METODIKA
Identifikace a hodnocení biokulturních funkcí zelené urbánní infrastruktury historických měst

Univerzita Palackého v Olomouci
2026

Dedikace
Tato metodika byla vytvořena v rámci projektu DH23P03OVV002 *Biokulturní diverzita – propojení kulturního a přírodního dědictví v urbánním historickém prostředí.* Projekt je realizován Přírodovědeckou fakultou Univerzity Palackého v Olomouci s finanční podporou Ministerstva kultury ČR v rámci programu NAKI III (Program na podporu aplikovaného výzkumu v oblasti národní a kulturní identity na léta 2023 až 2030).

Autoři metodiky
prof. Ing. Ivo Machar, Ph.D. - Univerzita Palackého v Olomouci
prof. RNDr. Vilém Pechanec, Ph.D. - Univerzita Palackého v Olomouci
Ing. Helena Kilianová, Ph.D. - Univerzita Palackého v Olomouci

Oponenti
RNDr. PhDr. Markéta Šantrůčková, Ph.D.
Ing. Zdeněk Novák

Obsah metodiky

Seznam použitých zkratek

1. Úvod

2. Základní údaje o metodice

    2.1. Výzkumná aktivita
    2.2. Název metodiky
    2.3. Cíle metodiky
    2.4. Předmět metodiky a její popis
    2.5. Zdůvodnění novosti postupů
    2.6. Uplatnění metodiky a návrh uživatelů

3. Biokulturní diverzita jako nový koncept moderní péče o památky zahradního umění a krajinářské architektury

    3.1. Vznik a historický vývoj konceptu biokulturní diverzity
    3.2. Současné pojetí konceptu biokulturní diverzity
    3.3. Posun od kulturních ekosystémových služeb k urbánní zelené infrastruktuře

4. Identifikace a hodnocení biokulturních funkcí zelené urbánní infrastruktury historických měst

    4.1. Biokulturní funkce zelené urbánní infrastruktury přehledně
    4.2. Identifikace a hodnocení biokulturní funkce „Prostorová variabilita míry vegetačního stresu“
    4.3. Identifikace a hodnocení biokulturní funkce „Klimatizační funkce městské zeleně“
    4.4. Identifikace a monetární hodnocení biokulturní funkce „Kulturní hodnota klíčových prvků městské zeleně“
    4.5. Identifikace a hodnocení biokulturní funkce „Sekvestrace uhlíku v městské zeleni“
    4.6. Identifikace a hodnocení biokulturní funkce „Krajina ptačího zpěvu v městských historických parcích“

5. Seznam použitých zdrojů

6. Seznam publikací, které předcházely vývoji metodiky

Seznam použitých zkratek

α_toa – planetární albedo bez korekce

α_atm – atmosférické albedo

BEF – faktor expanze biomasy

BF – biokulturní funkce

CCI – Cooling Capacity Index

DEM – digitální model terénu

DPZ – Dálkový půzkum Země

ETI – evapotranspirační index

FAO – Organizace pro výživu a zemědělství Spojených národů

GIS – Geografický Informační Systém

GeoTIF – formát rastrových souborů

ICOMOS – Mezinárodní rada pro památky a sídla

IUCN – Mezinárodní svaz ochrany přírody

LIDAR – *Light Detection and Ranging* – technologie dálkového měření vzdálenosti pomocí laserového paprsku

K_c – koeficient plodiny

LST – *Land Surface Temperature* – povrchová teplota objektu

NDVI – *Normalized Difference Vegetation Index* – druh vegetačního indexu

NIR – *Near-Infrared* – blízké infračervené pásmo

OECD – Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj

OSN – Organizace spojených národů

NFI – národní lesní inventarizace

RED – část viditelného světelného spektra s vlnovou délkou přibližně 625 až 740 nanometrů.

RSR – *Index Reduced Simple Ratio* – druh vegetačního indexu

RVSI – *Red-Edge Stress Vegetation Index* – druh vegetačního indexu

S – stín

SAVI – *Soil Adjusted Vegetation Index* – druh vegetačního indexu

SWIR - *Short-Wave Infrared* - krátkovlnné infračervené záření

τ – transmitance atmosféry

UGI – *Urban Green Infrastructure* - městská zelená infrastruktura

UTM – *Universal Transverse Mercator* – kartografické zobrazení map

WGS84 – *World Geodetic System 1984* – celosvětový souřadnicový systém

1.Úvod

Biokulturní diverzita se zaměřuje na přírodní dědictví, které je podmíněné nebo dokonce přímo vytvořené historickou i současnou činností člověka (Bridgewater, Rotherham 2019). Koncept biokulturní diverzity je některými autory považován za novou perspektivu pro studium koevoluce života ve všech jeho projevech – biologickém, kulturním i jazykovém (Elands et al. 2019).
Ve střední Evropě máme příkladů biokulturní diverzity nepřeberné množství: Například slavné a druhově extrémně bohaté orchidejové louky Bílých Karpat jsou produktem staleté kultury místních obyvatel. S postupným zánikem zdejší lidové kultury a změnou tradičního venkovského způsobu života lidí jsou louky (nejenom v Bílých Karpatech) existenčně ohroženy zarůstáním lesem (Březina et al. 2023). Jiným příkladem biokulturní diverzity jsou starobylé výmladkové lesy (Slach et al. 2016), představující lokální hotspoty biodiverzity evropských nížinných světlých lesů (Čížek et al. 2016) existenčně závislé na historických formách intenzívního lesnického managementu (Kadavý et al. 2011). Nutnost aktivního antropogenního managementu pro udržení biologické rozmanitosti lidmi po staletí obhospodařovaných lesů potvrdila nedávno nová studie Vild et al. (2024). Stejně tak výtvorem lidské kultury jsou druhově velmi bohaté tvrdé lužní lesy podél nížinných evropských řek, někdy označované jako archeocenózy ke zdůraznění jejich antropogenně podmíněného vzniku (Machar et al. 2019). Dokonce ani proslulé jihomoravské lužní „pralesní rezervace“ se staletými duby na soutoku Moravy a Dyje nejsou ve skutečnosti opravdovými pralesy, ale relikty kdysi obhospodařovaného „savanového“ pastevního lesa (Vrška et al. 2006). Dalším klasickým příkladem biokulturní diverzity jsou nová chráněná území, poslední dobou vyhlašovaná pro ochranu ohrožených druhů netopýrů a vrápenců v podkrovních prostorách historických zámků nebo sakrálních objektů (Bezděčka et al. 2019). Jiným dokladem biokulturní diverzity jsou solitéry starých mohutných stromů v historických parcích a zahradách (obr. 1), původně záměrně pěstované zahradníky pro tvorbu kompozice památek zahradního umění a dnes plnící významnou funkci refugiálních biotopů ubývajících saproxylických druhů organismů v krajině (Plátek et al. 2019).



Obr. 1. Příkladem biokulturní diverzity jsou solitéry starých mohutných stromů v historických parcích a zahradách. Tyto stromy byly původně záměrně vysazovány a pěstovány jako součást krajinné kompozice památek zahradního umění. Dnes takové významné stromy plní i důležitou funkci biotopů ubývajících saproxylických druhů organismů v kulturní krajině. Zámecký park Citov. Foto Karel Poprach

V rámci „Programu na podporu aplikovaného výzkumu v oblasti národní a kulturní identity na léta 2023 až 2030“ (NAKI III), financovaného Ministerstvem kultury ČR, je Univerzitou Palackého v Olomouci realizován projekt „Biokulturní diverzita – propojení kulturního a přírodního dědictví v urbánním historickém prostředí“ (DH23P03OVV002). Projekt je realizován Univerzitou Palackého v Olomouci. Hlavním cílem tohoto projektu je aplikovaný výzkum národní a kulturní identity v udržitelné péči o kulturní a přírodní dědictví historických měst v přímé kauzální souvislosti s urbánními plochami historických parků. V rámci péče o historické urbanistické hodnoty se projekt zaměřuje na multidisciplinární zhodnocení kvalitativního významu nezastavěných urbánních území a jejich reflexi v identitě rezidentů a návštěvníků historických měst. Dílčí cíle projektu jsou: (a) Identifikace a multioborové hodnocení kulturních i environmentálních benefitů historických městských parků; (b) aplikovaný vývoj moderních specializovaných nástrojů (specializovaná databáze, software, spec. interaktivní mapy, metodika) pro péči o odkaz českého zahradního umění a krajinářské architektury v urbánním prostředí s historickými hodnotami. Dalším důležitým dílčím cílem projektu je vývoj aplikačních nástrojů k podpoře záchrany historických parků jako entity národního přírodního a kulturního dědictví ohroženého globálními změnami (v rámci nového fenoménu teplotních ostrovů v historickém městském prostředí).
Metodika „Identifikace a hodnocení biokulturních funkcí zelené urbánní infrastruktury historických měst“ vznikla v rámci čtvrté projektové etapy, řešené v roce 2026. Výstup zahrnuje ověřené

metodické postupy, které umožní (v návaznosti na již vytvořený software, specializované mapy a ostatní uplatněné výsledky projektu) snadný transfer vzorových metodických postupů pro identifikaci a hodnocení biokulturní diverzity v kterémkoliv území historického sídla v ČR.

2.Základní údaje o metodice

2.1. Výzkumná aktivita

Čtvrtá etapa projektu „Biokulturní diverzita – propojení kulturního a přírodního dědictví v urbánním historickém prostředí“ (DH23P03OVV002) v rámci „Programu na podporu aplikovaného výzkumu v oblasti národní a kulturní identity na léta 2023 až 2030“ (NAKI III), financovaného Ministerstvem kultury ČR.

2.2. Název metodiky

Identifikace a hodnocení biokulturních funkcí zelené urbánní infrastruktury historických měst

2.3. Cíle metodiky

Hlavním cílem metodiky je vytvořit ucelený, standardizovaný a v praxi aplikovatelný metodický nástroj pro identifikaci, mapování a komplexní hodnocení biokulturních funkcí urbánní zelené infrastruktury v historickém městském prostředí. Doplňkovým cílem metodiky je vytvoření univerzálně použitelného pracovního nástroje pro management klíčových prvků národní a kulturní identity v udržitelné péči o kulturní a přírodní dědictví historických měst v přímé kauzální souvislosti s urbánními plochami historických parků. Autoři metodiky realizovali aplikovaný vývoj tohoto výstupu aplikovaného výzkumu a vývoje jako široce využitelného praktického nástroje pro udržitelnou a moderní památkovou péči v oblasti památek zahradního umění a krajinářské architektury ve specifickém prostředí středoevropských historických měst.
Metodika využívá a shrnuje ostatní klíčové výstupy řešeného projektu (původní výsledky výzkumu a vývoje) ve formě souhrnu doporučených praktických postupů a opatření pro udržitelný management biokulturní diverzity zelené urbánní infrastruktury historických měst. Pro uživatele metodiky budou získané výsledky průkazné, opakovatelné a srovnatelné při dodržení doporučených postupů v metodice.

2.4 Předmět a popis metodiky

Metodika schválená Ministerstvem kultury ČR. Metodika bude publikovaná po schválení ze strany kompetenčně příslušného orgánu (MK ČR) ve Vydavatelství Univerzity Palackého jako e-dokument s e-ISBN.

Metodika překonává tradiční pohled na ochranu kulturního dědictví historických měst, zdůrazňující architekturu a urbanismus, nabídkou moderního multioborového biokulturního přístupu, integrujícího historické a přírodní dědictví v prostředí „*heritage city*“ do jednoho celku.

Metodika obsahuje detailní specifikaci problematiky biokulturních fenoménů v urbánním prostředí historických měst a podrobné metodologické postupy pro identifikaci a hodnocení pěti biokulturních funkcí zelené městské infrastruktury historického města (postupy jsou uplatnitelné v kterémkoliv historickém sídle v ČR).

2.5. Zdůvodnění novosti

Základní metodologický přístup při identifikaci a hodnocení biokulturní diverzity v historickém městském prostředí se opírá o multidisciplinární propojení standardních metod krajinářské architektury a památkové péče v urbánním prostředí s nejmodernějšími metodami ekosystémového monitoringu (dendrochronologie, termokamery, přístrojové měření transpirace stromů a sekvestrace uhlíku a biomonitoring ornitocenózy) s využitím dat z dálkového průzkumu Země, z pozemního laserového snímkování (LIDAR) a s aplikací pokročilých GIS analýz pro interpretace získaných datových souborů a pro tvorbu softwarových řešení. Kombinace těchto pracovních postupů představuje v podmínkách ČR zcela nový, dosud neaplikovaný metodologický přístup v oblasti péče o památky zahradního umění a krajinářské architektury.

Biokulturní diverzita se zaměřuje na přírodní dědictví, které je přímo vytvořené historickou i současnou činností člověka. Jde tedy o nově se rozvíjející perspektivu studia vzájemného vztahu mezi lidmi, přírodou a historickým dědictvím. Důraz se zde zaměřuje především na historické urbánní prostředí. V centru zájmu konceptu biokulturní rozmanitosti se nacházejí zejména parky a zahrady v historických městech (*heritage cities*). V tomto kontextu je předložená metodika zcela inovativní, první metodický materiál svého druhu v rámci České republiky.

Metodika jako první metodologický výstup svého druhu v ČR tedy nově přináší jasné vymezení a ukotvení konceptu „biokulturních funkcí historické zeleně“ u památek zahradního umění a krajinářské architektury v kontextu národních strategií památkové péče, udržitelného urbanismu a územního plánování historických měst.

2.6. Uplatnění metodiky a návrh uživatelů

Metodika najde uplatnění v praxi památkové péče cíleně směřované na moderní metody managementu památek zahradního umění a krajinářské architektury především v prostředí historických měst. Koncept biokulturní diverzity je v českém národním prostředí zcela novým fenoménem, který bude inovativně rozvíjet dosavadní přístupy k péči o památky zahradního umění a krajinářské architektury v duchu moderních trendů celoevropských snah o udržitelný management a ochranu kulturního dědictví.

Pro vymezené uživatele metodiky budou získané výsledky průkazné a opakovatelné při dodržení doporučených postupů v metodice. V rámci aplikovaného vývoje metodiky byla předběžně testována a diskutována její praktická využitelnost se zástupci Statutárního města Olomouce (vlastník pozemků městské zelené infrastruktury v městské památkové rezervaci, která je zájmovým studijním územím řešeného projektu); s Výstavištěm Flóra Olomouc (správce parkových ploch v historickém jádru města Olomouce); s firmami z praxe péče o památky zahradního umění (Arbonet, s.r.o. a Zahrada, s.r.o.) a s nevládními odbornými organizacemi zaměřenými na péči o biokulturní diverzitu a památky zahradního umění (Česká společnost pro ekologii krajiny a Nadační fond A. Bayera). Diskuse s těmito uživateli prokázaly, že metodika po schválení ze strany MK ČR bude dobře využitelná v praxi památkové péče, strategického i územního plánování i v praxi ochrany přírody a péče o přírodní historické dědictví. Uživateli metodiky se tak stanou orgány památkové péče a územního plánování, organizace a subjekty zabývající se moderní péčí o památky zahradního umění a krajinářské architektury, zájmové spolky a nevládní organizace zaměřené na přírodní a kulturní dědictví a správci památek, zahrnujících urbánní zelenou infrastrukturu (např. historické městské parky a zahrady). K dalším budoucím uživatelům metodiky budou patřit i vysoké školy a jejich studenti s relevantním zaměřením na problematiku moderní udržitelné péče o biokulturní diverzitu. Metodika tak bude mít celostátní využití v péči o přírodní, kulturní a historické dědictví v českých i moravských městech.

3. Biokulturní diverzita jako nový koncept moderní péče o památky zahradního umění a krajinářské architektury

3.1. Vznik a historický vývoj konceptu biokulturní diverzity

Vztah člověka k přírodě je nepochybně silně ovlivněn lidskou kulturou, která se dynamicky mění v prostoru (regionálně) a v čase (v běhu často dramatické historie lidských společností). Způsob našeho lidského uvažování o přírodě a formy našeho nakládání s přírodou – to vše je determinováno kulturně-historicky, a navíc velmi odlišně mezi nejrůznějšími regiony. Ve snaze porozumět těmto komplexním a velmi proměnlivým fenoménům se v devadesátých letech minulého století zrodil koncept *biokulturní diverzity*,

Tento koncept byl tehdejší odezvou na ústřední téma soudobého vnímání globální environmentální krize, jíž dominovaly obavy o osud Amazonského deštného pralesa a komunity místních lidí – lovců a sběračů, jejichž kultura byla s mírnou nadsázkou srovnávána s dobou kamennou. To se odrazilo v tzv. Deklaraci z Belému (Belém je hlavní město brazilského státu Pará ve východní Amazonii), v níž je biokulturní diverzita charakterizována jako „*humankind´s accumulated reserve of learned responses to the environment that make co-existence between man and nature and self-recognition possible"* (UNESCO 1992).

Amazonie byla ještě v polovině 20. století považována za největší světovou divočinu, v podstatě nedotčenou lidskou civilizací. S velkou nedůvěrou byly proto později přijímány první objevy tzv. amazonských černých půd (portugalsky *terra pretta*), které romantické představy o nedotčené amazonské divočině stavěly do zcela nového světla. Tyto půdy byly postupně objevovány na poměrně velkých plochách podél Amazonky a jejích mnoha přítoků. Mocné horizonty těchto půd obsahují velké množství keramiky a uhlíků. Na tyto půdy bývají vázány početné archeologické lokality, zahrnující i opevněná sídla, kultovní areály, zbytky zemědělských teras a zavlažovacích kanálů. Doklady z vrtů v jezerních usazeninách navíc prokázaly, že v předkolumbovské době bylo v některých oblastech dnešního Amazonského pralesa rozvinuto zemědělství, založené na pěstování manioku, batátů, kukuřice a dýní. Zemědělské pracovní postupy zde byly spojeny s cyklickým vypalováním, které asi podporovalo úrodnost půdy. Počátky známých amazonských zemědělských kultur sahají do doby před 3000 lety. Kolaps těchto společností v 16. století byl pravděpodobně spojen s epidemiemi smrtících chorob, zavlečených do oblasti Amazonie prvními conquistadory. S bývalou zemědělskou kultivací Amazonie zřejmě souvisí i dnešní jinak těžko vysvětlitelný jev

dominance stromů s jedlými plody na významných rozlohách současné Amazonie. Dnešní Amazonie je z větší části opravdovou divočinou, avšak patrně z části druhotnou a rozhodně nikoliv „panenskou“. Koneckonců, nejeden biolog, který osobně navštívil Amazonii, může potvrdit, že růst vegetace v Amazonii je tak neuvěřitelně dynamický, že obvykle nemáte šanci odhalit, že v místech dnes vypadajících jako prales byla před padesáti lety třeba plantáž banánů. Toto poznání samozřejmě nijak nesnižuje nesmírnou ekologickou hodnotu dnešních Amazonských ekosystémů. Naopak, začínáme chápat, že i když možná v dlouhé historii lidských civilizací většina míst amazonských lesů zakusila ostří kamenné sekery, jsou ekosystémové služby Amazonských deštných lesů pro naši planetu zcela nenahraditelné. A jestliže dnes víme, že klíčovou podmínkou pro fungování ekosystémových služeb je biodiverzita, tak nás již velmi malý krůček dělí od pochopení environmentálního konceptu biokulturní diverzity (White 2004).

Starší studie v oblasti biokulturní diverzity obvykle zdůrazňovaly dualitu ztráty biodiverzity i lokální lidské kultury (Pilgrim et al. 2007). Několik biokulturních studií se věnovalo identifikaci tzv. ekoregionálních hotspotů, charakterizovaných unikátní kombinací biologické rozmanitosti a lingvistické diverzity místních lidí (Loh, Harmon 2005; Pretty et al. 2009). Avšak romantická idea o komunitách původních obyvatel, kteří vždy a za všech okolností chrání své přírodní (životní) prostředí, začala být zpochybňována (Cocks, Hitchner 2010). Ve snaze reflektovat dynamiku v koevoluci vztahu lidí a přírody se další výzkumníci zaměřili na pokusy o definování nových forem biokulturní diverzity, např. studie Kareiva et al. (2007) navrhla koncept agrobiodiverzity. Odtud směřoval posun zájmu biokulturní diverzity na tradiční, převážně zemědělské a lesní hospodaření v kulturních krajinách Evropy (Taylor, Lennon 2011). Vývoj poznání v oblasti biokulturní diverzity pak jednoznačně vede k uznání mimořádného významu kulturních krajin s historickým dědictvím pro identitu Evropy a evropské židovsko-křesťanské civilizace (Tieskens et al. 2017).

Na evropském kontinentu se základy konceptu biokulturní diverzity formovaly především v Itálii, domovské zemi evropské renesance a osvícenství (Kučera 2020). Snad zde sehrála roli i dávná tradice antického myšlení (Machar 1919). Připomeňme v této souvislosti Florentskou chartu z r. 1981 o ochraně historických zahrad. Tento dokument definoval historické zahrady (přičemž toto označení podle č. 6 náleží jak malým zahradám, tak i rozsáhlým krajinářským parkům) jako „živé památky“ tvořené architektonickými a vegetačními kompozicemi, které jsou z hlediska dějin umění celospolečensky významné (obr. 2). V této definici již můžeme sledovat mnohé indicie rodícího se konceptu biokulturní rozmanitosti. V říjnu 2000 byla ve Florencii podepsána „Evropská úmluva o krajině“ jako výsledek mnohaleté celoevropské iniciativy k ochraně kulturního krajinného dědictví. Zdá se tedy logické, že první mezinárodní setkání společného evropského programu k *propojení biologické a kulturní rozmanitosti* proběhlo také ve Florencii. V roce 2014 se zde setkali zástupci

mezinárodních organizací (ICOMOS – Mezinárodní rada pro památky a sídla, IUCN – Mezinárodní svaz ochrany přírody, FAO – Organizace pro výživu a zemědělství Spojených národů a další). Tato platforma vyústila ve Florentskou deklaraci (UNESCO 2014) o biokulturní diverzitě, která spojuje člověka, přírodu a historické dědictví do nedělitelného celku (Agnoletti & Emanueli 2016). Deklarace mimo jiné zdůrazňuje, že mnohé vzácné biologické druhy organismů, vázané na lidskou činnost, se udržely v kulturní krajině a v historických městech jen díky tradičnímu extenzívnímu hospodaření (obr. 3), které je postaveno na hluboké identitě místních lidí s krajinou domova. Text Florentské deklarace doslova říká, že „*the current state of biological and cultural diversity in Europe results from a combination of historical and ongoing environmental and land use processes and cultural heritage*" (Agnoletti & Rotherham 2015: 3156).



Obr. 2. Historické zámecké i městské parky propojují přírodu a historické památky do jednoho nedělitelného celku. Parky nabízí místním rezidentům i občasným návštěvníkům historických objektů nepřeberné množství benefitů (kulturních, vzdělávacích, rekreačních a relaxačních, zdravotních atd.). Zámecký park kolem empírového zámku v Čechách pod Kosířem, založený šlechtickým rodem Sylva Tarouca a obdivovaný českým malířem Josefem Mánesem, je historicky, dendrologicky i ornitologicky významnou lokalitou, dnes zařazenou do soustavy evropsky významných chráněných přírodních lokalit soustavy Natura 2000. Foto Karel Poprach.



Obr. 3. Staré odrůdy ovocných dřevin v kulturní krajině jsou významnou součástí biokulturní diverzity jako cenní nositelé genetické biodiverzity. Hruška polnička roste už více než 200 let u polní cesty na severovýchodních svazích nejvyšší hanácké hory Kosíře (442 metrů n.m.) u bývalé hájovny Lutchóz nad Drahanovicemi. Foto Ivo Machar

3.2. Současné pojetí konceptu biokulturní diverzity

Koncepce biokulturní diverzity se v současnosti myšlenkově dostává do pozoruhodného souladu s moderní environmentální teorií „antropocénu“ (Pokorný et Storch, 2020). Antropocén je v historii lidské civilizace dosud nevídané období, kdy se některá velká města stávají centry biologické diverzity a místy vzniku tzv. nové divočiny (např. v brownfieldech) a to v ostrém kontrastu k okolní, na přírodu chudé krajině, intenzívně využívané průmyslovým zemědělstvím.

V antropocénu se v kontextu globálních antropogenních změn propojují lidské aktivity na záchranu biodiverzity i národního kulturního dědictví do jednoho společného úsilí.

Kulturní krajiny v dobách „před antropocénem“ byly více heterogenní (pestřejší) než dnes. Éra antropocénu nepochybně přinesla do kulturní krajiny trend homogenizace biodiverzity – například všechny lesy i louky v kulturní krajině se stále více podobají sobě navzájem z hlediska biologické rozmanitosti (všude dominují stejné, často nitrofilní a hojně rozšířené druhy, třeba kopřivy) přičemž druhy vzácné (často specializované) z krajiny postupně mizí.

Patrně to vše hodně souvisí s nárůstem depozic dusíku a homogenizací typů managementu (celoplošné strojní sečení luk v jednotném termínu kvůli dotacím, holosečné hospodaření v lesích). Z krajiny mizí jemná mozaika maloplošných biotopů a ztrácejí se (v dřívější kulturní krajině časté) difuzní přechody mezi biotopy (světlý výmladkový či pastevní les – sady – louky – pastviny – polní cesty s alejemi ovocných stromů – velké solitérní stromy na křižovatkách nebo u kapliček…). Dnes

takovou pestrou a maloplošnou krajinnou mozaiku najdeme snad už jen v zámeckých parcích (obr. 4).



Obr. 4. Difuzní ekotonové přechody mezi lesem a bezlesím jsou v kulturní krajině již mimořádně vzácným fenoménem, s kterým se dnes lze stále ještě setkat v rozsáhlejších zámeckých parcích. Zámecký park Buchlovice. Foto Karel Poprach.

Faktem je, že tato idylická maloplošně mozaikovitá krajina začala mizet po druhé světové válce nejen v důsledku komunistické socializace a kolektivizace zemědělství, ale i v důsledku přirozené změny způsobu života lidí na venkově díky všeobecnému růstu životní úrovně (kdo by dnes choval králíky nebo slepice, když všechno nakoupíte v supermarketu bez tvrdé manuální dřiny na poli a proč by zemědělci chovali krávy na mléko, když chovy hovězího dobytka zakazují klimatičtí aktivisté).

Asi nejdůležitějším trendem, který éra antropocénu přináší, je celoplanetární ústup tradičního maloplošné zemědělství (tzv. záhumenky) a naopak rozvoj velkoplošného průmyslového zemědělství (někteří autoři tento trend s nadsázkou nazývají „skutečným koncem neolitu“, viz např. Sádlo et al. 2005). Vedlejším produktem tohoto procesu je ztráta přímé vazby lidí k přírodě – městští lidé, kterých je na Zemi už nadpoloviční většina, logicky ztrácejí konkrétní představu, jak se k nim ve skutečnosti dostávají zemědělské produkty v podobě jídla nakupovaného v supermarketu. Městská populace proto globálně ztrácí identitu s přírodou a krajinou svého domova.

Významným počinem v rozvoji konceptu biokulturní rozmanitosti bylo publikování monotematického čísla renomovaného časopisu *Urban Forestry & Urban Greening* v roce 2019 (*Urban Green Infrastructure – Connecting People and Nature for Sustainable Cities)*, které do mezinárodní vědecké komunity přineslo zásadní povědomí o důležitosti studia interakcí mezi městskou zelenou infrastrukturou a identitou obyvatel měst s významným historickým dědictvím

(obr. 5), včetně otevření zájmu o fenomén tzv. nové divočiny v urbánních oblastech (viz také Kowarik 2018).



Obr. 5. Zámecké parky a zahrady jsou nejen památkami krajinářské architektury a zahradního umění, ale i místy relaxu a odpočinku pro návštěvníky historických památek. Po komentované prohlídce návštěvnického okruhu v interiéru zámku Buchlovice si mnohý z nás rád usedne pod korunu rozložitého stromu a zaposlouchá se do ptačího zpěvu. Foto Karel Poprach.

3.3. Posun od kulturních ekosystémových služeb k urbánní zelené infrastruktuře

Současný aktuální a výrazný posun zájmové sféry konceptu biokulturní diverzity k městské zelené infrastruktuře ukazují výsledky rozsáhlého mezinárodního projektu EU FP7 GREEN SURGE (Elands et al. 2015). Projekt identifikoval biokulturní diverzitu jako klíčový koncept pro (i) porozumění integraci mezi urbánní biodiverzitou a kulturní identitou uživatelů městské zelené infrastruktury a pro (ii) rozvoj inovativních přístupů v krajinném a urbánním plánování (Vierikko et al. 2017).

V centru zájmu konceptu biokulturní rozmanitosti se dnes nacházejí mimo jiné parky a zahrady v historických městech (*heritage cities*). V evropských městech je historické a přírodní dědictví vzájemně velmi provázáno a tvoří jeden nedílný celek – z naší vlasti uveďme jako příklad světoznámé pražské panoráma Hradčan rámované zelenými kulisami historických palácových zahrad a Petřína nebo příklad historického centra Kroměříže se skvostnou Květnou zahradou a arcibiskupskými zámeckým parkem. Nejdůležitější výzvou v rodícím se konceptu biokulturní rozmanitosti je v dnešní době narůstající ztráta identity městských obyvatel i návštěvníků památek s historickým a přírodním dědictvím urbánního prostřední. Přitom spojení přírody a památek

v městském prostoru nabízí rezidentům i návštěvníkům historických měst nepřeberné množství benefitů (kulturních, vzdělávacích, rekreačních a relaxačních, zdravotních atd.).
Téma společenského i environmentálního významu městské zeleně začíná v rámci rozvoje konceptu biokulturní diverzity v posledních několika letech ve světové odborné literatuře doslova gradovat (od r. 2015 se každým rokem počet indexovaných studií s tímto tématem na Web of Science přibližně zdvojnásobuje). Důležitost nového biokulturního pohledu na urbánní zeleň podtrhují i globální trendy přesunu lidstva do městských aglomerací: V roce 2000 žilo ve městech 47 % celosvětové populace, o deset let později už 51 %, v roce 2050 to má být 66 % (United Nations 2014). Velký důraz při aplikacích konceptu biokulturní diverzity pro porozumění fenoménu historických měst v kulturní krajině je nově kladen na multidisciplinární přístup ke studiu městských zelených ploch v historických městech – ve světové literatuře (viz např. Vierikko et al. 2017b) začíná dominovat konsensus, že aplikovaný výzkum zelené urbánní infrastruktury v historických kulisách měst již nemůže být výhradní doménou jen jednoho oboru (např. odborníků na zahradní umění), ale že se jedná o téma na výsost mezioborové s ohledem na široké spektrum kulturních, sociálních, zdravotních i environmentálních benefitů městské historické zeleně.
Ústřední myšlenka aplikace biokulturní diverzity v historických městech je tedy založena na inherentním propojení kulturní a přírodní diverzity – změny v kterékoliv úrovni biokulturní diverzity ve městech kaskádovitě ovlivňují percepci i emoce lidí (obyvatel či návštěvníků historických měst) a mohou být zpětně ovlivňovány dobrým či špatným plánováním a managementem zelené městské infrastruktury. Multidimenzionální propojení přírody a památek ve městech tvoří nedělitelnou entitu. Celý koncept biokulturní diverzity proto výrazně podporuje identitu lidí ve městech s hodnotami historického dědictví, vnímaného lidmi v širších sociálně-kulturních souvislostech (Langemeyer et al. 2015). Biokulturní diverzita je některými autory (např. Buizer et al. 2016) dokonce považována za nadstavbu nad konceptem kulturních ekosystémových služeb (Hegetschweiler et al. 2017), protože více reflektuje roli člověka jako tvůrce historického dědictví.

4. Identifikace a hodnocení biokulturních funkcí zelené urbánní infrastruktury historických měst

4.1. Biokulturní funkce zelené urbánní infrastruktury přehledně

Města jsou sociálně-ekologické systémy, které generují služby městských ekosystémů (Andersson a kol. 2014). Globální populace žijící ve městech se za poslední čtyři desetiletí zdvojnásobila (OECD 2020). Bezprecedentní tempo globální urbanizace (OSN 2018) je považováno za významnou hrozbu pro schopnost městských ekosystémů plnit všechny lidmi požadované biokulturní funkce (Eigenbrod a kol. 2011). Optimalizace a trvalé zajištění vysoké efektivity biokulturních funkcí městských ekosystémů je v poslední době považováno za klíčový podpůrný nástroj pro adaptaci na změny klimatu v rámci udržitelného růstu/rozvoje měst (Wang a kol. 2018).
Biokulturní funkce (BF) jsou v městském prostředí zajišťovány městskými zelenými a modrými plochami, jako jsou např. městské parky, historické zahrady, užitkové a okrasné zahrady, městské vodní plochy a vodní toky s doprovodnou zelení. Tyto různé přírodní a semi-přírodní struktury v městském prostředí se obecně označují jako městská zelená infrastruktura (anglická zkratka UGI – *Urban Green Infrastructure*) – viz studie Haase et al. (2014). Někteří autoři se také zabývali hřbitovy (Morelli et al. 2018) a brownfieldy (Mathey et al. 2015) jako zajímavými strukturami UGI, poskytujícími vybrané biokulturní funkce v prostředí historických měst. V rámci holistického přístupu k UGI jsou vodní entity v městské krajině (jako jsou říční toky s břehy nebo přírodní i umělé vodní plochy atd.) tradičně zahrnuty do UGI, ačkoli někteří autoři hovoří spíše o „modré městské infrastruktuře“, typicky v asijských historických megapolích, kde vodní prvky neodmyslitelně dotvářejí obraz historických městských center (Xie et al. 2022).
V mezinárodní literatuře si plochy UGI získávají rostoucí pozornost pro svůj mimořádný potenciál podporovat udržitelný rozvoj měst poskytováním multifunkčních biokulturních funkcí a služeb (Semeraro et al. 2017). Jak zdůraznili autoři studie Russo et al. (2017), dosud publikovaná mezinárodní literatura se však zabývala především na regulačními biokulturními funkcemi. Studie, se hodnocením biokulturních funkcí UGI komplexně, jsou dosud spíše výjimkou (TEEB, 2010). Navíc, UGI v prostředí historického města by mělo být považováno za systém, nikoli pouze za jednotlivé zelené nebo modré „plochy“ v městské matrici (Lafortezza et al. 2013). Benedict a McMahon (2002) definovali UGI jako „systém přirozené podpory života historického města“ a

poukázali na význam UGI pro budování zdravých a odolných lidských komunit a místních ekonomik ve městech. V současné době je UGI definováno jako strategicky plánovaná a navržená síť přírodních, polopřírodních a umělých zelených ploch a dalších environmentálních prvků ve městě a jeho okolí, které jsou spravovány tak, aby poskytovaly různé biokulturní funkce jako benefity pro lidskou společnost (Tzoulas et al. 2007; Artman et al. 2017; Hegetchweiler et al. 2017). Autoři studie Cheng a kol. (2021) odhalili, že většina studií analyzujících BF u UGI se zaměřovala obvykle jen na určité specifické typy UGI a publikovaných studií, které by UGI považovaly za ekologickou síť v organismu historického města, je stále v mezinárodní literatuře velmi málo.
V posledním desetiletí se ukázalo, že úzká souvislost mezi využitím městských ekosystémů (tedy UGI) a výstavbou tzv. šedé infrastruktury (zastavěné plochy) představuje významnou mezeru ve znalostech biokulturních funkcí v městském prostředí (Evans a kol. 2021). Tato souvislost mezi UGI a výstavbou nových městských oblastí může být silným faktorem ovlivňujícím biodiverzitu městských ekosystémů, což je samozřejmě zásadní pro poskytování biokulturních funkcí a z nich plynoucích benefitů pro lidi (Sharma a kol. 2022). Například izolace městských parků nacházejících se v rámci matrix šedé infrastruktury měla velmi silné dopady na diverzitu městských ptáků a tím na fenomén tzv. krajiny ptačího zpěvu (viz také dále) (Fernandez-Jurisic a Jopimaki, 2001).

4.2. Identifikace a hodnocení biokulturní funkce „Prostorová variabilita míry vegetačního stresu“

Aktuální zdravotní stav vegetace se významně promítá do pocitového vnímaní parků jejich návštěvníky, stejně jako do míry plnění eko-fyziologických funkcí vegetace. Vegetační stres se negativně projevuje nejprve na zhoršených eko-fyziologických funkcích vegetace, později na vzhledu vegetace, a v poslední fázi může dojít k odumírání porostu a ohrožení návštěvníků parků.
Metodicky je proces analýzy prostorové variability míry vegetačního stresu založen na několika vzájemně navazujících pracovních balíčcích – i) zpracování (*preprocessing*) satelitních obrazových dat, ii) analytickém výpočtu tří indexů, zobrazujících zdravotní stav vegetace (NDVI, RSR a RVSI) a iii) analýze ročního chodu změn v prostředí GIS.
Vegetace je důležitým prvkem tvořícím *genius loci* každého místa a neméně to platí pro městské prostředí. Udržovaná vegetace, např. parková výsadba, představuje místo pro setkávání lidí i pro jejich duševní rekreací a výrazně dotváří charakter městského prostředí (mikroklima, stín, vizuální dominance, biota). Stav a vzhled vegetace ovlivňuje pocity lidí a atraktivitu místa.
Na vegetaci působí řada vnějších a vnitřních vlivů, jež mohou vést k degradaci vegetace a k negativním projevům v oblasti eko-fyziologického fungování vegetace, tedy k vegetačnímu stresu.

Pro efektivní reakce a aplikace případných opatření je třeba znát stav a míru stresu dříve, než se projeví na vegetaci viditelnými změnami.

4.2.1. Analýza vegetačního stresu pomocí spektrálních indexů

Výrazným pomocníkem jsou dnes stále dostupnější multispektrální (satelitní) data, která jsou schopna zaznamenávat spektrální projevy vegetace (odrazivost, absorbci elektromagnetického záření) v několika oddělitelných spektrálních pásmech a tyto projevy následně analyzovat pomocí vegetačních (spektrálních) indexů. Vegetační indexy udávají bezrozměrné hodnoty vypočtené podle odrazivosti jednotlivých složek elektromagnetického záření. Získávání tohoto typu dat je vůči vegetaci nedestruktivní, a tudíž dobře a dlouhodobě opakovatelné. Číselnou hodnotu indexu lze porovnávat navzájem z různých lokalit, stejně jako sledovat průběh této hodnoty v čase a prostoru, a včas detekovat vyskytující se externality.

Pro výpočet jednotlivých indexů jsou používána data družice Sentinel-2A a Sentinel-2B evropského projektu Copernicus s již aplikovanými atmosférickými korekcemi (level 2A). Do následné analýzy se použité snímkovací dny vybírají na základě výskytu a také množství oblačnosti na snímku, které se kontrolovalo primárně vizuálně. Využít je možné tři různé indexy: NDVI, RSR a RVSI.

Normalizovaný rozdílový vegetační index (NDVI)

Normalizovaný rozdílový vegetační index (NDVI) je bezrozměrný radiometrický ukazatel, který poskytuje kvantitativní měření vegetačního pokryvu, indikuje relativní hojnost a míru zelené vegetace, včetně procenta zeleného pokryvu, obsahu chlorofylu a zelené biomasy (Rouse, 1973). Je stanoven na základě vypočteného rozdílu mezi hodnotou odraženého červeného (RED) a infračerveného (NIR) spektra elektromagnetického vlnění (Farbo et al., 2024).

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (1)$$

Platný rozsah hodnot je v intervalu -1 do +1, kde hodnoty blízké +1 značí zdravou vegetaci a hodnoty blízko -1 ukazují na holou půdu nebo sněhovou pokrývku.

Běžný rozsah hodnot pro zelenou vegetaci je 0,2 až 0,8. Hodnoty kolem 0,3 značí poškozenou vegetaci. Hodnoty se však můžou mírně lišit, jelikož každý senzor snímající zemský povrch operuje v trochu odlišných vlnových délkách jednotlivých spektrálních pásem. Index se často interpretuje z hlediska vitality nebo stresu vegetace (Sabins a Ellis, 2020). Ačkoliv byly vytvořeny nové indexy s podobnou či zlepšenou schopností detekce vegetačního pokryvu (GNDVI, EVI, NDRE), stále se

jedná se o nejpoužívanější vegetační index v oblasti dálkového průzkumu Země. Přestože je NDVI široce používán, má i své omezení. Například může být ovlivněn atmosférickými podmínkami, jako je přítomnost oblačnosti nebo aerosolu, což může vést k nesprávné interpretaci dat (Huete et al., 2002).

Index Reduced Simple Ratio (RSR)

Vegetační index využívající obdobná spektrální pásma jako NDVI (červené pásmo – RED a blízké infračervené pásmo NIR) a k tomu ještě SWIR (krátkovlnné infračervené záření, dříve označováno rovněž jako MIR) . Na rozdíl od NDVI je méně citlivý na atmosférické podmínky (lehká oblačnost nesnižuje tematickou hodnotu) a není normalizovaný (Stenberg et al., 2004). Platný rozsah hodnot se tedy pohybuje od hodnoty 0 bez omezení horní hranice. Vyšší hodnoty ukazuje na hustější a zdravější vegetaci.

$$RSR(LAI) = \frac{NIR}{RED} * \left(\frac{SWIR_{max} - SWIR}{SWR_{max} - SWIR_{min}}\right) \quad (2)$$

Pro lepší srovnatelnost s ostatními dvěma použitými přístupy je výsledná hodnota převedena na rozsah platných hodnot v intervalu 0 až 1 (0 bez vegetace, resp. ploch s chlorofylem, 1 zdravá, prosperující vegetace).

Red-Edge Stress Vegetation Index (RVSI)

Pokročilý vegetační index pro určení míry stresu rostlin na základě red-edge efektu. Red-edge označuje oblast rychlé změny odrazivosti vegetace v blízké infračervené oblasti elektro-magnetického spektra. Chlorofyl obsažený ve vegetaci absorbuje většinu světla ve viditelné části spektra, ale stává se téměř průhledným při vlnových délkách větších než 700 nm. RVSI tak umožňuje zachycení stresu dříve, než se viditelně projeví na vegetaci (Merton, 1998). Nejedná se o normalizovaný index, platná škála hodnot je tedy od 0 výše bez omezení horní hranice. Index **ρ** značí potřebu vložit hodnotu odrazovosti při uvedené vlnové délce.
Podobně jako RSR i zde byla původní škála přepočítána na hodnoty od 0 do 1 pro lepší srovnání:

$$RVSI = \left(\frac{\rho 718\,nm + \rho 748\,nm}{2}\right) - \rho 733\,nm \quad (3)$$

Díky uvedeným indexům lze kvantifikovat hustotu a růst vegetace, což umožňuje analýzu změn v ekosystémech a hodnocení dopadů lidské činnosti v krajině. Vegetační indexy jsou dnes klíčovým nástrojem, který je hojně využíván k hodnocení zdravotního stavu a produktivity rostlin (Stamford, 2023). Vysoké hodnoty vegetačních indexů (NDVI a transformované hodnoty RSR, RVSI) jsou spojeny se zdravou a produktivní vegetací, zatímco nízké hodnoty mohou indikovat stres způsobený suchem, nedostatkem živin nebo nemocemi. Indexy umožňují sledovat sezónní a meziroční změny v růstu vegetace a jejich vliv na uhlíkový cyklus.

4.3. Identifikace a hodnocení biokulturní funkce „Klimatizační funkce městské zeleně“

Cooling Capacity Index (CCI) byl odborné veřejnosti představen v roce 2018 jako součást softwarového nástroje InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), který je určen pro rozhodovací procesy týkající se životního prostředí a řízení přírodních zdrojů.

Index CCI je ukazatel kvantifikující schopnost různých zelených ploch, jako jsou parky nebo lesy, ochlazovat okolí snižováním teploty vzduchu prostřednictvím evapotranspiračních procesů a stínění. Rozsah indexu je definován na spojité stupnici od 0 do 1. Výsledná hodnota indexu CCI závisí na několika faktorech, jako je vegetační pokryv, nepropustnost povrchů, vodní zátěž a albedo. Konceptuální model výpočtu CCI vychází z prací Zardo et al. (2017), Kunapo et al. (2018) a Phelan (2015) a je funkcí tří základních parametrů: ETI (evapotranspirační index), albedo a zastínění povrchu:

$$CCI = 0{,}6 \times S + 0{,}2 \times ETI + 0{,}2 \times \alpha$$

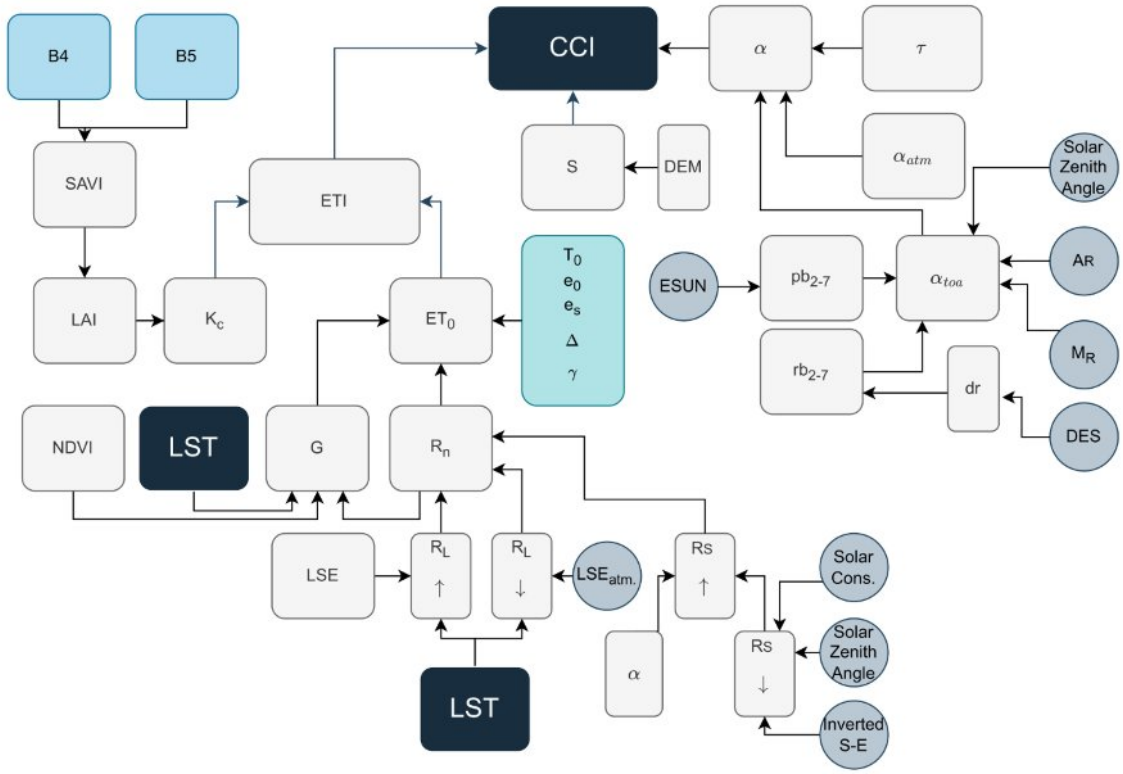
Výsledná hodnota indexu se pohybuje v rozmezí hodnot 0 až 1, kde 0 znamená neexistující chladicí schopnost a 1 maximální chladicí schopnost. Výsledek odráží míru ochlazování vzhledem k maximálnímu možnému chladicímu účinku pixelu (např. výsledek CCI = 0,65 znamená, že pixel je na 65 % své maximální chladicí kapacity).

V rámci projektu byl vytvořen volně dostupný nástroj KLIVEH , který celý výpočet provádí v polo-automatickém módu z předem stažených satelitní snímků lokálně uložených na disku uživatele. Je zaměřen na zpracování snímků z družic Landsat 8 a Landsat 9 ve formátu GeoTIF pro vybranou oblast České republiky.

Nástroj předem stažené snímky ořeže a nad výřezy spočítá vybrané biofyzikální ukazatele: albedo povrchu, povrchovou teplotu objektu (LST), tok tepla do půdy a normalizovaný vegetační index

(NDVI). Nástroj dále umožňuje vzájemné sloučení a vyrovnání fragmentů snímků v jednom zájmovém území. Nástroj souběžně generuje krátkou textovou zprávu se statistikami o zpracovaném obrazu.
Celá algoritmizace je provedena v široce využívaném, multiplatformním jazyce Python ver. 3.x. Řešení bylo průběžně testováno několika testery, a to z pohledu stability výpočtu, optimalizace kódu a správnosti výpočtu porovnáním s paralelně (manuálně) spočtenými dílčími výsledky.

Nástroj KLIVEH je bezplatně k dispozici na adrese https://parky.upol.cz/vystupy.php, kde kromě vlastního nástroje je k dispozici i podrobná technická dokumentace a ukázková data. Nástroj je vytvořen s důrazem na maximální automatizaci celého výpočtového postupu (Obr.6) v uživatelsky jednoduchém grafickém uživatelském rozhraní.



Obr. 6. Schéma výpočtu CCI. Modré entity představují vstupní data, která musí zadat uživatel (symboly jsou vysvětleny v následujících odstavcích), šedé jsou výpočtové uzly, a černé jsou dílčí a finální výstupy. Podrobné vysvětlení schématu a jednotlivých zkratek použitých v obrázku obsahuje následující text.

Základními vstupními daty pro SW KLIVEH jsou prostorová data z družice Landsat8/9 v rastrovém formátu GeoTIFF ve shodném souřadnicovém systému, která nesou informace o spektrální

odrazivosti z červeného (B4), infračerveného (B5) a termální pásma. Tyto snímky představují povinný uživatelský vstup a záleží pouze na rozhodnutí uživatele, na jakém základě stanovených charakteristik (procento oblačnosti v obraze, časová perioda apod.) budou snímky vybrány a analyzovány. Satelitní snímky je třeba stáhnout z certifikovaných úložišť společně s metadaty snímku.

Stín (S) se vypočítá pomocí rastrové matice obsahující výškové údaje (DEM) spolu s informacemi o azimutu a výšce Slunce. K vytvoření stínovaného terénu se používá nástroj QGIS *qgis:hillshade* z analýzy rastrového terénu. Nástroj používá vrstvu DMR, faktor Z (výchozí hodnota 1,0), azimut (z metadat Landsat satelitních snímků, proměnná SUN_AZIMUTH) a vertikální úhel (SUN_ELEVATION). Výstupní vrstva obsahuje hodnoty popisující stínování pixelů od 0 do 255. Tyto hodnoty jsou následně vyděleny číslem 255, aby odpovídaly deklarované stupnici 0–1.

ETI je normalizovaná hodnota skutečné evapotranspirace nad její maximální hodnotou s použitím koeficientu plodiny (K_c):

$$ETI = (K_c \times ET_o) / ET_{o_{max}}$$

Stanovení Kc může být poměrně složité. Fyzikální měření jsou stará desítky let a existují pouze pro omezený rozsah plodin. Pro malé a lokální aplikace jsou obecné hodnoty často nedostatečné. Organizace FAO (*Food&Agricultire Organisation*) kategorizuje hodnoty Kc na základě růstových fází plodin: počáteční (K_{ci}), střední (K_{cmid}) a konec sezóny (K_{cend}). Tyto hodnoty lze zprůměrovat na roční hodnoty (K_{cy}) s použitím měsíčních hodnot (K_{cm} a ET_{om}) jako korekce:

$$Kcy = (\Sigma (K_{cm} \times ET_{o_m})) / (\Sigma ET_{o_m})$$

Hodnoty Kc se obvykle pohybují v rozmezí 0 až 1,5. Pokud je údajů málo, je doporučeno experty z *Natural Capital Project* několik postupů pro odvození Kc z jiných zdrojů dat. Přestože tyto postupy nejsou primárně určeny pro data dálkového průzkumu Země, lze je pro tyto účely upravit. Dále uvedené rovnice byly opakovaně úspěšně testovány pro použití v našich podmínkách.

Pro satelitní obrazová data lze použít vztah mezi indexem listové plochy (LAI) a K_c:

$$Kc = 1{,}1 \times (1 - e^{(-1{,}5 \times LAI)})$$

LAI se vypočítá pomocí SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*) na základě modelu METRIC s hodnotou L = 0,5. Pokud je SAVI = 0, použije se místo toho hodnota NDVI:

$$SAVI = (1 + L) \times (NIR - RED) / (L + NIR + RED)$$

$$LAI = \ln((0{,}69 - SAVI) / 0{,}59) / 0{,}91$$

Albedo (α) je podíl světla odraženého povrchem a je důležité pro výměnu energie. Vypočítává se pomocí přístupu založeného na Silva et al.(2016) a Baastiansen et al (1998):

$$\alpha = (\alpha_toa - \alpha_atm) / \tau^2$$

kde:

α_toa je planetární albedo bez korekce,

α_atm je atmosférické albedo (obvykle mezi 0,025 a 0,04; často se používá 0,03),

τ je transmitance atmosféry.

Ukazatel α_toa se vypočítá pomocí odrazivosti (rx) z každého spektrálního pásma a vah (px) na základě příspěvku pásma k celkovém výpočtu:

$$\alpha_toa = p_2 \times r_2 + p_3 \times r_3 + p_4 \times r_4 + p_5 \times r_5 + p_6 \times r_6 + p_7 \times r_7$$

Odrazivost (rx) se vypočítá jako:

$$rx = (MR \times DN + AR) / \cos(Z \times d_r)$$

kde:

MR je multiplikativní faktor škálování odrazivosti,

AR je aditivní činitel škálování odrazivosti,

Z je zenitový úhel Slunce (z metadat),

d_r je korekce vzdálenosti Země-Slunce.

$d_r = (1 / DES)^2$, kde DES se získá z metadat.

τ představuje podíl záření propouštěného atmosférou a vypočítá se jako:

$$\tau = 0{,}75 + 2 \times 10^{-5} \times \text{nadmořská výška}$$

Popsaný metodický přístup je optimalizovány pro práci s daty z družic Landsat 8 a 9. To se týká zejména:

- spektrálních pásem a jejich vah, které odpovídají konkrétní konfiguraci snímače OLI *(Operational Land Imager)*, případně TIRS *(Thermal Infrared Sensor)*,
- metadatových proměnných, jako jsou SUN_AZIMUTH, SUN_ELEVATION, DES (vzdálenost Země–Slunce) a úhly slunečního záření,

- konverzních koeficientů (např. MR a AR pro škálování odrazivosti), které jsou specifické pro Landsat senzory.

Použití tohoto nástroje s daty z jiných družic (např. Sentinel-2) vyžaduje úpravy ve váhách spektrálních pásem, přepočtu albeda a dalších vstupních parametrech, nicméně obecný postup (obr. 6) zůstává stejný a platný.

S ohledem na výrazně lepší prostorové rozlišení dat z družice Landsat 8/9 než Sentinel2/3 v termálních pásmech, je nástroj v této verzi připraven na data Landsat. Tato data je možno bezplatně získat v aplikaci EarthExplorer (https://earthexplorer.usgs.gov/).

Data z družic Sentinel je možno bezplatně získat v aplikaci Copernicus browser (https://browser.dataspace.copernicus.eu/).

Dalšími potřebnými uživatelskými vstupy jsou klimatická data. Jedná se o základní veličiny (Tab. 1), která je možno získat přímým měřením pomocí standardní meteostanice či bezplatným stažením z úložiště ČHMÚ – Aktuální stav počasí - Stanice: https://intranet.chmi.cz/aktualni-situace/aktualni-stav-pocasi/ceska-republika/stanice/profesionalni-stanice/tabulky/tlak-vzduchu

Tab. 1. Vstupní meteorologické veličiny

Název veličiny	Jednotka
Teplota vzduchu / Air temperature	°C
Relativní vlhkost / Relative humidity	%
Rychlost větru / Wind speed	m/s
Atmosférický tlak / Atmospheric pressure	kPa

Data se vkládají přímým zapsáním do dialogového okna nástroje.

4.4. Identifikace a monetární hodnocení biokulturní funkce „Kulturní hodnota klíčových prvků městské zeleně“

4.4.1. Identifikace a hodnocení významných stromů jako klíčových prvků městské zeleně

Významné stromy jsou nepochybně klíčovými prvky městské zeleně, podporující identitu návštěvníků a obyvatel historického města s biokulturní diverzitou. Cílem tohoto hodnocení je

identifikace výskytu a zastoupení konkrétních významných stromů v zájmovém území, hodnocení jejich biologických a kulturně-historických funkcí a monetarizace kulturně-historické hodnoty významných stromů.

Metodický pracovní postup je založen na několika vzájemně navazujících pracovních balíčcích – i) terénní mapování výskytu a stavu významných stromů vč. sběru podpůrných tematických informací, ii) vyhodnocení jejich ukazatelů a následně výpočet kulturní hodnoty, iii) zpracování primárních dat v prostředí GIS a pro účely vytvoření pokročilé interaktivní mapy studovaného (zájmového) území městské zeleně.

Postup terénní identifikace významných stromů vychází z certifikované metodiky Ministerstva kultury *Identifikace a hodnocení významných stromů* (Machar a kol., 2022).

V souladu s metodikou jsou v terénu sbírány základní dendrologické parametry odpovídajícím instrumentálním vybavením, kontrolován zdravotní stav stromů a výskyt údajů identifikující historický význam. Souběžně byly v literárních a dalších archivních pramenech dohledávány doplňující kulturně-historické informace ke konkrétním stromům. V průběhu terénního mapování je vždy pořízena i fotodokumentace.

4.4.2. Monetarizace kulturně-historické hodnoty významných stromů

Stanovení (kvantifikace) výsledné monetární hodnoty pro jednotlivé významné stromy je prováděno pomocí specializovaného programu KULHOS, který je volně dostupný všem potenciálním uživatelům na http://vyznamnestromy.cz/kulhos/ (Pechanec & Machar, 2022).

Program KULHOS na hodnocený významný strom pohlíží jak z hlediska jeho biologických a ekologických charakteristik a kvalit, tak bere zřetel i na jeho přínos v oblasti kulturně-historických hodnot. Vlastní hodnocení významného stromu primárně vychází z jeho biologických hodnot, které jsou zásadním předpokladem pro jeho životaschopnost a působivost na stanovišti a poskytují požadovaný základ pro uplatnění historického poselství stromu a jeho výjimečnosti z hlediska naší národní kulturní identity.

Stanovení monetární hodnoty významného stromu respektuje platné právní normy v oblasti oceňování okrasných dřevin a dále rozvíjí kulturní aspekty a snaží se postihnout všechny jejich znaky. Proces stanovení kulturních hodnot zahrnuje například význam historického poselství dřevin, jedinečnost a pravost, působivost, vzácnost, uměleckou hodnotu, ale i ideovou vazbu a duchovní hodnotu. Není opomenuta ani vědecká hodnota či společenská uplatnitelnost daných dřevin. Při výpočtu se též přihlíží k ochraně daných dřevin z hlediska našeho kulturního bohatství, které je předmětem oblasti památkové péče, s částečným přesahem do oblasti ochrany přírody.

Jedinečnost tohoto monetárního hodnocení je daná tím, že zjišťuje cenu stromu, která je průnikem biologických, ekologických a kulturních hodnot. Zároveň uživatelům napomáhá rozeznávat a

identifikovat kulturně-historické hodnoty, a ty následně klasifikuje tak, aby byla eliminována míra subjektivity. Hodnocení se opírá i o zákonnou ochranu zeleně v systému památkové péče, a též o úzce propojené oblasti z oboru ochrany přírody.

Hodnocení a oceňování významných stromů má interdisciplinární charakter a zahrnuje analýzu rozsáhlé skupiny faktorů. Pro stanovení kulturní hodnoty stromů je nutné, aby měl hodnotitel znalosti, jak biologické a dendrologické, tak i historické, umělecké a krajinářské. Pro správné vyhodnocení je rozhodující i znalost historie místa, jeho vývojové etapy a lokální reálie. Bez komplexních vstupních údajů hrozí, že nebudou správně a přesně zohledněna a zapracována všechna dostupná fakta vztahující se k danému jedinci a jeho nejbližšího okolí.

4.4.3. Zpracování dat v prostředí GIS

Jednotlivé záznamy z programu KULHOS mohou být exportovány ve formátu csv a následně v prostředí ArcGIS Pro 3x z nich lze vygenerovat bodové prvky. Každému bodovému prvku (tj. jednotlivému zhodnocenému významnému stromu) jsou tedy připojeny všechny relevantní tematické atributy obsažené či vypočtené v programu KULHOS.

4.5. Identifikace a hodnocení biokulturní funkce „Sekvestrace uhlíku v městské zeleni“

4.5.1. Stručný úvod do problematiky sekvestrace uhlíku v městské zeleni

Proces sekvestrace uhlíku znamená, že ačkoli se většina uhlíku získaného procesem fotosyntézy nakonec stejně vrací do atmosféry autotrofním a heterotrofním dýcháním (Robinson, 2007; Raupach, 2011), přesto se určité množství uhlíku ukládá (sekvestruje) v rostlinných pletivech během růstu biomasy (Schindler et al., 2010) a v půdních komplexech (Robinson, 2007). Zásoba uhlíku je chápána jako váhové množství uhlíku vázaného v určitém zásobníku (např. v městské zeleni) v přesně stanoveném čase (Powlson et al., 2011). Odhad zásob uhlíku v nadzemní biomase vegetace a v půdě je také základem pro modelování produktivity a sekvestrace uhlíku (Main-Knorn et al., 2011; Bi, Turner, Lambert, 2004). Tyto odhady jsou určeny především pro regionální modely uhlíku (Kimball et al., 2000;), pro modely posuzující trajektorie trendů biomasy, jako je LandTredr (Zain-Knorn et al., 2013) a pro modely sekvestrace ve velkém měřítku, např. model InVest (Tallis et all, 2011), který je široce používán pro regionální nebo národní studie (Pechanec et al., 2018). Pro všeobecné použití jsou k dispozici nástroje kombinující biofyzikální kvantifikaci s ekonomickým oceňováním do map, které usnadňují prostorově explicitní hodnocení a modelování (Nelson et al., 2009; Tallis, Polasky, 2009; Bagstad et al., 2013; Leh et al., 2013).

Biokulturní funkce ekosystému se stávají ekosystémovými službami, když je lidé považují za užitečné z hlediska materiálních (zboží) a nemateriálních (služby) přínosů. Biokulturní funkce ekosystému jsou tedy vnímány jako předpoklad pro konečnou produkci ekosystémových služeb jakožto benefitů pro lidskou společnost (Costanza, Folke, 1997; Daily et al. 2000; Nedkov, Burkhard, 2012).

Biokulturní funkce „sekvestrace uhlíku“ je přímým pozitivním společenským benefitem. Hodnocení zásob uhlíku je také nezbytné pro vytváření map uloženého uhlíku a sekvestrace uhlíku, které mohou do budoucna být užitečnými nástroji poskytujícími podporu pro udržitelný (adaptivní) management dřevinné vegetace, jako jsou např. rozlehlé městské a zámecké parky (Asner et al., 2016). Toto téma je však dosud v mezinárodní literatuře silně opomíjené a v národních podmínkách ČR je předkládaná metodika prvním odborným návodem, jak identifikovat a hodnotit právě tuto biokulturní funkci sekvestrace uhlíku pro městskou zeleň typu historické parky a zahrady.

4.5.2. Metodologie hodnocení sekvestrace uhlíku v městské zeleni

Metody pro stanovení zásob uhlíku lze obecně rozdělit do dvou základních skupin: kontaktní a bezkontaktní metody. Metody založené na kontaktních měřeních poskytují nejpřesnější výsledky, ale jsou velmi nákladné a časově náročné (Brown, 2002; Coomes et al., 2002; Machar et al, 2016). Bezkontaktní metody, založené na získávání obrazových dat dálkovým průzkumem Země (RS) (multispektrální nebo radarové), vykazují značný potenciál pro stanovení obsahu uhlíku v vegetační biomase. V nepřístupných oblastech jsou jedinou dostupnou metodou pro stanovení obsahu uhlíku v vegetačním krytu (Goodenough et al., 2005; Mandal, Van Laake, 2005; Vicharnakorn, 2014). Základními metodami kontaktního přístupu jsou např. lesní inventarizace, produkční tabulky a metody vířivé kovariance. Lesní inventarizace neboli národní lesní inventarizace (NFI) je běžný přístup k hodnocení biomasy a zásob uhlíku na základě parametrů implementovaných během pozemního průzkumu (Jenkins et al., 2004; Somogyi et al., 2007; Zhang et al., 2012). Ponce-Hernandez (2004) podrobně popsal princip stromové alometrie v souvislosti s měřením uhlíku v biomase. Alometrie, konkrétně faktor expanze biomasy (BEF) a rovnice pro biomasu, je často jednou z hlavních výzev při používání NFI (Somogyi et al. 2007; Lehtonen et al. 2007). To je částečně způsobeno tím, že faktory expanze a rovnice jsou založeny na lokálních studiích (Somogyi et al. 2007), které mohou být také ovlivněny růstem biomasy ve smrkových lesích, který se v poslední době výrazně zrychluje (Cienciala et al. 2018). Cienciala a kol. (2006) použili databázi lesních hospodářských plánů k odhadu změn zásob uhlíku pomocí druhově specifických a věkově závislých faktorů konverze a expanze biomasy. Autoři porovnali výsledky s odhady založenými na NFI a zjistili, že NFI poskytuje mírné podhodnocení, a zdůraznili důležitost přesnosti vstupních dat

a použitých faktorů přepočtu. Main-Knorn a kol. (2011) porovnali zásoby uhlíku vyhodnocené pomocí lesních inventářů s odhady odvozenými z analýzy satelitních dat.
Metoda produkčních tabulek (metoda vyhledávacích tabulek) je založena na propojení mezi jednotlivými kategoriemi a připravenými hodnotami zásob uhlíku nebo produkce. Tato metoda byla odvozena z předchozích kontaktních měření a znalostí literatury a je implementována v několika modelech, např. InVEST a NLLUF-KP10 (Kareiva et al., 2011; Cruickshank, Tomlinson, Trew, 2000; Sanga-Ngoie, Iizuka, Kobayashi, 2012). Další metodou je metoda vířivé kovariance, která je založena na přímém měření toku CO2, které je velmi přesné, ale měří přímý tok CO2 pouze na malých plochách (Hunt et al., 2002; Zhang et al., 2012).
Obecně platí, že vstupní data pro hodnocení sekvestrace uhlíku jsou obvykle heterogenní jak z hlediska datového formátu, tak i z hlediska prostorového rozložení. Proto se dnes pro jejich zpracování často používají zdroje geografických informačních systémů (GIS) ve formě map zásob uhlíku (Pechanec et al. 2018; Sahle, 2018, Mumcu Kucuker, 2020). Nejvhodnější metoda se volí na základě použitého měřítka a zájmové oblasti. Krajinné matice jsou jednou z dominantních metod používaných pro stanovení zásob na úrovni krajiny (stanoviště), a to na základě expertního ocenění. Volba formy a detailu matice je však důležitým aspektem, který ovlivňuje konečnou zásobu uhlíku (Zhao, Liu, Sohl,2010).
V rámci této metodiky doporučujeme základní metodologický přístup k hodnocení zásob uhlíku založit na metodě vyhledávací tabulky (LUT), kde se expertně určené hodnoty připojují k mapované krajinné matrici za účelem kvantifikace zásob uhlíku. Děle doporučujeme zpracování vstupních dat provádět v softwaru ArcGIS Pro 2.6.2 (Esri Inc. Redlans, USA) v národním souřadnicovém systému (epsg: 5514).
Vzhledem k tomu, že třídy krajinného pokryvu Corine jsou relativně široce definované, mapované v hrubé zrnitosti a většina tříd obvykle zahrnuje řadu různých stanovišť (Bossard et al., 2000), budeme potřebovat pro hodnocení sekvestrace uhlíku podrobněji znát charakteristiky jednotlivých tříd CLC. K tomu lze v České republice výhodně využít datovou vrstvu mapování stanovišť (NCA CR 2015) a data krajinného pokryvu CzechTerra ze systému inventarizace krajiny. Autoři studie Šímová et al. (2009) již provedli prostorovou analýzu datových sad pro každou třídu vrstvy CLC v ArcGIS. V případě chybějících konkrétních dat lze alternativně využít dodatečnou klasifikaci náhodně vybraných čtverců 10 × 10 m přes letecké snímky, přičemž je ovšem nutno uplatnit stejnou klasifikaci jako v citované práci Šímová et al. (2009). Následně je možno všechny třídy využití krajiny systému inventarizace krajiny CzechTerra, stejně jako datové vrstvy mapování stanovišť, vyjádřit jako 27 přírodních stanovišť podle Chytrého et al. (2010) a 38 nepřirozených stanovišť podle Sejáka et al. (2003). Získáme tak podrobné složení každé jednotlivé třídy CLC, vyjádřené jako podíl konkrétních stanovišť (Seják et al., 2003). Podobný problém je třeba vyřešit, když při

hodnocení vycházíme z poměrně široce definované třídy nepřirozených stanovišť v podrobné kombinované vrstvě v konsolidované datové vrstvě ekosystémů České republiky (Frélichová et al., 2014). Podíly jednotlivých stanovišť podle Sejáka a kol. (2018) je možné tentokrát získat pomocí sady náhodně rozmístěných bodů rozmístěných po celé České republice pro libovolnou jednotlivou třídu a klasifikovaných podle leteckých snímků.

Podle Sejáka a kol. (2018) lze vyhodnotit zásoby uhlíku pro všechny katalogizované skupiny biotopů v ČR (od přirozených po nepřirozená stanoviště) s využitím dostupných literárních zdrojů o experimentálních měřeních sekvestrace uhlíku (Stará et al., 2011). Z výsledků prvního a druhého cyklu projektu inventarizace krajiny v České republice (Cienciala et al., 2015) lze snadno odvodit roční nárůst biomasy stromů spolu s ročním objemem vytěženého dřeva v období 2010–2019 (MZe ČR, 2020), který může být použit k odhadu skutečné celkové nadzemní biomasy dřevinné vegetace. Čisté ukládání uhlíku se vypočítá vynásobením hodnot suché hmotnosti biomasy koeficientem 0,46 nebo 0,5 pro biomasu stromů (IPCC, 2006).

Pro každý segment krajinné matrice v lokalitě (např. městský park) je stanoven dominantní typ stanoviště/kategorie krajinného pokryvu a k němu připojena odpovídající hodnota zásoby uhlíku z expertní tabulky. Tato hodnota je potom vynásobena skutečnou plochou segmentu, čímž je získána zásoba uhlíku v daném konkrétním segmentu dřevinné (parkové) vegetace. Nakonec jsou vypočítané zásoby uhlíku jednotlivých segmentů sečteny pro celou studovanou oblast (např. pro celý městský park).

4.6. Identifikace a hodnocení biokulturní funkce „Krajina ptačího zpěvu v městských historických parcích“

4.6.1. Vysvětlení biokulturního fenoménu krajiny ptačího zpěvu v městském prostředí

Jak jsme již uvedli v cílech předkládané metodiky, je naší snahou vytvořit aplikovaný metodologický nástroj k posílení identity lidí s relaxačně-zdravotními benefity městské zeleně v historickém centru města. V nedávné „době covidové“ enormně vzrostl význam nedávno rozpoznaného fenoménu *bird soundscapes* (tzv. krajiny ptačího zpěvu v urbánním prostřední). Tento pojem zahrnuje akustický i estetický prožitek návštěvníků historických městských parků, kde ptačí zpěv umocňuje relaxační atmosféru zelené infrastruktury historického města (Sun et al. 2019). Fenomén „bird soundscapes“ je nově identifikován jako jeden z pilířů identity městských obyvatel se „zeleným zázemím“ historických městských center (Davies et al. 2013).

Ptačí zpěv představuje specifický prvek biokulturní diverzity, který zásadně obohacuje vnímání městské krajiny. V prostředí historického města má tento fenomén několik významových rovin – od

environmentální přes kulturní a rekreační až po estetickou. Akustická vrstva krajiny vytváří nezaměnitelný charakter veřejných prostor, posiluje jejich kulturní hodnotu a spoluutváří kontinuitu mezi přírodními a urbanizovanými složkami města.

Analytická část pracovního postupu při identifikaci a hodnocení biokulturního fenoménu krajiny ptačího zpěvu je založena na aplikaci ornitologické metody mapování hnízdního výskytu druhů ptáků a jejich hnízdních okrsků, doplněné o šetření pocitové percepce tohoto fenoménu návštěvníky zelené infrastruktury. Kombinace těchto dvou metodických přístupů (tedy přírodovědeckého a společenskovědního) umožňuje identifikovat, jak je ptačí zpěv vnímán lidmi v kontextu prožitku historických památek a městského „zeleného" prostředí. Výsledky identifikace a hodnocení tohoto biokulturního fenoménu proto poskytují znalostní základnu pro tvorbu doporučení v oblasti managementu zelené urbánní infrastruktury. Cílem výstupu z hodnocení je posílení kulturní a relaxační funkce fenoménu ptačího zpěvu ve prospěch rezidentů i návštěvníků konkrétního historického města.

Materiálním výsledkem identifikace a hodnocení biokulturního fenoménu krajiny ptačího zpěvu je přehledná vizualizace časoprostorové variability tohoto fenoménu, která umožňuje identifikovat klíčové oblasti pro udržitelné plánování a podporu biokulturní diverzity v městském prostředí. Zobecněné výsledky jsou určeny k efektivní prezentaci cílovým skupinám uživatelů: ornitologům, ekologům, odborné i laické veřejnosti se zájmem o krajinu města.

4.6.2. Metodologie identifikace a hodnocení biokulturního fenoménu krajiny ptačího zpěvu v městském prostředí

Mapová vizualizace výsledků provedené identifikace a hodnocení zkoumaného biokulturního fenoménu obsahuje nově vytvořené datové vrstvy, které vznikly na základě odborného zpracování rozsáhlého souboru prostorových údajů. Metodicky je tvorba mapové vizualizace založena na dvou komplementárních přístupech. První využívá odborné ornitologicko-geoinformatické postupy pro mapování a hodnocení hnízdních okrsků ptáků, druhý je zaměřen na percepci návštěvníků města, kteří krajinu ptačího zpěvu vnímají v souvislosti s historickými památkami a komplexními charakteristikami zelené urbánní infrastruktury.

Hlavní metodou terénní přírodovědné části identifikace a hodnocení krajiny ptačího zpěvu je standardizované bodové sčítání ptáků (*point census*) na fixních bodových stanovištích v době hnízdění ptáků (jarní měsíce). Sčítání probíhá ve více skupinách se střídáním skupin na stanovištích (rotační design). Záznamy ze stanovišť jsou následně křížově porovnány mezi skupinami. Při nevhodných podmínkách (např. dočasně špatná akustika při trvalém silném dešti) musí být monitoring daného stanoviště odložen a proveden později. Doba sčítání na jednom stanovišti je 10

minut (minimálně 5 minut v odůvodněných případech). Prostorový dosah identifikace ptáků se vztahuje k ptačím jedincům detekovaným v rámci dohlednosti a slyšitelnosti ze stanoviště. U každého záznamu je evidována detekční modalita (vizuálně/hlas). Z hlediska umístění stanovišť má být vztažný bod vždy na stabilním prvku vhodném pro návštěvníky (typicky lavička či jiný parkový mobiliář), na místě s dobrým rozhledem a akustikou.
K terénnímu sčítání ptáků lze využít tyto pomocné nástroje:
MerginMaps (mobilní GIS): záznam přesné polohy stanovišť a jednotlivých pozorování s časem a atributy.
Merlin Bird ID: primární identifikace druhů ptáků podle vzhledu a zvukového projevu.
Validační proces: určení druhů může být následně ověřeno ornitologem.
Z hlediska podmínek prostředí je výhodné sledovat následující atributy: Počasí: polojasno až jasno, vítr do 3. stupně Beaufortovy škály, beze srážek; podmínky umožňovaly dobrou slyšitelnost. Rušivé vlivy: v době měření nevýznamné; termíny byly zvoleny tak, aby byl provoz v parcích nízký. Kvantitativní metriky rušení (osoby/min, dB) nebyly použity.

Na základě provedených (výše popsaných) terénních přírodovědných šetření jsou stanoveny následující metriky:
singing_richness:
počet jedinečných zpívajících druhů na lokalitě v daném roce

index_expected_richness_median
medián ze tří hodnot singing_richness

index_expected_richness_mean
průměr ze tří hodnot singing_richness (doplňkový údaj vedle mediánu)

index_stability_core_count
počet druhů, které jsou na lokalitě ve sledovaném období (např. průnik dat z roků 2023 ∩ 2024 ∩ 2025)

index_nesting_2of3_count
počet druhů, které jsou na lokalitě alespoň ve 2 ze 3 roků ve sledovaném období

singing_species_union_count
počet druhů, které se na lokalitě objevily jen v některém z let (např. matematické sjednocení dat z let 2023 ∪ 2024 ∪ 2025)

singing_species_core_list
výčet druhů tvořících průnik druhů

species_2of3_list
výčet druhů splňujících ≥2 ze 3 období

singing_species_union_list
kompletní seznam druhů, které se na lokalitě objevily alespoň jednou ve sledovaném období

Každá metrika má svá specifika, stejně tak použité metody zpracování. Z hlediska statistického vyhodnocení má například medián větší význam než aritmetický průměr, protože poskytuje robustní odhad toho, kolik druhů obvykle může návštěvník daného stanoviště „potkat“, přičemž je to metrika méně citlivá na jeden slabý/špičkový termín sběru dat.
U sledovaných hnízdišť je sledována charakteristika jednotlivých vyskytujících se druhů ptáků a následně byla na základě nejčastěji se vyskytujících druhů na dílčím stanovišti stanovena nejpravděpodobnější charakteristika hnízdění. Na základě výše uvedeného rozdělení byly vypočítány indexy reprezentující dominanci určitých typů hnízdění u nejčastěji se vyskytujících druhů ptáků na stanovišti. Následně byly procesem geoinformatické datové syntézy získány celkem čtyři typy, které představují největší zastoupení typu hnízdění pro dané stanoviště.
Uvedené indexy by měly být vypočítány na základě odborných konzultací napříč řešitelským multioborovým týmem, a to s důrazem na správnost odborného vyhodnocení získaných dat a s důrazem na následnou interpretaci odborné i zájmové laické veřejnosti, včetně poskytnutí znalostní báze pro další postupy plánování zelené urbánní infrastruktury v návaznosti na kulturní a historické vlastnosti sousedící městské památkové rezervace. Vypočítané metriky jsou potom použity pro výslednou vizualizaci dostupnou veřejnosti.

Hlavní metodou terénní společenskovědní části identifikace a hodnocení krajiny ptačího zpěvu je identifikace percepce návštěvníků městské zeleně. Zatímco ornitologické mapování poskytuje exaktní data o výskytu ptáků, percepční šetření umožňuje porozumět, jak je fenomén ptačího zpěvu skutečně vnímán a prožíván lidmi jako benefit městské zeleně. Tento přístup odhaluje kulturní, estetické a rekreační hodnoty prostředí, které mají zásadní význam pro kvalitu života obyvatel i

návštěvníků. Integrace percepčních dat poskytuje cenný podklad pro udržitelné plánování a management zelené infrastruktury s důrazem na podporu biokulturní diverzity a současně posílení identity historického města.
Zjišťovány mohou být dvě metriky, a to percepční hlasitost a charakteristika percepce ptačího zpěvu v kontextu kulturně-historické charakteristiky konkrétního města. Obě metriky musí být pro výslednou prezentaci kategorizovány do stejných hodnot, které vstupovaly do hodnocení jednotlivci.



Obr. 7. Návrh možného řešení legendy k vizualizaci percepce biokulturního fenoménu Krajina ptačího zpěvu v městských parcích historického města

Na základě vyhodnocení přírodovědných a společenskovědních vstupních dat je navržena podoba výsledné vizualizace identifikovaného fenoménu krajiny ptačího zpěvu v konkrétním území. Mapová vizualizace může být prezentována ve formě interaktivní webové stránky, která umožňuje jak přehledové užití (čtení, analýza a interpretace informací pro celé mapované území), tak i detailní studium jednotlivých sledovaných stanovišť prostřednictvím zobrazení tabelárních údajů ve vyskakovacím okně.
Měřítko mapové vizualizace by mělo být variabilní, mapa by totiž měla umožnit zoomování (přibližování a oddalování) dle potřeb a zájmu uživatele. Kartografické zobrazení map by mělo být nejběžněji používané zobrazení UTM v souřadnicovém systému WGS84. Kompozice samotných mapových oken má být pro uživatele co nejjednodušší s cílem maximalizace přehlednosti.
V okrajové části mapového pole by měly být umístěny ikony přiblížení a oddálení a ikona „domů“ (do výchozí pozice). Mapová okna mají obsahovat také tlačítko s informační ikonou a názvem „Práce s mapou“. Zde budou uvedeny podrobné pokyny pro práci s mapou i vysvětlení funkcí mapového okna. Zkušený uživatel tyto pokyny nepotřebuje, pro začátečníka jsou ale vhodné. Proto jsou umístěny pod nadstavbové tlačítko, aby zkušené uživatele vysvětlující text neobtěžoval, ale aby se současně uživatel k těmto informacím kdykoliv dostal. Znakový klíč vizualizace by měl být vybrán s ohledem na podstatu prezentovaného biokulturního jevu s důrazem na uživatelskou vstřícnost.

5. Seznam použitých zdrojů

Agnoletti M., Emanueli F. (2016). *Biocultural diversity in Europe.* Cham: Springer International Publishing.

Agnoletti M., Rotherham I. D. (2015). Landscape and biocultural diversity. Biodiversity and Conservation, 24, 3155–3165.

Annerstedt M. et al. (2012). Green qualities in the neighbourhood and mental health – results from a longitudinal cohort study in Southern Sweden. BMC Public Health, 12, 337-343.

Asner, G.P., Sousan, S., Knapp, D.E., Selmants, P.C., Martin, R.E., Hughes, R.F., Giardina, C.P., 2016. Rapid forest carbon assessments of oceanic islands: A case study of the Hawaiian archipelago. Carbon Balance Manag. 11. https://doi.org/10.1186/s13021-015-0043-4

Avdan, U., Jovanovska G. (2016): Algorithm for Automated Mapping of Land Surface Temperature Using LANDSAT 8 Satellite Data. *Journal of Sensors*, vol. 2016, 2016. https://doi.org/10.1155/2016/1480307

Bárta J., Dejmalová K., Kotalík J.T. (2001). Tvář naší země – Krajina domova. Kniha vydaná u příležitosti stejnojmenné conference na Pražském hradě 21.-23.2.2001. studio JB, Lomnice nad Popelkou, 229 s.

Bastiaanssen, W. G., Menenti, M., Feddes, R. & Holtslag, A. A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL). 1. Formulation. Journal of hydrology 212, 198–212 (1998).

Bele A., Chakradeo U. (2021). Public perception of biodiversity: A literature review of its role in urban green spaces. Journal of Landscape Ecology, 14(2), 1-28.

Bezděčka P., Kovařík P., Machar I., Poprach K. (2019). Utajení obyvatelé sakrálních památek v historickém území Arcidiecéze olomoucké. Univerzita Palackého v Olomouci, 58 s.

Bhakti T. et al. (2021). Preservation of historical heritage increases bird diversity in urban centers. Environment, Development and Sustainability, 23, 8758-8773.

Borusík P., Martinek J., Šimek P. (2020). Metodika hodnocení porostů dřevin pro potřeby památkové péče. Certifikovaná metodika. ISBN 978-80-7509-726-2.

Bridgewater P., Rotherham I. D. (2019). A critical perspective on the concept of biocultural diversity and its emerging role in nature and heritage conservation. People and Nature, 1.3, 291-304.

Březina S., Pecháčková S., Skálová H., Krahulec F. (2023). Louky. Dobrodružství poznávání. Academia Praha, 221 s.

Buizer M., Elands B., Vierikko K. (2016). Governing cities reflexively – the biocultural diversity concept as an alternative to ecosystem services. Environmental science Policy, 62, 7-13.

Bi, H., Turner, J., Lambert, M.J., 2004. Additive biomass equations for native eucalypt forest tress of temperate Australia. Trees-Struct. Funct. 18, 467–479.

Bottalico, F., Pesola, L., Vizzarri, M., Antonello, L., Barbati, A., Chirici, G., Corona, P., Cullotta, S., Garfì, V., Giannico, V., Lafortezza, R., Lombardi, F., Marchetti, M., Nocentini, S., Riccio-li, F., Travaglini, D., Sallustio, L., 2016. Modeling the influence of alternative forest man-agement scenarios on wood production and carbon storage: A case study in the Mediterrane-an region. Environ. Res. 144, 72–87. https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.10.025

Bellwood, D.R., Streit, R.P., Brandl, S.J., Tebbett, S.B., 2019. The meaning of the term 'function' in ecology: A coral reef perspective. Funct. Ecol. https://doi.org/10.1111/1365-2435.13265.

Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. Landsc. Online 34, 1–32. https://doi.org/10.3097/LO.201434

Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., Winthrop, R., 2013. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. Ecosyst. Serv. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004

Brown, S., 2002. Measuring carbon in forests: Current status and future challenges, in: Environmental Pollution. pp. 363–372. https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00212-3

Bossard, M., Feranec, J., Otahel, J., Steenmans, C., 2000. CORINE land cover technical guide-Addendum 2000.
Carrus G. et al. (2015). Go greener, feel better? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. Landscape Urban Planning, 134, 221-228.
Cílek V. (2021). Příroda a kulturní diverzita krajiny Českého krasu. Vesmír, 12, 723.
Davies W.J. et al. (2013). Perception of soundscapes: an interdisciplinary approach. Applied Acoustic, 74, 224-231.
Čížek L., Šebek P., Bače R., Beneš J., Doležal J., Dvorský M., Miklín J., Svoboda M. 2016. Metodika péče o druhově bohaté (světlé) lesy. Certifikovaná metodika. České Budějovice. Biologické centrum AV ČR, Entomologický ústav: 126 s.
Coomes, D.A., Allen, R.B., Scott, N.A., Goulding, C., Beets, P., 2002. Designing systems to monitor carbon stocks in forests and shrublands. For. Ecol. Manage. 164, 89–108. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00592-8
Cienciala, E., Henžlík, V., Zatloukal, V., 2006. ASSESSMENT OF CARBON STOCK CHANGE IN FORESTS-ADOPTING IPCC LULUCF GOOD PRACTICE GUIDANCE IN THE CZECH REPUBLIC: Assessment of carbon stock change in forests-adopting IPCC LULUCF Good Practice Guidance in the Czech. Republic. Lesn. Čas.-Forestry J. 52, 17–28.
Cienciala, E., Černý, M., Russ, R., Zatloukal, V., Holá, Š., Palán, Š., 2015. Inventarizace krajiny CzechTerra Výsledky zpracovali Landscape inventory CzechTerra Technická spolupráce.
Cienciala, E., Altman, J., Doležal, J., Kopáček, J., Štěpánek, P., Ståhl, G., Tumajer, J., 2018. Increased spruce tree growth in Central Europe since 1960s. Sci. Total Environ. 619–620, 1637–1647. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.138
Cruickshank, M.M., Tomlinson, R.W., Trew, S., 2000. Application of CORINE land-cover mapping to estimate carbon stored in the vegetation of Ireland. J. Environ. Manage. 58, 269–287. https://doi.org/10.1006/jema.2000.0330
Černý, M., Cienciala, E., Zatloukal, V., 2015. Inventarizace krajiny CzechTerra. Co Ukazuje opakované šetření z let 2008/2009 a 2014/2015
Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V. & Lustyk P. (eds) (2010): Katalog biotopů České republiky. Ed. 2. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
Canadell, J.G., Raupach, M.R., 2008. Managing forests for climate change mitigation. Science. 320, 1456–1457. https://doi.org/10.1126/science.1155458
Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., Defries, R.S., Diaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W. V., Sarukhan, J., Scholes, R.J., Whyte, A., 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Mil-lennium Ecosystem Assessment. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. https://doi.org/10.1073/pnas.0808772106
Costanza, R., Folke, C., 1997. Valuing ecosystem services with efficiency, fairness, and sustainabality as goals. Nature's Serv. 49–68.
Daily, G.C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P.R., Folke, C., Jansson, A.M., Jansson, B.O., Kautsky, N., Levin, S., Lubchenco, J., Mäler, K.G., Simpson, D., Starrett, D., Tilman, D., Walker, B., 2000. Value of nature and the nature of value. Science. 289, 395–396. https://doi.org/10.1126/science.289.5478.395
Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R., 2009. Ecosystem services in decision making: Time to deliver. Front. Ecol. Environ. https://doi.org/10.1890/080025
De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecol. Econ. 41, 393–408. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7
Elands B.H.M., Wiersum K.F., Builjs A.E., Vierikko K. (2015). Policy interpretations and manifestation of biocultural diversity in urbanised Europe: conservation of lived biodiversity. Biodiversity Conservation, 24, 3347-3366.

Elands B.H.M. et al. (2019). Biocultural diversity: A novel concept to assess human-nature interrelations, nature conservation and stewardship in cities. Urban Forestry & Urban Greening, 40, 29-34.
Frélichová, J., Vačkář, D., Pártl, A., Loučková, B., Harmáčková, Z. V., Lorencová, E., 2014. Integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic. Ecosyst. Serv. 8, 110–117. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.03.001
Goodenough, D.G., Chen, H., Dyk, A., Han, T., Li, J., 2005. Multisensor data fusion for above-ground carbon estimation.
Hunt, E.R., Fahnestock, J.T., Kelly, R.D., Welker, J.M., Reiners, W.A., Smith, W.K., 2002. Carbon Sequestration from Remotely-Sensed NDVI and Net Ecosystem Exchange, in: From Labora-tory Spectroscopy to Remotely Sensed Spectra of Terrestrial Ecosystems. Springer Nether-lands, pp. 161–174. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1620-8-8.
Hanski I. et al. (2012). Environmental biodiversity, human microbiota, and allergy are interrelated. PNAS, 109, 8334-83339.
Hegetschweiler K.T. et al. (2017). Linking demand and supply factors in identifying cultural ecosystem services of urban green infrastructures: A review of European studies. Urban Forestry & Urban Greening, 21, 48-59.
Hay-Edie T., Howard P., Martin G., McCandless S. (2011). The roles of local, national and international designations in conserving biocultural diversity on a landscape scale. International Journal of Heritage Studies, 17, 527-536.
Horváthová E., Badura T., Duchková H. (2021). The value of the shading function of urban trees: A replacement cost approach. Urban Forestry & Urban Greening, 62, 127166.
Chang R.C., Li M.H. (2014). Effects of urban parks on the local urban thermal environment. Urban Forestry & Urban Greening, 13, 672-681.
Chan Y. S. (2013). Mitigating surface urban heat island by a tree protection policy: A case study of The Woodland, Texas, USA. Urban Forestry & Urban Greening, 12, 474-480-.
Chen B. et al. (2009). Assessment of aesthetic quality and multiple functions of urban green space from users´ perspective: The case of Hangzhow Flower Garden, China. Landscape and Urban Planning, 93, 76-82.
Chen Y. et al. (2021). Optimization of Ecosystem Services of Shanghai Urban-Suburban Street Trees Based on Low-Carbon Targets. Sustainability, 13, 3390.
IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories – A primer, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Miwa K., Srivastava N. and Tanabe K. Iges 20.
Jax, K., 2005. Function and "functioning" in ecology: What does it mean? Oikos. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2005.13851.x
Jenkins, J.C., Chojnacky, D.C., Heath, L.S., Birdsey, R.A., 2004. Comprehensive database of diameter-based biomass regressions for North American tree species, Gen. Tech. Rep. NE-319. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 45 p. [1 CD-ROM]. https://doi.org/10.2737/NE-GTR-319
Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators: A theoretical matrix exercise. Ecol. Indic. 28, 54–78. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.006
Kareiva, P., Polasky, S., Tallis, H., Ricketts, T.H., Daily, G.C., 2011. Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services.
Kabisch N., Qureshi S., Haase D. (2015). Human-environment interactions in urban green spaces – a systematic review of contemporary issues and prospects for future research. Environmental Impact Assessment Review, 50, 25-34.
Kadavý J. et al. (2011). Nízký a střední les jako plnohodnotná alternative hospodaření malých a středních vlastníků lesa. Lesnická práce a Mendelova univerzita v Brně, 294 s.
Kareiva P., Watts S., McDonalds R., Boucher T. (2007). Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. Science, 316, 1866-1869.

Kowarik I. (2018). Urban wilderness: supply, demand, and access. Urban Forestry and Urban Greening, 29, 336-347.
Kšír J. (1973). Olomoucké sady a parky. Vlastivědný ústav v Olomouci,
Kučera T. (2020). Ochrana biokulturní rozmanitosti – nový concept v ochraně přírody a krajiny? Živa, 5/2020, 275-276.
Kučera T., Kloubcová P., Veselý P. (2015). Diverse vegetation in a spa town supports human social benefits of urban birds. Biodiversity and Conservation, 24.13, 3329-3346.
Kimball, J.S., Keyser, A.R., Running, S.W., Saatchi, S.S., 2000. Regional assessment of boreal forest productivity using an ecological process model and remote sensing parameter maps. Tree Physiol. 20, 761–775. https://doi.org/10.1093/treephys/20.11.761
Kunapo, J., Fletcher, T. D., Ladson, A. R., Cunningham, L. & Burns, M. J. A spatially explicit framework for climate adaptation. Urban Water Journal 15, 159–166. https://doi.org/10.1080/1573062X.2018.1424216 (2018)
Langemeyer J. et al. (2015). Contrasting values of cultural ecosystem services in urban areas: The case of park Montjuic in Barcelona. Ecosystem Services, 12, 178-186.
Liu J., Kang J., Luo T., Behm H. (2013). Landscape effects on soundscape experience in city parks. Science of the Total Environment, 454, 474-481.
Loh J., Harmon D. (2006). A global index of biocultural diversity. Ecological Indicators, 5, 231-241.
Ložek V. (2011). Po stopách pravěkých dějů. O silách, které vytvářely naši krajinu. Dokořán, Praha.
Leh, M.D.K., Matlock, M.D., Cummings, E.C., Nalley, L.L., 2013. Quantifying and mapping multiple ecosystem services change in West Africa. Agric. Ecosyst. Environ. 165, 6–18. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.12.001
Lehtonen, A., Cienciala, E., Tatarinov, F., Mäkipää, R., 2007. Uncertainty estimation of biomass expansion factors for Norway spruce in the Czech Republic. Ann. For. Sci. 64, 133–140. https://doi.org/10.1051/forest:2006097
Lyons, K.G., Brigham, C.A., Traut, B.H., Schwartz, M.W., 2005. Rare species and ecosystem functioning. Conserv. Biol. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00106.x
Main-Knorn, M., Cohen, W.B., Kennedy, R.E., Grodzki, W., Pflugmacher, D., Griffiths, P., Hostert, P., 2013. Monitoring coniferous forest biomass change using a Landsat trajectory-based approach. Remote Sens. Environ. 139, 277–290. https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.010
Meyer, S.T., Koch, C., Weisser, W.W., 2015. Towards a standardized Rapid Ecosystem Function Assessment (REFA). Trends Ecol. Evol. https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.04.006
Machar, I., Simon, J., Rejsek, K., Pechanec, V., Brus, J., Kilianova, H., 2016. Assessment of Forest Management in Protected Areas Based on Multidisciplinary Research. Forests 7, 285. https://doi.org/10.3390/f7110285
Machar I., Hager H., Pechanec V., Kulhavy J., Mindas J. (2019). Floodplain Forests – Key Forest Ecosystems for Maintaining and Sustainable Management of water resources in Alluvial Landscape. In Zelenakova M., Fialová J., Negm A.M. (eds) Assessment and Protection of Water Resources in the Czech Republic; Springer, pp. 225-248.
Machar I, Rudl A. (2021). Významné stromy v České republice. Monografie, Univerzita Palackého v Olomouci.
Machar J.S. (1919). Antika a křesťanství. Nakladatelství J. Dubský, Praha.
Maffi L. (2005). Linguistic, cultural, and biological diversity. Annales Rev. Anthropol. 34, 599-617.
Methorst J., Rehdanz K., Mueller T., Hansjürgens B., Bonn A., Bohning-Gaese K. (2021). The importance of species diversity for human well-being in Europe. Ecological Economics, 181, 106917.
Maes, J., Liquete, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.E., Meiner, A., Gelabert, E.R., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Piroddi, C., Egoh, B., Degeorges, P., Fiorina, C., Santos-Martín, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H.M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San-Miguel-Ayanz, J., Pérez-Soba, M., Grêt-Regamey, A., Lillebø, A.I., Malak, D.A., Condé, S., Moen, J., Czúcz, B., Drakou, E.G., Zulian, G., Lavalle, C., 2016. An indicator framework for

assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Ecosyst. Serv. 17, 14–23. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023.
Mandal, R.A., Van Laake, P., 2005. Carbon sequestration in community forests: an eligible issue for CDM (A case study of Nainital, India). Banko Janakari 15, 53–61. https://doi.org/10.3126/banko.v15i2.353.
Mumcu Kucuker, D., 2020. Spatiotemporal changes of carbon storage in forest carbon pools of Western Turkey: 1972–2016. Environ. Monit. Assess. 192, 1–18. https://doi.org/10.1007/s10661-020-08431-x.
Nastran M., Regina H. (2016). Advancing urban ecosystem governance in Ljubljana. Environmental Science and Policy, 62, 123-126.
Nastran M., Kobal M., Eler K. (2019): Urban heat islands in relation to green land use in European cities. Urban Forestry & Urban Greening, 37, 33-41.
O´Brien L. et al. (2021). Cultural ecosystem benefits of urban and peri-urban green infrastructure across different European countries. Urban Forestry & Urban Greening, 24, 236-248.
Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D.R., Chan, K.M.A., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., Shaw, M.R., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. Front. Ecol. Environ. 7, 4–11. https://doi.org/10.1890/080023
Nedkov, S., Burkhard, B., 2012. Flood regulating ecosystem services - Mapping supply and de-mand, in the Etropole municipality, Bulgaria. Ecol. Indic. 21, 67–79. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.022
Norgaard, R.B., 2010. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. Ecol. Econ. 69, 1219–1227. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.009
Pacáková-Hošťálková B., Petrů J., Riedl D., Svoboda A.M. (2004). Zahrady a parky v Čechách, na Moravě a ve Slezsku. Libri, Praha. ISBN 80-7277-279-1.
Pallivoda J., Kowarik I., von der Lippe M. (2017). Human-biodiversity interactions in urban parks: the species level matters. Landscape and Urban Planning, 157, 397-406.
Pagiola, S., 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. Ecol. Econ. 65, 712–724. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.033
Potschin, M.B., Haines-Young, R.H., 2011. Ecosystem services. Prog. Phys. Geogr. Earth Environ. 35, 575–594. https://doi.org/10.1177/0309133311423172
Powell, S.L., Cohen, W.B., Healey, S.P., Kennedy, R.E., Moisen, G.G., Pierce, K.B., Ohmann, J.L., 2010. Quantification of live aboveground forest biomass dynamics with Landsat time-series and field inventory data: A comparison of empirical modeling approaches. Remote Sens. En-viron. 114, 1053–1068. https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.12.018
Pechanec, V., Purkyt, J., Benc, A., Nwaogu, C., Štěrbová, L., Cudlín, P., 2018. Modelling of the carbon sequestration and its prediction under climate change. Ecol. Inform. 47, 50–54. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2017.08.006
Pechanec, V., Kilianová, H., Tangwa, E., Vondráková, A., Machar, I., 2019. What is the Develop-ment Capacity for Provision of Ecosystem Services in the Czech Republic? Sustainability 11, 4273. https://doi.org/10.3390/su11164273
Pechanec, V., Cudlín, P., Machar, I., Brus, J., Kilianová, H., 2020. Modelling of the Water Reten-tion Capacity of the Landscape. Springer, Cham, pp. 225–248. https://doi.org/10.1007/978-3-030-18363-9-10.
Pechanec V., Vávra A., Hovorková M., Brus J., Kiliánová, H. (2014). Analyses of moisture parameters and biomass of vegetation cover in southeast Moravia. International Journal of Remote Sensing, 35, 967-987.
Phelan, P. E. et al. Urban heat island: mechanisms, implications, and possible remedies. Annual Review of Environment and Resources 40, 285–307 (2015).
Pejchal M., Šimek P. (2016). Jeden strom - mnoho hodnocení. In Strom pro život, život pro strom XV. Město a krajina - dva světy, jeden strom. Praha: Společnost pro zahradní a krajinářskou tvorbu, s. 24--27.

Peters K., Elands B., Buijs A. (2010). Social interactions in urban parks: stimulating social cohesion? Urban Forestry and Urban Greening, 9, 93-100.
Platek M., Sebek P., Hauck D., Cizek L. (2019). When is a tree suitable for veteran tree specialist? Variability in the habitat requirements of the great Capricorn beetle (Cerambyx cerdo) (Coleoptera: Cerambycidae). European Journal of Entomology, 116: 64-74.
Pokorný P. (2011). Neklidné časy. Kapitoly ze společných dějin přírody a lidí. Dokořán, Praha, 369 s.
Pokorný P., Storch D. eds (2020). Antropocén. Academia, Praha. ISBN 978-80-200-3129-7.
Pretty J. et al. (2009). The intersections of biological diversity and cultural diversity: towards integration. Conservation Sociology, 9, 100-112.
Ponce-Hernandez, R., 2004. Assessing carbon stocks and modelling win-win scenarios of carbon sequestration through land-use changes.
Pettorelli, N., Schulte to Bühne, H., Tulloch, A., Dubois, G., Macinnis-Ng, C., Queirós, A.M., Keith, D.A., Wegmann, M., Schrodt, F., Stellmes, M., Sonnenschein, R., Geller, G.N., Roy, S., Somers, B., Murray, N., Bland, L., Geijzendorffer, I., Kerr, J.T., Broszeit, S., Leitão, P.J., Duncan, C., El Serafy, G., He, K.S., Blanchard, J.L., Lucas, R., Mairota, P., Webb, T.J., Ni-cholson, E., 2018. Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward. Remote Sens. Ecol. Conserv. 4, 71–93. https://doi.org/10.1002/rse2.59
Petter, M., Mooney, S., Maynard, S.M., Davidson, A., Cox, M., Horosak, I., 2013. A methodology to map ecosystem functions to support ecosystem services assessments. Ecol. Soc. 18. https://doi.org/10.5751/ES-05260-180131
Potschin, M., Haines-Young, R., 2016. Defining and Measuring Ecosystem Services, in: Routledge Handbook of Ecosystem Services. London, pp. 25–44. https://doi.org/10.4324/9781315775302-4
de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and deci-sion making. Ecol. Complex. 7, 260–272. https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006
Powlson, D.S., Bhogal, A., Chambers, B.J., Coleman, K., Macdonald, A.J., Goulding, K.W.T., Whitmore, A.P., 2012. The potential to increase soil carbon stocks through reduced tillage or organic material additions in England and Wales: A case study. Agric. Ecosyst. Environ. 146, 23–33. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.004
Powlson, D.S., Whitmore, A.P., Goulding, K.W.T., 2011. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: A critical re-examination to identify the true and the false. Eur. J. Soil Sci. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01342.x
Raupach, M.R., 2011. Pinning down the land carbon sink. Nat. Clim. Chang. .
Ravindranath, N.H., Ostwald, M., 2008. Methods for estimating above-ground biomass, in: Advances in Global Change Research. Springer International Publishing, pp. 113–147. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6547-7_10
Robinson, D., 2007. Implications of a large global root biomass for carbon sink estimates and for soil carbon dynamics. Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 274, 2753–2759. https://doi.org/10.1098/rspb.2007.1012.
Reichholf J. (1999). Životní prostředí. Ekologie lidských sídel. Ikar, Praha. ISBN 80-7202-503-1.
Rosa C.D. et al. (2021). Forest therapy can prevent and treat depression: Evidence from meta-analyses. Urban Forestry and Urban Greening, 57, 126943.
Rudl A., Machar I., Uradnicek L., Praus L., Pechanec V. (2019). Young urban trees as important structures in the cultural heritage of cities – a case study from Prague. Environmental&Socio-economic Studies, 7 (3), 15-24.
Sádlo J., Pokorný P., Hájek P., Dreslerová D., Cílek V. (2005). Krajina a revoluce. Významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny českých zemí. Malá Skála, Praha. ISBN 978-80-86776-06-4.
Seják J., Cudlín P., Petříček V., Prokopová M., Cudlín O., Holcová D., Kaprová K., Melichar J., Škarková P., Žákovská K., Birklen, P. (2018): Metodika hodnocení biotopů AOPK ČR. 6. verze. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Silva, B. B. d. et al. Procedures for calculation of the albedo with OLI-Landsat 8 images: Application to the Brazilian semi-arid. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental 20, 3 –8 (2016)
Slach T. (ed) (2016). Starobylé výmladkové lesy. Mendelova univerzita v Brně, 136 s.
Schulz J. (ed) (2009). Dějiny Olomouce. Monografie, Univerzita Palackého v Olomouci. ISBN 978-80-244-2370-8.
Spano G. et al. (2021). Association between indoor-outdoor green features and psychological health during the COVID-19 lockdown in Italy: A cross-sectional nationwide study. Urban Forestry & Urban Greening, 62, 127156.
Sun K. et al. (2019). Classification of soundscapes of urban public open spaces. Landscape and Urban Planning, 189, 139-155.
Šimek P., Štefl L. (2020a). Dendrologický průzkum a pěstební opatření: dřeviny jako základ stabilizace kompozice. Inspirace, 4, 8-10.
Šimek P., Štefl L. (2020b). Management městské zeleně - systémové postupy a nástroje plánování. Životné prostredie, 54, 3, 183--191.
Seják, J.; Pokorný, J.; Seeley, K. Achieving Sustainable Valuations of Biotopes and Ecosystem Services. Sustainability 2018, 10, 4251. https://doi.org/10.3390/su10114251
Sejak, Josef & Cudlín, Pavel & Pokorný, Jan & Zapletal, Milos & Petříček, Václav & Guth, Jiri & Chuman, Tomáš & Romportl, Dušan & Skořepová, Irena & Vacek, Václav & Vyskot, Ilja & Černý, Karel & Hesslerová, Petra & Burešová, Renata & Prokopová, Marcela & Plch, Radek & Engstová, Barbora & Stara, Lenka. (2010). Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky.
Sanga-Ngoie, K., Iizuka, K., Kobayashi, S., 2012. Estimating CO2 Sequestration by Forests in Oita Prefecture, Japan, by Combining LANDSAT ETM+ and ALOS Satellite Remote Sensing Data. Remote Sens. 4, 3544–3570. https://doi.org/10.3390/rs4113544
Sahle, M., Saito, O., Fürst, C., Yeshitela, K., 2018. Quantification and mapping of the supply of and demand for carbon storage and sequestration service in woody biomass and soil to miti-gate climate change in the socio-ecological environment. Sci. Total Environ. 624, 342–354. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.033
Somogyi, Z., Cienciala, E., Mäkipää, R., Muukkonen, P., Lehtonen, A., Weiss, P., 2007. Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. Eur. J. For. Res. 126, 197–207. https://doi.org/10.1007/s10342-006-0125-7
Seják, J., Dejmal, I., Petříček, V., Cudlín, P., Míchal, I., Černý, K., Kučera, T., Zapletal, J. 2003. Hodnocení a oceňovaní biotopů České republiky. Český ekologický ústav.
Seják, J., Cudlín, P., Petříček, V., Prokopová, M., Cudlín, O., Holcová, D., Melichar, J., Škarková, P., 2018. Metodika hodnocení biotopů AOPK ČR 2017.
Stará, L., Matějka, K., Cudlín, P., Bodlák, L., Pokorný, J., Středa, T., Čížková, H., Pechar, L., Burešová, R., Zemek, F., Marek, M.M., 2011. Carbon supply in the vegetation of the Czech Re-public and model carbon balance of the landscape, in: Carbon in the Ecosystems of the Czech Republic under Changing Climate. Academia.
Šímová, P., 2009. A methodology for classifying aerial photographs within CzechTerra landscape inventory system: a new approach to generating data for landscape analyses, Journal of Land-scape Studies.
Schindler, D.E., Hilborn, R., Chasco, B., Boatright, C.P., Quinn, T.P., Rogers, L.A., Webster, M.S., 2010. Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. Nature 465, 609–612. https://doi.org/10.1038/nature09060
Schröder, B., 2008. Challenges of species distribution modeling belowground. J. Plant Nutr. Soil Sci. 171, 325–337. https://doi.org/10.1002/jpln.200700027
Smith, P., Soussana, J.F., Angers, D., Schipper, L., Chenu, C., Rasse, D.P., Batjes, N.H., van Eg-mond, F., McNeill, S., Kuhnert, M., Arias-Navarro, C., Olesen, J.E., Chirinda, N., Fornara, D., Wollenberg, E., Álvaro-Fuentes, J., Sanz-Cobena, A., Klumpp, K., 2020. How to measure, re-port and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for at-mospheric greenhouse gas removal. Glob. Chang. Biol. https://doi.org/10.1111/gcb.14815

Tallis, H., Ricketts, T., Guerry, A., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Penning-ton, 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., Mar-sik, M., Bernhardt, J., Wood, S., Sharp, R., 2011. InVEST 2.1 beta User Guide. Stanford.
TEEB, 2010. Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
Tallis, H., Polasky, S., 2009. Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management. YEAR Ecol. Conserv. Biol. https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04152.x
UNESCO (1992). Declaration of Belem. Third UNESCO Science and Cultural Forum. Towards eco-ethics: alternative visions of culture, science, technology and nature. Belem, Para, Brasil, 6-10 april 1992.
UNESCO (2014). Florence declaration on the links between biological and cultural diversity. www.landscapeunifi.it/images/pdf/UNESCO_CBD_JP_Florence_Declaration.pdf.
United Nations (2014). World Urbanization Prospects: The 2014 Revision. Highlights (ST/ESA/Ser.A/352).
Vermouzek Z. (2022). Začínáme s pozorováním ptáků. Ptačí svět, 1/2022, 14.
Vierikko K. et al. (2017a). Identifying, quantifying and qualifying biocultural diversity. Green Surge Deliv., D 2(3).
Vierikko K. et al. (2017b). Considering the ways biocultural diversity helps enforce the urban green infrastructure in times of urban transformation. Current Opinions for Environmental Sustainability, 22, 7-12.
Vild O., Chudomelová M., Macek M., Kopecký M., Prach J., Petřík P., Halas P., Juříček M., Smyčková M., Šebesta J., Vojík M., Hédl R. (2024). Long-term shift towards shady and nutrient-rich habitats in Central European temperate forests. New Phytol. 242(3):1018-1028. doi: 10.1111/nph.19587. Epub 2024 Mar 4. PMID: 38436203.
Vrška T., Adam D., Hort L., Odehnalová P., Horal D., Král K. (2006). Dynamika vývoje pralesovitých rezervací v ČR. Svazek II : Lužní lesy – Cahnov - Soutok, Ranšpurk, Jiřina. Academia, Praha.
White R. (2004). From wilderness to hybrid landscapes: the cultural turn in environmental history. Historian, 66, 557-564.
Vashum, K.T., Jayakumar, S., 2012. Methods to Estimate Above-Ground Biomass and Carbon Stock in Natural Forests - A Review. J. Ecosyst. Ecography 02. https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000116
Vicharnakorn, P., Shrestha, R., Nagai, M., Salam, A., Kiratiprayoon, S., 2014. Carbon Stock Assessment Using Remote Sensing and Forest Inventory Data in Savannakhet, Lao PDR. Re-mote Sens. 6, 5452–5479. https://doi.org/10.3390/rs6065452
Zhang, X., Zhao, Y., Ashton, M.S., Lee, X., 2012. Measuring carbon in forests, in: Managing Forest Carbon in a Changing Climate. Springer Netherlands, pp. 139–164. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2232-3_7
Zhao, S.Q., Liu, S., Li, Z., Sohl, T.L., 2010. A spatial resolution threshold of land cover in estimating terrestrial carbon sequestration in four counties in Georgia and Alabama, USA, Biogeosciences.
Zardo, L., Geneletti, D., Pérez-Soba, M. & Van Eupen, M. Estimating the cooling capacity of green infrastructures to support urban planning. Ecosystem Services 26, 225–235. issn: 2212-0416 (2017).

6. Seznam publikací, které předcházely vývoji metodiky

Pechanec V., Pohanková T., Machar I. (2025): KLIVEH - Nástroj pro výpočet klimatizační funkce vegetace historických parků. Software. RIV/61989592:15310/25:73631990.
Pechanec V., Vondráková A., Vyvlečka P., Machar I. (2025): Stabilita prostorové kompozice urbánní zelené infrastruktury historického města Olomouce. Specializovaná interaktivní mapa. RIV/61989592:15310/25:73632065.
Brus J., Vondráková A., Pechanec V., Kovařík P., Poprach K., Machar I. (2025): Fenomén krajiny ptačího zpěvu v biokulturní diverzitě historického města Olomouce. Specializovaná interaktivní mapa. RIV/61989592:15310/25:73632068.
Machar I. a kol. (2024): Urbánní zelená infrastruktura: Od kulturních ekosystémových služeb k biokulturní diverzitě. Monografie, Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, ISBN 978-80-244-6480-0.
Machar I. (2024): Bird diversity in a historic manor park – implications for biodiversity conservation in managed forests. Reports of Forestry Research, 69(3), 206_215.
Pechanec V., Pohanková T., Vondráková A., Machar I. (2024): Prostorová variabilita míry vegetačního stresu v městě Olomouc se zvláštním zřetelem na parkovou zeleň. Specializovaná interaktivní mapa (www.parky.upol.cz)
Pohanková T., Pechanec V., Vondráková A., Machar I. (2024): Časoprostorová variabilita povrchové teploty v městě Olomouc se zvláštním zřetelem na benefity parkové vegetace v historickém sídle. Specializovaná interaktivní mapa (www.parky.upol.cz)
Rudl A., Pechanec V., Vondráková A., Machar I. (2024): Kulturně-významné stromy v urbánním prostředí historického města Olomouc. Specializovaná interaktivní mapa (www.parky.upol.cz)
Machar I., Kilianová H., Pechanec V. (2023) Biocultural Diversity: Sacral Monuments as Habitats for Birds. Public Recreation and Landscape Protection - With Environment Hand in Hand? Proceedings of the 14th Conference. Pages 27 – 30. Doi: 10.11118/978-80-7509-904-4-0027.Pechanec V., Rudl A., Hájková Y., Pohanka T., Vyvlečka P., Machar I. (2021): Software "KULHOS - software pro ekonomické vyjádření kulturní hodnoty významných stromů".
Machar I. a kol. (2022): Identifikace a hodnocení významných stromů. Certifikovaná metodika. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, ISBN 978-80-244-6040-6.
Rudl A., Machar I. (2021): Významné stromy v České republice. Monografie. Univerzita Palackého v Olomouci, ISBN 978-80-244-5992-9. Doi: 10.5507/prf.21.24459929.