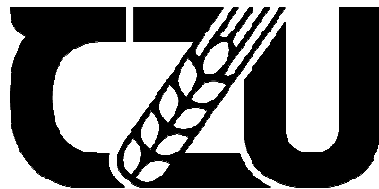


Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra botaniky a fyziologie rostlin



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

Vliv abiotických stresorů na životní prostředí a vegetaci v městských sídlech

Bakalářská práce

Autor práce: Markéta Novotná

Obor studia: Zahradnictví

Vedoucí práce: Ing. Helena Hniličková, Ph.D.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci „*Vliv abiotických stresorů na životní prostředí a vegetaci v městských sídlech*“ jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucí 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 autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne _____

Poděkování

Ráda bych na tomto místě poděkovala všem, kteří mi pomohli s realizací této bakalářské práce. Jsou to jmenovitě v abecedním pořadí:

doc. Ing. František Hnilička, Ph.D. – poskytnutí cenných rad a literatury,

Ing. Helena Hniličková, Ph.D. – vedení bakalářské práce,

Ing. Michal Holík – technická podpora, poskytnutí literatury,

Ing. mult. Bc. Petr Novotný, Ph.D. – poskytnutí literatury, připomínky k textu.

Vliv abiotických stresorů na životní prostředí a vegetaci v městských sídlech

Souhrn

Problematika stresu a jeho účinků na živé organismy je předmětem vědeckého výzkumu od počátku 20. století. Stres je fyziologický stav organismu, který je reakcí na výraznou zátěž, kdy se uplatňují obranné mechanismy umožňující přežití. Rostliny nejsou schopné aktivního pohybu. Proto jsou během svého života vystavovány neustálému působení stresových faktorů, které je mohou různým způsobem poškozovat. Stresory se obecně dělí na biotické a abiotické. Jejich charakter a intenzita se mění v závislosti na vnějších podmínkách prostředí. Odpovědí organismu na nepříznivý stav je stresová reakce. Stresové faktory se obvykle vyskytují v různých kombinacích, ve kterých se jejich účinky vzájemně ovlivňují.

Mezi abiotické faktory, které mají větší význam pro růst a vývoj vegetace v městském prostředí, patří zejména sluneční záření, teplota, vodní deficit a minerální výživa. Počátky urbánní zeleně souvisí v našich podmínkách se zakládáním měst v období středověku. K původnímu, čistě produkčnímu účelu, se během historického vývoje postupně přidávaly další funkce zeleně, estetická, společenská, relaxační, hygienická a ekologická.

Kontaminace složek životního prostředí nastává do jisté míry přirozenou cestou v průběhu přírodních procesů. Člověk však svou činností v oblasti industrializace, urbanizace, dopravy a zemědělství produkuje nadměrné množství znečišťujících látek, které příroda není schopna sama regulovat a dochází k akutnímu či chronickému poškozování ekosystémů. Stupeň znečištění městského prostředí souvisí s mírou urbanizace, populačním růstem, hustotou zástavby a intenzitou dopravní infrastruktury. Zvolením vhodného sortimentu a adaptací lze zmírnit negativní dopady stresorů na životaschopnost rostlin v městských výsadbách.

Klíčová slova: abiotický stres, růstové podmínky, městská zeleně, antropogenní znečištění, lidská sídla

The influence of abiotic stressors on the environment and vegetation in cities

Summary

The issue of stress and its effects on living organisms is the subject matter of scientific research since early 20th century. Stress is a physiological condition of the organism, which is a response to a significant burden, when defence mechanisms granting survival are asserted. Plants are not capable of the active movement. That is why they are during their life exposed to constant functioning of stress factors, which can damage them in different ways. Stressors in general are divided into biotic and abiotic. Their character and intensity alert depending on outside conditions of the environment. Response of the organism to unfavourable condition is a stress reaction. Stress factors usually appear in different combinations, in which their effects interact.

Abiotic factors, which are more important for growth and development of vegetation in city environment, include in particular: sunshine, temperature, water deficit and mineral nutrition. Origins of urban greenery in our conditions relate to founding of cities in medieval era. During the historical development, other functions of greenery were stepwise appended to the original, purely productive purpose: aesthetical, social, relaxing, hygienic, and ecologic.

Contamination of environmental components occurs to some extent by natural way during natural processes. However, a man by his action in region of industrialization, urbanization, transport, and agriculture produces excessive number of polluting substances, which the nature is unable to regulate on its own and acute or chronic damage to the ecosystems appears. Degree of pollution of the urban environment relates to the measure of urbanization, population growth, building density and transport infrastructure intensity. By choosing a suitable assortment and adaptations it is possible to moderate negative impacts of stressors on viability of plants in urban plantings.

Keywords: abiotic stress, plant growth conditions, urban vegetation, anthropogenic pollution, human settlements

Obsah

1	ÚVOD	7
2	CÍL PRÁCE	8
3	LITERÁRNÍ REŠERŠE	9
3.1	OBECNÉ POJETÍ STRESU.....	9
3.1.1	<i>Definice pojmu</i>	9
3.1.2	<i>Stresové faktory</i>	9
3.2	BIOTICKÉ STRESOVÉ FAKTORY.....	11
3.3	ABIOTICKÉ STRESOVÉ FAKTORY.....	12
3.3.1	<i>Sluneční záření (radiace)</i>	13
3.3.2	<i>Teplota</i>	14
3.3.3	<i>Vodní deficit</i>	15
3.3.4	<i>Minerální výživa</i>	16
3.4	MĚSTSKÁ ZELEŇ.....	18
3.4.1	<i>Vývoj zeleně</i>	18
3.4.2	<i>Charakteristika zeleně</i>	19
3.4.3	<i>Funkce zeleně</i>	20
3.5	ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ.....	21
3.6	ZNEČIŠTĚNÍ PŮDY.....	24
3.6.1	<i>Těžké kovy</i>	25
3.6.2	<i>Zasolení</i>	27
3.6.3	<i>Acidifikace a alkalizace</i>	28
3.7	ZNEČIŠTĚNÍ VODY.....	29
4	ZÁVĚR	32
5	LITERATURA	33

1 Úvod

S výrazy stres a stresová reakce se lze nejčastěji setkat v souvislosti s biologií a chováním živočichů a člověka. Výraz stres pochází z anglického originálu (stress), který znamená zátěž, tlak nebo napětí.

Problematikou stresu se začátkem 20. století začal zabývat americký fyziolog Walter B. Cannon, který při svém popisu reakce na ohrožení nazvané „útok nebo útěk“ (fight/flight) vycházel z teorie homeostáze (Cannon 1929), tedy snahy organismu udržovat své vnitřní prostředí v rovnováze. Pojem stres, ve smyslu nespecifické reakce organismu na jakoukoliv zátěž, zavedl ve třicátých letech 20. století kanadský fyziolog Hans Selye (Selye 1980). Díky pokusům na zvířatech popsal skupinu reakcí na nepříjemné podněty, které vykazovaly podobný charakter bez ohledu na původ stimulů a nazval je všeobecným adaptačním syndromem (GAS – General Adaptation Syndrome) (Večeřová-Procházková & Honzák 2008).

Koncept stresu na základě biologických reakcí popsal v sedmdesátých letech 20. století Levitt (1980). V jeho pojetí je biologický stres faktorem vnějšího prostředí, který může vyvolat škodlivý účinek ve vnitřním prostředí organismu. Tento účinek se označuje jako „strain“ a může být buď vratný („elastic strain“) nebo permanentní („plastic strain“) (Schulze et al. 2002).

Rostliny jsou díky svému přisedlému způsobu života vystaveny neustálému působení různých stresových faktorů, ať už přirozených nebo uměle vyvolaných např. zemědělskou činností nebo jinými antropogenními vlivy. Ty mohou vést k jejich poškození, narušení vývoje, snižování produktivity, příp. celkové destrukci. Ve specifickém městském prostředí se intenzita stresorů i díky lidské činnosti zvyšuje. Za účelem adaptace a rezistence vůči těmto dopadům proto rostliny vyvinuly různé obranné mechanismy a reakce na biochemické, fyziologické a molekulární úrovni.

Problematika stresu a jeho dopadů na živé organismy nabývá stále většího významu. S častějšími extrémními výkyvy počasí v rámci klimatických změn a s růstem lidské populace se intenzita stresových faktorů zvyšuje. Abiotické stresory významně ovlivňují rozšíření, růst a výnos plodin, stav přírodního prostředí, a tím i životní podmínky člověka. Jelikož se některé negativní účinky projevují s odstupem i několika let, je potřeba věnovat pozornost preventivním opatřením, příp. včasnými zásahy zmírnit nebo zcela zamezit nevratným škodám.

2 Cíl práce

Životní prostředí ve městech, resp. v lidských sídlech obecně, je ovlivňováno celou řadou abiotických i biotických stresových faktorů včetně činnosti člověka. Těmto faktorům a jejich převážně negativnímu působení jsou vystaveny abiogenní i biogenní složky prostředí. Součástí živé přírody je nepochybně i městská vegetace. Následkem stresových reakcí dochází nejen k fyzickému poškození rostlin, ale i k narušování estetických, sociálních a ekonomických funkcí zeleně.

Cílem práce bylo prostřednictvím zpracovaného literárního přehledu popsat vliv abiotických stresových faktorů, včetně antropogenního znečištění, na hlavní složky urbánního prostředí, tj. atmosféru, půdu, vodu a zhodnotit jejich dopad na fyziologický stav městské vegetace.

Získané poznatky lze využít pro plánování výsadeb v městském prostředí. Na základě zhodnocení stanovištních podmínek lze volbou vhodných taxonů, sadebního materiálu a jejich správným rozmístěním minimalizovat ztráty způsobené vlivem stresorů a snížit ekonomické náklady vynaložené na ošetřování a údržbu zeleně.

3 Literární rešerše

3.1 Obecné pojetí stresu

Rostliny jsou během svého vývoje a života vystavovány proměnlivým podmínkám vnějšího prostředí, které mohou působit na fyziologické funkce, jednotlivé orgány i rostliny jako celek. Problematika stresu u rostlin je ovlivňována též jejich výraznou mezidruhovou variabilitou a heterogenitou vnitřního prostředí, tzn. buněk a pletiv.

3.1.1 Definice pojmu

Stres může být definován jako fyziologický stav, který je reakcí na výraznou zátěž, kdy se uplatňují obranné mechanismy umožňující přežití. V širším slova smyslu se z hlediska biologie jedná o jakýkoliv faktor, který může mít nepříznivý efekt na jednotlivce, populaci nebo společenstvo. Jde o intenzivní tlak působící odklon od optimálních životních podmínek, který vyvolává změny fyziologických funkcí organismu. Tyto změny mohou být vratné i permanentní (Larcher 2003). V závislosti na intenzitě i délce působení stresu může docházet ke zpomalování životních funkcí, poškozování buněk i orgánů, v krajním případě nastává smrt. Mírný stres (do určité úrovně intenzity) může působit pozitivně a aktivovat fyziologickou aktivitu (eustres), stres vedoucí k poškození až destrukci je označován jako distres (Večeřová-Procházková & Honzák 2008).

Příznaky stresu zahrnují širokou škálu projevů, od nepatrných až po kritické. Rehman et al. (2005) je u rostlin dělí na:

- symptomy okem neviditelné, ale zjištěitelné (např. změna funkce biomembrány nebo enzymové aktivity),
- patrné příznaky na jednotlivých orgánech (např. nekrózy, chlorózy, jiné změny zbarvení),
- zpomalený růst, vývoj a reprodukce,
- změna obranné strategie vůči heterotrofním organismům,
- změny genotypů populací,
- změny druhové skladby společenstev.

3.1.2 Stresové faktory

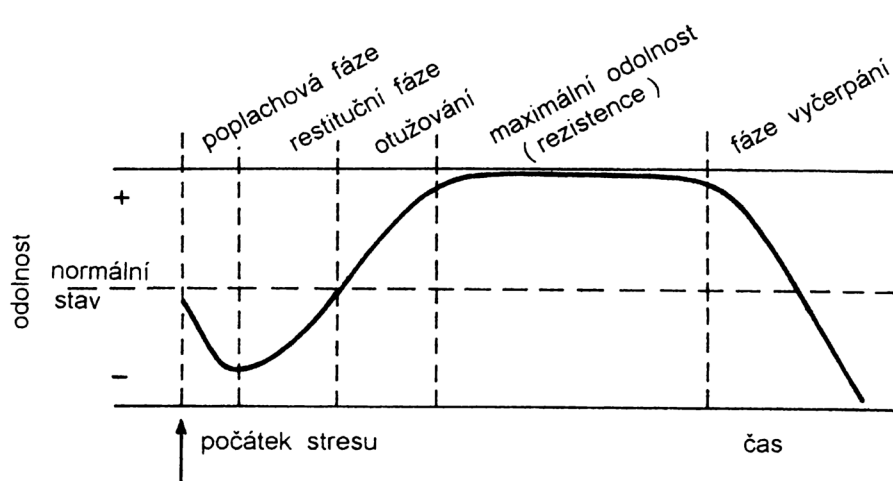
Vnější vlivy vyvolávající v organismu stres jsou označovány jako stresové faktory (stresory). Stresory jsou dvojího typu: biotické (biologické vlivy) a abiotické (faktory neživé přírody). Obě skupiny působí neoddělitelně. Je dokázáno, že abiotické faktory zvyšují náchylnost k biotickým a naopak (Kúdela et al. 2013).

Ve stresovém prostředí se obvykle nevyskytuje pouze jeden faktor, ale hned celý komplex faktorů ve vzájemných interakcích, které se často prolínají. Vzhledem k neustálé proměnlivosti vnějších podmínek se i charakter a intenzita stresorů mění v závislosti

na prostoru a čase. Mohou působit krátkodobě i dlouhodobě ve vysokých nebo nízkých koncentracích. Jejich vliv může být patrný v řádu několika sekund, hodin či dnů, příp. se projeví až za několik desítek let. Stejně tak i odolnost organismů vůči stresovým faktorům závisí na jejich růstové a vývojové fázi, velikosti, druhu, odrůdě apod.

Odpovědí organismu na nepříznivý stav, která se spustí pod vlivem stresorů, je tzv. stresová reakce. Ta probíhá ve čtyřech typických fázích (Larcher 2003):

- poplachová fáze, nastávající bezprostředně po účinku stresoru, kdy dojde k narušení buněčné struktury a životních funkcí,
- restituční fáze, snažící se pomocí kompenzačních mechanismů zvrátit účinky stresu a nastolit rovnováhu,
- fáze rezistence, zvyšující odolnost vůči působení stresorů,
- fáze vyčerpání, projevující se poklesem odolnosti a nastávající při dlouhodobém a intenzivním účinku stresoru (Obrázek 1).

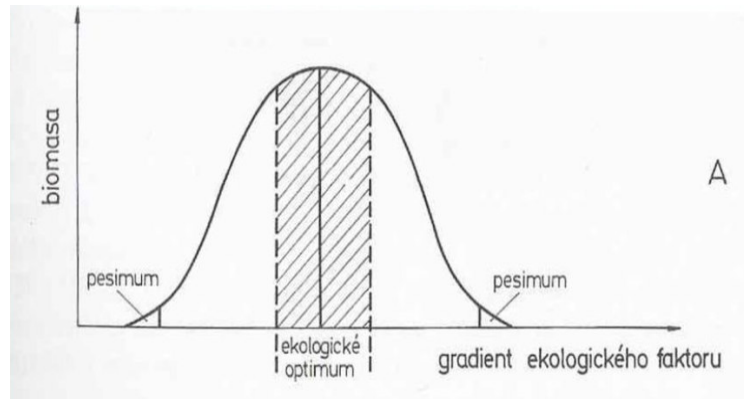


Obr. 1. Průběh stresové reakce (upraveno podle Larchera 2003)

Živé organismy jsou schopny přizpůsobit své morfologické, fyzikální a biochemické znaky tak, aby při vystavení zátěži zmírnily známky přetížení nebo mu zabránily. Schopnost vyhnout se stresu „stress avoidance“ (Levitt 1980) je převážně pasivního charakteru (např. zesílení kutikuly, impregnace buněčných stěn, systémy zadržování vody). Míru přizpůsobení se danému prostředí vyjadřuje adaptace. Geneticky podmíněná stabilní adaptace vzniká během vývoje mnoha generací přizpůsobením se určitým specifickým podmínkám. Nestabilní adaptace se objevuje během ontogeneze jedince a může se vlivem působení vnějších podmínek zvýšit nebo snížit. Aklimace je přechodné zvýšení odolnosti získané pod vlivem stresoru, např. uměle navozeného změnou daného faktoru prostředí (Kůdela et al. 2013).

Každý druh má určitý rozsah tolerance vůči měnícím se podmínkám stanoviště, tzv. ekologickou amplitudu. Její rozsah určuje minimální a maximální hodnota (intenzita, koncentrace) konkrétního faktoru, která je pro organismus snesitelná (Obrázek 2). V blízkosti hraničních hodnot se nachází ekologické pesimum, kde panují nepříznivé podmínky pro růst

a vývoj jedinců, pod (nad) hranicí těchto hodnot nemůže daný druh přežít. Při středních hodnotách působení faktorů je naopak dosahováno ekologického optima. V závislosti na druhu může být ekologická amplituda, a tím i míra tolerance, široká nebo úzká (Slavíková 1986).



Obr. 2. Teoretický průběh reakce rostliny na změny stanovištního faktoru (Slavíková 1986)

3.2 Biotické stresové faktory

Biotickými faktory jsou zde rozuměny živé organismy, které mají vztah k ostatním organismům a okolnímu prostředí. Tento vztah může být neutrální, pozitivní i negativní, přičemž se projevuje na úrovni jedinců, populací, v rámci druhu i mezidruhově. Mezi biotické stresory, které na životní prostředí a městskou vegetaci působí negativně, lze řadit zejména patogenní organismy (viry, bakterie, houby), herbivorní hmyzí škůdce a jiné třídy živočichů (Kazda et al. 2007), samotné rostliny a rovněž člověka.

Člověk jako biotický stresor vstupuje do vztahů prostřednictvím své činnosti v oblasti industrializace, urbanizace, dopravy, intenzivního zemědělství, znečišťování složek životního prostředí a narušování přirozených ekosystémů.

Interakce, které specificky či nespecificky ovlivňují metabolismus, růst a ontogenetický vývoj, označuje Laštůvka (1986) jako koakce. Koakce mohou být kontaktní (stabilní), nekontaktní (dynamické) – např. alelopatie, dále synergické – např. oboustranně prospěšná symbióza a antagonistické (s jednoznačně negativním vlivem) – např. predace a parazitismus.

K alelopatii dochází v rámci konkurenčního boje, kdy některé rostliny vylučují sekundární metabolity (např. alkaloidy), které mohou při přenosu na jinou rostlinu působit inhibičně až toxicky a bránit jí tak v růstu, rozmnožování nebo ji i zahubit. Tyto látky mohou být produkovány semeny, plody, listy, kořeny nebo se uvolňují z odumírajících či mrtvých pletiv (Poleno et al. 2007).

V případě, že populace dvou nebo více druhů obývají společný prostor a mají podobné životní nároky (dělí se o místo, vodu, živiny, světlo atd.), dochází ke kompetici, tj. vzájemnému negativnímu ovlivňování, které může vést až k tzv. principu konkurenčního vyloučení (Casper & Jackson 1997).

Patogeny vyvolávají v těle hostitele četná infekční onemocnění. Jsou vybaveny celou řadou mechanismů, které mají překonat bariéry a usnadnit průnik do napadeného organismu, který se snaží vniknutí zabránit, příp. působení patogenu eliminovat různými obrannými mechanismy, např. fytohormony, stresovými proteiny, syntézou a hromaděním fytoncidů, vytvářením ochranných nekrot (Gachomo et al. 2003). Podnětem ke spuštění obranné reakce při kontaktu s patogenem je tzv. elicitor, tj. látka vylučovaná patogenem nebo poškozenou rostlinou (Thakur & Sohal 2013), která je rozpoznána příslušným receptorem hostitele, a poté dochází k přenosu signálu a aktivaci vhodných genů.

Neustálé ohrožování rostlin fytofágním hmyzem a býložravci vedlo k vytvoření morfologických a morfogenetických adaptací (např. trny, trichomy, sklerenchymatická pletiva, rychlá regenerace orgánů) a biochemických adaptací (sekundární metabolity s odpudivým až toxickým účinkem, jako např. kyselina šťavelová, alkaloidy aj.), které mají odradit případné útočníky (Larcher 2003). Neselektivní herbivoři poškozují rostliny jako celek, zatímco selektivní si vybírají jen určitý druh nebo část rostliny.

3.3 Abiotické stresové faktory

Podle charakteru a místa působení na rostlinu lze dle Kúdely et al. (2013) použít několik systémů členění abiotických faktorů:

A. Podle povahy stresorů:

- a) fyzikální (záření, teplota, mechanické účinky větru a těles),
- b) chemické (vodní deficit, nedostatek živin, kyslíku, nadbytek iontů, toxické látky a plyny, pesticidy).

B. Podle místa původu nebo výskytu stresorů:

- a) kosmické (ultrafialové, infračervené a fotosynteticky aktivní záření),
- b) atmosférické (toxické látky a polutanty),
- c) hydrosférické (voda v ovzduší a půdě, závlahová voda),
- d) pedosférické (soli, ionty, pH).

C. Podle ekonomického a ekologického významu stresorů:

- a) podle rizika ohrožení přežití rostlinných druhů a narušení rovnováhy ekosystémů,
- b) podle rizika narušení funkční rovnováhy rostlin,
- c) podle způsobilosti predisponovat užitkové rostliny k původcům infekčních chorob.

Abiotické faktory ovšem většinou nepůsobí jednotlivě, ale v určitých kombinacích, kde se vzájemně ovlivňují a mohou tak zesilovat své působení (synergismus). Tyto kombinace pak určují typy stanovišť charakterizované klimatem, reliéfem, geologickým podložím, půdním typem nebo vodním režimem.

Další text se podrobněji zabývá především abiotickými faktory, které mají větší význam pro vegetaci v městském prostředí, tj. zejména slunečním zářením, teplotou, vodním deficitem a minerální výživou.

3.3.1 Sluneční záření (radiace)

Energie záření vstupující do atmosféry Země je vyjádřena pomocí solární konstanty ($1,36 \text{ kJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), která udává hodnotu záření dopadajícího na plochu 1 m^2 kolmou na směr paprsků za 1 s ve střední vzdálenosti Země od Slunce (Poleno et al. 2007). Poté, co se část této energie odráží zpět do prostoru a další část je pohlcena atmosférou a přeměněna na teplo, dopadá na aktivní povrch asi 51 % (přímé záření Slunce, záření rozptýlené od mraků a atmosféry). Jen asi 1 % je využito na fotosyntézu, zbytek je absorbován a přeměněn na teplo nebo vyzářen zpět do atmosféry. Účinky dopadu slunečního záření závisí na střídání dne a noci, ročních období a úhlu dopadu slunečních paprsků v závislosti na zeměpisné šířce a znečištění atmosféry (Poleno et al. 2007; Kúdela et al. 2013). Spektrum slunečního záření obsahuje záření ultrafialové, oblast viditelného světla, jehož rozsahu zhruba odpovídá i fotosynteticky aktivní záření (FAR) nezbytné pro růst a vývoj rostlin, a záření infračervené, které se projevuje tepelným účinkem.

Přehled biologických účinků jednotlivých složek spektra uvádějí Kúdela et al. (2013) následovně (Tabulka 1):

Tab. 1. Biologické účinky jednotlivých složek spektra slunečního záření (podle Larcher, Nobel, Prasad sestavili Kúdela et al. 2013)

Spektrální oblast	Vlnová délka (nm)	Podíl na zemském povrchu (%)	Biologické účinky
Ultrafialové záření (UV)	UV-C 210–280	0 (%) (pohlcováno O_3)	silně destruktivní, zhoubné, poškozuje DNA, proteiny, růst, dělení, fotosyntézu
	UV-B 280–315	0–0,5 (%) (částečně pohlcováno O_3 a aerosolem)	destruktivní, poškozuje DNA, fotosyntézu, tvorbu chlorofylu, působí deprese růstu (malé listy) a kvetení
	UV-A 315–390	0–8 (%) (částečně pohlcováno)	z UV nejméně škodlivé, reparace poškozené DNA, mutace (?), podpořena syntéza flavonoidů
Viditelné záření, světelné záření (FAR)	390–720 (od fialové až po červenou)	21–47 (%) (nejméně pohlcováno atmosférou)	významné pro fotosyntézu, regulaci růstu a vývoje, přeměnu v teplo, fotoinhibici při zátěži, destrukci fotosyntetického aparátu
Infračervené (tepelné) záření (IF)	720–2500	46–78 (%) (částečně pohlcováno O_3 , H_2O , CO_2)	účinky na prodlužovací růst (do 1000 nm), mění se v tepelnou energii

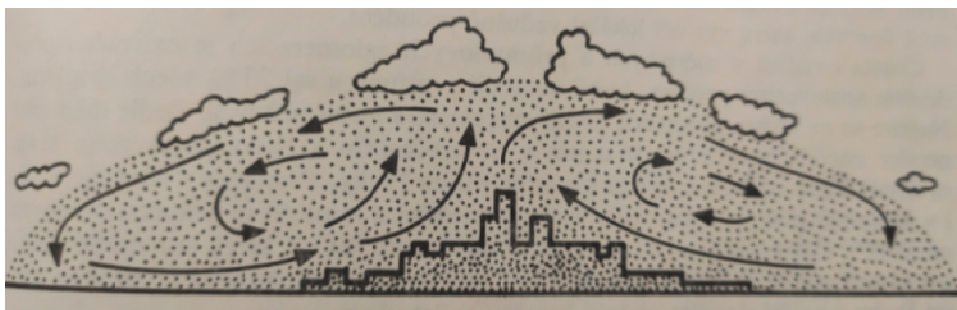
Díky rozdílné intenzitě ozáření panuje v porovnání s rovným povrchem v členitějším terénu, na svazích a místech, která leží ve stínu, mírnější teplotní režim. Ohřátý aktivní povrch předává teplo organismům a půdě a zpětně jej vyzařuje do okolí a atmosféry. Část tepla se spotřebovává na výpar vody z půdy a transpiraci. Vyzařování tepla aktivním povrchem v době, kdy nepřijímá energii (např. během noci), jej ochlazuje (Moravec et al. 1994). Intenzitu slunečního záření snižuje hustota výsadby, věk porostu, zápoj, velikost a tvar korun stromů a množství a vzhled listové plochy. Část záření pronikající až k zemskému

povrchu podporuje růst přízemní vegetace a napomáhá osvětlování spodních stran listů. Protože se světelné nároky u jednotlivých druhů rostlin liší, mohou poškození vznikat i z nadbytku nebo nedostatku světla. Přílišná intenzita záření může způsobit úžeh nebo úpal v důsledku přehřátí pletiv, poškozuje fotosyntetický aparát a může vést až k inhibici fotosyntézy. Tento jev se nejčastěji objevuje při spolupůsobení dalších stresových faktorů, např. teploty, vodního deficitu, obsahu škodlivin v ovzduší (Larcher 2003). Nedostatek světla při dlouhodobějším zastínění výškovými budovami, korunami stromů, hustou výsadbou apod. vede k zesvětlování (etiologizaci) listů a jejich předčasnému opadu.

3.3.2 Teplota

Každý organismus je schopen prospívat jen v určitém teplotním rozmezí. Tepelné optimum a citlivost k teplotním změnám se mění během růstu a ontogenetického vývoje. Také metabolické procesy mohou probíhat jen v určitém teplotním intervalu. Extrémní teploty, které jsou příčinou akutního nebo chronického poškození rostlin, zahrnují chlad, mráz a horko. Množství a intenzita příznaků závisí na druhu a části rostliny, sezónním nebo denním kolísání teplot a délce působení teploty. Stres z horka se často objevuje v kombinaci se suchem a stresem ze slunečního záření.

Ve městech, kde obvykle převládají pevné, nepropustné povrchy, se vytvářejí specifické klima a hydrologické poměry, které se projevují vznikem tzv. městského tepelného ostrova (UHI – „urban heat island“) (Pokorný et al. 2018). Tento efekt, patrný zejména v letních měsících, je výsledkem rozdílných teplot uvnitř městské zástavby a okolní krajiny. Ve městech je větší podíl umělých aktivních povrchů (dlažba, asfalt, vertikálně orientované zdi), jejichž velká tepelná vodivost, tepelná kapacita a menší odrazová schopnost vedou ke kumulaci dále nevyužitelného tepla. To spolu se znečištěním atmosféry, produkcí odpadního tepla a rostoucím počtem obyvatel přispívá k větší intenzitě UHI. Teplejší vzduch stoupá nad město, kde při dosažení kondenzační hladiny vzniká oblačnost, v zimním období mlhy (Obrázek 3). Atmosférické srážky však většinou stékají po povrchu bez možnosti infiltrace, snižuje se možnost výparu i relativní vzdušná vlhkost (Poleno & Chroust 1985).



Obr. 3. Schéma tepelného ostrova (Poleno & Chroust 1985)

Při přímém oslunění může být teplota rostlin o 2–8 °C vyšší, než je teplota ovzduší. Při silném oslunění a za vhodných podmínek se povrch může přehřát až o 10–20 °C (Kůdela et al. 2013). Mezi příznaky teplotního stresu patří změny pohlavnosti květů, životnosti pylu, ztráta

fertility (Hedhly 2011), chlorózy, červenaní, fialovění, retardace růstu, deformace a lokalizované nekrózy na listech, stoncích a plodech, opad listů, pupenů a květů, odumírání částí nebo celých rostlin (Kůdela et al. 2013).

U většiny rostlin dochází k výrazným změnám ve fyzikálně chemických vlastnostech a ztrátě funkce buněčných membrán a proteinů již při teplotách kolem 40 °C. Nejdříve postiženy bývají chloroplasty (Larcher 2003). Vysoké teploty zvyšují rychlost fyziologických a metabolických procesů, negativně ovlivňují růst buněk, syntézu buněčných stěn a bílkovin, rovnováhu fytohormonů, otevírání průduchů, dýchací a fotosyntetické pochody.

Reakce na zvýšenou teplotu jsou velmi rychlé. Pokud teplota dosáhne o 5–10 °C více, než je optimální hodnota, lze první změny pozorovat již během několika sekund (Larkindale et al. 2005). Jde především o aktivaci specifických stresových proteinů – tzv. „heat-shock proteins“ (HSPs), které jsou kódovány v jádře buněk, syntetizovány v cytosolu a transportovány do organel. Přispívají k termostabilizaci proteinů a membrán a zahajují opravné mechanismy (Sun et al. 2002; Kotak et al. 2007; Al-Whaibi 2011).

Citlivost na chlad se u některých druhů rostlin a jejich částí projevuje v závislosti na konkrétní teplotě a době jejímu vystavení. Velmi citlivé jsou např. květní orgány (Larcher 2003). Změny jsou patrné především ve stavbě cytoskeletu a fyzikálně-chemických vlastnostech membrán. Dochází k postupnému zastavení fyziologických procesů, vyčerpání energetických zdrojů buňky a nakonec k jejímu odumření. Mezi příznaky poškození chladem patří chlorózy, vadnutí, usychání, odumírání pletiv a orgánů rostlin (Kůdela et al. 2013). Rostliny reagují na nízké teploty hromaděním osmoticky aktivních látek (cukry, aminokyseliny), tvorbou stresových proteinů, změnou chemického složení membrán nebo účinky fytohormonů, zejména kyseliny abscisové (ABA) (Kosová et al. 2012).

Poškození mrazem vzniká následkem tvorby ledových krystalků v rostlinných pletivech, v mezibuněčných prostorech nebo uvnitř buněk. Led se vytváří za přítomnosti krystalizačních jader a jeho krystalky se postupně rozrůstají (Larcher 2003). Po překročení hranice mrznutí, která se liší v závislosti na druhu rostliny a pletiva, dochází k poškození buněk (silná dehydratace buněčného obsahu, mechanické poškození buněčné stěny). Mrazuvzdornost spočívá ve schopnosti zabránit proniknutí ledu dovnitř buněk a tolerování buněčné dehydratace.

3.3.3 Vodní deficit

Hlavním zdrojem vody jsou pro rostliny atmosférické srážky. Růst a vývoj vegetace závisí nejen na celkovém množství srážek, ale i na jejich rozložení v průběhu roku. Srážkový deficit, který je obvykle primární příčinou sucha, může trvat několik dnů i měsíců. Dle Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ) (portal.chmi.cz) je rozlišováno sucho klimatické, půdní a hydrologické. Klimatické sucho je definováno srovnáním srážek a výparu aktuálního období k dlouhodobému průměru. Půdní sucho je důsledkem sucha klimatického a je definováno nedostatkem vody v kořenové zóně rostlin. Hydrologické sucho se projevuje jako nedostatečná zásoba povrchových a podzemních vod. Dostupnost vody pro rostliny

závisí i na sklonu a orientaci stanoviště ke světovým stranám, nadmořské výšce, vlastnostech půdy a podloží, skladbě a struktuře porostu. Voda je nezbytná pro udržení vnitrobuněčného napětí (turgoru), je hlavním rozpouštědlem, transportním činidlem a pomáhá udržovat tepelný režim rostliny. Rostlina přijímá vodu především kořenovým systémem. Poměr mezi příjmem a výdejem vody charakterizuje vodní bilance. Pokud rostlina přijme méně vody, než ztratí transpirací, vzniká vodní deficit. Prvním příznakem je pokles turgoru v buňkách (Larcher 2003) a zastavení růstu. Rostliny jsou zakrnělé, snižují velikost listové plochy, listy předčasně opadávají, kvetení a plodnost jsou slabé. Při dlouhodobějším vodním deficitu rostliny vadnou a odumírají. Působení vodního stresu indukují hodnoty vodního potenciálu pod $-0,5$ MPa, kdy při hodnotách nižších než $-1,5$ MPa se již jedná o silný stres (Fitter & Hay 2002). Pokles vodního potenciálu má za následek změny aktivity enzymů a ovlivnění metabolických a fyziologických procesů. Dochází ke zvýšené syntéze kyseliny abscisové (ABA), která aktivuje zavírání průduchů (snížení výměny plynů, zpomalování fotosyntézy a transpirace) a aminokyseliny prolinu (Ho & Sachs 2008). Doplněním vody se buněčné funkce postupně vrací do normálu, pokud vodní deficit netrval příliš dlouho a dehydratace nezpůsobila nevratné poškození orgánu nebo celé rostliny.

V městském prostředí se projevuje specifický vodní režim. Atmosférické srážky dopadají převážně na nepropustný povrch bez možnosti infiltrace do půdy. Většina vody se tak ztrácí povrchovým odtokem, který je navíc zachycován a odváděn kanalizačním systémem. To vede k vysušování půd bez dostatečné zásoby vody dostupné pro kořeny rostlin. Svou roli zde hrají i zhutnění půd, zrnitost a struktura jednotlivých půdních horizontů (Whitlow & Bassuk 1987).

Dřeviny jsou často vysazovány do míst, kde není dostatečný prostor pro růst a rozvoj kořenového systému. Jde o prostory v husté zástavbě, okraje silnic, cest, dělicí pásy, nádoby (Krizek & Dubik 1987). Nevhodné pěstební podmínky působí deformace kořenů a zvětšování poměru R : S ve prospěch nadzemní části. To v kombinaci s dalšími stresovými faktory přispívá k výrazně kratší životnosti stromů a náročnější údržbě oproti výsadbám ve volné krajině.

Opakem vodního deficitu je krátkodobé nebo trvalejší zamokření, které může nastat při vydatném srážkovém úhrnu, záplavách nebo nadměrné zálivce. Snížením obsahu kyslíku v půdě, který je odebírán kořeny a půdními organismy, dochází ke zpomalování respiračních procesů, vyčerpání buněk a hromadění toxických produktů metabolismu.

3.3.4 Minerální výživa

Živiny jsou látky potřebné k zajištění životních funkcí, metabolismu a tvorbě biomasy rostlin. Jejich nedostatek, nadbytek, příp. toxicita vedou k poruchám výživy, které u rostlin snižují vitalitu, růst a produktivitu. Živiny jsou rostlinami přijímány buď ze vzduchu (CO_2 , O_2), nebo z půdy prostřednictvím vodních roztoků. Minerální živiny se v půdě vyskytují v rozpustné nebo vázané formě. V půdním roztoku je obsaženo méně než 0,2 % živin, kdy většina (téměř 98 %) je vázána v organické hmotě, humusu a minerálech (Larcher 2003).

Mezi faktory, které ovlivňují obsah živin v půdě, patří matečná hornina, klimatické podmínky, reliéf, stáří půdy a aktivita organismů (Fitter & Hay 2002).

Vstup živin do půdy probíhá zvětváním půdotvorného substrátu, pomocí atmosférických srážek a prachu, mineralizací odumřelé organické hmoty a uvolňováním z průmyslových a organických hnojiv (Rejšek & Vácha 2018). Dle postradatelnosti pro rostliny lze rozdělit živiny na biogenní (nepostradatelné pro růst a metabolismus) a abiogenní. Přehled abiogenních a biogenních prvků a jejich obsah v sušině rostlin (%) uvádějí Kúdela et al. (2013):

Biogenní:	základní biogenní prvky:	H 5 %, C 45 %, O 45 %
	makroživiny (0,2–4 %):	N, P, K, Ca, Mg, S, Si
	mikroživiny (< 0,02 %):	Fe, Zn, Mn, Cu, B, Mo, Cl, Na, Ni, Se, Co, V
Abiogenní:	halogeny:	(Br, I, F), Sr, W, Rb

Koncentrace jednotlivých živin se v rostlině během jejího života mění v závislosti na stanovištních a povětrnostních podmínkách, činnosti mikroorganismů, obsahu prvků v půdě a jejich dostupnosti. Z půdy jsou živiny přijímány kořenovým systémem rostlin prostřednictvím absorpce iontů z půdního roztoku, výměnné adsorpce z organominerálního sorpčního komplexu nebo uvolňováním živin z půdy pomocí organických kyselin a vodíkových H^+ iontů, které rostliny vylučují (Larcher 2003; Rejšek & Vácha 2018). V závislosti na mobilitě jsou živiny transportovány do nadzemních orgánů. Vzájemné interakce iontů mohou zvyšovat (synergismus) nebo snižovat (antagonismus) příjem jednoho iontu druhým. Příznaky akutního, příp. chronického narušení výživy rostlin se mohou projevit jako diskolorace, chlorózy, nekrózy, absence přírůstků, redukce růstu nebo zakrnělost. Nedostatek živin v půdě je ovlivňován hodnotou pH, nerovnoměrným zastoupením v půdním profilu, suchem, teplotou, nedostatečným provzdušněním půdy, narušením mikrobiální rovnováhy (Kúdela et al. 2013). Projevy nedostatku živin u bylin, listnatých a jehličnatých dřevin jsou uvedeny v Tabulce 2.

Tab. 2. Přehled symptomů nedostatku živin (upraveno dle Larchera 2003)

Živina	Byliny a listnaté dřeviny	Jehličnaté dřeviny
N	zakrslost, poměr R : S posunutý ve prospěch kořenů, předčasné žloutnutí starších listů	nedostatek chlorofylu, diskolorace, zpomalení růstu jehlic a nových výhonů, předčasná ztráta jehlic a hnědnutí asimilačních výhonů
P	narušení reprodukčních procesů (zpoždění kvetení), tenké výhony, tmavě zelené až nachové zabarvení listů a výhonů	červenání jehlic a mladých výhonů, nekrózy bez předchozích chloróz
S	příznaky podobné nedostatku N, mezižilkové chlorózy u mladších listů	chlorózy u mladších jehlic a výhonů
K	narušení vodní bilance (zasychání vrcholů), stáčení okrajů starších listů	zasychání špiček jehlic, předčasný opad jehlic
Ca	narušení růstu mladých buněk, zasychání vrcholů, deformace listů, chudý kořenový systém	zasychání pupenů, odumírání mladých výhonů a kořenových špiček, chlorózy vrcholových částí jedlí, hnědnutí jehlic

Mg	zakrnělý růst, mezižilkové chlorózy starších listů	chlorózy především u starších jehlic, ve vrcholových částech diskolorace špiček jehlic (od žluté po hnědou), spodní větve bez jehlic
Fe	slámově žluté mezižilkové chlorózy, v extrémních případech až zblednutí mladých listů (žilky zůstávají zelené), potlačení tvorby apikálních pupenů	mladé jehlice zbarvené žlutě až bíle, starší jehlice zůstávají zelené
Mn	inhibice růstu, chlorózy a nekrózy mladých listů	chlorózy mladých jehlic, následovány nekrotickými
Zn	potlačení růstu, bíloželené zbarvení starších listů, narušení plodnosti	mladé jehlice nejprve chlorotické, později nekrotické
Cu	zasychání vrcholů, stáčení listů, skvrnitě chlorózy mladých listů	chlorózy mladých jehlic, zasychání výhonů a stromu
B	zakrnělý růst (nekózy meristematických pletiv), redukce větvení kořenů, nekózy floému, narušení plodnosti	zasychání terminálních pupenů, redukce dlouhivého růstu, zahušťování a kroucení postranních kořenů (tvar hnízda), odumírání vedlejších kořenů

3.4 Městská zeleň

3.4.1 Vývoj veřejné zeleně

Historický vývoj urbánní zeleně souvisí v našich podmínkách s rozvojem měst v období středověku. První města vznikala na nejpříhodnějších místech, kopírovala terén a respektovala přírodní podmínky. Krajina byla přirozenou součástí struktury města nebo na něj bezprostředně navazovala. Středověká osídlení tvořila síť opevněných měst, hradů, tvrzí, kostelů a klášterů. První vinice, sady, zahradní a zemědělské plochy byly zakládány v okolí hradeb (Hendrych et al. 2018). Okrasné zahrady byly součástí zejména hradních a klášterních areálů, i když i zde zpočátku plnily zejména užitkovou funkci (pěstování ovoce, zeleniny, léčivých, aromatických a symbolických rostlin). Obrázek 4 znázorňuje historické zobrazení města Prahy s patrnými plochami zahrad a sadů.



Obr. 4. Vyobrazení Prahy na vedutě z roku 1562 (Hendrych et al. 2018)

Rozvoj zahradní architektury nastal s příchodem renesance, kdy se původní hrady a tvrze přestavovaly na vzdušnější zámky s nádvořími a rozsáhlými, pravidelně založenými zahradami a parky. Zahrada se stala součástí domu a rovněž místem odpočinku, klidu,

společenského setkávání a zábavy. Kromě šlechtických a duchovních sídel vznikaly menší zahrádky i v okolí měšťanských domů. Ve většině případů se však jednalo o soukromé objekty, veřejnosti nepřístupné, které se nacházely mimo intravilán (Mareček 1992). Období baroka se vyznačuje urbanistickým rozmachem, monumentálními přestavbami a rozšiřováním do volného prostoru s důrazem na celkové kompoziční řešení a propojení širších celků. Zahrady se otevřely do krajiny, plnily zejména reprezentativní a společenskou funkci a spolu s alejemi zakládanými podél ulic a cest pronikaly do městského prostředí. Veřejná zeleň v dnešním slova smyslu se zformovala v průběhu 19. století, během kterého došlo k výrazné urbanizaci (Hendrych et al. 2018). Rozvoj průmyslu a infrastruktury vedl k nárůstu obyvatel ve městech, zahušťování zástavby a zastavování volných prostor. Se vznikem nových čtvrtí i předměstí a zároveň s úbytkem zeleně a zhoršováním kvality životního prostředí rostl i zájem o zachování a rozvoj vegetačních ploch. S myšlenkou, že zeleň by měla být volně přístupná všem, byly zakládány veřejné parky, sady a zahrady, často na místech původních výsadeb. Stromy, keře a okrasné květiny se postupně stávaly součástí veřejných prostranství, ulic, dvorků, teras i vnitřních prostor. Veřejným prostranstvím jsou dle zákona o obcích č. 128/2000 Sb., ve znění pozdějších předpisů, všechna náměstí, ulice, tržiště, chodníky, veřejná zeleň, parky a další prostory přístupné každému bez omezení, tedy sloužící obecnému užívání, a to bez ohledu na vlastnictví.

3.4.2 Charakteristika veřejné zeleně

Definice pojmu veřejná zeleň není jednoznačně určena a řada autorů na ni pohlíží různě. Norma ČSN 83 9001 (*Sadovnictví a krajinářství – Terminologie – Základní odborné termíny a definice*) ji popisuje 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 jen jeden vegetační prvek.“ Metodika na ochranu veřejné zeleně před škodlivými organismy (Šafránková & Trávníčková 2015) zahrnuje pod tento pojem všechny veřejně přístupné plochy osázené zelení. Ty mohou být tvořeny souvislou výsadbou (parky, zahrady, sady, trávníky), menšími skupinami rostlin (aleje), rozptýlenou nebo solitérní zelení, zelenými pásy podél cest, záhony, květinovými nádobami atd. Vorel et al. (2016) definují plochy zeleně jako vymezený segment území se souborem prvků, které vznikly přirozeně nebo byly záměrně založeny podle zahradně-architektonických a krajinářských zásad. Prvky mohou být živé (stromy, keře, trávníky, květiny) – přirozené nebo tvarované, domácí či introdukované, nebo neživé (terén, kameny, voda), přírodní či umělé (stavby a parkový mobiliář – cesty, lavičky, zídky, schodiště, umělecká díla, osvětlení atd.). Autoři dále zeleň dělí na dvě hlavní skupiny – sídelní a krajinnou. Sídelní zeleň (městská nebo venkovská) představuje člověkem uměle vytvořenou přírodu v urbánním, zastavěném prostředí. V případě krajinné zeleně se jedná převážně o přirozeně vzniklé útvary, zbytky původní krajiny, nezastavěné nebo jinak nevyužitelné části, které představuje hlavně terén (svahy, vyvýšeniny, sníženiny), vodní toky a plochy (jezera, rybníky, řeky, potoky, vodní kanály) a plochy s vegetačním krytem (lesy,

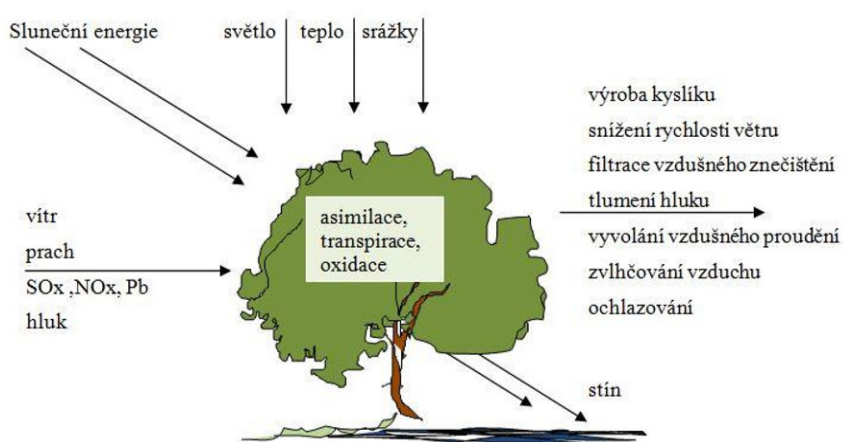
nelesní zeleň, louky, pastviny). Uměle založené krajinné prvky zastupují např. aleje nebo stromořadí. Podle přístupnosti se soustava ploch zeleně dělí na plochy veřejně přístupné zeleně (veřejné), plochy veřejně nepřístupné zeleně (soukromé nebo zvláštního určení) a plochy pro veřejnost omezeně přístupné (vyhrazené). Podle výšky a objemu třídí Kavka & Šindelářová (1978) zeleň na vysokou (listnaté a jehličnaté stromy), střední (keře) a nízkou (bylinné porosty).

3.4.3 Funkce veřejné zeleně

Zeleň obecně plní celou řadu funkcí, které přispívají ke zlepšování životního prostředí a kvality života ve městech. V zastavěném i nezastavěném území lze popsat dle Vorla et al. (2016) následující funkce:

1. rekreační (psychologické a estetické působení, uklidňující účinky zelené barvy, pohyb a pobyt v přírodě, vnímání přírodních prvků jako odpočinek, navození pocitu duševní pohody),
2. hygienická (vliv na mikroklima, ovlivňování teploty zastíněním, vlhkosti vzduchu transpirací, kvality vzduchu zachycováním pevných částic a fotosyntézou, proudění vzduchu, snižování hlučnosti, odbourávání ozónu a baktericidní účinky některých druhů),
3. prostorotvorná (vytváření, členění, otevírání či uzavírání prostoru, zvýrazňování kompozičních prvků, využívání kontrastů, barev a textury),
4. ochrana zdrojů (ochrana před vodní erozí zpomalováním odtoku povrchové vody a zlepšením infiltračních schopností půdy, před větrnou erozí zmírněním rychlosti a účinku větrů),
5. ekonomická (podpora turistiky a rekreace, zahrádkaření, produkční lesy, sady),
6. ekologická (součást ekosystémů, tvorba biotopů pro živočišné a rostlinné druhy, systém chráněných území).

Příklad působení stromu na mikroklima prostředí je uveden na Obrázku 5.



Obr. 5. Schematické znázornění působení stromu (Balabánová 2000)

3.5 Znečištění ovzduší

Zemská atmosféra (Tabulka 3) se skládá ze směsi plynů, pevných a kapalných částic. Obsahuje dusík (78 %), kyslík (21 %), důležitý pro dýchací a spalovací procesy, oxid uhličitý (0,03 %), účastníci se fotosyntézy, argon, vzácné plyny a vodu ve všech skupenstvích. Kromě těchto složek je součástí atmosféry také množství příměsí v podobě znečišťujících látek (aerosolů a plynů).

Tab. 3. Chemické složení čisté a suché atmosféry

Plyn	Chemická značka	% objemu
Dusík	N ₂	78,084
Kyslík	O ₂	20,948
Argon	Ar	0,934
oxid uhličitý	CO ₂	0,031
Neon	Ne	0,001 818
Hélium	He	0,000 524
Metan	CH ₄	0,000 200
Krypton	Kr	0,000 114
Vodík	H ₂	0,000 050
oxid dusný	N ₂ O	0,000 050
Xenon	Xe	0,000 009
oxid siřičitý	SO ₂	0 až 0,000 100
Ozón	O ₃	0 až 0,000 007
oxid dusičitý	NO ₂	0 až 0,000 002
Čpavek	NH ₃	Stopy
oxid uhelnatý	CO	Stopy
Jód	I ₂	Stopy

Zdroj: www.meteocentrum.cz

Vertikální členění atmosféry lze rozdělit do pěti základních vrstev (Fazekašová et al. 2014) na troposféru (0–12 km), stratosféru (12–50 km), mezosféru (50–80 km), termosféru (80–800 km) a exosféru (nad 800 km).

Pro život člověka a všech suchozemských organismů je nejdůležitější vrstvou troposféra. Jejím charakteristickým rysem je pokles teploty s rostoucí nadmořskou výškou přibližně o 6 °C na každý kilometr a snížení atmosférického tlaku v blízkosti zemského povrchu o 1 hPa na každých 8 m výšky. Ve vyšších hladinách se pokles tlaku zpomaluje (Braun et al. 2013).

Znečištění ovzduší nastává, pokud jsou v něm přítomny v dostatečném množství takové složky, které při kratším nebo dlouhodobějším působení negativně ovlivňují životní prostředí. Kromě primárních látek pocházejících z přírodních zdrojů (vulkanická činnost, požáry, produkce rostlinami aj.) nebo lidské činnosti to jsou dále látky sekundární, vznikající při atmosférických reakcích přímo v ovzduší (Fazekašová et al. 2014). K nejrozsáhlejšímu poškození vegetace obvykle dochází v blízkosti větších zdrojů průmyslových emisí (elektrárny, spalovny, frekventované komunikace apod.) a v městských aglomeracích.

Nejvýznamnějšími polutanty v ovzduší jsou oxid siřičitý (SO₂), oxidy dusíku (NO_x), přízemní ozón, halogenové sloučeniny a suspendované částice (aerosoly). Nejvíce znečištěné

ovzduší je obvykle v centru města a na území po směru převládajícího větru od něj (Poleno & Chroust 1985). Účinky znečištění ovzduší na rostliny mohou být buď přímé (reakce polutantu s orgány rostlin) nebo nepřímé prostřednictvím vody a půdy.

Hlavními zdroji SO₂ jsou spalování fosilních paliv, veřejná energetika a výroba tepla, lokální vytápění domácností a chemický průmysl (Andreovský et al. 2013). Základním mechanismem odstraňování SO₂ je jeho oxidace na SO₃, který je dále hydratován vzdušnou vlhkostí na kyselinu sírovou (H₂SO₄). Ta může dále reagovat s alkalickými částicemi za vzniku síranů, které se usazují zpět na zemský povrch nebo jsou vymývány srážkami. V případě nedostatku alkalických aerosolů dochází k okyselení srážkových vod, které dopadají na zem v podobě kyselých dešťů (Bílek & Gadas 2013). Oxid siřičitý proniká průduchy přímo do asimilačních orgánů, kde narušuje tvorbu chlorofylu, fotosyntézu a funkci stomat. Jednotlivé části rostlin prosychají a postupně odumírají. Formy účinku SO₂ jsou dvojího typu. Akutní forma působí viditelné poškození během několika dnů až týdnů, které se projevuje např. hnědočerveným zbarvením listů. Při chronické formě se vysoké koncentrace látek postupně akumulují v orgánech a poškození se projevuje méně nápadně (Uhlířová et al. 2003).

Dusík je v ovzduší přítomný ve dvou formách – redukované (NH₃ a NH₄⁺) a oxidované (NO, NO₂, N₂O a NO₃). Jako oxidy dusíku se označuje směs NO a NO₂. Zatímco amoniak vzniká hlavně jako odpadní produkt chovu hospodářských zvířat, hlavními zdroji oxidů dusíku jsou spalování paliv, chemické procesy, doprava, veřejná energetika, výroba tepla, zpracování nerostů a chemický průmysl (Andreovský et al. 2013). V ovzduší se postupně mění na kyselinu dusičnou (HNO₃), která reaguje s prachovými částicemi a jinými látkami za vzniku tuhých částic. Ty jsou z atmosféry odstraňovány sedimentací nebo vymývány srážkami (Bílek & Gadas 2013). Významnými spotřebiteli oxidů dusíku jsou samotné rostliny, které je vdechují a využívají v metabolických reakcích (např. pro tvorbu aminokyselin). Při vysokých koncentracích však mohou vzniklé sloučeniny působit jako metabolický jed.

Imisní limity vyhlášené pro ochranu ekosystémů a vegetace podle zákona č. 201/2012 Sb., ve znění pozdějších předpisů, uvádí Tabulka 4.

Tab. 4. Imisní limity pro ochranu ekosystémů a vegetace dle zákona č. 201/2012 Sb.

Znečišťující látka	Doba průměrování	Imisní limit
Oxid siřičitý	kalendářní rok a zimní období (1. října – 31. března)	20 µg · m ⁻³
Oxidy dusíku	1 kalendářní rok	30 µg · m ⁻³

Za vhodných atmosférických podmínek, jako je např. vyšší intenzita UV záření, jsou oxidy dusíku spolu s organickými těkavými látkami výchozími faktory při vzniku fotochemického smogu, jehož produktem je směs reaktivních fototoxických látek, např. volných radikálů, přízemního ozónu, H₂O₂ aj. (Plhák 2000; Fazekašová et al. 2014; Seinfeld & Pandis 2016). Na rozdíl od stratosférického ozónu, který chrání biosféru před škodlivými účinky UV záření, působí přízemní ozón negativně na lidské zdraví, ekosystémy a životní prostředí. Ozón narušuje membránový buněčný systém listů, kdy prostřednictvím stomat proniká přímo do pletiv, ve kterých působí oxidační stres, jehož následkem je předčasná vysychání a stárnutí listů. Koncentrace ozónu se mění v závislosti na ročním období,

zeměpisné šířce i nadmořské výšce. Vznik přízemního ozónu usnadňují vyšší teploty a intenzita slunečního záření spolu s nízkou rychlostí větru, nižší relativní vlhkostí a nedostatkem atmosférických srážek (Finlayson-Pitts & Pitts 2000; Hůnová 2018). Otevírání a uzavírání průduchů reguluje množství ozónu na vstupu do asimilačních orgánů. Vliv na to mají nejen druh a citlivost rostliny, ale i podmínky prostředí. Ozón má vysokou oxidační schopnost a při průniku membránami reaguje za vzniku dalších toxických látek. Působí chlorózy a nekrózy listů, snižuje množství chlorofylu a působí destrukci buněk (Uhlířová et al. 2003).

Imisní limity pro troposférický ozón podle zákona č. 201/2012 Sb. o ochraně ovzduší v platném znění uvádí Tabulka 5.

Tab. 5. Imisní limity pro troposférický ozón dle zákona č. 201/2012 Sb.

Účel vyhlášení	Doba průměrování	Imisní limit	Maximální počet překročení
Ochrana zdraví lidí	maximální denní osmihodinový průměr	120 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	25
Ochrana vegetace	AOT40	18000 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}$	0

V pojetí zákona znamená AOT40 součet rozdílů mezi hodinovou koncentrací větší než 80 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (= 40 ppb) a hodnotou 80 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ v dané periodě užitím pouze hodinových hodnot změřených každý den mezi 08.00 a 20.00 SEČ, vypočtený z hodinových hodnot v letním období (1. května – 31. července).

Nejrozšířenějšími halogenovými sloučeninami, které se dostávají do atmosféry, jsou kyselina fluorovodíková (HF), kyselina chlorovodíková (HCl) a chlor (Cl_2). HF se do ovzduší uvolňuje při spalování přírodních fluoridů v uhlí a keramických surovinách, dále při procesu výroby hliníku a fosfátových hnojiv. Fluor a jeho sloučeniny patří k látkám, které mají z hlediska poškozování vegetace spíše regionální a lokální charakter (Novotný & Lomský 2017), neboť účinky jsou patrné zejména v blízkosti zdrojů znečištění. Problémem je však vysoká toxicita, která se projevuje již při nízkých koncentracích. Do rostlin se fluor v plynné formě dostává průduchy, působí změny metabolických procesů v asimilačních orgánech a hromadí se ve špičkách jehlic a okrajích listů, což je příčinou vzniku okrajových chloróz a nekros (Weinstein & Davison 2004).

Plynný Cl_2 a HCl (stabilnější forma) se uvolňují do ovzduší při průmyslové činnosti. Jejich nástup je rychlý a účinky toxické. Již při nižších koncentracích inhibují růst, působí morfologické změny, chlorózy a nekrózy. Shromažďují se v přízemní vegetaci a asimilačních orgánech dřevin, kde se adsorbují na povrchu nebo pronikají do vnitřních pletiv (Uhlířová et al. 2003).

Prachové částice jsou frakce pevného a kapalného materiálu, které přetrvávají dlouhou dobu v atmosféře. Hrubé částice vznikají mechanickým rozpadem materiálů při stavební a průmyslové činnosti, zvířeným prachem ze silnic a při zpracování půdy. Jemné částice vznikají při spalování uhlí, pohonných hmot, dřeva a při chemické výrobě. V závislosti na zdrojích, vzdálenosti od nich a počasí mohou být přenášeny na velké vzdálenosti. Fyzikální působení na rostliny spočívá v jejich usazování na povrchu asimilačních orgánů, kde zástínem brání průniku světla a ucpáváním průduchů ovlivňují průběh fotosyntézy a dýchání. Pokud se dostanou přímo dovnitř listů, působí toxicky (Kúdela et al. 2013).

3.6 Znečištění půdy

Půda je významnou složkou životního prostředí, která ovlivňuje jeho ostatní složky a rovněž kvalitu produkce plodin. Poskytuje prostor pro existenci všech suchozemských organismů, produkuje biomasu, je součástí látkového koloběhu v přírodě, slouží jako prostředí pro výměnu energií, retenci a akumulaci vody, probíhají v ní transportní, transformační a pufovací procesy, je výrobním prostředkem zemědělských a lesních plodin, plochou pro hospodářské a stavební využití a zdrojem neobnovitelných surovin (www.vumop.cz).

Městské území tvoří, kromě vlastní zastavěné plochy, také urbánní půda intravilánů měst a obcí. Ta se vyznačuje některými specifickými charakteristikami, jakými jsou vysoká prostorová heterogenita, zvláštní hydrický režim nebo zasolení komunikací (Rejšek & Vácha 2018). Obecnými specifiky jsou různá citlivost k hlavním faktorům antropogenního působení, tedy zejména motorismu, zemním pracím, devastaci půd, přítomnosti různorodých emisí.

Města jsou produktem lidské činnosti. Byla vybudována na materiálech antropogenního původu. Jejich půdy jsou tvořeny směsí původních a cizorodých substrátů, které pocházejí z navážek a stavebních sutí. Obsahují příměsi cihel, kamenů, skla, asfaltu, omítek, barevných i nebarevných kovů, gumy, říčního štěrku apod. Z hlediska výsadby, pěstování a údržby zeleně je nutné se zaměřit na některé půdní charakteristiky. Jedná se o nároky jednotlivých druhů rostlin na půdu, obsah organické hmoty, zvyšování biologické aktivity hromaděním rostlinného opadu na půdním povrchu, strukturu a hloubku půdy, skeletovitost, vododržnost, obsah živin, ohrožení větrnou a vodní erozí, minerální sílu půdotvorného substrátu (Rejšek & Vácha 2018). Ordóñez et al. (2008) uvádějí, že životnost dřevin v amerických velkoměstech je 5-20 let. Půda tvoří prostředí pro kořenový systém a poskytuje nezbytnou výživu pro růst a vývoj nadzemních částí. Životní podmínky ve velkoměstech nejsou obecně pro vegetaci příliš příznivé. Mezi hlavní příčiny tohoto stavu lze zařadit nedostatek prostoru pro optimální růst kořenů, nízký obsah živin a organických látek, utužení půd bránící dostatečnému přísunu vody či vysokou koncentraci rozpuštěných solí v půdě.

Znečištěním půdy se rozumí nadměrný obsah nežádoucích prvků a látek, který negativně působí na okolní prostředí a organismy. Kontaminace začíná v okamžiku, kdy je překročen přirozený pozadový limit sledovaných prvků a látek (Vácha 2019). Vyšší úroveň kontaminace přináší rizika vstupu kontaminantů z půdy do rostlin prostřednictvím kořenů, a tím i do potravního řetězce, a dále překročení hodnot fytotoxicity vybraných prvků, které mohou způsobit redukci růstu a snížení výnosu, toxickým působením ovlivnit činnost půdních organismů, kvalitu podzemní a povrchové vody nebo přímo ohrozit zdraví osob.

Kontaminanty se dělí na anorganické (např. těžké kovy) a organické (perzistentní organické polutanty) (Rejšek & Vácha 2018). Mezi skupiny perzistentních organických polutantů patří např. mono- a polyaromatické uhlovodíky, chlorované uhlovodíky nebo

pesticidy. Jedná se o potenciální kancerogeny, mutageny a teratogeny, které se v přírodě odbourávají i několik let a jsou schopné šířit se na velké vzdálenosti. Tyto látky se do životního prostředí uvolňují přirozeně (požáry, vulkanická činnost, metabolismus nižších organismů) nebo antropogenní činností. Významnými zdroji jsou spalovací procesy, doprava, chemický průmysl, odpadní vody, rozklad nátěrových materiálů a umělých hmot (Vácha 2019). Dekontaminace zasažených ploch probíhá nákladnými postupy za použití fyzikálně-chemických metod. Alternativním způsobem je biologické odstraňování polutantů za účasti bakterií nebo některých druhů rostlin. Tzv. fyto-remediace je založena na adsorpci a absorpci anorganických i organických kontaminantů z půdy a vody zelenými rostlinami (Kučerová et al. 1999). K likvidaci nežádoucích látek dochází jejich akumulací do pletiv a jejich následnou sklizní, uskladněním nebo zpracováním rostliny, příp. přeměnou a zabudováním polutantů do rostlinných struktur.

3.6.1 Těžké kovy

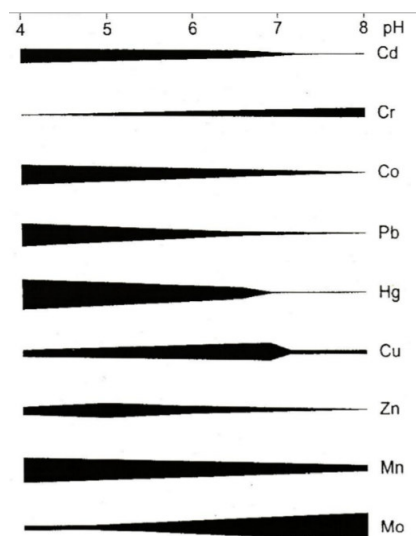
Těžké kovy patří spolu s metaloidy mezi tzv. rizikové prvky. Řada těchto prvků slouží jako mikroživiny, které jsou ve stopových množstvích pro rostliny a živočichy nezbytné pro správnou funkci fotosyntézy, metabolické procesy, růst a vývoj. Jejich vyšší koncentrace však mají negativní dopady na ekosystémy a působí fyto- a zootoxicky. V přírodě se přirozeně objevují v různých formách, např. jako součást půdotvorného substrátu nebo rudných žil. V městském prostředí se obsah těchto prvků zvyšuje zejména díky antropickým a antropogenním vlivům, jako jsou imise, průmyslová činnost, doprava, spalování fosilních paliv, používání hnojiv a chemikálií (Rejšek & Vácha 2018). Výskyt těžkých kovů ve vztahu k vlastnostem půdy, vegetaci a lidské činnosti byl předmětem výzkumu ve filipínském městě Quezon City, jednom z nejhustěji osídleném regionu dané oblasti (Navarrete et al. 2017). Na plochách využívaných a narušených člověkem byla jednoznačně prokázána větší akumulace toxických prvků, přičemž existuje pozitivní korelace mezi jejich objemem a intenzitou obhospodařování. Na zvyšování obsahu těchto prvků mají rovněž vliv populační růst, nerovnoměrné osídlení, způsob využívání krajiny (přírodní park vs. komerční obchodní zóny), intenzivní výstavba a hustota dopravy.

V legislativě České republiky se na základě vyhlášky č. 153/2016 Sb. sleduje 11 rizikových prvků. Jsou to arsen (As), berylium (Be), kadmium (Cd), kobalt (Co), chrom (Cr), měď (Cu), rtuť (Hg), nikl (Ni), olovo (Pb), vanad (V) a zinek (Zn). Mají negativní vliv na půdní mikrobiotu (snížení druhové diverzity, zastoupení mikroorganismů, aktivita enzymů, rozklad odumřelé organické hmoty, půdní dýchání, procesy mineralizace), půdní faunu, cévnaté rostliny (redukce vývoje a růstu kořenového systému a nadzemní biomasy, zvýšený obsah cukrů, méně živin v listech), terestrickou faunu včetně člověka (akumulace toxických prvků v organismu) (Šarapatka & Bedrna 2002).

Rizikové prvky se v půdě vyskytují v pevné fázi nebo v rozpuštěné formě jako součást půdního roztoku. Sorbují se iontovou výměnou nebo chemicky na organické a anorganické sloučeniny a vytvářejí s nimi organominerální komplexy (Vácha 2019). Interakce s půdní organickou hmotou, adsorpce na jílové minerály, sorpce na povrchu hydratovaných oxidů Fe,

Mn, Al a amorfních silikátů a povrchové srážení vedou k postupné akumulaci potenciálně toxických prvků (Šarapatka & Bedrna 2002).

Působení v prostředí závisí především na mobilitě prvků, pH a vlastních regulačních mechanismech rostlin. Mobilitu prvků v závislosti na pH znázorňuje Obrázek 6.



Obr. 6. Mobilita prvků v závislosti na pH (Šarapatka & Bedrna 2002)

Vysokou mobilitu, těsnou závislost na pH a snadný průnik do rostlin vykazují Mn, Cd, Co, Zn, Ni, nízkou mobilitu naopak Pb, Be, Cr, V (Vácha 2019). Chování rizikových prvků je ovlivněno půdními vlastnostmi, na kterých jsou různě závislé. K nejdůležitějším vlastnostem patří kationtová výměnná kapacita, půdní reakce, redukčně-oxidační potenciál půdy, obsah organické hmoty, struktura, salinita půdy či mikrobiální aktivita.

Příjem nežádoucích prvků rostlinami probíhá pasivní i aktivní cestou prostřednictvím kořenového systému, kdy jsou prvky transportovány difúzí do rhizosféry, příp. mimokořenovou výživou (např. ukládání prachu a imisí na listech a nadzemních částech). V rostlinném organismu vyvolávají příznaky akutní nebo chronické otravy. Vysoké dávky Cd redukují fotosyntézu, příjem vody, živin, inhibují růst rostlin, působí chlorózy, hnědnutí kořenových špiček, v krajním případě i smrt organismu (Yadav 2010). Zn je esenciální mikroživinou. Kontaminace Zn však může způsobit fytotoxicitu, chlorózy mladých listů, dokáže narušit metabolické pochody, zpomalit růst buněk nebo zapříčinit jejich předčasné stárnutí. Zn je v antagonistickém vztahu s Mn, Cu a P, a může tak mít vliv na nedostatek těchto živin v nadzemních částech rostlin. Cu je nezbytnou složkou některých proteinů, hraje významnou roli při asimilaci CO₂ a syntéze ATP. Nadměrné množství však působí cytotoxicky, zpomaluje růst a vyvolává chlorózy listů a oxidativní stres. Hg má silné fytotoxické účinky na rostlinné buňky. Ovlivňuje zavírání průduchů, fyziologický koloběh vody v rostlině, brání mitochondriální aktivitě a indukuje vznik reaktivních forem kyslíku (ROS). K velmi toxickým prvkům patří Cr. Negativně působí na klíčivost, brzdí růst kořenů i nadzemních částí, inhibuje tvorbu chlorofylu a narušuje fyziologické i metabolické procesy. Účinky vysokých dávek Pb zahrnují morfologické deformace, růstové retardace, poruchy metabolismu, zpomalení

aktivity enzymů, nerovnováhu vodního režimu a minerální výživy. Metabolické procesy a enzymatickou aktivitu negativně ovlivňují i ostatní prvky, např. Co a Ni.

Důsledkem akumulace těžkých kovů v rostlinách je tvorba reaktivních forem kyslíku a následný oxidativní stres (Yadav 2010; Fišer et al. 2014). Většina rostlin vyvinula obranné mechanismy, které dokáží omezit vstup nežádoucích látek do organismu, detoxikovat je nebo minimalizovat jejich přenos do nadzemních částí. Kořenové exudáty mohou v závislosti na druhu rostliny a stanovištních podmínkách fyzikálně i chemicky (změna pH, chelatace, komplexace prvků) ovlivnit okolí rhizosféry, a tím i dostupnost a míru toxicity rizikových látek. Také mikroorganismy mohou svou činností měnit biologickou dostupnost prvků, např. uvolňováním chelatuujících látek, okyselováním zeminy, změnou redoxního potenciálu, snížením rozpustnosti iontů kovů (Fišer et al. 2014). Další strategie spočívají ve funkci plazmatické membrány, produkci stresových „heat-shock“ proteinů, tvorbě fytochelatinů (např. glutathion), metalothioneinů či vylučování organických kyselin a aminokyselin (např. prolin, cystein).

3.6.2 Zasolení

Salinizace (zasolování půd) je proces, při kterém se v půdě hromadí přebytek solí (sodné, draselné, chloridové, hořečnaté, vápenaté, síranové, uhličitanové ionty) (Rejšek & Vácha 2018). Nadměrný obsah solí v půdě mění její fyzikálně-chemické, chemické a biologické vlastnosti a výrazně limituje růst a produkci rostlin. K zasolování dochází přirozenou cestou (mineralizované podzemní vody, vulkanická činnost, půdotvorné procesy), i v důsledku antropogenní činnosti (závlahy, hnojení zemědělských půd, imisní spad, odlesňování, změna vodního režimu půdy apod.). V globálním měřítku se jedná o problém zejména aridních a semiaridních oblastí, kde převažuje výpar nad srážkami a soli krystalizují na povrchu nebo uvnitř půdy, a zaplavovaných území v přímořských regionech. Zasolování však může být i lokálního charakteru. V městském prostředí jsou jeho účinky nejvíce patrné na místech ošetřovaných posypem solí v zimním období, tj. zejména v prostorách kolem cest a komunikací. Zasolení je obvykle doprovázeno i vyšší hodnotou pH půdy.

Z hlediska schopnosti tolerance vyšší hladiny solí lze dle Flowerse et al. (1977) rostliny rozdělit na halofyty (velmi tolerantní) a glykofyty (citlivé k zasolení). Některé halofyty jsou schopné snášet i prostředí, kde koncentrace solí dosahuje dvojnásobku hodnot obsažených v mořské vodě (Xiong & Zhu 2002). Mezi glykofyty patří většina rostlin. Míra zasolení se stanovuje měřením elektrické vodivosti (EC) půdy. Čistá voda má nízkou vodivost, s rostoucí koncentrací rozpuštěných solí se pak hodnoty zvyšují.

Primárními reakcemi na zasolení jsou iontový a osmotický stres. Nadměrná koncentrace iontů Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} vyvolává v buňce toxický efekt. Příjem iontů kořeny závisí na membránovém potenciálu, kyselosti půdy, typu a množství solí nebo produkci rostlinných hormonů (Xiong & Zhu 2002). Rostliny se před negativními účinky brání omezením transportu iontů do nadzemních částí, do jisté míry jsou schopné i samoregulace. Hromadění iontů Na^+ a Cl^- v chloroplastech zpomaluje fotosyntézu. Vyšší koncentrace Na^+ má rovněž

silné inhibiční účinky na příjem iontů K^+ , které jsou důležité pro udržování turgoru buněk, membránového potenciálu a ovlivňují funkci některých enzymů. Osmotický stres snižuje schopnost kořenového systému rostlin přijímat vodu z půdního roztoku. Díky vyššímu osmotickému tlaku v rhizosféře je prostředí kolem kořenových buněk vůči půdnímu roztoku hypotonické, což znemožňuje kořenům nasávat vodu a rostliny následně vadnou. Obranným mechanismem jsou exprese genů, účinky fytohormonů (např. kyseliny abscisové), hromadění příslušných osmoprotektantů (organických látek, jako jsou např. prolin nebo glycinbetain, které slouží k redukci stresu a umožňují příjem vody).

Mezi sekundární projevy zasolení patří akumulace toxických látek, narušení buněčného metabolismu, nutriční nerovnováha, oxidativní stres (Xiong & Zhu 2002). Příčinou oxidativního stresu je tvorba reaktivních forem kyslíku (ROS), které poškozují buněčnou strukturu a makromolekuly, jako lipidy, enzymy a DNA. Mezi ROS patří např. peroxid vodíku (H_2O_2), hydroxylový radikál OH^- a superoxid O^{2-} .

Nadměrné koncentrace solí vyvolávají u rostlin morfologické i fyziologické změny kořenového systému i nadzemních částí. Dle druhu poškozeného orgánu a podmínek prostředí jsou nejvíce patrné retardace růstu, snížení životaschopnosti, omezení intenzity dýchání a fotosyntézy, zrychlený vývoj a narušení výživy.

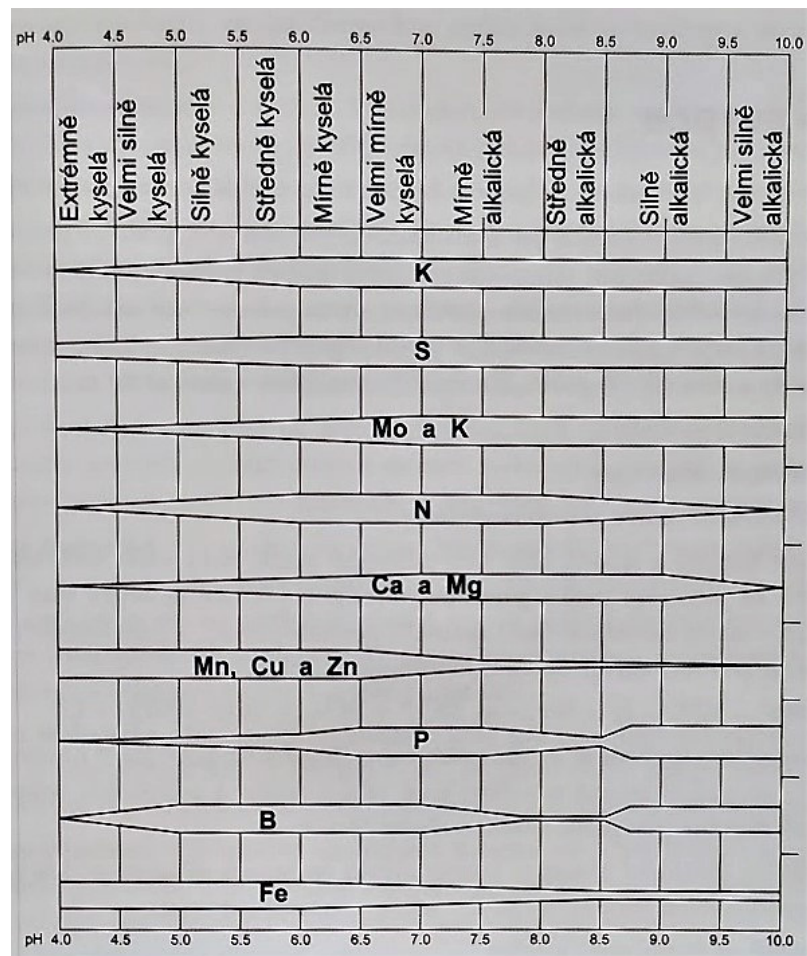
3.6.3 Acidifikace a alkalizace

Jedná se o pokles kyselinové, resp. zásadové neutralizační kapacity půdy. Obojí se projevuje změnami půdní reakce, která je vyjádřena hodnotou pH (záporný dekadický logaritmus koncentrace vodíkových iontů se stupnicí v rozpětí 0–14).

Proces okyselování je důsledkem produkce kyselin v půdě, vstupu kyselin z vnějšího prostředí, příp. odběru nebo vyplavování bazických látek (Rejšek & Vácha 2018). Acidifikace vede k postupnému poklesu obsahu uhličitánů, snadno zvětratelných primárních silikátů a výměnných bazických kationtů, příp. k hromadění kationtových kyselin nebo síranů (Šarapatka & Bedrna 2002). Jedná se o přirozený proces (např. podzolizace), kdy záleží na typu matečné horniny, působení humusu a organických kyselin v půdě, tvorbě CO_2 , vymývání bazických sloučenin srážkami a vegetačním pokryvu. Příčinou okyselování půd vlivem antropogenní činnosti je např. používání nevhodných druhů hnojiv a suché (prach) nebo mokré (kyselé deště) atmosférické depozice oxidů dusíku a síry. Mezi důsledky acidifikace patří aktivizace patogenních organismů a následný rozvoj chorob rostlin, snížená nitrifikační schopnost půd, snížená aktivita hlízkových bakterií, zpomalení uvolňování minerálního N z organické hmoty v půdě, snížení příjmu P a B rostlinami, snadnější vyluhování K z půdy, toxicita hliníku a poškozování kořenů rostlin, zvýšená mobilita těžkých kovů, jejich větší akumulace v rostlinách a nižší odolnost půdy vůči erozi (Rejšek & Vácha 2018).

Alkalizace vede ke zvýšenému obsahu bazických kationtů (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) a jejich solí v půdě. Díky charakteru a složení cizorodého materiálu, který slouží jako substrát urbánních půd, se vyznačují vyšší hodnotou pH. Příčinou je kromě aplikace posypových solí v zimním období (hořečnatodraselné a sodnodraselné směsi) také zvětrávání stavebních sutí a usazování prachu z omítek, které jsou bohaté na vápenaté sloučeniny. Zvyšováním pH se

v půdě snižuje obsah živin přístupných pro rostliny, ale i vitalita mykorhizních symbiontů (Rejšek & Vácha 2018). Dostupnost živin pro rostliny v závislosti na pH je uvedena na Obrázku 7.



Obr. 7. Stupeň pH a minerální výživa rostlin (Rejšek & Vácha 2018)

3.7 Znečištění vody

Voda se v přírodě vyskytuje ve třech formách, a to srážkové, povrchové a podpovrchové (Fazekašová et al. 2014). Součástí srážkové vody je pára, kapky a krystaly, které tvoří oblaky, a kapalné nebo pevné srážky dopadající na zem. Voda obsahuje rozpustné plyny shodné se složením vzduchu, plynné příměsi (oxidy síry, dusíku, amoniak) a pevné nečistoty (prach, kouř, části rostlin, mikroorganismy). Vlivem plynných polutantů může dojít ke snížení hodnoty pH. Následné okyselení povrchových vod nepříznivě ovlivňuje vodní živočichy a rostliny. Zdrojem povrchové vody jsou srážky, podzemní voda a tání ledu. Povrchová voda se shromažďuje v přirozených a uměle vytvořených vodních tocích nebo je zachycována v přírodních a umělých vodních nádržích. Podpovrchová voda je vázána chemicky (součást minerálů, odumřelých zbytků rostlin a živočichů) a mechanicky (půdní a podzemní voda). Jedná se o roztok obsahující různé druhy látek, např. zbytky pesticidů,

hnojiv, závlahové vody, látky vzniklé zvětráváním primárních půdních částic. Podzemní voda vzniká nahromaděním kapalné vody na nepropustném podloží v závislosti na geologickém charakteru území, reliéfu, klimatu a rostlinném pokryvu. Příliš vysoká hladina podzemní vody v půdním profilu působí nepříznivě na kořenový systém rostlin a pomáhá vytvářet anaerobní prostředí (Fazekašová et al. 2014).

Mezi hlavní antropogenní znečišťovatele vod patří komunální odpadní vody, odpadní vody z průmyslových podniků a ze zemědělské činnosti. Jsou zdrojem různých chemikálií, pevných materiálů, živin, bakterií, virů, těžkých kovů a mikroplastů, které zhoršují sensorické a fyzikálně chemické vlastnosti vod (www.water-pollution.org.uk). V posledních letech je především z ekologického a zdravotního hlediska věnována větší pozornost právě obsahu mikroplastů a jejich vlivu na živé organismy a životní prostředí. Drobné částičky plastů se do vod uvolňují např. z kosmetických produktů, sáčků a různých druhů obalů. Prostřednictvím UV záření, větru a abraze při pohybu ve vodě dochází k jejich další defragmentaci až na mikroskopické velikosti. Kanalizací a závlahami se pak šíří do okolního prostředí. K výskytu mikroplastů v prostředí přispívá i konzumace balené vody. Studie zabývající se rozšířením mikroplastů v Paříži (Dris et al. 2015) prokázala jejich přítomnost nejen v odpadní, povrchové a užitkové vodě, ale i v ovzduší a půdě.

Ve městech se nachází celá řada vodních zdrojů, např. rybníky, potoky, jezírka a různé vodní nádrže v parcích a zahradách, kašny aj. Jejich samočisticí schopnost je však často narušena a bez odpovídající péče se rychle zanáší nečistotami a bahnem. Městské vody jsou totiž ve velké míře přesyceny živinami, jejichž nadměrný přísun nejsou vodní ekosystémy schopny využít. Organické látky uvolňující se ze znečištěného ovzduší vodní prostředí obohacují (eutrofizují) a na základě svého množství a složení působí jako hnojivo. Další nadprodukcí živin zajišťuje člověk, např. díky přikrmování vodních ptáků a ryb (Reichholf 1999).

Eutrofizace je soubor přírodních i uměle vyvolaných procesů, které zvyšují obsah živin ve stojatých a tekoucích vodách (Kočí et al. 2000). Důsledkem je změna kvality vody a narušení ekologické rovnováhy přirozených ekosystémů. V přírodě se jedná především o uvolňování dusíku a fosforu ze sedimentů, půdy a odumřelých vodních organismů. Umělými zdroji těchto biogenních látek jsou zemědělská výroba, průmyslové a komunální odpadní vody a látky obsažené v pracích a čisticích prostředcích. V tomto případě jde o dynamický proces, který dokáže během krátké doby zničit celý ekosystém (Rosendorf & Fiala 2011). Projevem eutrofizace je masový rozvoj autotrofních organismů a zhoršení jakosti vody. Důsledkem je zarůstání vodních toků a nádrží, produkce toxických látek některými druhy sinic a řas, úbytek vyšších rostlin, zhoršení samočisticí schopnosti vodního prostředí, zabránění přístupu slunečního světla k organismům v hlubších vrstvách pod hladinou, odumírání citlivějších jedinců ve prospěch odolnějších druhů, které se pak mohou přemnožit, celkový pokles biodiverzity a narušení kyslíkového režimu (Kočí et al. 2000).

Vodní zdroje jsou v městském prostředí rovněž znečišťovány kontaminanty z ulic, automobilové dopravy a naplaveninami z okolí, které jsou společně vymývány a odváděny dešťovými srážkami. Jedná se o odpad z povrchů vozovek, parkovišť a jiných ploch, uličních

příkopů, dále o úniky paliv, brzdových kapalin, jemných částic vznikajících opotřebením pneumatik, výfukových plynů, olejů, solí (včetně posypových) aj. Složení těchto pevných a rozpustných materiálů bylo zkoumáno již v sedmdesátých letech 20. století v amerických velkoměstech (Sartor & Boyd 1972). Hlavní složku uličních polutantů tvoří anorganický materiál podobný písku, který sám o sobě není škodlivý, ale může tvořit základ pro hromadění organických látek. Dále byla prokázána přítomnost těžkých kovů, pesticidů, fosfátů, nitrátů, těžkých látek a různých bakterií. Kromě toho se na znečištění ulic podílejí i zbytky vegetace (listí, kůra, pyl, semena, tráva) a komunální odpad včetně papíru, plastů a skla. Nejvíce kontaminantů se obvykle nachází podél obrubníků a okrajů silnic. Usazeniny mohou ovlivňovat především přizemní vegetaci, travní porosty nebo klíčící rostliny přímým poškozením, ucpáváním průduchů nebo zanášením vodních cest. Mezi nepřímé účinky sedimentů lze zařadit fyzické zakrytí rostlin, změny složení substrátu, ve kterém žijí, zabránění přístupu světla pro umožnění fotosyntézy, snižování průhlednosti vody. Nežádoucí sedimenty rovněž poskytují povrch pro absorpci a adsorpci dalších látek, čímž zvyšují přítomnost pesticidů, živin a organických nečistot.

4 Závěr

- Proměnlivost podmínek vnějšího prostředí vyvolává u organismů stresovou reakci, která ovlivňuje jejich fyziologický stav a může vést k trvalému poškození.
- Charakter a intenzita stresových faktorů se mění v závislosti na podmínkách vnějšího prostředí. Odolnost organismů vůči stresorům závisí na druhu, vývojové fázi, morfologii a fyziologii.
- Stresové faktory většinou nepůsobí samostatně, ale vzájemně se ovlivňují v různých kombinacích, které mohou jejich účinky zesilovat.
- Byl jednoznačně prokázán vliv antropogenní činnosti na znečištění složek životního prostředí.
- Stupeň znečištění městského prostředí a morfologické i fyziologické poškozování vegetace mají jednoznačnou souvislost s mírou urbanizace, populačním růstem, hustotou zástavby a intenzitou dopravy.
- Negativní vliv na růst a vývoj rostlin v urbánním prostředí mají nejčastěji nedostatečný prostor pro vývoj kořenového systému, nízký obsah živin a organických látek v půdě, vysoká koncentrace solí v půdě, utužení půdy bránící přísunu vody, imisní spad a sluneční záření.
- Použitím různých genetických, kulturních, morfologických a fyziologických adaptací lze zvýšit odolnost rostlin a umožnit jim přežití ve stresových podmínkách městského prostředí. Vhodnými druhy a kultivary, které mají např. rozlehlý, mělký a silně rozvětvený kořenový systém, jsou taxony pomaleji rostoucí a tolerantnější k vnějším vlivům prostředí. Jejich použitím lze prodloužit životaschopnost výsadeb veřejné zeleně a snížit náklady na údržbu a ošetřování.
- Na základě měnících se klimatických podmínek a nárůstu intenzity stresorů je vhodné zaměřit další výzkum na zjištění vzájemných interakcí stresových faktorů, mechanismů adaptace rostlin na různé stresory a možnosti jejich minimalizace.

5 Literatura

- Al-Whaibi MH. 2011. Plant heat-shock proteins: A mini review. *Journal of King Saud University – Science* **23**:139-150.
- Andreovský J, et al. 2013. Zdroje znečišťování ovzduší a technologické souvislosti. Pages 147-426 in Henelová V, editor. *Příručka ochrany kvality ovzduší*. Sdružení společností IREAS centrum, Praha a Vodní zdroje Ekomonitor, Chrudim.
- Balabánová P. 2000. Zeleň v ulicích. *Urbanismus a územní rozvoj* **3**:29-36.
- Bílek J, Gadas P. 2013. Dopady znečištění ovzduší. Pages 117-146 in Henelová V, editor. *Příručka ochrany kvality ovzduší*. Sdružení společností IREAS centrum, Praha a Vodní zdroje Ekomonitor, Chrudim.
- Braun P, Hlínová Y, Keder J, Kojanová I, Krýsl S, Matoušková L, Modlík M. 2013. Znečištění a znečišťování kvality ovzduší. Pages 7-116 in Henelová V, editor. *Příručka ochrany kvality ovzduší*. Sdružení společností IREAS centrum, s. r. o., Praha a Vodní zdroje Ekomonitor spol. s. r. o., Chrudim.
- Casper BB, Jackson RB. 1997. Plant competition underground. *Annual review of ecology and systematics* **28**:545-570.
- Cannon WB. 1929. Organization for physiological homeostasis. *Physiological Reviews* **9**:399-431. DOI:10.1152/physrev.1929.9.3.399.
- ČSN 83 9001. 1999. *Sadovnictví a krajinářství – Terminologie – Základní odborné termíny a definice*. Český normalizační institut, Praha.
- Dris R, Gasperi J, Rocher V, Saad M, Renault N, Tassin B. 2015. Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry* **12**:592-599.
- Fazekašová D, Barančíková G, Torma S, Ivanová M, Manko P. 2014. Chemické a environmentálne aspekty zložiek životného prostredia a krajiny. *Prešovská univerzita v Prešove, Prešov*.
- Finlayson-Pitts BJ, Pitts JN Jr. 2000. *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere*. Academic Press, San Diego.
- Fišer J, Nováková M, Macek T. 2014. Mechanismy snižující toxicitu rizikových prvků u rostlin. *Chemické listy* **108**:566-571.
- Fitter AH, Hay RKM. 2002. *Environmental Physiology of Plants*. Academic Press, Londýn, San Diego.
- Flowers TJ, Troke PF, Yeo AR. 1977. The mechanism of salt tolerance in halophytes. *Annual Review of Plant Physiology* **28**:1189-121.

- Gachomo EW, Shonukan OO, Kotchoni SO. 2003. The molecular initiation and subsequent acquisition of disease resistance in plants. *African Journal of Biotechnology* **2**:26-32.
- Hedhly A. 2011. Sensitivity of flowering plant gametophytes to temperature fluctuations. *Environmental and Experimental Botany* **74**:9-16.
- Hendrych J, Kupka J, Stojan D, Klingorová I, Kubátová Š, Altukhova A. 2018. Struktury urbanizované zeleně. České vysoké učení technické v Praze, Praha.
- Ho TD, Sachs MM. 2008. Environmental control of gene expression and stress proteins in plants. Pages 157-180 in Jones HG, Flowers TJ, Jones MB, editors. *Plants under stress*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hůnová I. 2018. Přízemní ozón. *Chemické listy* **112**:598-604.
- Kavka B, Šindelářová J. 1978. Funkce zeleně v životním prostředí. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Kazda J, Prokinová E, Ryšánek P. 2007. Škůdci a choroby rostlin: Domácí rostlinolékař. Euromedia Group, a. s., Praha.
- Kočí V, Burkhard J, Maršálek B. 2000. Eutrofizace na přelomu tisíciletí. *Eutrofizace 2000* **10**:3-13
- Kosová et al. 2012. Complex phytohormone responses during the cold acclimation of two wheat cultivars differing in cold tolerance, winter Samanta and spring Sandra. *Journal of Plant Physiology* **169**:567-576.
- Kotak S, Larkindale J, Lee U, von Koskull-Döring P, Vierling E, Scharf K. 2007. Complexity of the heat stress response in plants. *Current Opinion in Plant Biology* **10**:310-316.
- Krizek DT, Dubik SP. 1987. Influence of water stress and restricted root volume on growth and development of urban trees. *Journal of Arboriculture* **13**:47-55.
- Kučerová P, Macková M, Macek T. 1999. Perspektivy fytoemediacce při odstraňování organických polutantů a xenobiotik z životního prostředí. *Chemické listy* **93**:19-26.
- Kůdela V, Ackermann P, Prášil IT, Rod J, Veverka K. 2013. Abiotikózy rostlin: poruchy, poškození a poranění. Academia, Praha.
- Larcher W. 2003. *Physiological Plant Ecology. Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Larkindale J, Mishkind M, Vierling E. 2005. Plant responses to high temperature. Pages 100-144 in Jenks MA,, Hasegawa PM, editors. *Plant Abiotic Stress*. Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- Laštůvka Z. 1986. Koakce a kompetice vyšších rostlin. Academia, Praha.
- Levitt J. 1980. *Response of Plants to Environmental Stress: Water, Radiation, Salt and Other Stresses*. Academic Press, New York.

- Mareček J. 1992. Zahrada. Noris, Praha.
- Meteocentrum. 2020. Chemické složení čisté a suché atmosféry. Available from www.meteocentrum.cz (accessed March 2020).
- Ministerstvo životního prostředí. 2016. Vyhláška č. 153 ze dne 9. května 2016, kterou se stanoví podrobnosti ochrany kvality zemědělské půdy. Pages 2692-2699 in Sběrka zákonů České republiky, 2016, částka 59. Česká republika.
- Moravec J, et al. 1994. Fytocenologie. Academia, Praha.
- Navarrete IA, Gabiana CHC, Dumo JRE, Salmo III SG, Guzman MALG, Valera NS, Espiritu EQ. 2017. Heavy metal concentrations in soils and vegetation in urban areas of Quezon City, Philippines. *Environmental monitoring and assessment* **189**:145.
- Novotný R, Lomský B. 2017. Vliv fluoru a jeho sloučenin na vegetaci – vyhodnocení výsledků listových analýz provedených v rámci různých typů šetření na území Česka. *Zprávy lesnického výzkumu* **62**:242-252.
- Ordóñez C, Sabetski V, Millward A, Steenberg JWN, Grant A, Urban J. 2018. The influence of Abiotic Factors on Street Tree Condition and Mortality in a Commercial-Retail Streetscape. *Arboriculture & Urban Forestry* **44**:133-145.
- Parlament České republiky. 2000. Zákon č. 128 ze dne 12. dubna 2000 o obcích (obecní zřízení). Pages 1737-1765 in Sběrka zákonů České republiky, 2000, částka 38. Česká republika.
- Parlament České republiky. 2012. Zákon č. 201 ze dne 2. května 2012 o ochraně ovzduší. Pages 2786-2850 in Sběrka zákonů České republiky, 2012, částka 69. Česká republika.
- Plhák F. 2000. Vliv rostlin na ovzduší. Mohou rostliny snižovat koncentraci dusíku? *Vesmír* **79**:448-449.
- Pokorný J, Hesslerová P, Jirka V, Huryna H, Seják J. 2018. Význam zeleně pro klima města a možnosti využití termálních dat v městském prostředí. *Urbanismus a územní rozvoj* **21**:26-37.
- Poleno Z, Vacek S, Podrázský V, Remeš J, Mikeska M, Koblíha J, Bílek L. 2007. Pěstování lesů I. Ekologické základy pěstování lesů. *Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*.
- Poleno Z, Chroust M. 1985. Příměstské lesy. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.
- Rehman S, Harris PJC, Ashraf M. 2005. Stress environments and their impact on crop production. Pages 3-15 in Ashraf M, Harris P, editors. *Abiotic stresses: plant resistance through breeding and molecular approaches*. Food Product Press, Binghamton.
- Reichholf J. 1999. Životní prostředí: ekologie lidských sídel. Ikar, Praha.
- Rejšek K, Vácha R. 2018. *Nauka o půdě*. Agriprint, Olomouc.

- Rosendorf P, Fiala D. 2011. Metodika vymezení zranitelných oblastí podle eutrofizace vod. Výzkumný ústav T. G. Masaryka, Praha.
- Sartor JD, Boyd GB. 1972. Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants. US Government Printing Office, Washington.
- Seinfeld JH, Pandis SN. 2016. Atmospheric Chemistry and Physics. From Air Pollution to Climate Change. John Wiley & Sons, New Jersey.
- Selye H. 1980. A personal message from Hans Selye. Journal of extension **18**:6-11.
- Schulze ED, Beck E, Müller-Hohenstein K. 2002. Pflanzenökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Slavíková J. 1986. Ekologie rostlin. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- Sun W, Van Montagu M, Verbruggen N. 2002. Small heat shock proteins and stress tolerance in plants. Biochemica et Biophysica Acta **1577**:1-9.
- Šafránková I, Trávníčková Z. 2015. Metodika ochrany veřejné zeleně před škodlivými organismy rostlin. Ministerstvo zemědělství, Praha. Available from http://eagri.cz/public/web/file/440129/Metodika_ochrany_veřejne_zelene_pred_skodlivymi_organismy_rostlin___publikace_NAP_2015.pdf (accessed February 2020).
- Šarapatka B, Bedrna Z. 2002. Kvalita a degradace půdy. Univerzita Palackého, Olomouc.
- Thakur M, Sohal BS. 2013. Role of Elicitors in Inducing Resistance in Plants against Pathogen Infection: A Review. Hinadwi Publishing Corporation, ISBN Biochemistry (e762412), DOI: 10.1155/2013/762412.
- Uhlířová H, Novotný R, Matucha M. 2003. Projevy poškození lesních dřevin pod vlivem abiotických stresů. Pages 76-89 in Bláha L, editor. Vliv abiotických a biotických stresorů na vlastnosti rostlin. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Vácha R. 2019. Kontaminace půdy. Česká technologická platforma pro zemědělství. Available from www.ctpz.cz/vyzkum/kontaminace-pudy-857 (accessed June 2020).
- Večeřová-Procházková A, Honzák R. 2008. Stres, eustres a distres. Interní medicína pro praxi **10**:188-192.
- Vorel I, Balabánová P, Kyselka I. 2016. Principy a pravidla územního plánování. Kapitola C – Funkční složky. C.5. Zeleň. Ústav územního rozvoje, Brno. Available from: <http://www.uur.cz/default.asp?ID=2571> (accessed February 2020).
- Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i. 2020. Význam půdy. Available from <http://www.organicahmota.cz/#/puda> (accessed March 2020).
- Water Pollution. 2020. Types of water pollution. Available from www.water-pollution.org.uk (accessed April 2020).

- Weinstein LH, Davison A. 2004. Fluorides in the Environment: Effects on Plants and Animals. CABI Publishing, Wallingford.
- Whitlow T, Bassuk NL. 1987. Trees in difficult sites. *Journal of Arboriculture* **13**:10-17.
- Xiong L, Zhu JK. 2002. Salt tolerance. *The Arabidopsis Book*. DOI:10.1199/tab.0048.
- Yadav SK. 2010. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metals stress tolerance of plants. *South African Journal of Botany* **76**:167-179.