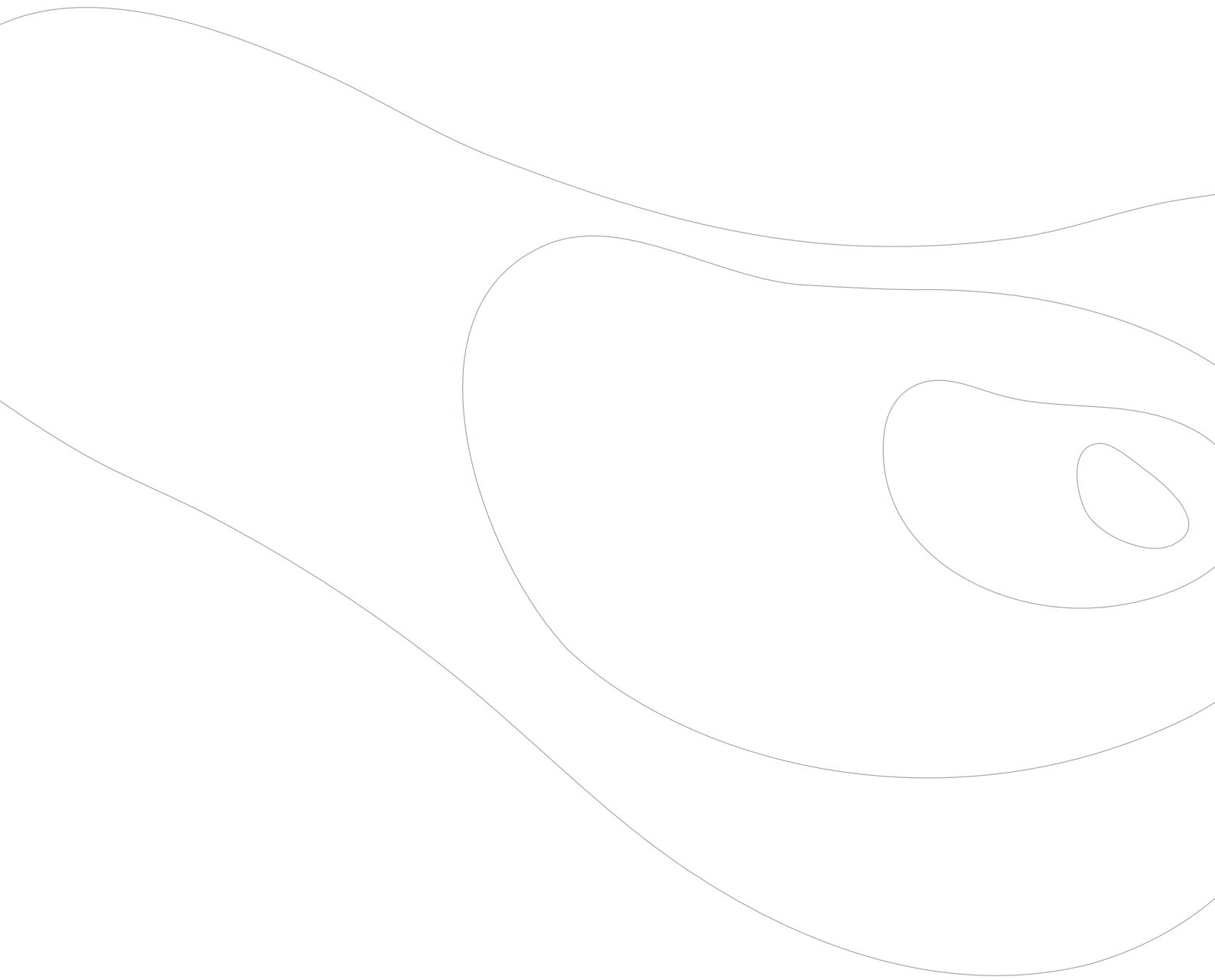


ZELENÁ INFRASTRUKTURA A JEJÍ VLIV NA KVALITU OVZDUŠÍ

**METODIKA VÝSADBY ZELENĚ V URBÁNNÍM
PROSTŘEDÍ S OHLEDEM NA ZÁCHYT
POLUTANTŮ**





978-80-88399-04-9 (online: pdf)

978-80-88399-03-2 (brožováno)



European Union

European Regional
Development Fund



CLAIRO

INOVATIVNÍ
VÝSADBA STROMŮ
V OSTRAVĚ

OSTRAVA!!!



AUTORSKÝ KOLEKTIV:

Doc. Ing. Miloš Zapletal, Dr., Mgr. Vít Kašpar, Ing. Pavel Samec, Ph.D., Mgr. Jiří Bílek, Ph.D., Mgr. Karel Doležal, Dr., DSc., Bc. Pavlína Víchová, Ing. Tomáš Balcar, Mgr. Gabriela Kalužová, Ing. Stanislav Juráň, Ph.D., RNDr. Jan Hladík, Ph.D., Mgr. Pavel Buček, Ph.D., RNDr. Alexandr Martaus, Ph.D., Ing. Veronika Blahůšková, Ph.D., Mgr. Martina Vráblová, Ph.D., Ing. Petr Maršolek

SPOLUPRACUJÍCÍ EXPERTI:

RNDr. Bohumil Kotlík, Ph.D. (Státní zdravotní ústav), Kateřina Stará (K2N Landscape), PhDr. Jan Krajhanzl, Ph.D., Mgr. Renáta Svobodová, Mgr. Tomáš Chabada (Masarykova univerzita Brno)

VYDALO: STATUTÁRNÍ MĚSTO OSTRAVA / ODBOR STRATEGICKÉHO ROZVOJE, 2021

ŘEŠITELÉ PROJEKTU CLAIRO - CLEAN AIR AND CLIMATE ADAPTATION IN OSTRAVA AND OTHER CITIES:

Statutární město Ostrava, Moravskoslezský kraj, Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Slezská univerzita v Opavě, Univerzita Palackého v Olomouci, Regionální sdružení územní spolupráce Těšínské Slezsko, SOBIC Smart & Open Base for innovations in European Cities.

Tento projekt je spolufinancován z Evropského fondu pro regionální rozvoj prostřednictvím iniciativy Urban Innovative Actions.

SEZNAM ZKRATEK

SYMBOLY:

b	empirická konstanta rovná 14 m^{-1}
c(z)	koncentrace složky ve výšce z nad povrchem
C	vnější povrch koruny (m)
b	empirická konstanta rovná 14 m^{-1}
D	molekulární difuze plynu
DBH	diameter at breast height (průměr kmene v prsní výšce)
$D_{\text{H}_2\text{O}}$	difuzní koeficient pro vodu
D_i	difuzní koeficient pro plynou složku
d_k	střední průmět koruny (m)
F	depoziční tok znečišťující látky ($\text{g m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
F_{sto}	stomatální tok O_3
G	globální záření (W/m^2)
g_{O_3}	aktuální stomatální vodivost
g_{max}	průměrná maximální stomatální vodivost O_3 pro strom ($\text{mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
g_{phen}	modifikace g_{max} v průběhu fenologických změn
g_{light}	modifikace g_{max} v změn světla ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
g_{temp}	modifikace g_{max} v průběhu změn teploty vzduchu ($^{\circ}\text{C}$)
g_{VPD}	modifikace g_{max} v změn sytostního doplnku (kPa)
g_{SWP}	modifikace g_{max} v průběhu změn deficitu půdní vlhkosti (Mpa)
g_{min}	minimální stomatální vodivost v průběhu periody denního světla
h	výška vegetace (m), výška koruny (m)
k	von Karmanova konstanta (0,4), koeficient absorpce světla (0,52 pro jehličnaté, 0,65 pro listnaté dřeviny)
L	Moninova a Obuchovova délka (m)
LA	leaf area (listová plocha)
LAI	leaf area index (index listové plochy)
LAD	leaf are density (hustota listové plochy)
PM_x	kategorie suspendovaných částic, kde x=1, 2,5 nebo 10 je označení jejich aerodynamického průměru (μm)
R_a	aerodynamická rezistence (s cm^{-1})
R_b	laminární rezistence (s cm^{-1})
R_c	rezistence povrchu (s cm^{-1})
R_{ext}	rezistence kutikul nebo rezistence vnějšího povrchu rostliny (s cm^{-1})
R_i	vstupní rezistence (s cm^{-1})
R_{inc}	aerodynamická rezistence v rostlinném zápoji (s cm^{-1})
R_m	rezistence mezofylu (s cm^{-1})
R_{soil}	rezistence půdy (s cm^{-1})

R_{sto}	rezistence stomat ($s\ cm^{-1}$)
S	průměrný faktor zastínění
S	průměrný faktor zastínění
SAI	surface area index (index plochy povrchu, který je ve vegetačním období roven LAI)
Q	množství znečišťující látky zachycené vegetací (g)
Sc	Schmidtovo číslo
t	čas (s)
T_s	teplota povrchu ($^{\circ}C$)
u_*	třecí rychlost ($m\ s^{-1}$)
u_z	horizontální rychlost větru ve výšce z nad nulovou rovinou posunutí ($m\ s^{-1}$)
$v_d(z)$	depoziční rychlost ve výšce z nad povrchem ($cm\ s^{-1}$)
V_{st}	rychlost usazování částic ($cm\ s^{-1}$)
z	výška nad povrchem (m)
z_0	drsnost povrchu (cm)
Ψ_m	korekční stabilitní funkce pro hybnost (momentum)
Ψ_c	korekční stabilitní funkce pro koncentraci znečišťující látky
x_s	průměrný faktor zastínění druhů
y	množství resuspendovaných částic PM_{10} ($g\ m^{-2}$)

ZKRATKY:

AIM	Automatický imisní monitoring
AV ČR	Akademie věd České republiky
CLAIRO	Clean Air and Climate Adaptation in Ostrava and Other Cities
GIS	Geografický informační systém
GPS	Global Positioning System
ISKO	Informační systém kvality ovzduší
VOC	Volatile organic compounds (těkavé organické látky)
VŠB	Vysoká škola báňská

NÁZVY:

ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČR	Česká republika
EU	Evropská unie
SZÚ	Státní zdravotní ústav
US EPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organization
ZÚ	Zdravotní ústav

OBSAH

I. Úvod	11
II. Teoretická východiska	12
1. Zelená infrastruktura	12
2. Město a zelená infrastruktura	13
2.1. Služby poskytované zelenou infrastrukturou ve městě	13
2.2. Význam zelené infrastruktury v ochraně lidského zdraví	16
3. Kvalita městského ovzduší, její vliv na lidské zdraví a vegetaci	18
3.1. Charakteristika vybraných látek znečišťujících ovzduší	18
3.1.1. Suspendované částice (PM_x)	18
3.1.2. Oxidy dusíku (NO_x)	20
3.1.3. Troposférický ozon (O_3)	21
3.2. Vliv vybraných látek znečišťujících ovzduší na lidské zdraví a vegetaci	22
3.2.1. Suspendované částice (PM_x)	22
3.2.2. Oxidy dusíku (NO_x)	23
3.2.3. Troposférický ozon (O_3)	24
4. Monitoring kvality ovzduší	25
4.1. Stacionární síť měření kvality ovzduší	25
4.2. Senzorová technika	25
4.3. Elektrochemické senzory	27
4.4. Návrh senzorové sítě ve městě	29
5. Emise, přenos a depoziční tok látek znečišťujících ovzduší	30
6. Principy výsadby zelené infrastruktury	32
6.1. Doba trvání listové plochy	34
6.2. Velikost a tvar čepele listu	35
6.3. Povrch čepele listu	35
6.4. Struktura porostu	36
6.5. Tolerance vůči znečištění	36
6.6. Zdroj pylů a těkavých organických látek	37
6.7. Databáze druhů dřevin	37
6.8. Kompozice	38
7. Ošetření a hnojení zelené infrastruktury	39
8. Modelování záchytu polutantů povrchem vegetace	41
8.1. Výpočet suché depozice ozonu, oxidů dusíku a částic PM_{10}	41
8.2. Záchyt vegetací	45
8.3. Stanovení strukturních vlastností vegetace in-situ	45

III. APLIKACE METODIKY	47
9. Úvod	47
10. Popis zájmových lokalit	47
11. Měření imisní zátěže a informační systém	54
11.1. Použitá senzorová technologie	54
11.2. Senzor Plantower pro měření suspendovaných částic PM _x	57
11.3. Senzor Cairsens® pro měření NO ₂ /O ₃	58
11.4. Správa dat a webový portál	59
11.5. Příklad reálného výstupu	66
12. Návrh výsadby zeleně	68
13. Ošetření výsadby zeleně	71
14. Stanovení vegetačních charakteristik	73
14.1. Současná vegetace	73
14.2. Navrhovaná vegetace	77
15. Záchyt ozonu, oxidů dusíku a částic PM ₁₀ stávající a navrhovanou vegetací	78
16. Veřejné průzkumy	84
16.1. Definice problému	84
16.2. Typ výzkumu	84
16.3. Definice základního a výběrového souboru	85
16.4. Výběrový vzorek	85
17. Výstupy z veřejných průzkumů	86
17.1. Sloučení výstupů z průzkumů 2019 a 2020	87
17.2. Závěry a doporučení pro města a obce	89
18. Závěr	89
19. Literatura	89

I. ÚVOD

Tato práce má za cíl popsat metody a výsledky, které byly dosud získány v rámci řešení projektu CLAIRO (Clean Air and Climate Adaptation in Ostrava and Other cities). Hlavním cílem projektu CLAIRO je návrh struktury a složení zelené infrastruktury s maximální schopností zachytu látek znečišťujících ovzduší (ozonu, oxidů dusíku a částic PM_{10}) a zvýšenou odolností vůči znečištění ovzduší. Ke zvýšení odolnosti rostlin vůči znečištění ovzduší byla navržena a testována ekologicky šetrná hnojiva obsahující biostimulanty a fytohormony, které pomáhají rostlinám překonat abiotických stres a zajišťují dlouhodobou životaschopnost stávající a navrhované urbánní zeleně různých typů a různého umístění za využití modelových ploch na území města Ostravy. Odlišné typy urbánní zeleně mají podle provedeného dendrometrického šetření (výška, střední průmět koruny) a zjištěného druhového zastoupení a zdravotního stavu rozdílné dendrometrické parametry (např. index listové plochy LAI). Pro stanovení vegetačních charakteristik byly využity letecké ortofoto snímky vegetace a zároveň byla provedena podrobná pozemní inventarizace této vegetace. Na základě této inventarizace byly aproximovány hodnoty indexu listové plochy a výšky porostu v malém detailu. Díky tomu bylo možné modelovat zachyt stávající a navrhované urbánní zeleně v podrobné síti 1 x 1 m. Pro monitoring koncentrací látek znečišťujících ovzduší a hodnocení efektu působení stávající a navrhované zelené infrastruktury na lokální stav kvality ovzduší byla použita vhodně umístěna senzorová technika v blízkém okolí zeleně. Vzhledem k jednoduché instalaci a provozu je senzorová technika vhodným doplňkovým měřením znečišťujících látek a meteorologických prvků ke stacionární měřicí síti.

Ostrava, třetí největší město České republiky, je metropolí Moravskoslezského kraje, který leží na severovýchodě země a je rovněž důležitou součástí středo-východoevropské průmyslové aglomerace s téměř 5 miliony obyvatel žijících ve vzdálenosti 100 km v české, polské a slovenské části aglomerace. Od založení prvních železáren v roce 1828 se Ostrava stala významným průmyslovým centrem země, nicméně rozsah industrializace a koncentrace těžkého průmyslu ve druhé polovině 20. století překročil hranici únosnosti a způsobil vážné škody na životním prostředí, včetně enormního znečištění ovzduší. Přes restrukturalizaci odvětví a četných účinných opatření přijatých ke zlepšení situace (výsledkem byl pokles znečištění o téměř 90 %), zůstává kvalita ovzduší jedním z největších environmentálních problémů města a město patří k nejvíce znečištěným v Evropě.

Dlouhodobě přetrvávající nižší kvalita ovzduší vede město i region k implementaci různorodých opatření na zlepšení situace. Projekt CLAIRO umožňuje propojení výzkumných aktivit tří nejvýznamnějších regionálních univerzit za spolupráce veřejných a neziskových institucí a rovněž zapojení veřejnosti za účelem přenosu inovativních přístupů do rozvoje města.

S odvoláním na měření významných znečišťujících látek PM_{10} a $PM_{2,5}$ analýzy ukázaly, že v období 2005–2014 byla zákonná mezní hodnota pro roční průměr ($40 \mu g m^{-3}$) často překročena. V roce 2016 byl limit $50 \mu g m^{-3}$ u PM_{10} překročen ve 45,3 dnech v průměru z 365. Znečištění se u každé stanice lišilo (od 27 až 89 dní v roce). Nejvyšší roční průměrné koncentrace PM_{10} byly naměřeny ve východních částech Ostravy (oblast Radvanice), kde se roční průměrná koncentrace PM_{10} pohybovala okolo $42,6 \mu g m^{-3}$. V případě $PM_{2,5}$ je situace ještě vážnější. Na všech monitorovacích místech kvality ovzduší ve městě (celkem 9 stanic) byl

překročen roční zákonný limit ($25 \mu\text{g m}^{-3}$). Roční průměr koncentrace $\text{PM}_{2,5}$ se lišil od 22,2 do $35,5 \mu\text{g m}^{-3}$ (průměrně $26,82 \mu\text{g m}^{-3}$).

Hlavním problémem v celé městské oblasti je benzo[a]pyren. Po mnoho let byl na všech místech, kde jsou měřeny koncentrace této znečišťující látky, překročen zákonný limit (1 ng m^{-3}). Nejhorší situace je opět v Radvanicích (s průměrnou roční koncentrací benzo[a]pyrenu $9,3 \text{ ng m}^{-3}$). Vzhledem k závažnosti tohoto problému je kvalita ovzduší pro město Ostravu přirozeně klíčovou prioritou. Hloubková analytická studie ukázala, že hlavními zdroji znečištění ovzduší v Ostravě jsou stacionární zdroje (hutní výroba a výroba energie), zdroje vytápění domácností a doprava. V případě Ostravy je čtvrtým hlavním faktorem přeshraniční znečištění z nedaleké průmyslové aglomerace Katowice (Polsko). Situaci v Ostravě zhoršují místní klimatické / meteorologické podmínky. Konkrétně výskyt relativně dlouhých období bez větru, která vedou k zdoluhavým inverzím v zimních měsících, zvyšuje koncentrace znečišťující látky bez ohledu na pokles emisí. Řešené území projektu se nachází na dvou vybraných lokalitách v katastrálních územích městských částí Radvanice (715018) a Bartovice (715085) v ostravské aglomeraci, jakožto nejvíce postižené lokality, co se koncentrací látek znečišťujících ovzduší týká.

Lokalita Radvanice je sestavena ze čtyř sousedících parcel orné půdy 2601, 2626, 2631 a 2632. Toto řešené území je různorodější a z pohledu druhové pestrosti bohatší. Roztroušeně se zde nacházejí soliterně rostoucí dřeviny a menší porosty. Do okrajů řešeného území zasahují stávající lesní porosty. Na této lokalitě je oproti Bartovicím zastoupeno i bylinné patro. Území je podstatně vlhčí, což se projevuje výskytem vlhkomilných druhů dřevin především v okolních porostech. Jedná se například o vrby a olše. Nachází se zde několik technických prvků zajišťující monitoring kvality ovzduší. Lokalita v Bartovicích je představována západním až jihozápadním okrajem deponia průmyslových odpadů na parcele 1217. Na tomto řešeném území se v současné době nenachází žádné technické ani vegetační prvky. Jedná se tedy o naprosto prázdnou plochu. V těsné blízkosti východně od řešeného území jsou již realizovány nové výsadby dřevinných vegetačních prvků, západně vede polní cesta.

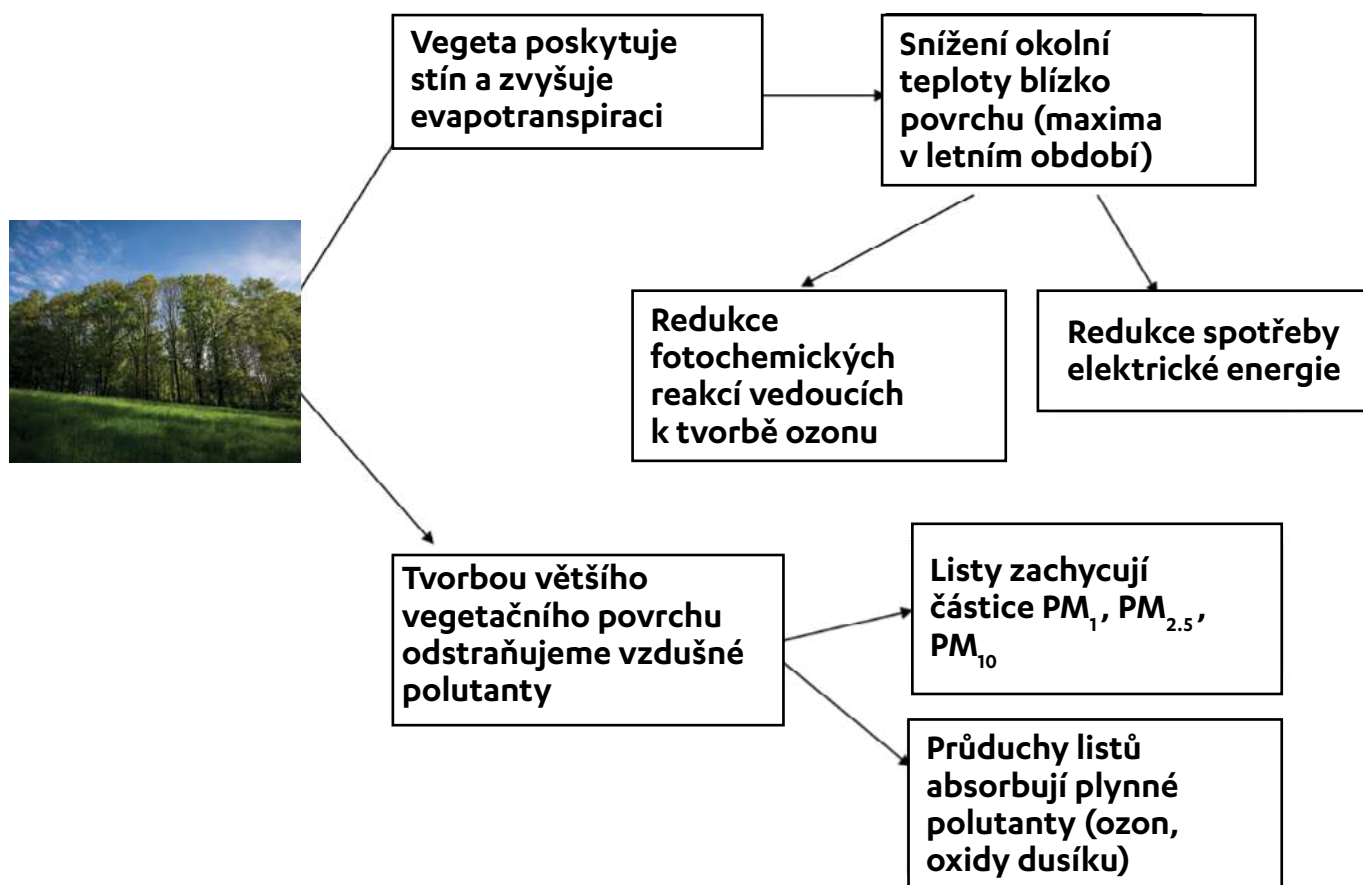
II. TEORETICKÁ VÝCHODISKA

1 ZELENÁ INFRASTRUKTURA

Zelenou infrastrukturu lze obecně definovat jako strategicky plánovanou síť vysoce kvalitní přírodní a polopřirozené oblasti s dalšími environmentálními prvky, která je navržena a spravována tak, aby poskytovala širokou škálu ekosystémových služeb a ochranu biologické rozmanitosti ve venkovském a městském prostředí (European Commission, 2013). Zelená infrastruktura je prostorovou strukturou, která poskytuje lidem výhody z přírody, klade si za cíl posílit schopnost přírody dodávat více ekosystémových statků a služeb jako je čistý vzduch nebo čistá voda. To následně podporuje lepší kvalitu života a blahobyt člověka. Zelená infrastruktura pomáhá zlepšovat životní prostředí ve městě v období klimatické změny, zmírňuje povodně, zvyšuje ukládání uhlíku nebo předchází erozi půdy (European Commission, 2013).

Zelená infrastruktura je tvořena širokou škálou různých environmentálních prvků, které se mohou vyskytovat v různých měřítcích, od malých lineárních prvků jako jsou například živé ploty nebo zelené střechy až

po celé funkční ekosystémy jako jsou neporušené nivy, lesy, rašeliníště nebo volně tekoucí řeky (European Commission, 2013). Každý z těchto prvků může přispět k zelené infrastruktuře v městských, příměstských a venkovských oblastech. Městský park uvnitř města lze například považovat za nedílnou součást zelené infrastruktury, pokud odstraňuje látky znečišťující ovzduší, ochlazuje prostředí, absorbuje odtok přebytečné vody nebo nabízí atraktivní venkovní prostor pro rekreaci (European Commission, 2013). Na obr. 1.1 je zobrazeno, jak zelená infrastruktura zlepšuje kvalitu ovzduší a odolnost proti tepelnému ostrovu ve městě.



Obr. 1.1. Jak zelená infrastruktura zlepšuje kvalitu ovzduší a odolnost proti tepelnému ostrovu ve městě.

2 MĚSTO A ZELENÁ INFRASTRUKTURA

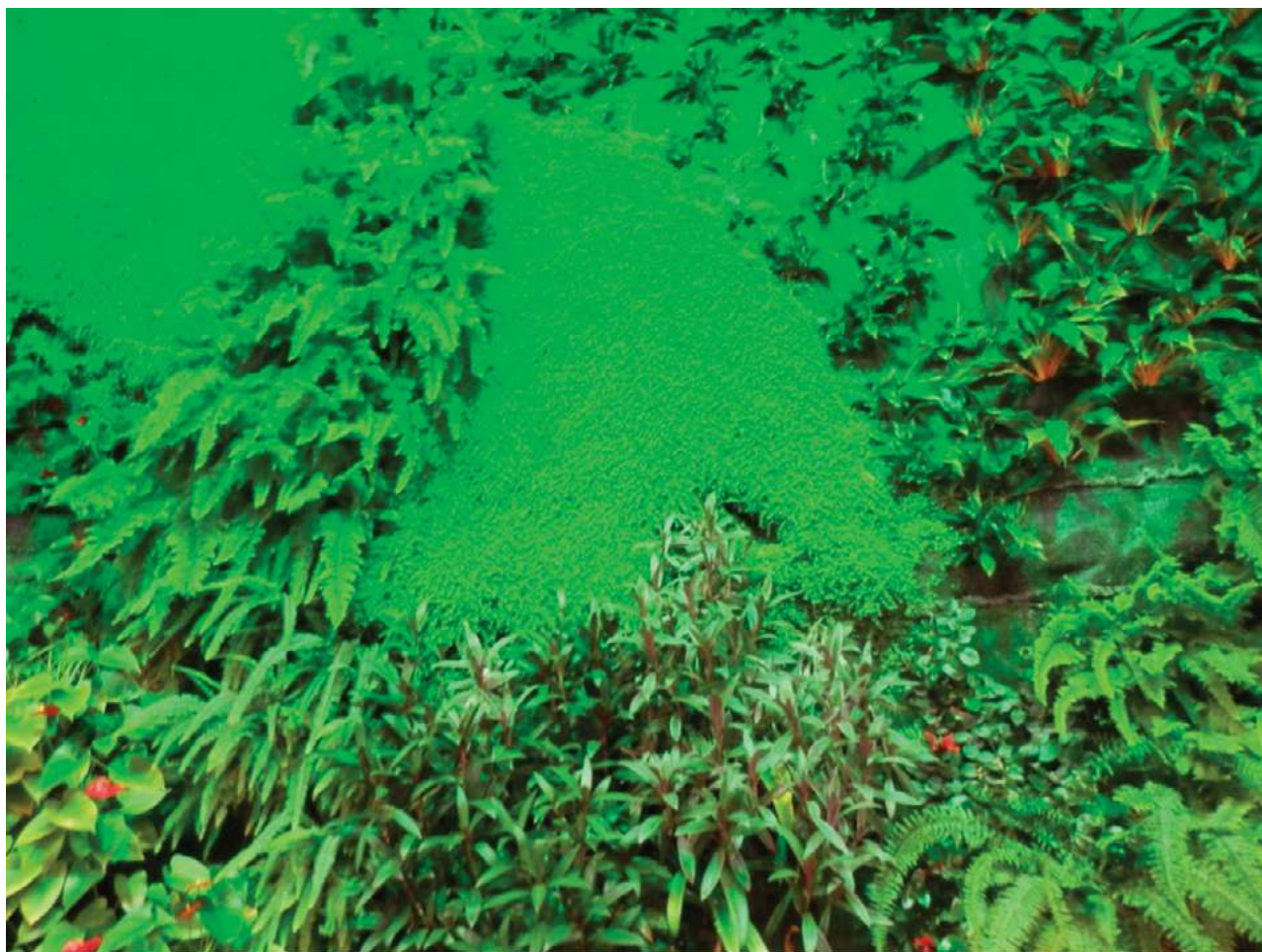
2.1 SLUŽBY POSKYTOVANÉ ZELENOU INFRASTRUKTUROU VE MĚSTĚ

Téměř 75 % městské populace v EU je exponováno nadlimitními koncentracemi PM_{10} , O_3 , BaP (WHO, 2015). I přes značné investice do snížení emisí však rozsah oblastí se zhoršenou kvalitou ovzduší meziročně značně kolísá v závislosti např. na meteorologických podmínkách. Špatná kvalita ovzduší je spojena s 400 000 úmrtími v EU (EEA, 2012). Ve městech jsou měřeny teploty až o 12 °C vyšší než v okolní krajině v důsledku městského tepelného ostrova. 75 % populace EU bude ovlivněna vzrůstajícím teplotním stresem (EEA, 2012). Vyrůstá mortalita v důsledku teplotního stresu (např. v roce 2003 bylo zaznamenáno 70 000 úmrtí). Zelená infrastruktura (zelené střechy, zelené aleje a ulice, zahrady, vysazovací boxy, zelené stěny, bioretenční systémy, městský rostlinný zápoj) využívá rostliny, půdu a přírodu ke snížení vlivu znečištění ovzduší, městského tepelného ostrova, přívalových srážek a vytváří zdravé městské životní prostředí. Zvyšuje záchyt vzdušných polutantů (aerosolové částice PM_{10} , $PM_{2.5}$, oxidy dusíku, ozon), ukládání

oxidu uhličitého, zvyšuje sekvestraci uhlíku a záchyt vody. Zefektivňuje hospodaření s dešťovou vodou a předcházení suchu. Snižuje spotřebu energie v domech a následné dopady na emise oxidu uhličitého (CO_2), ochlazuje prostředí díky zeleným střechám, zdím v kombinaci s vhodnými materiály pro stavbu budov a záchytu polutantů (povrchy schopné vázat a uvolňovat vodu - mokřady, nezakrytá půda, vegetace, materiály, které odráží sluneční záření). Na obr. 2.1 je uveden příklad zelené střechy, kde jeden z autorů testoval záchyt oxidů dusíku travním porostem na objektu University of Tromsø v severním Norsku. Na obr. 2.2 jsou zobrazeny různé druhy rostlin v zelené stěně v Toulouse ve Francii (Zapletal, 2017).



Obr. 2.1. Travní porost na střeše objektu University of Tromsø v severním Norsku (foto Miloš Zapletal).



Obr. 2.2. Různé druhy rostlin v zelené stěně v Toulouse ve Francii (foto Miloš Zapletal).

Město je místem života a setkávání lidí. V současnosti žije více než polovina světové populace ve městech a odhaduje se, že do roku 2030 bude pro tři pětiny lidí město domovem (Fuller a Gaston, 2009; Smith a Guarnizo, 2009). V České republice je míra urbanizace dokonce ještě vyšší. Více než 73 % obyvatel Česka (přes 7 milionů) žije v městských oblastech (ČSÚ, 2018). Značná část je přitom koncentrována v malých či středních městech do 50 tisíc obyvatel (přes 42 %). Zatímco města nás spojují, jejich rychlý a nebývalý růst přinesl vážné výzvy. Rozvoj měst napomohl ke zhoršení životního prostředí, ztrátě přirozených stanovišť a poklesu biologické rozmanitosti, či zvýšenému riziku pro lidské zdraví spojeným s přehříváním prostředí, hlukem a znečištěním ovzduší. Lze navíc očekávat, že vlivem klimatické změny budou dopady degradace životního prostředí ještě zásadnější. A proto vyvstává zásadní potřeba najít způsoby, jak snížit zdravotní rizika a maximalizovat příležitosti pro kvalitní a zdravý život ve stále se rozrůstajících městských prostředích.

Potenciální adaptační opatření pro lepší život v městském prostředí nabízí zelená infrastruktura. V městských oblastech může být zelená infrastruktura tvořena zelenými a modrými plochami, jako jsou parky, aleje, pouliční solitérní stromy, zelené střechy, zelené tramvajové pásy nebo zelené stěny. Tyto přírodní a polopřirozené oblasti jsou strategicky plánovány a řízeny tak, aby poskytovaly celou řadu ekosystémových služeb.

Služby poskytované zelenou infrastrukturou jsou:

- Zdraví obyvatel: spolu se zlepšováním kvality ovzduší, filtrací škodlivých látek, vytvářením kyslíku a pohlcováním hluku, napomáhá zelená infrastruktura předcházet řadě onemocnění i tím, že vybízí obyvatele k fyzické aktivitě. Obyvatelé zelených měst častěji sportují a využívají různé formy udržitelné dopravy.
- Odolnost měst: díky zelené infrastruktuře se mohou města lépe adaptovat na změnu klimatu a s ní související nárůst četnosti a intenzity teplotních extrémů, které ovlivní zdraví citlivých skupin obyvatel. Zároveň lze díky zelené infrastruktuře předcházet erozi půdy, zadržovat vodu v krajině nebo snižovat spotřebu elektrické energie.
- Zvyšování biodiverzity: zelená infrastruktura napomáhá zachování a rozvoji počtu druhů živočichů a rostlin žijících ve městech. Obyvatelé měst biodiverzitu oceňují, zároveň vzbuzuje zájem o životní prostředí a veřejný prostor.
- Kvalita života obyvatel: množství zeleně je jedním z indikátorů kvality života. V zelených městech jsou lidé aktivnější a spokojenější, zeleň funguje také jako prevence psychických onemocnění.
- Redukce stresu: zelená infrastruktura pomáhá se zlepšováním soustředění, paměti, schopnosti učení i zklidněním nebo zotavováním se z nemoci.
- Atraktivita prostředí: zelená města přitahují skupiny obyvatel, které jsou často aktivnější, podnikavější, vzdělanější, zajímají se o veřejný prostor a dění.
- Růst ekonomiky: zelená infrastruktura vytváří nová pracovní místa, zvyšuje hodnotu bydlení a pozemků. Zelená města jsou atraktivnější pro investory.
- Posilování komunit: zelená místa vyzývají k setkávání obyvatel. Projekty jako komunitní zahrady nebo společné výsadby podporují sousedské vztahy. V zelených městech je pozorována nižší míra kriminality.

2.2 VÝZNAM ZELENÉ INFRASTRUKTURY V OCHRANĚ LIDSKÉHO ZDRAVÍ

Jedním z významných benefitů zelené infrastruktury je její pozitivní vliv na lidské zdraví a celkový blahobyt. Zelená infrastruktura nám poskytuje prostor pro odpočinek, rekreaci a prostředí k pohybovým aktivitám, což má kladný vliv na naše fyzické i duševní zdraví (Van den Berg 2015). Dostupná zeleň v blízkosti rezidenčních čtvrtí má přímou souvislost s nižší mírou obezity místní populace (Sakar, 2017) a nižší mírou úmrtnosti z důvodů kardiovaskulárních onemocnění (Gascon et al., 2016).

Zásadní význam zelené infrastruktury z pohledu lidského zdraví je její funkce ovlivňovat lokální mikroklimatické podmínky a zlepšovat kvalitu ovzduší. Mezi znečišťující látky patří zejména ozon (O_3), oxidy dusíku (NO_x) a suspendované částice (PM_x), jež mají negativní vliv na lidské zdraví a vegetaci. V roce 2005 žilo 89 % světové populace v oblastech, kde byla překročena směrnice Světové zdravotnické organizace pro kvalitu

ovzduší alespoň u jedné z těchto látek (Brauer et al., 2012). Světová zdravotnická organizace odhaduje, že suspendované částice přispívají k přibližně 800 000 předčasných úmrtí každý rok a 6,4 milionu ztracených let zdravého života (Brauer et al., 2012). Mezi nejvíce zasažené skupiny obyvatel kvalitou ovzduší přitom patří naše děti během jejich nejzranitelnější fáze vývoje (Landrigan et al., 1998). Oproti dospělým lidem novorozeňata a kojenci dýchají větší množství směsi těchto látek, protože se oproti dospělému člověku nadechují častěji.

Zelená infrastruktura zlepšuje kvalitu ovzduší přímo prostřednictvím vegetačního krytu, který odstraňuje vzdušné polutanty záchytem suspendovaných částic (PM_1 , $PM_{2,5}$, PM_{10}) na povrchu listů a jehlic a prostřednictvím průchodů dochází k absorpci molekul plynů (O_3 , NO_2). Množství sedimentovaných částic přitom mj. závisí na velikosti, resp. hmotnosti suspendovaných částic a rychlosti proudění (Janhäll 2015). Po sedimentaci na listech se mohou jemné částice menší než 1 μm dále infiltrovat přes listové průduchy do mezibuněčných prostorů, kde mohou být dále absorbovány. Podobný princip absorpce platí například pro molekuly troposférického ozonu. Větší částice však po záchytu zůstávají na povrchu vegetace, odkud mohou být následně resuspendovány do atmosféry, vymyty srážkami nebo deponovány na zem při opadu olistění (Nowak et al., 2006).

Oba mechanismy snížení znečištění ovzduší jsou podmíněny strukturou porostu. Důležitými aspekty jsou přitom tvar a rozložení listů a jehlic, tak jako drsnost na jejich povrchu (Florentina a Io, 2012). Rozhodující nejsou pouze vlastnosti rostlinných orgánů a jejich uspořádání, ale i celková struktura porostu, jako výška a hustota zápoje, tvar koruny a prostorové uspořádání větvení (Litschke a Kuttler, 2008). Obecně platí, že čím větší povrch zelené hmoty na jednotku plochy, tím větší záchyt polutantů. V důsledku toho jsou vzrostlé dřeviny s hustým několikapatrovým zápojem oproti nízké vegetaci, tvořené jen bylinným patrem, výrazně účinnější (Lovett, 1994; Powe a Willis, 2004; Nowak a Heisler, 2010).

Významný redukční efekt mohou představovat i ozeleněné stěny výškových budov, tzv. vertikální zahrady (Pugh et al., 2012). Často se totiž v ulicích hustě zastavěného městského prostředí může vyskytnout jev, při kterém je proudění vzduchu zpomaleno bočními stěnami budov, čímž dochází k větší koncentraci polétavého prachu v meziprostoru. Strategické umístění těchto zeleněných stěn však může efektivně toto znečištění zachytávat. Podobně příznivý dopad může způsobit i výsadba vegetace na střechách budov (Currie a Bass, 2008).

Kromě toho ovlivňuje zelená infrastruktura koncentraci suspendovaných částic v ovzduší i nepřímo změnou meteorologických podmínek. Hlavním mechanismem je zejména snížení rychlosti proudění vzduchu. Vegetace slouží jako efektivní větrolam, kdy na závětrné straně dochází kvůli poklesu rychlosti proudění k depozici suspendovaných částic na zem a celkovému snížení jejich koncentrace v ovzduší.

Vegetace dále modifikuje i místní tepelné podmínky. Lokální snížení denních teplot je dáno zejména omezeným množstvím procházejícího slunečního záření skrz korunový zápoj a zvýšenou transpirací. Teploty vzduchu jsou přitom prekurzorem vzniku mnoha polutantů. Pokles teploty přispívá k redukci fotochemických reakcí vedoucích k tvorbě přízemního ozonu. Lokální snížení teploty vzduchu má tedy částečně vliv i na snížení koncentrace polutantů v ovzduší.

V neposlední řadě přispívá zelená infrastruktura k lepšímu lidskému zdraví prostřednictvím snižování stresu a hlukové zátěže (Al-Dabbous a Kumar, 2014). Výsadba zeleně přispívá k omezování šíření hluku tím, že absorbuje či rozptyluje zvuk (Ten Brink et al., 2016). Prostory se zelení jsou také významným místem společenských akcí a aktivit, čímž podněcují sociální interakce a soudržnost komunit s prokázaným vlivem na duševní zdraví člověka (Dzhambrov et al., 2018).

3 KVALITA MĚSTSKÉHO OVZDUŠÍ, JEJÍ VLIV NA LIDSKÉ ZDRAVÍ A VEGETACI

3.1 CHARAKTERISTIKA VYBRANÝCH LÁTEK ZNEČIŠŤUJÍCÍ OVZDUŠÍ

3.1.1 SUSPENDOVANÉ ČÁSTICE (PM_{10})

Za prachové částice v ovzduší jsou považovány pevné nebo kapalné částice, které mohou být emitovány přímo ze zdrojů nebo vznikají v atmosféře reakcemi z plynných prekurzorů. Prachové částice se člení do jednotlivých skupin podle fyzikálních a chemických vlastností, nejčastěji užívané členění je podle velikosti. Jemné částice (menší než $2,5\ \mu m$) vznikají během vysokoteplotních procesů (hoření, tavení rud, kovů, svařování) a fotochemických reakcí v atmosféře. Jedná se o částice emitované z dopravy (z výfuků vozidel) a z průmyslových činností a o sekundární aerosol, který vzniká chemickými reakcemi z plynných prekurzorů (částice vznikající oxidací a kondenzací těkavých organických látek, sulfáty, nitráty). Hrubé částice (větší než $2,5\ \mu m$) vznikají primárně působením mechanických sil. Hovoříme-li o prašnosti z dopravy, pak se v této velikostní frakci jedná zejména o prach vzniklý erozí vozovek, otěrem pneumatik, brzd a resuspendovaný prach z povrchu vozovek po průjezdu vozidel. Z průmyslových činností, při kterých vzniká hrubá frakce, lze zmínit stavební a těžební činnosti, výrobu cementu a cihel a fugitivní emise vznikající v důsledku nakládání s prašným materiálem.

Prachové částice pocházející přímo ze zdrojů se označují jako primární částice. Sekundární částice vznikají jako důsledek fyzikálně-chemických procesů. Sekundární prašností rozumíme částice reemitované ze zemského povrchu vlivem proudění někdy se používá termín resuspendované částice.

Aerosoly v atmosféře mají typický průměr od 0,01 do 10 mikrometrů. Většina aerosolů se nachází v dolní troposféře, kde setrvávají několik dní. Z atmosféry jsou odstraněny vymytím deštěm nebo sněhem. Větší částice se usazují vlivem gravitačního působení. Aerosoly jsou různého složení a původu. Pocházejí z hornin, půd, moře, vulkanické aktivity, průmyslu (polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), těžké kovy), dopravy (PAU, saze, pryž, resuspenze), topení pevnými palivy (popílký, saze, PAU). Fyzikální mechanismy, které mají rozhodující vliv při mokrému odnímání látek z atmosféry, působí jak při vymývání uvnitř oblaků, tak i pod oblačnou vrstvou. K hlavním fyzikálním mechanismům patří rozpouštění plynných složek, oxidace plynných složek, difuzoforéza, brownovská difuze, impakce a kondenzace na kondenzačních jádrech uvnitř oblaků. Rozpouštění a oxidace plynných složek má význam zejména pro sloučeniny síry a dusíku. Prostřednictvím difuzoforézy se částice pohybují ve směru hlavního toku molekul vodní nebo jiné páry. Brownovská difuze je důležitá jen pro plyny a nejmenší částice. Impakce je významným procesem pro aerosolové částice větších rozměrů. Kondenzace prostřednictvím kondenzačních jader v oblacích je nejdůležitějším mechanismem vzniku aerosolových částic.

Velké aerosolové částice (obvykle o průměru 1 až 10 μm) se vytvářejí při větru z mořské soli, prachu a jiných nečistot emitovaných do atmosféry. Jemné aerosolové částice s průměrem menším než 1 mikrometr se vytváří v atmosféře zejména kondenzací prekurzorových plynů. Významnými složkami jemných aerosolů jsou sírany, dusičnany, organický uhlík a elementární uhlík. Sírany, dusičnany a organické uhlíkové částice se vytvářejí atmosférickou oxidací SO_2 , NO_x a VOC. Elementární částice uhlíku jsou vypouštěny při spalování. Spalování je také hlavním zdrojem částic organického uhlíku.

Některé aerosoly mají ochlazující účinek na zemské klima, protože odrážejí sluneční záření zpět do vesmíru. Velké erupce ze sopek emitují velké množství aerosolů do stratosféry, což může po určitou dobu výrazně snížit průměrné globální teploty na Zemi. Naproti tomu některé aerosolové částice, jako jsou saze, absorbují záření a mají oteplovací účinek. Velkým vědeckým problémem je odhad čistého přímého příspěvku aerosolů k celosvětové změně klimatu. Proto jsou prováděny podrobné inventury jednotlivých typů aerosolů v atmosféře a jejich distribuce po celém světě. Aerosolové částice mohou také nepřímo ovlivňovat zemské klima, protože kondenzací prostřednictvím kondenzačních jader v oblacích vznikají mraky, které odrážejí záření zpět do vesmíru.

Měření koncentrace a chemické složení částic je složité, protože částice se obtížně zachycují, aniž by došlo ke změně jejich chemického složení. K měření se používají optické a hmotnostní spektrometrické techniky, které umožňují analyzovat chemické složení jednotlivých částic přímo ve vzduchu.

Organické aerosoly jsou do atmosféry vypouštěny přímo spalováním, či jsou formovány v atmosféře z těkavých organických látek (VOC) při snižování jejich bodu varu. Ty se označují jako sekundární organické aerosoly. Automobily, dřevo spalované v kamnech, zemědělské činnosti a spalování lesních porostů jsou významnými zdroji aerosolů v ovzduší. Atmosférická oxidace antropogenních a biogenních VOC je významným zdrojem sekundárních organických aerosolů zejména v létě. Význam těchto různých zdrojů aerosolů je stále nejistý, což v současné době omezuje naši schopnost posoudit antropogenní vliv a rozvíjet strategie pro snížení koncentrace aerosolů.

Dopravní a průmyslové činnosti jsou obecně považovány za hlavní zdroj částic PM_{10} . Existující informace o chemickém složení, velikostním rozložení, podílu sekundárních částic a depozičním toku částic na různé typy povrchů jsou doposud neúplné. Měření koncentrace aerosolu bylo provedeno v mnoha městech na úrovni ulic nebo pro hodnocení expozice (Kaur et al., 2005; Longley et al., 2004). Byla provedena eddy ko-variační měření emisního toku jemných a ultrajemných částic nad velkými městskými aglomeracemi, která poskytla informace o vzestupném proudění vzduchu a vertikální výměně částic nad některými městskými aglomeracemi (např. Manchesterem, Londýnem, Helsinkami) (Dorsey et al., 2002; Martin et al., 2009). Emisní tok částic nad různými druhy zdrojů v různých výškách nad ornou půdou s vegetací a bez vegetace měřil s využitím vzducholodě Zapletal et al. (2019a) a povrchovým uhelným dolem Zapletal et al. (2019b). Tato měření poskytla informace o vertikálním profilu koncentrace částic a emisním, respektive depozičním toku těchto částic nad povrchy s vegetací a povrchy významně ovlivněné antropogenní činností.

3.1.2 OXIDY DUSÍKU (NO_x)

Termínem NO_x rozumíme směs NO (oxid dusnatý) a NO_2 (oxid dusičitý). NO vzniká jako produkt nedokonalého spalování nebo některých chemicko-technologických procesů a je v atmosféře nestabilní. Stablnější NO_2 pak setrvává v atmosféře cca 10 dnů. Vše však záleží na fotochemických reakcích, kterých se oxidy dusíku účastní. Nejzásadnějším zdrojem NO resp. NO_2 je doprava, a proto je koncentrace NO_2 velkým problémem ve všech větších městech (EEA, 2012).

Oxidy dusíku jsou vysoce reaktivní plyny, které se tvoří reakcí kyslíku a dusíku při vysokých teplotách během spalování nebo úderem blesků. Dusík přítomný v palivu může být také emitován jako NO_x během spalování. Emise způsobuje především spalování fosilních paliv v severních a středních zeměpisných šířkách a spalování biomasy v tropických oblastech. Distribuci emisí NO_x do atmosféry můžeme sledovat pomocí družicových měření atmosférické koncentrace NO_2 . V atmosféře NO_x reaguje s těkavými organickými sloučeninami (VOC) a oxidem uhelnatým (CO) za vzniku přízemního O_3 prostřednictvím složitého řetězového reakčního mechanismu. Výsledkem reakčního mechanismu je nakonec kyselina dusičná (HNO_3), která stejně jako H_2SO_4 , přispívá k okyselení životního prostředí a tvorbě aerosolů. Pro NO_x existuje několik cest, které vedou k tvorbě HNO_3 . Převážná část NO_x pochází ze spalování fosilních paliv (organický dusík v palivu), nebo oxidací atmosférického dusíku (N_2) v dieselových motorech (Warfvinge a Sverdrup, 1995). NO se uvolňuje také z půdy po hnojení a následném působení bakterií.

V ovzduší prochází NO_x celou řadou reakcí. NO se tvoří při teplotách nad 1000°C a v ovzduší se oxiduje samovolnou reakcí na NO_2 . Ten se však může zpětně rozkládat fotochemicky na NO a kyslík (O). Většina NO_x nakonec přejde na nejstabilnější formu, kterou je HNO_3 . Reakcí HNO_3 s prachovými alkalickými částicemi vznikají tuhé částice, které jednak sedimentují, jednak jsou z atmosféry vymývány srážkami.

NO má více než 90 % zastoupení v NO_x emitovaných do přízemní vrstvy atmosféry. Během dne rychle konvertuje na NO_2 . Konverze NO_2 na HNO_3 je pomalá a závisí na sluneční radiaci. Pohybuje se mezi 2 % za hodinu v zimě až po 30 % za hodinu v letních dnech.

Hlavní emitovaná oxidovaná sloučenina dusíku je NO , který je v atmosféře oxidován na NO_2 a dále na dusičnany. Během dne je NO_2 oxidován v plynné fázi na HNO_3 pomocí OH^- radikálů. NO_2 reaguje s vodou pohlcenou na různém povrchu za vzniku HNO_3 a kyseliny dusité (HNO_2). HNO_2 je uvolňována z povrchu, zatímco HNO_3 zůstává absorbována. To dává menší příležitost vzniku dusičnanů v aerosolu (Hov et al., 1987). HNO_2 může také vznikat reakcí N_2O s OH^- (Pitts a Pitts, 1986). V některých znečištěných oblastech v Evropě byly změřeny vysoké koncentrace HNO_2 , ačkoliv HNO_2 fotolyzuje velmi rychle (Slanina et al., 1990). NO_2 je v noci oxidován O_3 za vzniku dusičnanových radikálů, které mohou být významným zdrojem HNO_3 . Na rozdíl od plynných sloučenin dusíku má HNO_3 vyšší depoziční rychlosti a kratší čas setrvání v ovzduší.

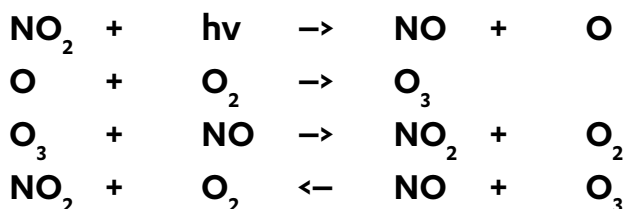
Oxidy dusíku se podílejí na tvorbě přízemního ozonu a fotochemického smogu. Část NO_2 reaguje na kyselinu dusičnou, která se podílí na kyselých deštích. Dusík, který se dostane do půdy, působí jako hnojivo, což je pozitivní. Nicméně při vyšších koncentracích má negativní účinek. Ve vodě velké koncentrace dusíku napomáhají eutrofizaci, přemnožení některých vodních rostlin a často dochází k úhynu ryb.

3.1.3 TROPOSFÉRICKÝ OZON (O₃)

Existence ozonu v troposféře je známa více než 150 let. Je nutné rozlišovat pojmy stratosférický ozon a troposférický ozon, jejichž označení pochází od vrstev atmosféry, ve které se nacházejí. Stratosférický ozon je pro Zemi a pro existenci života na ni prospěšný, protože tvoří ozonovou vrstvu. Naopak troposférický neboli přízemní ozon je škodlivý. Za normálních podmínek je ozon reaktivní plyn modré barvy a charakteristického zápachu s mimořádně silnými oxidačními účinky. Výskyt ozonu závisí na sluneční aktivitě.

Přízemní ozon (O₃) je sekundární látkou znečišťující ovzduší, která je toxická pro člověka a vegetaci. Vzniká v troposféře oxidací VOC a CO za přítomnosti NO_x. Mechanismus je komplikovaný, zahrnující stovky chemických reakcí, které popisují degradaci VOC. Důležitým aspektem tohoto mechanismu je, že NO_x a OH radikály působí jako katalyzátory. To znamená, že urychlují rychlost tvorby O₃, aniž by byly sami spotřebovávány. Tento mechanismus tvorby O₃ v přízemní vrstvě atmosféry je zcela odlišný od mechanismu tvorby O₃ ve stratosféře, kde se nachází 90 % celkového atmosférického O₃ a hraje klíčovou roli při ochraně života na Zemi před působením UV záření. Stratosférický O₃ vzniká fotolýzou kyslíku. Tento proces neprobíhá v troposféře, protože silné UV záření (<240 nm) potřebné k disociování molekulárního kyslíku je vyčerpáno O₃ ve stratosféře.

O₃ je jedním z nejsilnějších oxidačních činidel. O₃ v přízemní vrstvě v menším množství vzniká fotolýzou kyslíku a dostává se do ní také klesáním ze stratosféry v důsledku vyšší měrné hmotnosti (asi 10-15 %). V troposféře se tvoří převážná část O₃ nepřímo účinkem slunečního záření na NO_x v přítomnosti VOC. Neexistují žádné významné přímé antropogenní emise O₃ do ovzduší. Procesy produkující a odstraňující O₃, které zahrnují absorpci slunečního záření oxidem dusičitým, mohou být charakterizovány těmito reakcemi:



Přítomnost OH radikálů a těkavých organických látek (VOC) v ovzduší, ať původu přírodního nebo antropogenního, způsobuje posun rovnováhy ve prospěch mnohem vyšších koncentrací O₃. K VOC patří C₆-alkany, aldehydy, ketony, různé estery a chlorované uhlovodíky. Mnohé z nich jsou obsaženy ve výfukových plynech spalovacích motorů a emisích různých chemických výrobních procesů, čisticích prostředcích a rozpouštědlech. Kromě O₃ vznikají při fotochemických procesech další oxidanty, např. HNO₃, peroxid vodíku (H₂O₂), dále sekundární aldehydy atd.

Maximální koncentrace O₃, která může být ve znečištěném ovzduší dosažena, pravděpodobně závisí nejen na absolutních koncentracích VOC a NO_x, ale rovněž na jejich poměru. Při středních hodnotách poměrů těchto koncentrací (4:1 až 10:1) jsou podmínky pro tvorbu vysokých koncentrací O₃ příznivé. Protože poměry koncentrací VOC ke koncentracím NO_x v ovzduší hustě osídleného a silně industrializovaného území České republiky se obvykle příliš nemění, jsou meteorologické podmínky na tomto území hlavním fak-

torem, který určuje rychlost fotochemických procesů (Grennfelt, 1984). Koncentrace ozonu jsou nejvyšší v době, kdy děti pobývají nejčastěji venku (letní odpoledne).

Koncentrace přízemního ozonu závisí na sluneční aktivitě a jsou v letech proměnlivé, ale i tak je patrné, že zejména v souvislosti s častým výskytem extrémních teplot koncentrace ozonu také dlouhodobě pozvolna rostou. Analýza časoprostorových trendů dlouhodobého měření 26 stanic různého typu (městské, venkovské, horské) za období 1994–2015 ukázala, že navzdory podstatnému snížení emisí prekursorů i snížení imisních koncentrací O_3 , na většině stanic představuje O_3 v ČR stále značný problém (ČHMÚ, 2019).

Přítomnost ozonu ve městech je nežádoucí, protože může vést ke vzniku fotochemického smogu, který obsahuje řadu organických radikálů, které představují významné riziko pro lidské zdraví (podrobněji např. Hůnová a Bäumelt, 2018).

3.2 Vliv vybraných látek znečišťujících ovzduší na lidské zdraví a vegetaci

3.2.1 Suspendované částice (PM_x)

Existuje celá řada průkazných studií, které uvádějí souvislost mezi expozicí PM_x a dopady na lidské zdraví. Jedná se zejména o kardiovaskulární a respirační onemocnění. Podle US EPA tyto částice způsobují zhoršení respiračních potíží (podráždění dýchacích cest, kašel), snížení funkce plic, astma, chronickou bronchitidu, infarkty, nepravidelnou srdeční činnost i předčasné úmrtí lidí s chorobami srdce nebo plic (US EPA, 2008). Prostřednictvím suspendovaných částic se mohou do organismu dostávat další látky, které jsou nebezpečné, např. polyaromatické uhlovodíky, těžké kovy, dioxiny. Tyto látky mohou mít karcinogenní, mutagenní nebo teratogenní účinky a způsobují zvýšení celkové úmrtnosti.

Mezi hlavní zdravotní dopady patří na jedné straně akutní projevy - kašel, akutní respirační onemocnění, dráždění sliznic, zhoršení stávajících onemocnění dýchacích cest a kardiovaskulárních onemocnění, zvýšení hospitalizací a úmrtnosti. Na druhé straně jsou to chronické projevy, a to nemoci dýchacího (zánět průdušek, plic) a oběhového systému, předčasná úmrtí, pokles plicních funkcí, alergie, astma. Možné jsou také karcinogenní a mutagenní účinky - nádorová onemocnění, vývojové vady.

PM_{10} - hrubé prachové částice (menší než $10\ \mu m$) jsou zadržovány v horních cestách dýchacích, mohou být spolknuty, vykašlány nebo vykýchány.

$PM_{2.5}$ - menší částice (menší než $2,5\ \mu m$) se zachycují postupně v horních cestách dýchacích.

PM_1 - nejmenší částice (menší než $1\ \mu m$) pronikají hlouběji až do plicních sklípků.

Zátěž obyvatelstva pevnými, kapalnými nebo směsnými částicemi o velikosti $1\ nm - 100\ \mu m$ suspendovanými v atmosféře patří k největším problémům nejen v České republice, ale prakticky v celé Evropě. Vysoké koncentrace částic způsobují zdravotní problémy obyvatelstva. Mezi ně patří respirační poruchy a zvýšené riziko rakoviny plic a kůže (WHO, 2006). Vysoké koncentrace aerosolů jsou hlavní příčinou kardiovaskulárních onemocnění a mohou být také příčinou onkologických onemocnění. Zvláště nebezpečné jsou jemné a ultrajemné částice, protože mohou být absorbovány hluboko do plic a do krevního oběhu. V rámci vědeckých výzkumů negativního působení částic na lidské zdraví byly stanoveny limity pro expo-

zici částicemi o průměru 10 mikrometrů nebo méně a pro částice o průměru 2,5 mikrometrů nebo méně. Aerosoly mají také významné radiační účinky v atmosféře. V České republice je dlouhodobá expozice částicemi důležitým faktorem zodpovědným za snížení kvality života obyvatel. Mezi nejzávažnější účinky, pokud jde o celkovou zdravotní zátěž, patří významné snížení průměrné délky života (WHO, 2006).

Imisní limit pro PM_{10} pro ochranu zdraví lidí je stanoven jako roční průměr a jeho hodnota je $40 \mu g m^{-3}$, respektive jako 24 hodinový průměr $50 \mu g m^{-3}$, který může být překročen 35 krát v roce. V tab. 3.1 jsou uvedeny limity PM_x pro lidské zdraví.

Tab. 3.1. Limity pro PM_x (ČHMÚ, 2019) podle zákona č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, v platném znění, a vyhlášky č. 330/2012 Sb., o způsobu posuzování a vyhodnocení úrovně znečištění, rozsahu informování veřejnosti o úrovni znečištění a při smogových situacích.

Látka	Limit ($\mu g m^{-3}$)	Typ limitu	Důsledky překročení limitu
PM_{10}	50	24 hodinový	Vzestup celkové úmrtnosti o 0,5 % při zvýšení 24 hod. průměrné koncentrace částic PM_{10} o $10 \mu g/m^3$
PM_{10}	40	roční	Vzestup celkové úmrtnosti o 3 % při zvýšení roční průměrné koncentrace částic PM_{10} o $10 \mu g/m^3$
$PM_{2.5}$	25	roční	Podobně jako u PM_{10}

3.2.2 OXIDY DUSÍKU (NO_x)

Oxid dusnatý silně dráždí dýchací cesty, způsobuje cyanosu a brání tak přenosu kyslíku v krvi, kdy se hemoglobin mění na oxidovaný methemoglobin. Již ve velmi nízkých koncentracích působí dráždivě na dýchací cesty. Akutní otrava se projevuje úporným kašlem, může vznikat edém plic či jiná plicní poškození. V krvi se objevuje methemoglobin, což se projevuje cyanosou (zmodrání). V těžších případech to vede až k šoku, křečím, zástavě dechu a smrti (SZÚ, 2019).

Oxid dusičitý je agresivní, prudce jedovatý plyn s charakteristickým odporně nasládlým zápachem. Způsobuje záněty dýchacích cest od lehkých forem až po edém plic. Nitrosní plyny jsou podezřelé z karcinogenity. Poškozují rostliny, účastní se na vzniku smogu a poškozují ozonovou vrstvu. V tab. 3.2 jsou uvedeny limity NO_x pro lidské zdraví a vegetaci.

Tab. 3.2. Limity pro NO₂ (ČHMÚ, 2019) podle zákona č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, v platném znění, a vyhlášky č. 330/2012 Sb., o způsobu posuzování a vyhodnocení úrovně znečištění, rozsahu informování veřejnosti o úrovni znečištění a při smogových situacích.

Látka	Limit (µg m ⁻³)	Typ limitu
NO ₂	200	1 hodina
NO ₂	40	rok
NO _x	30	rok

Význam oxidů dusíku spočívá v jejich účasti na řadě reakcí, které vedou k daleko složitějším a nebezpečnějším molekulám. Důvodem vysoké reaktivity je vznik atomárního kyslíku s volným elektronem (radikálem), který je extrémně reaktivní a reaguje s organickými látkami, které mají opět volný radikál. U těchto látek existuje podezření na karcinogenní účinky a jsou pro zdraví škodlivé. Působení NO_x na složky životního prostředí zahrnuje v regionálním měřítku zejména eutrofizaci přírodních ekosystémů, jejich acidifikaci a fotochemické znečištění přízemní vrstvy ovzduší.

3.2.3 TROPOSFÉRICKÝ OZON O₃

Ozon je vysoce toxický a reaktivní plyn. Ozon je škodlivý zejména tvorbou velmi reaktivních volných radikálů (částic s nepárovým elektronem). Dráždí dýchací cesty a může vyvolat až plicní edém. Ke snížení plicních funkcí dochází při průměrné koncentraci 160 µg m⁻³ v délce trvání hodin až dnů. Působí též nepříznivě na centrální nervovou soustavu, což se projevuje podrážděností, bolestmi hlavy a únavou. Akutní dráždivé účinky jsou pálení očí, nosu, krku, případně tlak na hrudi, kašel a bolesti hlavy (SZÚ, 2019).

Imisní limit pro ochranu zdraví lidí je stanoven jako maximální denní osmihodinový klouzavý průměr a jeho hodnota je 120 µg m⁻³. Maximální povolený počet překročení je 25 krát, hodnotí se na základě průměru za tři roky. V tab. 3.3 jsou uvedeny limity O₃ pro lidské zdraví a vegetaci.

Tab. 3.3. Limity pro troposférický ozón (ČHMÚ, 2019) podle zákona č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, v platném znění, a vyhlášky č. 330/2012 Sb., o způsobu posuzování a vyhodnocení úrovně znečištění, rozsahu informování veřejnosti o úrovni znečištění a při smogových situacích.

Látka	Limit (µg/m ⁻³)	Typ limitu
O ₃	120	8 hod. klouzavý průměr
O ₃ pro ochranu vegetace	6000	z 1h hodnot (květen - červenec)

Poškození vegetace O₃ bylo poprvé pozorováno ve 40. letech v oblasti kolem Los Angeles v USA. Od té doby je přízemní O₃ považován (pokud se vyskytuje ve vysokých koncentracích) za nejvýznamnější fyto-toxickou škodlivinu v ovzduší. Rostliny reagují na zvýšenou koncentraci zvláště citlivě, přičemž dochází jak k chronickým, tak akutním poškozením. Přízemní O₃ je považován za jeden z významných faktorů, které se

podílejí na syndromu novodobého odumírání lesů. Poškození zemědělských plodin způsobené přízemním O_3 dosahuje významných hospodářských rozměrů v různých zemích světa (Evropa, USA, Mexiko, Indie) (Avnery et al., 2011). V těchto zemích byly prokázány ztráty na výnosech zemědělských plodin (Avnery et al., 2011). Negativní účinky O_3 na výnosy kulturních rostlin byly uznány rovněž v EU (EP, 2002).

4 MONITORING KVALITY OVZDUŠÍ

4.1 STACIONÁRNÍ SÍŤ MĚŘENÍ KVALITY OVZDUŠÍ

V současnosti existují dvě základní linie monitoringu ovzduší. Sledování kvality ovzduší provádí Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ) Praha jako organizace zřízená pro tento účel Ministerstvem životního prostředí. Výsledky slouží k řízení kvality ovzduší v ČR a veškerému reportingu. Měření ČHMÚ je již dlouhou dobu propojeno se Systémem monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí, který realizuje Státní zdravotní ústav (SZÚ) a Zdravotní ústavy (ZÚ) pověřené Ministerstvem zdravotnictví. Oba systémy spolupracují a vzájemně sdílejí data.

Veškeré informace jsou dostupné na webových stránkách ČHMÚ, dílčí pak na stránkách Zdravotních ústavů a SZÚ Praha. Kromě ČHMÚ, SZÚ a ZÚ provádí monitoring také města, kraje, soukromé firmy a jiné.

Základní imisní monitoring provádí ČHMÚ. Výsledky monitoringu používá Ministerstvo životního prostředí k řízení kvality ovzduší pomocí regulace zdrojů. Podle principu měření existuje automatický imisní monitoring (AIM) a manuální imisní monitoring (MIM) (ČHMÚ, 2019).

AIM je založený na nepřetržitém měření stacionárními automatickými analyzátory, většinou s přímým přenosem dat. Měřicí stanice AIM jsou vybaveny zpravidla analyzátory měření koncentrací SO_2 , NO, NO_2 , O_3 , CO a suspendovaných částic PM_{10} , případně $PM_{2.5}$. Téměř všechny stanice souběžně sledují meteoroparametry - rychlost a směr větru, teplotu, tlak, vlhkost.

MIM se provádí zejména pro látky, které se musí analyzovat až v laboratoři. Manuální odběr potřebují zejména organické látky.

4.2 SENZOROVÁ TECHNIKA

Vzhledem k nízkým finančním nákladům, jednoduché instalaci a provozu je senzorová technika na měření koncentrací látek znečišťujících ovzduší a meteorologických prvků vhodným doplňkovým měřením ke stacionární měřicí síti. Pomocí prostorových dat o koncentracích znečišťujících látek a meteorologických prvků naměřených senzory lze následně pomocí těchto dat modelovat zachyt znečišťujících látek městskou zelení, analyzovat a hodnotit městskou zeleň a ekosystémové služby, které poskytuje. Zachyt znečišťující látky v daném místě během určitého časového období (např. vegetačního období) lze vypočítat z množství vzdušných polutantů (prachových částic, ozonu atd.) zachycených vegetací v určité oblasti a určitém časovém období, depozičního toku vzdušných polutantů, celkové plochy vegetace a časového období. Pokud v ulici není doprava, je zachyt polutantů vegetací nejvyšší. Když je v ulici zdroj znečištění, potom závisí na správném umístění stromů, aby zachyt polutantů nebyl snížen omezením rozptylu po-

lutantů. Při nesprávném umístění mohou stromy přispívat ke znečištění. Rychlost a směr větru má kritický vliv na působení stromů v uličním kaňonu. Při paralelním směru větru a směru uličního kaňonu přítomnost stromů vede k redukci koncentrace polutantů. Tato přesná měření polutantů v ovzduší v městském prostředí vyžaduje velké množství monitorovacích míst, a proto je vhodné tato měření provádět nízkonákladovými senzory. Senzory naměřené meteorologické parametry a koncentrace polutantů umožňují optimalizaci výsadby stromů a keřů. Tyto senzory rychle reagují na aktuální meteorologickou a environmentální situaci a spolu s modely rozptylu, depozice, zachytu a resuspenze polutantů umožňují přesné plošné vyhodnocení změny v koncentraci a směru šíření polutantů. Tím umožňují mimo jiné optimalizaci prostorové výsadby stromů. Depozice a zachyt polutantů jsou významně ovlivněny druhem povrchu. Popomineme-li možnosti snížení emise vzdušných polutantů (prachových částic, ozonu, oxidů dusíku atd.), existuje varianta snížení těchto polutantů jejich zachytem vegetací. Součástí hodnocení městské zeleně jsou doporučení pro urbanisty, jak umisťovat stavby určené pro citlivou populaci a jak vysazovat městskou zeleň a zvyšovat zachyt suspendovaných částic PM_{10} , ozonu (O_3) a dalších vzdušných polutantů vegetací v městském prostředí. Lze stanovit plochu výměry zeleně, která je schopna pohltit potřebné množství uvedených látek emitovaných libovolným zdrojem znečišťování ovzduší.

Cenově dostupné, rozměrově malé a lehce přenositelné senzory (mikrosenzory nebo malé senzory) na měření kvality ovzduší lze obecně rozdělit do několika kategorií na základě principu měření, a to na elektrochemické (pro plyny NO_2 , NO , SO_2 , O_3 , CO), metal-oxidové (pro plyny NO_2 , O_3 a CO), fotoionizační (pro VOC) nebo optické čítače částic (pro aerosoly PM_1 , $PM_{2.5}$ a PM_{10}) (Gerboles et al., 2017; Lewis et al., 2018). Přestože jsou tyto cenově nenáročné nástroje poměrně perspektivní z hlediska možnosti získání dat i z doposud nepokrytých míst (v horizontální i vertikální rovině), a mohou tak být využity k zahuštění oficiálních národních monitorovacích sítí či k identifikaci nových hotspotů (Kumar et al., 2015; McKercher et al., 2017), má tato technologie i svá úskalí, která musí být při hodnocení naměřených dat uvážena (Bauerová a Keder, 2019).

Senzorová technika je jednou z mnoho moderních technik. Jak vlastně funguje, co dokáže změřit a jak přesná dokáže být, je záležitostí vhodné úpravy aplikace. Na obr. 4.1 je zobrazen senzor CO a multifunkční přístroj pro měření až 6ti látek.



Obr. 4.1. Senzor CO a multifunkční přístroj pro měření až 6ti látek.

První senzory pro měření ovzduší se objevily již před 20 lety. Pokus o miniaturizaci měření však narazil na spolehlivost a přesnost zařízení. Proto se první senzory nasadily pro měření vyšších koncentrací zejména v pracovním prostředí. První masově nasazená aplikace jsou senzory oxidu uhelnatého (CO) v dolech, ale také domech a bytech. Smyslem senzoru CO bylo hlídat koncentraci, aby nedošlo k otravě lidí. Prakticky souběžně se objevila senzorová aplikace pro metan (CH_4), jeho koncentrace se společně s kyslíkem (O_2) měřila v dolech a hlídala se tzv. výbušnost nebo hořlavost. Typů senzorů a praktických aplikací, které je využívají je celá řada (Gerboles et al., 2017).

Díky dostupnosti senzorů je velmi výhodné je spojit do sítí a sledovat tak zájmové území podrobně. Data naměřená senzory následně umožní podrobně analyzovat polutanty, např. z průmyslové zóny, silniční sítě nebo průmyslového závodu. Senzorové sítě umožňují měřit velké množství hodnot, a proto jsou vybaveny vlastní inteligencí. Existují příklady propojení senzorů do tzv. neuronových sítí. Vzniklé modely naměřených koncentrací potom umožňují vysvětlit současné znečištění ovzduší, ale také odhadnout budoucí vývoj jeho kvality.

4.3 ELEKTROCHEMICKÉ SENZORY

Elektrochemický senzor je vlastně článek s elektrodami ponořenými do gelového elektrolytu, který je oddělen od vnějšího prostředí difuzní membránou. Přes tuto membránu procházejí molekuly plynu, v elektrolytu dochází k oxidačním a redukčním procesům a výsledkem je změna elektrického potenciálu článku. Elektrody se postupně rozpouští a životnost článku je omezena.

Elektrochemické senzory jsou zpravidla velmi selektivní - měří skutečně monitorovanou látku, potřebují velmi málo energie k provozu a obvyklou životnost mají cca 1 rok. Cena je závislá na typu detektoru a běžně se pohybuje od 5 do 30 tisíc Kč. Přístroje jsou dnes konstruovány tak, že po uplynutí životnosti se vymění pouze článek. Elektrochemické senzory patří mezi nejrozšířenější a neustále roste jejich kvalita a klesá cena. Na obr. 4.2 je zobrazen příklad elektrochemických senzorů.



Obr. 4.2. Příklad elektrochemických senzorů.

Princip senzoru spočívá ve změně odporu polovodiče, na jehož povrch je absorbována měřená látka. Polovodič se na rozdíl od elektrochemických senzorů nespotřebovává a má díky tomu životnost desítky let. Dnes existují aplikace pro více než 150 látek. Výhodou polovodičových senzorů je vyšší citlivost a použití i pro nízké koncentrace měřených látek. Díky svému principu jsou však méně selektivní, než elektrochemické senzory. Na obr. 4.3 jsou zobrazeny příklady polovodičových senzorů pro měření plynů a infračervených senzorů.



Obr. 4.3. Příklady polovodičových senzorů pro měření plynů (vlevo) a infračervených senzorů (vpravo).

Senzory využívají schopnosti některých molekul (CO_2 , CH_4 , NO_2) absorbovat červené světlo a díky tomu se molekuly rozkmitají (vibrují). Měří se úroveň vibrace. Senzory jsou velmi selektivní, pracují i v prostředí bez kyslíku, ale patří mezi dražší.

4.4 NÁVRH SENZOROVÉ SÍTĚ VE MĚSTĚ

Návrhy sítě senzorů zahrnují výběr míst pro instalaci sestavy senzorů (ve spolupráci se zástupci města) tak, aby měření ukazatelů probíhalo souběžně se sledováním základních klimatických ukazatelů (mikrometeorologické stanice), které následně vstoupí do primárního vyhodnocení získaných dat, aby byly vyloučeny chybové výkyvy naměřených hodnot v důsledku vlivu klimatických jevů.

Síť senzorů na měření znečištění ovzduší v řešeném území by měla umožnit měřit koncentrace PM_{10} , $PM_{2.5}$, PM_{10} , NO_2 , O_3 a meteorologické parametry s ohledem na stávající, ale také návrhovou městskou zeleň. Senzorová stanice by měla být vybavena interním datalogerem, který umožňuje ukládat data v zařízení, následné stažení dat pomocí připojení USB a vizualizaci dat pomocí vyspělého software.

Vzhledem k tomu, že naměřená monitorovaná data je možné od stanice přenášet téměř v reálném čase a ukládat je do databáze pomocí online platformy, budou uživatelé vyhodnocovat a zpracovávat aktuální data o znečištění ovzduší.

Systém senzorů by měl obsahovat ochranný housing – s wireless komunikací pro online přenos dat. Systém by měl obsahovat integrovanou baterii pro autonomní provoz a GPRS modul (1 M2M SIM karta) a umožnit připojení solárního panelu. Dle existujících konkrétních podmínek by v některých boxech měly být umístěny senzory pro měření meteorologických parametrů: rychlosti a směru větru, teploty vzduchu, vlhkosti vzduchu, globálního záření.

Stanice by měly být schopné měřit nízké koncentrace (ppb) s časovým krokem přednastaveným na 1 minutu. Kalibrace zařízení je vyžadována 1x za rok. Podle Evropské legislativy musí zařízení splňovat parametry pro indikační měření (s maximální chybou $\pm 30\%$ dle 2008/50/EC).

Dataloger by měl přenášet data na server, který by měl být přístupný přes webovou aplikaci, která umožňuje prohlížení dat a export do xls. Pro online je nutné do GPRS modulu umístit SIM kartu. Data mohou být odesílány na server, na kterém může být instalován SW Visualis. Sensory mohou být osazeny deskou Arduino (s ukládáním dat na SD kartu). Senzory by měly umožnit odpojení ze stanice a použití samostatně, jelikož senzor obsahuje interní baterii, která postačuje pro krátkodobé měření. Tyto charakteristiky splňuje např. výrobce CAIRPOL. Data ze senzorů a meteorologických čidel by měla být sbírána do integrovaného dataloggeru a odesílána přes síť do environmentální databáze města.

Senzory pro jednotlivé látky by měly být dodány nakalibrované, tzn., musí mít ověřený a přednastavený korekční faktor pro všechny měřené látky. Korekční faktor by měl být spočítán po uskutečnění min. dvou denního srovnávacího měření s referenčním zařízením, splňujícím podmínky pro zasílání dat do systému ISKO (tj. zařízení musí být v souladu s evropskými normami pro měření daných látek a musí být řádně nakalibrované, provozovatel zařízení musí být buď autorizován, nebo akreditován pro měření kvality ovzduší). Pro každou látku (typ senzoru) je požadován samostatný faktor. Toto souměření a stanovení validačních faktorů by měl udělat dodavatel na své náklady a při instalaci zařízení by měl dodat zadavateli protokol o provedení souměření.

Souměření prakticky spočívá v provedení srovnávacích měření pomocí vybraných měřicích zařízení kvality ovzduší na stanicích státní referenční sítě. Pro možnosti identifikace vadných kusů senzorů a validace různých jednotek mezi sebou by měly být všechny senzorové jednotky nejprve umístěny na jedné lokalitě v bezprostřední blízkosti měřicích zařízení referenční sítě. Navzájem validované senzorové jednotky by pak měly být dále porovnávány s měřením na stanicích státní referenční sítě, díky čemuž mohou být stanoveny korekční faktory a bude možné jednotky instalovat na zájmová místa. Korekční faktory zjištěné při tomto srovnávacím měření pak budou použity pro validaci naměřených dat ze senzorických jednotek.

5 EMISE, PŘENOS A DEPOZIČNÍ TOK LÁTEK ZNEČIŠŤUJÍCÍCH OVZDUŠÍ

Zelená infrastruktura je obecně považována za prospěšnou pro kvalitu ovzduší (Willis a Petrokofsky, 2017). Vztah mezi vegetací a kvalitou okolního ovzduší je však složitý. Pro popisné účely jsou potenciálně příznivé vlivy vegetace na kvalitu ovzduší obecně rozděleny do kategorií podle procesů atmosférické depozice a atmosférické disperze. V souladu se složitou dynamikou systému jsou kolektivní dopady těchto procesů různorodé a závislé na kontextu souvisejících jevů v různých měřicích.

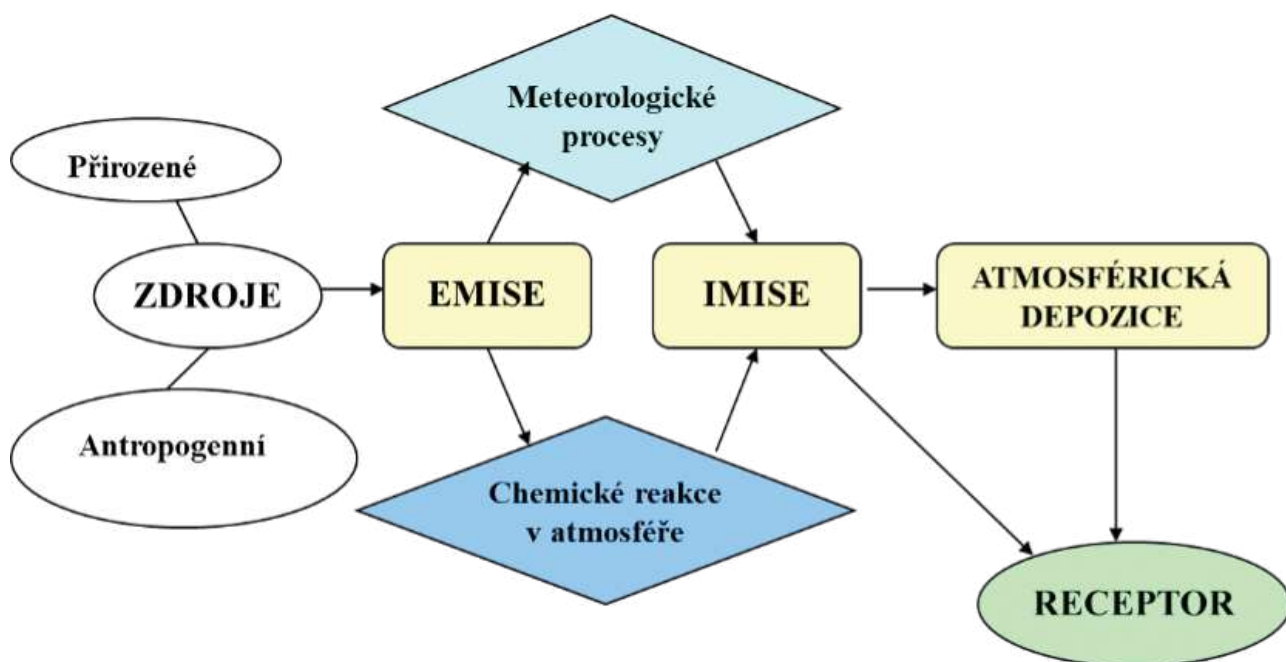
V rámci dějů, kterým podléhají látky v atmosféře od počáteční emise látky ze zdroje, přes dálkový přenos a rozptyl v důsledku meteorologických procesů, přes transformace v důsledku chemických reakcí, představuje atmosférická depozice významné snížení látek v ovzduší. V důsledku existence celé řady procesů, které se souhrnně označují jako depozice, nedochází v atmosféře ke kumulaci látek, ale tyto jsou zde ve stavu tzv. dynamické rovnováhy. Atmosférická depozice se podílí na samočištění atmosféry: odstraňuje látky, které jsou do atmosféry emitovány nebo které zde vznikají v důsledku chemických reakcí. Pro ostatní složky prostředí (hydrosféru, pedosféru, biosféru) však představuje často velmi významný zdroj znečišťujících látek (Zapletal, 1997).

Chemické látky jsou do atmosféry vypouštěny řadou zdrojů. Antropogenní emise pocházejí z lidských činností, jako je spalování fosilních paliv, průmyslové výroby, dopravy, zemědělství. Emise vznikají při tvorbě finálních výrobků, pomocných sloučenin, meziproductů, jsou výsledkem fotochemických reakcí v atmosféře. Jedná se o látky organické a anorganické.

Biogenní emise jsou produkovány přirozenými funkcemi biologických organismů, jako je mikrobiální porucha organických materiálů. Emise mohou pocházet z přírodních zdrojů, a to zejména ze sopečných výbuchů, geotermální aktivity, požárů, uragánů a pouštního prachu. Rovněž to jsou látky organické a anorganické (Zapletal, 1997).

Mnoho chemických reakcí v atmosféře vytváří, upravuje a spotřebovává chemické znečišťující látky. Větry mohou přenášet znečišťující látky daleko od jejich zdrojů, takže emise v jedné oblasti může působit na složky životního prostředí velmi vzdálené od zdroje emisí. Přenos znečišťujících látek na dlouhou vzdálenost komplikuje úsilí směřující ke kontrole znečištění ovzduší, protože může být obtížné rozlišit účinky způsobené místními emisemi od účinků emisí ze vzdálených zdrojů. Potom je složité určit znečišťovatele, který by měl uhradit náklady na snižování emisí.

Znečišťující látky v atmosféře se vrací na Zemi buď proto, že jsou přímo absorbovány receptorem (např. půdou) nebo jsou součástí chemické reakce (jako je fotosyntéza) nebo proto, že jsou deponovány na Zem deštěm, sněhem nebo mlhou. Schéma procesů, kterým podléhají znečišťující látky v ovzduší, je uvedeno na obr. 5.1.



Obr. 5.1. Schéma procesů, kterým podléhají znečišťující látky v ovzduší (podle Hůnová, 2003).

V ovzduší znečišťující látky setrvávají 1 až 3 dny a průměrná vzdálenost přenosu větrem v atmosféře je 500 až 1000 km za den. Acidifikace je regionálním problémem souvisejícím s dálkovým přenosem okyselujících znečišťujících látek přes hranice států a její omezení vyžaduje mezinárodní úsilí (čistší paliva, redukce emisí).

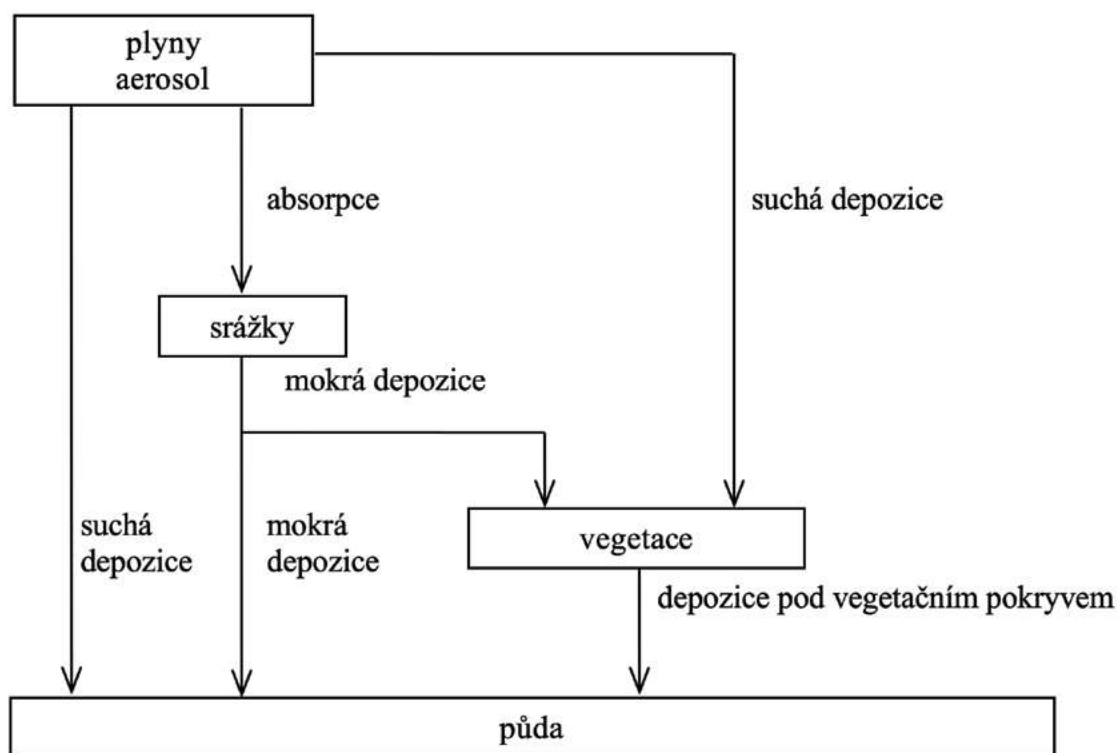
Znečištění ovzduší je silně ovlivněno atmosférickými podmínkami, jako jsou teplota vzduchu, tlak vzduchu, vlhkost vzduchu, rychlost a směr větru a globální záření. Například větry nesou některé znečišťující látky daleko od jejich zdroje přes státní hranice a přes oceány. Přenos je nejrychlejší na trase východ-západ. Větry v tomto směru mohou během několika týdnů přesunout vzduch po celé zeměkouli. Během několika měsíců nebo v delším období mohou být znečišťující látky přenášeny výměnou vzduchu ve směru ze severu na jih (Zapletal, 1997).

Místní meteorologické podmínky výrazně ovlivňují znečištění ovzduší v konkrétní lokální oblasti. Déšť a sníh přenášejí znečišťující látky atmosférou k zemskému povrchu. Teplotní inverze, která způsobila například velký smog v Londýně v roce 1952, vzniká, když je vzduch v blízkosti zemského povrchu chladnější než vzduch, který se nachází ve větší výšce. Studený vzduch je těžší než teplý vzduch, takže teplotní inverze omezuje vertikální promíchávání vzduchu a znečišťující látky jsou udržovány v blízkosti zemského povrchu. Takové podmínky často nastávají v noci v zimních měsících. V létě se často vyskytují slabé větry, které mohou vést k akumulaci znečišťujících látek nad zemským povrchem po dobu několika dnů. Existuje celá řada míst ve světě, ve kterých vazby mezi povětrnostními a klimatickými podmínkami a znečištěním

ovzduší spolu se specifickými orografickými podmínkami (např. údolí obklopené horami) způsobují vážné problémy s kvalitou ovzduší. Jedná se zejména o městské nebo průmyslové oblasti. Emise látek znečišťujících ovzduší z malých zdrojů obvykle mají relativně malou vzrůstnost, protože teplota v bodě emisí není příliš vyšší, než je teplota okolního vzduchu (Zapletal, 1997). Emise z těchto zdrojů ovlivňují úroveň koncentrací látek znečišťujících ovzduší zejména v jejich blízkém okolí. Emise z velkých a středních průmyslových zdrojů mají vyšší teploty a rychleji stoupají. Emise z těchto zdrojů naopak ovlivňují zejména úroveň koncentrací látek znečišťujících ovzduší ve větších vzdálenostech od zdroje a na rozsáhlých plochách. Ke snížení koncentrací emisí a jejich rozptýlení nad rozsáhlou plochou pomáhají vysoké komíny. Vysoké komíny jsou obecně používány pro elektrárny a další hlavní průmyslové zdroje. Látky znečišťující ovzduší, které jsou emitovány z těchto zdrojů, jsou unášeny na velké vzdálenosti, často přes národní hranice, a jsou deponovány daleko od jejich zdroje (Zapletal, 1997).

Obvykle neexistuje přímá úměra mezi množstvím emisí, které do ovzduší emitují jednotlivé zdroje znečištění, a výslednou imisní koncentrací škodlivin v území. Tato přímá úměra neexistuje ani pro vztah emise-depozice. Plošné zdroje (obytná zástavba a malé bodové zdroje) představují v celkové emisní bilanci vesnice nebo města jen malou část (přibližně do 30-40 %), avšak na imisních koncentracích znečišťujících látek se mohou podílet až 60-80 %. Tento rozdíl je způsoben především nízkými komíny obytné zástavby, malou tepelnou vydatností tepelných zdrojů této zástavby, špatnými rozptylovými podmínkami na vesnici nebo ve městě a orografií terénu. Naproti tomu zdroje s vysokými komíny (100-160 m), které produkují velké množství emisí a mají vysokou tepelnou vydatnost, se podílejí na imisním zatížení vesnice nebo města 10-20 %. Vysoký zdroj není hlavním zdrojem znečištění v blízkém okolí, naopak výrazně ovlivňuje znečištění ve vzdálených oblastech (Zapletal, 1997). Regionální rozmanitost výroby a průmyslové zdroje a miliony automobilů produkují značné množství znečišťujících látek do ovzduší, což za určitých podmínek vede ke vzniku fotochemického smogu.

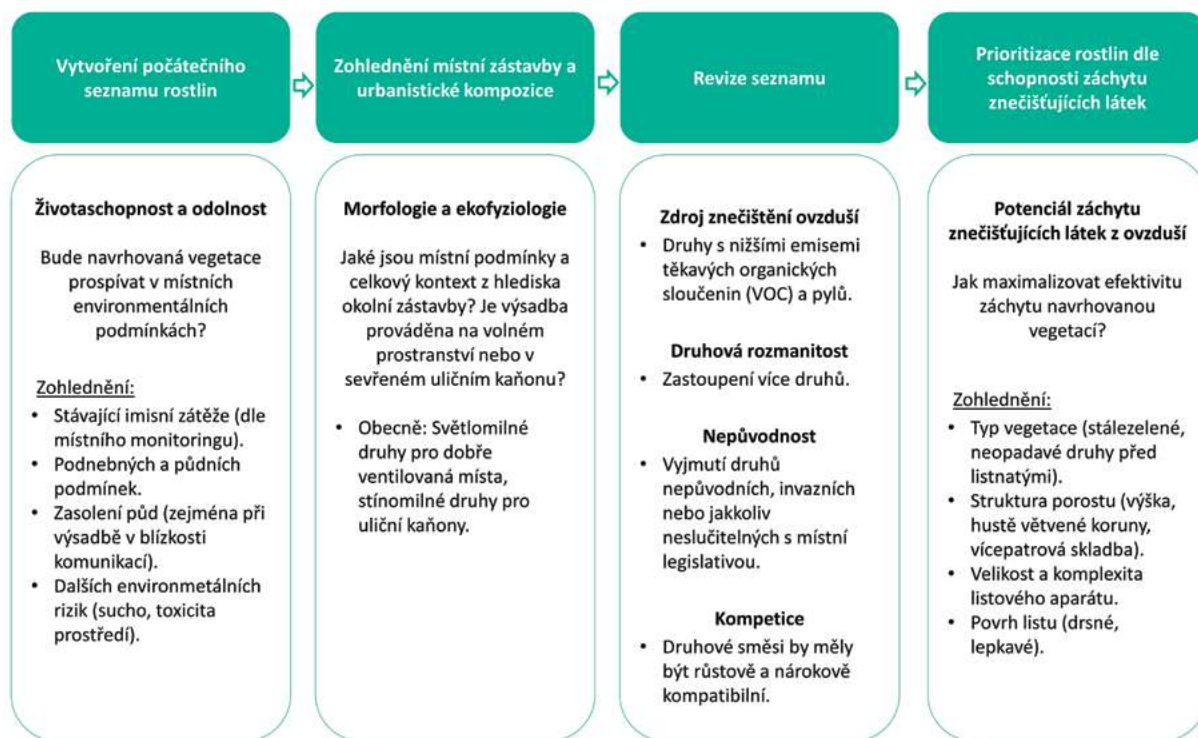
Atmosférickou depozicí označujeme přestup látek z atmosféry na zemský povrch v důsledku vynášecích, vymývacích a sedimentačních procesů z atmosféry. Atmosférická depozice může vyvolat negativní efekty a procesy v ekosystému. Negativní procesy okyselování (acidifikace) a eutrofizace půdy a vodních ploch mohou být výsledkem depozice plynů, aerosolových částic a kyselých srážek. Suchá depozice je proces, při kterém jsou plyny a aerosol deponovány přímo do vegetace, půdy nebo materiálu. Má dvě hlavní součásti: absorpci plyných složek a usazování tuhých částic. Zemský povrch a veškeré objekty na něm absorbují atmosférické plyny v proměnlivé míře. Depozice tuhých částic je z největší části spojena s gravitační sedimentací (spadem) prachových a největších aerosolových částic. Naproti tomu malé aerosolové částice (pod 20 μm), podobně jako molekuly plynů, ulpívají pouze v malé míře na povrchu, jsou zachycovány mechanicky, elektrickými nebo jinými silami a jenom z malé části jsou tedy odstraňovány z ovzduší. Mokrá depozice se uskutečňuje srážkovou činností. Má především složku vertikální: sníh, déšť, mrholení a ostatní padající srážky, které spolu s vodou přinášejí řadu rozpuštěných i nerozpuštěných látek, zachycených prachových a aerosolových částic. Kvantitativně méně významným typem mokré depozice jsou srážky usazené, ke kterým patří zejména ledovka, jíní a rosa, popř. voda usazená z mlhy a námraza (Zapletal, 1997). Procesy depozice jsou zobrazeny na obrázku 5.2.



Obr. 5.2. Schéma procesů depozice (podle Erisman, 1992).

6 PRINCIPY VÝSADBY ZELENÉ INFRASTRUKTURY

Na zlepšení kvality ovzduší pomocí výsadby zelené infrastruktury se odráží celá řada vlivů jednotlivých druhů vegetace a jejich strukturních vlastností. Kromě zvážení prostředí výsadby vyžaduje efektivní výběr rostlin pro zmírnění znečištění ovzduší pochopení rovnováhy mezi prospěšnými a škodlivými aspekty vegetace na úrovni jednotlivých druhů. Souhrn jednotlivých kroků postupu návrhu výsadby zelené infrastruktury s ohledem na zlepšení kvality místního ovzduší ilustruje obr. 6.1. Jednotlivé klíčové vlastnosti zeleně jsou detailně popsány v následujících kapitolách.



Obr. 6.1. Schématický postup při vytváření plánu výsadby zelené infrastruktury s ohledem na zlepšení kvality místního ovzduší. Upraveno na základě Barwise a Kumar (2020).

6.1 DOBA TRVÁNÍ LISTOVÉ PLOCHY

Doba trvání listové plochy popisuje dobu, po kterou si rostlina zachovává zelené olistění. Vždyzelené druhy si zachovávají funkční listy po celý rok, zatímco opadavé druhy fungují bez funkčních listů po část roku, obvykle během zimy nebo období sucha. Délka trvání olistění se liší mezi jednotlivými druhy, genotypem, ale také podmínkami prostředí. Vzhledem k významu listů při depozici znečišťujících látek je proto délka trvání listové plochy zásadním faktorem určující efektivitu zelené infrastruktury pro zkvalitnění místního ovzduší. Experimentální pokusy ukázaly významně vyšší zachyt polutantů na povrchu stálezelených dřevin v průběhu roku, oproti opadavým dřevinám, u kterých je mimo vegetační sezónu jejich schopnost zachytu limitována (Freer-Smith et al., 2005). Zároveň ty opadavé druhy, které obecně vykazují delší období olistění, jsou efektivnější a měly by být proto upřednostňovány na úkor opadavých druhů s kratším obdobím olistění (Sæbø et al., 2012). Stálezelené druhy však mohou být náchylnější k určitým stresorům (např. oteplování klimatu, nebo kyselá depozice) než listnaté druhy, což může mít důsledky pro udržitelné poskytování ekosystémových služeb (Seyednasrollah et al., 2018).

Dalším důležitým faktorem může být samotné načasování období trvání zelené plochy, a to zejména s ohledem na sezónní proměnlivost koncentrací znečištění. Například u některých druhů (*Faidherbia albida*) může probíhat tzv. reverzní fenologie, kdy olistění nastává při senescenci (Roupsard et al., 1999). Taková vlastnost může být užitečná při zmírňování znečištění ovzduší v zimním období, kdy jsou koncentrace znečišťujících látek často nejvyšší (Sæbø et al., 2012), aniž by se musel omezit výběr potenciálních druhů pouze na ty stálezelené. Při znalosti lokálních toků znečišťujících látek v průběhu času je tedy možné vybrat druhy podle nejvhodnější fenologie, tak aby v době nejvyššího znečištění byla maximalizováno i zastoupení zelené plochy.

Výběr druhu pouze na základě fenologie a doby trvání zelené plochy by však nerefletoval složité vztahy mezi mechanismy zachytu zelenou infrastrukturou a kvalitou ovzduší, včetně ostatních poskytovaných ekosystémových služeb, jako je např. regulace mikroklimatu (Elmqvist et al., 2015). Navíc se efektivita zachytu pravděpodobně liší podle konkrétní látky znečištění. V případě troposférického ozonu některé studie poukazují na vyšší efektivitu listnatých odrůd před jehličnatými (Alonso et al., 2011). Můžeme tedy předpokládat, že pro efektivnější zachyt širšího rozsahu znečišťujících látek je vhodná kombinace více druhů jak listnatých, tak jehličnatých rostlin při celkově vyšší druhové rozmanitosti. Ta navíc zvyšuje i odolnost vůči sezónním meteorologickým výkyvům i dlouhodobým klimatickým změnám.

6.2 VELIKOST A TVAR ČEPELE LISTU

Dalším významným faktorem určujícím depozici zejména suspendovaných částic PM_x je velikost a komplexita listového aparátu (Weerakkody et al., 2018). Řada studií demonstrovala, že druhy s menšími listy mají tendenci být účinnější než druhy s listy většími. Možným vysvětlením je vyšší poměr obvodu a povrchu u menších listů (Neft et al., 2016). Obecně se tak jako velmi účinné jeví jehlice jehličnatých druhů, které poskytují vyšší depoziční rychlosti než listový aparát širokolistých druhů (Chen et al., 2017; Tallis et al., 2011; Viecco et al., 2018). Sæbø et al. (2012) vysvětluje, že dlouhý a úzký tvar jehlic poskytuje tenčí kvazi-laminární mezní vrstvu, než je tomu u listových čepelí.

V případě širokolistých druhů jsou zpeřené a členěné tvary listů obecně účinnější než jednoduché, celistvé tvary (Perini et al., 2017; Weerakkody et al., 2018). Při hodnocení vlastností listů pro depozici PM_x Weerakkody et al. (2018) uvádí, že složité (laločnaté, chobotnaté) tvary listů vykazují větší potenciál pro depozici PM_x než jednoduché (eliptické, okrouhlé) tvary listů. Autoři naznačují, že rozdíly v účinnosti tvarů listů souvisejí s prouděním vzduchu kolem listu. Menší zachyt na eliptických listech, navzdory jejich většímu obvodu, je vysvětlen menším odporem vůči proudění vzduchu, který může list volně obtékat s menší tendencí vytvářet turbulentnímu proudění. Podobné vysvětlení může být platné pro naopak vysokou efektivitu zachytu u jehlic, které svým členěním a tvarem vytváří účinnou překážku proudění. Experimentální pokusy z aerodynamického tunelu potvrdily vysokou účinnost zachytu u některých jehličnatých druhů (zejména *Pinus nigra*, *Cupressocyparis leylandii*), přesto ne všechny jehličnaté druhy se při srovnání s listnatými druhy jeví tak efektivní (*Pseudotsuga menzeisii*). Obecně lze nicméně předpokládat, že pro zachyt suspendovaných částic PM_x jsou účinnější jehlice a malé, složité tvary listů.

6.3 POVRCH ČEPELE LISTU

Dalším důležitým faktorem ovlivňující efektivitu zachytu znečišťujících látek z ovzduší jsou rovněž vlastnosti na povrchu čepelí listu. Vlastnosti povrchu čepelí se však mohou podstatně lišit nejen mezi jednotlivými druhy, ale i mezi samotnými jedinci téhož druhu, a to v závislosti na mikroklimatických podmínkách a dalších environmentálních vlastnostech prostředí (Grote et al., 2016). Navíc funkčnost jednotlivých znaků za jakýchkoliv daných okolností podléhá vnitřním nebo rostlinně specifickým faktorům, jako je fenologie, a také vnějším faktorům, jako je okolní teplota.

Obecně platí, že drsné, chlupaté nebo žláznaté povrchy listů jsou pro zachyt účinnější než hladké povrchy s výraznější kutikulou. Například Weerakkody et al. (2018) uvádějí řadu prospěšných znaků pro zachycení

PM_x jako přítomnost trichomů, epikutikulárního vosku nebo výraznou, profilovanou žilnatinu. Zhang et al. (2017) dále uvádí rozdíl v důležitosti jednotlivých znaků mezi listnatými a jehličnatými druhy. Zatímco u listnatých druhů zvýšená mikrohrubost listů (charakterizovaná rýhami a brázdami na povrchu listů) koreluje se zvýšenou depozicí, v případě jehlice je podstatná hustota průduchů a množství epikutikulárního vosku.

6.4 STRUKTURA POROSTU

Zásadní faktor určující vliv vegetační bariéry na pohyb znečištěného vzduchu je struktura porostu. Ta je určena nejen vlastnosti rostlinných orgánů a jejich uspořádáním, ale i celkovou zapojeností a hustotou porostu, výškou, tvarem koruny a prostorovým uspořádáním větvení (Litschke a Kuttler, 2008). Obecně platí, že čím větší povrch zelené hmoty na jednotku plochy, tím větší zachyt polutantů. V důsledku toho jsou vzrostlé dřeviny s hustým několikapatrovým zápojem oproti nízké vegetaci, tvořené jen bylinným patrem, výrazně účinnější (Lovett 1994; Powe a Willis, 2004; Nowak a Heisler, 2010).

Hustota a zapojenost porostu je nejčastěji vyjadřována pomocí indexu listové plochy (LAI), případně hustoty listové plochy (LAD). LAI je bezrozměrná metrika, která popisuje celkovou plochu povrchu listů na jednotku plochy zemského povrchu (m^2/m^2) (Abhijith et al., 2017; Janhäll, 2015). Naproti tomu LAD popisuje celkovou jednostrannou listovou plochu na jednotku objemu korunového zápoje (m^2/m^3) (Abhijith et al., 2017). LAI a LAD jsou parametry primární hustoty používané k popisu zelené infrastruktury a jejím vlivu na zachyt (Janhäll, 2015).

V případě vegetace bez poškození a v dobrém zdravotním stavu je struktura a celkové hustota jejího porostu určena morfologií listu a větvením koruny, která se u jednotlivých druhů velmi liší. Nedávné terénní šetření týkající se vlivu zelené infrastruktury na PM_x v podmínkách silničních komunikací zjistilo, že koncentrace znečišťujících látek se obecně snižují s nárůstem hustoty listové plochy (Abhijith a Kumar, 2019). Výsledky jiných studií (Tong et al., 2016) však naznačují rozdíly v efektivitě snižování koncentrace v závislosti na velikost suspendovaných částic. Abhijith et al. (2017) shrnují, že široké, vysoké a husté vegetační bariéry ve směru převládajícího proudění vzduchu snižují koncentrace znečišťujících látek v ovzduší. Vztah mezi hustotou porostu a účinností zachytu však není lineární.

Strukturní vlastnosti porostu nejsou determinovány pouze výběrem jednotlivých rostlinných druhů, ale jsou podmíněny i dostupným výsadbovým prostorem, okolní zástavbou nebo plánovacími požadavky. Toto opět dokládá kontextovou povahu při plánování návrhu optimální zelené infrastruktury.

6.5 TOLERANCE VŮČI ZNEČIŠTĚNÍ

Výběr druhů zeleně by měl dále reflektovat topografické, půdní a klimatické podmínky na daném stanovišti. Měla by být náležitě zvážena vhodnost každého druhu k předpokládaným podmínkám prostředí. Návrh výsadby zeleně by měl dbát na citlivost konkrétních druhů vůči znečištění ovzduší v daném místě a měl by tak vycházet z monitoringu imisní zátěže.

Zásadní jsou přitom koncentrace troposférického ozonu, oxidu siřičitého a oxidů dusíku. V případě troposférického ozonu lze říci, že listnaté dřeviny jsou obecně více citlivé než dřeviny jehličnaté (Novotný et al., 2009). Při experimentálních pozorováních byla prokázána relativně vysoká citlivost u třešně (Schaub et al.,

2005), břízy (Pääkkönen et al., 1998), olše a topolů (Skärby et al., 1998). Z jehličnatých dřevin se mezi citlivé druhy řadí například borovice kleč.

Dalším aspektem, na který je nutné brát zřetel, jsou i specifické pedologické podmínky v místě výsadby. Mnoho druhů borovic je například účinných v zachytu PM_{10} v zimním období, zároveň jsou ale náchylné k poškození vlivem zasolování půd při silničních úpravách, což omezuje jejich životaschopnost. Uplatnění alternativních stálezelených druhů, které vykazují toleranci vůči zasolení (*Taxus spp.*), může být proto v případě výsadby v bezprostředním okolí silnic vhodnější (Sæbø et al., 2012).

6.6 ZDROJ PYLŮ A TĚKAVÝCH ORGANICKÝCH LÁTEK

Přes výše popsané pozitivní efekty zelené infrastruktury na snížení koncentrace suspendovaných částic a absorpce plynů z ovzduší je nutné zmínit, že i samotná vegetace může být zdrojem znečištění. Jejím produktem jsou pylová zrna, která mohou způsobit alergické reakce, nicméně v obvyklých případech jsou pro lidské dýchací cesty zdravotně méně riziková než obdobná expozice vůči PM_{10} , jelikož velikost pylových zrn je často větší. Mezi hlavní zdroje alergenů patří zástupci řádů *Fagales*, *Lamiales*, *Proteales* a *Pinales*. Mnoho běžně vysazovaných dřevin v městském prostředí patří do těchto řádů, jako například bříza (*Betula spp.*), jasan (*Fraxinus spp.*), platan (*Platanus spp.*), nebo cypřiš (*Cupressus spp.*).

Naopak vážnější problém představují těkavé organické látky (VOC), které jsou vegetací emitované do atmosféry (Florentina a lo, 2012) a jsou asociované s tvorbou troposférického ozonu. Některé z nich jsou přitom dostatečně malé, aby způsobily stejná zdravotní rizika jako suspendované částice (Litschke a Kuttler, 2008). Mezi hlavní zdroje VOC, které se často objevují v parkových výsadbách, patří tupela lesní (*Nyssa sylvatica*), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), topoly (*Populus spp.*), platany (*Platanus spp.*) nebo duby (*Acer spp.*). Tyto negativní aspekty vegetace je nutné zvážit při výběru konkrétních druhů. Přesto se však obecně předpokládá, že pozitivní efekt zeleně na redukci znečištění ovzduší převládá.

6.7 DATABÁZE DRUHŮ DŘEVIN

Na základě výše popsaných mikromorfologických (na úrovni jednotlivých rostlinných orgánů) a makromorfologických (na úrovni jedinců až porostu) znaků byl sestaven seznam vybraných druhů dřevin s vyšší odolností proti znečištění ovzduší a účinnějším zachytem polutantů (tab. 6.1.). Celá databáze rostlin obsahuje více jak 150 druhů dřevin a je k náhledu na webovém portálu projektu CLAIRO: www.clairo.ostrava.cz/know-how/. Dřeviny jsou členěny podle typu listového aparátu a přirozeného výskytu (georeliéf a biom). Databáze obsahuje jak původní druhy, tak i ty cizokrajné, často využívané při výsadbách zeleně v zahradách a na veřejných prostranstvích.

Tab. 6.1. Přehled vybraných druhů dřevin s ohledem vyšší snášenlivost vůči kyselé depozici a vyšší efektivitě zachytu suspendovaných částic.

Název latinsky	Aparát	Georeliéf	Podnebí	Citlivost na kyselou depozici	Citlivost na O ₃	Schopnost zachytu prachových částic
Pinus nigra	stálezelený	horský	subtropické	odolný	snášenlivý	vysoká
Picea abies	stálezelený	horský	boreální	citlivý	odolný	střední
Abies alba	stálezelený	vrchovinný	mírné	snášenlivý	odolný	střední
Quercus robur	opadavý	nížinný	mírné	odolný	odolný	střední
Quercus petraea	opadavý	pahorkatinný	mírné	odolný	odolný	vysoká
Malus sylvestris	opadavý	pahorkatinný	mírné	odolný	odolný	střední
Ulmus minor	opadavý	nížinný	submediteránní	snášenlivý	snášenlivý	vysoká
Cornus sanguinea	opadavý	pahorkatinný	mírné	snášenlivý	odolný	střední
Populus tremula	opadavý	pahorkatinný	mírné	odolný	odolný	střední
Prunus avium	opadavý	pahorkatinný	mírné	odolný	odolný	střední
Juglans regia	opadavý	vrchovinný	subtropické	odolný	snášenlivý	střední

6.8 KOMPOZICE

V neposlední řadě by měl výběr samotných druhů reflektovat i celkovou kompozici a provázanost jednotlivých prvků zelené infrastruktury.

Při snaze o maximalizaci zápoje by parametry kompozice druhového složení měly brát zřetel na ekologické vazby jednotlivých druhů a jejich nároky na dané stanoviště. Ideální kompozicí je tak kombinace více pater s dřevinami doplněných keřových patrem v podrostu. Druhovú skladbu dřevin by měla být prostorově rozmístěna tak, aby korespondovala s postavením druhů v přirozeném společenstvu. Jednotlivé druhy směsi by měly být růstově a nárokově kompatibilní. Jednotlivá patra by si neměla konkurovat růstem a agresivitou a druhy v podrostu by měly snášet zastínění.

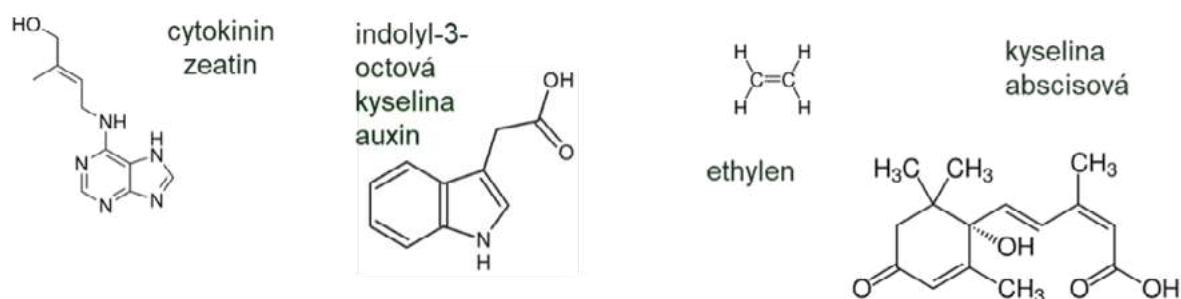
7 OŠETŘENÍ A HNOJENÍ ZELENÉ INFRASTRUKTURY

Nejen samotná druhová skladba, struktura a kompozice zelené infrastruktury rozhoduje o efektivitě zachytu škodlivin z ovzduší. Pro trvalé zachování funkcí zelené infrastruktury jsou nutné i další péče a průběžné ošetření. Stromy a keře v lepším zdravotním stavu totiž budou lépe fotosyntetizovat, tvořit hustší a kvalitnější listovou plochu, a to následně pozitivně ovlivní zachyt škodlivin z ovzduší.

Běžně se městská zeleň ošetřovává komerčními anorganickými hnojivy. Použití ekologicky šetrných produktů na bázi „chytrých hnojiv“ obsahujících biostimulanty a fytohormony, které pomáhají rostlinám překonat různé formy abiotického stresu, však může být inovativním řešením nejen pro stávající zelenou infrastrukturu v městském prostředí, ale také například pro ošetření nové výsadby zeleně na lokalitách vystavených kombinaci různých forem abiotického stresu.

Rostlinné hormony (fytohormony) jsou malé organické molekuly, které mají zásadní postavení v regulaci růstu a vývoje rostlin. Vyskytují se přirozeně a působí v nepatrných koncentracích, tvoří se v určitých částech rostliny, odkud jsou lýkovou částí cévního svazku transportovány na místo určení, kde vyvolávají fyziologickou odezvu (Davies 2010).

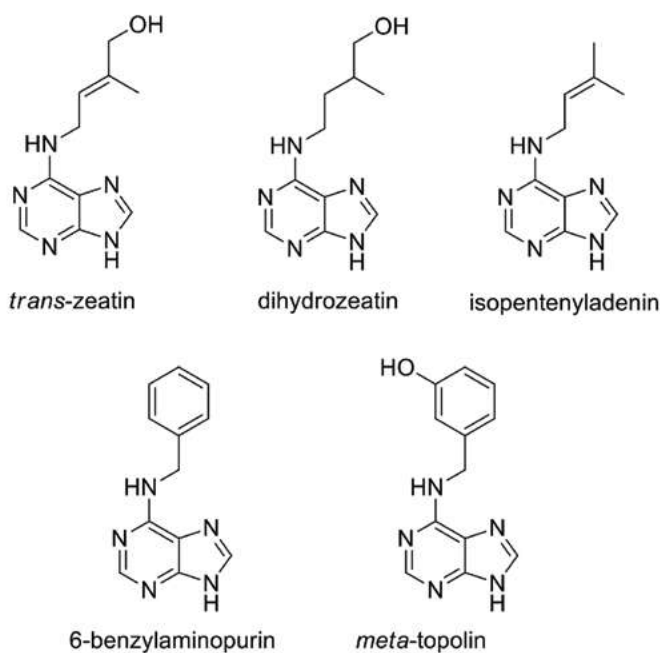
Účinku hormonu musí vždy předcházet vazba na specifický receptor. Funkce fytohormonů je nespecifická, jeden hormon může ovlivňovat více procesů. Ve vzájemném vztahu mohou hormony působit souhlasně – synergicky nebo antagonisticky – protikladně. Fytohormony se využívají jako růstové regulátory v rostlinné výrobě a rostlinných biotechnologiích. Ve vysokých koncentracích působí jako herbicidy k hubení plevelů. Hlavní skupiny fytohormonů tvoří: auxiny, cytokininy, gibereliny, abscisová kyselina, ethylen, brassinosteroidy, jasmonáty, strigolaktony (obr. 7.1) (Davies 2010).



Obr. 7.1. Chemická struktura vybraných zástupců rostlinných hormonů.

Cytokininy (CK) jsou významnou skupinou rostlinných hormonů. Byly objeveny v padesátých letech dvacátého století během snahy nalézt takové látky, které by stimulovaly dělení rostlinných buněk v tkáňové kultuře za přítomnosti auxinu (Davies, 2010). Tento princip je úspěšně používán při vývoji klonovacích a mikropropagačních technik pro velký počet rostlinných druhů, od hospodářsky významné až po ohrožené. Tyto látky mají však i celou řadu dalších funkcí, například podporují růst nadzemní části rostliny, růst laterálních pupenů, apikální dominanci, vývoj chloroplastů a opožděný nástup listové senescence. To může zvýšit jejich rezistenci vůči různým stresům. Proto mají cytokininy velký ekonomický význam (Davies,

2010). Na tyto procesy cytokininy působí v kooperaci s jinými rostlinnými hormony. Všechny přirozeně se vyskytující cytokininy jsou deriváty adeninu substituované v poloze N6 isoprenoidním nebo aromatickým postranním řetězcem (obr. 7.2) (Davies, 2010). V rostlinných pletivech se tyto signální molekuly vyskytují ve velice nízkých koncentracích, což činilo a doposud činí jejich zkoumání velmi nesnadným. Na druhou stranu bylo prokázáno, že tyto látky nebo jejich příbuzné syntetické deriváty mají schopnost unikátním mechanismem ovlivňovat také růst a vývoj lidských nádorových buněk či kožních fibroblastů, a tedy skrývají potenciál širokého spektra aplikací nejen v zemědělství a rostlinných biotechnologiích, ale také v lékařství nebo kosmetologii (Doležal a Strnad, 2017).



Obr. 7.2. Chemické struktury vybraných cytokininů.

Biostimulanty jsou biologicky aktivní látky získané z přírodních nebo z odpadních materiálů. Mohou podpořit růst rostlin a/nebo posílit obranyschopnost rostlin vůči různým stresovým faktorům. Zvláštnost biostimulantů spočívá v tom, že neobsahují vysoké procento aktivních látek, takže nemohou být považovány za typická hnojiva, ani za prostředky na ochranu rostlin. Typické pro biostimulanty je, že aktivní složky v nich obsažené ovlivňují metabolismus rostliny a spouští v rostlině procesy, které obecně zlepšují její růst a zdravotní stav. Zajímavostí je, že u většiny biostimulantů doposud není znám přesný mechanismus účinku, což otevírá řadu možností pro vědecké bádání. Biostimulanty mohou obsahovat fytohormony, ale tento výraz je nejčastěji spojován s proteinovými hydrolyzáty, výtažky z mořských řas, vermikomposty a huminovými kyselinami (Du Jardin, 2015; Calvo et al., 2014).

8 MODELOVÁNÍ ZÁCHYTU POLUTANTŮ POVRCHEM VEGETACE

8.1 VÝPOČET SUCHÉ DEPOZICE OZONU, OXIDŮ DUSÍKU A ČÁSTIC PM₁₀

K odhadu suché depozice ozonu (O₃), oxidů dusíku (NO_x) a částic PM₁₀ byla použita metoda, která odvozuje depoziční tok složek z naměřených koncentrací těchto složek v ovzduší a jejich depozičních rychlostí podle následujícího vztahu:

$$F = v_d(z) \cdot c(z), \quad (1)$$

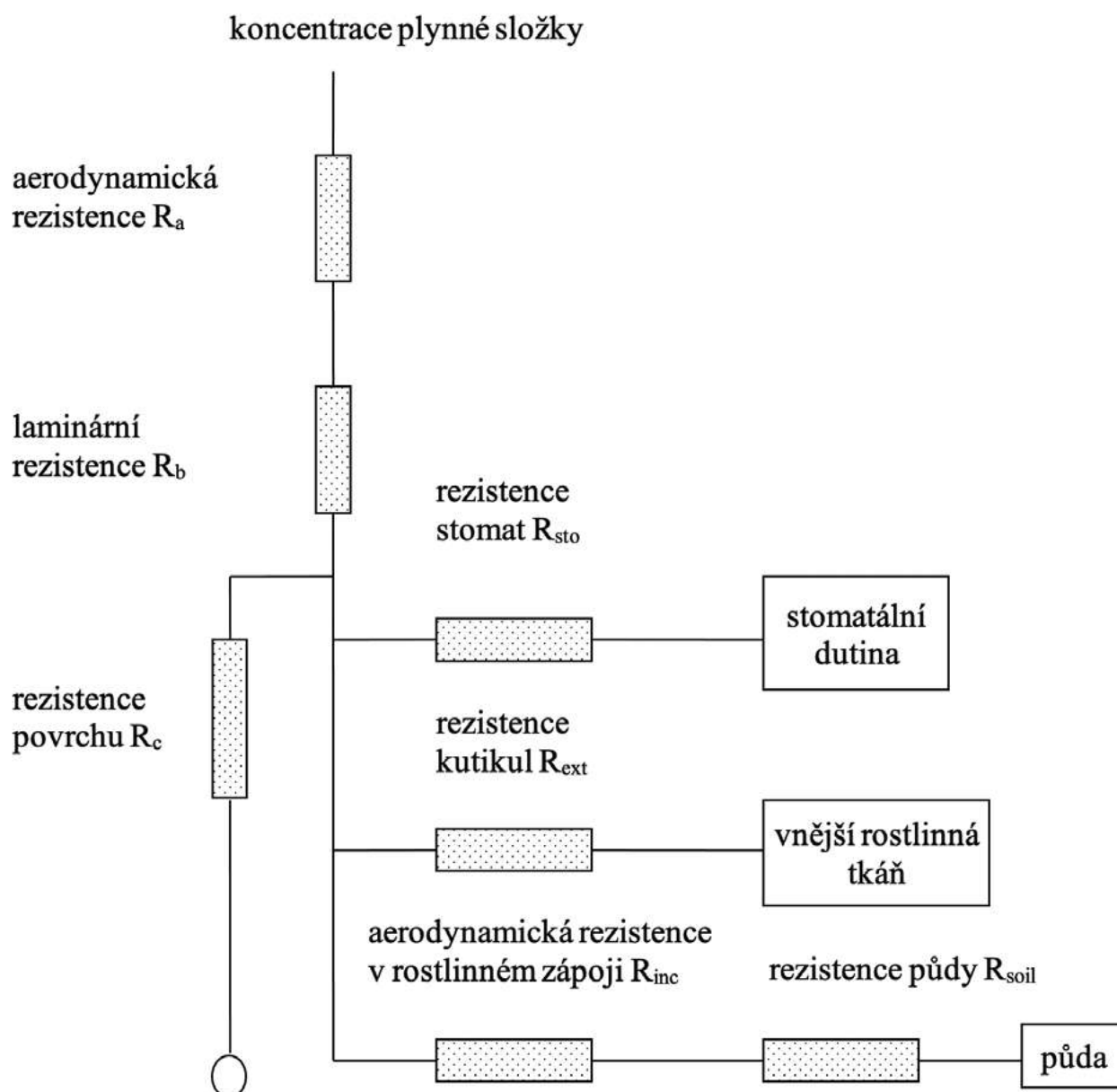
kde F je depoziční tok složky, v_d je depoziční rychlost složky a $c(z)$ je koncentrace složky ve výšce z nad povrchem. Koncentrace řešených složek v ovzduší byly měřeny senzory.

Pro odhad depozičních rychlostí plyných složek (O₃, NO_x) z meteorologických dat a charakteristik vegetačních pokryvů byl použit několikanásobný rezistenční model (Zapletal, 2001; Zapletal et al., 2011).

Depoziční rychlost v_d může být vyjádřena jako inverzní hodnota součtu tří rezistencí:

$$v_d(z) = \frac{1}{R_a(z) + R_b + R_c} \quad (2)$$

a může být vypočtena pomocí několikanásobného rezistenčního schématu, který zahrnuje aerodynamickou rezistenci (R_a), laminární rezistenci (R_b) a povrchovou rezistenci (R_c). Aerodynamická rezistence odhaduje odpor kladený depoziční složce při přenosu v určité výšce nad povrchem, ve které je koncentrace dané složky měřena. Povrchová rezistence R_c zahrnuje rostlinný zápoj a půdu. Rezistence povrchu roste nebo klesá v závislosti na indexu listové plochy (LAI), který umožňuje rozšíření rezistence povrchu jednotlivého individuálního listu na celý stromový zápoj. Schéma rezistenčních komponent zahrnutých do depozičního modelu je uvedeno na obr. 8.1.



Obr. 8.1. Schéma rezistenčních komponent zahrnutých do depozičního modelu (Zapletal, 2014).

Aerodynamická rezistence R_a byla vypočtena podle mikrometeorologických vztahů (Hicks et al., 1987, Hicks et al. 1989):

$$R_a = \frac{\ln\left(\frac{z}{z_0}\right) - \psi_c}{k u_*}, \quad (3)$$

kde:

$$u_* = \frac{k u_z}{\ln\left(\frac{z}{z_0}\right) - \psi_m} \quad (4)$$

k je von Karmanova konstanta (0,4), u_* je třecí rychlost, u_z je horizontální rychlost větru ve výšce z nad nulovou rovinou posunutí, z_0 je drsnost povrchu, ψ_m je korekční stabilitní funkce pro hybnost (momentum) a ψ_c je korekční stabilitní funkce pro koncentraci znečišťující látky. Pro stabilní podmínky vertikálního zvrstvení atmosféry ($0 < z/L < 1$) byly ψ_m a ψ_c vypočteny pomocí následující rovnice:

$$\psi_m = \psi_c = -\frac{5 \cdot z}{L} \quad (5)$$

v níž L je Monin-Obuchovova délka. Pro modelování třecí rychlosti byl zvolen poměr $z/L=0,03$ charakterizující stabilní podmínky vertikálního zvrstvení atmosféry blízko neutrálním podmínkám (Erisman, 1992). Laminární rezistence R_b byla vypočtena z empirického vztahu (Hicks et al., 1987):

$$R_b = \frac{5 \cdot \sqrt[3]{Sc^2}}{u_*}, \quad (6)$$

kde Sc je Schmidtovo číslo (poměr kinematické vazkosti vzduchu a molekulární difuze plynu) (Hicks et al., 1987; Pul et al., 1995).

Rezistence povrchu R_c je funkcí rezistence stomat (R_{sto}), která je odporem kladeným plynné složce při jejím příjmu stomaty, rezistence mezofylu (R_m), rezistence kutikul nebo rezistence vnějšího povrchu rostliny (R_{ext}), tj. povrchu listů, jehlic, větví nebo kmene, aerodynamické rezistence v rostlinném zápoji (R_{inc}), která je odporem kladeným plynné složce při jejím přenosu skrz vegetaci směrem k půdě a spodním částem rostlinného zápoje a rezistence půdy (R_{soil}), která je odporem půdy při absorpci plynné složky půdním povrchem. Rezistence stomat, rezistence vnějšího povrchu rostliny a rezistence půdy působí současně.

Povrchová rezistence R_c pro O_3 byla vypočtena podle následující rovnice (Embersson et al., 2000a):

$$R_c = \left(\frac{LAI}{R_{sto}} + \frac{SAI}{R_{ext}} + \frac{1}{R_{inc} + R_{soil}} \right)^{-1} \quad (7)$$

kde (R_{sto}) je rezistence stomat, která je odporem kladeným O_3 při jeho příjmu stomaty;

(R_{ext}) je rezistence kutikul nebo rezistence vnějšího povrchu rostliny, tj. povrchu listů, větví, kmene;

(R_{inc}) je aerodynamické rezistence v rostlinném zápoji, která je odporem kladeným O_3 při jeho přenosu skrz vegetaci směrem k půdě a spodním částem rostlinného zápoje;

(R_{soil}) je rezistence půdy, která je odporem půdy při absorpci O_3 půdním povrchem.

LAI je index listové plochy, SAI je index plochy povrchu, který je ve vegetačním období roven LAI.

Stomatální příjem O_3 (g_{O_3} je inverzní hodnota R_{sto}) byl vypočten podle Emberson et al. (2000c):

$$g_{o_3} = g_{max} * g_{phen} * \max [g_{min}, (g_{light} * g_{temp} * g_{VPD} * g_{SWP})] \quad (8)$$

kde g_{o_3} je aktuální stomatální vodivost v průběhu místně specifických klimatických podmínek, g_{max} je průměrná maximální stomatální vodivost O_3 pro strom ($\text{mmol } O_3 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) vyjádřena na celkový povrch jehličí nebo listů, parametry g_{phen} , g_{light} , g_{temp} , g_{VPD} a g_{SWP} jsou vyjádřeny v relativních hodnotách mezi 0 a 1 a reprezentují modifikaci g_{max} v průběhu fenologických změn, změn světla ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), změn teploty vzduchu ($^{\circ}\text{C}$), změn sytostního doplnku (kPa) a změn deficitu půdní vlhkosti (Mpa), g_{min} je minimální stomatální vodivost v průběhu periody denního světla.

Hodnoty sytostního doplnku byly vypočteny podle rovnice publikované Buckem (1981). Deficit půdní vlhkosti byl odhadnut ze srážek a teploty povrchu podle rovnice vodní bilance publikované Mintzem a Walkerem (1993). Fyzikální parametry půdy, které jsou nutné k převodu volumetrického deficitu půdní vlhkosti na vodní potenciál půdy byly odvozeny z funkce publikované Milthorpem a Moorbyem (1974). Veškeré detaily parametrů a funkcí, které mohou být použity k odhadu stomatální vodivosti g_{o_3} z environmentálních proměnných jsou uvedeny v práci Emberson et al. (2000a, 2000b, 2000c) a Wieser a Emberson (2003). $R_{ext} = 20 \text{ s cm}^{-1}$ a $R_{soil} = 3 \text{ s cm}^{-1}$ byly použity podle Brooka et al. (1999). R_{inc} byla modelována podle van Pula a Jacobse (1994):

$$R_{inc} = b \text{ LAI } h / u_* \quad (9)$$

kde LAI je index listové plochy; h je výška vegetace; b je empirická konstanta 14 m^{-1} a u_* třetí rychlost větru.

Stomatální tok O_3 (F_{sto}) byl vypočten podle (Cieslik, 2004; Gerosa et al., 2009):

$$F_{sto} = \frac{R_c}{(R_a(z) + R_b + R_c) R_{sto}} c(z) \quad (10)$$

Celkový tok O_3 (F) byl vypočten z naměřených koncentrací O_3 v ovzduší násobených odpovídajícími deponičními rychlostmi podle rovnice (4).

Povrchová rezistence R_c pro NO_x byla vypočtena podle následující rovnice:

$$R_c = \frac{1}{\left(\frac{1}{R_{sto} + R_m} + \frac{1}{R_{inc} + R_{soil}} + \frac{1}{R_{ext}} \right)} \quad (11)$$

Rezistence stomat (R_{sto}) byla vypočtena podle Weseleho (1989):

$$R_{sto} = R_i \{ 1 + [200(G + 0.1)]^{-1} \} \{ 400[T_s(40 - T_s)]^{-1} \} \quad (12)$$

kde R_i je vstupní rezistence (s m^{-1}), G je globální záření (W m^{-2}) a T_s je povrchová teplota ($^{\circ}\text{C}$). Byly pou-

žity hodnoty R_i podle Weseleho (1989). Rezistence v rostlinném zápoji (R_{inc}) byla modelována podle rovnice (12). Rezistence půdy R_{soil} byla vypočtena podle Meyerse a Baldocchiho (1987). Rezistence vnějšího povrchu rostlin R_{ext} byla zvolena podle Erismana a Draaijerse (1995). Průměrné hodnoty drsnosti povrchu z 0 byly převzaty z práce Zapletal (1997).

Depoziční rychlost částic PM_{10} byla vypočtena podle Fang a Wu (1999):

$$V_d = V_{st} + 1.12 \times u_* \times \exp(-30.36 / Dp) \quad (13)$$

Třecí rychlost u_* ($cm\ s^{-1}$) byla vypočtena podle rovnice (7). Rychlost usazování částic (V_{st}) PM_{10} je rovna 0,5 ($cm\ s^{-1}$) podle Fang a Wu (1999). Dp je velikost částic (μm).

8.2 ZÁCHYT VEGETACÍ

Kvantifikace záchytu (Q) znečišťující látky v daném místě během určitého časového období byla provedena podle Janhäll (2015):

$$Q = F \times LAI \times T \quad (14)$$

kde Q je množství znečišťující látky zachycené vegetací v určité oblasti a určitém časovém období (g), F je depoziční tok látky ($g\ m^{-2}\ s^{-1}$), LAI je index listové plochy, tj. celková plocha vegetace na jednotku plochy ($m^2\ m^{-2}$) a T je časové období (s).

V případě záchytu PM_{10} byla ze záchytu odečtena složka resuspenze:

$$Q = Q - y \quad (15)$$

$$y = 0.0179 \cdot 0.2563^{u_z}, \quad (16)$$

kde y je množství resuspendovaných částic PM_{10} ($g\ m^{-2}$) a u_z je horizontální rychlost větru ($m\ s^{-1}$) (Li et al., 2015).

8.3 STANOVENÍ STRUKTURNÍCH VLASTNOSTÍ VEGETACE IN-SITU

Jak bylo nastíněno v předchozích částech, jednou z hlavních proměnných ovlivňujících jak depoziční rychlost, samotný záchyt vegetací, tak v konečném důsledku zpětně i koncentraci znečišťujících látek v ovzduší, je prostorová struktura vegetačního krytu. Její stanovení je důležité nejen pro kvantifikaci záchytu znečišťujících látek, ale i pro modelování různých vývojových scénářů, např. po výsadbě navrhované zeleně (Currie a Bass, 2008).

Nejčastěji využívaným ukazatel struktury korunového zápoje je index listové plochy, tzv. leaf area index (LAI). Ten je definován jako jednostranná plocha zeleného listu na jednotku plochy půdy (Watson, 1947). V případě jehličnatých dřevin se pak vztahuje k jedné polovině celkové plochy povrchu jehlic na jednotku horizontální plochy terénu (Chen a Black, 1992). LAI se využívá k relevantnímu stanovení mnohých bio-

logických a fyziologických procesů v rámci stromového patra, zahrnující intercepci, transpiraci a čistou fotosyntézu (Pierce a Running, 1988), kvantifikaci koloběhu vody a uhlíku (Gower a Norman, 1991) nebo čistou primární produktivitu ekosystému (Gholz a Cropper, 1991). Parametr LAI byl již využit i v celé řadě případových studií zkoumající zachyt suspendovaných částic PM_{10} nebo jiných polutantů vegetací (Currie a Bass, 2008; Escobedo a Nowak, 2009; Tallis et al., 2011).

Metody stanovení LAI se tradičně opírají o pozemní měření. Využívají buď přímé, polopřímé, nebo nepřímé měření. Přímé přístupy zahrnují výpočet celkového objemu listového opadu ze sběrných pastí (Vyas et al., 2010), nebo z objemu uměle vyvolaného odlistění zelené biomasy z živoucích stromů (Hutchison et al., 1986). Jsou sice oproti ostatním metodám teoreticky více exaktní, díky jejich časové náročnosti, destruktivnímu charakteru a nemožnosti automatizace jsou však čím dál méně využívány (Jonckheere et al., 2004).

Přechodem mezi přímými a nepřímými metodami jsou metody, které využívají ostatní běžné parametry lesnické inventarizace, ze kterých na základě alometrických rovnic odvozují vlastnosti korunového zápoje. Nejčastěji se využívá průměru kmene v prsní výšce (tzv. DBH, podle diameter at breast height), případně výšky porostu, výšky základny stromového patra, nebo průměrné bazální plochy (Jonckheere et al., 2004). Alometrické přepočty jsou široce používány k zobecnění a hodnocení LAI od úrovně jednotlivých větví po celé porosty.

Třetím přístupem jsou nepřímé metody, které se oproti přímým metodám, vyznačují nedestruktivní povahou, zato však menší přesností. Vychází totiž z pouhých aproximací empiricky zjištěných vztahů mezi optickými vlastnostmi korunového zápoje a jeho celkovou plochou případně objemem (Jennings et al., 1999). Své limity nachází zejména ve velmi hustých a více patrových zápojích tropických deštných lesů (Moser et al., 2007). Ke stanovení LAI na základě optických nepřímých metod se využívá buď měření množství procházejícího světla korunovým zápojem pomocí pyranometrů (Hassika et al., 1997), nebo analýzy hemisférických fotografií (Fournier a Hall, 2017). Výpočet LAI se následně provede na základě modelů aplikujících Lambert-Beerův zákon, tedy matematický vztah mezi absorpcí elektromagnetického záření a vlastnostmi korunového zápoje. Analýza hemisférických fotografií oproti tomu představuje fotografickou techniku využívající širokoúhlou čočku objektivu, díky které je možné pořídit 360° pohled korunového zápoje od zemského povrchu (Fournier a Hall, 2017). Analýza hemisférických fotografií je založena na neřízené klasifikaci černobílého obrazu do dvou tříd. Podle definované prahové hodnoty jsou jednotlivé pixely rozřazeny do tříd, z nichž jedna reprezentuje volný povrch (oblohu) a druhá jakékoliv fyzické překážky (listí, větve a kmeny stromů, okolní terén), které brání průniku slunečního záření (Fournier a Hall, 2017). Jejich poměrem je určeno celkové pokrytí nebo otevřenost stromového zápoje, ze kterého se podobně jako v případě radiačních měření odvodí hodnoty LAI (Fournier a Hall, 2017).

III. APLIKACE METODIKY

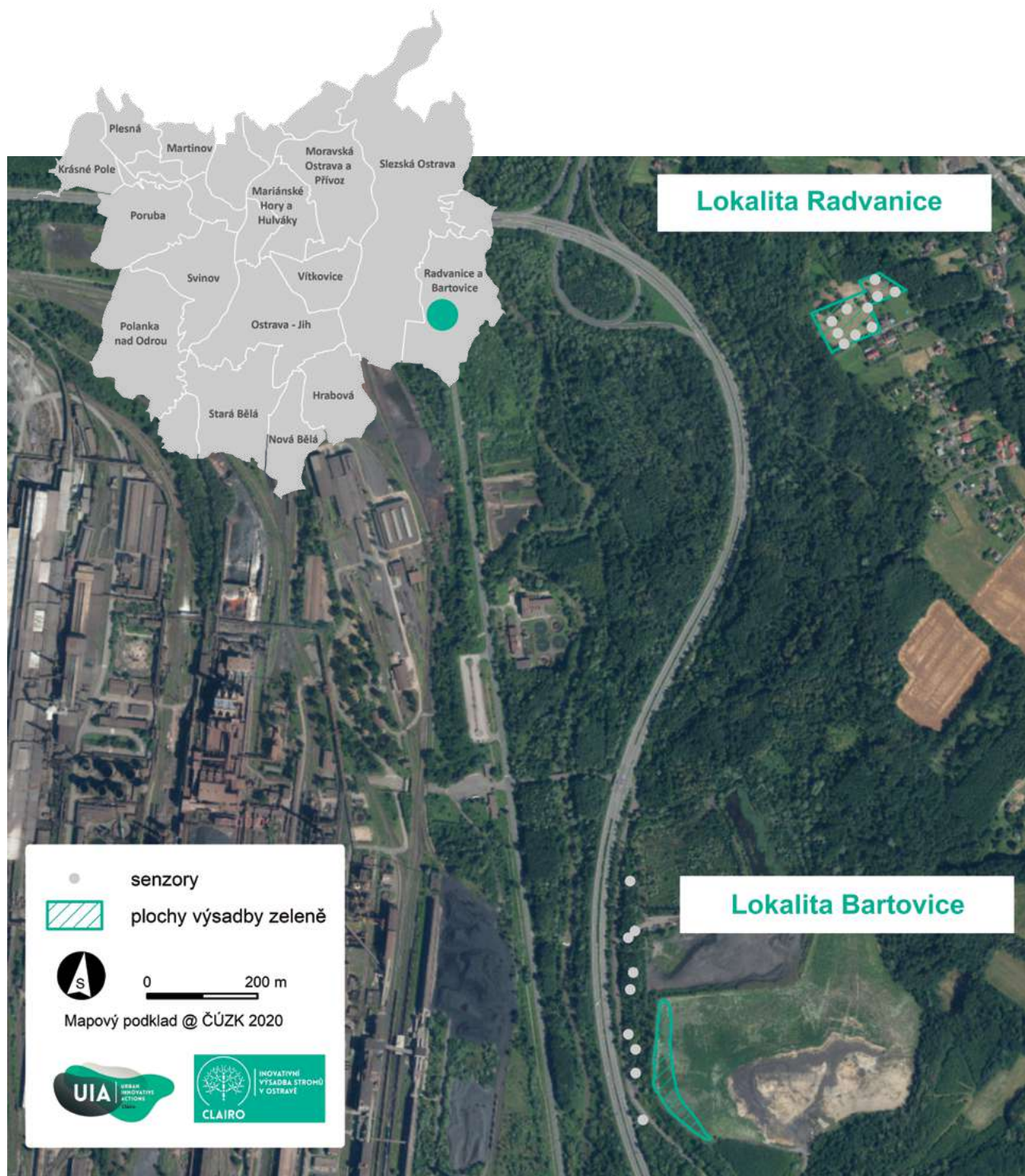
9 ÚVOD

Záměrem aplikace metodiky bylo vyhodnocení a srovnání imisní zátěže ozonu, oxidů dusíku a částic PM_{10} na dvou exponovaných lokalitách v Ostravě Radvanicích a Bartovicích, a to ve výchozím stavu bez dostatečně funkční zelené infrastruktury a ve stavu s navrhovanou výsadbou zeleně po dosažení růstově vyrovnaných stádiích v několika variantách druhové směsi a struktury.

Experimentální šetření environmentálních podmínek v obou lokalitách bylo prostředkem k ověření funkcí zeleně v oblasti výsadby před celoplošným zavedením. Rozsah experimentu byl uzpůsoben převládajícím růstovým podmínkám včetně environmentálních zátěží v oblasti plánované výsadby. Pro statisticky dostatečně pravděpodobné ověření je nezbytné dosáhnout souvisle zapojeného porostu. Experiment probíhal jako srovnání výchozího stavu bez dostatečně funkční zelené infrastruktury se změnou po dosažení růstově vyrovnaných stádiích v několika variantách druhové směsi a struktury.

10 POPIS ZÁJMOVÝCH LOKALIT

Řešené území případové studie se nachází na dvou vybraných lokalitách v katastrálních územích městských částí Radvanice a Bartovice (obr. 10.1). Lokality jsou charakteristické výrazným ovlivněním emisemi z blízkého průmyslového areálu v Ostravě Kunčicích.



Obr. 10.1. Přehledová mapa zájmových lokalit případové studie a širšího okolí. V západní části je vidět průmyslový objekt v Ostravě Kunčicích.

Lokalita Radvanice (obr. 10.2) je vymezena na 1,04 ha a zahrnuje kombinaci trvalého travního porostu a roztroušených, solitérně rostoucích stromů a keřů nebo jejich menších shluků. Do okrajů řešeného území zasahují stávající lesní porosty. Území je vlhčí, což se odráží ve výskytu vlhkomilných druhů dřevin především v okolních porostech. Jedná se například o vrby a olše. Lokalita je otevřená, na okrajích jsou vrostlé stromy, v blízkosti jsou 3 rodinné domy. Proudění větru přes louku není ničím bráněno, převládající směr je severozápadní. Terén louky je mírně zvlněný, je součástí vrchu, který se táhne od ulice Šenovská až k Těšínské. Celkové převýšení je max. 40 metrů na 1000 metrů vzdálenosti.



Obr. 10.2. Současná vegetace v lokalitě Radvanice před výsadbou navrhované zeleně (stav k roku 2019).

Lokalita v Bartovicích (obr. 10.3) je představována západním až jihozápadním okrajem deponia průmyslových odpadů. Na tomto řešeném území se v současné době nenachází žádné technické ani vegetační prvky. Jedná se tedy o naprosto prázdnou plochu. V těsné blízkosti východně od řešeného území jsou již realizovány nové výsadby dřevinných vegetačních prvků, západně vede polní cesta. Celková rozloha v Bartovicích dosahuje 0,73 ha.

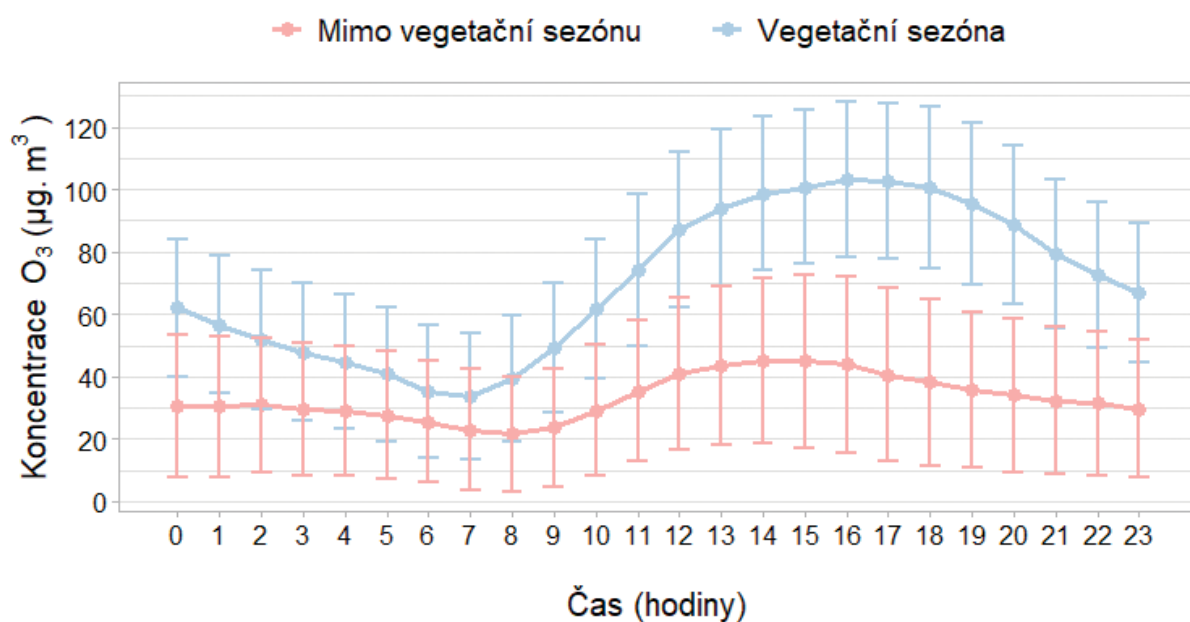


Obr. 10.3. Současná vegetace v lokalitě Bartovice před výsadbou navrhované zeleně (stav k roku 2019).

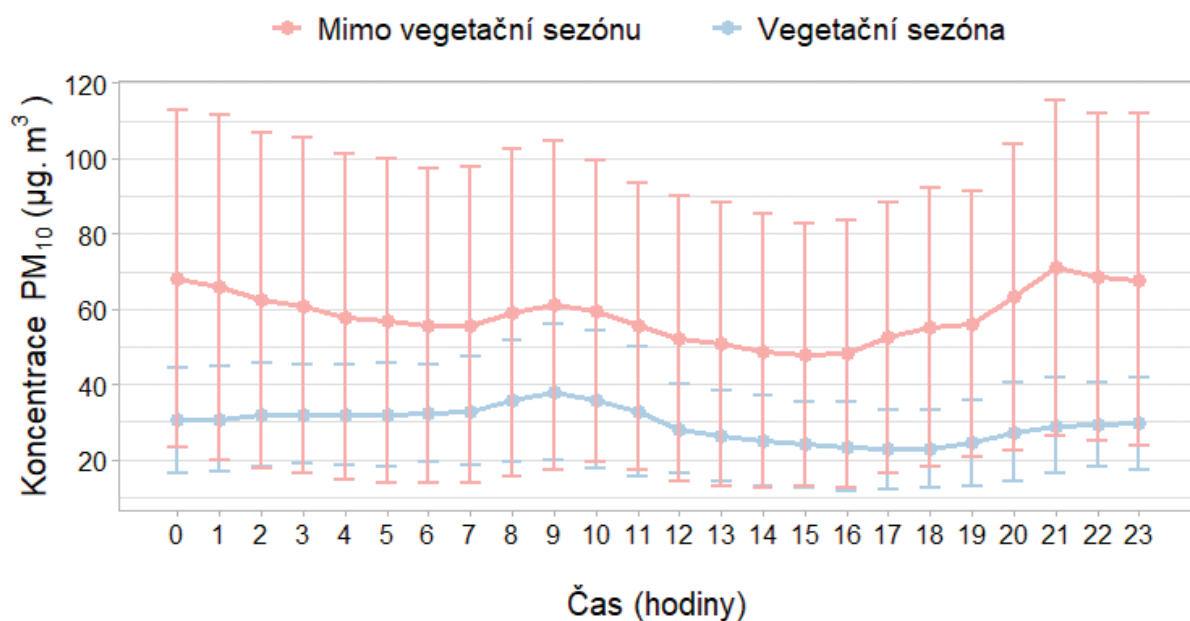
Meteorologické parametry (tab. 10.1) a data o koncentracích znečištění vycházely z hodinových měření na stanici Ostrava - Radvanice, Nad Obcí (ISKO 1650) provozovanou Státním zdravotním ústavem. Poloha stanice v těsné blízkosti obou zájmových lokalit (120 m od lokality Radvanice, resp. 1 150 m od lokality Bartovice) umožnila relevantní posouzení stavu znečištění před zahájením projektu. Na obr. 10.4 je zobrazen průměrný 24 hodinový chod koncentrací O_3 během vegetační sezóny (duben – září) a mimo vegetační sezónu (leden – březen, říjen – prosinec) v roce 2018. Na obr. 10.5 je zobrazen průměrný 24 hodinový chod koncentrací PM_{10} během vegetační sezóny (duben – září) a mimo vegetační sezónu (leden – březen, říjen – prosinec) v roce 2018. Na obr. 10.6. jsou zobrazeny průměrné denní koncentrace O_3 v roce 2018. Na obr. 10.7 jsou zobrazeny průměrné denní koncentrace PM_{10} v roce 2018.

Tab. 10.1. Průměrná hodnota teploty vzduchu, relativní vlhkosti vzduchu, globálního záření, rychlosti větru a koncentrace O_3 a PM_{10} ve vegetačním období (duben – září) a mimo vegetační období (leden – březen, říjen – prosinec) v roce 2018 na stanici Zdravotního ústavu Ostrava - Radvanice, Nad Obcí (ISKO 1650).

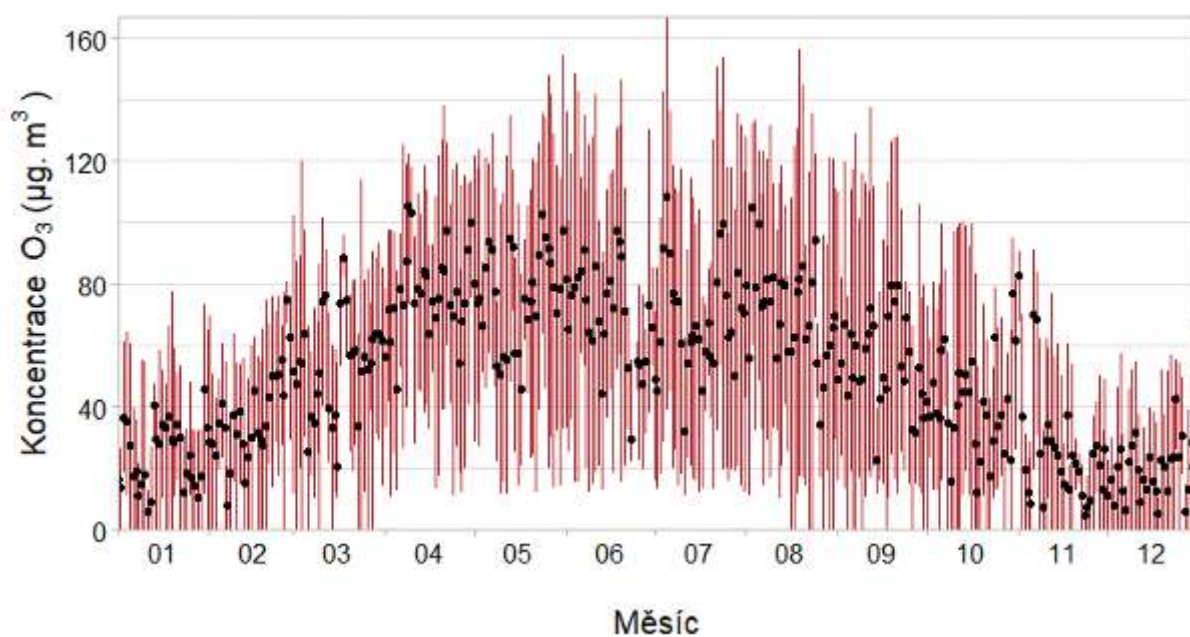
Období	Teplota vzduchu (°C)	Relativní vlhkost vzduchu (%)	Globální záření ($W m^{-2}$)	Rychlost větru ($m s^{-1}$)	Koncentrace O_3 ($\mu g m^{-3}$)	Koncentrace PM_{10} ($\mu g m^{-3}$)
mimo vegetační období	4.1	79.0	124.9	1.4	33.2	58.4
vegetační období	18.0	65.7	313.9	0.9	70.1	29.6



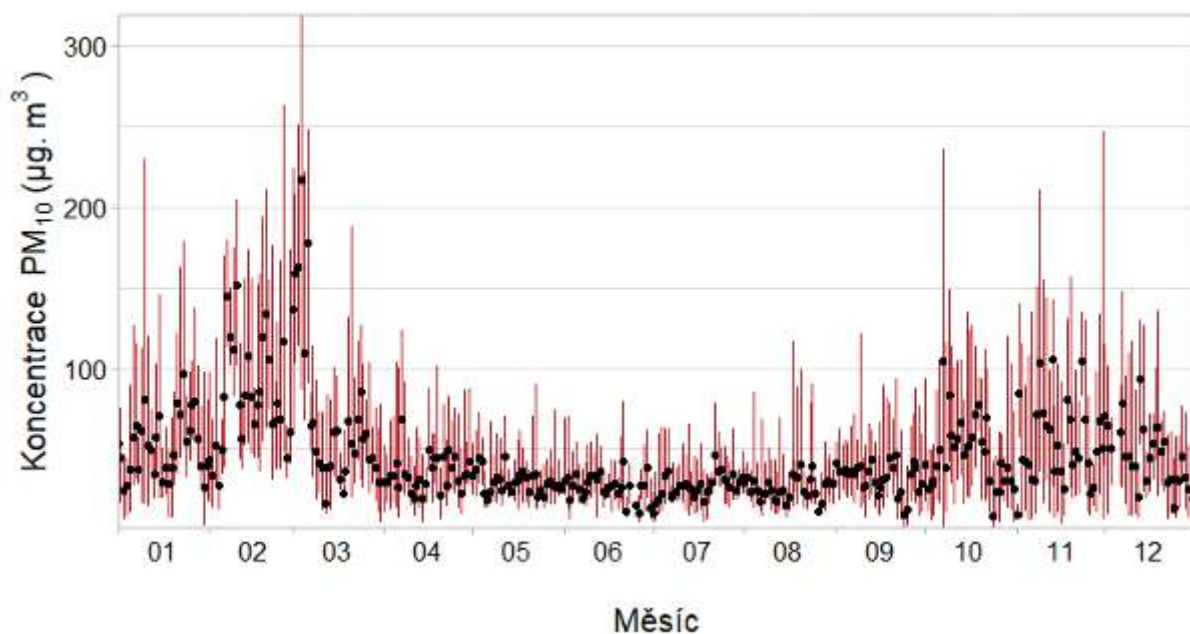
Obr. 10.4. Průměrný 24 hodinový chod koncentrací O_3 během vegetační sezóny (duben – září) a mimo vegetační sezónu (leden – březen, říjen – prosinec) v roce 2018 na stanici Zdravotního ústavu Ostrava - Radvanice, Nad Obcí (ISKO 1650). Odchylky znázorňují jednu směrodatnou odchylku od průměrné hodnoty.



Obr. 10.5. Průměrný 24 hodinový chod koncentrací PM_{10} během vegetační sezóny (duben – září) a mimo vegetační sezónu (leden – březen, říjen – prosinec) v roce 2018 na stanici Zdravotního ústavu Ostrava - Radvanice, Nad Obcí (ISKO 1650). Odchylky znázorňují jednu směrodatnou odchylku od průměrné hodnoty.

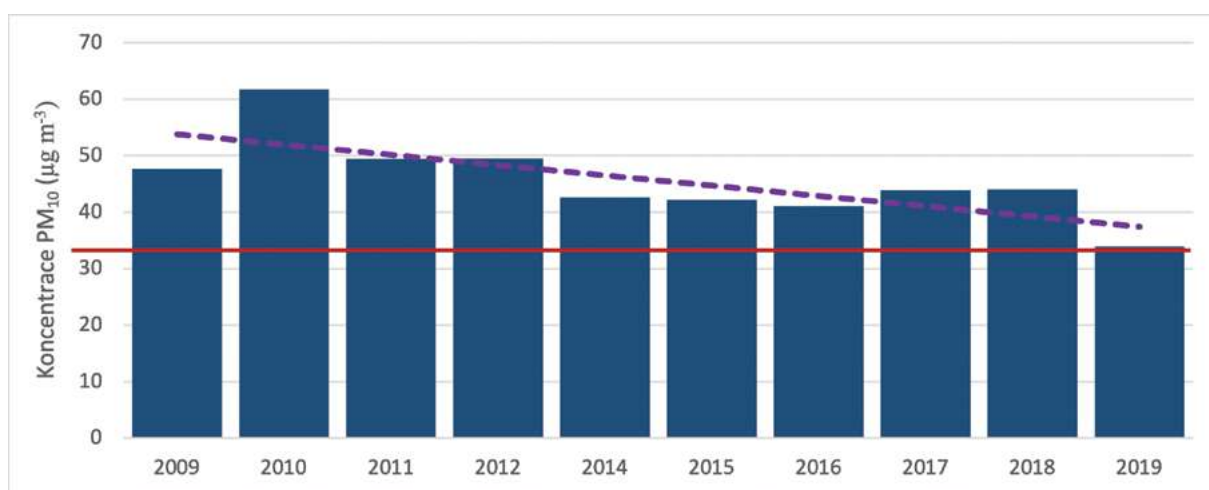


Obr. 10.6. Průměrné denní koncentrace O_3 (černá tečka) v roce 2018 na stanici Zdravotního ústavu Ostrava - Radvanice, Nad Obcí (ISKO 1650). Odchylky znázorňují denní minimální a maximální hodnoty.



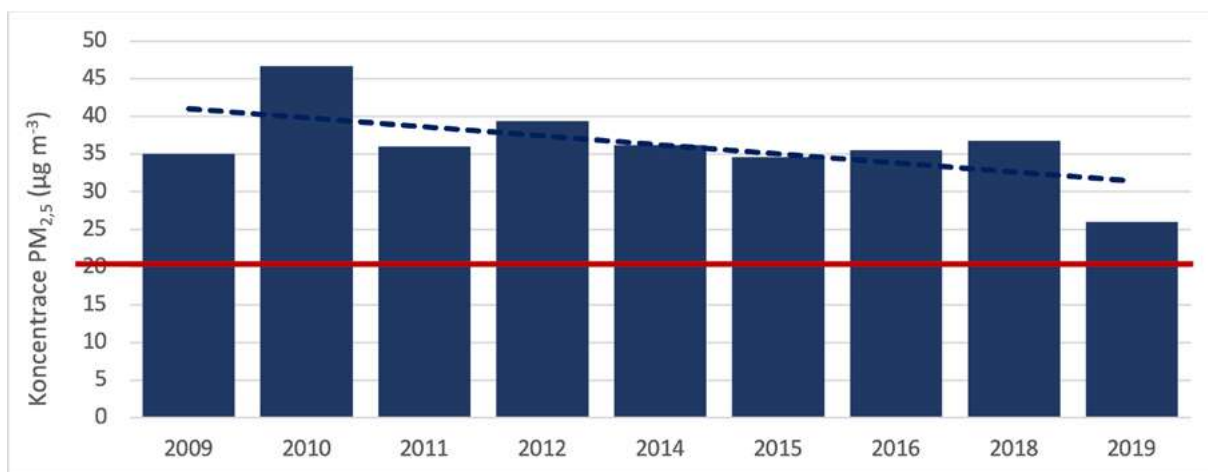
Obr. 10.7. Průměrné denní koncentrace PM_{10} (černá tečka) v roce 2018 na stanici Zdravotního ústavu Ostrava - Radvanice, Nad Obcí (ISKO 1650). Odchylky znázorňují denní minimální a maximální hodnoty.

Dlouhodobý trend koncentrace PM_{10} a $PM_{2,5}$ na této stanici ukazuje obr. 10.8, respektive obr. 10.9 (ČHMÚ, 2019).



Obr. 10.8. Trend vývoje koncentrací PM_{10} na stanici ISKO 1650 – Radvanice, Nad obcí, 10 let (ČHMÚ, 2019).

Průměrná roční limitní koncentrace částic PM_{10} 40 $\mu g \cdot m^{-3}$ byla v posledních 10 letech překročena na této stanici vždy s výjimkou roku 2019. Důvody výrazného snížení koncentrace PM_{10} a $PM_{2,5}$ v roce 2019 budou předmětem výzkumu, ale je zřejmé, že významným faktorem byly velmi dobré rozptylové podmínky v roce 2019.



Obr. 10.9. Trend vývoje koncentrací PM_{2,5} na stanici ISKO 1650 – Radvanice, Nad obcí, 10 let (ČHMÚ, 2019).

Průměrná roční limitní koncentrace částic PM_{2,5} 25 µg m⁻³ byla v posledních 10 letech překročena na této stanici každý rok v období 2009 až 2019.

V monitorované lokalitě Radvanice na stanici ISKO 1650 Nad obcí byla průměrná roční koncentrace NO₂ 21,6 µg m⁻³, přičemž pro porovnání nejvyšší průměrná roční koncentrace NO₂ byla 31,6 µg m⁻³ v Ostravě na stanici ISKO 1572 Českobratrská (ČHMÚ, 2019).

11 MĚŘENÍ IMISNÍ ZÁTĚŽE A INFORMAČNÍ SYSTÉM

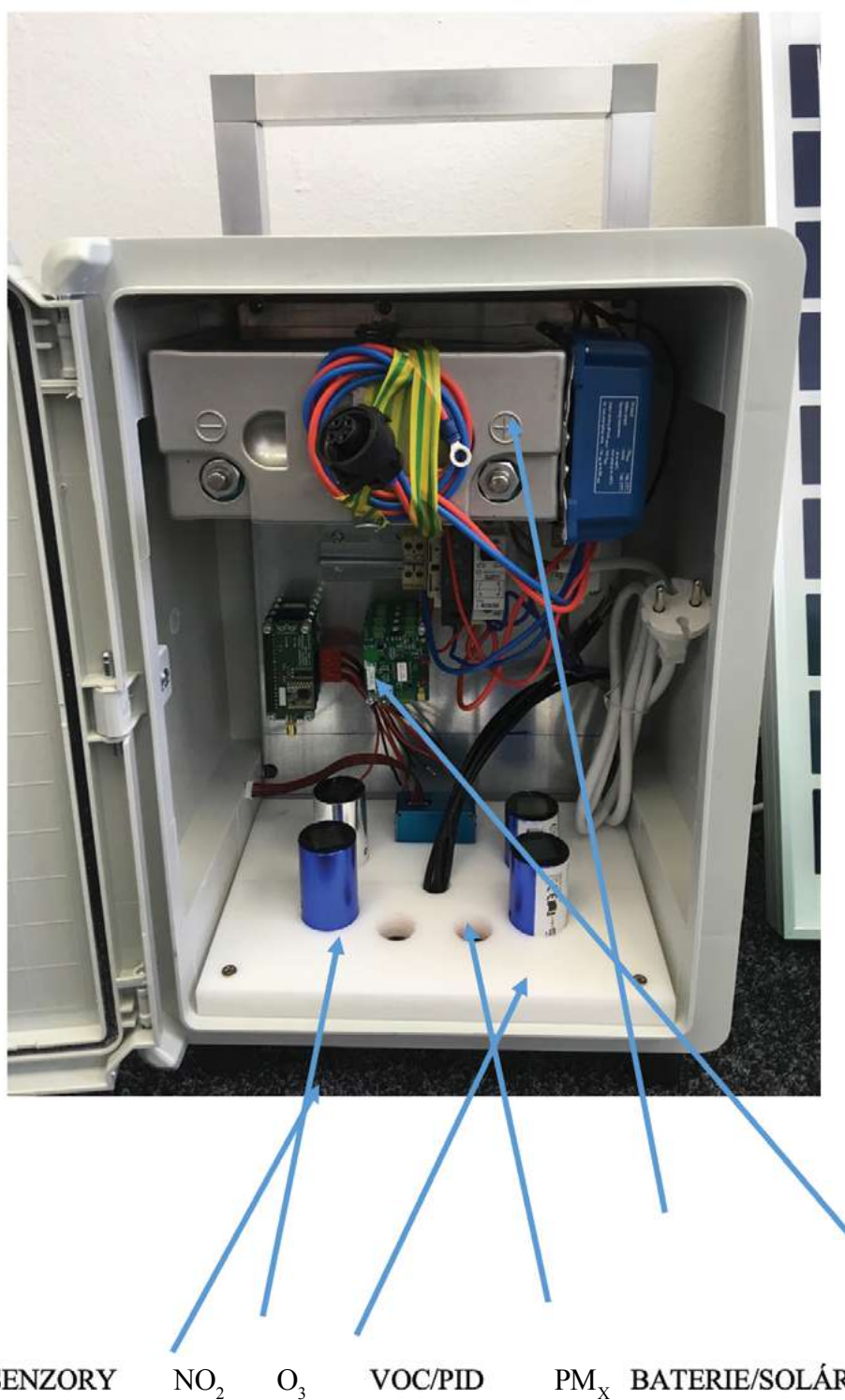
11.1 POUŽITÁ SENZOROVÁ TECHNOLOGIE

V zájmových lokalitách bylo pro účely monitoringu imisního zatížení umístěno celkem 19 senzorových jednotek a jeden referenční systém. Sensory byly instalovány již před výsadbou zeleně, tak aby mohla být vyhodnocena efektivita zachytu znečištění nově vysázenou zelenou infrastrukturou. Předpokládá se kontinuální měření po dalších minimálně 8 let, tak aby mohl být zhodnocen i vývoj v čase s rozvojem zelené hmoty a zapojenosti porostu.

Na každém místě měření je instalován senzorový box – zařízení složené z měřicí části o rozměrech 300 x 400 x 220 mm a solárním panelu o rozměrech 620 x 670 mm (obr. 11.1). Box je alternativně nezávislý na zdroji energie, obsahuje baterii, připojení k solárnímu panelu i připojení síť na 220 V. Zařízení určeno k instalaci do výšky 3 – 8 m a je nutné zajistit napájení alespoň přes solární panel (musí být přístup ke slunci).



Obr. 11.1. Fotografie typické instalace v lokalitě Radvanice.



Obr. 11.2. Senzorový box. Senzory poskytují velmi rychlé měření v řádu minut, které jsou přenášeny prostřednictvím rádiové sítě LORA do databáze na VŠB.

Jednotlivé senzory jsou umístěné v boxu a zavěšené na tyči ve výšce cca 4 metry. Vzdálenost mezi jednotlivými senzory na lokalitě Radvanice je kolem 10 m.

Druhá lokalita Bartovice v blízkosti úložiště popílků je osázena senzory ve svahu pod popílkovištěm v původní zeleni. Nová zeleň bude vysázena v těsné blízkosti na hraně úložiště. I zde jsou senzory ve výšce cca 4 metry.

11.2 SENZOR PLANTOWER PRO MĚŘENÍ SUSPENDOVANÝCH ČÁSTIC PM_x

Senzor Plantower je optickým monitorem částic, který měří PM_1 , $PM_{2,5}$ a PM_{10} . Pro přepočet částic na jednotlivé třídy se využívá vnitřní distribuční funkce (Plantower, 2016).

Tab. 11.1. Technická specifikace senzoru PM_x Plantower (Plantower, 2016)

MĚŘENÁ LÁTKA	PM_x
VELIKOST ČÁSTIC	od 0,3 - 20 μm
POČET VELIKOSTNÍCH TŘÍD	7
MEZ DETEKCE	$< 1 \mu g/m^3$
MĚŘÍCÍ ROZSAH	0 - 500 $\mu g/m^3$
CITLIVOST	$< 1 \mu g/m^3$

K nastavení prachoměrů Plantower je využit optický prachoměr FIDAS 200, jako ekvivalentní metoda. Délka souměření prachoměrů je minimálně 24 hodin ve formě 5 ti minutových průměrů. Výsledky byly po statistickém hodnocení využity k nastavení přepočítávacího, resp. validačního faktoru.



Obr. 11.3. Senzor Plantower.

Tab. 11.2. Validační faktory pro senzor Plantower, data měření CLAIRO.

PM₁₀ (µg/m³)	Plantower	Plantower	Referenční metoda	Validační faktor
	před validací	po validaci	FIDAS 200	
průměr 24 hod.	23,71	23,61	23,87	1,007
průměr 240 hod.	23,61	23,94	23,93	1,014

11.3 SENZOR CAIRSENS® PRO MĚŘENÍ NO₂/O₃

Senzor Cairsens® O₃ / NO₂ používá elektrochemický systém složený ze tří elektrod: pracovní elektrody, protielektrody a referenční elektrody. Sledované difundují přes propustnou membránu směrem k citlivé elektrodě. Generovaný elektrický signál je úměrný koncentraci plynu (ENVEA, 2020).

Tab. 11.3. Technická specifikace O₃/NO₂ senzoru CAIRSENS.

Zdroj: <https://www.envea.global/s/ambient-en/micro-sensors-a/cairsens-o3-no2/>.

MĚŘENÁ LÁTKA	O₃/NO₂
MEZ DETEKCE	20 ppb
MĚŘÍCÍ ROZSAH	0 - 250 ppb
CITLIVOST	1 ppb
NEJISTOTA	< 30 %.
INTERFERENCE	Cl ₂ , sirné sloučeniny

K nastavení senzoru NO₂ byl využit chemiluminiscenční analyzátor NO/NO₂/NO_x typu AC32e (ENVEA, 2020). Délka souměření byla 1 týden kontinuálně, odečet v 5 min. průměrech. Porovnání bylo provedeno pro 1 hodinové průměry.



Obr. 11.4. Senzor Cairnsens® O₃ / NO₂.

Senzor Cairnsens® O₃/NO₂ poskytuje výstupní signál v ppb, propojení na minipočítač Rapsbery je stejné jako u prachoměru.

Tab. 11.4. Validační faktory pro senzor Cairnsens® O₃/NO₂, data měření CLAIRO.

Interval	Senzor	Referenční metoda	Senzor	Referenční metoda	Validační faktor	Validační faktor
	NO ₂ (μg/m ₃)	NO ₂ (μg/m ₃)	O ₃ (μg/m ₃)	O ₃ (μg/m ₃)	NO ₂	O ₃
průměr 24 hod.	19,12	23,90	25,72	27,15	1,250	1,056
průměr 240 hod.	15,04	18,80	19,76	20,95	1,250	1,060

11.4 SPRÁVA DAT A WEBOVÝ PORTÁL

Pro práci s daty získanými senzory využíváme softwarové prostředí Floreon, které VŠB vyvíjí více jak 3 roky. Tento software umožňuje:

1. registraci senzoru do systému
2. sběr primárních dat do databáze
3. práci s daty - validaci senzorů, kalibraci
4. zobrazování dat pro jednotlivé látky - grafy, tabulky
5. automatické a ruční hodnocení dat
6. exporty do formátu .csv a .txt

Registraci provádí operátor po komunikaci s terénními pracovníky. Po zaměření GPS souřadnic a vyplnění karty měřícího místa (fotografie + popis místa měření) je tato informace zaslána operátorovi systému IIS k registraci. V případě, že senzorický modul obsahuje automatické zjišťování pozice GPS, senzor se přihlásí sám.

Koncentrace měřených látek se pro další zpracování online přenáší do databáze „Inteligentní identifikační systém zdrojů znečišťování ovzduší - IIS CZ.05.2.32/0.0/0.0/17_079/0006890“, který vznikl na VŠB v rámci projektu IIS. Tento systém umí přijmout jakákoliv přenášená data, uložit je do strukturované databáze a dále s nimi pracovat podle zadaných algoritmů.

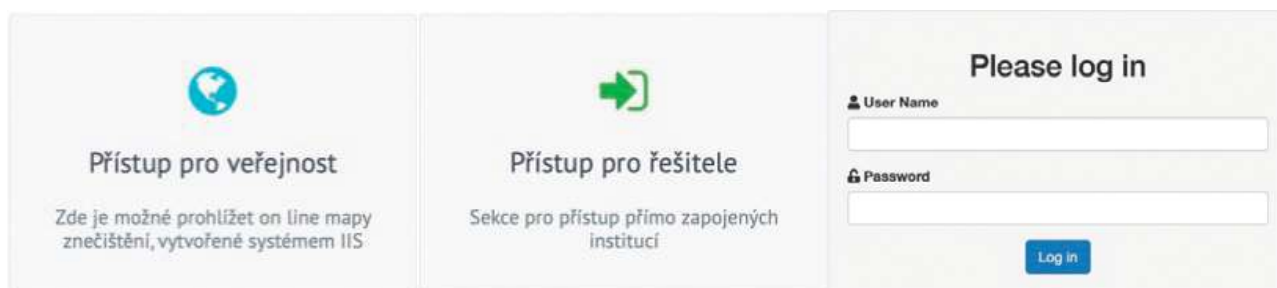
Data jsou vždy uložena v primárně přeneseném formátu. V případě kontrol kalibrace, umožňuje systém IIS provést validaci naměřených hodnot korekčním faktorem. O tomto existuje v systému záznam. U referenčních metod, které využívají kalibrované přístroje se validace zpravidla neprovádí. Výjimkou může být PM_x stanovené ekvivalentní metodou, jehož korekční faktor se může mírně lišit podle období i místa. Kontrolu prachoměřů gravimetricky provádí VŠB u svých analyzátorů pravidelně.

Systém IIS byl vyvíjen pro zjednodušení identifikace zdrojů znečišťování ovzduší v lokálním měřítku. Do systému se vstupuje prostřednictvím portálu airsens.eu.

Vstup do ovládacího systému je prostřednictvím stránek www.airsens.eu (obr. 11.5). Tyto stránky zároveň informují o použité technologii a synergických projektech. Data získaná senzory mohou být privátní nebo veřejná. Rozhraní webových stránek má proto „přístup pro veřejnost“ a „přístup pro řešitele“ (obr. 11.6). V případě využití „přístupu pro veřejnost“ je uživatel automaticky přesměrován na portál Floreon, kde je možné prohlížet všechny „volná“ data ve formě grafu nebo časově vázané koncentrace pro každou měřenou látku.



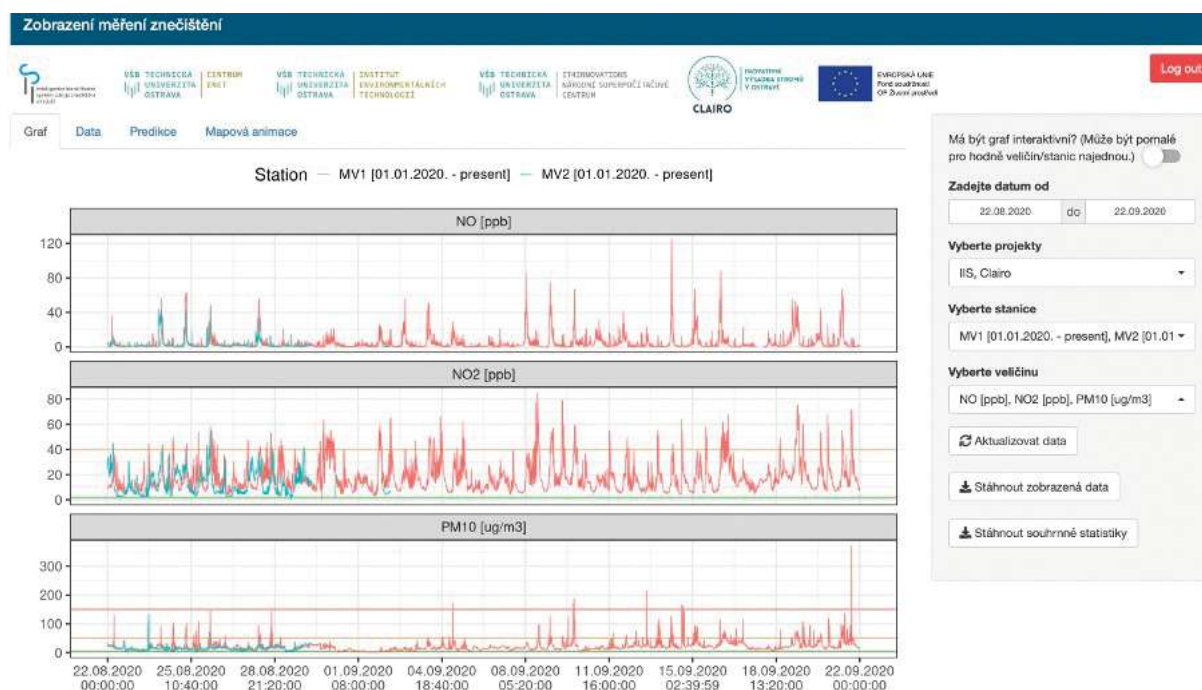
Obr. 11.5. Vstup do systému IIS přes portál airsens.eu.



Obr 11.6. Přístup k volným datům veřejného a registrovaného uživatele.

Důvodem rozdělení na veřejná a privátní data je existence měření prováděné v privátním sektoru, které není možné a ani účelné volně zveřejnit. Může se jednat o data soukromých osob, soukromých firem nebo projektová řešení.

Systém umožňuje výběr látek, lokalit a období a provádí základní statistické hodnocení. U naměřených koncentrací provede kontrolu platných měření, spočítá průměry a najde maxima. Naměřené koncentrace zobrazí v grafu. Tyto údaje slouží k úvodní kontrole konzistentnosti dat, případně ke srovnání s jiným měřením.



Obr. 11.7. Zobrazení měření znečištění.

V pravé části menu si můžeme vybrat sledované období (den, týden), senzorovou stanici podle názvu (STC, STP, ST), měřenou látku a zadáme aktualizovat. Ve výběru je ještě záložka „Vyberte projekty“, kde vybíráme ze synergických projektů, jako např. imisní měření IIS nebo CLAIRO. Pokud neznáme projekt, kam hledaný senzor patří, zvolíme „všechny projekty“. Po aktualizaci se nám zobrazí graf vybraných položek, viz obr. 11.8.

Stanice	Veličina	Vzorkování [min]	Všechna pozorování	Validní pozorování	Minimum	Ar. průměr	Geom. průměr	Maximum
1 MV1 [01.01.2020. - present]	NO [ppb]	5	8929	8758	0	4.5	0	124.2
2 MV1 [01.01.2020. - present]	NO2 [ppb]	5	8929	8926	0	17.7	0	85.2
3 MV1 [01.01.2020. - present]	PM10 [ug/m3]	5	8929	8926	1	21.3	16.8	372.3
4 MV2 [01.01.2020. - present]	NO [ppb]	5	8929	2531	0.2	2.8	1.7	45.2
5 MV2 [01.01.2020. - present]	NO2 [ppb]	5	8929	2530	0.4	12.7	9.7	57.8
6 MV2 [01.01.2020. - present]	PM10 [ug/m3]	5	8929	2409	3.3	15.5	14.1	132.9

Showing 1 to 6 of 6 entries

Previous 1 Next

Obr. 11.8. Základní statistické údaje z měření.

Stejným způsobem se zobrazují veškeré statistické charakteristiky za vybrané období. Je možné najít místa s nejvyšší průměrnou koncentrací, s nejvyššími maximy, s nejčastějším překračováním limitu apod. Výsledkem tohoto procesu je hodnocení, kdy a kde dochází k porušování nastavených pravidel (limit, regulační mez, monitorovací mez, rychlost nárůstu koncentrací, korelace s dalšími atributy, atd.).

Tyto nástroje není nutné využívat pro data CLAIRO ve městech, protože cílem není identifikace.

Díky krátkodobým koncentracím je možné vyhledat čas i místo „nestandardní, resp. nechtěné“ imisní koncentrace. Systém IIS pak označuje podle zadaných pravidel, kde a kdy k překročení (navýšení) nastavené úrovně koncentrace došlo. Systém umožňuje automatickou animaci naměřených koncentrací.



Obr. 11.9. Výřez mapy IIS – zobrazení naměřených koncentrací (PM_{10}).



Obr. 11.10. Zobrazení naměřených dat v ovládacím software.

Graf nám může sloužit ke kontrole jedné senzorické jednotky (časový průběh) nebo ke kontrole „souměření“ více jednotek. V tabulce pod grafem je vidět vždy základní statistika, tj. počet „plánovaných“ měření ve vybraném intervalu a počet validních měření. Tím máme základní informaci o fungování senzoru. Dále vidíme průměr vzorkování, průměrnou koncentraci, minimum a maximum za daný interval.

Zobrazená data je možné stáhnout ve formátu *.csv a pracovat s nimi dále, např. v MS Excelu.

Data se přenášejí do databáze podle možností přenosové sítě, základní předpoklad je co 5 minut u terénních měření (GPRS, LORA) a ihned v případě technických měření uvnitř budov (WiFi).

Webové rozhraní umožňuje provést „kalibraci resp. validaci“ všech senzorů. Pro tento účel je potřeba přepnout na záložku SPRÁVA. Následně můžeme vybírat projekt, senzor a typ databáze.

Obr. 11.11. Nastavení.

MĚŘENÍ NEUPRAVENÉ jsou nativní naměřené hodnoty, tedy původní signál. MĚŘENÍ UPRAVENÉ jsou hodnoty, které jsou přepočítány pomocí kalibračních faktorů. V záložce KALIBRACE si pak můžeme nastavit období platnosti faktoru, senzor a látku, které chceme kalibrovat. Jednotlivé faktory se ukládají do HISTORIE KALIBRACÍ.

View	Projekt	Stanice	Parametr	Kalibrační hodnota	Validní od	Validní do	Vytvořeno	Potvrzeno
All	PAV	All	All	All	All	All	All	All
Upravit	PAV identifikace	stp-90	CF [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true
Upravit	PAV identifikace	stp-90	GYR1 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true
Upravit	PAV identifikace	stp-90	CN4 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true
Upravit	PAV identifikace	stp-90	CN3 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true
Upravit	PAV identifikace	stp-90	CN2 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true
Upravit	PAV identifikace	stp-90	CN1 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true
Upravit	PAV identifikace	stp-90	AI15 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true
Upravit	PAV identifikace	stp-90	AI14 [V]	1	2. 7. 2020 6:47:00	2. 7. 2070 6:47:00	27. 10. 2020 13:15:41	true

Obr. 11.12. Záložka „kalibrace“.

Nativně jsou všechny hodnoty nastaveny na 1,00. Po kliknutí na tlačítko UPRAVIT se objeví jednoduché menu.

Zobraz záznamů 50

Hledat:

View	Projekt	Stanice	Parametr	Kalibrační hodnota	Validní od	Validní do	Vytvořeno	Potvrzeno
All	PAV	All	All	All	All	All	All	All

Upravit

Upravit

Upravit

Upravit

PAV identifikace

PAV identifikace

PAV identifikace

PAV identifikace

stp-90

stp-90

stp-90

stp-90

CF [V]

GYR1 [V]

CN4 [V]

CN3 [V]

1

1

1

1

02.07.2020

02.07.2020

02.07.2020

02.07.2020

02.07.2070

02.07.2070

02.07.2070

02.07.2070

27. 10. 2020 13:15:41

27. 10. 2020 13:15:41

27. 10. 2020 13:15:41

27. 10. 2020 13:15:41

true

true

true

true

Odeslat změny

Zrušit

Obr. 11.13. Nastavení kalibrační hodnoty.

Zde je nutné změnit kalibrační hodnotu a nastavit období platnosti. Po nastavení kalibračního faktoru dojde k přepočtu původní databáze pro vybrané období, pro daný senzor a látku. V záložce MĚŘENÍ UPRAVENÉ pak najdeme přepočítané hodnoty.

I po kalibraci je možné hodnoty ručně zneplatnit tlačítkem ZNEPLATNIT. Zneplatněné hodnoty se nezapočítávají do průměrů a statistik.

Tabulka

CSV EXCEL Zrušit výběr Zneplatnit

Obecná identifikace. ☒ Ne

Postupný růst - hodina. ☒ Ne

Dlouhé překročení limitu - hodina. ☒ Ne

Postupný růst - půlhodina. ☒ Ne

Rychlý nárůst. ☒ Ne

Dlouhé překročení limitu - 2 hodiny. ☒ Ne

Zobraz záznamů 50 Hledat:

Projekt	Stanice	Látka	Interval	Platný od	Platný do	Hodnota	Validní	Varování
PAV identifikace	stp-90 [02.07.2020. - present]	AI1 [V]	1	7. 1. 2021 16:15:00	7. 1. 2021 16:15:59	21.5	1	0
PAV identifikace	stp-90 [02.07.2020. - present]	AI1 [V]	1	7. 1. 2021 16:24:00	7. 1. 2021 16:24:59	21.5	1	0
PAV identifikace	stp-90 [02.07.2020. - present]	AI1 [V]	1	7. 1. 2021 16:11:00	7. 1. 2021 16:11:59	21.4	1	0

Obr. 11.14. Tabulka – možnost stažení.

Pro další práci je možné vybraná data stáhnout ve formátu *.csv nebo *.xls. Kalibrační faktor musí obsahovat všechny potřebné přepočty. Pokud je výpočet složitější, musí se provést v exportovaných datech.

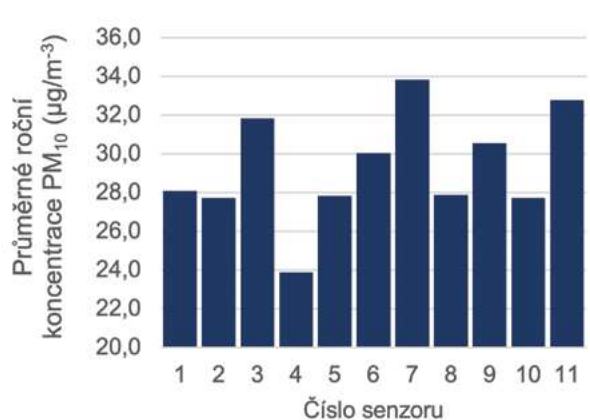
Historii použitých kalibrací je možné sledovat v záložce HISTORIE KALIBRACÍ.

Odborná část portálu Airsens díky výše uvedeného umožňuje měřit libovolné látky, v principu nejenom v ovzduší, tyto naměřené koncentrace kontrolovat z hlediska správnosti a hodnotit z hlediska informace, které přinášejí. O celkové velikosti databáze svědčí, že za 20 měsíců měření v rámci projektu CLAIRO má databáze 28 milionů řádků. Z tohoto důvodu je nutné mít k dispozici robustní a kvalitní nástroj, jak je výše popsáno.

11.5 PŘÍKLAD REÁLNÉHO VÝSTUPU

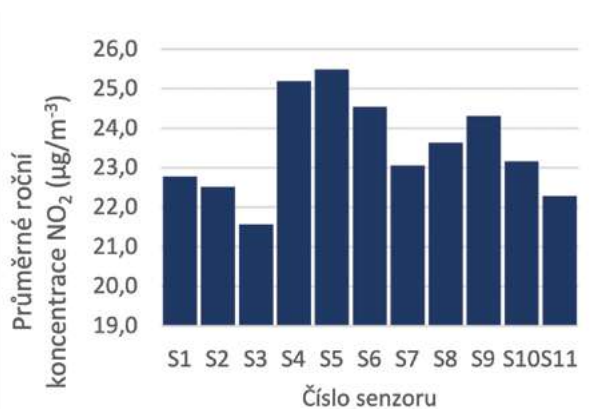
Jako příklad je uvedeno roční hodnocení PM_{10} a NO_2 v lokalitě Radvanice. Cílem hodnocení je popsat lokalitu pomocí 11 umístěných senzorů.

PM_{10} ($\mu g/m^3$)	MEAN	MEDIAN	MAXIMUM
S1	28,09	22,45	233,09
S2	27,72	21,54	210,69
S3	31,84	25,09	236,38
S4	23,87	19,98	165,32
S5	27,84	20,46	234,66
S6	30,04	21,12	282,82
S7	33,84	26,11	222,28
S8	27,87	20,49	223,86
S9	30,57	25,11	235,86
S10	27,72	21,55	214,19
S11	32,76	26,72	212,88
PRŮMĚR		22,78	224,74



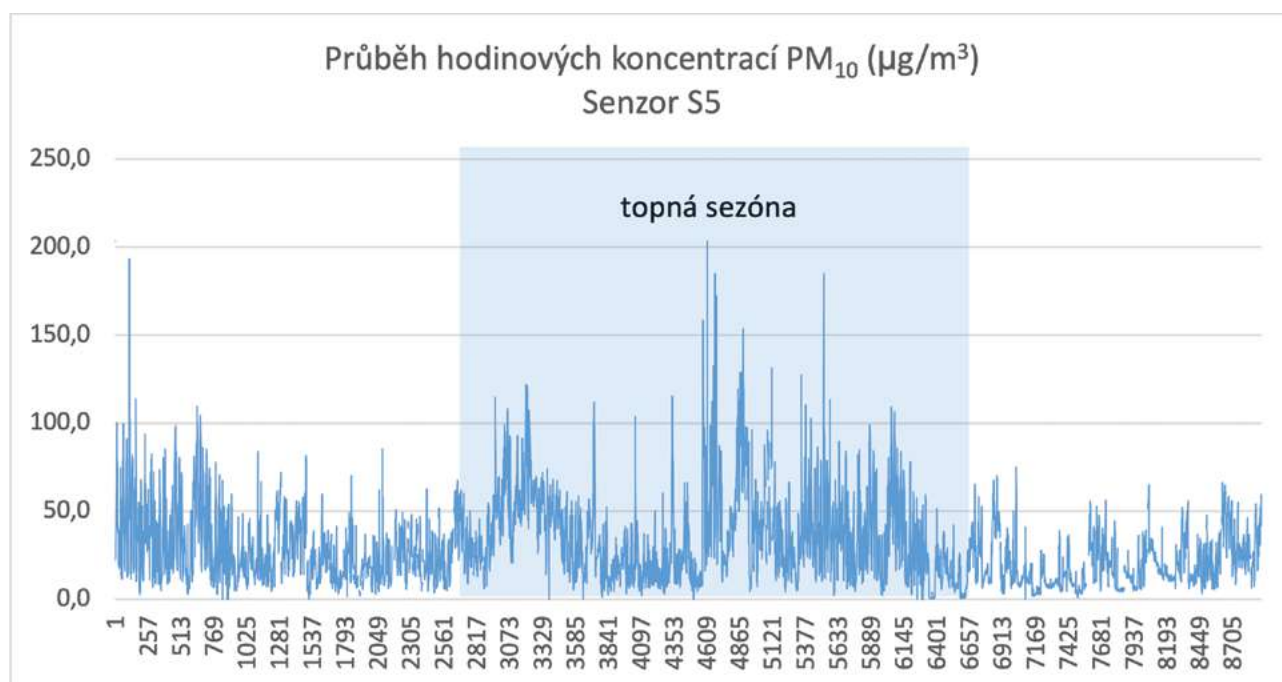
Obr. 11.15. Průměrné roční koncentrace PM_{10} v lokalitě Radvanice, 1.9.2019 – 31.8.2020, tabulka (vlevo) a graf (vpravo).

NO_2 ($\mu g/m^3$)	PRŮMĚR	MEDIAN	MAXIMUM
S1	22,8	15,3	264,0
S2	22,5	14,6	211,9
S3	21,6	15,0	269,2
S4	25,2	16,3	270,8
S5	25,5	18,8	190,1
S6	24,5	17,9	202,6
S7	23,1	16,5	199,4
S8	23,6	15,4	253,3
S9	24,3	16,0	233,2
S10	23,2	15,7	217,3
S11	22,3	15,7	173,1
PRŮMĚR		16,1	225,9

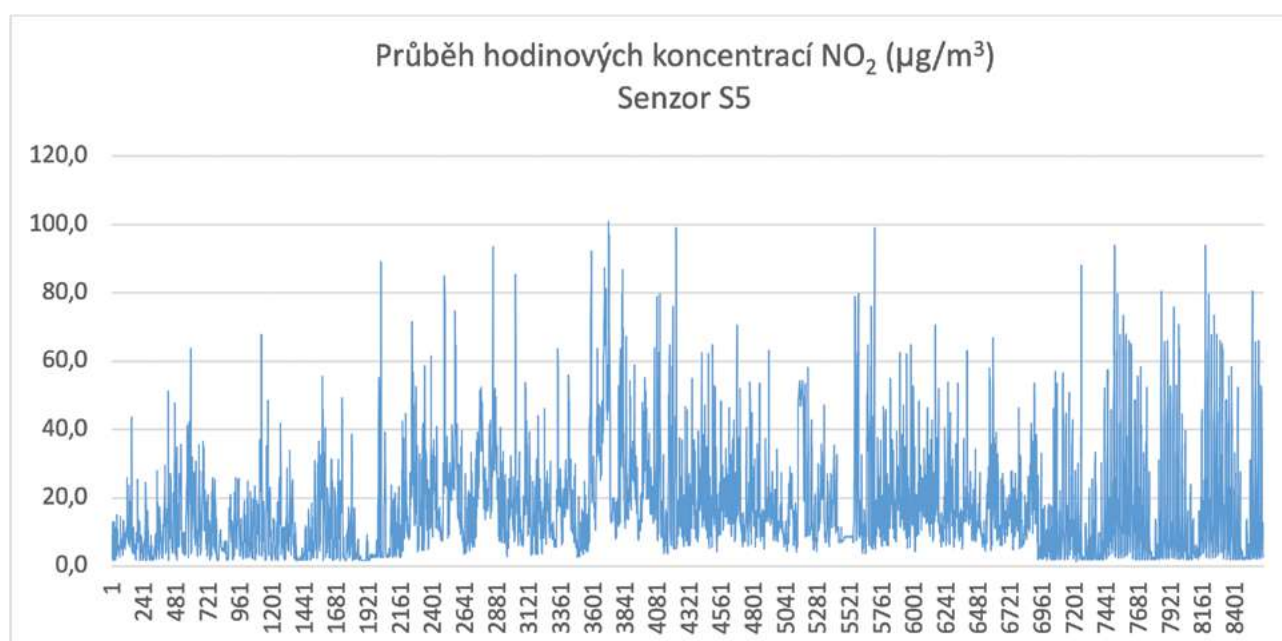


Obr. 11.16. Průměrné roční koncentrace NO_2 v lokalitě Radvanice, 1.9.2019 – 31.8.2020, tabulka (vlevo) a graf (vpravo).

Uvedené příklady popisují v tabulkách jednoduché údaje, které jsou však podloženy rokem měření v lokalitě Radvanice.



Obr. 11.17. Graf ročních hodinových koncentrací PM₁₀ na lokalitě.



Obr. 11.18. Graf ročních hodinových koncentrací NO₂ na lokalitě.

Velmi rozsáhlá databáze naměřených koncentrací umožňuje sledovat dlouhodobé změny koncentrací měřených látek a díky velkému množství senzorů v lokalitě jsou výsledky hodně robustní.

Měření ze senzorů je velmi dynamické a umožňuje pochopit okamžité změny koncentrací v souvislosti s různými procesy, které v lokalitě probíhají, je však nutné si uvědomit, že využití senzorů k hodnocení imisních limitů není korektní a nemá oporu v legislativě. Nicméně senzory dokážou např. metodou difference koncentrací výborně popsat co se v lokalitě děje, tedy objevit zdroje vysokých imisí apod. Pro plošné popisy lokalit a vyhledávání příčin znečištění jsou senzory výborným a dostupným řešením.

12 NÁVRH VÝSADBY ZELENĚ

Návrh struktury společenstva dřevin byl zaměřen na stanovištně odpovídající dřeviny ve směsích s podobnými ekologickými nároky včetně patrovitosti, poskytnutí ekologického krytu a zefektivnění filtrace ovzduší. Ekologický kryt a maximalizace zachytu znečišťujících látek bude zajišťován prostřednictvím pěstování dřevin v souvislém zápoji.

Výběr rostlinných druhů zeleně probíhal na základě dostupných vědeckých materiálů o výsadbě zelené infrastruktury v sídelních oblastech. Struktura vysazované zeleně byla navržena pro sledování funkce filtrace ovzduší a odolnosti v průmyslově zatížených oblastech. Splnění cílů experimentu spočívalo v návrhu souvisle zapojeného diferencovaného společenstva dřevin. Návrh pěstování souvisle zapojeného dřevinného společenstva bylo převzato podle kritérií lesního hospodářství. Využita byla kritéria stanovištní diferenciace, návrhu směsí dřevin a hustoty výsadby.

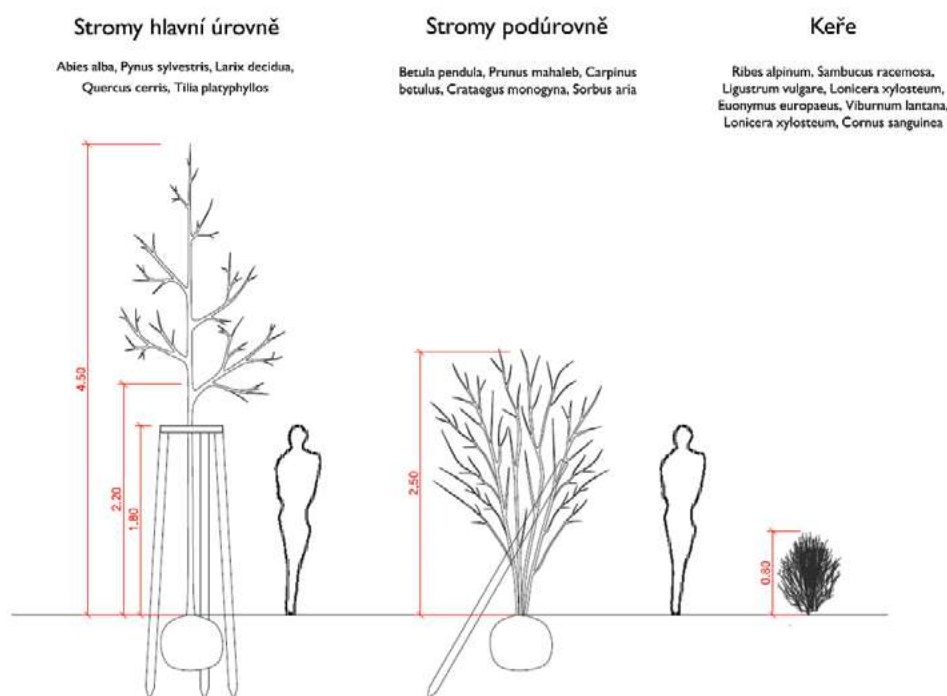
Byly upřednostněny druhy se zvýšenou odolností vůči znečištění ovzduší. Odolnost dřevin byla zjednodušena na klasifikaci míry snášenlivosti zátěže depozice síry a dusíku, troposférického ozonu a pevných prašných částic. V průmyslových oblastech se zvýšenými koncentracemi troposférického ozonu je nutné při návrhu tvorby zelené infrastruktury dbát i na citlivost navrhované zeleně vůči tomuto znečištění.

Parametry kompozice druhového složení byly stanoveny s ohledem na ekologické vazby jednotlivých druhů a jejich nároky na dané stanoviště, které bylo charakterizováno půdním rozbořem. Jednotlivé druhové směsi jsou růstově a nárokově kompatibilní – jednotlivé patra si nekonkurují růstem a agresivitou a podrost snáší přistínění. Uspořádání druhů vůči sobě nehraje žádnou významnou roli, nicméně pro plošné pravidelnější rozložení se bude sázet podle přesného výsadbového schématu. Rozložení vyšších dřevin oproti podrostním dřevinám a jejich pravidelnější rozmístění na ploše zajišťuje dobrou účinnost zachytávání exhalací.

Postup návrhu struktury zeleně zahrnuje kritéria sadebního materiálu, alelopatie a doplňování kultur. Při výběru byly zohledněny tyto principy:

- Sadební materiál byl vysazován v podobě charakterizované územně příslušnými normami. K výsadbě jsou využívány výpěstky s balem.
- Preferovány byly nešlechtěné formy rostlin s výjimkou experimentu srovnávajícího původní a nepůvodní rostlinné formy. Domácí rostlinné druhy byly výhradně vybírány z geograficky původních nešlechtěných populací pro zachování genofondu. Šlechtěné formy byly přípustné pouze v případě nedostupnosti nešlechtěných forem u navržených nepůvodních druhů.
- Upřednostnění sadebního materiálu pěstovaného ve stanovištně odpovídajících podmínkách. Přenos reprodukčního materiálu byl přípustný jen v souladu s mezinárodním právem nebo národními zákony.
- Rozlišení stromových pater a keřového patra. Stromová patra jsou rozdělena na hlavní úroveň a podúroveň.

- Upřednostnění druhů se zvýšenou odolností vůči znečištění ovzduší. Odolnost dřevin byla zjednodušena na klasifikaci míry snášenlivosti zátěže depozicí síry a dusíku, troposférického ozonu a pevných prachových částic.



Obr. 12.1. Velikost a druhové zastoupení vegetačních prvků výsadby navrhované zeleně. Navržené stromy jsou rozděleny na dvě vertikální porostní úrovně – hlavní úroveň se zapěstovanou korunovou výškou 2,2 m a podúroveň vícekmenných stromů zavětvených od země.

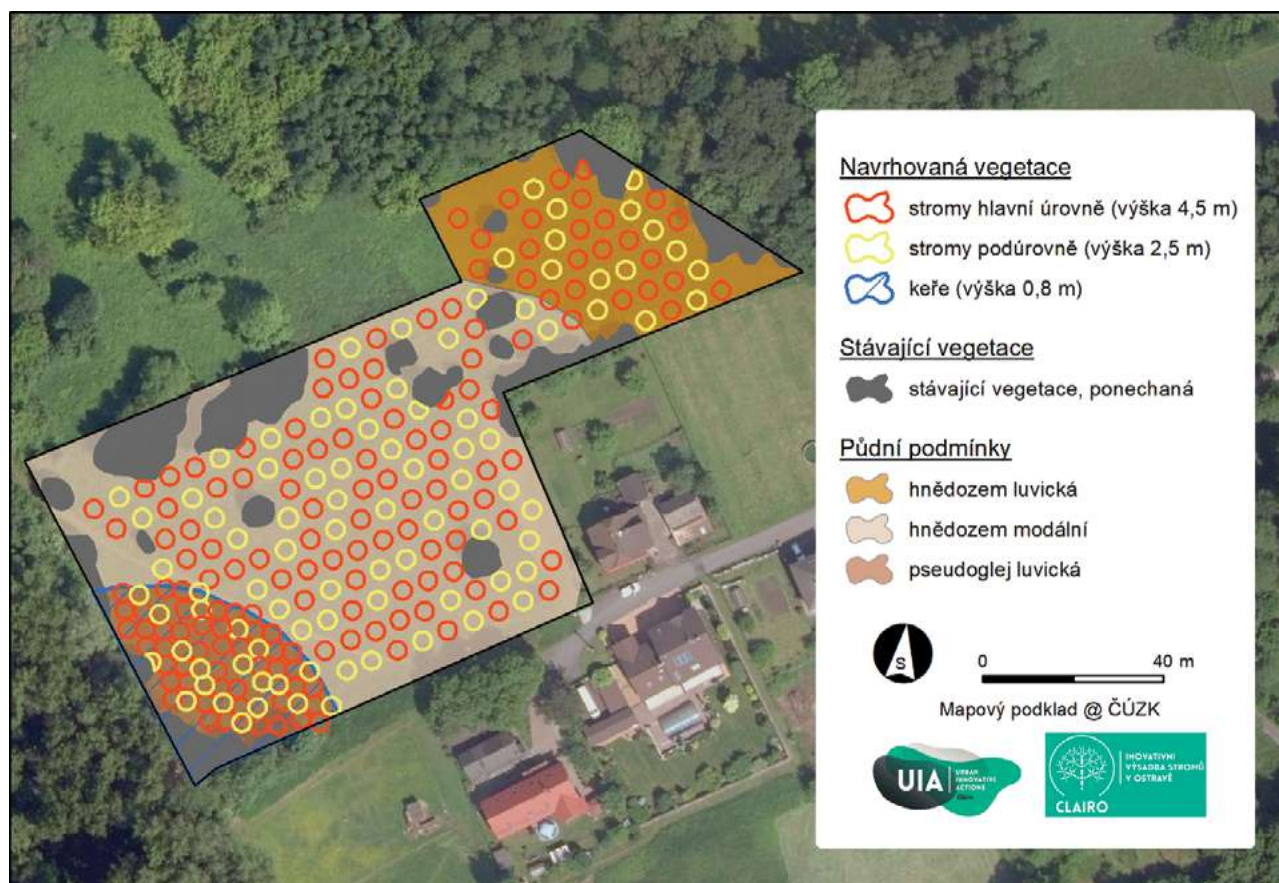
Kompoziční složení navrhované zeleně spočívalo v prostorové diferenciaci vícepatrového zastoupení společenstev stromů a keřů. Výběr zahrnoval kritéria:

- 1) Rozlišení dvou stromových pater a keřového patra za účelem maximalizace hustoty zápoje v místech s nejvyšším dosahovaným znečištěním. Stromová patra rozdělena na hlavní úroveň a podúroveň.
- 2) Upřednostnění stromů vysokých do 4 m pro hlavní úroveň a do 2,5 m pro podúroveň.
- 3) Minimální rozestupy mezi stromy při uvážení jejich prostorových nároků ve vzrostlém stavu. Návrh výsevu probíhal v rovnoměrně pravidelné síti (ideálně hexagonální).

Plán výsadby dřevin na lokalitě Radvanice byl situován do zachovaných stanovištních podmínek typických pro širší region Ostravské pánve, kde navrhovaná skladba porostů sestává z geograficky původních druhů.

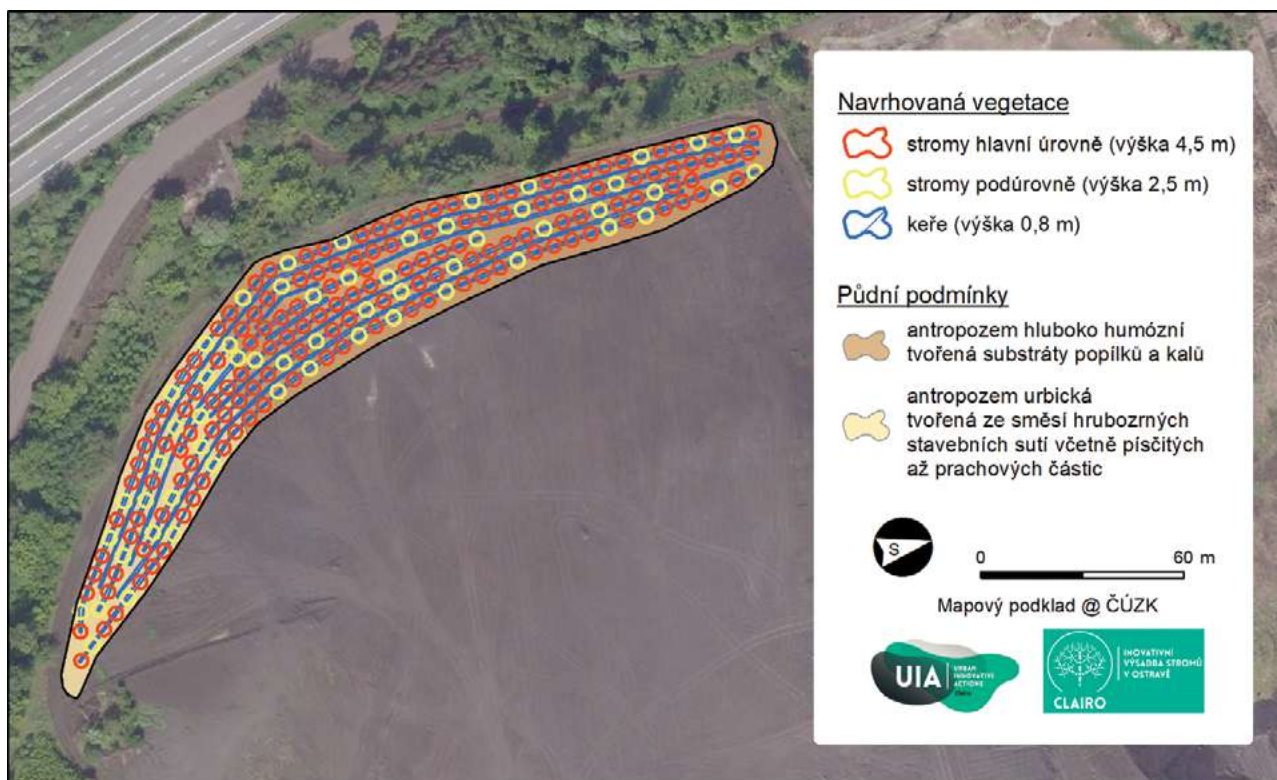
Oproti tomu navrhovaná výsadba na lokalitě Bartovice byla umístěna na silně antropogenně ovlivněných půdách z odpadových hmot, kde navrhovaná skladba porostů je založena na srovnání směsí nepůvodních odolných druhů a druhů pionýrských.

Plán výsadby zeleně na lokalitě Radvanice je zobrazen na obr. 12.2. Navržené stromy byly umístěny v řadách ve vzdálenosti 6 m. Stejný rozestup mezi stromy byl dodržován i v rámci jednotlivých řad. V místech s půdním typem pseudoglej byly celoplošně navrženy mulčované keřové výsadby v řadách vzdálené od sebe 1,5 m. Zastoupené druhy byly: *Quercus petraea*, *Acer pseudoplatanus*, *Tilia platyphyllos*, *Populus nigra*, *Salix daphnoides*, *Ulmus laevis* (hlavní úroveň), *Acer campestre*, *Crataegus monogyna*, *Prunus padus*, *Lonicera xylosteum*, *Prunus avium* (podúroveň), *Viburnum opulus*, *Alnus viridis*, *Frangula alnus*, *Rosa majalis*, *Salix purpurea* (keře).



Obr. 12.2. Plán výsadby zeleně na lokalitě Radvanice.

Plán výsadby zeleně v lokalitě Bartovice je zobrazen na obr. 12.3. Stromy byly navrženy v řadách, které jsou ve střední části řešeného území od sebe vzdáleny 6 m. Vzdálenost mezi jednotlivými řadami se k okrajům zmenšuje na 4,5 m. V rámci jednotlivých řad byly stromy navrženy ve vzdálenosti 6 m. Celkem navrženo 203 stromů. Zastoupené druhy byly: *Pinus sylvestris*, *Larix decidua*, *Quercus cerris*, *Tilia platyphyllos* (hlavní úroveň), *Betula pendula*, *Malus sylvestris*, *Carpinus betulus*, *Crataegus monogyna*, *Sorbus torminalis* (podúroveň), *Ribes alpinum*, *Sambucus racemosa*, *Ligustrum vulgare*, *Lonicera xylosteum* (keře).



Obr. 12.3. Plán výsadby zeleně na lokalitě Bartovice.

Hlavní přínos zvolené kompozice je přiměřená odolnost druhových směsí vůči suchu a účinnost pro zachytávání prachových částic během celého roku díky příměsí jehličnatých dřevin. Navržené řešení je aplikovatelné na dalších plochách, které mají podobné půdní vlastnosti.

13 OŠETŘENÍ VÝSADBY ZELENĚ

V místě navrhované zelené infrastruktury je aplikováno několik typů hnojiv a sledován jejich vliv na vitalitu zelené infrastruktury, která se v konečném důsledku odráží i na schopnosti zachycovat škodliviny z ovzduší.

Konkrétně je půda ošetřena třemi druhy zálivek: (1) běžným komerčním anorganickým hnojivem, (2) komerčním biostimulantem s vysokým obsahem aminokyselin, protistresových látek a výtažku z mořských řas omezující případné negativní vlivy vnějšího prostředí (TS entinel, TS VIN) a (3) inovativním chytrým hnojivem s aktivní látkou cytokininového derivátu RR-D.

Všechno ostatní standardní ošetření kultur (zalévání, pletí atd.) jsou stejné u všech tří variant – ve stejných termínech, stejném množství atd., tak aby efekt aplikovaných hnojiv byl co nejméně zkreslen dalšími faktory.

Hlavním předpokladem aplikace inovativního ošetření je zlepšení základních fyziologických parametrů nové výsadby. Ty jsou monitorovány celou řadou vysoce citlivých a unikátních metod (gazometrie, zjišťování vybraných fluorescenčních parametrů, obsah fotosyntetických pigmentů, měření hladin endogenních

fytohormonů pomocí spojením ultraúčinné kapalinové chromatografie a tandemové hmotnostní spektrometrie) s cílem posoudit vliv inovativního ošetření na fyziologický stav nové výsadby i stávající vegetace na vybraných lokalitách a případně navrhnout další optimalizaci tohoto ošetření.

Směs fytohormonů a biostimulantů navržená pro tento projekt je unikátním výsledkem až 20letého výzkumu prováděného v Laboratoři růstových regulátorů, Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého a Ústav experimentální botaniky AV ČR, je předmětem několika mezinárodních patentů (Doležal et al., 2007; Spíchal et al., 2009), licencovaných českým i zahraničním firmám podnikajícím v oblasti listových hnojiv. Ošetřující přípravek obsahuje optimální směs biostimulantů s vysokým obsahem aminokyselin, protistresových látek a výtažku z mořských řas omezující případné negativní vlivy vnějšího prostředí, zvláště při přísušku, nebo výrazných výkyvech teplot, a otestovaným na lesních kulturách. Tento přípravek pak bude použit jako báze pro aplikaci naší aktivní látky, patentovaného cytokininového derivátu. Na obou lokalitách se nacházejí 2 různé typy půdních podmínek. Tato skutečnost znamená, že každá z lokalit bude rozdělena na šest dílčích částí (3 díly pro každý typ půdy) tak, aby jednotlivé dílčí části mohly být ošetřeny třemi druhy závlivky (klasickou A, komerční na bázi moderních biostimulantů B a inovativní C). Varianta A bude ošetřena ve stejných termínech jako zbývající varianty, ale jen závlivkou obsahující nějaké běžné komerční anorganické hnojivo, podle zkušeností a výběru firmy, která bude provádět výsadbu. Varianta B, tedy ošetření komerčním biostimulantem proběhne 2x ročně (v prvním roce červen a srpen-září, v dalších letech duben a srpen – září). Pro projekt CLAIRO byl vybrán přípravek TS Sentinel (https://www.trisol.farm/pripravky_profi/sentinel.html), TS VIN (https://www.trisol.farm/pripravky_profi/vin.html) nebo obdobným přípravkem jiné firmy obsahujícím optimální směs biostimulantů s vysokým obsahem aminokyselin, protistresových látek a výtažku z mořských řas omezující případné negativní vlivy vnějšího prostředí, zvláště při přísušku, nebo výrazných výkyvech teplot, a otestovaným na lesních kulturách. Použití v dávce 2,5 ml/sazenici, je potřeba před aplikací naředit do cca 2L vody. Na začátek při výsadbě navrhujeme použít jednorázově TS HG Plant nebo podobný přípravek obsahující huminové kyseliny, protistresové látky a výtažky z mořských řas (https://www.trisol.farm/pripravky_profi/hg-plant.html) v dávce 2g na sazenici (ideálně pro všechny tři varianty, nebo nejméně pro varianty B a C). Přípravek B pak bude použit jako báze pro aplikaci naší aktivní látky, cytokininového derivátu RR-D (v koncentraci 10⁻⁵ mol/L), tedy varianta C. Aplikace proběhne ve stejných termínech jako varianta B. Obě varianty (B a C) budou kompletně připraveny Univerzitou Palackého v Olomouci a minimálně týden před každou aplikací doručeny provádějící firmě. Všechno ostatní standardní ošetření kultur (zalévání, pletí atd.) by mělo být stejné u všech tří variant – ve stejných termínech, stejná množství atd. a mělo by být pravidelně prováděno firmou, která provede výsadbu tak aby bylo možné zajistit vyhodnocení a srovnání jednotlivých variant ošetření. Nejedná se zdaleka o první aplikaci, nicméně využití v projektu CLAIRO je v některých směrech unikátní, zejména úrovní a kombinací různých typů abiotického stresu na vybraných lokalitách. Hlavním předpokladem aplikace inovativního ošetření je zlepšení základních fyziologických parametrů nové výsadby. Prognóza předpokládá, že stromy a keře v lepším „zdravotním stavu“ budou lépe fotosyntetizovat, budou mít více a kvalitnější listové plochy a to následně zcela určitě pozitivně ovlivní zachyt, v minimální míře je, řekněme, důležitou součástí, která významně ovlivní výsledek. Hnojivo je možno aplikovat na jakoukoliv výsadbu v jakémkoliv městě. V rámci série workshopů, které tvoří součást realizace projektu CLAIRO, budou zástupcům měst představeny všechny zásadní informace, jak využít způsoby inovativního ošetření nové výsadby zeleně ve městském prostředí. Hlavním předpokladem aplikace inovativního ošetření je zlepšení základních fyziologických parametrů nové výsadby. Ty budou monitorovány celou řadou vysoce citlivých

a unikátních metod s cílem posoudit vliv inovativního ošetření na fyziologický stav nové výsadby i stávající vegetace na vybraných lokalitách a případně navrhnout další optimalizaci tohoto ošetření.

Pomocí gazometrické aparatury LI-6400 jsou prováděna komplexní nedestruktivní měření výměny plynů rostlinou (asimilace CO₂, transpirace, vodivost průduchů atd.) současně se zjišťováním vybraných fluorescenčních parametrů zejména FV'/FM' maximální kvantový výtěžek a PSII efektivní kvantový výtěžek fotosystému II (Stolárik et al., 2018). Relativní obsah fotosyntetických pigmentů je zjišťován pomocí SPAD-502 (Konica Minolta Sensing, Osaka, Japan). Přímo v terénu, na listech, je prováděno také měření fluorescenční indukce chlorofylu pomocí kapesního fluorometru PSI FluorPen FP100 a fluorometru Hansatech Plant Efficiency Analyser (Stolárik et al., 2018).

V minulých letech jsme vyvinuli extrémně citlivé, účinné a robustní nástroje na analýzu endogenních fytohormonů hmotnostní spektrometrií a sledování rychlosti jejich biosyntézy. Tyto metody jsou také aplikovány v rámci projektu CLAIRO na sledování fyziologického stavu stávající vegetace i nové výsadby v závislosti na variantě ošetření. Kvantifikace endogenních hladin cytokininů a auxinů, spolu s vybranými stresovými hormony (kyselina abscisová, jasmonáty, salicyláty) a jejich metabolity je prováděna ultra-vysoce účinnou kapalinovou chromatografií v zapojení s tandemovou hmotnostní spektrometrií (UHPLC-MS/MS) s trojitým kvadrupólem v pozitivním módu ESI(+) za použití optimalizovaných podmínek na vybraných MRM přechodech (Svačinová et al., 2012; Pěničák et al., 2013; Floková et al., 2014). Výsledky byly vyhodnocovány pomocí MassLynx softwaru a kvantifikovány pomocí programu TargetLynx. Endogenní hladiny byly stanoveny metodou standartního izotopového ředění (Novák et al., 2008).

14 STANOVENÍ VEGETAČNÍCH CHARAKTERISTIK

14.1 SOUČASNÁ VEGETACE

Pozemní průzkum stávající vegetace byl na zájmové lokalitě Radvanice proveden v srpnu a září 2019. Na lokalitě Bartovice bylo po terénním průzkumu shledáno, že se na dané ploše nenachází žádná vegetace, která by měla výrazný vliv na záchyt polutantů, a proto byl výsledný záchyt ve stavu současné vegetace stanoven jako nulový.

Průzkum vegetace byl na lokalitě Radvanice rozdělen do biotopů travo-bylinných společenstev a výskytů dřevin. Travo-bylinná společenstva byla tvořena druhy *Arrhenatherum elatius* a *Poa trivialis* a dosahovala průměrné výšky 0,3 metru nad povrch. Výskyty dřevin byly inventarizovány jako osamoceně rostoucí stromy či keře (solitér) nebo shluky více dřevin (společenstvo). Osamoceně rostoucí dřeviny byly rozpoznány pomocí morfologických znaků. U všech dřevin byl zjištěn taxon, pomocí digitálního výškoměru s ultrazvukovým dálkoměrem změřena výška (h), dále pak střední průmět koruny (d_k) a klasifikován zdravotní stav na základě nespecifických symptomů poškození kmene, koruny, růstových poruch větvení a výskytů dřevokazných hub nebo hnilob (Korf 1972; Kandler a Innes 1995). Shluky dřevin byly charakterizovány pomocí střední výšky porostu, průměru korun a četnosti výskytů nespecifických poškození (Keller et al., 1997). Průmět korun zapojených společenstev dřevin byl odečten jako nejdelší osa shluku. Zjištěné charakteristiky stávající vegetace na základě pozemní inventarizace shrnuje tabulka 14.1.

Tab. 14.1. Přehledová tabulka charakteristik dřevin na základě pozemní inventarizace, lokalita Radvanice.

Identifikační číslo	Výskyt	Taxon (dominantní)	Výška koruny (m)	Střední průměr koruny (m)	Poškození (%)
1	solitér	Salix caprea	12	7	26 – 50
2	solitér	Crataegus monogyna	6	4	11 – 25
3	solitér	Juglans regia	8	7	1 – 10
4	solitér	Juglans regia	13	10	1 – 10
5	společenstvo	Juglans regia	12	13	11 – 25
6	společenstvo	Crataegus monogyna	10	7	11 – 25
7	solitér	Juglans regia	11	10	1 – 10
8	solitér	Juglans regia	9	6	1 – 10
9	solitér	Crataegus monogyna	8	6	1 – 10
10	solitér	Acer negundo	11	7	1 – 10
11	společenstvo	Salix caprea	14	20	1 – 10
12	společenstvo	Alnus glutinosa	30	20	26 – 50
13	společenstvo	Fraxinus sp.	25	14	26 – 50
14	společenstvo	Alnus glutinosa	22	4	11 – 25
15	společenstvo	Acer negundo	10	3	1 – 10
16	společenstvo	Salix caprea	13	33	1 – 10
17	společenstvo	Populus tremula	25	11	11 – 25
18	společenstvo	Populus tremula	25	5	11 – 25
19	společenstvo	Salix Fragilis	20	6	11 – 25

Jednotlivé dřeviny byly polohovány na základě vektorizace leteckého ortofoto snímku v rozlišení 0,2 metrů, pořízeného v roce 2018 Českým úřadem zeměměřickým a katastrálním. Jejich polohu v rámci lokality Radvanice znázorňuje obrázek 14.1.



Obr. 14.1. Přehledová mapa stávající vegetace v zájmové lokalitě A – Radvanice. Podklad tvoří ortofotomapa z roku 2018 distribuovaná Českým úřadem zeměměřickým a katastrálním. Čísla odpovídají identifikačním číslům v tab. 14.1.

Ze stanovených parametrů byl následně pomocí regresních vztahů (Nowak, 1996; Nowak et al., 2008) určen celkový obsah listové plochy (tzv. Leaf area – LA) v m², resp. index listové plochy (LAI) v m²/m², jako vstup do modelů záchytu.

V případě osamoceně rostoucích dřevin byl použit vztah (Nowak, 1996):

$$\ln(LA) = -4,3309 + 0,2942 \times h + 0,7312 \times d_k + 5,7217 \times S - 0,0148 \times C, \quad (17)$$

kde h byla výška koruny (m), d_k byl střední průmět koruny (m), S byl průměrný faktor zastínění a C byl vnější povrch koruny odvozen ze vztahu dle Gacka-Grzesikiewicz (1980):

$$C = \pi \times d_k \times (d_k + h)/2 \quad (18)$$

Průměrný faktor zastínění byl druhově specifický a byl zjištěn na základě tabulárních dat z literatury (Nowak, 1996) (tab. 10). V případě, že konkrétní druh dřevin nebyl z literatury dohledán, byla použita hodnota jiného druhu stejného rodu nebo čeledi. Pokud ani tak nemohla být přisouzena žádná hodnota, byly použity průměrné hodnoty faktoru zastínění pro danou skupinu dřevin, tj. 0,83 pro listnaté a 0,91 pro jehličnaté dřeviny (Nowak et al., 2008).

V případě shluků několika dřevin byl použit vztah (Nowak et al., 2008):

$$LA = [\ln(1 - x_s)/-k] \times \pi(d_k/2)^2, \quad (19)$$

kde x_s byl průměrný faktor zastínění druhů stromů a k byl koeficient absorpce světla s hodnotou 0,52 pro jehličnaté a 0,65 pro listnaté dřeviny (Jarvis a Leverenz, 1983).

Tab. 14.2. Hodnoty faktoru zastínění pro různé druhy dřevin a keřů. Převzato z Nowak (1996).

Tree species	Shading factor
<i>Acer Ginnala</i> Maxim. (Amur maple)	0.91
<i>Acer platanoides</i> L. (Norway maple)	0.88
<i>Acer rubrum</i> L. (red maple)	0.83
<i>Acer saccharinum</i> L. (silver maple)	0.83
<i>Acer saccharum</i> Marsh. (sugar maple)	0.84
<i>Aesculus hippocastanum</i> L. (horsechestnut)	0.88
<i>Albizia julibrissin</i> Durazzini (silktree)	0.83
<i>Amelanchier arborea</i> (Michx. f.) Fern. (downy serviceberry)	0.77
<i>Betula pendula</i> Roth. (European white birch)	0.82
<i>Carya ovata</i> (Mill.) K. Koch (shagbark hickory)	0.77
<i>Catalpa speciosa</i> Warder ex Engelm. (northern catalpa)	0.76
<i>Celtis australis</i> L. (European hackberry)	0.92
<i>Celtis occidentalis</i> L. (hackberry)	0.88
<i>Crataegus</i> × <i>Lavallei</i> Herincq. (Carriere hawthorn)	0.89
<i>Crataegus oxyacantha</i> L. (English hawthorn)	0.86
<i>Crataegus phaenopyrum</i> (L.f.) Medic. (Washington hawthorn)	0.76
<i>Elaeagnus angustifolia</i> L. (Russian-olive)	0.87
<i>Fagus sylvatica</i> L. (European beech)	0.88
<i>Fraxinus excelsior</i> L. (European ash)	0.85
<i>Fraxinus holotricha</i> Koehne. cv. Moraine (Moraine ash)	0.78
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh. (green ash)	0.83
<i>Ginkgo biloba</i> L. (maidenhair tree)	0.81
<i>Gleditsia triacanthos</i> f. <i>inermis</i> Schneid. (honeylocust)	0.67
<i>Gymnocladus dioica</i> (L.) K. Koch (Kentucky coffeetree)	0.86
<i>Juglans nigra</i> L. (black walnut)	0.91
<i>Koelreuteria bipinnata</i> Franch. (Chinese flame tree)	0.9
<i>Koelreuteria paniculata</i> Laxm. (goldenrain tree)	0.81
<i>Liquidambar styraciflua</i> L. (sweetgum)	0.82
<i>Liriodendron tulipifera</i> L. (yellow-poplar)	0.9
<i>Malus</i> spp. Mill. (apple)	0.85
<i>Parkinsonia aculeata</i> L. (Jerusalem-thorn)	0.85
<i>Pistacia chinensis</i> Bunge. (Chinese pistache)	0.85
<i>Platanus</i> × <i>acerifolia</i> (Ait.) Willd. (London planetree)	0.86
<i>Platanus racemosa</i> Nutt. (California sycamore)	0.91
<i>Populus deltoides</i> Bartr. ex Marsh. (eastern cottonwood)	0.85
<i>Populus tremuloides</i> Michx. (quaking aspen)	0.74
<i>Pyrus communis</i> L. (pear)	0.8
<i>Quercus alba</i> L. (white oak)	0.75
<i>Quercus palustris</i> Muenchh. (pin oak)	0.77
<i>Quercus robur</i> L. (English oak)	0.81
<i>Quercus rubra</i> L. (northern red oak)	0.81
<i>Sapium sebiferum</i> (L.) Roxb. (tallowtree)	0.83
<i>Sophora japonica</i> L. (Japanese pagoda tree)	0.78
<i>Tilia cordata</i> Mill. (little-leaf linden)	0.88
<i>Ulmus americana</i> L. (American elm)	0.87
<i>Ulmus pumila</i> L. (Siberian elm)	0.85
<i>Zelkova serrata</i> (Thunb.) Mak. (Japanese zelkova)	0.8

Takto stanovené hodnoty LA byly následně vynásobeny koeficientem zdravotního stavu konkrétních stromů, a to na základě přidělení do jedné ze sedmi kategorií (Tab. 14.3) (Nowak et al., 2008).

Tab. 14.3. Hodnoty koeficientu zdravotního stavu dle procentuálního poškození vegetace.

Koeficient zdravotního stavu	Zdravotní stav	Poškození (%)
1	výborný	< 1
0,95	dobrý	1 – 10
0,82	příznivý	11 – 25
0,62	špatný	26 – 50
0,37	kritický	51 – 75
0,13	odumírající	76 – 99
0	odumřelý	100

Na závěr byly hodnoty LA vztaženy na plochu, kterou pokrývala vektorizovaná koruna daného stromu na ortofoto snímku, a vypočítán tak index listové plochy (LAI) v $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$. V místech, kde nebylo nepokrytí dřevinami, ale bylo dle podkladového ortofoto snímku zjištěno pokrytí travo-bylinnými společenstvy, se index listové plochy přiřadil na základě expertního posouzení v terénu jako rovný 1.

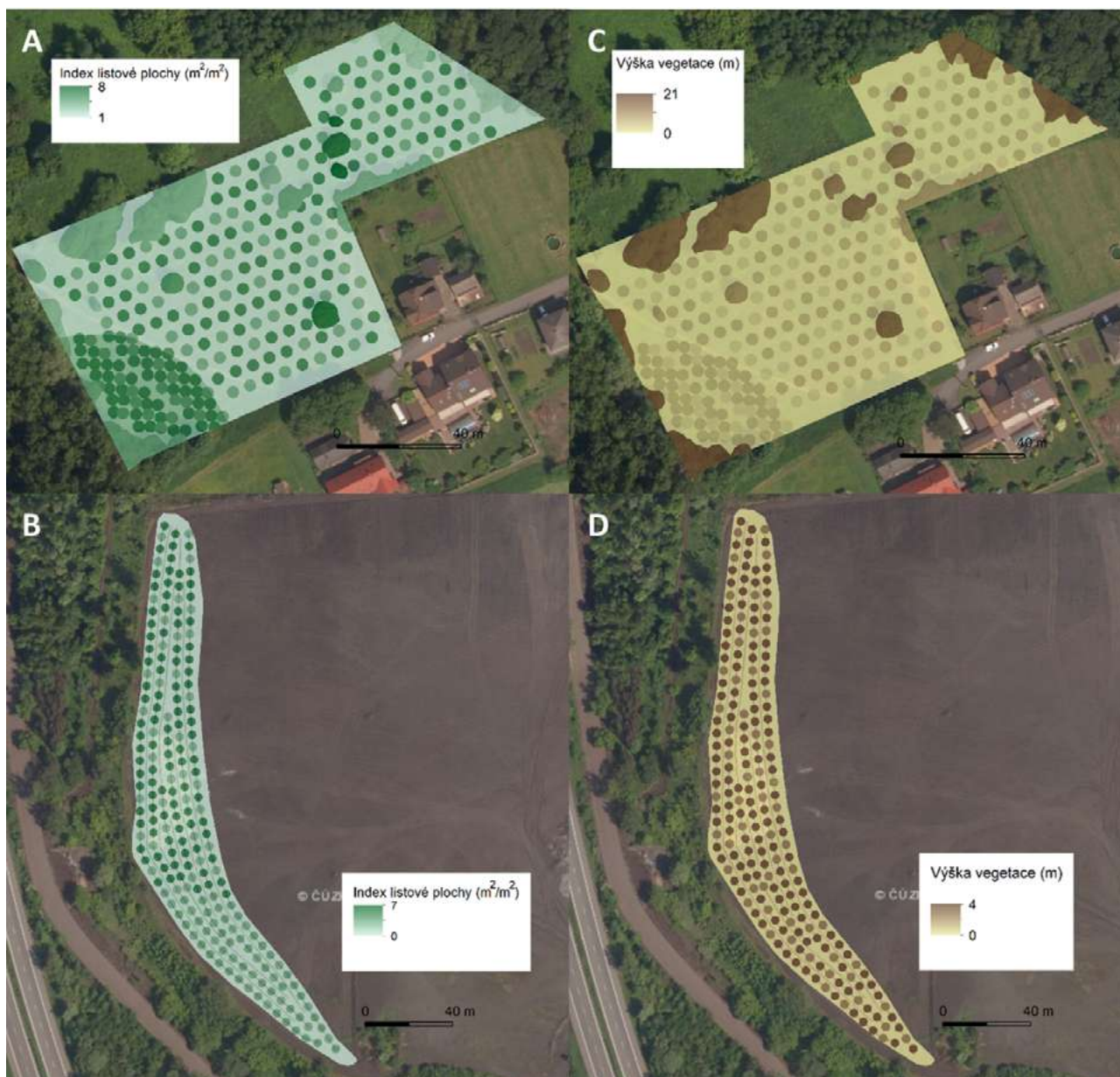
Pro vstup do modelu zachytu byly výsledné vektorové vrstvy LAI a výšky vegetace převedeny do rasterového datového modelu při velikosti pixelu 10 cm pomocí funkce Polygon to Raster v programu ArcMap verze 10.7.

14.2 NAVRHOVANÁ VEGETACE

Stanovení charakteristik navrhované vegetace vycházelo z předpokládaných atributů a druhového složení uvedeného v podkladové dokumentaci plánu výsadby. Byly rozlišeny atributy: výška navrhované výsadby, druhové složení a střední průmět koruny. Zdravotní stav byl u nově vysazované výsadby předpokládán jako výborný, tj. bez poškození. Výška vegetace byla určena 4,5 metry pro solitérní dřeviny hlavní vertikální úrovně, 2,5 metry pro vícekmenné dřeviny podúrovně a 0,80 metru pro keře. Střední průmět koruny byl určen na 4 m.

Prostorové uspořádání výsadby bylo vymezeno na základě výkresů plánu výsadeb, které byly georeferencovány do GIS prostředí pomocí hraničních bodů katastrálních parcel. Jednotlivé vysazované stromy byly vektorizovány a přiděleny jim výše uvedené atributy.

Na základě těchto atributů byly podobně jako v případě současné zeleně stanoveny pro navrhovanou vegetaci vstupní parametry LAI a výška porostu. V místech vysazení keřů byla hodnota LAI stanovena rovna 1,5. V místech s bylinným, keřovým a stromovým patrem, byly všechny hodnoty LAI sčítány. V případě parametru výšky porostu byla vzata hodnota nejvyšší výšky vegetace v daném místě. Na závěr byly stanoveny hodnoty LAI pro navrhovanou a současnou vegetaci včetně, a to součtem hodnot LAI v obou stavech. U parametru výšky porostu byla z obou stavů vzata hodnota nejvyšší výšky vegetace v daném místě (obr. 14.2).



Obr. 14.2. Vstupní parametry LAI (Index listové plochy m^2/m^2), (A,C) a výška porostu (m), (C, D) pro navrhovanou a současnou vegetaci (včetně).

15 ZÁCHYT OZONU, OXIDŮ DUSÍKU A ČÁSTIC PM_{10} STÁVAJÍCÍ A NAVRHOVANOU VEGETACÍ

Jedním z výstupů projektu je srovnání modelovaných záchytů ozonu, oxidů dusíků a částic PM_{10} stávající a navrhované vegetací. Vstupem do modelu byly pomocí senzorů naměřené koncentrace O_3 , NO_x a PM_{10} a meteorologické parametry v 15-minutových intervalech během období září až říjen 2019. Hodnoty koncentrací byly zprůměrovány na měsíční hodnoty pro jednotlivé senzory a interpolovány metodou ordinary kriging za použití sférického semivariogramu v síti $1 \times 1 \text{ m}$ v prostoru vymezených lokalit.

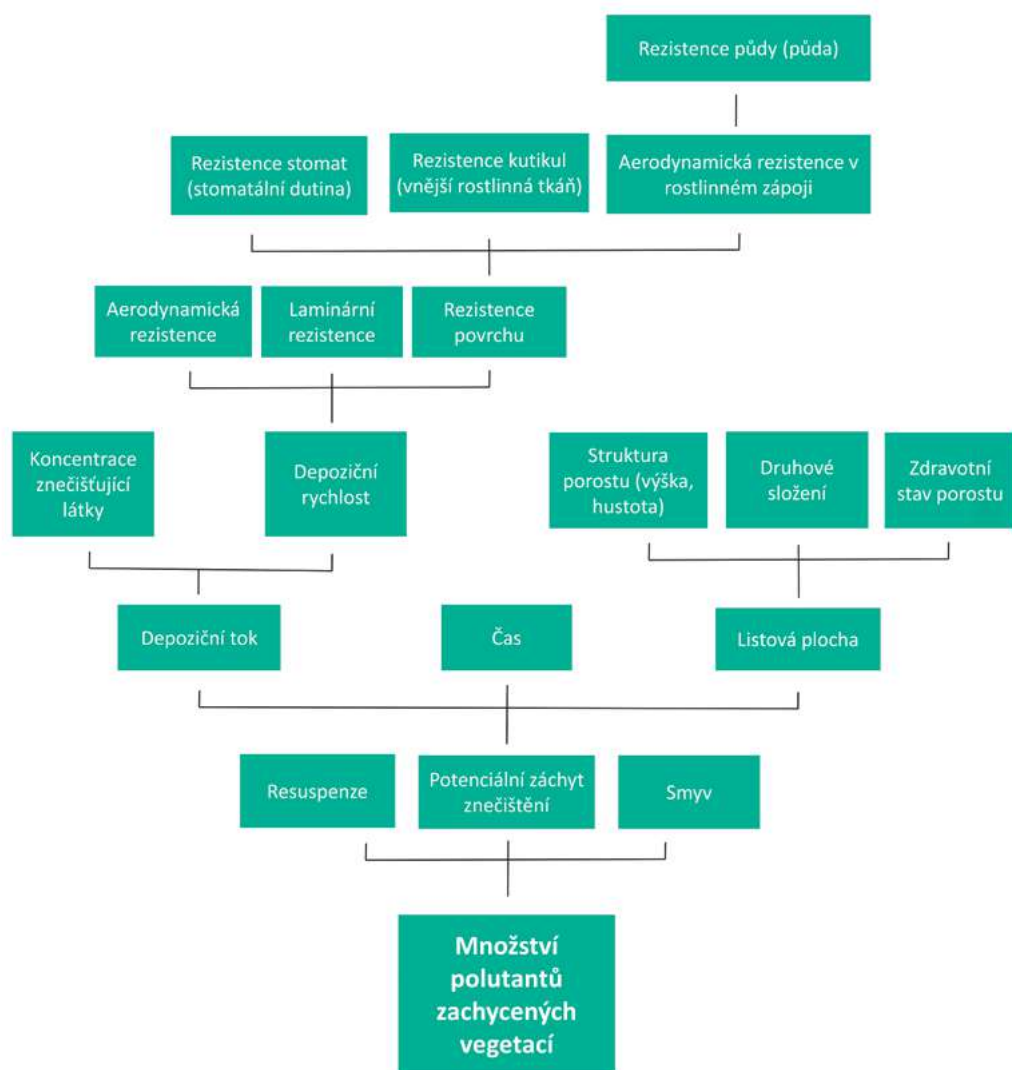
Kvantifikace záchytu (Q) znečišťující látky vegetací byla vypočtena podle (Janhäll, 2015):

$$Q = LAI \times F \times T, \quad (20)$$

kde Q je množství plynů a částic zachycených vegetací v určité oblasti a určitém časovém období (g m^{-2}), F je depoziční tok plynů a částic ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$), LAI je index listové plochy ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$) a T je časové období (s). Depoziční tok (F) plynů a částic byl stanoven z naměřených koncentrací těchto složek a z odpovídajících depozičních rychlostí:

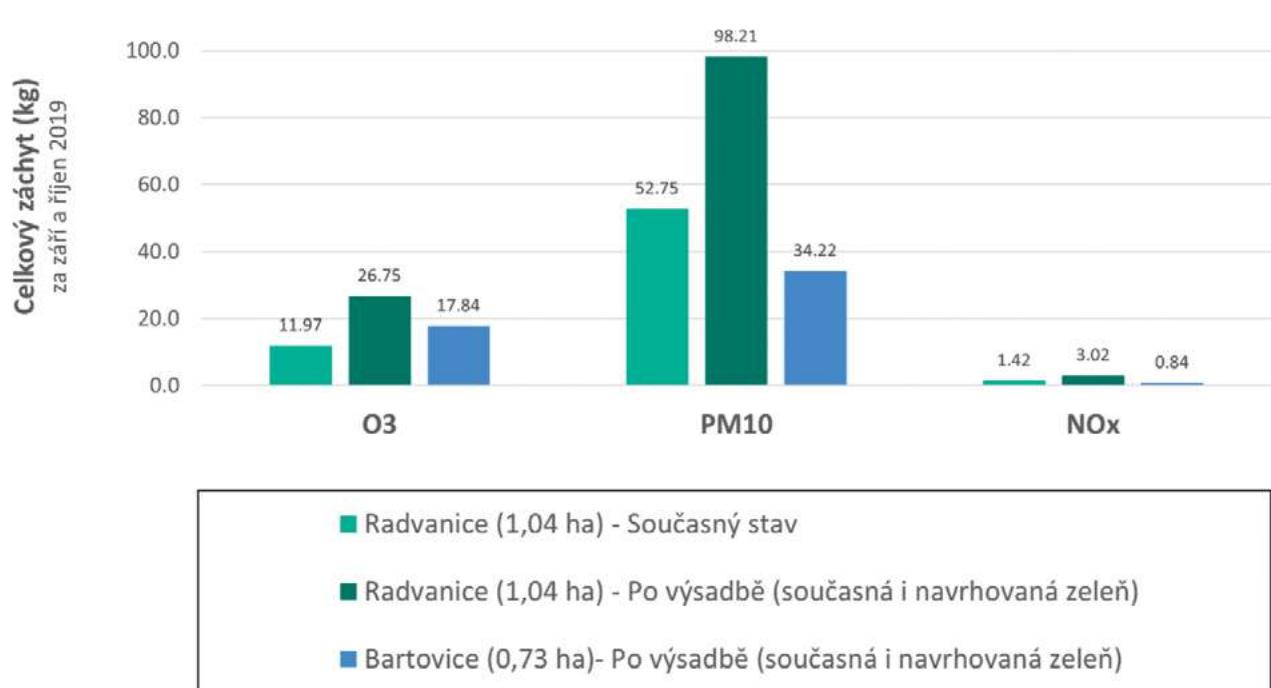
$$F = v_d(z) \times c(z), \quad (21)$$

kde v_d je depoziční rychlost složky (m s^{-1}) a $c(z)$ je koncentrace složky ve výšce z nad zemí (g m^{-3}). Koncentrace jednotlivých složek byla naměřena senzory. Depoziční rychlosti plynů a částic byly modelovány pomocí několikanásobného rezistenčního modelu z meteorologických dat a charakteristik zeleně. Podrobný popis celého výpočtu je uveden v kapitole 8. Modelování záchytu polutantů povrchem vegetace. Zjednodušené schéma postupu stanovení záchytu polutantů vegetací ilustruje obr. 15.1.



Obr. 15.1. Zjednodušené schéma modelu záchytu znečišťujících látek zelenou infrastrukturou. Upraveno na základě Zapletal et al. (2011) a Janhäll (2015).

Průměrná teplota vzduchu byla 13,1 °C, rychlost větru byla 1,7 m s⁻¹, relativní vlhkost vzduchu byla 78,1 %, průměrné globální záření bylo 121 W m⁻², průměrná koncentrace O₃ byla 71,8 µg m⁻³, průměrná koncentrace NO_x byla 11,4 µg m⁻³ a průměrná koncentrace PM₁₀ byla 38,9 µg m⁻³ v září až říjnu 2019 v lokalitě Radvanice. Na obr. 15.2 je zobrazen celkový záchyt O₃ (kg), NO_x (kg) a PM₁₀ (kg) současnou a navrhovanou vegetací (včetně současné).



Obr. 15.2: Celkový záchyt O₃, NO_x a PM₁₀ (kg) současnou a navrhovanou vegetací na lokalitách Radvanice a Bartovice.

Po výsadbě navrhované zeleně lze na základě modelovaných výstupů předpokládat výrazné zvýšení záchytu znečišťujících látek, a to na lokalitě Radvanice více jak dvojnásobně oproti současnému stavu. V případě lokality Bartovice se u stavu před výsadbou nepředpokládá vzhledem k absenci jakékoliv stávající zeleně žádný významný záchyt. Po výsadbě vegetace je předpokládán výrazný nárůst záchytu.

Porovnání celkové listové plochy současné (14 869 m²) a navrhované vegetace (12 044 m²) u lokality Radvanice ukazuje o něco nižší listovou plochu navrhované vegetace oproti té stávající. Naopak záchyty navrhovanou vegetací byly oproti současné vegetaci vyšší. Tento nesoulad mezi celkovou listovou plochou a záchyty znečišťujících látek je dán odlišnými depozičními rychlostmi, resp. depozičními toky v závislosti na typu vegetace. Zatímco ve stávajícím stavu je zájmová plocha pokryta zejména nízkou, travo-bylinnou vegetací (obr. 14.1) s obecně nízkými depozičními rychlostmi, v případě navrhované vegetace se uvažuje pouze se stromy různých výšek, doplněné keřovým patrem v podrostu (obr. 12.2). Výsledky tak naznačují klíčovou roli stromů v městském prostředí, které i při nízkém vzrůstu po výsadbě mohou výrazně zlepšit kvalitu ovzduší. Na obr. 15.3 až obr. 15.5 jsou postupně zobrazena prostorová rozlišení záchytů ozonu, částic PM₁₀ a oxidů dusíku současnou a navrhovanou vegetací v lokalitě Radvanice. Na obr. 15.6 až obr. 15.8 jsou pak dále zobrazeny záchyty ozonu, částic PM₁₀ a oxidů dusíku současnou vegetací v lokalitě Bartovice.



Obr. 15.3. Záchyt O₃ (g) ve stavu před výsadbou (vlevo) a po výsadbě navrhované vegetace (vpravo) v síti 1 x 1 m na lokalitě Radvanice. Modelováno pro období dvou měsíců (na konci vegetační sezony).



Obr. 15.4. Záchyt PM₁₀ (g) ve stavu před výsadbou (vlevo) a po výsadbě navrhované vegetace (vpravo) v síti 1 x 1 m na lokalitě Radvanice. Modelováno pro období dvou měsíců (na konci vegetační sezony).



Obr. 15.5. Záchyt NO_x (g) ve stavu před výsadbou (vlevo) a po výsadbě navrhované vegetace (vpravo) v síti 1 x 1 m na lokalitě Radvanice. Modelováno pro období dvou měsíců (na konci vegetační sezony).



Obr. 15.6. Záchyt O₃ (g) ve stavu po výsadbě navrhované vegetace v síti 1 x 1 m na lokalitě Bartovice. Modelováno pro období dvou měsíců (na konci vegetační sezony). V případě stavu před výsadbou se nepředpokládá vzhledem k absenci jakékoliv stávající zeleně významný záchyt znečištění.



Obr. 15.7. Záchyt PM₁₀ (g) ve stavu po výsadbě navrhované vegetace v síti 1 x 1 m na lokalitě Bartovice. Modelováno pro období dvou měsíců (na konci vegetační sezony). V případě stavu před výsadbou se nepředpokládá vzhledem k absenci jakékoliv stávající zeleně významný záchyt znečištění.



Obr. 15.8. Záchyt NO_x (g) ve stavu po výsadbě navrhované vegetace v síti 1 x 1 m na lokalitě Bartovice. Modelováno pro období dvou měsíců (na konci vegetační sezony). V případě stavu před výsadbou se nepředpokládá vzhledem k absenci jakékoliv stávající zeleně významný záchyt znečištění.

16 VEŘEJNÉ PRŮZKUMY

Je téma ovzduší pro obyvatele Moravskoslezského kraje důležité? Jak lidé hodnotí kvalitu ovzduší ve svém okolí? Odpovědi na tyto i další otázky byly prostřednictvím dotazníku zjišťovány tazateli, kteří se v ulicích ostravské aglomerace objevili v polovině října roku 2019 a ve stejném období v roce 2020.

Jedním z cílů dotazníkového průzkumu bylo zjistit, zda jsou lidé v regionu ochotni pro zlepšení ovzduší změnit svůj životní styl a pokud ano, jak konkrétně. Využili by ekologické vytápění, cestovali častěji veřejnou dopravou nebo se podíleli na výsadbě zeleně? Dalšími otázkami se tazatelé snažili najít odpověď, jak moc je pro obyvatele důležitá zeleň v jejich okolí a zda by do budoucna přivítali nová řešení typu vertikálních zahrad, zelených fasád, zelených střech a podobně, případně se na nich finančně či vlastní výsadbou podíleli.

Během průzkumu získali respondenti podrobné informace o zdrojích znečištění ve svém okolí, ukázky různých variant městské zeleně, informaci o projektu CLAIRO a významu skladby i způsobu výsadby, které mohou ovlivňovat nejen kvalitu ovzduší, ale také zmírnění dopadů klimatických změn.

16.1 DEFINICE PROBLÉMU

Pro případné další efektivní předávání výstupů z projektu CLAIRO směrem k laické veřejnosti je nutné znát současné názory obyvatel a jejich ochotu přijímat nové informace z oblasti ochrany ovzduší. Nejde přitom pouze o pasivní formy, ale rovněž o postoje a názory, o aktivní přístupy, definici správných cílových skupin, jejich velikosti.

16.2 TYP VÝZKUMU

Deskriptivní výzkum, který poskytuje základní obraz o vybraných aspektech zkoumaného problému v daném období, popisuje jevy a procesy, které jsou relevantní pro rozhodování.

K analýze chování zákazníků byl vybrán kvantitativní výzkum. Výzkum byl realizován exkluzivním kvantitativním výzkumem s použitím techniky face to face standardizovaných in-home interview.

Díky svým výzkumným metodám a kvalifikaci získaných dat, umožňuje kvantitativní výzkum dojít k požadovaným závěrům (Malhotra et al., 2012). Provádění výzkumu se uskuteční za pomoci metody PAPI (Paper And Pencil Interviewing). Mezi hlavní výhody této dotazovací metody patří zejména možnost kontroly nad výběrovým souborem (kvótní výběr). Pro naplnění cílů této studie je dotazování považováno za nejvhodnější metodu, a to hlavně z důvodu, že umožní zajistit reprezentativnost získaných dat. Mezi možné nevýhody při sběru primárních dat lze zahrnout omezený počet otázek. Naopak jako výhodu zvolené metody lze vidět možnost tazatele provést kontrolu pravdivosti odpovědí respondentů, a to z důvodu jeho přítomnosti při dotazování a možnosti ovlivnit strukturu výběrového souboru (Saunders et al., 2012). Výhodou z pohledu projektu byla také možnost přímo informovat respondenty o existenci CLAIRO a probíhajících aktivitách.

Realizační fáze:

Sběr dat proběhl:

v roce 2019 - 15. 10. 2019 – 10. 11. 2019

v roce 2020 - 5. 10. 2020 – 31. 10. 2020

16.3 DEFINICE ZÁKLADNÍHO A VÝBĚROVÉHO SOUBORU

Základním souborem výzkumu byli obyvatelé Ostravské aglomerace ve věku nad 18 let. Respondenti byli vybíráni na základě předem stanovených kvót, aby byla zajištěna reprezentativnost výběrového souboru. Stanovené kvóty: 1. pohlaví, 2. věk, 3. bydliště.

16.4 VÝBĚROVÝ VZOREK

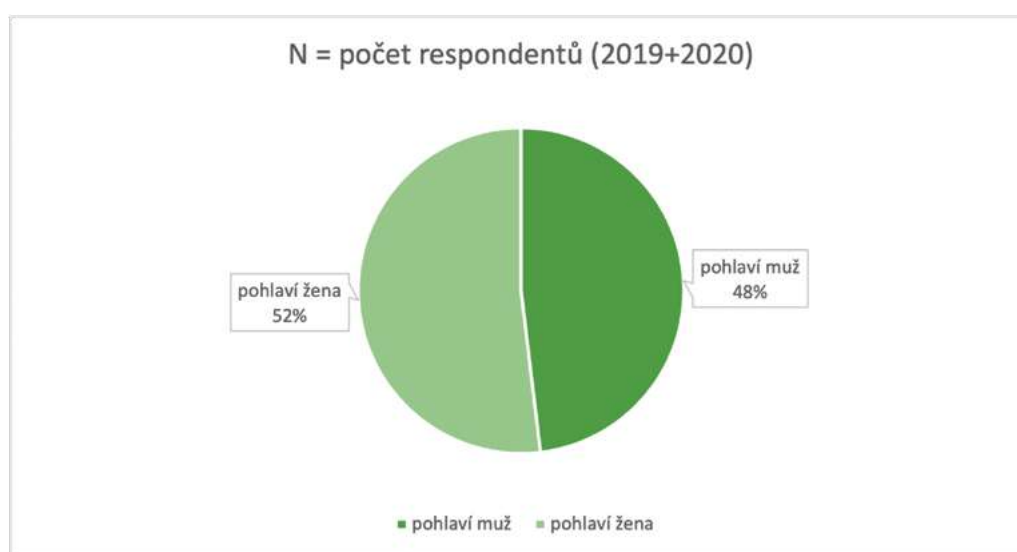
Výběrový vzorek tvořilo celkově 1207 respondentů. Data byla zpracována standardními statistickými metodami za použití profesionálního software. Bylo využito třídění dat druhého stupně, a to na základě demografických otázek, ale rovněž dalších behavioristických ukazatelů.

Průzkum 2019

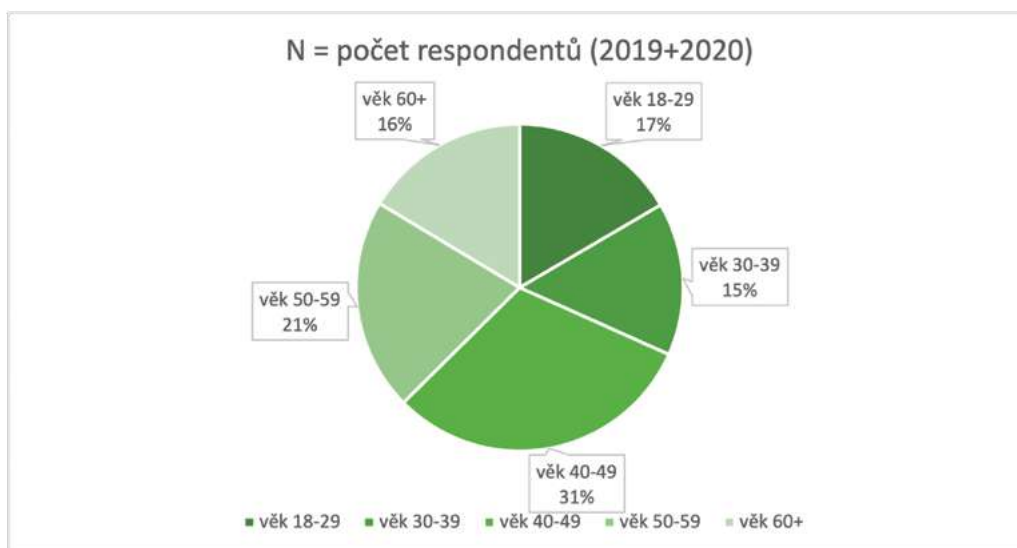
605 respondentů z vybraných měst a obcí Ostravské aglomerace, konkrétně z měst (a okolních malých obcí): Bohumín (40), Český Těšín (40), Frýdek – Místek (60), Havířov (60), Karviná (60), Opava (40), Hlučín (20), Ostrava (240), Třinec (42)

Průzkum 2020

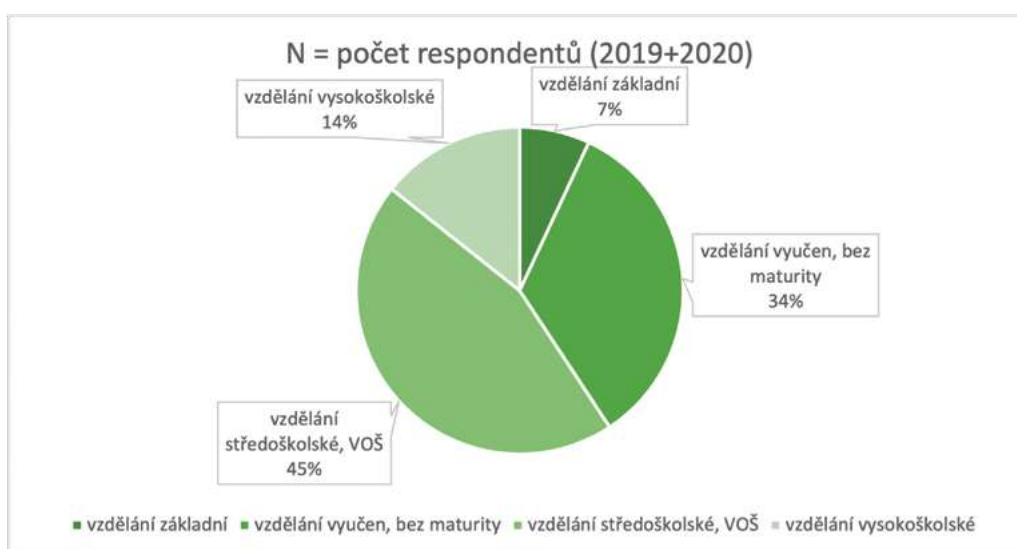
605 respondentů z vybraných měst a obcí Ostravské aglomerace, konkrétně z měst (a okolních malých obcí): Bohumín (24), Český Těšín (35), Frýdek – Místek (52), Havířov (81), Jablunkov (15), Karviná (52), Opava (40), Orlová (20), Ostrava (236), Třinec (51)



Obr. 16.1. Struktura výběrového souboru – podle pohlaví.



Obr. 16.2. Struktura výběrového souboru – podle věku.



Obr. 16.3. Struktura výběrového souboru – podle vzdělání.

17 VÝSTUPY Z VEŘEJNÝCH PRŮZKUMŮ

Na veřejný průzkum navazuje studie „Vztah veřejnosti k ovzduší a městské zeleni, ochota změnit chování ve prospěch ochrany ovzduší“ (dále jen „Studie“), která měla za cíl shrnout nejdůležitější výstupy z obou průzkumů, doplněné o doporučení městům a zájmovým skupinám v území v oblasti ochrany ovzduší a městské zeleně. Hlavním cílem Studie bylo poskytnout zejména obcím a městům v Moravskoslezském kraji zpětnou vazbu občanů k tématům, která obyvatelé sami hodnotí jako důležitá, a zároveň uvést doporučení expertů, co je možné v této problematice dále dělat, i jak využít potenciál a zájmu obyvatel se na těchto politikách podílet. Zpětná vazba měla být poskytnuta stručnou, čtivou a atraktivní formou, která pomůže zvýšit zájem o téma participace obyvatel v oblasti ochrany ovzduší.

17.1 SLOUČENÍ VÝSTUPŮ Z PRŮZKUMŮ 2019 A 2020

Rozdíly v odpovědích během obou průzkumů nebyly významné, proto studie vychází ze souhrnných čísel. Odpovědi, ve kterých došlo k patrnějšímu názorovému posunu, jsou uvedeny komentářích.

Studie byla rozdělena do čtyř základních částí:

- A. Ovzduší
- B. Zeleň ve městech
- C. Ochota obyvatel měnit chování ve prospěch kvality ovzduší
- D. Závěry a doporučení pro města a obce

Každá část byla komentována odborníkem na oblast, která byla předmětem průzkumu. Oslovení odborníci, kteří potvrdili zájem na studii spolupracovat, se podrobně seznámili s průzkumem 2019-2020. Na základě výstupů průzkumu připravili komentáře k relevantním částem studie a doporučení pro města/obce, jak v těchto oblastech s veřejností dále spolupracovat. Na základě společných schůzek s pracovníky projektu CLAIRO (konkrétně partnery SOBIC a RSTS), byly konzultovány a vytvořeny hlavní závěry studie podložené veřejným průzkumem. Komentáře jednotlivých expertů jsou jmenovitě citovány v úvodu relevantních částí studie

Výstupy průzkumu byly rozděleny dle čísel a okruhů otázek následovně:

A) OVZDUŠÍ

1. Zajímáte se o problematiku ochrany ovzduší a je to pro Vás důležité?
2. Jak jste spokojen/a se stavem ovzduší ve Vašem bydlišti?
3. Jak vnímáte současný stav ovzduší ve Vašem bydlišti ve srovnání se stavem před 10 lety?
4. Myslíte si, že se projevují investice státu do ochrany ovzduší (např. kotlíkové dotace, odprášení průmyslových podniků, nižší daňové zatížení ekologických zdrojů)
5. Která forma znečištění ovzduší má podle Vás největší vliv na kvalitu ovzduší v Moravskoslezském kraji? Odhadněte prosím procentní podíl jednotlivých zdrojů, dohromady by měly dát 100 %.
6. Ohodnoťte, které problémy v současné době považujete za nejzávažnější
7. Mediálními zprávám o ovzduší a životním prostředí plně důvěřuji/důvěřuji, ale ověřuji si/nedůvěřuji
8. Máte zájem o pravidelné informace z oblasti ochrany ovzduší na území Moravskoslezského kraje?

B) ZELENĚ VE MĚSTECH

9. Jak konkrétně jste ochotni přispět k lepší kvalitě ovzduší? (Podporou zeleně)
10. Byli byste ochotni finančně přispět (např. jednou ročně) obci na výsadbu zeleně, nebo jinou formu podpory ochrany ovzduší?
11. Které z těchto řešení byste osobně podpořili? (Pozn. vazba na znečištění ovzduší)
12. Líbí se Vám tyto nápady? Podpořili byste výstavbu takovýchto přírodních řešení ve Vašem okolí?
13. Myslíte si, že skladba a struktura vysazované zeleně (co a kde sadíte) může mít vliv na ovzduší? (Pozn. Cílem otázky bylo upozornit na projekt CLAIRO. Byl přiložen informativní leták)

C) OCHOTA OBYVATEL MĚNIT CHOVÁNÍ VE PROSPĚCH KVALITY OVZDUŠÍ

14. Jste ochoten/a přispět ke zlepšení stavu ovzduší a životního prostředí ve Vašem regionu?
15. Jak konkrétně jste ochotni přispět k lepší kvalitě ovzduší:

Ekologickým vytápěním (nahrazením kotle, zvýšením účinnosti, volbou lepšího paliva apod.)

Využíváním udržitelných forem dopravy – veřejná doprava, kolo, spolujízda, apod.

Podporou výsadby zeleně

Nespalováním domovního odpadu

16. Uvažovali jste někdy o změně bydliště kvůli znečištění ovzduší?
17. V čem Vás znečištění ovzduší nejvíce omezuje nebo trápí?

Za nejdůležitější zjištění lze považovat:

- Téměř 30 % obyvatel regionu je přesvědčeno, že se situace v oblasti kvality ovzduší v posledních 10 letech zhoršila, což ale vůbec neodpovídá reálným výsledkům měření kvality ovzduší.
- Téma ovzduší je pro čtyři pětiny obyvatel aglomerace důležité. Téměř polovina obyvatel je ovzduším spíše, nebo určitě nespokojena.
- Nadpoloviční většina respondentů deklaruje ochotu osobně přispět ke zlepšení stavu ovzduší a životního prostředí ve svém regionu. Nejčastěji podporou výsadby zeleně (90 %) a nepálením domovního odpadu (včetně listí, trávy, papíru), ale také využíváním udržitelných forem dopravy.
- Témata čistoty ovzduší a zeleně ve městech jsou důležitá zejména pro vysokoškolsky vzdělanou a mladší část obyvatel, což je důležitým vzkazem pro města čelící odlivu obyvatel převážně z této skupiny. Přestože se v našem regionu potýkáme s tímto odlivem, je zároveň možné využít univerzitní charakter měst (Ostrava, Opava, Karviná), jelikož právě mladí a vzdělanější lidé produkují myšlenkové i politické leadery.

17.2 ZÁVĚRY A DOPORUČENÍ PRO MĚSTA A OBCE

Poslední část „Závěry a doporučení pro města a obce“ nevycházela ze závěrů průzkumu, ale z doporučení jednotlivých expertů. Tato doporučení obsahují odkazy na další odborné publikace, veřejné průzkumy realizované v jiných městech a příklady úspěšných projektů, které se problematikou zabývají. Všechny odkazy jsou součástí závěrečné kapitoly Studie (ke stažení na webu CLAIRO: www.clairo.ostrava.cz).

18 ZÁVĚR

Zelená infrastruktura přispívá ke zlepšení životního prostředí nejvíce filtrační, chladicí, protektivní a sociální funkcí. Přispívá v městském prostředí ke zlepšení stavu ovzduší odstraňováním suspendovaných částic a jiných polutantů záchytem na povrchu listů. Zelená infrastruktura, vysazována a ošetřována s ohledem na její citlivost vůči znečištění a schopnosti záchytu polutantů z ovzduší, může být vhodným adaptačním řešením pro zlepšení kvality ovzduší v místech se silnou imisní zátěží.

Předkládaná metodika, včetně případové studie výsadby zeleně v Ostravě Bartovicích a Radvanicích, poskytuje základní principy zakládání zelené infrastruktury v průmyslových oblastech ke zmírňování dopadů environmentální změny prostřednictvím přírodě blízkého managementu. Rozšiřování zelené infrastruktury ve městech patří k opatřením, které vítá velká část populace a je navíc ochotná se na ní podílet. To představuje potenciál, se kterým by města měla do budoucna více pracovat, a to nejen s ohledem na kvalitu ovzduší.

19 LITERATURA

- Abhijith, K. V, Kumar, P., 2019. Field investigations for evaluating green infrastructure effects on air quality in open-road conditions. *Atmos. Environ.* 201, 132–147.
- Abhijith, K. V, Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R., Pilla, F., Broderick, B., Di, S., Pulvirenti, B., 2017. Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments e A review. *Atmos. Environ.* 162, 71–86.
- Al-Dabbous, A. N., Kumar, P., 2014. The influence of roadside vegetation barriers on airborne nanoparticles and pedestrians exposure under varying wind conditions. *Atmospheric Environment*, 90, 113-124.
- Alonso, R., Vivanco, M. G., González-Fernández, I., Bermejo, V., Palomino, I., Garrido, J. L., Elvira, S., Salvador, P., Artínano, B., 2011. Modelling the influence of peri-urban trees in the air quality of Madrid region (Spain). *Environmental Pollution*, 159 (8-9), 2138- 2147.
- Avnery, S., Mauzerall, D.L., Liu, J., Horowitz, L.W., 2011. Global crop yield reductions due to surface ozone exposure: 1. Year 2000 crop production losses and economic damage. *Atmos. Environ.* 45(13), 2284-2296.
- Baldocchi, D. D., Hicks, B. B., Camara, P., 1987. A canopy stomatal-resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces. *Atmospheric Environment*, 21, 91–101.
- Bártová, H., Koudelka, J., Bárta, V. 2004. Chování spotřebitele a výzkum trhu. 2. přeprac. vyd. Praha. Oeconomica.
- Barwise, Y., Kumar, P., 2020. Designing vegetation barriers for urban air pollution abatement: a practical review for appropriate plant species selection. *npj Clim Atmos Sci*, 3 (12), 1-19.
- Bauerová, P., Keder, J. 2019. Hodnocení testovacího měření různých typů malých senzorů kvality ovzduší na observatoři Tušimice. ČHMÚ Tušimice.
- Bealey, W. J., McDonald, A. G., Nemitz, E., Donovan, R., Dragosits, U., Duffy, T. R., Fowler, D., 2007. Estimating the reduction of urban PM_{10} concentrations by trees within an environmental information system for planners. *Journal of Environmental Management* 85, 44–58.
- Brauer, M., Amann, M., Burnett, R. T., Cohen, A., Dentener, F., Ezzati, M., Henderson, S. B., Krzyzanowski, M., Randall, V. M., van Dingenen, R., van Donkelaar, Thurston, G. D., 2012. Exposure assessment for estimation of the global burden of disease attributable to outdoor air pollution. *Environmental science & Technology*, 46 (2), 652-660.
- Brook, J. R., Zhang, L., Di-Giovanni, F., Padro, J., 1999. Description and evaluation of a model of deposition velocities for routine estimates of air pollutant dry deposition over North America. Part I: model development. *Atmospheric Environment* 33, 5037-5051.

Buck, A. L., 1981. New equations for computing vapour pressure. *Journal of Applied Meteorology* 20, 1527-1532.

Calvo, P., Nelson, L., Kloepper, J. W. 2014. Agricultural uses of plant biostimulants. *Plant Soil* 383, 3–41.

Cieslik, S., 2004. Ozone uptake by various surface types: a comparison between dose and exposure. *Atmospheric Environment* 38, 2409-2420.

Currie, B. A., Bass, B., 2008. Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosystems* 11, 409–422.

ČHMÚ, 2019. Souhrnný roční tabelární přehled. Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika. Online: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2019_enh/index_CZ.html.

ČSÚ, 2018. Demografická ročenka České republiky – 2019. Počet obyvatel podle jednotek věku, pohlaví a typu urbanizace. Online: <https://www.czso.cz/csu/czso/demograficka-rocenka-ceske-republiky-2019>.

Davies, P. J., 2010. Plant hormones: Biosynthesis, signal transduction, action. 3rd edition: The plant hormones: Their nature, occurrence, and functions. Kluwer Acad. Publ. Dodrecht, Netherlands.

Doležal, K., Strnad, M., 2017. Cytokiny – regulátory růstu rostlin, které dokážou mnohem více než jen regulovat dělení buněk. *Živa* 4: 149-153.

Doležal, K., Popa, I., Holub, J., Lenobel, R., Werbrouck, S., Strnad, M., Zatloukal, M., 2007. Heterocyclic compound based on N6-substituted adenine, methods, of their preparation, their use for preparation of drugs, cosmetic preparations and growth regulators, pharmaceutical preparations, cosmetic preparations and growth regulators containing these compounds. US 07279482

Dorsey, J. R., Nemitz, E., Gallagher, M.W., Fowler, D., Williams, P.I., Bower, K.N., Beswick, K.M., 2002. Direct measurements and parameterisation of aerosol flux, concentration and emission velocity above a city. *Atmos. Environ.* 36, 791–800.

Du Jardin, P. (2015) Plant biostimulants: Definition, concept, main categories and Regulation. *Sci Hortic* 196 (30), 3–14.

Duursma, R. A., J. D. Marshall, Robinson, A. P., 2003. Leaf area index inferred from solar beam transmission in mixed conifer forests on complex terrain. *Agric. For. Meteorol.* 118. 221–236.

Dzhambrov, A., Hartig, T., Markevych, I., Tilov, B., Dimitrova, D, 2018. Urban residential greenspace and mental health in youth: Different approaches to testing multiple pathways yield different conclusions. *Environmental Research*, 160, 47-59.

EEA, 2012. EEA annual report 2012. European Environment Agency.

Elmqvist, T., Setälä, H., Handel, S. N., van der Ploeg, S., Aronson, J., Blignaut, J. N., Gómez-Baggethun, E., Nowak, D. J., Kronenberg, J., de Groot, R., 2015. Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 101–108.

Emberson, L. D., Simpson, D., Tuovinen, J. P., Ashmore, M. R., Cambridge, H. M., 2000a. Towards a Model of Ozone Deposition and Stomatal Uptake over Europe. *EMEP MSC-W Note 6/2000*, pp.1–57.

Emberson, L. D., Ashmore M. R., Cambridge H., Simpson D., Tuovinen J. P., 2000b. Modelling stomatal ozone flux across Europe. *Environmental Pollution* 109, 403–414.

Emberson L. D., Wieser, G., Ashmore M.R., 2000c. Modelling of stomatal conductance and ozone flux of Norway spruce: comparison with field data. *Environmental Pollution* 109, 393–402.

ENVEA, 2020. Miniature solution for real-time continuous O₃/NO₂ monitoring. Online: <https://www.envea.global/s/ambient-en/micro-sensors-a/cairsens-o3-no2/#>.

EP, 2002. Směrnice Evropského Parlamentu a Rady 2002/3/ES ze dne 12. února 2002 o ozonu ve vnějším ovzduší.

Erisman, J. W., 1992. Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands. Ph.D. Thesis, Utrecht University, The Netherlands, 1992.

Erisman, J. W., Draaijers, G. P. J., 1995. Atmospheric Deposition in Relation to Acidification and Eutrophication. Elsevier Science B. V., Amsterdam, 1995.

Escobedo, F. J., Nowak, D. J., 2009. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning* 90, 102–110.

European Commission, 2013. Building a Green Infrastructure for Europe. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 24.

Fang, G. C., Wu, Y. S., 1999. Modeling dry deposition of total particle mass in trafficked and rural sites of central Taiwan. *Environement Internation*, 25, 5, 625–633.

Floková, K., Tarkowská, D., Miersch, O., Strnad, M., Wasternack, C., Novak, O., 2014. UHPLC-MS/MS based target profiling of stress-induced phytohormones. *Phytochemistry* 105.

Florentina, I., Io, B., 2012. The Effects of Air Pollutants on Vegetation and the Role of Vegetation in Reducing Atmospheric Pollution, in: *The Impact of Air Pollution on Health, Economy, Environment and Agricultural Sources*. InTech. 241–280.

Fournier, R., Hall, R., 2017. Hemispherical Photography in Forest Science: Theory, Methods, Applications. *Managing Forest Ecosystem*. Springer: 313.

- Fowler, D., Cape, J. N., Unsworth, M. H., 1989. Deposition of atmospheric pollutants on forests. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B- Biological Sciences 324, 247e265.
- Freer-Smith, P. H., Beckett, K. P., Taylor, G., 2005. Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* × *trichocarpa* „Beaupré“, *Pinus nigra* and × *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. Environmental Pollution 133, 157–167.
- Fuller, R. A., Gaston, K. J., 2009. The scaling of green space coverage in European cities. Biology Letters, 5 (3), 352–355.
- Gacka-Grzesikiewicz, E., 1980. Assimilation surface of urban green areas. Ekol. Pol. 28, 493–523.
- Gascon, M., Triguero-Mas, M., Martínez, D., Dadvand, P., Rojas-Rueda, D., Plasència, A., Nieuwenhuijsen, M. J., 2016. Residential green spaces and mortality: A systematic review. Environment International, 86, 60–67.
- Gerboles, M., Spinelle L, Borowiak A., 2017. Measuring air pollution with low-cost sensors. European Commission. JRC107461.
- Gerosa, G., Finco, A., Mereu, S., Marzuoli, R., Ballarin-Denti, A., 2009. Interactions among vegetation and ozone, water and nitrogen fluxes in a coastal Mediterranean maquis ecosystem. Biogeosciences Discuss. 6, 1453–1495.
- Gholz, H. L., Cropper, W. P., 1991. Carbohydrate dynamics in mature *Pinus elliotii* var. *elliottii* trees. Can. J. For. Res. 21, 1742–1747.
- Gower, S. T., Norman, J. M., 1991. Rapid estimation of leaf-area index in conifer and broad-leaf plantations. Ecology 72. 1896–1900.
- Grennfelt, P. (eds.), 1984. Ozone. Proceedings of an international workshop on the evaluation and assessment of the effects of photochemical oxidants on human health, agricultural crops, forestry, materials and visibility. Gothenburg. Swedish Environmental Research Institute.
- Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J. H., Cariñanos, P., Churkina, G., Fares, S., Thiec, D. L., Niinemets, Ü., Mikkelsen, T. N., Paoletti, E., Tiwary, A., Calfapietra, C., 2016. Functional traits of urban trees: air pollution mitigation potential.
- Hassika, P., Berbigier, P., Bonnefond, J. M., 1997. Measurement and modelling of the photosynthetically active radiation transmitted in a canopy of maritime pine. Annales des Sciences Forestieres.
- Hicks, B. B., Baldocchi, D. D., Meyers, T. P., Hosker, Jr. R. P. Matt, D. R., 1987. A preliminary multiple resistance routine for deriving dry deposition velocities from measured quantities, Water, Air, and Soil Pollut. 36, 311–330.

- Hicks, B. B., Matt, D. R., McMillen, R. T., 1989. A micrometeorological investigation of surface exchange of O_3 , SO_2 and NO_2 : a case study. *Boundary-Layer Met.* 47, 321-336, 1989.
- Hov, O., Allegrini, I., Beilke, S., Cox, R. A., Eliassen, A., Elshout, A. J., Gravenhorst, G., Penkett, S. A., Stern, R., 1987. Evaluation of atmospheric processes leading to acid deposition in Europe. Report 10, EUR 11441, CEC, Brussels.
- Hůnová, I., 2003. Atmosférická depozice. In: Aktuální otázky znečištění ovzduší. Ed. Braniš, M. Univerzita Karlova. Praha, 2003.
- Hůnová, I., Bäumelt, V., 2018. Observation-based trends in ambient ozone in the Czech Republic over the past two decades. *Atmos. Environ.* 172, 157–167.
- Chen, J. M., Black, T. A., 1992. Foliage area and architecture of plant canopies from sunfleck size distributions. *Agric. For. Meteorol.* 60, 249-266.
- Chen, L., Liu, C., Zhang, L., Zou, R., Zhang, Z., 2017. Variation in Tree Species Ability to Capture and Retain Airborne Fine Particulate Matter ($PM_{2.5}$). *Sci. Rep.* 7, 1–11.
- Janhäll, S., 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment.* 105, 130-137.
- Järvi, L., Rannik, Ü, Mammarella, I., Sogachev, A., Aalto, P.P., Keronen, P., Siivola, E., Kulmala, M., Vesala, T., 2009. Annual particle flux observations over a heterogeneous urban area. *Atmos. Chem. Phys.* 9, 7847–7856.
- Jarvis, P.G., Leverenz, J.W., 1983. Productivity of temperate, deciduous and evergreen forests, in: Lange, O.L., Nobel, P.S., Osmond, C.B., Ziegler, H. (Eds.), *Physiological Plant Ecology IV, Encyclopedia of Plant Physiology*. Vol. 12D. Springer-Verlag, Berlin, 233–280.
- Jennings, S., 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*.
- Jonckheere, I., S. Fleck, K. Nackaerts, B. Muys, P. Coppin, M. Weiss, Baret, F., 2004. Review of methods for in situ leaf area index determination. Part I: Theories, sensors and hemispherical photography. *Agric. For. Meteorol.* 121:19–35.
- Kaur, S., Nieuwenhuijsen, M. J., Colville, R. N., 2005. Pedestrian exposure to air pollution along a major road in Central London, UK. *Atmospheric Environment* 39, 7307–7320 (2005).
- Kozel, R., 2016. Moderní marketingový výzkum: nové trendy, kvantitativní a kvalitativní metody a techniky, průběh a organizace, aplikace v praxi, přínosy a možnosti. Praha Grada Publishing.
- Kumar, P., Morawska, L., Martani, C., Biskos, G., Neophytou, M., Di Sabatino, S., Bell, M., Norfor, L., Britter, R., 2015. The rise of low-cost sensing for managing air pollution in cities. *Environ Int* 2015, 75, 199–205.

- Landrigan, P. J., Carlson, J. E., Bearer, C. F., Cranmer, J. S., Bullard, R. D., Etzel, R. A., Suk, W. A., 1998. Children's health and the environment: a new agenda for prevention research. *Environmental Health Perspectives*, 106 (3), 787.
- Lewis, A. C., Von Schneidemesser, E., Peltier RE., 2018. Low-cost sensors for the measurement of atmospheric composition: overview of topic and future applications. WMO-No.121. World Meteorological Organisation; 2018.
- Li, H., Tatarko, J., Kucharski, M., Dong, Z., 2015. $PM_{2.5}$ and PM_{10} emissions from agricultural soils by wind erosion. *Aeolian Res.* 19, 171–182.
- Litschke, T., Kuttler, W., 2008. On the reduction of urban particle concentration by vegetation – A review. *Meteorologische Zeitschrift*, 17, 229–240.
- Longley, I. D., Gallagher, M. W., Dorsey, J. R., Flynn, M., 2004. A case study of fine particle concentrations and fluxes measured in a busy street canyon in Manchester, UK. *Atmospheric Environment* 38, 3595–3603 (2004).
- Lovett, G. M., 1994. Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North America: An ecological perspective. *Ecological Applications*, 4, 629–650.
- Malthotra, N. K., Birks, D. F., Wills, P., 2012. *Marketing Research an Applied Approach*. 6. vyd. Pearson Education Limited, 1037 p.
- Martin, C. L., Longley, I. D. Dorsey, J. R., Thomas, R. M., Gallagher, M. W., Nemitz, E., 2009. Ultrafine particle fluxes above four major European cities. *Atmos. Environ.* 43, 4714–4721.
- McKercher, G.R., Salmond, J.A., Vanos, J.K., 2017. Characteristics and applications of small, portable gaseous air pollution monitors. *Environ Pollut* 2017, 223, 102–10.
- Mencuccini, M., Grace, J., 1995. Climate influences the leaf area/sapwood area ratio in Scots pine. *Tree Physiol.* 15:1–10.
- Meyers, T. P., Baldocchi, D. D., 1988. A comparison of models for deriving dry deposition fluxes of O_3 and SO_2 to a forest canopy. *Tellus* 40B, 270–284.
- Milthorpe, F.L. and Moorby, J., 1974. *An introduction to Crop Physiology*. Cambridge University Press.
- Mintz, Y., Walker, G.K., 1993. Global field of soil moisture and land surface evapotranspiration derived from observed precipitation and surface air temperature. *Journal of Applied Meteorology* 32, 1305–1334.
- Moser, G., Hertel, D., Leuschner, C., 2007. Altitudinal change in LAI and stand leaf biomass in tropical montane forests: A transect study in ecuador and a pan-tropical meta-analysis. *Ecosystems* 10, 924–935.

Neft, I., Scungio, M., Culver, N., Singh, S., 2016. Simulations of aerosol filtration by vegetation: Validation of existing models with available lab data and application to near-roadway scenario. *Aerosol Sci. Technol.* 50, 937–946.

Novák, O., Hauserová, E., Amakorová, P., Doležal, K., Strnad, M., 2008. Cytokinin profilig in plant tissues using ultra-performance liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry. *Phytochemistry* 69, 2214–2224.

Novotný, R., Buriánek, V., Šrámek, V., 2009. Metodika hodnocení viditelného poškození vegetace vyvolaného účinky přízemního ozonu : Recenzovaná metodika.

Nowak, D. J., 1994. Air pollution removal by Chicago's urban forest. In E. G. McPherson, D. J. Nowak, & R. A. Rowntree (Eds.), *Chicago's urban forest ecosystem: Results of the Chicago urban forest climate project* (pp. 63–82). Radnor, PA: US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station.

Nowak, D. J., 1996. Estimating Leaf Area and Leaf Biomass of Open-Grown Deciduous Urban Trees 42.

Nowak, D. J., Crane, D. E., 1998. The Urban Forest Effects (UFORE) Model: Quantifying Urban Forest Structure and Functions. *Integrated Tools Proceedings* 714–720.

Nowak, D. J., Crane, D. E., Stevens, J. C., 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening* 4, 115–123.

Nowak, D. J., Crane, D. E., Stevens, J. C. Robert E. Hoehn, R. E., Walton, J. T., Bond J., 2008. A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services. *Arboriculture & Urban Forestry*, 34 (6), 347–358.

Nowak, D. J., Heisler, G. M., 2010. Air Quality Effects of Urban Trees and Parks. National Recreation and Park Association.

Nowak, D. J., Greenfield, E. J., 2012. Urban Forestry & Urban Greening Tree and impervious cover change in U. S. cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11, 21–30.

Pääkkone, E., Vahala, J., Holopainen, T., Karenlampi, L., 1998. Physiological and ultrastructural responses of birch clones exposed to ozone and drought stress. *Chemosphere*, 36, 679–684.

Pěnčík, A., Simonovik, B., Petersson, S.V., Henyková, E., Simon, S., Greenham, K., Zhang, Y., Kowalczyk, M., Estelle, M., Zažimalová, E., Novák, O., Sandberg, G., Ljung, K. (2013) Regulation of Auxin Homeostasis and Gradients in Arabidopsis Roots through the Formation of the Indole-3-Acetic Acid Catabolite 2-Oxindole-3-Acetic Acid. *Plant Cell* 25 (10), 3858–3870.

Perini, K., Ottel  , M., Giulini, S., Magliocco, A., Roccotiello, E., 2017. Quantification of fine dust deposition on different plant species in a vertical greening system. *Ecol. Eng.* 100, 268–276.

- Pierce, L. L., Running, S. W., 1988. Rapid estimation of coniferous forest leaf area index using a portable integrating radiometer. *Ecology* 69, 1762–1767.
- Pitts, B.J., Pitts, J.M., 1986. *Atmospheric chemistry*. John Wiley and Sons, New York.
- PLANTOWER, 2016. Digital universal particle concentration sensor. Online: https://www.aqmd.gov/docs/default-source/aq-spec/resources-page/plantower-pms5003-manual_v2-3.pdf.
- Powe, N. A., Willis, K. G., 2004. Mortality and morbidity benefits of air pollution (SO₂ and PM₁₀) absorption attributable to woodland in Britain. *J. Environ. Manage.* 70, 119-128.
- Pugh, T. A. M., MacKenzie, A. R., Whyatt, J. D., Hewitt, C. N., 2012. Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental Science and Technology* 46, 7692–7699.
- Pul, W. A. J. Van, Potma, C. J. M., Leeuwen, E. P. van, Draaijers, G. P. J., Erisman, J. W., 1995. EDACS: European deposition maps of acidifying components on a small scale. Model description and preliminary results, RIVM. Report No. 722401005. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands, 1995.
- Pul, W.A.J. van, Jacobs, A. F. G., 1994. The conductance of a maize crop and the underlying soil to ozone under various environmental conditions. *Boundary-layer Met.* 69, 83-99.
- Roupsard, O., Ferhi, A., Granier, A., Pallo, F., Depommier, D., Mallet, B., Joly, H. I., Dreyer, E., 1999. Reverse phenology and dry-season water uptake by *Faidherbia albida* (Del.) A. Chev. in an agroforestry parkland of Sudanese west Africa. *Funct. Ecol.* 13, 460–472.
- Ruijgrok, W., Davidson, C.I., Nicholson K.W., 1995. Dry deposition of particles. Implications and recommendations for mapping of deposition over Europe. *Tellus* 47B, 587-601.
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H., Gawronski, S. W., 2012. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of the Total Environment*, 427-428, 347-54.
- Sakar, C., 2017. Residential greenness and adiposity: Findings from the UK Biobank. *Environment International* 106, 1-10.
- Saunders, M., Lewis, P., Thornhill, A., 2019. *Research Methods for Business Students*. Harlow Pearson.
- Seinfeld, J. H. Pandis, S. N., 1997. *Atmospheric Chemistry and Physics*, John Wiley & Sons, Inc.
- Syednasrollah, B., Swenson, J. J., Domec, J.C., Clark, J.S., 2018. Leaf phenology paradox: Why warming matters most where it is already warm. *Remote Sens. Environ.* 209, 446–455.

- Shah, P., Balkhair, T., 2011. Air pollution and birth outcomes: A systematic review. *Environment International*, 37, 498-516.
- Schaub, M., Skelly, J. M., Zhang, J. W., Ferdinand, J. A., Savage, J. E., Stevenson, R. E., Davis, D. D., Steiner, K. C., 2005. Physiological and foliar symptom response in the crowns of *Prunus serotina*, *Fraxinus americana* and *Acer rubrum* canopy trees to ambient ozone under forest conditions. *Environmental Pollution*, 133, 553-567.
- Skarby, L. L., Ro-Poulsen, H., Wellburn, F. A. M., Sheppard, L. J., 1998. Impact of ozone on forests: a European Perspective. *New Phytologist*, 139, 109-122.
- Slanina, J., Keuken, M. P., Arends, B., Veltkamp, A.C., Wyers, G.P., 1990. Report on the contribution of ECN to the second phase of the Dutch Priority Programme on Acidification. ECN, Petten, the Netherlands.
- Smith, M. P., Guarnizo, L. E., 2009. Global mobility, shifting borders and urban citizenship. *Tijdschrift voor economische en sociale geografie*, 100 (5), 610-622.
- Spíchal, L., Gemrotová, M., Zatloukal, M., Frebortová, J., Galuszka, P., Wermer, T., Schmulling, T., Doležal, K., Strnad, M., Galuszka, P., 2009: Substituted 6-anilinopurine derivatives are cytokinin oxidase inhibitors useful e.g. to delay senescence of plant and mammalian skin cells, in tissue cultures for stimulation of proliferation and morphogenesis, and in protection of crops. US8222260.
- Stolárik, T., Nožková, V., Nosek, L., Pavlovič, A., 2018. Dark chlorophyll synthesis may provide a potential for shade tolerance as shown by a comparative study with seedlings of European larch (*Larix decidua*) and Norway spruce (*Picea abies*). *Trees-structure and function* 32 (4), 951-965.
- Sunyer, J., Basagaña, X., Belmonte, J., Antó, J. M., 2002. Effect of nitrogen dioxide and ozone on the risk of dying in patients with severe asthma. *Thorax* 57, 687-693.
- Svačinová, J., Novák, O., Plačková, L., Lenobel, R., Holík, J., Strnad, M., Doležal, K., 2012. A new approach for cytokinin isolation from *Arabidopsis* tissues using miniaturized purification: pipette tip solid-phase extraction. *Plant Methods*, 8, 1-14.
- SZÚ, 2019. Odhad zdravotních rizik pro ČR z venkovního ovzduší pro rok 2019. Online: http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/ovzdusi/dokumenty_zdravi/rizika_CRI_2019.pdf.
- Tallis, M., Taylor, G., Sinnett, D., Freer-Smith, P., 2011. Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. *Landsc. Urban Plan.* 103, 129-138.
- Tempfli, K., Kerle, N., Huuneman, G. C., Jansen, L. L. F., 2001. Principles of Remote Remote Sensing - An introductory text book 591.
- Ten Brink, P., Mutafoğlu, K., Schweitzer, J. P., Kettunen, M., Twigger-Ross, C., Baker, J., Kuipers, Y., Emonts,

M., Tyrväinen, L., Hujala, T., Ojala, A., 2016. The Health and Social Benefits of Nature and Biodiversity Protection – Executive summary. A report for the European Commission (ENV.B.3/ETU/2014/0039), Institute for European Environmental Policy, London / Brussels.

Tiwary, A., Sinnett, D., Peachey, C., Chalabi, Z., Vardoulakis, S., Fletcher, T., Leonardi, G., Grundy, C., Azapagic, A., Hutchings, T. R., 2009. An integrated tool to assess the role of new planting in PM₁₀ capture and the human health benefits: A case study in London. *Environmental Pollution*, 157, 2645-2653.

Tong, Z., Baldauf, R. W., Isakov, V., Deshmukh, P., Zhang, K.M., 2016. Science of the Total Environment Roadside vegetation barrier designs to mitigate near-road air pollution impacts. *Sci. Total Environ.* 541, 920–927.

US EPA, 2008. EPA's 2008 Report on the Environment. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-07/045F.

Van den Berg, M., Wendel-Vos, W., van Poppel, M., Kemper, H., van Mechelen, W., Maas, J., 2015. Health benefits of green spaces in the living environment: A systematic review of epidemiological studies. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14 (4), 806-816.

Viecco, M., Vera, S., Jorquera, H., Bustamante, W., Gironás, J., Dobbs, C., Leiva, E., 2018. Potential of particle matter dry deposition on green roofs and living walls vegetation for mitigating urban atmospheric pollution in semiarid climates. *Sustainability* 10.

Voldner, E. C., Barrie, L.A., Sirois, A., 1986. A literature review of dry deposition of oxides of sulphur and nitrogen with emphasis on long-range transport modelling in North America. *Atmospheric Environment* 20, 2101-2112.

Vong, R. J., Vong, I. J., Vickers, D., Covert, D. S., 2010. Size-dependent aerosol deposition velocities during BEARPEX'07. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10, 5749–5758.

Vyas, D., Mehta, N., Dinakaran, J., Krishnayya, N. S. R., 2010. Allometric equations for estimating leaf area index (LAI) of two important tropical species (*Tectona grandis* and *Dendrocalamus strictus*). *Journal of Forestry Research* 21, 197–200.

Warfvinge, P., Sverdrup, H., 1995. Critical Loads of Acidity to Swedish Forest Soils. Report in ecology and environmental engineering 5:1995, Lund University, 1995.

Watson, D. J., 1947. Comparative Physiological Studies on the Growth of Field Crops: I. Variation in Net Assimilation Rate and Leaf Area between Species and Varieties, and within and between Years. *Annals of Botany* 11, 41–76.

Weerakkody, U., Dover, J.W., Mitchell, P., Reiling, K., 2018. Evaluating the impact of individual leaf traits on atmospheric particulate matter accumulation using natural and synthetic leaves. *Urban For. Urban Green.* 30, 98–107.

Wesely, M.L., 1989. Parametrization of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models. *Atmospheric environment* 23, 1293-1304.

WHO, 2006. Health risk of particulate matter from long-range transboundary air pollution. Joint WHO / Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution. (2006).

WHO, 2015. World health statistics 2015. World Health Organization, 2015.

Wieser, G., Emberson, L.D., 2003. Stomatal conductance: Key factors in controlling ozone flux into the leaves of forest trees: A case study in *Picea Abies*, in: Karlsson, P.E., Selldén, G., Pleijel, H. (Eds.), *Establishing Ozone Critical Levels II*, 2003, UNECE Workshop Report, IVL report B 1523, IVL Swedish Environmental Research Institute, Gothenburg, Sweden, pp. 280-292.

Willis, K.J., Petrokofsky, G., 2017. The natural capital of city trees. *Science* 365, 374–376.

Yang, J., Yu, Q., Gong, P., 2008. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmospheric Environment* 42, 7266–7273.

Zapletal, M., 1997. Atmosférická depozice acidifikačních činitelů na území České republiky. Slezská univerzita v Opavě, Opava 1997, 161 s.

Zapletal M., 2001. Atmospheric deposition of nitrogen and sulphur compounds in the Czech Republic. *The Scientific World*, 1 (2), 294-303.

Zapletal, M., 2006. Atmospheric deposition of nitrogen and sulphur in relation to critical loads of nitrogen and acidity in the Czech Republic. *J. Forest Sci.* 52, 92-100.

Zapletal, M., Cudlín, P., Chroust, P., Urban, O., Pokorný, R., Edwards-Jonášová, M., Czerný, R., Janouš, D., Taufarová, T., Večeřa, Z., Mikuška, P., Paoletti, E., 2011. Ozone flux over a Norway spruce forest and correlation with Net Ecosystem Production. *Environmental Pollution*, 159, 1024-1034.

Zapletal, M., Kotlík, B., 2012. Modelování depozičních toků částic a kvantifikace zachytu částic různými povrchy v urbanizované oblasti. *Meteorologické Zprávy* 2012, roč. 65, č.1, s. 23-29.

Zapletal, M. 2014. Historický vývoj atmosférické depozice síry a dusíku v České republice. Slezská univerzita v Opavě, Opava 2014, 136 s.

Zapletal, M., Polášek, M., 2015. Hodnocení přízemního ozonu ve vztahu k muzejním sbírkovým předmětům, lidské populaci a vegetaci. Slezské zemské muzeum, Opava 2015, 123 s.

Zapletal, M., 2017. Hodnocení městské zeleně při snižování koncentrace polutantů v ovzduší a vlivu tepelného ostrova ve městě. In: *Sborník k odborné konferenci Zelená města-města budoucnosti, Veřejné prostranství a městský mobiliář*, září 2017, Městské kulturní středisko Havířov, Havířov, s. 11-14, 2017.

Zapletal, M., Hovorka, J., Hladík, J., Juráň, S., 2019a: Vertikální profil koncentrace a toku aerosolových částic nad ornou půdou. In: Růžičková, P. (eds.): Program a sborník konference Ovzduší 2019, Brno, 16. – 17. 4. Masarykova univerzita v Brně, Brno, 2019, s. 182-190.

Zapletal, M., Hovorka, J., Hladík, J., Juráň, S., 2019b. Měření vertikálního profilu koncentrace a toku aerosolových částic nad povrchovým dolem. In: Mačala, J., Carach, V. (eds.): Ochrana ovzdušia, Air Protection 2019, Zborník medzinárodnej konferencie, Vysoké Tatry, Slovak Republic, 11-13, November 2019, s. 46-53, 2019.

Zhang, L., Gong, S., Padro, J., Barrie, L., 2001. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. *Atmospheric Environment* 35, 549–560.

Zhang, W., Wang, B., Niu, X., 2017. Relationship between Leaf Surface Characteristics and Particle Capturing Capacities of Different Tree Species in Beijing 5, 1–12.

