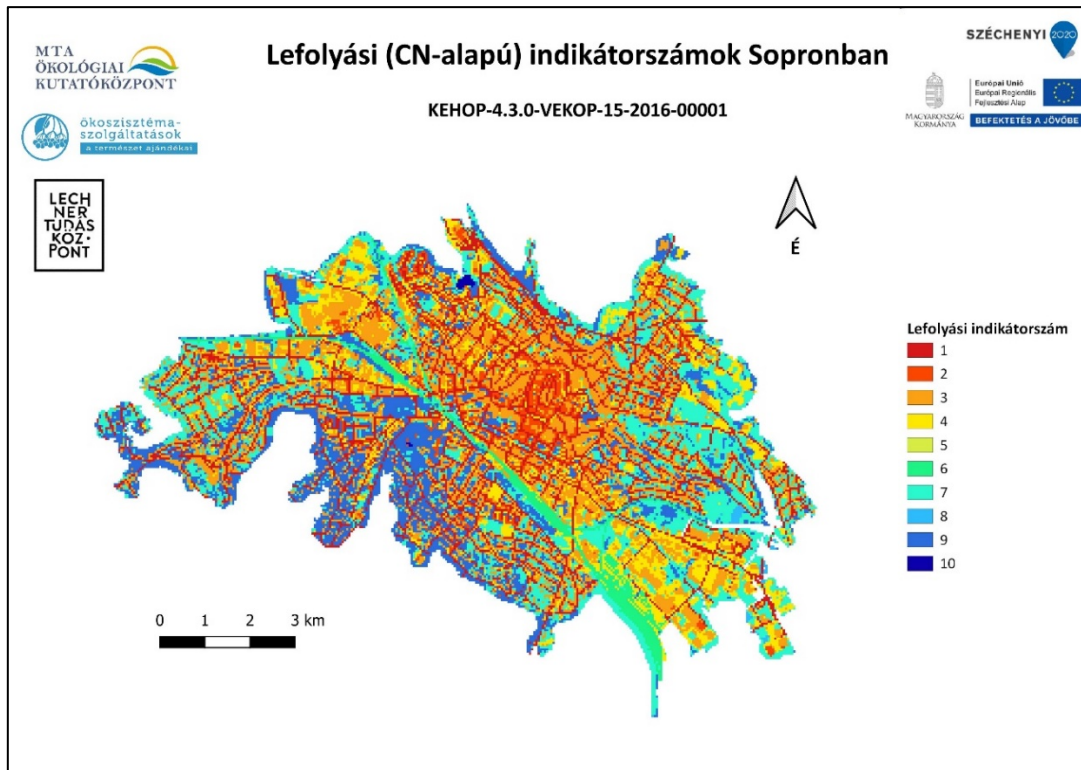
A csapadékvíz-lefolyást jellemző indikátor térbeli mintázata a mintavárosok/mintaterületek esetében a 34-37. ábrákon látható.



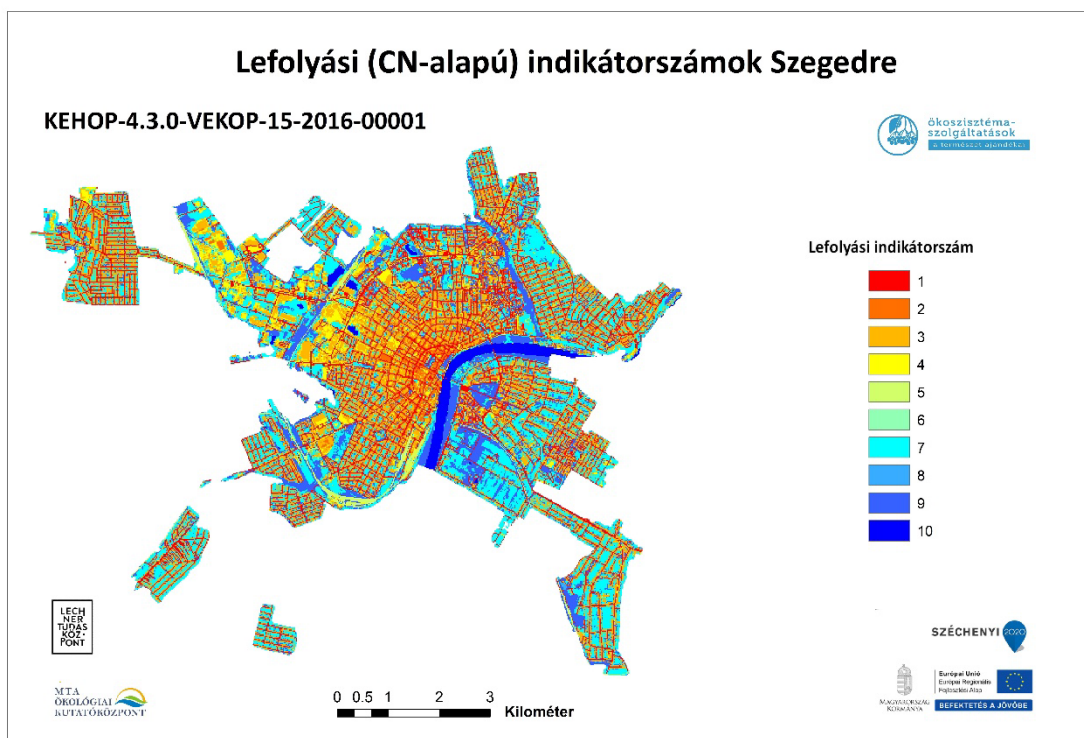
34. ábra: A csapadékvíz-lefolyást jellemző indikátor térbeli mintázata a fővárosi mintaterületen



35. ábra: A csapadékvíz-lefolyást jellemző indikátor térbeli mintázata Debrecenben



36. ábra: A csapadékvíz-lefolyást jellemző indikátor térbeli mintázata Sopronban



37. ábra: A csapadékvíz-lefolyást jellemző indikátor térbeli mintázata Szegeden

A csapadékvíz-lefolyást jellemző indikátor térképein a módszertanban részletezett okok miatt az egyes felszíntípusok/ökoszisztémák vízmegtartási potenciáljában felállítható

sorrendiséget láthatjuk. A vízmegtartási képesség konkrétabb értékeiben ebből adódó különbségekre a kapcsolódó görbeszám-értékek alapján lehet bizonyos becsléseket tenni. Ugyanakkor az ordinális skála alapján szerkesztett térképeken is jól látható a nagyon alacsony értékeket kapó területek igen magas aránya (ezek közel teljesen burkolt felületeket jelentenek, nagy lefolyási hányaddal). Ezeken a területeken általában a növényborítottság is alacsony, ami növeli a hirtelen lefolyó vagy éppen a felszínen maradó csapadékvízhez kötődő kockázatokat extrém csapadékesemények alkalmával. Viszont a teljesen fedett felszínek ezzel kapcsolatos adottságai is javíthatók valamennyire vízáteresztő burkolatok alkalmazásával, de azok még alárendelt szerepet játszottak az elmúlt időszakban a hazai nagyvárosok szabadter-fejlesztéseiben.

6. Rövid összegzés, következtetések

A vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatások térképei rövid vizuális áttekintés alapján is kiemelik az adott városok nagyobb zöldfelületeinek kiemelkedő jelentőségét a szolgáltatások biztosítása szempontjából (pl. debreceni Nagyerdő, újszegedi Liget, budai hegyvidék erdei). Ezek nagyrészt természetvédelmi oltalom alatt is álló ökoszisztéma-együttesek. Az ennek köszönhető jó szerkezeti jellemzők (aljnövényzet jelenléte és megfelelő állapota, stb.) eredményezik pl. a több szolgáltatás számításában is megjelenő levélfelületi index, az árnyékolási mutató (és más potenciáldikátorok vagy fontos befolyásoló változók) magas értékeit. Mindezek értelemszerűen az ökoszisztéma-szolgáltatások térképein is érvényesülnek: jelentős szállópor-megkötés, így az erősen terhelt, forgalmas zónáknál kisebb légszennyezettség, a vidéki „háttérterületeket” megközelítő, hűvösebb mikroklimatikus viszonyok, és a levélfelületeken ideiglenesen tározódó csapadékmennyiségek kiemelkedő értékei. A természetvédelmi területként is szolgáló parkerdőknek külön (fasorok vagy más kisebb növényállományok által nem biztosított) hűtőhatásuk is van, ami a mikroklima-szabályozás értékelési módszertanában megjelenik, és az eredménytérképeken is látható. Az ilyen nagyobb, fás zöldterületeken a nagyobb fafajgazdagság az állományszerkezetet kedvezően befolyásolja, ami a vizsgált szolgáltatások mindegyikének mennyiségét növeli (lényegében az elérhető maximumot biztosítja). A természetvédelmi oltalom alatt álló erdők pedig más, a jelen projektben nem vizsgált szolgáltatások szempontjából is kiemelkedő potenciállal bírnak (pl. esztétikai érték, rekreációs potenciál). Mindezek miatt ezeknek a területeknek a fenntartása, és lehetőség szerint összekapcsolása megfelelő ökológiai állapotban levő folyosókkal, köztes zöldfelületekkel, kiemelt jelentőségű feladat az ökoszisztéma-szolgáltatások megőrzése szempontjából is.

A természetvédelmi oltalom alatt álló, nagy városi zöldterületek az átfogó települési zöldfelület-ellátottsági indexek értékeit is értelemszerűen jelentősen befolyásolják. Így az ilyen összegző jellegű mérőszámok az ökoszisztéma-szolgáltatások mennyiségét és a természetvédelmi szempontú városökológiai állapotot is egyaránt bizonyos mértékig képesek jellemezni.

Az erősen beépített belvárosi területek, vagy másutt található nagy kiterjedésű burkolt felszínek az ökoszisztéma-szolgáltatások szempontjából nagyon gyenge potenciállal bírnak, bizonyos esetekben (pl. mikroklima szempontjából nyári hőségnapokon) extrém humánegészségügyi terhelés is jellemezheti őket. Ezekben a zónákban, amennyiben a nagyobb kiterjedésű zöldfelület-létesítés nem is tűzhető ki célul, de a kisléptékű zöldinfrastruktúra-elemek alkalmazása is sokat segíthet az élhető mindennapi körülmények kialakításában (zöldtetők, zöldhomlokzatok, egyedi fatelepítés-útfásítás). Így ezek a területrészek lényegében a települési klímaadaptáció elsődleges akcióterületeinek mondhatók. A forgalmas utak mentén már kisebb (de jelentős levélfelületű) zöldsávok is képesek a légszennyezettség számottevő

csökkentésére. A települési csapadékvíz-tározás számára pedig ezek az eszközök, a vízerzékeny szabadter-tervezés (WSUD) elemi elkerülhetetlenek a közeljövőben a magyar városok számára is, a klímaváltozás prognosztizált hatásainak ismeretében.

Az ökoszisztémaszolgáltatás-alapú zöldinfrastruktúra-fejlesztést szolgáló zonáció kialakítása, ez ehhez szükséges módszerfejlesztés az ökoszisztéma-szolgáltatások területi mintázatainak együttes figyelembevételével történhet. Azok a városrészek, amelyek az összes vizsgált folyamat szempontjából a legjobb potenciálú területek közé tartoznak, azok mindenképp védendőnek minősíthetők az ökoszisztéma-szolgáltatások biztosítása szempontjából. A nagyobb városi parkok mellett általában ide sorolhatók az egyes városok sajátos, nagyobb, karakterisztikus zöldfelületei is (pl. árvízvédelmi töltések, ártéri erdők vegetációja Szegeden). Mivel az térképezési folyamatban alkalmazott indikátorok között előfordul olyan is, ami nem csak egy szolgáltatás jelenlétét, mennyiségét jellemzi (pl. LAI), ezért sok olyan területről is beszélhetünk, amik két szolgáltatás szempontjából mondhatók kiemelkedő szerepűek. Ezeken is mindenképp javasolható a szolgáltatásbiztosító-képesség védelme a zöldinfrastruktúra megfelelő állapotban tartása által. Végül pedig (a korábban részletezettek szerint) a jelenleg kis zöldfelületi intenzitású zónákban is érdemes minél több (az egyéb ökoszisztéma-szolgáltatásokat is biztosító) természet-alapú megoldást alkalmazni a szabadter-tervezésben. A vizsgált szolgáltatásokat együttesen figyelembe vevő, a zöldinfrastruktúra-fejlesztést közvetlenebbül szolgáló integrált értékelés módszertanáról és eredményeiről további részletek a NÖSZTÉP projektnek az Ökoszisztéma-szolgáltatások szintézisével foglalkozó tanulmányában olvashatók.

Módszertani szempontból az eredmények felhasználásával kapcsolatban a következők mondhatók el. Egyrészt a vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatások mindegyike erősen függ az aktuális (adott évre vonatkozó) meteorológiai (és levegőszennyezettségi) háttértől. Továbbá az eltérő léptékekből adódó (az általános módszertani leírásban részletezett) értékelési kihívások miatt több helyen is jelentős egyszerűsítésekkel, állandók alkalmazásával kellett élnünk. Mindezek a kapott szolgáltatáseredmények bizonytalanságát okozzák, azokat inkább nagyságrendi becslésnek kell tekinteni, ill. az adott városokon belül megjelenő területi különbségek kimutatására alkalmasak elsősorban. (Az egyes szolgáltatásokkal kapcsolatos háttér adatok – légszennyezettség, csapadékmennyiség, hőmérséklet – településen belüli mintázatának pontosabb ismerete ezt tovább pontosíthatja a jövőben, ilyen jellegű adatkörök széles körű rendelkezésre állása esetén.) Ugyanakkor az is elmondható, hogy mivel a szolgáltatások mennyisége jó összhangot mutat a potenciálindikátorok területi mintázatával (sok esetben értelemszerűen azért is, mert a számításokban azokon alapulnak), ezért jól megválasztott, a zöldfelület-ellátottságot és -intenzitást mutató városökológiai indikátorok már önmagukban jó, közvetlenül használható alapot jelenthetnek a zöldinfrastruktúra-fejlesztési projektekhez és általában az ökológiai alapú várostervezéshez. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésére ebben a projektben bemutatott módszerek reményeink szerint alkalmazhatók lesznek más települések értékeléseiben, vagy más területi, ökológiai vagy akár társadalmi-gazdasági mutatókkal való integrált vizsgálatokban is.

Irodalomjegyzék

- Alberti M., Marzluff J.M. (2004): Ecological resilience in urban ecosystems: Linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban Ecosystem*, 7, 241–265.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop requirements. Irrigation and Drainage Paper No. 56, FAO, Rome, Italy, 300 p.
- Annerstedt van der Bosch M., Mudu P., Uscila V., Barrdahl M., Kulinkina A., Staatsen B., Swart W., Kruize H., Zurlyte I. Egorov A.I. (2016): Development of an urban green space indicator and the public health rationale. *Scandinavian Journal of Public Health*, 44, 159–167.
- Arany I., Aszalós R., Bereczki K., Czúcz B., Fodor L., Kalóczkai Á., Kiss M., Kovács E., Kovács-Hostyánszki A., Marjainé Szerényi Zs., Riskó A., Somodi I., Vári Á., Zölei A. (2018): NÖSZTÉP Koncepcionális és módszertani keretdokumentum. FM – MTA ÖK, Budapest, 81 p.
- Bastian O., Haase D., Grünwald K. (2012): Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. *Ecological Indicators* 21, 7–16.
- Bottalico F., Chirici G., Gianetti F., De Marco A., Nocentini S., Paloetti E., Salbitano F., Sanesi G., Serenelli C., Travaglini D. (2016): Air pollution removal by green infrastructures and urban forests in the city of Florence. *Agriculture and Agricultural Science Procedia* 8, 243–251.
- Bottalico F., Travaglini D., Chirici G., Garfi V., Giannetti F., De Marco A., Fares S., Marchetti M., Nocentini S., Paoletti E., Salbitano F., Sanesi G. (2017): A spatially-explicit method to assess the dry deposition of air pollution by urban forests in the city of Florence, Italy. *Urban Forestry & Urban Greening* 27, 221-234.
- Bréda N.J.J. (2003): Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. *Journal of Experimental Botany* 54, 2403-2417.
- CEMAT (European Conference of Ministers responsible for Spatial/Regional Planning) (2007): Spatial development glossary. Territory and landscape, No. 2., Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- Chakraborty T., Lee X. (2019): A simplified urban-extent algorithm to characterize surface urban heat islands on a global scale and examine vegetation control on their spatiotemporal variability. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 74, 269-280.
- Csapó P., Mészáros R., Leelőssy Á. (2018): PM2.5 koncentráció mérések mobil mérőműszerrel budapesti belvárosi kerékpár útvonalon. Egyetemi Meteorológiai Füzetek – Aktuális környezeti problémák az időjárás és az éghajlat összefüggésében. Az ELTE Meteorológus TDK Nyári Iskolája, p. 35-42.
- Csete Á.K., Gulyás Á. (2017): A városi zöld infrastruktúra vízgazdálkodásban betöltött szerepének vizsgálata Szeged példáján. In: Blanka V., Ladányi Zs. (szerk.): Interdiszciplináris táj kutatás a XXI. században : a VII. Magyar Tájökológiai Konferencia tanulmányai, pp. 89-99.
- Csizmadia D. (2018): Vízérzékeny tervezés a városi szabadtereken. Zöldinfrastruktúra Füzetek 3. Budapesti Fővárosi Főpolgármesteri Hivatal
- Csizmadia D. (2020): Development of sustainable rainwater management in Budapest. Doktori értekezés, Szent István Egyetem, Budapest
- Davey Resource Group (2009): Urban Forestry Master management plan. Town of Boone, North Carolina, USA, 72 p.

- Davies H.J., Doick K.J., Hudson M.D., Schreckenberg K. (2017): Challenges for tree officers to enhance the provision of regulating ecosystem services from urban forests. *Environmental Research* 156, 97-107.
- Delegido J., Verrelst J., Alonso L., Moren J. (2011): Evaluation of Sentinel-2 Red-Edge Bands for Empirical Estimation of Green LAI and Chlorophyll Content. *Sensors* 11, 7063-7081.
- Derkzen M., Nagendra H., Van Teeffelen A.J.A., Purushotham A., Verburg P.H. (2017): Shifts in ecosystem services in deprived urban areas: understanding people's responses and consequences for well-being. *Ecology and Society* 22(1):51.
- Dobos E. (2002): Albedo. In: Rattan Lal (ed): *Encyclopedia of soil science*. Marcel Dekker Inc. New York
- Duan T. (2017): The impact of Leaf Area Index on rainfall interception and the potential to estimate it using Sentinel-1 observations. MSc thesis Faculty of Geo-information Science and Earth Observation, University of Twente.
- Ernstson H. (2013): The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landscape and Urban Planning* 109, 7-17.
- Escobedo F.J., Kroeger T., Wagner J.E. (2011): Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution* 159, 2078-2087.
- Farrugia S., Hudson M.D. McCulloch L. (2013): An evaluation of flood control and urban cooling ecosystem services delivered by urban green infrastructure. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 9, 136-145.
- Ferenczi Z. (2014): Légszennyezettség-előrejelzési lehetőségek. *Egyetemi Meteorológiai Füzetek* 25, 112-117.
- Ferenczi Z., Labancz K., Steib R. (2014): Development of a Numerical Prediction Model System for the Assessment of the Air Quality in Budapest. *Air Pollution Modeling and its Application XXIII*, 401-405.
- Folke C., Jansson Å., Larsson J., Costanza R. (1997). Ecosystem appropriation by cities. *Ambio*, 26, 167–172.
- 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.
- Gerle Gy. 1982. Tervszerű környezetfejlesztés. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Gkatsopoulos P. (2017): A Methodology for Calculating Cooling from Vegetation Evapotranspiration for Use in Urban Space Microclimate Simulations. *Procedia Environmental Sciences* 38, 477–484.
- Gómez-Baggethun E., Gren Å., Barton D.N., Langemeyer J., McPhearson T., O'Farrell P., Andersson E., Hamstead Z., Kremer P. (2013): Urban Ecosystem Services. In: Elmqvist T., Fragkias M., Goodness J., Güneralp B., Marcotullio P.J., McDonald R.I., Parnell S., Schewenius M., Sendtsad M., Seto K.C., Wilkinson C. (szerk.): *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment*. Springer-Dordrecht, pp. 175-251.
- Grimmond C.S.B, Oke T.R. (1999): Evapotranspiration rates in urban areas. Impacts of Urban Growth on Surface Water and Groundwater Quality. (Proceedings of IUGG 99 Symposium HSS. Birmingham, July 1999) IAHS Publ. no. 259; 235–243.
- Hirabayashi S., Kroll C.N., Nowak D.J. (2012): Development of a distributed air pollutant dry deposition modeling framework. *Environmental Pollution* 171, 9-17.
- Horoszné G.M. (2012): Térinformatikai módszerek alkalmazása a vízgazdálkodás területén. PhD-értekezés. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Székesfehérvár.
- Huang K.-T., Hwang R.-L., Tung M.-C. (2015a): Urban green belt outdoor thermal evaluation via leaf

- area index. ICUC9 - 9th International Conference on Urban Climate jointly with 12th Symposium on the Urban Environment.
- Huang P.-S., Tsai S.-M., Lin H.-C., Tso I.-M. (2015b): Do Biotope Area Factor values reflect ecological effectiveness of urban landscapes? A case study on university campuses in central Taiwan. *Landscape and Urban Planning* 143, 143–149.
- Huang C., Yang J., Lu H., Huang H., Yu L. (2017): Green Spaces as an Indicator of Urban Health: Evaluating Its Changes in 28 Mega-Cities. *Remote Sensing* 9(12):1266.
- i-Tree (2014): i-Tree Eco User Manual v5.0 [online].
- Jeričević A., Kraljević L., Grisogono B., Fagerli H., Večenaj Ž. (2010): Parameterization of vertical diffusion and the atmospheric boundary layer height determination in the EMEP model, *Atmospheric Chemistry and Physics* 10, 341–364.
- Jim C.Y., Chen W.Y. (2008): Assessing the ecosystem service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China). *Journal of Environmental Management* 88, 665–676.
- Jones L., Vieno M., Morton D., Cryle P., Holland M., Carnell E., Nemitz E., Hall J., Beck R., Reis S., Pritchard N., Hayes F., Mills G., Koshy A., Dickie I. (2017). Developing Estimates for the Valuation of Air Pollution Removal in Ecosystem Accounts. Final report for Office of National Statistics, July 2017
- Kántor N., Gulyás Á., Szordilis F., Pásztor P., Kovács A., Kiss M (2017): Nature4Cities: A természetalapú megoldások (nature-based solutions) alkalmazási lehetőségei a várostervezésben. In: Blanka V, Ladányi Zs (szerk.): *Interdiszciplináris táj kutatás a XXI. században : a VII. Magyar Tájökológiai Konferencia tanulmányai*, pp. 295-304.
- Kiss M., Takács Á., Pogácsás R., Gulyás Á. (2015): The role of ecosystem services in climate and air quality in urban areas: Evaluating carbon sequestration and air pollution removal by street and park trees in Szeged (Hungary). *Moravian Geographical Reports* 23, 36–46.
- Kollányi L., Máté K., Mezősné Szilágyi K., Ádám Sz., Árgay Z., Csósz M., Géczi O., Kincses K., Pádárné Török É., Konkoly-Gyuró É., Török K., Csecserits A., Szitár K., Tóth P. (2017): *Zöldinfrastruktúra-hálózat fejlesztése I. - A zöldinfrastruktúra szempontjából releváns intézményi és jogszabályi környezet áttekintése*. Földművelésügyi Minisztérium, Budapest
- Landschaft Planen & Bauen, Becker Giseke Mohren Richard (1990): The biotope area factor as an ecological parameter – principles for its determination and identification of the target. Berlin: Senate Department for Urban Development, Berlin
- La Rosa D., Privitera R. (2013): Characterization of non-urbanized areas for land-use planning of agricultural and green infrastructure in urban contexts. *Landscape and Urban Planning*, 109, 94–106.
- Manes F., Marando F., Capotorti G., Blasi C., Salvatori E., Fusaro L., Ciancarella L., Mircea M., Marchetti M., Chirici G., Munafo M. (2016): Regulating Ecosystem Services of forests in ten Italian Metropolitan Cities: Air quality improvement by PM₁₀ and O₃ removal. *Ecological Indicators* 67, 425-440.
- Marando F., Salvatori E., Fusaro L., Manes F. (2016): Removal of PM₁₀ by Forests as a Nature-Based Solution for Air Quality Improvement in the Metropolitan City of Rome. *Forests* 7(7):150
- Marando F., Salvatori E., Sebastiani A., Fusaro L., Manes F. (2019): Regulating Ecosystem Services and Green Infrastructure: assessment of Urban Heat Island effect mitigation in the municipality of Rome, Italy. *Ecological Modelling* 392, 92-102.
- McPhearson T., Kremer P., Hamsetad Z.A. (2013): Mapping ecosystem services in New York City: Applying a social–ecological approach in urban vacant land. *Ecosystem Services* 5, e11–e26.
- McPherson E.G., Simpson J.R. (2003): Potential energy savings in buildings by an urban tree planting programme in California. *Urban Forestry & Urban Greening* 2, 73-86.

- Meyer L.H., Heurich M., Beudert B., Premier J., Pflugmacher D. (2019): Comparison of Landsat-8 and Sentinel-2 Data for Estimation of Leaf Area Index in Temperate Forests. *Remote Sensing* 11(10), 1160.
- Mezősi G., Mucsi L., Rakonczai J., Géczi R. (2007): A városökológia fogalma, néhány elméleti kérdése. In: Mezősi G. (szerk.): *Városökológia*. JATEPress, Szeged, pp. 9-17.
- Mika J., Horváth Sz., Makra L. (2001): Impact of Documented Land Use Changes on the Surface Albedo and Evapotranspiration in a Plain Watershed. *Physics and Chemistry of the Earth (B)* 26, 601-606.
- Nagy I. (2008): *Városökológia*. Dialóg Campus Kiadó, Pécs, 336 p.
- Nedkov S., Zhiyanski M., Dimitrov S., Borisova B., Popov A., Ihtimanski I., Yaneva R., Nikolov P., Bratanova-Doncheva S. (2017): Mapping and assessment of urban ecosystem condition and services using integrated index of spatial structure. *One Ecosystem* 2: e14499
- Nistor M-M., Cheval S., Gultieri A.F., Dumitrescu A., Boțan V.E., Berni A., Hognogi G., Irimuş I.A., Porumb-Ghiurco C.G. (2017): Crop evapotranspiration assessment under climate change in the Pannonian basin during 1991–2050. *Meteorological. Applications* 24, 84–91.
- Nowak D.J., Crane D.E. (2000): The Urban Forest Effects (UFORE) Model: quantifying urban forest structure and functions. In: Hansen M., Burk T. (Eds.), *Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century: proceedings of the IUFRO conference*. Gen. Tech. Rep. NC-212, St. Paul, 714–720.
- 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, 115-123.
- 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.
- Palla A., Gnecco I. (2015): Hydrologic modeling of Low Impact Development systems at the urban catchment scale. *Journal of Hydrology* 528, 361-368.
- Pasqualotto N., Delegido J., Van Wittenberghe S., Rinaldi M., Moreno J. (2019): Multi-Crop Green LAI Estimation with a New Simple Sentinel-2 LAI Index (SeLI). *Sensors* 19(4):904.
- Perera N., Emmanuel R. (2018): A “Local Climate Zone” based approach to urban planning in Colombo, Sri Lanka. *Urban Climate* 23, 188-203.
- Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., et al. (2001). Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 127–157.
- Pinke Z. (2012) *Tájrevitalizáció lehetőségeinek vizsgálata a Rákos-patak vízgyűjtőjén: 2012. évi kutatási eredmények*. Szent István Egyetem, Gödöllő.
- Prudencio L., Null S.E. (2018): Stormwater management and ecosystem services: a review. *Environmental Research Letters* 13:033002
- Rahman, K.M.A., Zhang D. (2018): Analyzing the Level of Accessibility of Public Urban Green Spaces to Different Socially Vulnerable Groups of People. *Sustainability* 10(11):3917
- Raum S., Hand K.L., Hall C., Edwards D.M., O’Brien L., Docik K.J. (2019): Achieving impact from ecosystem assessment and valuation of urban green space: The case of i-Tree Eco in Great Britain. *Landscape and Urban Planning* 190, 103590
- Rees W.E., Wackernagel M. (1996): Urban ecological footprint: Why cities cannot be sustainable – And why they are a key to sustainability. *Environmental Impact Assessment Review*, 16, 223–248.
- Reistetter J.A., Russell M. (2011): High-resolution land cover datasets, composite curve numbers, and storm water retention in the Tampa Bay, FL region. *Applied Geography* 31, 740e747.

- Rosenzweig C., Solecki W.D., Cox J., Hodges S., Parshall L., Lynn B., Cox J., Goldberg R., Hodges S., Gaffin S., Slosberg R.B., Savio P., Dunstan F., Watson M. (2009): Mitigating New York City's Heat Island: integrating stakeholder perspectives and scientific evaluation. *Bulletin of the American Meteorological Society* 90, 1297–1312.
- Salma I. (szerk.) (2012): *Környezetkémia*. Typotex Kiadó
- Salmond J.A., Tadaki M., Vardoulakis S., Arbuthnott 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(Suppl):36.
- Schwarz N., Bauer A., Haase D. (2011): Assessing climate impacts of planning policies—An estimation for the urban region of Leipzig (Germany). *Environmental Impact Assessment Review* 31, 97–111.
- Schwarz N., Moretti M., Bugalho M.N., Davies Z.G., Haase D., Hack J., Hof A., Melero Y., Pett T.J., Knapp S. (2017): Understanding biodiversity-ecosystem service relationships in urban areas: A comprehensive literature review. *Ecosystem Services* 27, 161–171.
- Sharp, R., Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M. Mandle, L., Hamel, P., Vogl, A.L., Rogers, L., Bierbower, W., Denu, D., and Douglass, J. 2018. InVEST 3.7.0. User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Stathopoulou M., Cartalis C., Petrakis M. (2007): Integrating Corine Land Cover data and Landsat TM for surface emissivity definition: application to the urban area of Athens, Greece. *International Journal of Remote Sensing* 28, 3291–3304.
- Stewart I.D., Oke T.R. (2012): Local climate zones for urban temperature studies *Bulletin of the American Meteorological Society* 93 1879-1900.
- Szegedi S., László E. (2012): Park Cool Island Examinations in Debrecen, Hungary. CUC8 – 8th International Conference on Urban Climates, 6th-10th August, 2012, UCD, Dublin, Írország
- Takács Á., Kiss M., Gulyás Á. (2014): Some aspects of indicator development for mapping microclimate regulation ecosystem service of urban tree stands. *Acta Climatologica et Chorologica* 47-48, 99-108.
- Takács Á., Kiss M., Hof A., Tanács E., Gulyás Á., Kántor N. (2016): Microclimate modification by urban shade trees – an integrated approach to aid ecosystem service based decision-making. *Procedia Environmental Sciences* 32, 97-109.
- Tan B.A., Gaw L.Y.-F., Masoudi M., Richards D.R. (2021): Nature-Based Solutions for Urban Sustainability: An Ecosystem Services Assessment of Plans for Singapore's First "Forest Town". *Frontiers in Environmental Science* 9:610155.
- Tanács E., Bede-Fazekas Á., Standovár T., Pásztor L., Szitár K., Csecserits A., Kiss M., Vári Á. (2020): Az általános ökoszisztéma-állapot indikátorok térképezésének módszertana. Agrárminisztérium, Budapest
- Tiwary A., Sinnett D., Peachey C., Chalabi Z., Vardoulakis S., Fletcher T., Leonardi G., Grundy C., Azapagic A., 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, 2645-2653.
- Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kazmierczak A., Niemela J., James P. (2007): Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning* 81, 167-178.

- USDA-SCS (1986): Urban Hydrology for Small Watersheds. Technical Release No. 55 (TR-55)., USDA-Soil Conservation Service, Washington DC.
- USDA (2009): "Hydrologic Soil Groups." In National Engineering Handbook: Part 630 - Hydrology, 2009
- van Oudenhoven, A.P.E, Petz, K., Alkemade, R., Hein, L., de Groot, R.S. (2012): Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators* 21, 110-122.
- Venter Z.S., Krog N.H., Barton D.N. (2020): Linking green infrastructure to urban heat and human health risk mitigation in Oslo, Norway. *Science of the Total Environment* 709, 136193.
- Vida G. (2001): *Helyünk a bioszférában*. Typotex, Budapest, 128 p.
- Vieno M., Dore A.J., Stevenson D.S., Doherty R., Heal M.R., Reis S., Hallsworth S., Tarrason L., Wind P., Fowler D., Simpson D., Sutton M.A. (2010): Modelling surface ozone during the 2003 heat-wave in the UK. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10, 7963–7978.
- Wagner M.M., Gobster P.H. (2007): Interpreting landscape change: measured biophysical change and surrounding social context. *Landscape and Urban Planning* 81, 67-80.
- Wang J., Endreny T.A., Nowak D.J. (2008): Mechanistic simulation of tree effects in an urban water balance model. *Journal of the American Water Resources Association* 44, 75-85.
- Xiao Q., McPherson E.G., Ustin, S.L., Grismer, M.E. (2000): A new approach to modelling tree rainfall interception. *Journal of Geophysical Research* 105, 29173-29188.
- Zardo L., Geneletti D., Pérez-Soba M., Van Eupen M. (2017): Estimating the cooling capacity of green infrastructures to support urban planning. *Ecosystem Services* 26, 225–235.
- Ziter C. (2016): The biodiversity–ecosystem service relationship in urban areas: a quantitative review. *Oikos* 125, 761–768.