

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů
Katedra botaniky a fyziologie rostlin



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

Antropogenní znečištění a jeho vliv na městskou zeleň

Bakalářská práce

Nad'a Ingrová

Veřejná správa v zemědělství a krajině

doc. Ing. František Hnilička, Ph.D.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Antropogenní znečištění a jeho vliv na městskou zeleň" jsem vypracoval(a) samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor(ka) uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 17. 7. 2020

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala doc. Ing. Františku Hniličkovi, Ph.D. za pomoc, podnětné vedení, odborné rady i připomínky a především za trpělivost při zpraování této bakalářské práce.

Antropogenní znečištění a jeho vliv na městskou zeleň

Souhrn

Bakalářská práce formou literárního přehledu specifikuje antropogenní znečištění, především znečištění ovzduší a jeho vliv na městskou zeleň, která je nezbytná v urbanizovaném prostředí. Městská vegetace patří mezi nejdůležitější prvky ve městech přinášející řadu ekosystémových benefitů.

V první části se tato práce zaměřila na popis městské zeleně, její klasifikaci, vlastnosti a především funkce. Mezi prvořadé, patří funkce hygienická, která zahrnuje zejména zvýšenou vlhkost vzduchu, vyrovnávání teplotních extrémů a pohlcování škodlivých látek z ovzduší. Lidská společnost se neustále rozrůstá, a to má za následek zhoršení stavu životního prostředí znečištěním, hlukem, ztrátou přirozených stanovišť. Faktory jako vodní režim půdy, dostupnost a dostatek půdního prostoru, mikroklima a s tím související ekosystémové služby městské zeleně, patří k důležitým parametrům pro plánování, strategii a rozvoj městské vegetace v rostoucí urbanizaci.

Dále tato práce charakterizuje městský tepelný ostrov společně s venkovsko-městským gradientem, procesem, který určuje a hodnotí vliv urbánního prostředí na přírodní ekosystémy. Je zde zdůrazněn význam zachování původních přírodních stanovišť.

Podkapitola s názvem Antropogenní znečištění v první řadě důkladně vystihuje znečištění ovzduší lidskou činností, určuje charakter primárních (SO_2 , NO_x , CO) a sekundárních polutantů (aerosol, TZL, VOC, BVOC, O_3) v ovzduší a jejich vliv na vegetaci. Jedná se především o oxid siřičitý, oxidy dusíku, oxid uhelnatý (primární) a tuhé znečišťující látky, těkavé organické látky, biogenní těkavé organické látky, přízemní ozón (sekundární). Tento typ znečištění patří mezi nejzávažnější, škodí nejenom lidskému zdraví, ale i životnímu prostředí, ekosystémům, všem biocenózám. Pozornost je zde zaměřena na působení O_3 na vegetaci, konkrétně na lesní ekosystémy.

V další části literární rešerše, zabývající se antropogenními vlivy v městském prostředí, se práce soustředí na obecný profil stresových faktorů v návaznosti na obranné reakce rostlin. Jsou zde vystiženy symptomy i obranné odezvy rostlin na působení znečišťujících antropogenních látek z ovzduší a znečištění rizikovými kovy. Za všechny je tady detailně popsána reakce proniknutí přízemního ozónu do struktury listu rostliny a zároveň její mechanismus, jak této invazi rostlina čelí.

Součástí práce je i studium *in situ* na vybrané lokalitě. V tomto případě se jedná o vegetační bariéry, které jsou součástí městské zeleně a napomáhají eliminovat škodlivé látky z ovzduší. Tím přispívají ke zlepšení životního prostředí a k vyšší hygienické úrovni obyvatelstva. Účinnost vegetační bariéry dle zjištěných parametrů byla nasimulována za pomoci demoverze výpočetní aplikace SW Zelená bariéra. Z výsledků vyplynuly výrazné rozdíly mezi jednotlivými taxony dřevin ve schopnosti zachytu celkového prachu. Proto by měl být kladen vyšší důraz na výběr vhodné dřeviny a tím i druhovou skladbu porostu.

Klíčová slova: antropogenní znečištění, městská zeleň, stres, monitoring

Anthropogenic stress and its impact on urban greenery

Summary

The bachelor's thesis specifies anthropogenic pollution in the form of a literary overview, especially air pollution and its impact on urban greenery which is necessary in an urban environment. Urban vegetation is one of the most important elements in cities, bringing a number of ecosystem benefits.

In the first part of this thesis is focused on the description of urban greenery, classification, properties and especially functions. Among the paramount ones is the hygienic function, which includes in particular increased air humidity, balancing temperature extremes and the absorption of harmful substances from the air. Human society is constantly growing, and this is resulting in the deterioration of the environment through pollution, noise, loss of natural habitats. Factors such as soil water regime, availability and adequacy of soil space, microclimate and related ecosystem services of urban greenery are important parameters for planning, strategy and development of urban vegetation in increasing urbanization.

Furthermore, this work characterizes the urban heat island together with the rural-urban gradient, the process that determines and evaluates the impact of the urban environment on natural ecosystems. The importance of preserving the original natural habitats are emphasized.

The subchapter entitled Anthropogenic Pollution primarily describes air pollution by human activity, determines the character of primary (SO_2 , NO_x , CO) and secondary pollutants (aerosol, TSP, VOC, BVOC, O_3) in the air and their impact on vegetation. These are mainly sulfur dioxide, nitrogen oxides, carbon monoxide (primary) and solid pollutants, volatile organic compounds, biogenic volatile organic compounds, ground-level ozone (secondary). This type of pollution is one of the most serious. It is harmful not only to human health, but also to the environment, ecosystems and all biocenoses. Attention is focused on the effect of O_3 on vegetation, specifically on forest ecosystems.

In the next part of the literature search, dealing with anthropogenic influences in the urban environment, the work focuses on the general profile of stress factors in relation to the defensive reactions of plants. The symptoms and defensive responses of plants to the action of polluting anthropogenic substances from the air and pollution by hazardous metals are described. As the one for all described in detail is the reaction of the plant's leaf and at the same time its mechanism of facing this invasion.

Part of the work is also study in situ at a selected location. In this case, these are vegetation barriers that are part of urban greenery and help eliminate harmful substances from the air. In this way they contribute to the improvement of the environment and to the hygienic level of the population. The effectiveness of the vegetation barrier according to the identified parameters was simulated using a demo version of the computational application SW Green Barrier. The results showed significant differences between individual tree taxa in the ability to capture total dust. Therefore, greater emphasis should be placed on the selection of suitable woody plants and thus the species composition of the stand.

Keywords: anthropogenic stress, urban green, stres, monitoring

Obsah

1. Úvod	- 1 -
2. Cíl práce	- 2 -
3. Literární rešerše.....	- 3 -
3.1 Městská zeleň a její klasifikace	- 3 -
3.1.1 Funkce zeleně a ekosystémové služby	- 4 -
3.2 Městský tepelný ostrov – Urban Heat Island	- 7 -
3.3 Venkovsko-městský gradient – přechodová zóna	- 8 -
3.4 Antropogenní znečištění.....	- 9 -
3.4.1 Legislativa související s ochranou životního prostředí.....	- 10 -
3.4.2 Primární a sekundární polutanty	- 13 -
4. Antropogenní vlivy v městském prostředí	- 19 -
4.1 Stresové faktory	- 19 -
4.1.1 Obranné reakce rostlin	- 21 -
4.1.2 Reakce rostlin na působení antropogenního znečištění	- 23 -
5. Metodika.....	- 27 -
5.1 Zájmové území	- 27 -
5.2 Legislativa	- 28 -
5.3 Měřené charakteristiky	- 28 -
6. Výsledky.....	- 29 -
6.1 Intenzita dopravy	- 29 -
6.2 Druhová skladba	- 30 -
6.3 Výška a šířka vegetačního pásu.....	- 30 -
6.4 Hustota a struktura vegetačního pásu.....	- 30 -
6.5 Modelace vlivu vegetační bariéry pomocí SW Zelená bariéra	- 31 -
7. Diskuze.....	- 39 -
8. Závěr	- 40 -
9. Literatura	- 41 -
10. Seznam použitých zkratk a symbolů	Chyba! Záložka není definována.
11. Samostatné přílohy.....	- 56 -

1. Úvod

Člověk působí na přírodní ekosystémy odnepaměti, ovšem od minulého století prudce vzrostl dopad lidské činnosti na ekosystémy a jejich biologickou rozmanitost. Je to způsobeno nejen znečišťováním životního prostředí lidskou činností, především spalováním fosilních paliv, těžebním průmyslem, dopravou, zemědělstvím tak i vlivem rostoucí urbanizace s následkem přeměny, zastavění, znečišťování a ztráty ekosystémů a přirozených biotopů.

Rostliny žijí přisedlým způsobem života. Strom je milióny let evoluce přizpůsobován, tak jako ostatní zeleň, aby žil stovky let na jednom místě. Běžné přírodní prostředí umožňuje rostlinám vyrůstat v rámci přirozeného procesu. Městská prostředí bohužel toto rostlinám, a hlavně dřevinám neumožňuje. Dřeviny neplní jen funkci estetickou, ale také vysoce praktickou, fungují jako výkonná klimatizační a protiprašná jednotka.

S tím souvisí i definice koncepce fyziologie městské zeleně, která představuje analýzu reakcí rostlin a jejich adaptace na městské podmínky.

Faktory pro růst městské vegetace jako dostupnost vody, dostatek půdního prostoru, omezení kontaminace půdy, klimatické poměry jsou důležitými hledisky, která se podílejí na formování stavu, a i na druhovém složení zeleně ve městech.

Možnosti ovlivňovat prostředí měst výsadbou dřevin jsou často omezeny právě kvůli přežití této živé složky na silně extrémních stanovištích. Dřeviny jsou v antropogenně silně pozmeněném prostředí cizím prvkem. Na tento soubor stresových vlivů, jejichž intenzita je stále silnější, je třeba brát zřetel při následných pěstebních podmínkách. Především vliv tzv. tepelného ostrova a venkovsko-městského gradientu poukazuje na úbytek biodiverzity u mnoha ekosystémů rostlinného řádu i z taxonu hmyzu, ptáků a savců.

Výzkum a nové poznatky obraných reakcí rostlin, které se značně liší od živočišných je velmi zajímavý a významný. Tyto znalosti odhalují nové procesy, mechanismy a reakce nejen v zemědělství, kde mohou být prakticky použity k ochraně rostlin vůči chorobám a škůdcům, ale taky v urbanizovaném prostředí, kde můžeme zohlednit výsadbu takových dřevin, které se adaptují klimatickým i stresovým podmínkám.

V současné době představuje automobilová doprava jeden z nejvýznamnějších antropogenních zdrojů znečištění ovzduší a nepochybně mezi nejzávažnější problémy spadá zvýšená koncentrace suspendovaných částic, jejichž imisní limity jsou překračovány téměř ve všech silněji dopravně zatížených oblastech. Tento problém zhoršuje skutečnost, že na rozdíl od plynných polutantů je u suspendovaných částic značně omezen potenciál snižování emisí, neboť podstatná část emisí je tvořena resuspenzí (částice zvířené z povrchu vozovky). K celkovému zkvalitnění životního prostředí napomohou vegetační bariéry a jejich schopnost odstraňovat svými mechanismy škodliviny z ovzduší. Prioritou vegetačních bariér v městském prostředí je funkce protiprašná, hygienická.

Druhá skladba městské zeleně a vegetačních bariér, by měla obsahovat takové taxony, vhodné jak pro snižování prašnosti, tak i odolné vůči zasolení, mechanickému namáhání a jiným charakteristikám.

2. Cíl práce

Městská prostředí představují pro rostliny stresující prostředí, a to nejen přímým působením člověka, ale také v závislosti na tzv tepelném ostrově, ale i dalších stresorech, jakými jsou snížená vlhkost vzduchu, výrazně utužená půda apod.

Cíle bakalářské práce jsou:

- I. Definovat koncept fyziologie městské zeleně.
- II. Popis přechodových zón mezi tepelným ostrovem města a jeho okraji či okolní krajinou.
- III. Obranné reakce rostlin ve vztahu k antropogennímu znečištění ovzduší
- IV. Monitoring – sledování vlivu antropogenního znečištění v in situ.

3. Literární rešerše

3.1 Městská zeleň a její klasifikace

Pojem zeleň není dosud jednoznačně vymezen. Stavební zákon č. 225/2017 Sb., ani jeho prováděcí vyhlášky, pojem „zeleň“ ani „plochy zeleně“ nedefinují.

Česká státní norma (ČSN) 83 9001 (1999) definuje termín zeleň jako: soubor tvořený živými a neživými (přírodními nebo umělými) prvky zeleně, záměrně založenými nebo spontánně vzniklými, o které je zpravidla pečováno sadovnicko-krajinářskými metodami, výjimečně jej může tvořit i jeden vegetační prvek. V rámci územního plánování se zelení zpravidla rozumí funkční náplň území, která je rovnocenná jiným funkcím, jako je např. doprava, nebo bydlení, rozlišuje se zeleň v hlavní, dominantní funkci, kdy je jedinou náplní území, např. parky a zeleň v doplňkové funkci, kdy je součástí ploch s jinou hlavní funkcí, např. s bydlením.

Podle Šimka (2014) je městská zeleň termínem vícevýznamovým a patří do kompetence nižších správních jednotek – především obcí. Komunální (obecní) zeleň jako taková pak tedy logicky zahrnuje plochy zeleně, které mohou být kategorizovány podle různých kritérií (např. podle přístupnosti, převládající funkce, intenzity péče apod. Jedná se například o zeleň uvnitř města, v rámci zastavěného území. Jedná se tedy o soubor objektů zeleně území, u kterých je jejich existence podmíněna péčí člověka. V konkrétním území je většina ploch městské zeleně v kompetenci obce a jejím správcem je územně odpovídající obecní (městský) úřad. Jednotlivé objekty městské zeleně jsou v převažující míře lokalizovány uvnitř zastavěného území obce.

Uvedený autor dále konstatuje, že konkrétní plochy zeleně, u kterých rozvoj vegetačních prvků nejsou schopny zajistit přirozené regulační mechanismy, kde trvalé ekologické podmínky jsou výrazně změněny a existenci ploch zeleně zajišťuje především koncepce správy zeleně a režim péče o ně.

Zeleň můžeme rozdělit v hrubých rysech (není zde žádné jasné rozhraní) na dvě základní skupiny, na zeleň sídelní (městskou, venkovskou) a zeleň krajinnou.

Vorel et al. (2006) definují sídelní zeleně tak, že to není příroda ve své přirozenosti, ale nejvýznamnější symbol přírody v umělém, člověkem vytvořeném urbánním prostředí – v zastavěném území. Podle nich je jejím hlavním posláním zlepšovat životní prostředí sídel a poskytovat obyvatelům možnost rekreace. Obvykle bývá navržena krajinářským architektem, podle takto vyjádřeného výtvarného záměru založena nebo upravena, dopěstovávána a trvale udržována.

Jinou definici zeleně sídla uvádí Kučera (2003). Podle něho se jedná o základní plochy, sloužící jako náhrada za nevratně ztracené původní přírodní prostředí a jako zázemí pro odpočinek a rekreační aktivity. Jejich znakem je prostorová kompozice, introdukované druhy dřevin a určitý stupeň vybavenosti různými doplňky a drobnými stavbami.

V zahraničí se pojem městská zeleň často označuje pojmem urban green space, který Kabisch et Haase (2013) definují jako jakoukoli vegetaci, která se nachází v městském prostředí, včetně parků, vegetace otevřených prostranství, obytných zahrad a uličních stromů.

Také i Thaiutsa et al. (2008) definují městskou zeleň jako vegetaci zahrnující pokryté oblasti, jako jsou parky, lesní porosty, soliterních stromy rostoucích v ulicích, uliční stromořadí apod. Podle Swanwick et al. (2003) je městská zeleň prostorem, který spoluvytvářejí městské prostředí.

Podle Kučery (2003) lze městskou zeleň a zeleň v doplňkové funkci rozdělit na objekty zahradní architektury (např. parky, historické zahrady, veřejné sady apod.), rekreační a zeleň obytných souborů a dopravních ploch. Balabánová (2006) dále uvádí, že zeleň je ve městě zastoupena ve formě parků, alejí, zahrad a všech dalších člověkem záměrně vytvářených a udržovaných útvarů, kde přírodní složka je hlavním utvářecím prvkem.

Oke et. al (1989) rozděluje zeleň původní, původní nově vysazenou, nepůvodní vysazenou a nepůvodní samovolně vzešlou a dále na zeleň pěstovanou – horizontální a vertikální. Kent et al. (1999) nazývají tuto vegetaci vegetací původní, historické introdukce, současné introdukce a přirozené reintrodukce. Detailnější členění uvádí Pickett et al. (2001). Podle těchto autorů lze vegetaci rozdělit na vegetaci rumištní, obdělávanou a zbytkovou, plochy městských lesů dělí na pěstované, znovuzalesněné a zbytkové.

Šimek (2001; 2002a; 2010a) uvádí jako hlavní funkční typy zeleně plochy, na nichž zeleň plní hlavní funkci a plochy, na nichž zeleň plní funkci doplňkovou (doprovodnou). Obdobnou klasifikaci ve svých pracech uvádí např. Jebavý (2002); Sojková et al. (2006); Attwell (2000); Pauleit et Duhme (2000); Kong et Nakagoshi (2006).

Supuka (2013) městskou zeleň člení dle tzv. funkčních zón města. Podle něj každý sídelní útvar má zřetelné funkční zóny, a ty jsou odrazem historického vývoje a postupného rozrůstání města, ale hlavně změn v socioekonomických poměrech. A tomu odpovídají plochy vegetačních skladeb a jejich využívání.

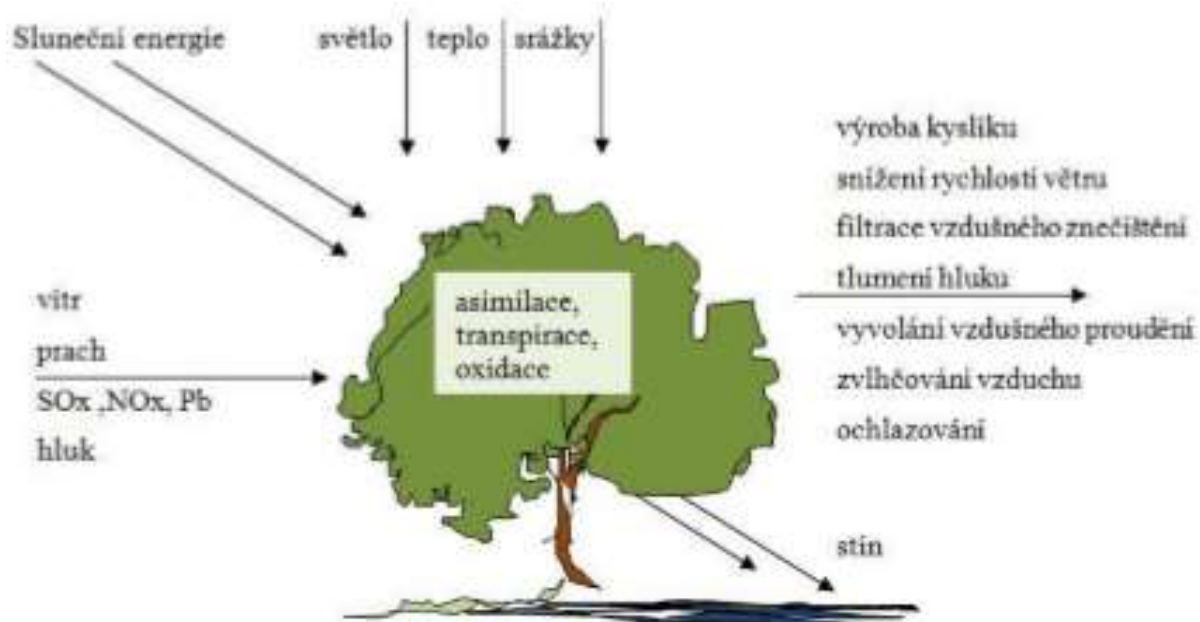
3.1.1 Funkce zeleně a ekosystémové služby

Zvyšující se počet obyvatel má za následek rychlý nárůst městských center. Urbanizace má a bude mít negativní dopad na veškerou vegetaci nejen v centrech měst (Kong et Nakagoshi 2006). Nárůst počtu obyvatel vede ke zhoršujícímu se životnímu prostředí ve městech, jak uvádí např. Young (2010); Roy et al. (2012). Tento jev je doprovázen nejen zvětšováním rozlohy města, ale hlavně změnou ve využití půdy ve městech, kdy se zvyšuje podíl ploch nepropustných (Johnson 2001; Grimm et al., 2008) Ztráta a snížení zelených ploch povede ke snížení biodiverzity a naruší skladbu i proces městského ekosystému (Zhou, Wang 2011; Kim a Pauleit, 2007). Podle Kong et Nakagoshi (2006) se podíl rozlohy městské zeleně na celkové rozloze města snižuje o 3,7 % ročně, proto je stále větší důraz kladen na kvalitu a funkci městské zeleně.

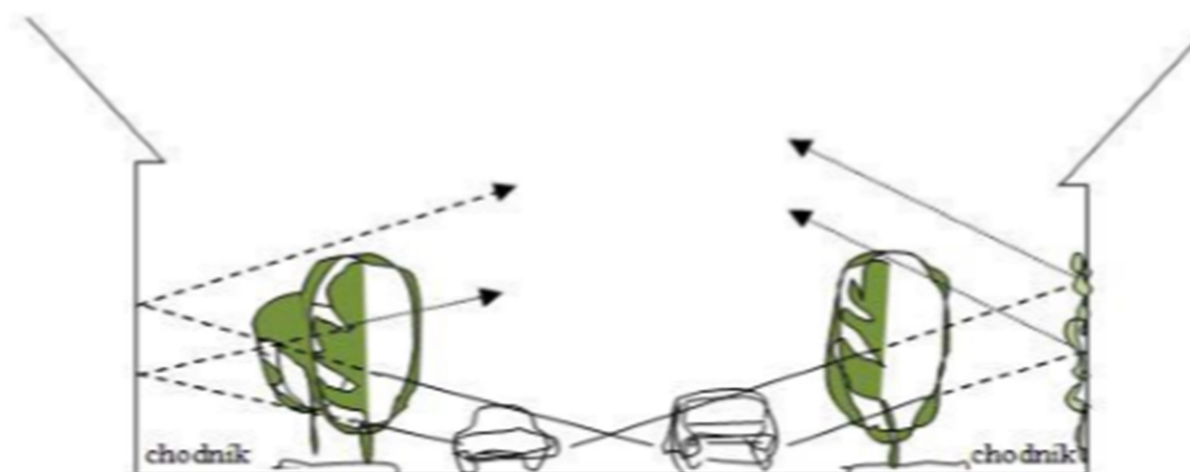
Zeleň plní v zastavěném i nezastavěném území podle Balabánové (2006) následující funkce:

1. **ekologickou** (systém ekologické stability, ochrana biodiverzity, zeleň poskytuje útočiště a hnízdiště řadě živočišných druhů a stanoviště mnoha rostlinných druhů, které spoluvytváří biotopy),

2. hygienickou (zlepšení mikroklimatu – zvýšení vlhkosti ovzduší, vyrovnávání teplotních extrémů, vyvolávání nebo tlumení proudění vzduchu, zachycování prachu, tvorba kyslíku, fytoncidů, repelentů a dalších těkavých aromatických látek, pohlcování škodlivých plynů, tlumení hluku a vibrací), jak dokládají obr. č. 1 a obr. č. 2.



Obrázek č. 1. Schématické znázornění působení stromu (Balabánová, 2006).



Obrázek č. 2. Schématické znázornění vlivu zeleně na snižování hladiny hluku (Balabánová, 2006).

3. ochrany zdrojů (protierozní ochrana půdy, vodní režim krajiny – dokonalejší vsakování vody do půdy),

4. rekreační (psychologické a estetické působení, pohyb a pobyt v zeleni, rekreace v zeleni, parky, rekreační funkce zeleně v obytném prostředí),

5. prostorotvornou (vytváření prostoru, prostorové členění, zvýraznění významových bodů, uzavírání a otevírání prostoru, zakrývání nevhodných pohledů, rámování a izolace zajímavých kompozic),

6. **ekonomickou** (vytváření kvalitního přírodního prostředí není obvykle prvoplánově ekonomickou funkcí zeleně, nicméně se takto projevuje při podpoře rekreace a turistického ruchu ve městech i ve venkovské krajině. Rovněž zahrádkaření jako způsob trávení volného času má významný ekonomický rozměr).

Pojem ekosystémové služby zeleně ve své práci uvádí Chen et al. (2008b); Roy et al. (2012) a označují je jako ecosystem services. Za ekosystémové služby považují Carreiro et al. (2008) a Konijnendijk et al. (2005) Podle Haase et al. (2014) koncept ekosystémových služeb nabízí analytický náhled a přístup pro složky městské zeleně, základní ekologické procesy a funkce a jejich význam pro udržitelný vztah mezi přírodou a společností. Výstupy a funkce ekosystémů, které udržují kvalitu ovzduší a půdy a ochranu před povodněmi, dešťovou vodou a chorobami, jsou kategorizovány jako regulace ekosystémových služeb.

Jim et al. (2008); Nowak et al. (2006) uvádějí, že jeden hektar parkové výsadby vyprodukuje více jak 20 tun O_2 za rok a zároveň je schopen elimitovat další škodlivé látky v atmosféře a tím pozitivně ovlivňuje plynné složení atmosféry. Vegetace je dále schopna snižovat obsah některých pevných látek z ovzduší. Stromy zachycují různě velký polévatý prach, který na sebe váže řadu toxických látek – rizikové kovy. Odbourávání těchto látek probíhá mechanicky, a to tak, že prachové částice se zachycují a ulpívají na listech a kmenech. Ze vzduchu jsou vychytávány i mikroorganismy, spory a pylová zrna (Free-Smith et al. 2005).

Rostliny s drobnými listy, drsnějším povrchem, s chlupy mají větší zachycovací schopnost oproti lesklým nebo lysým listům. Tady platí, že listnatý strom je účinnější než strom jehličnatý:

- 1 ha listnatého lesa zachytí 50 t-70 t prachu/rok
- 1 ha jehličnatého lesa zachytí 30 t-35 t prachu/rok

V práci Nowak et al. (2006) byl vypočítán proces zachycování pevných částic na stromech ve městech Spojených států na 700 tisíc tun. Hodnota těchto služeb byla vyčíslena na 3,8 miliardy dolarů.

Šerá (2015) ve své práci uvádí, že především dřeviny a některé druhy rostlin, vylučují do ovzduší specifické těkavé látky tzv. fytoncidy. Tyto sloučeniny na bázi esterů, silic, pryskyřic nebo terpenů snižují množství mikroorganismů v ovzduší, působí antibioticky a chrání organismus před infekcemi. Mezi nejúčinnější dřeviny patří jehličnany – borovice, cedr, cypris a mezi listnaté stromy hloh, ořešák, lípa, stěmcha, hrušeň a topol.

Jako další příklad pro ekosystémové služby lze uvést funkci stromů, které snižují tepelné napětí stíněním a transpirací (Gillner et al. 2015; Moser et al. 2015; Lehmann et al. 2014). Dále jejich čepele listů působí jako filtr proti plynným znečišťujícím látkám (NO_2 , SO_2 , O_3 , CO) a pevným částicím (PM_{10} , $PM_{2,5}$), jak uvádí Nowak et al. (2006); Takashi et al. (2005); Beckett et al. (1998). Stromy podle Xiao et al. (1998); Sanders (1986) zachytávají velké množství vody během srážek. Stromy poskytují stanoviště pro různé skupiny živočišných druhů, jako je hmyz, ptáci a savci (Strohbach et al. 2013; Carcó-Ramírez et al. 2011), a zvyšují biologickou rozmanitost ve městech. V neposlední řadě se jedná o sekvestraci CO_2 čímž přispívá ke snížení emisí skleníkových plynů z atmosféry (Strohbach et al. 2012; Nowak et al. 2002).

3.2 Městský tepelný ostrov – Urban Heat Island

Nejvýraznějším specifickým městem klimatu je zřetelná vyšší teplota než v příměstských oblastech. Města jsou v krajině takzvanými „tepelnými ostrovy“ (Sukopp & Wurzel 2003). Tento ukáz objevil meteorolog Luke Howard na začátku 19. století.

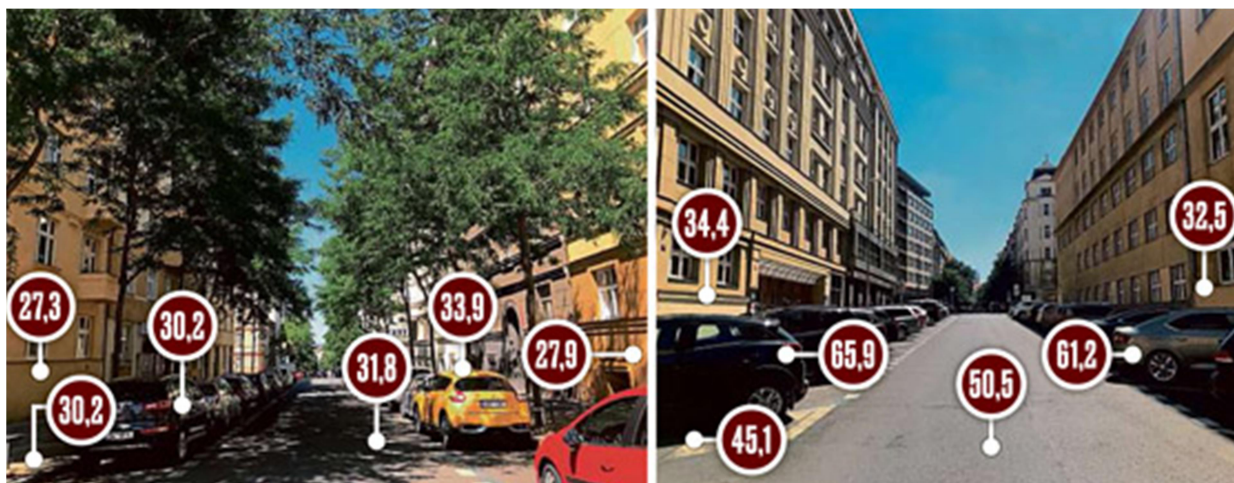
Čím větší město je, tím vyšší teplotu oproti okolnímu prostředí má (Oke 1973). Teplota města také závisí na oblasti, kde se nachází (Brazel et al. 2000). Např. město Baltimore (Maryland), který leží na východním pobřeží Severní Ameriky, jsou v létě průměrně vyšší teploty než v okolí, kdežto město Phoenix (Arizona) je v přiléhající poušti jakousi oázou s nižšími teplotami, samozřejmě díky vegetaci.

Vlivem zpevněných povrchů (asfaltové vozovky, dlažba, zdi domů, střechy apod.) má souhrn aktivních povrchů města odlišné tepelné vlastnosti oproti plochám vegetace. Umělé povrchy odrážejí jen malé množství slunečního záření a v důsledku toho se silně přehřívají (odraz slunečního záření z vegetačního povrchu, tzv. albedo, činí kolem 10 - 35 % z umělých povrchů jen asi 4 - 10 % (Suchara 1977). Asfalt například pohlcuje 75 - 90 % slunečního záření. Asfaltová vozovka či plechová střecha se tak mohou rozežhát za slunného dne na teploty kolem 65° C, přičemž povrch listů dosahuje pouze teploty 25° - 30° C.

K celkové sumě absorbované tepelné energie je nutno přičíst ještě dodávku tepla z průmyslových a domácích topenišť (Kovář 2012)

Výsledkem těchto jevů spolu se snížením proudění vzduchu ve městě (snížení možnosti odvodu tepla je vznik UHI (urban heat island) - tepelného ostrova nad velkými městskými aglomeracemi. Vertikálně tento tepelný ostrov sahá do výšky několika set metrů nad město a horizontálně je poměrně rovněž rozsáhlý.

Šerá (2015) uvádí, že při přímém slunečním ozáření mohou asfaltové a betonové plochy přesáhnout teplotu 50° C (bez ohledu na roční období), oproti teplotě půdy pod stromy, která dosahuje podstatně nižších hodnot (2° - 30° C). Nejvíce k přehřívání měst dochází v letních měsících vlivem velkého přehřívání zpevněných ploch. Tato skutečnost vede ke změnám mikroklimatu urbánní krajiny spojeným s nárůstem teplotních extrémů (Ren et al. 2011). Uvedenou skutečnost demonstruje obr. 3. V uvedeném obrázku je zachycena situace v Praze – Vinohradech, v Orlické ulici, ve 14:00 hod. SEČ, ze dne 28. 7. 2019.



Obrázek č. 3. Zaznamenané teploty v Orlické ulici v Praze ve 14,00 hod., dne 28. 7. 2019 (zdroj: iDNES.cz, 2019)

Jako aktivní chladicí činitel díky evapotranspiraci účinkuje rostlinný kryt. Napomáhá s vyrovnáváním teplotních rozdílů v prostředí, což je v extrémních částech měst velmi důležité. V okolních zapojených porostech tak bývá v létě teplota až o 3,5° C nižší než na volném prostranství. Vegetace v noci zabraňuje rychlému vyzařování a ztrátám tepla. Stromy

vysázené v blízkosti budov v zimě brání vysokému úbytku tepelných ztrát tím, že snižují proudění studeného vzduchu. Vegetace je schopna snížit tepelné ztráty o 20 až 50 %. Vegetace tak v létě ochlazuje své okolí efektivněji než klimatizační zařízení (Pokorný 2015). Jak uvádí Godefroid & Koedam (2007) vyšší hustota zástavby způsobuje vyšší teploty než zástavba s nižší přítomnou vegetací, vyvolávající lokální snížení teploty.

Podle Klápště (2019) by se měla vytvořit tato opatření:

- zajistit vyšší vsakování vody při dešti, které je v obci třikrát nižší než ve volné krajině,
- vysadit více zeleně,
- používat takzvané cool materiály, jež lépe odrážejí sluneční záření a zároveň mají horší tepelnou vodivost.

3.3 Venkovsko-městský gradient – přechodová zóna

Venkovsko – městský gradient zahrnuje proces k určování vlivu urbánního prostředí na přírodní ekosystém. Tento gradient studuje změny ve flóře a fauně od středu města k jeho okraji (McKinney 2002).

Fyzické změny podél gradientu silně ovlivňují dostupné stanoviště původních druhů. Sukopp a Werner (1982), Medley a kol. (1995), Pickett et al. (2001) popisují vzestup těchto fyzikálních změn, když se člověk pohybuje směrem k jádru města. Změny jako je hustota lidské populace, hustota silnic, vzduch a znečištění půdy, průměrná okolní teplota, průměrné roční srážky, zhutnění půdy, alkalita půdy a další ukazatele antropogenního narušení. Procento plochy, která je nepropustná (chodník, asfalt, budovy), se pohybuje v rozmezí od více než 50 % v centru města do méně než 20 % na okraj městského prostředí.

Tyto fyzické změny způsobují gradient přirozeného úbytku biotopu, který se zvyšuje z venkovských oblastí směrem do centra města. Postupně stanoviště jako celek zaniká a stává se roztržitější do četnějších menších zbytkových kousků (Medley a kol. 1995). Tudiž nejnižší druhová rozmanitost podél gradientu mezi městem a venkovem se vyskytuje v intenzivně „zastavených“ prostředích městského jádra. Dokazují to studie, které tuto biodiverzitu zaznamenali u mnoha taxonů, včetně rostlin (Kowarik 1995), ptáků a motýlů (Blair 2001), mnoha druhů hmyzu (McIntyre 2000) a savců (Mackin-Rogalska et al., 1988). Ve všech těchto taxonech je počet druhů v městském jádru snížen na méně než 50 % druhů, které se nachází ve venkovských, přirozenějších oblastech na opačném konci gradientu.

Snížení počtu živočichů je zjevně způsobeno ztrátou vegetace. Počet druhů živočišných taxonů, jako jsou ptáci (Shugart et al. 1975) a hmyz (Majer 1997), má tendenci korelovat s počtem rostlin v dané oblasti. Rovněž oblast pokrytá vegetací je dobrým prediktorem počtu druhů ptáků (Goldstein et al. 1986); savců, tak i obojživelníků a plazů (Dickman 1987); a i hmyzu (McIntyre 2000).

Více než 80 % centrálních městských oblastí je pokryto chodníky a budovami (Sukopp a Werner 1982, Blair a Launer 1997), zůstává tak méně než 20 % na vegetační oblast, tím zbývající vegetativní stanoviště často obsahují nízkou diverzitu rostlin v důsledku eroze, sešlapání, znečištění, invaze nebo kultivace několika nepůvodních druhů a mnoha dalších lidských negativit. Taktéž sečení, prořezávání a další běžné terénní úpravy snižují objem zbývající vegetace (Gilbert 1989; Adams 1994).

Ve městech nyní rostou původní rostliny vedle neofytů, které by bez lidského přičinění nikdy nedosáhly nových oblastí (Sukopp & Wurzel 2003). Ve střední Evropě pochází tyto

nové druhy primárně z teplejších oblastí Evropy, Asie a Ameriky. K zavlékání nových druhů může docházet záměrně či náhodou (Sukopp & Werner 1983; Godefroid 2001).

Podle některých autorů městská vegetace vykazuje určité vzorce. Například s rostoucí vzdáleností od centra města se zvyšuje i množství zeleně (Wang et al. 2016), kdežto pokryv neofytů klesá (Pyšek & Pyšek 1991). To ukazuje na neofyty, které se lépe vyvíjejí na fragmentovanějších plochách (Celesti-Grapow et al., 2006). Dále se s různími klimatickými podmínkami města proměňuje i jeho vegetace. Čím vyšší průměrnou roční teplotu město má, tím více druhů hostí a naopak s rostoucí nadmořskou výškou nebo zeměpisnou délkou počet druhů klesá (Pyšek 1998a).

Druhovú bohatost mnoha taxonů často klesá podél gradientu, s nejnižší bohatostí, která se nachází v městském jádru. Urbanisté by měli najít způsoby, jak zachovat biologickou rozmanitost, protože města se rozšiřují směrem ven a následně upravují přirozené prostředí. Takové to úsilí by se mělo zaměřit na zachování co možná nejvíce zbytkového přírodního stanoviště, na rozdíl od většiny současných technik rozvoje půdy, které odstraňují většinu přirozené vegetace během výstavby (McKinney 2002).

3.4 Antropogenní znečištění

Znečišťování životního prostředí je vnášení takových fyzikálních, chemických nebo biologických činitelů do životního prostředí v důsledku lidské činnosti, které jsou svou podstatou nebo množstvím cizorodé pro dané prostředí (zákon č. 17/1992 Sb.).

Vliv člověka neboli antropogenní vliv na životní prostředí jsou změny v životním prostředí, ekosystémech, biodiverzitě a přírodních zdrojích způsobené přímo či nepřímo člověkem (Wuebbles et al. 2017).

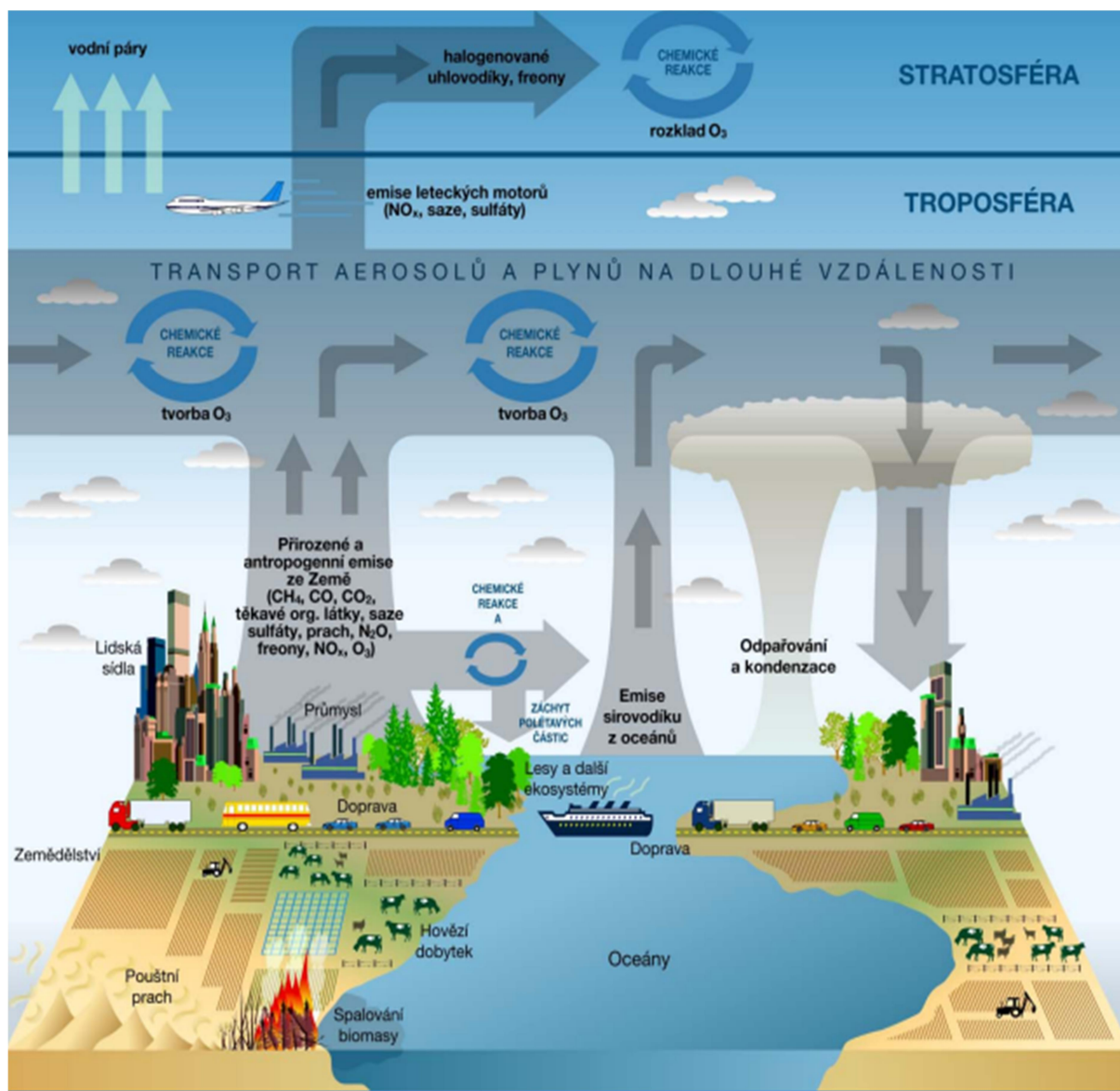
Mezi nejzávažnější typy znečištění patří znečištění vzduchu a vody, kontaminace půdy, odpady. Mezi významné typy znečištění řadí znečištění radioaktivní, hlukové a světelné a také kontaminaci potravin.

Značné množství znečišťujících látek vypuštěných do atmosféry je spojené převážně se spalováním paliv, jako jsou pohonné hmoty, tuhá paliva, odpady. Každodenně dochází k těmto procesům v tepelných elektrárnách, dopravě, při řízeném vypalování lesů, i při pouhém spalování na ohništích, v kamnech, v domácích topeništích. K dalším antropogenním zdrojům zahrnujeme veškeré průmyslové činnosti, skládky odpadů, špatné obdělávání zemědělské půdy, ale taky vojenské zdroje, toxické plyny, jaderné a biologické zbraně a v neposlední řadě do značné míry nesprávné nakládání s přírodními zdroji, jak dokládá obrázek č. 4 (Ganguly 1998).

Látky znečišťující životní prostředí ovlivňují přírodu z hlediska lokálního i globálního. Dochází tak k dopadu na ekosystémy i na člověka, který je jejich součástí, ale hlavně mohou vyvolat velké klimatické změny například vznik kyselých dešťů, oteplování Země, zeslabování ochranné ozonové vrstvy, postupná degradace půdy a další.

Znečištění je ekologická újma nebo environmentální degradace, která znamená uvolnění environmentálních kontaminantů do přírodního prostředí. Definice ekologické újmy je obsažena v § 10 zákona 17/1992Sb. o životním prostředí jako ztráta nebo oslabení přirozených funkcí ekosystému, vznikající poškozením jejich složek nebo narušením vnitřních vazeb a procesů v důsledku lidské činnosti.

Kettner (1955) prohlásil, že každý velký zásah do ustálených přírodních poměrů může vyvolat podstatné změny v přírodě jinde, které mohou nakonec mít i katastrofální ráz.



Obrázek č. 4 Komplexní fyzikálně-chemické a transportní procesy v zemské atmosféře Zdroj: ANDREOVSKÝ, Jan, HENELOVÁ, Vladimíra, ed. Příručka ochrany kvality ovzduší. Praha: Sdružení společností IREAS centrum, 2013.

3.4.1 Legislativa související s ochranou životního prostředí

Základní právní normou upravující hodnocení a řízení kvality ovzduší a provoz zdrojů znečišťování ovzduší je zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, ve znění pozdějších předpisů. Z uvedeného zákona vyplývá, že ochranou ovzduší se rozumí předcházení znečišťování ovzduší a snižování úrovně znečišťování tak, aby byla omezena rizika pro lidské zdraví způsobená znečištěním ovzduší, snížení zátěže životního prostředí látkami vnášenými do ovzduší a poškozujícími ekosystémy a vytvoření předpokladů pro regeneraci složek životního prostředí postižených v důsledku znečištění ovzduší.

Podle uvedeného zákona je znečišťující látkou každá látka, která svou přítomností v ovzduší má nebo může mít škodlivé účinky na lidské zdraví nebo životní prostředí anebo obtěžuje zápachem.

Znečištění atmosféry je specifickým faktorem, který působí plošně. V České republice je monitorována kvalita ovzduší již od roku 1960. Hlavní měřené látky jsou v současné době SO₂, NO_x, O₃, suspendované částice a těžké kovy. V souvislosti s politickými změnami došlo ke zlepšení stavu ovzduší, významně se na tom podílejí i direktivy Evropské unie (Hůnová et al. 2004).

Pojem znečišťování ovzduší zahrnuje celou řadu procesů, při nichž dochází k vnášení znečišťujících látek do ovzduší. Zdroje znečišťování ovzduší mohou být přírodního nebo antropogenního původu, přičemž hranice mezi těmito typy zdrojů nemusí být vždy zcela jednoznačná.

Znečišťování ovzduší je souhrn jevů a procesů, které není možné od sebe oddělit (Braniš & Hůnová 2009).

Znečišťování ovzduší podle Herčíka (2006) má své příčiny a následky.

Příčinou jsou **emise** – úlety toxických látek z jednotlivých zdrojů. Tyto látky jsou tvořeny většinou plynnými a pevnými produkty ze spalovacích a technologických procesů a jak se dostanou do ovzduší, nazýváme je imise.

Imise se nachází v přízemní vrstvě atmosféry a jsou velmi škodlivé na přírodu i lidský organismus

Transmise jsou znečišťující látky, které se transportují v ovzduší od zdroji k příjemci.

Depozice označujeme znečišťující látky, které dopadnou na zemský povrch. V ovzduší probíhají i tzv. konverze, jednotlivé druhy znečišťujících látek se přemění na jiné, daleko nebezpečnější než původní (Herčík 2006).

Emisní zdroje lze rozdělit podle řady kritérií, jak uvádí Braniš & Hůnová (2009)

- původu – přirozené a antropogenní,
- umístění – přízemní, vyvýšené a výškové,
- uspořádání – bodové (komín), liniové (doprava), plošné (město jako celek, lom, skládka) a objemové (jaderný výbuch),
- stálosti povahy – stacionární (auta v koloně) a mobilní (jedoucí auto),
- z hlediska doby trvání – kontinuální – nepřetržité, diskontinuální - přetržité.

Mezi emise přirozeného původu patří sopečná činnost, lesní a stepní požáry, písečné bouře, přirozený rozklad organické hmoty, který je běžnou součástí všech ekosystémů. Antropogenní emise jsou všechny, které vznikly lidskou činností (Obroučka 2003).

Emisní faktor popisuje množství polutantů uvolňovaného do atmosféry ze zdroje činnosti.

Hlavní antropogenní zdroje znečištění ovzduší:

- průmysl – těžební, energetický založený na spalování fosilních paliv, chemický, metalurgický, průmyslový odpad a hluk,
- zemědělství – intenzivní zemědělství, rýžová pole, odlesňování, požáry vegetace, denitrifikace v půdách,
- doprava – znečištění automobily, letadly, vodní doprava,
- urbanizace – odpadní vody, skládky.

Faktory, které snižují kvalitu ovzduší, lze rozdělit podle povahy na faktory fyzikální, chemické a biologické (Braniš & Hůnová 2009):

Fyzikální faktory

- elektromagnetické vlnění (ionizující záření, UV záření, teplo),
- vlnění pružného prostředí (hluk, vibrace),
- optické vlastnosti aerosolu – dohlednost, odrazivost.

Chemické faktory

- skleníkové plyny (CO₂, N₂O, CH₄, O₃, freony...),
- látky poškozující ozónovou vrstvu,
- směsi látek redukčního smogu (SO₂, CO, aerosol),
- směsi látek fotochemického smogu (PAU, VOC, O₃, CO, NO_x, aerosol...),
- specifické látky a skupiny látek (Rn, POPs, emise z průmyslu, pachy...).

Biotické faktory

- živé (patogenní) organismy (viry, bakterie, spory, pyl...),
- fragmenty těl a produkty metabolismu (chlupy, peří, kutikula, pachy...).

Znečišťující látky ovzduší můžeme rozdělit podle:

- 1) skupenství – tuhé, kapalné a plynné,
- 2) chemického složení členíme na sloučeniny síry, dusíku, kyslíku, uhlíku, halogenové sloučeniny a ostatní látky znečišťující ovzduší,
- 3) míry škodlivosti - alergeny, těžké kovy, látky radioaktivní, karcinogenní, mutagenní a teratogenní (Bandy 1995).

Znečišťující látky ovzduší jsou zastoupeny ve formě plynů, částic v suspenzi nebo různých ionizujících záření.

- ve formě plynů: oxidované nebo redukované formy uhlíku (CO, CO₂, CH₄), dusíku (NO, NO₂, N₂O₄, NH₃), SO₂, O₃, C₆H₆ páry, Cl, těkavé fenoly atd.,
- ve formě částic: částice PM₁₀ a PM_{2,5}, těžké kovy s toxickým účinkem (N, Cd, As) atd. (Khallaf 2011)

Příjem těchto látek a jejich vliv na stavbu rostlin podle Kolaříka (2005) je dvojitý, a to: přímý

- dochází k přímému naleptávání povrchových pletiv,
- vznik nekrot, snížení efektu asimilace, přehřátí asimilačních orgánů,
- ucpávání listových průduchů,
- průniku toxických látek do pletiv,
- vyplavování látek z listů.

nepřímý

- výraznými změnami půdní struktury,
- ovlivnění pH půdy,
- uvolňováním toxických solí,
- změnou osmotických vlastností půdního roztoku,
- poškozování mykorhízy.

Imise v plynném stavu jsou rostlinami absorbovány prostřednictvím listů přes průduchy a zřídka přes epidermis. Pevné imise jsou kromě listových průduchů přijímány kořenovým systémem. Působení imisí je závislé nejen na citlivosti jednotlivých druhů, ale i na typu látky, koncentraci, expozici a taky vývojové fázi rostliny. Jejich působení zřetelně zesiluje:

1. vysoká relativní vzdušná vlhkost,
2. fenologické fáze – rostlina ve stadiu rašení nebo dynamického růstu,
3. synergie dalších škodlivých činitelů,
4. nepříznivé stanovištní podmínky (Kolařík et al. 2005)

3.4.2 Primární a sekundární polutanty

Látky nepodléhající změnám jsou podle Braniše & Hůnová (2009) tzv. primární polutanty a tyto látky mají svůj konkrétní zdroj. Do této skupiny patří tzv. klasické škodliviny, jako SO₂, CO, NO, primární aerosol a hrubý aerosol (prach), řada uhlovodíků apod. Naproti tomu vystupují sekundární polutanty, které nemají konkrétní přímý zdroj. Vyvíjejí se v procesu transformace primárních polutantů během chemických (fotochemických) reakcí. O₃, NO₂, některé nitrosloučeniny, např. PAN (peroxyacetyl nitrát), aldehydy apod. (Braniš & Hůnová 2009)

Oxid siřičitý se dostává do ovzduší převážně jako produkt spalování fosilních paliv s obsahem síry. Je emitován řadou technologií, významným zdrojem je tavení rud s obsahem síry (WHO 2000). Hlavním zdrojem emisí SO₂ v Evropě jsou veřejná a průmyslová energetika (EEA 2012). SO₂ díky fotochemické nebo katalytické reakci přechází na oxid siřový. Ten je dále hydratován vzdušnou vlhkostí na aerosol kyseliny sírové. Rychlost této reakce závisí na slunečním svitu, teplotě, povětrnostních podmínkách, přítomnosti dalších katalyzujících částic. Běžně se během jedné hodiny odstraní 0,1 až 2 % přítomného SO₂. Z kyseliny sírové vznikají sírany, tak že H₂SO₄ osciluje s alkalickými částicemi prášného aerosolu a tím se zvyšují koncentrace sekundárních suspendovaných částic, které mají negativní dopad na lidské zdraví (EEA 2018a). Sírany jsou z atmosféry odstraňovány mokrou (vymývání srážkovou činností) a suchou (usazují se na zemský povrch) depozicí (Holoubek, 2005).

Mezi oxidy dusíku jsou zařazeny oxid dusný, dusnatý, dusičitý a dusičný a jako směs jsou označeny NO_x. Hlavními antropogenními zdroji jsou emise z dopravy a zejména ze spalovacích procesů velkých zdrojů. V ovzduší postupně přechází na kyselinu dusičnou, která reaguje s prachovými částicemi, dále s oxidy hořčiku, vápníku i s amoniakem za vzniku tuhých částic. Tyto částice mohou být z ovzduší odstraněny sedimentací, ale i mokrou depozicí. Tímto mechanismem se dosávají do půdy a vod dusičnanové ionty a při vyšších koncentracích dochází k eutrofizaci vod a k úhynu ryb. Oxid dusičitý NO₂ společně s těkavými organickými látkami a kyslíkem přispívá za subvence ultrafialového záření k tvorbě přízemního ozonu, a i vzniku tzv. fotochemického smogu. Vysoké koncentrace přízemního ozonu poškozují nejen živé rostliny, ale i zdraví člověka (Moldánová 2001).

Oxidy dusíku společně s oxidy síry jsou producenti kyselých dešťů, které způsobují značná poškození lesních porostů i průmyslových plodin. Uvolňují z půdy kovové ionty, poškozují mikroorganismy, znehodnocují kvalitu vody, jsou zodpovědné za úhyn ryb, taktéž rozpouštějí některé druhy zdiva a tím poškozují i historické budovy (Hůnová 2004)

Oxid uhelnatý je produktem nedokonalého spalování fosilních paliv, především v dopravě a průmyslové výrobě. Vyšší koncentrace CO se vyskytuje podél hlavních komunikací, kde postupně se vzdáleností od komunikace koncentrace klesá. Mezi významné zdroje emisí patří lokální vytápění domácností, zpracování nerostů, výroba cementářského slínku a vápna. Nebezpečné zdravotné účinky oxidu uhelnatého nespočívají jen v kouření, ale i v lepší vazbě na krevní barvivo hemoglobin než samotný kyslík a může dojít tak ke snížení kapacity krve pro přenos kyslíku (Andreovský & Henelová 2013)

V tabulce č. 1 jsou zaznamenány celkové emise hlavních znečišťujících látek v členění podle kategorií zdrojů, 2008 – 2018. REZZO 1 - 3 velké, střední a malé stacionární zdroje znečištění, REZZO 4 mobilní zdroje znečištění, hlavně doprava (automobilová, železniční, plavební, letecká) (Statistická ročenka MŽP, 2018).

Tabulka č. 1. Celkové emise hlavních znečišťujících látek v členění podle kategorií zdrojů, 2008–2018
Zdroj: MŽP Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2018

Rok	Tuhé znečišťující látky		SO ₂		NO _x		CO		VOC		NH ₃ ¹⁾	
	L.rok ⁻¹	% emisí celkem	L.rok ⁻¹	% emisí celkem	L.rok ⁻¹	% emisí celkem	L.rok ⁻¹	% emisí celkem	L.rok ⁻¹	% emisí celkem	L.rok ⁻¹	% emisí celkem
kategorie zdrojů REZZO 1–REZZO 3												
2008	61 241,73	86,99	169 460,55	99,64	146 044,56	57,69	622 660,46	70,31	208 087,66	85,75	75 857,61	98,34
2009	58 810,98	86,95	168 591,40	99,91	137 295,11	57,53	645 310,32	71,45	209 277,52	86,10	70 852,00	98,26
2010	61 364,16	88,12	163 705,04	99,91	139 321,79	59,95	694 504,56	74,95	210 354,60	87,45	69 752,54	98,40
2011	59 305,56	88,26	167 443,86	99,91	129 612,43	58,90	689 039,01	76,86	201 412,82	87,71	68 329,21	98,44
2012	59 256,47	88,72	160 038,68	99,91	120 483,59	58,33	699 206,79	79,22	198 631,48	88,63	68 148,99	98,55
2013	59 808,51	89,22	145 087,91	99,90	109 474,75	57,31	724 824,26	82,09	198 430,24	89,96	69 892,63	98,67
2014	56 384,86	88,69	134 316,94	99,87	105 538,67	57,20	708 470,36	84,04	193 634,48	90,50	70 371,82	98,67
2015	56 082,37	88,80	129 196,14	99,86	101 743,83	57,71	706 417,15	85,58	193 516,62	91,45	71 140,18	98,70
2016	54 297,71	88,53	114 950,86	99,84	95 779,14	57,36	710 312,37	86,65	190 353,34	92,10	70 842,44	98,68
2017	55 219,80	88,69	109 773,76	99,83	93 045,44	57,01	715 959,52	87,44	191 170,76	92,20	66 072,86	98,61
2018	52 516,90	87,77	97 739,20	99,81	90 440,41	56,50	679 539,44	86,65	182 295,99	91,43	64 726,38	98,38
celkem za stacionární zdroje REZZO 4												
2008	9 161,69	13,01	617,49	0,36	107 104,38	42,31	262 886,84	29,69	34 594,31	14,25	1 281,02	1,66
2009	8 827,00	13,05	154,11	0,09	101 348,35	42,47	257 908,49	28,55	33 799,86	13,90	1 257,15	1,74
2010	8 272,59	11,88	147,98	0,09	93 066,10	40,05	232 104,83	25,05	30 177,34	12,55	1 137,75	1,60
2011	7 887,47	11,74	148,18	0,09	90 424,35	41,10	207 496,78	23,14	28 212,33	12,29	1 086,08	1,56
2012	7 534,57	11,28	145,63	0,09	86 087,65	41,67	183 385,00	20,78	25 475,55	11,37	1 004,98	1,45
2013	7 222,85	10,78	144,79	0,10	81 549,89	42,69	158 146,51	17,91	22 156,46	10,04	940,91	1,33
2014	7 191,11	11,31	175,24	0,13	78 955,42	42,80	134 591,13	15,96	20 318,70	9,50	947,16	1,33
2015	7 076,07	11,20	179,26	0,14	74 554,67	42,29	119 009,39	14,42	18 099,66	8,55	934,61	1,30
2016	7 033,28	11,47	183,26	0,16	71 192,33	42,64	109 471,72	13,35	16 320,51	7,90	946,00	1,32
2017	7 041,32	11,31	188,14	0,17	70 159,95	42,99	102 819,00	12,56	16 169,33	7,80	930,48	1,39
2018	7 319,06	12,23	190,41	0,19	69 635,82	43,50	104 735,14	13,35	17 095,20	8,57	1 066,75	1,62

Suspendované atmosférické částice, označované jako aerosol, lze definovat jako suspenzi kapalných a pevných částic v plynu (You et al. 2006). Aerosol je komplexní směs organických a anorganických látek vstupující do atmosféry v důsledku lidské činnosti nebo přírodních procesů. Velikost částic se může pohybovat od pár nanometrů až po desítky mikrometrů (Johansson et al. 2006) a jak jejich velikost, tak složení mohou i během krátkých časových úseků podléhat změnám (Sullivan and Prather 2005).

Suspendované částice dělíme na primární a sekundární.

Primární částice jsou emitované přímo ze zdrojů. Antropogenními zdroji částic jsou např. nedokonalé spalování, doprava, chemická výroba, těžba v lomech a spalování biomasy (Williams et al. 2002). K nejvýznamnějším zdrojům patří doprava (dieselové motory emitují zpravidla více částic než benzínové motory), (Ristovski et al. 2012) a spalování uhlí (v elektrárnách dochází i přes vysoce účinné odlučovače částic k poměrně velkým emisím popílku). Odhad globální emise částic se pohybuje v řádu tisíce Tg ($1 \cdot 10^{12}$ g) za rok (Seinfeld and Pandis 1998). Za zdroje přírodní můžeme považovat mořský aerosol, sopečnou činnost, kosmický spad, větrnou erozi z přírodních povrchů (pouště) a lesní nebo stepní požáry neantropogenního původu.

Druhou kategorií polutantů tvoří **sekundární polutanty**. Tyto polutanty nejsou přímo emitovány ze zdrojů a vznikají v atmosféře ze svých plynných prekurzorů SO_2 , NO_x , NH_3 a VOC procesem nazývaným konverze plyn-částice (Hinds 1999).

Z hlediska zdravotního působení tuhých znečišťujících látek na člověka byly definovány velikostní skupiny označované jako PM_x (Particulate Matter), které obsahují částice o velikosti menší než $x \mu\text{m}$ (aerodynamický průměr). Nejčastěji se při inventarizaci emisí rozlišuje PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$. Suspendované částice PM_{10} mají významné zdravotní důsledky, které se projevují již při velmi nízkých koncentracích bez zřejmé spodní hranice bezpečné koncentrace (WHO 2006). V poslední době se ukazuje, že závažnější zdravotní dopady (kardiovaskulární a respirační potíže, zvýšená úmrtnost) mají jemné částice frakce $\text{PM}_{2,5}$, popř. PM_1 , které se při vdechnutí mohou dostat až do plicních sklípků (Kampa et Castanas 2008). Emise TZL mají různé velikostní a chemické složení podle charakteru zdroje a způsobu vzniku. Mohou obsahovat těžké kovy a představují nosné médium pro těkavé organické látky.

Částice mohou být z atmosféry odstraňované suchou a mokrou depozicí. Suchá depozice je proces odstraňování částic sedimentací (suchou depozicí však mohou být z atmosféry odstraňovány i plyny procesem sorpce). Mokrú depozice je naopak děj, kdy jsou částice (spolu s plyny) z ovzduší vymývané srážkami (dešťové kapky i sněhové vločky) (CerecedaBalic et al. 2002).

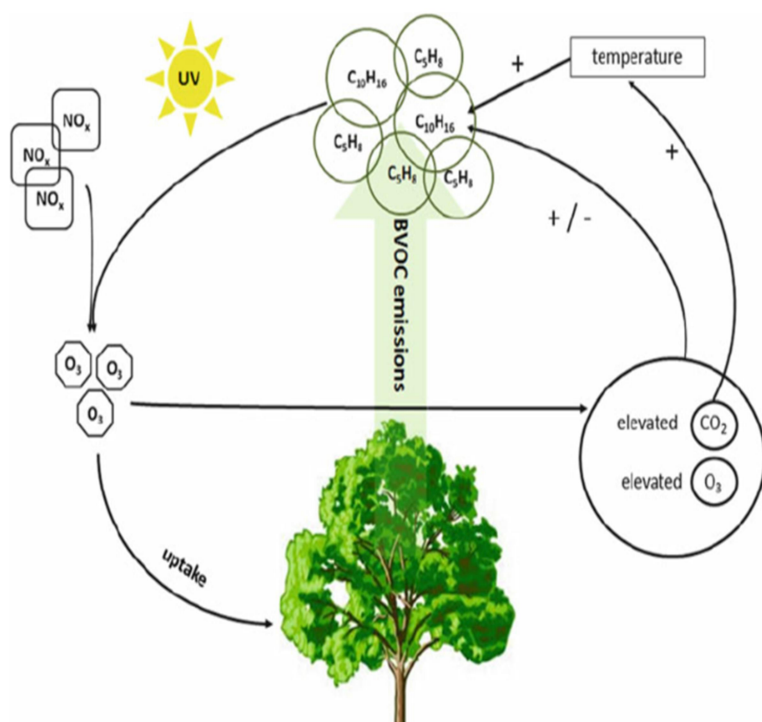
Skupina těkavých organických látek (VOC) zahrnuje několik set polutantů ovzduší, nacházejících se v nižších vrstvách atmosféry, převážně ve městech a v průmyslových centrech. Místo VOC se používají další označení, např. uhlovodíky (HCs), nemetanické těkavé organické sloučeniny (NMVOCs), anebo reaktivní organické plyny (ROGs).

Nemetanové těkavé organické látky označované jako NMVOC (Volatile Organic Compounds) představují organické sloučeniny nebo směsi organických sloučenin, s výjimkou metanu (Seinfeld and Pandis 1998).

Zdroje VOCs: Biogenní zdroje – emise z vegetace, emise z volně žijících živočichů, přírodní lesní požáry, anaerobní procesy v močálech a bažinách

Antropogenní zdroje – použití rozpouštědel, výfukové plyny z dopravních prostředků, evaporace benzínových par, skladování a distribuce benzínu, petrochemický a chemický průmysl, skládky odpadů, zemědělství.

Zeleň, především stromy, jsou hlavním emitorem BVOC. Dále se mezi zdroje řadí



Obrázek č. 5. Chemické reakce emitujících BVOC

emise z lesních požárů, z živočichů a anaerobních procesů v močálech. Biogenní těkavé organické látky uvolňují do ovzduší uhlovodíky zahrnující isopreny, terpeny, hemiterpeny a kyslíkaté sloučeniny. Za hlavní emitory z řady stromů jsou dub cesmínový (*Quercus ilex*), borovice halepská (*Pinus alborea*) a myrta obecná (*Myrtus communis*). Z výše uvedených bylo analýzami stanoveno 32 látek se značným zastoupením monoterpenů a isoprenů, z nichž se 24 uvolňuje do ovzduší. Emise BVOCs a jejich produkce mohou chránit rostlinná pletiva před poškozením indukovaným O₃, pro zvýšení termotolerance, komunikaci se sousedními a

interferujícími jedinci. (Niinemets et al. 2013). Význam BVOC jako prekurzoru ozonu se považuje ve městech za podstatný, jelikož v některých případech přispívá k rozkladu O₃ (Bonn et al. 2018, Neirynek et Verstraeten 2018). Je to dáno kombinací vyšších městských teplot a nižších hladin NO_x (Chameides et al. 2018).

Boreální les vyzařuje velké množství biogenních těkavých organických sloučenin (Guenther a kol. 2012). Některé z nich jsou přímo emitovány z různých organismů, např. monoterpeny (C₁₀H₁₆), isopren (C₅H₈), 2-methyl-3-buten-2-ol (MBO), seskviterpeny (C₁₅H₂₄), methanol (CH₃OH), aceton (CH₃C(O)CH₃), formaldehyd (HCHO), acetaldehyd (CH₃CHO), atd. (Guenther a kol. 2012). Jakmile tyto BVOCs jsou vypuštěny do atmosféry, oxidují za vzniku dalších BVOC, např. oksyložené těkavé organické látky, sloučeniny (OVOC), reakcí s oxidanty, většinou s OH, O₃ a NO₃. Poté další chemické reakce mohou oxidovat BVOCs na oxid uhelnatý (CO) nebo oxid uhličitý (CO₂) (Zhou 2018), jak dokládá obrázek č. 5. Profily emitovaných BVOCs se značně liší mezi druhy dřevin (Courtois et al., 2009; Niinemets et Monson 2013) a dokonce i mezi genotypy (Blanch et al. 2012).

V globálním a regionálním měřítku hrají BVOCs hlavní roli v troposférické chemii z důvodu její reaktivity vůči OH (Guenther et al. 2012). Zatímco rostliny mohou uvolnit více než 30 000 různých BVOC (Trowbridge and Stoy 2013), jen málo z nich je emitováno ve velkém množství a jsou vysoce reaktivní s atmosférickými radikály (Atkinson and Arey 2003). Nejreaktivnější BVOC jsou isopren (30 %), monoterpeny a vyšší terpenoidy, např. seskviterpeny (25 %), oproti oksyloženým VOC (OVOC), které jsou přítomny v malém množství a jsou méně reaktivní (Atkinson and Arey 2003; Atkinson 2007).

Nejvýznamnějším zdrojem NH₃ jsou chovy hospodářských zvířat. Emise NH₃ v tomto případě vznikají rozkladem močoviny ze zvířecích biologických odpadů. Mezi další významné zdroje patří aplikace minerálních dusíkatých hnojiv. Emise NH₃ dále vznikají např.

v dopravě, při chemické výrobě hnojiv, při výrobě minerálních vláken s použitím organických pojiv, při výrobě kyseliny dusičné atd. (Andreovský & Henelová 2013)

V rámci emisní inventarizace je podle požadavků mezinárodních úmluv sledováno celkem 9 druhů rizikových látek. Jedná se o rtuť (Hg), olovo (Pb), kadmium (Cd), arzén (As), chrom (Cr), měď (Cu), nikl (Ni), selen (Se) a zinek (Zn). (Bandy 1995)

Rizikové kovy jsou ve stopovém množství obsaženy v pevných fosilních palivech, proto je nejvýznamnější množství emisí vnášeno do ovzduší při spalování těchto paliv. Nejpodstatnější podíl na znečišťování ovzduší rizikovými kovy připadá sektoru veřejná energetika a výroba tepla, který má převládající podíl u emisí Hg, Cd, As, Cr, Ni a Se. Významné množství emisí rizikových kovů je vnášeno do ovzduší z procesů výroby a zpracování kovů, kde rizikové kovy vstupují do procesu s kovovou rudou nebo znečištěnou vsázkou v podobě kovového šrotu. Výroba železa a oceli má z toho důvodu rizikových kovů. Kromě těchto dvou nejvýznamnějších kategorií zdrojů má v případě emisí Cu významnější vliv doprava, kde je Cu přítomná jako aditivum v pohonných hmotách. (Andreovský & Henelová 2013)

V rámci inventarizace emisí jsou zjišťovány emise polychlorovaných dibenzodioxinů a dibenzofuranů (PCDD/Fs), hexachlorbenzenu (HCB) a polychlorovaných bifenyly (PCBs). Emise těchto látek vznikají především při spalování paliv s obsahem chlóru a jako vedlejší produkt při některých chemických výrobcích. Polychlorované bifenyly (PCBs) mohou být přítomny v kovonosné vsázce do metalurgických procesů. Největší množství emisí PCDD/Fs a PCBs vzniká v sektoru výroby železa a oceli, kde mezi nejvýznamnější zdroje patří spékací pásy aglomerace. V případě HCB převládají emise ze sektoru veřejná energetika a výroba tepla. Mezi další zdroje emisí POPs patří lokální vytápění domácností, výroba a zpracování neželezných kovů, zpracování nerostů a výroba nekovových minerálních produktů (výroba cementářského slínku a vápna). Významnou skupinu POPs z hlediska znečišťování ovzduší představují polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH). Jedná se o skupinu sloučenin, které vznikají v souvislosti s nedokonalým spalováním paliv obsahujících uhlík. Při emisní inventarizaci se sledují 4 druhy těchto látek – benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten a indeno(1,2,3-cd)pyren. (Holoubek & Hovorka 2005)

Hlavním zdrojem emisí PAH je lokální vytápění domácností, další zdroje emisí PAH vznikají v dopravě, při transformaci pevných paliv (výroba koksu) a výrobě cementářského slínku a vápna. (Kovář 2012)

Další látkou, která vzniká činností člověka je přízemní ozon, zatímco troposférický ozon je v atmosféře nepříliš hojným plynem (Singh a Fabian 2003). Je významným skleníkovým plynem díky svým radiačně-absorpčním schopnostem a taktéž se podílí na zvyšování oxidační kapacity atmosféry. 90 % z celkového množství ozonu se vyskytuje ve stratosféře, kde má jednoznačně pozitivní význam, protože absorbuje nebezpečné složky UV záření. Zbývajících 10 % se vyskytuje v troposféře, kde je považován za znečišťující látku s toxickými účinky pro zdraví člověka i pro vegetaci a ekosystémy (EEA 2012). O₃ je typická sekundární látka, která nemá vlastní emisní zdroj, ale vzniká v ovzduší řadou komplikovaných fotochemických reakcí z prekurzorů, kterými jsou oxidy dusíku (NO_x) a těkavé organické látky (VOC) z přirozených i antropogenních zdrojů (Seinfeld a Pandis 1998).

O₃ je z ovzduší odstraňován reakcí s NO (titrací), atmosférickou depozicí na zemský povrch a příjmem vegetací. Koncentrace přízemního O₃ vykazuje významnou časovou a prostorovou variabilitu v důsledku působení faktorů jako zeměpisná poloha, nadmořská výška, období roku, umístění stanice a synoptická situace (Finlayson-Pitts a Pitts 2000).

Ideálními podmínkami pro vznik přízemního ozonu je horké slunečné stabilní počasí. Faktory jako vysoká teplota, vysoká intenzita slunečního záření, nízká rychlost větru, nízká

relativní vlhkost a absence atmosférických srážek jsou ideální podmínky pro fotochemický vznik O₃ (Isaksen 2003).

Během měření, která proběhla ve střední Evropě, bylo zjištěno, že koncentrace ozonu vzrostly na více než dvojnásobek. Fytotoxické účinky ozonu byly poprvé zaznamenány již v 60. letech 20. století. Ozon působí již při běžně se vyskytujících koncentracích, a to na mnoha úrovních biochemické, buněčné i fyziologické (Hůnová et al., 2009).

Působení ozonu na dřeviny

Troposférický ozon je v současné době jednou z nejškodlivějších látek pro lesní ekosystémy. V mnoha pracích byly zkoumány negativní vlivy ozonu na produkci biomasy a na fotosyntézu. Poškození ozonem však také záleží na dávce ozonu, která se do jehlic dostává a na přítomnosti a efektivitě obranných mechanismů. Tok ozonu do rostliny je závislý na několika parametrech, a to na poloze koruny, věku stromu a nadmořské výšce. Stomatální vodivost je významným regulátorem toku ozonu a je ovlivněna slunečním zářením, teplotou a vlhkostí (Wieser et al. 2000).

U jehličnanů podobného stáří bylo zjištěno, že s rostoucí nadmořskou výškou se zvyšuje i tok ozonu do jehlic. Je to způsobeno tím, že rostliny nemusejí tolik uzavírat průduchy kvůli ztrátám vody, protože je zde větší vlhkost. Mimo to ve vyšších nadmořských výškách bývají všeobecně vyšší koncentrace přízemního ozonu. Navíc je působení ozonu během vegetační sezony kumulativní (Wieser et al. 2000).

I Nunn et al. (2007) ve své práci konstatují, že poškození rostlin ozonem není ani tak ovlivněno koncentracemi ozonu, jako příjmem ozonu rostlinou, a tedy stomatální vodivostí. K tomuto tvrzení se přiklání i Krpeš et al. (2014), kteří dále uvádí, že jsou to především škodlivé látky v ovzduší, které pronikají stomaty do pletiva jehlic u smrku, kde vyvolávají reakce obranných mechanismů. A pokud jsou tyto obranné mechanismy v důsledku silných koncentrací škodlivých plynů přetíženy, dochází k poškození rostlinných pletiv, kde se objevují strukturální změny (Ruetze et al. 1988). Dalším významným faktorem ovlivňujícím poškození rostlin je deficit tlaku vodní páry, který vede k uzavírání průduchů a tím ke sníženému příjmu ozonu. Lesy ve vyšších nadmořských výškách jsou vystaveny většímu stresu ozonem (příjem ozonu 3x – 5x vyšší než v níže položených oblastech), je to důsledek vyšší vzdušné vlhkosti (Uhlířová et al. 2003). Dalším ovlivňujícím faktorem je zastínění rostlin nebo jejich vystavení slunci. Jehlice v osluněné části koruny mají vyšší stomatální vodivost než ty, které jsou zastíněné, a proto je na nich vidět i vyšší poškození ozonem (Matyssek et al. 2004). S tímto tvrzením souhlasí i Wieser et al. (2000), kteří dodávají, patrnost nižšího příjmu ozonu je výrazné u zastíněných semenáčků pod korunami stromů.

Práce Krpeše et al. (2014) zdůrazňuje synergické působení ozonu a ostatních škodlivin. Podle této hypotézy mohou vysoké koncentrace ozonu a dalších fotooxidantů poškodit buněčné membrány a učinit je propustnější pro kationty (Prinz et al. 1982). Kyselé deště způsobují zesílené vymývání Mg, Ca, K, Zn a Mn z jehlic (Tukey 1970). Toto vymývání Mg a Ca působením ozonu a kyselých srážek pokusně zjistili Krause et al. (1983). Intenzita všech těchto škodlivých jevů je uváděna do souvislosti s vysokými koncentracemi O₃ ve vyšších horských polohách, kde dochází v důsledku intenzivního záření k urychlené fotooxidaci chlorofylu, ochuzování půd živinami, relativně vysokému přínosu N z atmosféry a zeslabení mrazuvzdornosti smrků (Krause et al. 1985). K podobnému závěru se vyjádřili i Rehfuess a Bosch (1986). Jejich hypotéza bere v úvahu více škodlivě působících látek. Zvláštní roli přisuzují vymývání Mg a Ca z jehlic. Nedostatek Mg přisuzují nejen jeho malé koncentraci v půdě, ale také zvýšenému přínosu dusíku z atmosféry. Zcela zvláštní váhu přikládají náhlým teplotním zvrátům, které vedou k viditelným barevným změnám, ztrátě jehlic a úhynu stromů. Jako řídicí faktor intenzity škod určují genetickou konstituci smrku.

4. Antropogenní vlivy v městském prostředí

Životní prostředí člověka se vymezuje jako soubor všech složek hmotného světa, které bezprostředně působí na člověka. Tato definice tedy zahrnuje jak složky přírodní, tak i antropogenně vytvořené (Kolařík 2005).

Mezi antropogenní vlivy, které závažně ovlivňují růst městské vegetace, patří velmi utužená půda, nedostatek půdního prostoru s tím související skladba půd a jejich pH. Lidská populace neustále narůstající, ovlivňuje půdu buď přímými vlivy spočívající v odlišném přísunu živin, změně vodního režimu i zvýšení půdní eroze, tak i nepřímými vlivy, a to změny složení ovzduší a změny druhové skladby jako zavlečení nových druhů či odstraňování stávajících. (Chapin et al. 2011).

V městském prostředí většinou nalézáme oblasti se zvýšenou mírou zástavby a hustou komunikační sítí, ale s řídkým rozmístěním vegetace, které významně přispívají svým vlivem na teplotu a vlhkost vzduchu i na jeho znečištění (Edmondson et al. 2016). Ale i naopak vedle toho můžeme najít i v centrech měst oblasti s vyšší koncentrací zeleně (Min 2000). Zeleň ve městech se významnou měrou podílí na snižování těchto extrémů (Rózová et al. 2013). Tyto faktory, jako teplota a vlhkost vzduchu v městském prostředí pak významně ovlivňují nástup a průběh trvání jednotlivých fenologických fází dřevin (Bulíř 2009; Zhongkui et al. 2007).

Kolařík et al. (2005) popisuje, že o možnosti existence určitého taxonu v daných stanovištních poměrech rozhoduje především intenzita působení jednotlivých stresových faktorů a jejich vzájemná kombinace. Intenzita těchto jednotlivých faktorů významně kolísá v čase.

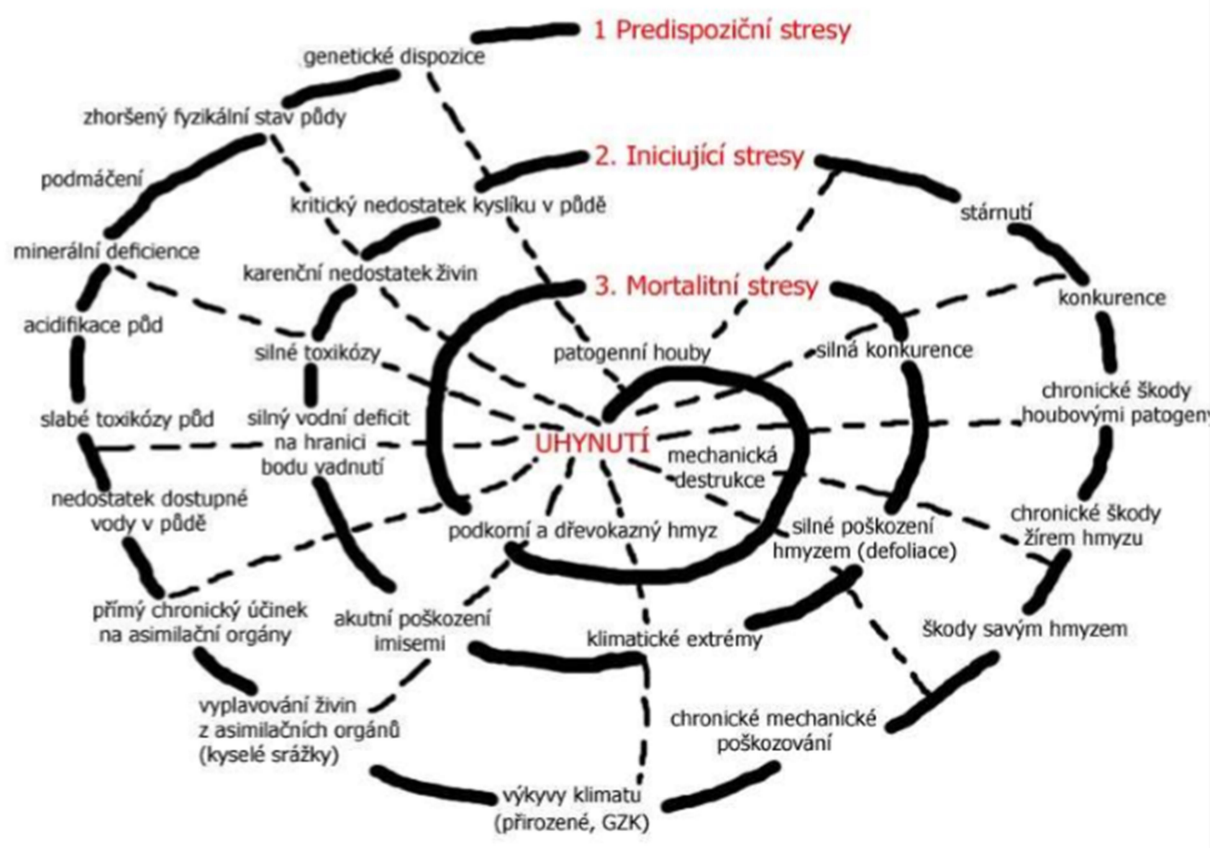
4.1 Stresové faktory

Jako stresové faktory označujeme souhrn vlivů, které u dřevin vzbuzují některý typ obranných procesů. Dřeviny jsou v antropogenně silně pozměněném prostředí cizím prvkem. Setkávají se zde se souborem stresových vlivů, na jejichž intenzitu či přítomnost často nebyly v průběhu svého vývoje přizpůsobené, jak uvádí Kolařík et al. (2005)

Podle intenzity a průběhu můžeme působení stresorů rozdělit na akutní a chronické. Podle následnosti působení jsou stresory dle Maniona (1981):

- predispoziční, které oslabují stromy a redukovat jejich schopnost tolerance a adaptace;
- iniciující (spouštěcí, podněcující, startující, iniciační), které spustí chřadnutí;
- přispívající („contributing“), které zesilují tlak a vedou k poškození dřeviny, velmi často mají mortalitní charakter.

Na obrázku č. 6 je uvedena spirála chřadnutí, která představuje působení jednotlivých stresorů vedoucích od genetické dispozice (predispoziční stres) přes akutní poškození imisemi (iniciující stres) až po mechanickou destrukci (mortalitní stres) k uhynutí rostliny.



Obrázek č. 6. Spirála chřadnutí (Manion, 1981) upraveno

Stres rostlin se dělí dle charakteru působícího stresoru na stres abiotický a stres biotický. Biotický stres pozorujeme při napadení patogenem, herbivory a při vzájemném ovlivňování rostlin (alelopatie, parazitismus). Abiotický stres bývá způsoben přírodními stresory (např. UV záření, nedostatek/nadbytek vody, extrémní teploty) nebo stresory plynoucími z antropogenní činnosti (např. působení toxických látek ve vzduchu/půdě, herbicidů, pesticidů) (Wojtaszek 1997; Mittler, 2006).

Seznam přírodních a antropogenních stresových faktorů působících na suchozemskou vegetaci podle Lichtenthalera (2006) jsou:

I. Přírodní stresové faktory:

- vysoká intenzita ozáření (fotoinhibice, fotooxidace),
- teplo (zvýšená teplota),
- nízká teplota (chlazení),
- náhlý a pozdní mráz,
- nedostatek vody (problémy s vysoušením),
- přirozený nedostatek minerálů (např. nedostatek dusíku),
- dlouhé deštivé období,
- hmyz,
- virové, plísňové a bakteriální patogeny.

II. Antropogenní stresové faktory:

- herbicidy, pesticidy, fungicidy.
- látky znečišťující ovzduší (např. SO₂, NO, NO₂, NO_x).
- ozon (O₃) a fotochemický smog.
- tvorba vysoce reaktivních druhů kyslíku (1 O₂, radikály O₂ • - a OH • , H₂O₂).
- fotooxidanty (např. peroxyacylnitráty).
- kyselý déšť, kyselá mlha, kyselá ranní rosa,
- kyselý pH půdy a vody,
- nedostatek minerálů v půdě, často vyvolaný kyselým deštěm,
- nadbytek nabídky dusíku (suchý a mokrá NO₃) – vklady,
- zatížení těžkými kovy (olovo, kadmium atd.),
- nadprodukce NH₄⁺ v chovných stanicích (odpojení transportu elektronů),
- zvýšené UV záření (UV-B a UV-A),
- zvýšený CO₂, globální změna klimatu.

Velmi často se stává, že působí několik faktorů společně. Abiotický stres ovlivňuje celou rostlinu i ostatní druhy rostoucí v jejím okolí. Velmi záleží na expozici rostlin a druhové charakteristice. Abiotické faktory mohou na rostlinu působit ze vzduchu nebo z půdy. Biotické faktory jsou snáze identifikovatelné, protože je možné využít nalezených parazitů nebo jejich zbytků (Vollenweider et Günthardt-Goerg 2006).

Rozlišit faktory je obtížné i z toho důvodu, že mohou působit nepřímo, případně jich působí několik současně, například světlo, mráz, ozon (Vollenweider et Günthardt-Goerg 2006). K prvotní identifikaci faktoru stresu slouží sledování umístění poškozených orgánů. Rozdíl mezi biotickým a abiotickým stresorem je ten, že abiotický postihuje většinou celou rostlinu i rostliny rostoucí v okolí. Biotické faktory postihují jen malou část koruny a záleží na tom, která její část byla kolonizována na začátku. Nekrotická místa ve zdravém okolí jsou typická pro abiotický stres. U ozonu se na vzniku skvrn podílí sluneční světlo, sucho a těžké kovy. Symptomy se mění podle expozice rostliny a podle fyziologických charakteristik (Vollenweider et Günthardt-Goerg-Georg 2006). Stresová odpověď je nejdříve rozpoznatelná na metabolické úrovni. Pokud stres dále trvá, pak jsou změny rozpoznatelné na mikroskopické úrovni a v konečné fázi jsou viditelné již na úrovni makroskopické. Změny metabolismu mají často za následek změny rostlinných struktur na buněčné i morfologické úrovni. Některé z těchto změn mohou být nevratné pozorované jako viditelné poškození.

Působení stresu tedy může být rozpoznatelné na všech úrovních v závislosti na jeho intenzitě a délce trvání. Detekce časných reverzibilních fází je velmi důležitá pro ekosystémový management - umožňuje reagovat adekvátními opatřeními v časových horizontech, v kterých je jejich účinnost ještě možná.

4.1.1 Obranné reakce rostlin

Reakce rostlin na působení stresorů a míra jejího případného následného poškození závisí kromě vlastní intenzity působení faktoru také na citlivosti dřeviny.

Dispozice dřeviny podle práce Schwerdtfegera (1970) je vnímavost dřeviny vůči stresorům způsobujícím chorobu či poškození. Schwerdtfeger (1970) rozeznává normální dispozici, která je vlastní každému druhu, ekotypu, ročnímu období, vývojovému stádiu a abnormální dispozici danou nepříznivými stanovištními podmínkami. Odolnost chápe jako opak dispozice. Naopak Szujeci (1980) rozlišuje dispozici jako náchylnost dřevin k onemocnění a predispozici jako přechodnou, získanou náchylnost dřeviny, vyvolanou vnějšími vlivy.

Dispozici dřeviny podle Stoliny (1985) určují vlastnosti, které jsou genetického původu, vývojového stádia a momentálního fyziologického stavu, proto ji rozlišuje na

- a) geneticky podmíněnou, ta je typická pro druhy, poddruhy, kultivary i ekotypy; například smrk má náchylnost na polom větví těžkým sněhem nebo větrem. Ekotyp horského smrku, který se vyznačuje štíhlou korunou je méně náchylný na poškození povětrnostními podmínkami než pahorkatinový ekotyp, který má korunu rozložitou. Tento typ dispozice nazývá Stolina (1985) náchylnost na poškození,
- b) ontogeneticky podmíněnou, vyjadřuje náchylnost typickou pro určitou růstovou fázi nebo vývojové stadium; například k poškození mokrým sněhem jsou nejvíce náchylné smrky ve středním věku a ve fázi maximálního výškového vzrůstu. Tento typ je nazýván způsobnost na poškození. Náchylnost na napadnutí lýkožroutem smrkovým má smrk, který dosáhl v obvodu kmene 16 – 20 cm,
- c) danou prostředím a dalšími faktory, většinou se uplatňuje jako umocnění geneticky a ontogeneticky podmíněné dispozice; může jít například o oslabení stromu působením klimatického faktoru jako je sucho či mráz. Například napadený smrk lýkožroutem musí být ovlivněn i jiným faktorem prostředí, suchem. Tento typ je nazýván pohotovostí na poškození.

Rostlina vystavená působení stresoru spouští na svou obranu velké spektrum obranných mechanismů. Stresory, jak fyzikálně-chemické tak biotické, mohou pronikat do vnitřního prostředí rostlin různých druhů stejně snadno, a to v důsledku různě vyvinutých ochranných struktur. Tento způsob ochrany má pasivní a dlouhodobý charakter, např. tlustá kutikula, výrazná impregnace buněčných stěn, rezervoáry vody. Jedná se o schopnost vyhnout se stresu – stress avoidance (Levitt 1980). Druhý způsob ochrany, mechanismy aktivní odolnosti – stress tolerance, je spuštění obranných reakcí omezující negativní dopad stresorů až po jejich proniknutí k plazmatické membráně buněk a do symplastu.

Odolnost, rezistence dřeviny je podle Stoliny (1985) nepodajnost organismu proti nepříznivým vlivům prostředí jako abiotickým činitelům, škůdcům, chorobám, která je vlastní druhu, ekotypu, fenologické fázi a momentálnímu fyziologickému stavu. Vyšším stupněm odolnosti je imunita.

Stresová reakce, její průběh a poté i konečný výsledek závisí na intenzitě a délce působení stresoru na danou rostlinu, a především na geneticky vázaných předpokladech odpovědi, souhrnně nazvaných adaptační schopnost. Přechodné zvýšení odolnosti, krátkodobé, nedědičné změny v rámci fenotypové plasticity jistého genotypu nazýváme aklimace, která je založena na změnách rychle pomíjivých (tvorba specifických metabolitů), ale i na změnách trvalejších (změny v tvorbě nových orgánů a v jejich vnitřní struktuře) (Gloser et al. 1998). Fyziologické změny jsou zapříčiněny expresí genů aktivovaných signálními molekulami (například cyklin-dependentní proteinkinázy nebo mitogenem aktivované proteinkinázy), chránící rostlinu před stresem (Hasanuzzaman et al. 2013).

Během vývoje se rostliny vybavily velkým množstvím obranných drah, při kterých vznikají a zpětně se regenerují sloučeniny, umožňující rostlinám aktivně ovlivňovat stresové faktory, i následky vzniklé jejich působením.

Pod vlivem stresových faktorů, např. rizikové kovy nebo aktivní formy kyslíku, dochází v buňkách již během jedné hodiny k velmi dramatickým biochemickým změnám. S výjimkou změn enzymové aktivity a biochemických procesů stoupá tvorba některých proteinů, tvorba jiných se naopak zastavuje. Ovšem ve velké míře se také syntetizují proteiny, které za normálních okolností nejsou v buňce dohledatelné (Gloser et al. 1998).

Z několika desítek proteinů, jejichž syntéza se působením stresového faktoru prudce zvyšuje (stresové proteiny), se jen určitá část specificky váže na daný stresový faktor.

K indukci mnoha dalších dochází zcela pravidelně pod vlivem stresu obecně, bez ohledu na to, jakým typem stresoru je vyvolán.

Nově produkované stresové proteiny mají velmi rozmanitou velikost i funkci. Většina z těchto proteinů, jejichž tvorba je indukována nespecificky, tedy různými typy stresorů, patří do některé z těchto tří funkčních skupin:

1. molekulární chaperony, speciální proteiny, které v buňce pomáhají skládat právě vytvořené proteiny (které po translaci opouštějí velkou podjednotku ribozomu). Kontrolují a zabezpečují správnou prostorovou strukturu proteinů a brání vzniku nesprávných vazeb.

2. proteázy, enzymy produkované buňkami, které štěpí proteiny. Hydrolyzují peptidické vazby aminokyselin, pomocí kterých aminokyseliny drží v peptidickém řetězci.

3. ubikvitin, protein sloužící k označení molekul proteinů, u kterých došlo k velkým nenapravitelným změnám v konformaci. Jejich intenzivní tvorba souvisí se vzrůstem počtu poškozených proteinů v různých buněčných strukturách (Gloser et al. 1998).

Stresové reakce rostlin jsou neodmyslitelně spojeny se zvýšením tvorby aktivní forem kyslíku (singletní kyslík, superoxidový radikál, hydroxylový radikál a peroxid vodíku), ale současně i se zvýšením potenciálu pro jejich odstraňování

Definice antioxidační aktivity je schopnost sloučeniny (směsi látek) inhibovat oxidační degradaci jiných sloučenin (Sochor et al. 2010). Je taktéž ukazatelem míry stresové reakce probíhající v organismu, při kterých vznikají volné radikály. Volnými radikály (VR) rozumíme reaktivní atomy nebo molekuly, v jejichž elektronovém obalu se nachází jeden, případně i více volných elektronů (Sochor et al. 2010). Tvorba VR zahrnuje řadu neenzymových dějů (ionizující záření, exhalace z průmyslu, kouření aj.); stejně tak mnohé prostředky antioxidační ochrany mají neenzymový charakter (vitaminy C, E, β -karoten, bílkoviny achelátotvorné látky vázající přechodné kovy aj.). Existuje však i množství dějů katalyzovaných enzymy, při nichž VR (resp. ROS) vznikají nebo jsou naopak odbourávány. Reakce radikálů způsobuje změny ve struktuře buněk, dochází k poškození rostlinných pletiv, orgánů a důležitých funkcí. Narušují správnou tvorbu biologicky významných sloučenin, jako jsou lipidy, nukleové kyseliny a bílkoviny, modifikují jejich strukturu a tím i jejich funkci (Fidler et al. 2007). Negativní projevy volných radikálů způsobují řadu patologických změn nebo v důsledku působení těchto změn na organismus mohou způsobit sekundární poškození (Gazdik et al. 2008).

Antioxidační aktivitu se stanovuje pomocí antioxidantů, molekul, chránících organismy před negativními účinky volných radikálů. Antioxidanty mohou zabraňovat nebo omezovat oxidační destrukci látek (Fidler et al. 2009). Tyto obranné mechanismy jsou zejména enzymatické (superoxiddismutasa, glutathion peroxidasa, katalasa, glutathionreduktasa), ale částečně také neenzymatické povahy (α -tokoferol, kyselina L-askorbová, glutathion, koenzym Q10, flavonoidy, albumin atd.). Princip tohoto obranného mechanismu spočívá ve schopnosti těchto sloučenin poskytnout volný radikál, který se sloučí za vzniku neutrální molekuly s reaktivním radikálem (Shao et al. 2008).

4.1.2 Reakce rostlin na působení antropogenního znečištění

Oxid siřičitý vstupuje do listů především průduchy. Výsledné poškození je klasifikováno buď jako akutní nebo chronické. Akutní poškození je způsobeno absorpcí vysokých koncentrací oxidu siřičitého v relativně krátké době. Příznaky se projevují jako oboustranné lezy, vyskytující se mezi listovou žilnatinou a také na okrajích listů. Nekrotické oblasti listů se barví od světle hnědé až po oranžovočervenou nebo hnědou (obr. č. 7 a obr. č. 8). Záleží na roční době, rostlinném druhu a počasí.

Nejcitlivější na akutní poškození SO₂ jsou právě roztažené listy. Chronické poškození je způsobeno dlouhodobou absorpcí oxidu siřičitého v subletálních koncentracích. Příznaky se

projevují žloutnutím listů, chlorózou listů, ale i hnědnutím pletiv pod povrchem listů. Na chronické poškození SO₂ reagují rostlinné druhy velmi rozdílně. Dokonce i jedinci stejného druhu se mohou značně lišit ve své citlivosti na oxid siřičitý. Je to dáno rozdílnou zeměpisnou šířkou, klimatem, fenologické fází a zrání. Celkově jsou citlivější sazenice než starší rostliny. Vliv SO₂ se snižuje se stářím rostliny. Rostliny poškozené SO₂ mohou být vzdáleny od zdroje znečištění až 30 km. K defoliaci a ke změně barvy ovšem dochází i u rostlin ve vzdálenosti do 5 km. Některým druhům k poškození stačí působení SO₂ pouhé 4 hodiny. Tato poškození se dotýká velkého objemu rostlinných druhů, od vojtěšky a mrkve po planou jabloň a jedli (Khallaf 2011).



Obr. č.7 Poškození borovice (*Pinus*) oxidy síry v Krušných horách 1995



Obr. č.8 Poškození jírovce (*Aesculus*) SO₂ Kralupy nad Vltavou

Oxid uhelnatý způsobuje epinastii, chlorózu a opadávání listů. Oproti ethylenu, který taktéž způsobuje epinastii, by musela být koncentrace CO 1000x vyšší, aby byla stejná míra poškození. Příznaky poškození u rostlin pod expozicí 100 ppm po dobu 1 týdne nebyly zjištěny (Khallaf 2011). Oxid uhelnatý má inhibiční vliv na fixaci dusíku. V koncentraci od 0,01 až 1 % (100 ppm - 10 000 ppm) se objevuje poškození ve formě padání listů, kroucení listů, zmenšování velikosti listů, předčasné stárnutí a iniciace kořenů na stopkách. Oxid uhelnatý taktéž zpomaluje buněčné dýchání (Jauhari 1992).

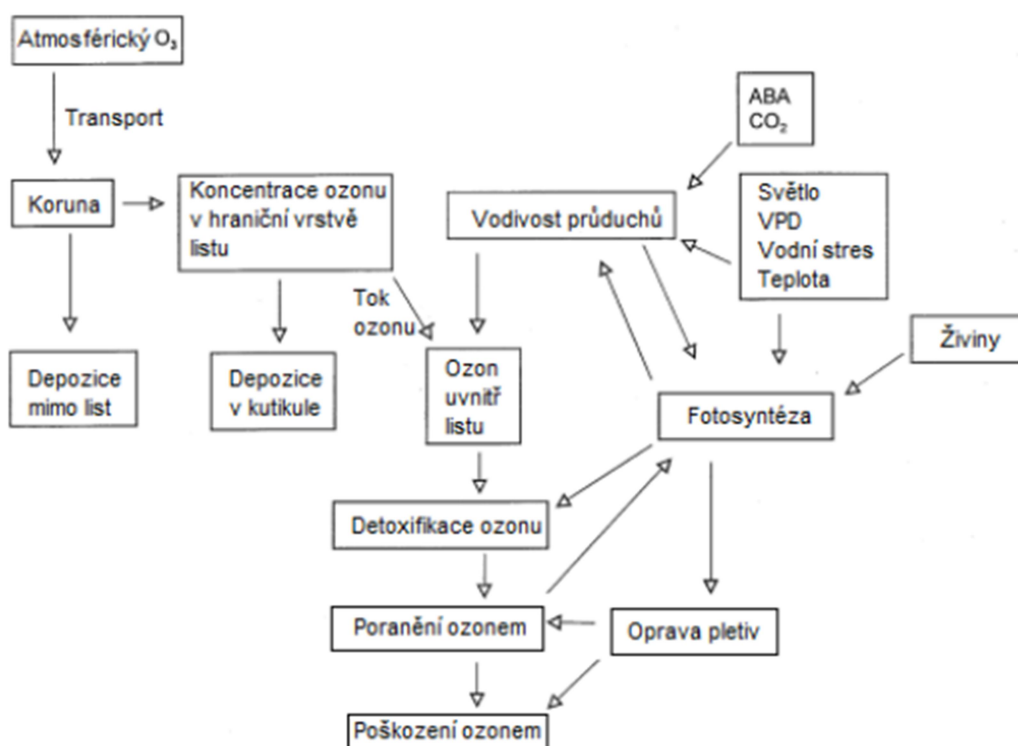
Rizikové kovy jako např. Cu a Zn jsou esenciální pro zdravý růst a vývoj rostlin. Avšak zvýšená koncentrace těchto kovů a neesenciálních chemických prvků vede k toxickým symptomům a inhibici růstu většiny rostlin. Příkladem rostlin, které se dokázaly přizpůsobit širokému spektru stresových podmínek, jsou tzv. halofyty. Vedle tolerance k vysoké koncentraci iontů Na⁺ a Cl⁻, suchu, horku, chladu, mrazu jsou odolné také ke zvýšené koncentraci těžkých kovů (Manousaki et Kalogerakis 2011).

Yi a Crowley (2007) se ve své studii zaměřili na vliv 43 rostlin na úbytek pyrenu a benzo[a]pyrenu z půdy. Z testovaných rostlin měly pouze 4 stimulační účinek, nejlepší efekt byl pozorován u celeru. U této rostliny byly jako specifické látky identifikovány terpeny (včetně limonenu) a deriváty salicylové kyseliny, nicméně autoři neprokázali jejich vliv na stimulaci degradace v případě obohacování půdy jejich chemicky čistými formami. Společným faktorem nejúčinnějších rostlin, byla vysoká koncentrace kyseliny linoleové, která patří mezi nejrozšířenější mastné kyseliny.

Znalosti získané studiem rostlin schopných vypořádat se s toxickou koncentrací rizikových prvků mohou být dále využity pro přípravu transgenních rostlin se schopností efektivně akumulovat rizikové prvky z půdy a přenášet je do nadzemních, sklíditelných částí (Pavlíková a kol. 2004; Macek a kol. 2008; Fišer a kol. 2010). Tento způsob remediace kontaminované půdy je nazýván fytoremediace a může být alternativou ke klasickým fyzikálněchemickým metodám dekontaminace půdy znečištěné rizikovými prvky (Schnoor et al. 1995; Soudek a kol. 2008; Musilová a kol. 2012; Uhlík a kol. 2013).

Jak bylo již uvedeno, v posledních letech díky antropogenní aktivitě, především spalováním fosilních paliv, se uvolňuje do vzduchu vysoké množství oxidů dusíku, které za spoluúčasti UV záření tvoří prekurzory pro tvorbu ozónu. Tyto reakce vyvolávají vyšší koncentraci ozónu ve vzduchu, ozón se tak stává jedním z důležitých plynů znečišťujících ovzduší. Je nestabilní, má vysokou reaktivitu a tím je nebezpečným polutantem štěpícím plazmatické membrány i další kompartmenty buněk. V případě listů rostlin vstupuje ozón do mezofylu průduchy, kde se rozpadá na reaktivní formy kyslíku navozující zejména oxidativní stres, který vede k poškození listu. Rostlina se oxidativnímu stresu vyhýbá zavíráním průduchů, jejich odlišným uspořádáním v rámci pokožky listu, tloušťnutím buněčné stěny, nebo celkovým zmenšením plochy listů, u rostlin také často dochází ke zvýšené senescenci (Pääkkönen et al. 1996; Bussotti Filippo et al., 2005; Dai et al. 2017; McAdam et al. 2017; Pellegrini et al. 2015a). Všechny tyto změny přispívají k menší tvorbě biomasy a nižším výnosům rostliny. Míra poškození se také může projevit na pozdější produktivitě rostliny, nebo jejímu celkovému horšímu fyziologickému stavu.

Všem zaznamenaným buněčným poškozením v rámci buňky, listu a celé rostliny předchází množství dílčích mechanismů, ve kterých O_3 figuruje (obrázek č. 9).



Obr. č. 9. Schéma fyziologického působení ozónu ve struktuře listu stromu. Převzato a upraveno podle (Musselman and Minnick, 2000)

Poté, co O_3 vyvolá negativní reakce ve strukturách listu vedoucí k jeho poškození, dochází ve vyšší míře k senescenci listu (Pellegrini et al. 2015b), nebo k opravným mechanismům. Další možností je detoxifikace pletiv ještě před tím, než O_3 buňky listu poškodí. K této detoxifikaci dochází prostřednictvím reakcí, které molekulu O_3 redukují. Zároveň chemické reakce můžou do jisté míry opravovat O_3 poškozená pletiva, tyto opravy jsou však náročnější než jejich detoxifikace (Musselman and Massman 1998).

Například princip, jakým O_3 proniká do struktury listu a zároveň mechanismus, jak této invazi rostlina vzdoruje.

Týká se aktivního zavírání průduchů (Dai et al. 2017), kdy může nastat i tloušťnutí buněčné stěny (Alves et al. 2016), ale tento vstup je pro ozón velmi znesnadněn (Oksanen et al. 2004a). Je to zapříčiněno kutikulou, O_3 nedokáže do listu proniknout. Poté na zvýšené množství O_3 odpovídá buňka změnou koncentrace iontů, dochází k zpomalení nebo naopak aktivaci iontových kanálů (Kadono et al. 2010; Torsethaugen et al. 1999), může nastat i zvýšení jejich cytosolické koncentrace (Vaultier and Jolivet 2015). V odpovědi na stres se u rostlin účastní především kyselina abscisová, která svojí zvýšenou koncentrací vyvolává zavírání průduchů (McAdam et al. 2017), ale rovněž další fytohormony, jako je např. kyselina jasmonová, kyselina salicylová, nebo etylén. Tyto látky spouštějí reakci, která je specifická pro napadení patogeny, bylo ovšem zjištěno, že při reakci na zvýšenou koncentraci O_3 ve vzduchu tyto mechanismy taktéž fungují (Cotrozzi et al. 2017).

Na poškození O_3 reaguje rostlina detoxifikací (např. reakce kyseliny askorbové (AsA), která působí jako antioxidační činidlo (Yang et al. 2017b)), přizpůsobením (např. tloušťnutí buněčné stěny nebo snížené otevírání průduchů (Alves et al. 2016; Dai et al. 2017)).

V případě dlouhodobého stresu, se kterým se již rostlina nedokáže vypořádat, dochází k poškození, které zahrnuje různé deformace buněčné stěny, chloroplastů, nebo desintegraci mitochondrií (obr. č. 10).

Rozsah poškození listu závisí na množství antioxidačních činidel v listu, tloušťce buněčné stěny, dynamice zavírání průduchů a citlivosti, která je k působení O_3 druhově specifická (např. kvajáva hrušková (*Psidium guajava* L.) a tabák virginský (*Nicotiana tabacum* L.), obr. 11 (Alves et al. 2016). Opadavé stromy reagují na koncentraci zvýšeného ozónu jinak, než stromy stálezelené; jako příklad lze uvést rozdíl mezi druhy rodu *Quercus*: opadavý dub pyrenejský (*Quercus pyrenaica* Willd) a stálezelený dub cesmínovitý (*Quercus ilex* L.) (Calatayud et al. 2011a). Citlivost může být jiná mezi různými kultivary v rámci jednoho druhu; např. broskvoň (*Prunus persica* L.), její nektarinkové odrůdy jsou vůči působení ozónu tolerantnější než odrůdy s pravými broskvemi (Dai et al. 2017).



Obr. č. 10. Poškozený list maliníku (*Rubus idaeus*) s červeným zbarvením postupujícím od okraje

Obr. č. 11. Poškozený list tabáku (*Nicotiana tabacum*), který je bioindikátorem poškození

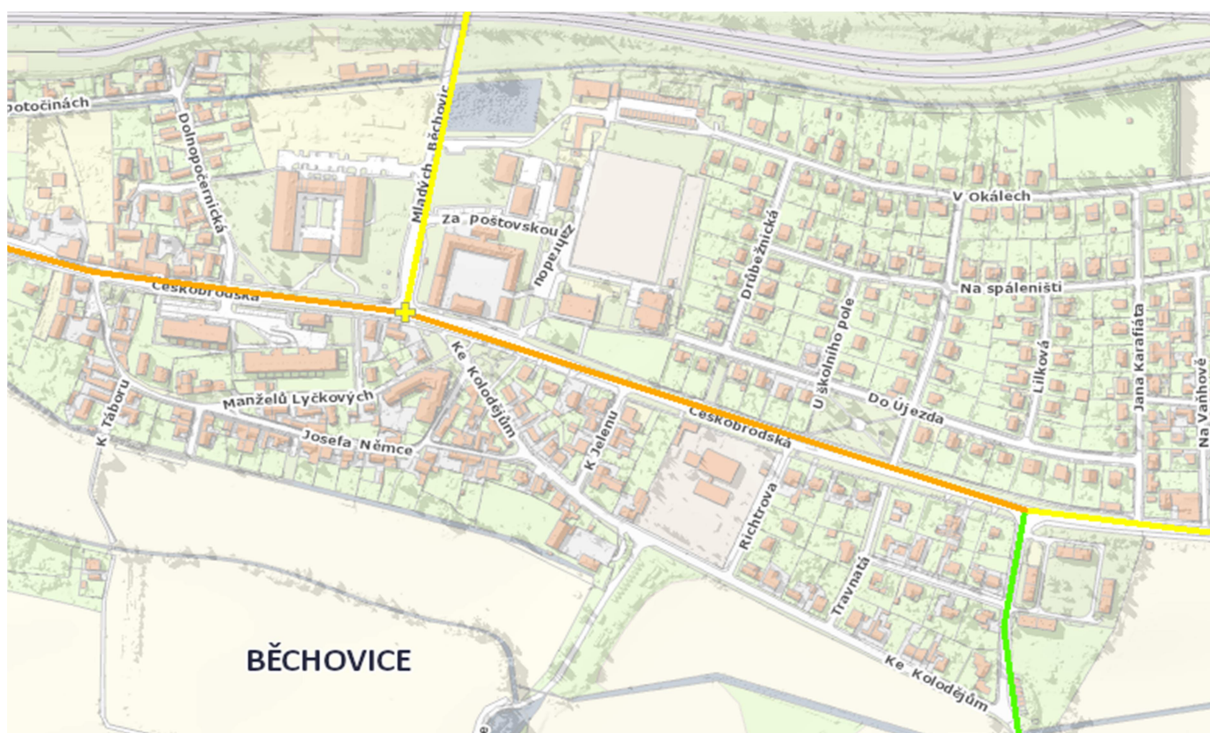


5. Metodika

V in situ byla pozornost zaměřena na studium výsadby vegetačních bariér podél komunikace Českobrodská, v Praze-Běchovicích, komunikací se zvýšenou imisní zátěží z dopravy. Podíl zeleně v urbanizované, dopravně velmi zatížené lokalitě jako je tato, je velmi důležitá a do budoucna se projeví značným snížením podílu imisí, právě díky vegetační bariéře, která je utvářena stromy a keři. Vegetační bariéry nemají jen funkci estetickou, ale i hygienickou, protierozní, mikroklimatickou a především protiprašnou.

5.1 Zájmové území

Zájmovým územím je ulice Českobrodská, která se nachází 50°04'51.5"N 14°37'02.3"E - 50°04'48.4"N 14°37'26.2"E (obrázek 12). MČ Praha-Běchovice tuto část komunikace nechala osázet dřevinami podle projektové studie Snížení imisní zátěže z dopravy ozeleněním ulic pomocí izolační zeleně v Praze-Běchovicích.



Obr. č. 12. Mapa z Geoportálu

Jedná se o část komunikace Českobrodská od ulice Mladých Běchovic k ulici Do Panenek. Z jižní strany jsou dřeviny vysázeny do kontejnerů v počtu 58 kusů a z opačné strany od ulice Ke Třem mostům až do ulice Na Vydrholci byly dřeviny vysázeny do půdního pokryvu. Všechny dřeviny byly vysázeny podél komunikace.

Skladba dřevin v kontejnerech jsou stromy a keře. Původně byly vysázeny stromy platany javorolisté (*Platanus acerifolia*), bohužel se ukázaly jako nevhodné a byly plně nahrazeny javorem mlečem (*Acer platanoides*). Jako nízkou dřevinou byly použity keře vavřínek květnatý, skalník Dielsův, skalník obecný, skalník drobnolistý, zlatice prostřední, zákula japonská, ptačí zob obecný, ptačí zob obecný, vavřínovec lékařský, tavolník Thunbergův, barvínek menší. Nomenklatura byla sjednocena dle Klíče ke květeně ČR.



Obr. č. 13. Fotografie kontejnerů pořízené dne 30.4.2020 v 10,14hod. (Zdroj: Ingrová)

5.2 Legislativa

Vegetační bariéry lze zařadit ve smyslu zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, mezi dřeviny rostoucí mimo les dle § 3 zákona. Uvedený zákon se ve vztahu k vegetačním bariérám věnuje problematice obecné ochrany rostlin, ochraně dřevin, povolování kácení případně rozšiřování nepůvodních druhů. Vlastníka komunikace určuje zákon o pozemních komunikacích č. 13/1997 Sb., ve znění pozdějších předpisů.

Zakládání vegetačních bariér se řídí těmito normami:

ČSN 83 9021 Technologie vegetačních úprav v krajině – Rostliny a jejich výsadba
Technické podmínky (TP 99) Vysazování a ošetřování silniční vegetace

5.3 Měření charakteristiky

Vegetační bariéry eliminují negativní jevy chemické či fyzikální povahy a jejich dopad, a tím přispívají ke zlepšení a k celkovému zkvalitnění životního prostředí.

Metodika určuje typ komunikace, na kterém se zjišťovala účinnost vegetační bariéry, dále stanovuje vlastnosti vegetačního pásu a jeho účinků z hlediska zachytu suspendovaných částic. Tyto vlastnosti byly rozčleněny do několika faktorů. **Faktory druhového složení porostu** v dané lokalitě – dřeviny listnaté x jehličnaté, stálezelené x opadavé, velikost, tvar a hustota koruny, velikost absolutní listové plochy a povrchové vlastnosti listu. A **faktory prostorového uspořádání porostu** – výška a šířka bariéry, hustota olistění stromu, propustnost mezi jednotlivými dřevinami a umístění od zdroje emisí.

Účinnost vegetační bariéry dle zjištěných parametrů byla sledována na modelových výpočtech za pomoci výpočetní aplikace SW Zelená bariéra, která byla vyvinuta v rámci projektu TA ČR č. TD020357 „Optimalizace výsadeb dřevin pohlcujících prachové částice“.

Typ pozemní komunikace

Tato pozemní komunikace je zařazena podle zákona o pozemních komunikacích č.13/1997Sb. mezi silnice I. třídy označená I/12. Dle dostupných informací Technické správy komunikací hl. m. Prahy velmi frekventovaná a imisemi značně zatížená (obr.14). Délka měřeného úseku v našem případě je 550 metrů.

Obr. č.14. Intenzita automobilové dopravy na sledované komunikaci (Zdroj: TSK hl. m. Prahy, 2020)

6. Výsledky

6.1 Intenzita dopravy

Průměrná **intenzita dopravy** byla naměřena na 21114 vozidel za 24 hodin v pracovní den za rok 2019. Pětiletý průměr za období 2015 – 2019 činí 22271 v obou směrech. Z toho ve směru od Mladých Běchovic Do Panenek 10705 vozidel a v opačném směru 10409 vozidel za 24 hodin v pracovní den za rok 2019. Pětiletý průměr ve směru MB do ulice DP je 11293 vozů, opačný směr činí 10978.



Technická správa komunikací hlavního města Prahy, a. s.

Úsek dopravního inženýrství

Řásoňovka 770/8, 110 00 Praha 1

Intenzity automobilové dopravy na sledované síti, rok 2015, 2016, 2017 a 2018, pracovní den, 0-24 h

Počty tramvají a autobusů MHD jsou převzaty z linkových jízdních řádů
Pomalá vozidla = nákladní a autobusy mimo MHD

	Číslo uzlů		ULICE	Začátek	Konec	Délka (m)	Osobní autom.	Pomalá vozidla	Vozidel bez MHD	Bus MHD	Vozidel celkem	Tram. spojů
	U1	U2										
2015	9060	9096	ČESKOBRODSKÁ	ML.BĚCHOVIC	DO PANENEK	550	10700	500	11200	214	11414	0
	9096	9060	ČESKOBRODSKÁ	DO PANENEK	ML.BĚCHOVIC		10900	500	11400	217	11617	0
2016	9060	9096	ČESKOBRODSKÁ	ML.BĚCHOVIC	DO PANENEK	550	10600	400	11000	214	11214	0
	9096	9060	ČESKOBRODSKÁ	DO PANENEK	ML.BĚCHOVIC		10100	400	10500	219	10719	0
2017	9060	9096	ČESKOBRODSKÁ	ML.BĚCHOVIC	DO PANENEK	550	11100	400	11500	221	11721	0
	9096	9060	ČESKOBRODSKÁ	DO PANENEK	ML.BĚCHOVIC		10600	400	11000	229	11229	0
2018	9060	9096	ČESKOBRODSKÁ	ML.BĚCHOVIC	DO PANENEK	550	10700	500	11200	210	11410	0
	9096	9060	ČESKOBRODSKÁ	DO PANENEK	ML.BĚCHOVIC		10300	400	10700	217	10917	0
2019	9060	9096	ČESKOBRODSKÁ	ML.BĚCHOVIC	DO PANENEK	550	10000	500	10500	205	10705	0
	9096	9060	ČESKOBRODSKÁ	DO PANENEK	ML.BĚCHOVIC		9700	500	10200	209	10409	0

6.2 Druhá skladba

Druhá skladba vegetačního pásu je ze strany směrem od Mladých Běchovic k ulici Do Panenek velmi homogenní. Jedná se o javor mlč (*Acer platanoides*), listnatý opadavý strom vysazený do kontejnerů s počtem 88 kusů a jeho podrostem jsou keře vaječie, zákuly a tavelníku. Stromy dosahují výšky 3 metrů, koruna má průměr od 1 metru do 1,30 metru a její tvar je kulovitý s bohatě větvitou hustou korunou. Listy jsou na povrchu hladké a lesklé

Druhá skladba na opačné straně pozemní komunikace se skládá ze 103 kusů třešně ptačí (*Prunus avium*), výška 3,5 metrů, koruna ve tvaru převráceného jehlanu (v. 1m, š. 1,5m), listy na lici lysé, na rubu na žilkách jemně chlupaté, 5 kusů lípy velkolisté (*Tilia platyphyllos*), výška 6 metrů, koruna bohatě větvená, kulovitá, průměr 1,8 – 2 metry, listy chlupaté. 3 kusy borovice černé (*Pinus nigra*), výška 15 metrů, šířka koruny 6,5 metru, jehlice. Dále 2 kusy jasanu ztepilého (*Fraxinus excelsior*), výška 18 metrů, bohatě větvená koruna s šířkou 7 metrů, listy hladké, 15+2 kusů platanu javorolistého (*Platanus acerifolia*), s výškou 5 metrů a 9 metrů, koruna bohatá kulovitá, průměr koruny 2 metry a 4 metry, listy hladké, dále podél chodníku na délku 25 metrů se vyskytují keře ptačího zobu obecného (*Ligustrum vulgare*), výška 1 metr, šířka 0,5 metru, listy drobné hladké a na délku 2x15 metrů podél chodníku se nachází vavřínovc lékařský (*Laurocerasus officinalis*) s výškou 1,8 metrů, šířkou 0,75 metrů, listy kožovité. Všechny dřeviny jsou vysazeny do půdního pokryvu. Barevné rozlišení včetně popisu je na obrázku 14. Doporučené taxony pro výsadbu vegetačních bariér v městském prostředí jsou uvedeny v příloze č. 1.

6.3 Výška a šířka vegetačního pásu

Ve velkoobjemových kontejnerech stromy javoru mlč dosahují výšku 3 metrů od úrovně země. Šířka bariéry je 10 metrů před zastavěnou plochou rodinných domků. Do šířky bariéry jsou počítány i dřeviny, které se nachází na pozemcích rodinných domů.

V opačném směru stromy třešně ptačí dosahují výšky 3,5 metrů od země. Zbytky původního vegetačního porostu jsou stromy taktéž nacházející se v blízkosti komunikace konkrétně lípa velkolistá, dosahující výšky 6 metrů a jedna výšky 22 metrů, borovice černá 15 metrů, jasan ztepilý 22 metrů (památné stromy), ptačí zob obecný 1 metru a bobkovišeň lékařská 1,8 metrů. Z jedné části této komunikace (Poštovská zahrada) šířka vegetační bariéry je souvislá a dosahuje od 20 metrů do 26 metrů (zde se nacházejí zbytky původní vegetace borovice černá a jasan ztepilý). V další části komunikace se šířka pohybuje od 25 metrů až do 36 metrů před zastavěnou plochou rodinnými domy.

6.4 Hustota a struktura vegetačního pásu

Hustota a struktura vegetačního pásu ve směru od ulice Madých Běchovic k ulici Do Panenek je velmi nízká. Je to zapříčiněno věkem porostu, který odhaduji jako 3leté až 4leté mladé stromy s hustou kulovitou korunou, která má průměr od 1 metru do 1,30 metru. Oproti opačnému úseku ve směru od ulice Do Panenek k ulici Mladých Běchovic je mladá vegetační bariéra (třešně ptačí 4letá až 5letá) doprovázena vegetací původní, která zahrnuje jednu lípu velkolistou, tři borovice černé a dva jasan ztepilé.

Vegetační bariéra by měla být umístěna co nejbližší ke komunikaci, aby byl zaručen maximální účinek zachytu prachových částic. V našem případě velkoobjemové květináče se nacházejí 3 m od vozovky na části komunikace od Mladých Běchovic k ulici Do Panenek a v obráceném směru jsou stromy třešně ptačí zasazeny 1 metr až 1,5 metru od silnice.

6.5 Modelace vlivu vegetační bariéry pomocí SW Zelená bariéra

Aplikace představuje výpočetní postupy pro kvantifikaci účinku vegetační bariéry podél silniční komunikace z hlediska zachytu celkového prachu, suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5} a benzo(a)pyrenu a umožňuje uživatelsky jednoduché stanovení efektivity projektů zaměřených na realizaci výsadeb zeleně s protiprašnou funkcí.

Aplikace uvažuje vždy s umístěním bariéry těsně ke zdroji emisí, konkrétně ve vzdálenosti do 5 m od komunikace. Vstupními údaji pro výpočet jsou:

- W - šířka bariéry (m), rozsah od 4 do 140 m
- H - výška bariéry (m), rozsah od 3 do 20 m
- P - průhlednost bariéry (%), rozsah 0 až 100 %, kdy 0 % je nejhustší porost, 100 % je bez porostu
- d - vzdálenost referenčního bodu (místa, v němž je snížení počítáno) od hrany komunikace (m), výpočet není možný uvnitř bariéry a do 10 m za ní, tzn. d musí být větší než W + 10. Horní hranice není omezena.
- h - referenční hladina (výška nad zemí) v níž je snížení počítáno (m). Je možné volit ze tří hladin: 1,5 m, 3 m a 6 m
- j - zastoupení jehličnanů (%), rozsah 0 až 100 %

Výstupem aplikace je redukce imisních příspěvků komunikace ke koncentracím celkového prachu, suspendovaných částic PM₁₀ a PM_{2,5} a benzo(a)pyrenu. SW umožňuje výpočet účinnosti vegetační bariéry při proudění vzduchu zhruba kolmém na komunikaci a bariéru, při orientaci větru ve směru od komunikace přes bariéru do prostoru za ní.

V našem případě byla použita demoverze, která neobsahuje automatizované procedury a má omezená vstupní data. Proto proběhla modelace vždy pro jeden druh dřeviny.

Model A: Zahrnuje část komunikacei osázené třešní ptačí (*Prunus avium*)

ATEM Zelená bariéra - DEMOVERZE

Výpočty | O aplikaci

Přiznání / Editace vstupních dat	Vstupní data (1)						Účinnost bariéry			
	W	H	p	d	h	j	PM75	PM10	PM2.5	BaP
W - šířka bariéry (m)	20,0	3	75	58	1,5	0	12,6	2,1	demo	demo
H - výška bariéry (m)										
p - průhlednost bariéry (%) (0 % nejhustší porost, 100 % bez porostu)										
d - vzdálenost referenčního bodu od hrany komunikace (m)										
h - referenční hladina (m) (výška nad zemí)										
j - zastoupení jehličnanů (%) 0% čistě listnatý porost										

Přidat hromadně | Přidat záznam | Smazat záznam | Smazat vše | Přepočíst | Uložit výsledky

Vstupy Výstupy

Uložit celková vstupní data | Načíst celková vstupní data

Při šířce vegetační bariéry 20 m, výšce stromu 3 m, propustností 50 % bylo dosaženo účinnosti bariéry: PM₇₅ 12,6 % a PM₁₀ 2,1 %.

Model B: Zahrnuje část komunikace osázenou javorem mléč (*Acer platanoides*)

ATEM Zelená bariéra - DEMOVERZE

Výpočty O aplikaci

Pořízení / Editace vstupních dat		Vstupní data (1)							Účinnost bariéry			
W - šířka bariéry (m)	20,0	W	H	p	d	h	j	PM75	PM10	PM2.5	BaP	
H - výška bariéry (m)	3,0	20	3	50	32	1,5	0	32,1	1,5	demo	demo	
p - průhlednost bariéry (%) (0 % nejhustší porost, 100 % bez porostu)	50											
d - vzdálenost referenčního bodu od hrany komunikace (m)	32											
h - referenční hladina (m) (výška nad zemí)	1,5											
j - zastoupení jehličnanů (%) 0% čisté listnatý porost	0											
<input type="button" value="Přidat hromadně"/> <input type="button" value="Přidat záznam"/> <input type="button" value="Smazat záznam"/> <input type="button" value="Smazat vše"/> <input type="button" value="Přepočíst"/> <input type="button" value="Uložit výsledky"/>		<input type="button" value="Uložit celková vstupní data"/> <input type="button" value="Načíst celková vstupní data"/>										

Vstupy Výstupy

Při šířce vegetační bariéry 20 m, výšce stromu 3 m, propustností 50 % bylo dosaženo účinnosti bariéry: PM₇₅ 32,1 % a PM₁₀ 1,5 %.

Model C: Zahrnuje část komunikace osázené vavřínovcem lékařským (*Laurocerasus officinalis/Prunus laurocerasus*)

ATEM Zelená bariéra - DEMOVERZE

Výpočty O aplikaci

Pořízení / Editace vstupních dat		Vstupní data (1)							Účinnost bariéry			
W - šířka bariéry (m)	20,0	W	H	p	d	h	j	PM75	PM10	PM2.5	BaP	
H - výška bariéry (m)	3,0	20	3	25	58	1,5	0	32	6,3	demo	demo	
p - průhlednost bariéry (%) (0 % nejhustší porost, 100 % bez porostu)	25											
d - vzdálenost referenčního bodu od hrany komunikace (m)	58											
h - referenční hladina (m) (výška nad zemí)	1,5											
j - zastoupení jehličnanů (%) 0% čisté listnatý porost	0											
<input type="button" value="Přidat hromadně"/> <input type="button" value="Přidat záznam"/> <input type="button" value="Smazat záznam"/> <input type="button" value="Smazat vše"/> <input type="button" value="Přepočíst"/> <input type="button" value="Uložit výsledky"/>		<input type="button" value="Uložit celková vstupní data"/> <input type="button" value="Načíst celková vstupní data"/>										

Vstupy Výstupy

Při šířce vegetační bariéry 20 m, výšce stromu 3 m, propustností 25 % bylo dosaženo účinnosti bariéry: PM₇₅ 32 % a PM₁₀ 6,3 %.

Model D: Bez dřeviny – pouze pro znázornění hodnoty

ATEM Zelená bariéra - DEMOVERZE

Výpočty O aplikaci

Požření / Editace vstupních dat	Vstupní data (1)	Účinnost bariéry																				
W - šířka bariéry (m) <input type="text" value="20,0"/>	<table border="1"> <thead> <tr> <th>W</th> <th>H</th> <th>p</th> <th>d</th> <th>h</th> <th>j</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>20</td> <td>7</td> <td>75</td> <td>58</td> <td>1,5</td> <td>0</td> </tr> </tbody> </table>	W	H	p	d	h	j	20	7	75	58	1,5	0	<table border="1"> <thead> <tr> <th>PM75</th> <th>PM10</th> <th>PM2.5</th> <th>BaP</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>27,4</td> <td>2,7</td> <td>demo</td> <td>demo</td> </tr> </tbody> </table>	PM75	PM10	PM2.5	BaP	27,4	2,7	demo	demo
W	H	p	d	h	j																	
20	7	75	58	1,5	0																	
PM75	PM10	PM2.5	BaP																			
27,4	2,7	demo	demo																			
H - výška bariéry (m) <input type="text" value="7,0"/>																						
p - průhlednost bariéry (%) (0 % nejhustší porost, 100 % bez porostu) <input type="text" value="75"/>																						
d - vzdálenost referenčního bodu od hrany komunikace (m) <input type="text" value="58"/>																						
h - referenční hladina (m) (výška nad zemí) <input type="text" value="1,5"/>																						
j - zastoupení jehličnanů (%) 0% čistě listnatý porost <input type="text" value="0"/>																						

Při šířce vegetační bariéry 20 m, výšce stromu 7 m, propustností 75 % bylo dosaženo účinnosti bariéry: PM₇₅ 27,4 % a PM₁₀ 2,7 %.

Model E: Zahrnuje část komunikace osázené platanem javorolistým (*Platanus acerifolia*)

ATEM Zelená bariéra - DEMOVERZE

Výpočty O aplikaci

Požření / Editace vstupních dat	Vstupní data (1)	Účinnost bariéry																				
W - šířka bariéry (m) <input type="text" value="20,0"/>	<table border="1"> <thead> <tr> <th>W</th> <th>H</th> <th>p</th> <th>d</th> <th>h</th> <th>j</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>20</td> <td>7</td> <td>50</td> <td>58</td> <td>1,5</td> <td>0</td> </tr> </tbody> </table>	W	H	p	d	h	j	20	7	50	58	1,5	0	<table border="1"> <thead> <tr> <th>PM75</th> <th>PM10</th> <th>PM2.5</th> <th>BaP</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>55</td> <td>5,3</td> <td>demo</td> <td>demo</td> </tr> </tbody> </table>	PM75	PM10	PM2.5	BaP	55	5,3	demo	demo
W	H	p	d	h	j																	
20	7	50	58	1,5	0																	
PM75	PM10	PM2.5	BaP																			
55	5,3	demo	demo																			
H - výška bariéry (m) <input type="text" value="7,0"/>																						
p - průhlednost bariéry (%) (0 % nejhustší porost, 100 % bez porostu) <input type="text" value="50"/>																						
d - vzdálenost referenčního bodu od hrany komunikace (m) <input type="text" value="58"/>																						
h - referenční hladina (m) (výška nad zemí) <input type="text" value="1,5"/>																						
j - zastoupení jehličnanů (%) 0% čistě listnatý porost <input type="text" value="0"/>																						

Při šířce vegetační bariéry 20 m, výšce stromu 7 m, propustností 50 % bylo dosaženo účinnosti bariéry: PM₇₅ 55 % a PM₁₀ 5,3 %.

Model F: Zahrnuje část komunikace osázené lípou velkolistou (*Tilia platyphyllos*)

ATEM Zelená bariéra - DEMOVERZE

Výpočty O aplikaci

Pořízení / Editace vstupních dat		Vstupní data (1)						Účinnost bariéry			
W	H	p	d	h	j	PM75	PM10	PM2.5	BaP		
W - šířka bariéry (m)	20,0	20	7	25	58	1,5	0	69,7	8,1	demo	demo
H - výška bariéry (m)	7,0										
p - průhlednost bariéry (%) (0 % nejhustší porost, 100 % bez porostu)	25										
d - vzdálenost referenčního bodu od hrany komunikace (m)	58										
h - referenční hladina (m) (výška nad zemí)	1,5										
j - zastoupení jehličnanů (%) 0% čistě listnatý porost	0										
<input type="button" value="Přidat hromadně"/> <input type="button" value="Přidat záznam"/> <input type="button" value="Smazat záznam"/> <input type="button" value="Smazat vše"/> <input type="button" value="Přeočíst"/> <input type="button" value="Uložit výsledky"/>		<input type="button" value="Uložit celková vstupní data"/> <input type="button" value="Načíst celková vstupní data"/>									

Vstupy Výstupy

Při šířce vegetační bariéry 20 m, výšce stromu 7 m, propustností 25 % bylo dosaženo účinnosti bariéry: PM₇₅ 69,7 % a PM₁₀ 8,1 %.

Model G: Zahrnuje část komunikace osázené platanem javorolistým (*Platanus acerifolia*)

ATEM Zelená bariéra - DEMOVERZE

Výpočty O aplikaci

Pořízení / Editace vstupních dat		Vstupní data (1)						Účinnost bariéry			
W	H	p	d	h	j	PM75	PM10	PM2.5	BaP		
W - šířka bariéry (m)	20,0	20	11	75	58	1,5	0	32,7	2	demo	demo
H - výška bariéry (m)	11,0										
p - průhlednost bariéry (%) (0 % nejhustší porost, 100 % bez porostu)	75										
d - vzdálenost referenčního bodu od hrany komunikace (m)	58										
h - referenční hladina (m) (výška nad zemí)	1,5										
j - zastoupení jehličnanů (%) 0% čistě listnatý porost	0										
<input type="button" value="Přidat hromadně"/> <input type="button" value="Přidat záznam"/> <input type="button" value="Smazat záznam"/> <input type="button" value="Smazat vše"/> <input type="button" value="Přeočíst"/> <input type="button" value="Uložit výsledky"/>		<input type="button" value="Uložit celková vstupní data"/> <input type="button" value="Načíst celková vstupní data"/>									

Vstupy Výstupy

Při šířce vegetační bariéry 20 m, výšce stromu 11 m, propustností 75 % bylo dosaženo účinnosti bariéry: PM₇₅ 32,7 % a PM₁₀ 2 %.

Model H: Zahrnuje část komunikace osazené jasanem ztepilým (*Fraxinus excelsior*)

ATEM Zelená bariéra - DEMOVERZE

Výpočty O aplikaci

Pořízení / Editace vstupních dat	Vstupní data (1)							Účinnost bariéry			
	W	H	p	d	h	j	PM75	PM10	PM2.5	BaP	
W - šířka bariéry (m)	20,0	11	50	58	1,5	0	65,6	3,9	demo	demo	
H - výška bariéry (m)	11,0										
p - průhlednost bariéry (%) (0 % nejhustší porost, 100 % bez porostu)	50										
d - vzdálenost referenčního bodu od hrany komunikace (m)	58										
h - referenční hladina (m) (výška nad zemí)	1,5										
j - zastoupení jehličnanů (%) 0% čistě listnatý porost	0										

Vstupy ■ Výstupy ■

Při šířce vegetační bariéry 20 m, výšce stromu 11 m, propustností 50 % bylo dosaženo účinnosti bariéry: PM₇₅ 65,6 % a PM₁₀ 3,9 %.

Model I: Zahrnuje část komunikace osazené lípou velkolistou (*Tilia platyphyllos*)

ATEM Zelená bariéra - DEMOVERZE

Výpočty O aplikaci

Pořízení / Editace vstupních dat	Vstupní data (1)							Účinnost bariéry			
	W	H	p	d	h	j	PM75	PM10	PM2.5	BaP	
W - šířka bariéry (m)	20,0	11	25	58	1,5	0	83,2	5,9	demo	demo	
H - výška bariéry (m)	11,0										
p - průhlednost bariéry (%) (0 % nejhustší porost, 100 % bez porostu)	25										
d - vzdálenost referenčního bodu od hrany komunikace (m)	58										
h - referenční hladina (m) (výška nad zemí)	1,5										
j - zastoupení jehličnanů (%) 0% čistě listnatý porost	0										

Vstupy ■ Výstupy ■

Při šířce vegetační bariéry 20 m, výšce stromu 11 m, propustností 25 % bylo dosaženo účinnosti bariéry: PM₇₅ 83,2 % a PM₁₀ 5,9 %.

Model J: Jehličnaté stromy – tis červený (*Taxus baccata*)

ATEM Zelená bariéra - DEMOVERZE

Výpočty O aplikaci

Pořízení / Editace vstupních dat	Vstupní data (1)	Účinnost bariéry																				
W - šířka bariéry (m) <input type="text" value="20,0"/>	<table border="1"> <thead> <tr> <th>W</th> <th>H</th> <th>p</th> <th>d</th> <th>h</th> <th>j</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>20</td> <td>11</td> <td>75</td> <td>58</td> <td>1,5</td> <td>100</td> </tr> </tbody> </table>	W	H	p	d	h	j	20	11	75	58	1,5	100	<table border="1"> <thead> <tr> <th>PM75</th> <th>PM10</th> <th>PM2.5</th> <th>BaP</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>35,4</td> <td>7,9</td> <td>demo</td> <td>demo</td> </tr> </tbody> </table>	PM75	PM10	PM2.5	BaP	35,4	7,9	demo	demo
W	H	p	d	h	j																	
20	11	75	58	1,5	100																	
PM75	PM10	PM2.5	BaP																			
35,4	7,9	demo	demo																			
H - výška bariéry (m) <input type="text" value="11,0"/>																						
p - průhlednost bariéry (%) (0 % nejhustší porost, 100 % bez porostu) <input type="text" value="75"/>																						
d - vzdálenost referenčního bodu od hrany komunikace (m) <input type="text" value="58"/>																						
h - referenční hladina (m) (výška nad zemí) <input type="text" value="1,5"/>																						
j - zastoupení jehličnanů (%) 0% čisté listnatý porost <input type="text" value="100"/>																						

Vstupy Výstupy

Při šířce vegetační bariéry 20 m, výšce stromu 11 m, propustností 75 % bylo dosaženo účinnosti bariéry: PM₇₅ 35,4 % a PM₁₀ 7,9 %.

Model K: Jehličnaté stromy – smrk omorika (*Picea omorika*)

ATEM Zelená bariéra - DEMOVERZE

Výpočty O aplikaci

Pořízení / Editace vstupních dat	Vstupní data (1)	Účinnost bariéry																				
W - šířka bariéry (m) <input type="text" value="20,0"/>	<table border="1"> <thead> <tr> <th>W</th> <th>H</th> <th>p</th> <th>d</th> <th>h</th> <th>j</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>20</td> <td>11</td> <td>50</td> <td>58</td> <td>1,5</td> <td>100</td> </tr> </tbody> </table>	W	H	p	d	h	j	20	11	50	58	1,5	100	<table border="1"> <thead> <tr> <th>PM75</th> <th>PM10</th> <th>PM2.5</th> <th>BaP</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>71,1</td> <td>15,3</td> <td>demo</td> <td>demo</td> </tr> </tbody> </table>	PM75	PM10	PM2.5	BaP	71,1	15,3	demo	demo
W	H	p	d	h	j																	
20	11	50	58	1,5	100																	
PM75	PM10	PM2.5	BaP																			
71,1	15,3	demo	demo																			
H - výška bariéry (m) <input type="text" value="11,0"/>																						
p - průhlednost bariéry (%) (0 % nejhustší porost, 100 % bez porostu) <input type="text" value="50"/>																						
d - vzdálenost referenčního bodu od hrany komunikace (m) <input type="text" value="58"/>																						
h - referenční hladina (m) (výška nad zemí) <input type="text" value="1,5"/>																						
j - zastoupení jehličnanů (%) 0% čisté listnatý porost <input type="text" value="100"/>																						

Vstupy Výstupy

Při šířce vegetační bariéry 20 m, výšce stromu 11 m, propustností 50 % bylo dosaženo účinnosti bariéry: PM₇₅ 71,1 % a PM₁₀ 15,3 %.

Model L: Jehličnaté stromy – borovice černá (*Pinus nigra*)

ATEM Zelená bariéra - DEMOVERZE

Výpočty O aplikaci

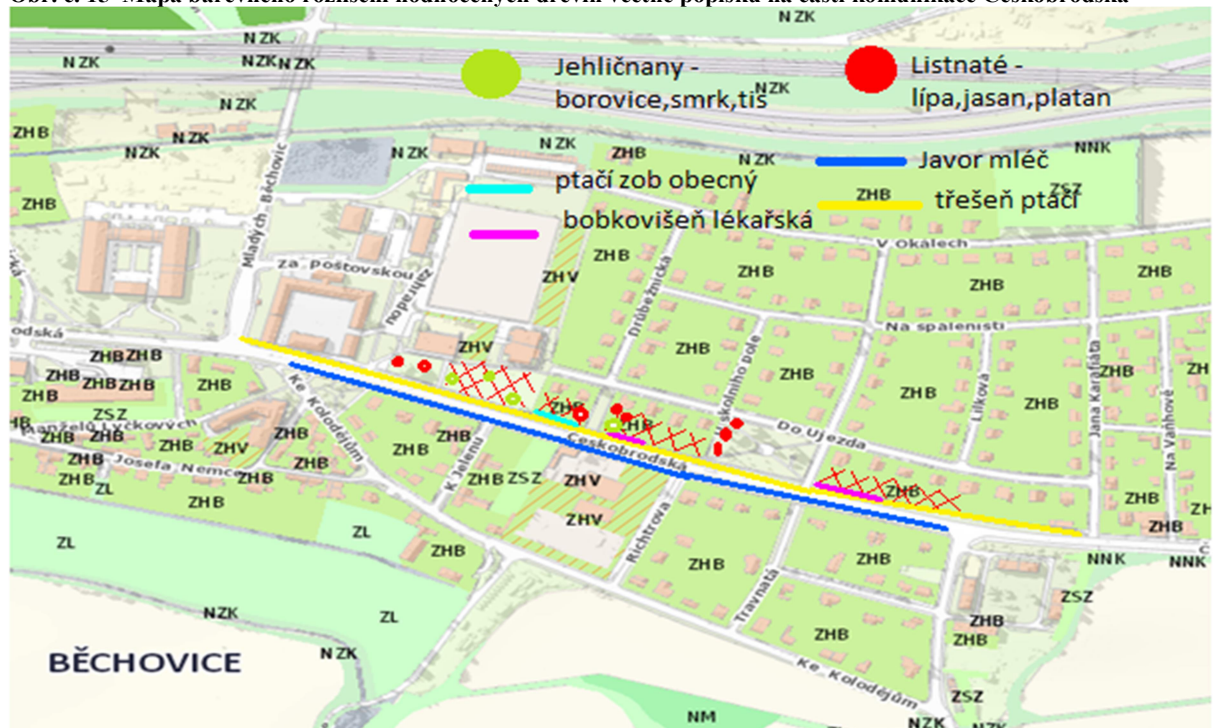
Pořízení / Editace vstupních dat	Vstupní data (1)	Účinnost bariéry
W - šířka bariéry (m)	20,0	PM75 90,1
H - výška bariéry (m)	11,0	PM10 23,3
p - průhlednost bariéry (%) (0 % nejhustší porost, 100 % bez porostu)	25	PM2.5 demo
d - vzdálenost referenčního bodu od hrany komunikace (m)	58	BaP demo
h - referenční hladina (m) (výška nad zemí)	1,5	
j - zastoupení jehličnanů (%) 0% čistě listnatý porost	100	

■ Vstupy ■ Výstupy

Při šířce vegetační bariéry 20 m, výšce stromu 11 m, propustností 25 % bylo dosaženo účinnosti bariéry: PM₇₅ 90,1 % a PM₁₀ 23,3 %.

Výstupem aplikace je účinnost bariéry, vyjádřená jako procentuální snížení imisního příspěvku komunikace v určitém místě – ve vzdálenosti d od komunikace.

Obr. č. 15 Mapa barevného rozlišení hodnocených dřevin včetně popisku na části komunikace Českobrodská



Tmavě modrá linka znázorňuje dřeviny zasazené do kontejnerů javorem mlíč. Žlutá linka představuje výsadbu třešně ptačí. Světle modrá linka zakresluje keře ptačího zobu obecného, fialová linka vávřimovce lékařského. Světle zelené tečky zobrazují nejvyšší jehličnany, borovici černou, smrk omorika a tis červený. Červená kolečka zachycují nejvyšší listnaté stromy, lípu velkolistou, platany javorolité a jasan ztepilý. Šrafované části na plánu znázorňují zbývající dřeviny. Platany javorolité, lípy velkolisté a dřeviny, které jsou umístěny na pozemcích přilehlých rodinných domů.

V našem případě byla použita demoverze aplikace Zelená bariéra, která má omezené vstupní data. Tyto výstupy budou brány jako orientační.

Za účelem měření byl použit laserový dálkoměr Makita LD060P.

Výstupem nasimulovaných modelových výpočtů je účinnost bariéry, vyjádřená jako procentuální snížení imisního příspěvku komunikace v určitém místě, ve vzdálenosti d od komunikace. V našem případě je bod d umístěn 58 metrů kolmo od komunikace pro všechny dřeviny.

Nomenklatura byla sjednocena dle Klíče ke květeně ČR.

Z demonstrováných modelových výpočtů vplynuly tyto závěry:

Tabulka č. 2 Modelové výpočty redukce prašnosti vegetačními bariérami

Výška H	Model	Hustota pokryvu 0 % nej hustší porost	PM ₇₅ %	PM ₁₀ %	Dřevina	Listy	Počet kusů
Listnaté dřeviny							
3	A	75	12,6	2,1	třešeň ptačí	hladké	103
3	B	50	32,1	1,5	javor mleč	hladké	88
3	C	25	32	6,3	vavřínovec lékařský	kožovité, hladké	Pás 2x15m
7	D	75	27,4	2,7	bez dřeviny	lysé, mírně chlupaté	0
7	E	50	55	5,3	platan javorolistý	chlupaté	15
7	F	25	69,7	8,1	lípa velkolistá	chlupaté	5
11	G	75	32,7	2	platan javorolistý	hladké	2
11	H	50	65,6	3,9	jasan ztepilý	hladké	2
11	I	25	83,2	5,9	lípa velkolistá	chlupaté	3
Jehličnaté dřeviny							
11	J	75	35,4	7,9	tis červený	jehlice	1
11	K	50	71,1	15,3	smrk omorika	jehlice	3
11	L	25	90,1	23,3	borovice černá	jehlice	2

Z tabulky je zřejmé, že mezi jednotlivými druhy dřevin jsou výrazné rozdíly. Záleží tudíž na druhu dřeviny, hustotě bariéry i výšce. V tomto případě byla dosazena za hodnotu bariéry hustota koruny. Podle hodnot bylo zjištěno, že nejvyšší schopnost záchytu celkového prachu mají jehličnany oproti stejně vysokým listnatým stromům. V tomto případě se jedná o borovici černou vysokou 11 metrů s hodnotami frakcí PM₇₅ 90,1 % a PM₁₀ 23,3 %.

Na poměr výška/frakce PM₇₅ vychází z tabulky nejlépe strom listnatý s výškou 7 metrů, jedná se o lípu velkolistou s hodnotou frakce PM₇₅ 69,7 %.

Na poměr výška/frakce PM₁₀ opět vychází nejlépe jehličnan, a to borovice černá s hodnotou frakce PM₁₀ 23,3 %.

7. Diskuze

Městská zeleň a tím i městská prostředí jsou značně stresována nejen přeurbanizovanou zástavbou jako nedostatkem půdního pokryvu, nedostatkem vody, vysokými teplotami a s tím související ztráta cenných původních ekosystémů tak i antropogenním znečištěním atmosféry, především automobilovou dopravou a jejími výfukovými plyny.

Vegetační bariéry podél komunikací s protiprašnou funkcí budou tak eliminovat tento zdroj znečištění a jeho důsledky a tím přispějí ke zlepšení obyvatelnosti a k hygienické úrovni městského, ale i venkovského území.

Mnoho terénních studií sledující záchyt prachu na konkrétních dřevinách se shoduje na poznatku, že je velmi obtížné srovnávat výsledky z důvodu výrazného ovlivnění místními podmínkami, zvláště pak meteorologickou situací. Účinnost záchytu částic v první řadě významně závisí na rychlosti větru při průchodu vzduchu vegetačním pásmem (Bitog et al., 2012). Menke et al., (2008), Dufková et al., (2006), Středa et al. (2007) konstatují, že snížení rychlosti proudění vzduchu za stromořadím se projevuje až do vzdálenosti dvacetinásobku jeho výšky.

Beckett et al., (2000), Freer-Smith et al. (2003), Räsänen et al. (2013) vytvořili studie sledující výhradně záchyt prachu na různých druzích dřevin na základě měření ve větrných tunelech za přesně definovaných podmínek. Tyto studie pak určily, které běžně se vyskytující dřeviny v ČR mají pro záchyt prachu poměrně nízkou hodnotu. Jsou to javor, jasan, lípa, olše a topol. Dále vyšší hodnotu zaujímají bříza pýřitá a jeřáb a následují stromy s nejvyšší hodnotou, a to jsou jehličnany borovice a douglaska. Dochinger (1980), Dawe (2011) odhadují snížení prašnosti u listnatých stromů o 27 % a u jehličnanů o 38 %. Uvedený závěr byl potvrzen, neboť v monitorovaném území vykazala borovice černá vyšší účinnost na záchyt prachových částic než javor mlčč i lípa velkolistá.

Účinnost vegetačního pásu závisí nejen na celkovém zdravotním stavu dřeviny, ale i na vlastnostech jednotlivých druhů. V monitorovaném úseku se uskutečnila výsadba v roce 2013, ale v kontejnerech se stromy platanu neuchytily a musely být přesazeny v roce 2016 javorem mlčč. Větší záchyt vykazují dřeviny s listy se specifickým povrchem jako chlupaté, lepkavé a rýhované oproti listům hladkým a kožnatým. Dawe (2011) konstatuje, že mladé stromy jsou stejně účinné jako stromy velké s větším povrchem listů. Druhá skladba vegetačních bariér by měla být volena dle požadavků lokality a v našem případě javor mlčč není ideální pro záchyt prachu, za to lípa velkolistá a borovice černá spadají do okruhu stromů s vyšší a vysokou schopností záchytu suspendovaných částic.

Cowherd et al. (2005) popisuje, že pokud není dostatek prostoru pro výsadbu stromů vzhledem k požadavkům na minimální vzdálenost stromů od komunikace, je možné vysadit pásy nižších keřů, které účinně brzdí přízemní proudění a tím vytvářejí vhodné podmínky pro depozici prachu na listech navazujících dřevin. Ve vybrané lokalitě jsou po obou stranách komunikace vysázeny keře, na straně jedné v kontejnerech (vajgélie, tavolníky), na straně druhé (ptačí zob obecný, bobkovišeň lékařská) do půdního pokryvu. Chaulya et al. (2000) uvádí závislost výšky a šířky vegetačního pásu a konstatují, že zatímco s výškou stromů (v rozpětí 5 - 8 m) se účinnost zvyšuje prakticky lineárně, u šířky zeleného pásu účinnost je pouze do 40 metrů. Toto tvrzení nelze zcela potvrdit ani vyvrátit, zájmové území je zatím výsadbově mladé a šíře vegetačního pásu je maximálně 36 metrů.

Karel et al. (2016) upozorňují na nutnost optimální hustoty porostu, která souvisí s rozestupy jednotlivých stromů a jeho uspořádáním z důvodu maximálního zajištění účinnosti vegetační bariéry. Pokud jsou pásy tvořeny pouze vysokokmeny, dochází k vytváření turbulencí, které zamezují účinnému oddělování prachových částic. Proto je vhodné kombinovat stromy a keře, jako v zájmovém území, které tyto turbulence naruší a umožní separaci prachových částic.

8. Závěr

Tato bakalářská práce se zabývala antropogenním znečištěním a jeho vlivy na městskou zeleň v návaznosti na pozorování v in situ na vybraném území. Z práce vyplývají následující závěry:

- Antropogenní znečištění ovlivňuje všechny složky životního prostředí.
- Městská zeleň patří mezi nejdůležitější prvky ve městech, plní řadu důležitých funkcí a přináší množství ekosystémových služeb.
- Mezi nejdůležitější funkce městské vegetace patří hygienická, kam náleží vyrovnávání teplotních extrémů, zvýšení vlhkosti ovzduší, zachycování prachu a škodlivin z ovzduší.
- Definice konceptu fyziologie městské zeleně představuje podrobnou analýzu reakcí rostlin na městské podmínky. Jsou to reakce rostlin jako tolerance, rozsah a mechanismy krátkodobé a dlouhodobé adaptace na urbanizovaná prostředí.
- K důležitým parametrům pro plánování, strategii a rozvoj městské vegetace v rostoucí urbanizaci patří dostatek půdního prostoru, vodní režim půdy, vhodné stanoviště.
- Popis přechodových zón mezi tepelným ostrovem města a jeho okolní krajinou pro nás představuje novou příležitost, výzvu seznámit se a pochopit proces určování vlivu urbánního prostředí na přírodní ekosystémy.
- Adaptace rostlin čelit nejrůznějším stresovým faktorům.
- Obranné reakce rostlin jsou jen další ukázkou schopností vegetace, zvláště pak reakce na antropogenní znečištění ovzduší, ze kterého fotochemickou reakcí vznikají přízemní ozon, oxid siřičitý, oxidy dusíku i oxid uhelnatý a další polutanty.
- Příklad průběhu stresové reakce rostliny po invazi přízemního ozónu do struktury listu a zároveň obranný mechanismus, jakým způsobem tomuto průniku rostlina vzdoruje.

I. Cíl: Monitoring – sledování vlivu antropogenního znečištění v in situ

- Studium a sledování vlivu antropogenního znečištění v in situ v podobě nasimulovaných modelových výpočtů za pomoci aplikace SW Zelená bariéra demonstruje schopnost účinku vegetační bariéry k záchytu suspendovaných částic. Tím byla potvrzena nejdůležitější funkce městské vegetace a tou je funkce hygienická, protiprašná.
- Za velmi podstatnou se považuje důležitost výběru vhodné městské zeleně a specifických genotypů. Městská vegetace, která bude mít způsobilost tolerovat mnohdy nepříznivé podmínky urbanizovaného prostředí bude upřednostněna před druhy původními.

9. Literatura

- Adams LW. 1994. Městské přírodní stanoviště. University of Minnesota Press. Minneapolis.
- Andreovský J. a Henelová V. 2013 ed. Příručka ochrany kvality ovzduší. Sdružení společností IREAS centrum, Praha. ISBN 9788086832777.
- Alves ES, Moura BB, Pedroso ANV, Tresmondi F and Machado, SR. 2016. Cellular markers indicative of ozone stress on bioindicator plants growing in a tropical environment. *Ecol. Indic.* **67**, 417–424.
- Attwell K. 2000. Urban land resources and urban planting-case studies from Denmark. *Landscape and Urban Planning.* **52** (2-3): 145-163.
- Atkinson, R. (2000). Atmosférická chemie VOC a NO_x. *Atmos. Environ.* 34, 2063–2101. doi: 10,016 / S1352-2310 (99) 00460-4.
- Atkinson R., Arey J. 2003. Troposférická chemie plynných fází biogenních těkavých organických sloučenin. *Atmos. Environ.* 37, 197-219. DOI: 10,016 / S1352-2310 (03) 00391-1.
- Atkinson R. 2007. Troposférická chemie organických sloučenin v plynné fázi. *Atmos. Environ.* 41, 200–240. DOI: 10,016 / j.atmosenv.2007.10,068.
- Balabánová P. 2000. Principy a pravidla územního plánování. Ústav územního rozvoje Praha. Available from <https://www.uur.cz/images/5-publikacni-cinnost-a-knihovna/internetove-prezentace/principy-a-pravidla-uzemniho-planovani/kapitolaC/C5-2013.pdf> (accessed June 2020)
- Bandy AR. 1995. The chemistry of the Atmosphere – Oxidants and Oxidation in the Earth's Atmosphere. Cambridge, UK, Royal Society of Chemistry.
- Beckett KP, Freer-Smith PH, Taylor G. 1998. Urban woodlands. Their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environ. Pollut.* **99**: 347–360.
- Beckett KP, Freer-Smith, P.H., Taylor, G., 1998. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environ. Pollut.* 99, 347–360. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00016-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00016-5)
- Beckett, KP, Freer-Smith, P. H., Taylor, G. 2000. Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed. *Global Change Biology* 6.
- Bitog JP et al. 2012. Numerical simulation study of a tree windbreak. *Biosystem Engineering* 111
- Blair RB. 2001. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the U.S. *MA.* 33–56.
- Blair RB Launer AE. 1997. Rozmanitost motýlů a využití lidské půdy: Druhy se shromažďují podél městského přechodu. *Biologická ochrana.* **80**: 113-125.

- Blanch JS, Sampedro L, Llusà J, Moreira X, Zas R, and Peñuelas J. 2012. Effects of phosphorus availability and genetic variation of leaf terpene content and emission rate in *Pinus pinaster* seedlings susceptible and resistant to the pine weevil, *Hylobius abietis*. *Plant Biol.* 14, 66–72. doi: 10.1111/j.1438-8677.2011.00492.x
- Braniš M. a Hůnová I, ed., 2009. *Atmosféra a klima: aktuální otázky ochrany ovzduší*. V Praze: Karolinum. ISBN 9788024615981.
- Brazel A, Selover N, Vose R, & Heisler G. 2000. The tale of two climates-Baltimore and Phoenix urban LTER sites. - *Climate Research* 15: 123–135.
- Bonn, B., von Schneidmesser, E., Butler, T., Churkina, G., Ehlers, C., Grote, R., a kol. (2018). Dopad vegetativních emisí na městský ozon a biogenní sekundární organický aerosol: Boxova modelová studie pro Berlín, Německo. *J. Clean. Prod.* 176, 827–841. doi: 10,016 / j.jclepro.2017.12.164
- Bulíř P. 1988. *Vegetační doprovody silnic: Aktuality Výzkumného a šlechtitelského ústavu okrasného zahradnictví v Průhonicích*. Praha-Průhonice Výzkumný a šlechtitelský ústav okrasného zahradnictví, Praha.
- Bulíř P. 2009. *Fenologie vybraných dřevin v zahradní a krajinářské tvorbě*. Lednice.
- Bussotti Filippo, Agati Giovanni, Desotgiu Rosanna, Matteini Paolo, and Tani Corrado. 2005. Ozone foliar symptoms in woody plant species assessed with ultrastructural and fluorescence analysis. *New Phytol.* 166, 941–955.
- Calatayud V, Cerveró J, Calvo E, García-Breijo FJ, Reig-Armiñana J, and Sanz MJ. 2011a. Responses of evergreen and deciduous *Quercus* species to enhanced ozone levels. *Environ. Pollut.* 159, 55–63.
- Carcó-Ramírez P, Zuria I 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landsc. Urban Plan.* 100: 213–222.
- Carreiro M, Song Y a Wu J (eds). 2008. *Ecology, planning, and management of urban forests: international perspectives*. New York: Springer, 467 p. ISBN 978-0-387-71424-0.
- Celesti-Grapow L, Pyšek P, Jarošík V, & Blasi C. 2006. Determinants of native and alien species richness in the urban flora of Rome. – *Diversity and Distributions* 12: 490–501.
- Cotrozzi L, Pellegrini E, Guidi L, Landi M, Lorenzini G, Massai R, Remorini D, Tonelli M, Trivellini A, Vernieri P, et al. 2017. Losing the Warning Signal: Drought Compromises the Cross-Talk of Signaling Molecules in *Quercus ilex* Exposed to Ozone. *Front. Plant Sci.* 8.
- Courtois, E. A., Paine, C. E., Blandinieres, P. A., Stien, D., Bessiere, J. M., Houel, E., et al. (2009). Diversity of the volatile organic compounds emitted by 55 species of tropical trees: a survey in French Guiana. *J. Chem. Ecol.* 35:1349. doi: 10.1007/s10886-009-9718-1.

- Cowherd Ch Jr, Muleski G. 2005. Development of a Removal Term for Dust Particle Disposition on Vegetation. Midwest Research Institute.
- ČSN 83 9001 (839001). 1999. Termín zeleně. Sadovnictví a krajinářství-Terminologie-Základní odborné termíny a definice. Český normalizační institut, Praha.
- Dai L, Li P, Shang B, Liu S, Yang A, Wang Y, and Feng Z. 2017. Differential responses of peach (*Prunus persica*) seedlings to elevated ozone are related with leaf mass per area, antioxidant enzymes activity rather than stomatal conductance. *Environ. Pollut.* **227**, 380–388
- Dawe GFM. c2011. Street trees and the urban environment. In: DOUGLAS, I. Handbook of urban ecology. New York: Routledge, s. 424-450. ISBN 9780415498135.
- Dickman CR. 1987. Fragmentace stanovišť a druhová rozmanitost obratlovců v městském prostředí. *Žurnál aplikované ekologie*. **24**: 337-351.
- Dufková J, Rožnovský J, Středa, T. 2006: Vliv větrolamů na proudění vzduchu. Sborník z konference Bioklimatológia a voda v krajine. Strečno, Slovensko
- Edmondson JL., Stott I, Davies ZG, Gaston KJ, Leake JR. 2016. Soil surface temperatures reveal moderation of the urban heat island effect by trees and shrubs. *Scientific Report*. No. 6, 33708. DOI: 10.1038/srep33708.
- EEA 2012. Sulphur dioxide SO₂ emissions (APE 001) (APE 001) - Assessment published Dec 2011 [online]. 2012-09-21 [cit. 2020-06-27]. Dostupný z: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/eea-32-sulphurdioxide-so2-emissions-1/assessment-1>
- EEA (2018a). Kvalita ovzduší v Evropě - zpráva 2018, zpráva EEA č. 12/2018, zprávy EEA. Evropská agentura pro životní prostředí, Kodaň.
- Calfapietra C, Pallozzi E, Lusini I, Velikova V. 2013. Modifikace emisí BVOC změnami atmosféry [CO₂] a znečištění ovzduší. In: Niinemets Ü., Monson R. (eds) *Biologie, kontroly a modely emisí těkavých organických sloučenin stromů*. Tree Physiology, sv. 5. Springer, Dordrecht.
- CerecedaBalic F, Kleist E, Prast H, Schlimper H, Engel H, Günther K. 2002. Description and evaluation of a sampling system for long-time monitoring of PAHs wet deposition. *Chemosphere* **49**, 331–340.
- Fidler M, Kolářová L., Holčapek M. 2007. Analýza antioxidantů v chmelu a pivu.
- Fidler M, Kolářová L. 2009. Analýza antioxidantů v chmelu a pivu.
- Finlayson-Pitts BJ, Pitts JN. 2000. Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere. Academic Press. San Diego.

- Freer-Smith PH, El-Khatib AA, Taylor G. 2003. Capture of particulate pollution by trees: A comparison of species typical of semi-arid areas (*ficus nitida* and *eucalyptus globulus*) with European and north American species. *Forest Research*
- Freer-Smith PH., Beckett KP., Taylor G. 2005. Deposition Velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* x *Trichocarpa* ‚Beaupre‘, *Pinus nigra* and *X Cupressocyparis leylandii* for Coarse, Fine and Ultra-Fine Particles in the Urban Environment. *Environmental Pollution*. **133** (1): 157–167.
- Ganguly P. 1998. Současné problémy životního prostředí a možnosti jejich řešení. VŠB-Technická univerzita, Ostrava. ISBN 8070785802.
- Gazdik Z, Krska B, Adam V, Saloun J, Pokorna T, Reznicek V, Horna A. and Kizek R. 2008. Electrochemical Determination of the Antioxidant Potential of Some Less Common Fruit Species, *Sensors* **8**: 7564-7570.
- Gilbert OL. 1989. *Ekologie městských stanovišť*. Londýn. Chapman a Hall Londýn.
- Gillner S, Vogt J, Tharang A, Dettmann S, Roloff A. 2015. Role of street trees in mitigating effects of heat and drought at highly sealed urban sites. *Landsc. Urban Plan.* **143**: 33–42.
- Grimm NB et al. 2008. The changing landscape: Ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Frontiers in Ecology and the Environment*. **6** (5): 264-272.
- Godefroid S. & Koedam N. 2007. Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. – *Landscape Ecology* **22**: 1227–1239.
- Goldstein EL, Hrubý M, DeGraaf RM. 1986. Chov ptáků a vegetace: Kvantitativní hodnocení. *Městská ekologie*. **9**: 377-385.
- Guenther AB, Jiang X, Heald CL, Sakulyanontvittaya T, Duhl T, Emmons LK, et al. 2012. Model emisí plynů a aerosolů z přírodní verze 2.1 (MEGAN2.1): rozšířený a aktualizovaný rámec pro modelování biogenních emisí. *Geosci. Modelka. Dev.* **5**, 1471–1492. doi: 10,5194 / gmd-5-1471-2012.
- Haase D, Neele L, Andersson E, Artmann M, Borgström S, Breuste J, Gomez-Baggethun, E, Gren A, Hamstead Z, Hansen R, et al. 2014. A Quantitative Review of Urban Ecosystem Service Assessments: Concepts, Models, and Implementation. *Ambio*, **43**, 413–433.
- Hasanuzzaman, M., Nahar, K., Alam, M., Roychowdhury, R. and Fujita, M., 2013. Physiological, biochemical, and molecular mechanisms of heat stress tolerance in plants. *International journal of molecular sciences* **14**(5): 9643-9684.
- Henderson SPB, Perkins NH, Nelischer M. 1998. Obytné alternativy trávníku: Studie jejich distribuce, formy a struktury. *Územní a urbanistické plánování*. **42**: 135-145.

- Herčík M. 2006. Životní prostředí. Základy environmentalistiky. Vysoká škola Báňská – Technická univerzita Ostrava, Ostrava. ISBN 8024810735.
- Hinds CW. 1999. Aerosol Technology. Properties, Behavior, and Measurement of Airborne particles. 2nd ed., John Wiley & Sons, New York, NY.
- Holoubek I, Bednář J, Fara M, Fiala J, Hovorka J, Hůnová I, Klán P, Kohoutek J, Komprda J, Leníček J, Skybová M, Vokounová Š, Závodský D. 2005. Troposférická chemie. Masarykova univerzita, Brno, Česká republika.
- Hůnová I, Janoušková S. 2004. Úvod do problematiky znečištění venkovního ovzduší. Karolinum, Praha. ISBN 8024607964.
- Chaulya SK, Chakraborty MK, Singh, RS 2000. Air pollution modelling for a proposed limestone quarry. Central Mining Research Institute.
- Chameides, WL, Lindsay, RW, Richardson, J., a Kiang, CS (1988). Role biogenních uhlovodíků v městském fotochemickém smogu: Atlanta jako případová studie. Science 241, 1473–1475. doi: 10.1126 / science.3420404.
- Chapin, FS Folke, C., Jansson, A, Rockström, J., Olsson, P., Carpenter, SR, Crépin, AS, Daily, G., Danell, K., Ebbesson, J. a Elmqvist, T ., 2011. Opětovné připojení k biosféře. Ambio , **40** (7): str. 719.
- Chen SS, a Jim CY. 2008b. The Urban Forest of Nanjing City: Key Characteristics and Management Assessment. In: CARREIRO, M., Y. SONG a J. WU (eds). Ecology, planning, and management of urban forests: international perspectives. Springer, New York. ISBN 9780387714240.
- Isaksen ISA, 2003. Ozone-Climate Interactions. Air Pollution Research Report, No 81. EC, Brussels.
- Jauhari VP. 1992: Agriculture, industry and the environment. Mittal Publications, India.
- Jim CY, Chen WY. 2008. Assessing the Ecosystem Service of Air Pollutant Removal by Urban Trees in uanzhou (China). Journal of Environmental Management. **88** (4): 665–676.
- Jebavý M. 2002. Zeleň malých měst. Zahrada park krajina. **6**: 23-25.
- Johnson MP. 2001. Environmental impacts of urban sprawl: A survey of the literature and proposed research agenda. Environment and Planning. **33** (4): 717-735.
- Johansson C, Norman M, Gidhagen L. 2006. Spatial & temporal variations of PM10 and particle number concentration in urban air. Environmental Monitoring Asses, DOI 10.1007/s10661- 006-9296-4.
- Kabisch N. et Haase D. 2013. Green spaces of European cities revisited for 1990–2006. Landscape and Urban Planning. **110**: 113-122.

- Kadono T, Tran D, Errakhi R, Hiramatsu T, Meimoun P, Briand J, IwayaInoue M, Kawano T, and Bouteau F. 2010. Increased Anion Channel Activity Is an Unavoidable Event in Ozone-Induced Programmed Cell Death. *PLOS ONE* **5**, e13373.
- Kampa M., Castanas E. 2008. Human health effects of air pollution. *Environmental Pollution* **151** (2):362–367.
- Karel et al. 2016. Metodika pro kvantifikaci efektu výsadeb na snížení koncentrací suspendovaných částic. Výsledek projektu TA ČR č. TD020357 – Optimalizace výsadeb dřevin pohlcujících prachové částice.
- Kavka B., Šindelářová J. 1978. Funkce zeleně v životním prostředí, SZN v Praze
- Kent P, Stevens RA, Zhang L. 1999. Urban plant ecology patterns and processes: a case study of the flora of the City of Plymouth, Devon, UK *Journal of Biogeography*. **26** (6): 1281-1298.
- Kettner R. 1948. Všeobecná geologie. Část III. Melantrich, Praha.
- Khallaf MK. 2011: The impact of air pollution on health, economy, environment and agricultural sources. Croatia: InTech.
- Kim KH a Pauleit S. 2007. Landscape character, biodiversity and land use planning: The case of Kwangju City Region, South Korea. *Land Use Policy* **24** (1): 264-274.
- Klápště P [idNES.cz/zpravodajstvi](https://www.idnes.cz/zpravodajstvi). 2019. Available from https://www.idnes.cz/zpravy/domaci/vedra-praha-mereni-mf-dnes-cesko-vysoke-teploty.A190726_141051_domaci_lesa (accessed July 2019).
- Kong F. a Nakagoshi N. 2006. Spatial-temporal gradient analysis of urban green spaces in Jinan, China. *Landscape and Urban Planning* **78** (3): 147-164.
- Kolařík J. 2005. Péče o dřeviny rostoucí mimo les. Vlašim: ČSOP Vlašim. Metodika (Český svaz ochránců přírody). ISBN 8086327361.
- Konijnendijk CK, Nilsson TB, Randrup a J. Schipperijn (Eds). 2005. *Urban Forests and Trees: A Reference Book*. Springer. ISBN 9783540251262.
- Kovář P. 2012. *Ekosystémová a krajinná ekologie*. Vyd. 2., přeprac. a dopl. Karolinum, Praha. ISBN 9788024620442.
- Kowarik, et al. 2005. *Wild Urban Woodlands. New Perspective for Urban Forestry*.
- Kowarik J. 1995. Role cizích druhů v městské flóře a vegetaci. Stránky. 85-103. v Pysek P Prach K Rejmánek M Přebrodit ODPOLEDNE, eds. *Invaze rostlin-obecné aspekty a zvláštní problémy*. SPB Academic. Amsterdam (Nizozemsko).

- Krause GHM, Jung KD, Prinz B. 1983. Neuere Untersuchungen zur Aufklärung immissionsbedingter Waldschäden. In: Saure Niederschläge. Acid precipitation. Ursachen und Wirkungen. Kolloquium Lindau 1983. Düsseldorf, Verein Deutscher Ingenieure Verlag: 257-266. VDI-Berichte 500.
- Krause GHM, Jung KD, Prinz B. 1985. Experimentelle Untersuchungen zur Aufklärung der neuartigen Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. In: Waldschäden. Einflussfaktoren und ihre Bewertung. Kolloquium Goslar. 18 bis 20 Juni 1985. Düsseldorf, Verein Deutscher Ingenieure Verlag: 627–656. VDI-Berichte 560.
- Krpeš V, Leugner J, Martinová J 2012. Strukturní analýza jehlic horského smrku s různou strategií růstu. Zprávy lesnického výzkumu **57** (4): 344-351.
- Kučera P. 2003. Subprojekt, Významné krajinné prvky, přírodní parky a ÚSES v urbanizovaném prostoru, část ÚSES v systému zeleně. VaV/660/1/02 Biosféra – SE, Strategie a metodická podpora údržby a rozvoje zeleně v urbanizovaném prostoru. Závěrečná zpráva 2002-2003.
- Lehmann I, Mathey J, Rößler S, Bräuer A, Goldberg V. 2014. Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services. Application to the analysis of micro-climatic effects. Ecological Indicators. **42**: 58–72.
- Levitt, J., 1980. Responses of Plants to Environmental Stress, Volume 1: Chilling, Freezing, and High Temperature Stresses. Academic Press.
- Lichtenthaler, Hartmut K. 1998. The stress concept in plants: an introduction. Annals of the New York Academy of Sciences **851**.1: 187-198.
- Mackin-Rogalska R, Pinowski J, Solon J, Wojcik Z. 1988. Změny vegetace, avifauny a drobných savců v příměstském prostředí. Polské ekologické studie **14**: 293-330.
- Macek T, Kotrba P, Svatoš A, Nováková M, Demnerová K, Macková M. 2008. Trends Biotechnol. **26**: 146.
- Majer JD. 1997. Obnovovací proces pomáhají bezobratlí: australská perspektiva. Stránky. 212-237. v Urbanska KM Webb NR Edwards PJ, eds. Obnova ekologie a udržitelný rozvoj. Cambridge University Press. Cambridge (Spojené království).
- Manion PD. 1981. Tree Disease Concepts. Pearson Education, Australia.
- Manousaki E. 2011. Kalogerakis N. Int. J. Phytorem **13**: 959.
- Marzluff JM. 2001. Celosvětová urbanizace a její účinky na ptáky. Stránky. 19-47. v Marzluff JM Bowman R Donnelly R eds. Vtáččí ekologie v urbanizovaném světě. Kluwer. Norwell.
- Matyssek, R., Wieser, G., Nunn, A.J., Kozovits, A.R., Reiter, I.M., Heerd, C., Winkler J.B., Baumgarten, M., Haberle, K.-H., Grams, T.E.F., Werner, H., Fabian, P., Havranek, W.M., 2004: Comparison between AOT40 and ozone uptake in forest trees of different species, age and site conditions. Atmospheric Environment **38**: 2271-2281.

- McAdam EL, Brodribb TJ, and McAdam, S.A.M. 2017. Does ozone increase ABA levels by non-enzymatic synthesis causing stomata to close? *Plant Cell Environ.* **40**, 741–747.
- McIntyre NE. 2000. Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America* **93**: 825–835.
- McKinney ML. 2002. Biodiversity Responses across a Gradient of Human Influence. *Tree* **6**.
- Medley KA, Kimberley STA, McDonnell MJ. 1995. Forest-Landscape Structure along Urban-to-Rural Gradient. *Forest Landscape Structure* **47**: 159-168.
- Menke P. et al. 2008. Bäume und Pflanzen lassen Städte atmen - Schwerpunkt – Feinstaub: Forum DIE GRÜNE STADT.
- Ministerstvo dopravy. 1997. Zákon č. 13/1997 Sb., o pozemních komunikacích, ve znění pozdějších předpisů Pages 1-10 in *Sbírka zákonů České republiky, částka 3/1997. Česká republika.*
- Ministerstvo pro místní rozvoj. 2017, Zákon č. 225/2017 Sb., kterým se mění zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), ve znění pozdějších předpisů, a další související předpisy. *Sbírka zákonů České republiky, částka 63/2006. Česká republika.*
- Ministerstvo životního prostředí. 1992. Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů Pages 1-10 in *Sbírka zákonů České republiky, částka 28/1992. Česká republika.*
- Ministerstvo životního prostředí. 2012. Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, ve znění pozdějších předpisů Pages 1-10 in *Sbírka zákonů České republiky, částka 69/2012. Česká republika.*
- Mittler, R., 2006. Abiotic stress, the field environment and stress combination. *Trends in plant science*, **11**(1): 15-19.
- Moldánová J. and Ljungström E. 2001. Sea Salt aerosol chemistry in coastal areas. *Journal of Geophysical Research* **106**: 1271-1296
- Moser A, Rötzer T, Pauleit S, Pretzsch H. 2015. Structure and ecosystem services of small-leaved lime (*Tilia cordata*) and black locust (*Robinia pseudoacacia*) in urban environments. *UrbanFor. UrbanGreen.* **14**: 1110–1121.
- Min MM. 2000. Comparison of phenological characteristics for several woody plants in urban climates. *Journal of Plant Biology*, **43** (1): 10-17.
- Musselman RC and Massman WJ. 1998. Ozone flux to vegetation and its relationship to plant response and ambient air quality standards. *Atmos. Environ* **33**: 65–73.
- Musselman RC and Minnick TJ. 2000. Nocturnal stomatal conductance and ambient air quality standards for ozone. *Atmos. Environ.* **34**: 719–733.

- Musilová L, Uhlík O, Macková M, Macek T. 2012. Chemické Listy **106**: 1029.
- Neiryneck, J., a Verstraeten, A. (2018). Variabilita rychlosti ukládání ozonu na smíšený příměstský mírný les. Přední. Environ. Sci. 6:82. doi: 10,3389 / fenvs.2018.00082.
- Niinemets Ü, A Monson RK. 2013. Biologie, kontroly a modely emisí těkavých organických sloučenin stromů. Dordrecht: Springer.DOI: 10,1007 / 978-94-007-6606-8.
- Nowak DJ, Crane DE, Jack CS. 2006. Air pollution removal by urban trees in the United States. Urban For. Urban Green. **4**: 115–123.
- Nowak DJ, Crane DE. 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. Environ. Pollut. **116**: 381–383.
- Nunn, A.J.m Wieser, G., Metzger, U., Löw, M., Wipfler, P., Häberle, K.H., Matyssek, R., 2007: Exemplifying whole-plant ozone uptake in adult forest trees of contrasting species and site conditions. Environmental Pollution 146, 629-639.
- Pavlikova D, Macek T, Mackova M, Szakova J, Balik J. 2004. Int. Biodeterior. Biodegrad. **54**: 233.
- Obroučka, K. 2003. Ochrana ovzduší 1, Zdroje a látky znečišťující ovzduší. Vysoká škola podnikání, a.s. v Ostravě, Ostrava.
- Oke TR. 1973. City Size and the Urban Heat Island. – Atmospheric Environmental Pergamon **7**: 769–779.
- Oke TR, Crowther JM. et al. 1989. The micrometeorology of the urban forest. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Serie B, Biological sciences. **324** (1223): 335-349.
- Oksanen E, Häikiö E, Sober J, and Karnosky DF. 2004a. Ozone-induced H₂O₂ accumulation in field-grown aspen and birch is linked to foliar ultrastructure and peroxisomal activity. New Phytol. **161**: 791–799.
- Pauleit S a Duhme F. 2000. Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. Landscape and Urban Planning. **52** (1): 1-20.
- Pääkkönen, E., Metsärinne, S., Holopainen, T., and Kärenlampi, L. (1996). The ozone sensitivity of birch (*Betula pendula*) in relation to the developmental stage of leaves. New Phytol. 132, 145–154.
- Pellegrini E, Francini A, Lorenzini G, and Nali C. 2015a. Ecophysiological and antioxidant traits of *Salvia officinalis* under ozone stress. Environ. Sci. Pollut. Res. **22**: 13083–13093.
- Pellegrini E, Francini A, Lorenzini G, and Nali C. 2015b. Ecophysiological and antioxidant traits of *Salvia officinalis* under ozone stress. Environ. Sci. Pollut. Res. **22**: 13083–13093

- Pickett STA, Cadenasso ML. 2001: Effect of Edge Structure on the Flux of Species into Forest Interiors. *Conservation Biology* **15** (1): 91-97.
- Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM, Nilon CH, Pouyat RV, Zipperer WC, & Costanza R 2001: Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic of Metropolitan Areas. – *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**: 127-157.
- Pokorný J. 2015 Hledáte bezporuchové klimatizační zařízení? <http://arnika.org/klimatizace>
- Pyšek P. 1998a. Alien and native species in central european urban floras: A quantitative comparison. – *Journal of Biogeography* **25**: 155–163.
- Pyšek P. & Pyšek A. 1991. Succession in urban habitats: an analysis of phytosociological data. – *Preslia* **63**: 125–138.
- Räsänen JV, Holopainen T, Joutsensaari J, Ndam C, Pasanen P, Rinnan A, Kivimäenpää M. 2013. Effects of species-specific leaf characteristics and reduced water availability on fine particle capture efficiency of trees. *Environmental Pollution* **183**.
- Rehfuess K. E., Bosch CH. R. 1986. Experimentelle Untersuchungen zur Erkrankung der Fichte (*Picea abies* [L.] KARST.) aufsauren Böden der Hochlagen: Arbeitshypothese und Versuchsplan. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **105**: 201-206.
- Ren C, Ng EYY, Katzschner L. 2011. Urban Climatic Map Studies: A Review. *International Journal of Climatology* **31** (15): 2213–2233.
- Ristovski ZD, Miljevic B, Surawski NC, Morawska L, Fong KM, Goh F, Yang IA. 2012. Respiratory health effects of diesel particulate matter, *Respirology* **17** (2): 201–212.
- Roy, S et al. 2012. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry & Urban Greening*. **11** (4): 351-363.
- Rózová Z, Hečková Z, Jenisová Z. et al. 2013. Enviromentálne aspekty urbanizovaného prostredia. *Fakulta prírodných vied UFK v Nitre, Nitra. Prírodovedec č. 534*. 1. vydání. 390 stran. ISBN 9788055803883.
- Ruetze M., Schmitt U., Liese W., Küppers K. 1988. Histologische Untersuchungen an Fichtennadeln (*Picea abies* L. Karst.) nach Begasung mit SO₂, O₃ und NO₂. *Allgemeine Forst-und Jagdzeitung* **159** (9-10): 195-203.
- Sanders RA. 1986. Urban vegetation impacts on the hydrology of Dayton, Ohio. *Urban Ecol.* **9**: 361–376.
- Salačová L, Faltusová Z, Ovesná, J. 2015. Jaké mechanismy využívají rostliny pro obranu proti houbovým patogenům. *Chemické listy*, **109**.8: 613-618.
- Seinfeld JH and Pandis S, N. 1998. *Atmospheric Physics and Chemistry: From air pollution to climate change*. J. Wiley&Sons, Inc. New York.

- Singh ON, Fabian P. 2003. Atmospheric Ozone: a Millennium Issue, EGU Special Publication Series 1. Copernicus, Berlin.
- Sharkey TD, Wiberley AE, Donohue AR. 2008. Isoprene emission from plants: why and how. *Ann Bot.* **101**(1):5–18.
- Shao HB, Chu LY, Lu ZH and Kang CM. 2008. Primary antioxidant free radical scavenging and redox signaling pathways in higher plant cells, *International Journal of Biological Sciences* **4** 8-14
- Shugart HH, Anderson SH, Pramen RH. 1975. Dominantní vzorce populací ptáků východních listnatých lesních ptáků. Sborník ze symposia o hospodaření s lesy a stanovišti pro ptáky nongamové. **2**: 90-95.
- Scholz T, Hof A, Schmitt, T. 2018. Cooling effects and regulating ecosystem services provided by urban trees—novel analysis approaches using urban tree cadastre data. *Sustainability* **10** (3): 712.
- Statistická ročenka. 2018. Celkové emise hlavních znečišťujících látek v členění podle kategorií zdrojů, 2008–2018. ISBN 9788087770818
Periodická publikace Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2018
- Schnoor JL, Licht LA, McCutcheon SC, Wolfe NL, Carreira LH. 1995. *Environ. Sci. Technol.* **29**: 318.
- Schwerdtfeger F. 1970. Die Waldkrankheiten. 3.vyd. Hamburg-Berlín.
- Sojková E. et al. 2006. Ochrana, obnova a rozvoj zeleně malých měst: Protection, regeneration and development of the greenery in small towns. *Acta Pruhonica* 85, VÚKOZ Průhonice, Praha. ISBN 8085116499.
- Soudek P., Petrová Š., Benešová D., Kotyza J., Vaněk T. 2008. *Chemické Listy* **102**: 346.
- Sochor J, Ryvolova M, Krystofova O, Salas P, Hubalek P, Adam V, Trnkova L, Havel L., Beklova M, Zehnaek J, Provaznik I and Kizek R. 2010. Fully Automated Spectrometric Protocols for Determination of Antioxidant Activity: Advantages and Disadvantages, *Molecules* **15**: 8618-8640.
- Stolina M., a kol. 1985. Ochrana lesa. Příroda, Bratislava.
- Strohbach MW, Haase D. 2012. Above-ground carbon storage by urban trees in Leipzig, Germany: Analysis of patterns in a European city. *Landsc. Urban Plan.* **104**: 95–104.
- Strohbach MW, Lerman SB, Warren PS. 2013. Are small greening areas enhancing bird diversity? Insights from community-driven greening projects in Boston. *Landsc. Urban Plan.* **114**: 69–79.
- Suchara I. 1995. Funkce uličních stromořadí. Společnost pro zahradní a krajinářskou tvorbu, Praha.

- Suchara I. 1977. Bioklimatické funkce zeleně. VÚOZ Průhonice, Praha.
- Sullivan RC and Prather KA. 2005. Recent Advances in Our Understanding of Atmospheric Chemistry and Climate Made Possible by On-Line Aerosol Analysis Instrumentation. *Anal. Chem.* **77** (12): 3861-3886.
- Sukopp H Werner P. 1982. Příroda ve městech. Evropská rada. Štrasburk (Francie).
- Sukopp H. & Werner P. 1983. Urban environments and vegetation. In Holzner W., Werger M.J.A., & Ikusima I. (ed.), *Man's impact on vegetation*, s. 247–260. – Dr. W. Junk Publishers, The Hague/Boston/London.
- Sukopp H. & Wurzel A. 2003. The effects of climate change on the vegetation of central European cities. – *Urban Habitats* **1**: 66–86.
- Supuka J. 2013. Klasifikácia plôch zelene v sídlach, ich obsah a hodnotové znaky podľa diferencovaných funkcií = Classification of green areas in settlements, their content and value marks according to different functions. In: *Dreviny vo verejnej zeleni: zborník z vedeckej konferencie s medzinárodnou účasťou: venovaný životnému jubileu významných osobností slovenskej fytopatológie doc. Ing. Gabriele Juhásovej, CSc. a Ing. Antonovi Janitorovi, PhD., Ústav ekológie lesa SAV, Nitra*. ISBN 9788089408160.
- Swanwick, C, Dunnett N. a Woolley H. 2003. Nature, role and value of green space in towns and cities: An overview. *Built Environment*. **29** (2): p. 94-106.
- Szujecki A, 1980 *Ekologia owadów leśnych*. Warszawa.
- Šimek P. 2014. Management městské zeleně. Rukopis (nepublikováno).
- Šimek P. 2001. Městská zeleň. In: ŠRYTR, P. *Městské inženýrství: 2. 1. vyd.* Academia, Praha. ISBN 80200044082.
- Šimek P. 2002a. Vegetační prvky, udržovací péče a systém zeleně sídla. Lednice.
- Šimek P. 2010a. Východiska pro posuzování úrovně údržby zeleně v systémech zeleně sídel. *Acta horticultrae et regioteecturae*. **13** (Mimoriadne-Special): 42-46.
- Šerá, B., 2015. The positive impact of greenery on the housing estates users. *Životné prostredie*. **49** (2): 100–105.
- Takashi M, Higaki A, Nohno M, Kamada M, Okamura Y, Matsiu K, Kitani S, Morikawa H. 2005. Differential assimilation of nitrogen dioxide by 70 taxa of roadside trees at an urban pollution level. *Chemosphere* **61**: 633–639.
- Thaiutsa B. et al. 2008. Urban green space, street tree and heritage large tree assessment in Bangkok, Thailand. *Urban Forestry & Urban Greening*. **7** (3): 219-229.
- Torsethaugen G, Pell EJ, and Assmann SM. 1999. Ozone inhibits guard cell K⁺ channels implicated in stomatal opening. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **96**, 13577–13582.

- Trowbridge AM a Stoy, PC 2013. Rostlina zprostředkovaná BVOC, herbivore interakce, Biologie, kontroly a modely těkavých organických látek Složené emise. Niinemets a RK Monson (Dordrecht:Springer), 21–46.
- Tukey H.B. 1970. The leaching of substances from plants. *Annual Review of Plant Physiology*, **21**: 305-324.
- Uhlík O, Strejček M, Hroudová M, Demnerová K, Macek T. 2013. *Chemické Listy* **107**: 614.
- Uhlířová H, Hůnová I, Novotný R, Lomský B, Horálek J. 2003. Oxidační stres v podmínkách horských smrčín. *Zprávy lesnického výzkumu* **48**: 200-205.
- Vaultier MN, and Jolivet Y. 2015. Ozone sensing and early signaling in plants: An outline from the cloud. *Environ. Exp. Bot.* **114**: 144–152.
- Vollenweider P, Günthardt-Goerg, MS. 2006: Diagnosis of abiotic and biotic stress factors using the visible symptoms in foliage. *Environmental Pollution* **140**: 562-571.
- Vorel I., Balabánová P. and Kyselka I. 2006. Pravidla územního plánování. ÚUR. Available from: <http://www.uur.cz> (accessed Juny 2020).
- Wang HF, Qureshi S, Qureshi BA, Qiu JX, Friedman CR, Breuste J, & Wang XK. 2016. A multivariate analysis integrating ecological, socioeconomic and physical characteristics to investigate urban forest cover and plant diversity in Beijing, China. – *Ecological Indicators* **60**: 921–929.
- Wieser G, Häsler R, Götz B, Koch W, Havranek WM. 2000. Role of climate, crown position, tree age and altitude in calculated ozone flux into needles of *Picea abies* and *Pinus cembra*: a synthesis. *Environmental Pollution* **109**: 415-422.
- Williams J, de Reus M, Krejci R, Fischer H, Ström J. 2002. Application of the variability-size relationship to atmospheric aerosol studies: estimating aerosol lifetimes and ages. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* **2**: 43-74.
- Wuebbles DJ, DW Fahey, KA Hibbard, B. DeAngelo, S. Doherty, K. Hayhoe, R. Horton, JP Kossin, PC Taylor, AM Waple a CP Weaver, 2017: Shrnutí. In: *Climate Science Special Report: Čtvrté národní hodnocení klimatu, svazek I.*
- Whitney GG. 1985. Kvantitativní analýza společenstev rostlin a rostlin reprezentativního středozápadního amerického města. *Městská ekologie*. **9**: 143-160.
- WHO 2000. *Air Quality Guidance for Europe, Second Edition.* Ženeva.
- WHO 2006. Pokyny WHO pro kvalitu ovzduší pro částice, ozon, oxid dusičitý a oxid siřičitý: Globální aktualizace 2005: Shrnutí hodnocení rizik (č. WHO / SDE / PHE / OEH / 06.02). Světová zdravotnická organizace, Ženeva..
- WOJTASZEK, P., 1997. Oxidative burst: an early plant response to pathogen infection. *Biochemical Journal* **322**(3):681-692.

- Yang N, Wang X, Zheng F, and Chen Y. 2017b. The response of marigold (*Tagetes erecta* Linn.) to ozone: impacts on plant growth and leaf physiology. *Ecotoxicology* **26**, 151–164.
- Yi H, Crowley DE. 2007. *Environ. Sci. Technol.* **41**: 4382.
- Young RF. 2010. Managing municipal green space for ecosystem services. *Urban Forestry & Urban Greening*. **9** (4): 313-321. ISSN 1618-8667.
- You W, Li X, Liu J, Li Y, Xiaohan Y, Deng B, Wan T, Zhang G, Huang Y, He W, Hua W, Shao L, Li W, Yang S. 2006. Characterization of PM_{2.5} in the ambient air of 73 Shanghai city by analyzing individual particles. *Science of the Total Environment* **368**, 916-925.
- Xiao Q, McPherson EG, Simpson JR, Ustin SL. 1998. Rainfall interception by Sacramento's urban forest. *J. Arboric.* **24**: 235–244.
- Zhou X a Y-Ch. Wang. 2011. Spatial-temporal dynamics of urban green space in response to rapid urbanization and greening policies. *Landscape and Urban Planning*. **100** (3): 268-277.
- Zhou P. 2018. *Zdroje, propady a transformace BVOC a aerosolů v boreální vrstvě lesa*. Helsingin yliopisto, Helsinki. ISBN 9789527276020.
- Zhongkui L, Osbert S, Quansheng G, Wenting X, Zheng J. 2007. Phenological responses of plants to climate change in an urban environment. *Ecological Research*. No. 22, Vol. 3. s. 507-514. DOI 10.1007/s11284-006-0044-6.

10. Samostatné přílohy

Příloha 1 : Stanovištní charakteristiky vybraných taxonů dřevin

Název: český / latinský	zasolení	městske prostředí			na půdu nenáročné		suché půdy	vlhké půdy	tolerance ke stínu	větrná stanoviště	exot(E)/domácí(D)
		vápnitá půda	kyselá půda	jílovité půdy							
Borovice černá (<i>Pinus nigra</i>)	2	2	2	2			2			2	E
Borovice kleč (<i>Pinus mugo</i>)	2	2	2	2			2			2	D
Čičmíšík stromovitý (<i>Caragana arborescens</i>)	2	1	1	3		2	1			2	E
Douglaska tisolistá (<i>Pseudotsuga mezesii</i>)				2	3					2	E
Jalovec viržinský (<i>Juniperus virginiana</i>)	2	2	2	2			2			2	E
Javor mléč (<i>Acer platanoides</i>)	2	2							2		D
Javor Babyka (<i>Acer campestre</i>)	2		2				2		2	2	D
Javor cukrový (<i>Acer saccharum</i>)	2	2						2	2		D
Jasan ztepilý (<i>Fraxinus excelsior</i> L)	2	2	2			2	2	2	2	2	D
Kalina tušalaj (<i>Viburnum lanatana</i>)	2	2	2		2		2		2	2	D
Kalina vrásčitolistá (<i>V. rhytidophyllum</i>)		2	2						2		E
Lípa velkolistá (<i>Tilia platyphyllos</i>)		2	2		2						D
Mahonie cesmínolistá (<i>M. aquifolium</i>)		2		2				2	2		E
Pámelník bílý (<i>Symphoricarpos albus</i>)	2	2	2			2	2		1	2	E
Růže mnohokvětá (<i>Rosa multiflora</i>)				2						2	E
Skalník (<i>C. dammeri</i> Stockholm)			2							2	E
Skalník Dielsův (<i>C. dielsiana</i>)			2				2			2	E
Smrk omorika syn. smrk Pančičův (<i>Picea omorica</i>)		3	2	2				2			E
Smrk pychlavý (<i>Picea pungens</i>)	2	2	2	2	2	2	2				
Tavolník Douglasův (<i>Spiraea douglasii</i>)			2							2	E
Tavolník van Houtteův (<i>Spiraea x vanhouttei</i>)		2	2								E
Tis - druhy		3	2	2	2			2	2	2	E/D
Zlatice prostřední (<i>Forsythia suspensa</i>)		3	2	2	2			2			E

Vysvětlivky:

- 1 - podmínky optimální, dřevina je snáší velmi dobře
- 2 - dřevina snáší podmínky dobře
- 3 - podmínky nejsou optimální, dřevina

