

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Geologie
Studijní obor: Praktická geobiologie



Jana Zývalová

Vliv zimní chemické údržby silnic na stav okolních ekosystémů

The role of winter chemical maintenance of roads on ecosystems

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce: prof. RNDr. Martin Mihaljevič, CSc.

Praha, 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, dne 20. 8. 2015

.....

Podpis

Poděkování

Děkuji všem, kteří projevili ochotu pomoci mi při psaní této práce.

ABSTRAKT

Každoroční používání posypových solí vede ke kontinuálnímu nárůstu koncentrace Cl^- a Na^+ v okolí ošetřovaných silnic. Postihnuto je zejména půdní a vodní prostředí a vegetace. V půdě dochází k akumulaci Na^+ , které se váží do kationtového výměnného komplexu (CEC) a vytěsňují z něj ostatní kationty (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+ aj.), jež jsou posléze z půdy vymývány. Nadměrné množství Na^+ dále narušuje půdní strukturu, vede k disperzi půdních částic, díky čemuž může dojít k mobilizaci těžkých kovů (Cd, Zn, Pb aj.). Zvýšení pH a elektrické konduktivity (EC) má vliv na celkový chemismus půdy.

Cl^- jsou v půdním prostředí mobilnější než Na^+ a jsou rychleji splachovány do vod, kde spolu s Na^+ přispívají k nárůstu celkového obsahu rozpuštěných látek (TDS) a způsobují akutní i chronickou kontaminaci. Dlouhodobé vystavení stresovým podmínkám ovlivňuje vitalitu vodních společenstev a způsobuje posun od alkalických společenstev k halofilním. Ve vodních nádržích může dojít k zpomalení až zastavení sezónního promíchávání vodních vrstev. Díky anoxii bentických vod se mění biogeochemie jezerních sedimentů.

Vegetace v okolí ošetřovaných silnic vykazuje viditelné známky poškození. Nejvíce postižené jsou jehličnaté stromy, u nichž je mnohdy pozorovatelná chloróza a nekróza jehlic. Další poškození vznikají nepřímo vlivem změněných půdních podmínek, zejména sníženým osmotickým potenciálem a nedostatkem živin. Dochází k rozšiřování halofytních druhů a ústupu rostlin glykofytních.

Klíčová slova: chemická údržba, posypové soli, NaCl, silnice, ekosystémy

ABSTRACT

The annual use of de-icing salts leads to a continuous increase of Cl^- and Na^+ concentration in the surroundings of treated roads. It particularly affects soil and water environment and vegetation. The Na^+ are accumulated in soils, they are bound into the cation exchange complex (CEC). It leads to the displacement of other cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+ , etc.), which are washing out from soils. The excessive amount of Na^+ disturbs the soil structure and leads to a soil particles dispersion. Thus, the mobilisation of heavy metals (Cd, Zn, Pb, etc.) can occur. Increase of pH and electrical conductivity (EC) has an effect on the overall chemistry of the soil.

Cl^- are more mobile than Na^+ in the soil column and they are flushed into water, where they altogether contribute to an increase of total dissolved solids and they cause acute and chronic contamination. The vitality of aquatic communities is influenced by the long-term exposure to the stress conditions. Finally, a shift from alkali to halophytic communities can occur. A slowdown, even stoppage of water layers mixing can be observed in water reservoirs. Biogeochemistry of water sediments is changed due to the anoxia of the benthic waters.

Vegetation in the surroundings of treated roads shows visible symptoms of damage. The coniferous trees are the most damaged. Chlorosis and necrosis of needles can be observed. Other injuries arise indirectly due to the changed soil conditions, especially low osmotic potential and lack of nutrients. Halophytic species expand, while the number of glycophytic plants declines.

Key words: chemical maintenance, road de-icers, NaCl, roads, ecosystems

OBSAH

1. ÚVOD.....	1
2. ROZDĚLENÍ A CHARAKTERISTIKA POSYPOVÝCH MATERIÁLŮ.....	2
2.1. INERTNÍ POSYP.....	2
2.2. CHEMICKÝ POSYP – ANORGANICKÉ SOLI.....	3
2.2.1. CHLORID SODNÝ.....	3
2.2.2. CHLORID VÁPENATÝ.....	3
2.2.3. CHLORID HOŘEČNATÝ.....	4
2.3. CHEMICKÝ POSYP – ORGANICKÉ SOLI.....	4
2.3.1. CMA.....	4
2.3.2. MOČOVINA.....	5
2.4. MĚNĚ POUŽÍVANÉ MATERIÁLY.....	5
2.5. ADITIVA.....	6
3. LEGISLATIVNÍ ÚPRAVA.....	6
4. POZOROVANÉ VLIVY NA EKOSYSTÉMY.....	8
4.1. PŮDA	
4.1.1. ZPŮSOB ŠÍŘENÍ NaCl.....	10
4.1.2. ZMĚNA PŮDNÍCH VLASTNOSTÍ.....	11
4.1.3. MOBILITA TĚŽKÝCH KOVŮ.....	12
4.1.4. PŮDNÍ MIKROBIÁLNÍ SPOLEČENSTVA.....	13
4.1.5. KOLOBĚH N.....	14
4.2. VODA	
4.2.1. ZPŮSOB ŠÍŘENÍ NaCl A ROČNÍ TRENDY.....	15
4.2.2. ZPŮSOB DETEKCE ZDROJŮ KONTAMINACE VODY.....	16
4.2.3. ZMĚNA KVALITY VODY V TOCÍCH A VODNÍCH NÁDRŽÍCH	17
4.2.4. VODNÍ ORGANISMY.....	18
4.3. VEGETACE	
4.3.1. ROZDĚLENÍ ROSTLIN DLE CITLIVOSTI NA ZASOLENÍ.....	20
4.3.2. PROJEVY STRESU ZPŮSOBENÉ ZASOLENÍM.....	21
4.3.3. ZMĚNA VEGETAČNÍHO POKRYVU OKOLO SOLENÝCH KOMUNIKACÍ.....	23
5. ZÁVĚR.....	24
6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY.....	25

SEZNAM ZKRATEK:

CEC – kationtová výměnná kapacita půdy

Cl⁻ – chloridové anionty

EC – elektrická konduktivita

ESP – procento výměnného sodíku

LC50 – koncentrace, při níž dojde k úhynu 50% organismů v daném časovém úseku

Na⁺ – sodíkové kationty

NaCl – chlorid sodný

TDS – celkový obsah rozpuštěných látek ve vodě

1. ÚVOD

Tato bakalářská práce si klade za cíl shrnout současné poznatky o působení posypových solí na okolní ekosystémy. Zaměřuje se na vlivy světově nejrozšířenějšího chemického posypu – NaCl (chloridu sodného), protože ostatní materiály se, zejména na území České republiky, používají minimálně.

V chladných oblastech začaly být silnice chemicky ošetřovány od 2. poloviny 20. století, což bezesporu přispělo k záchraně spousty lidských životů. Nicméně při bližším studiu je toto nevyvratitelné pozitivum zastíněno překvapujícími dopady posypových solí na životní prostředí, které se projevují v půdě, vodě, ale i na vegetaci rostoucí při okrajích silnic. Kontinuální nárůst koncentrace chloridových aniontů a sodíkových kationtů narušuje křehkou rovnováhu ekosystémů a může mít velice vážné následky, o čemž svědčí vyjádření amerických vědců, že zasolování je jedním z největších nebezpečí pro sladkovodní ekosystémy v USA (Kaushal *et al.* 2005). Zvyšující se intenzita dopravy, zastavěnost území, ale i nároků člověka na sjízdnost a bezpečnost silničního provozu vytváří z této problematiky jen obtížně řešitelnou otázku.

Většina odborných studií zabývajících se dopadem posypových solí na životní prostředí vznikla v Kanadě, USA a Skandinávii. To je pochopitelné s ohledem na zeměpisnou šířku a charakter klimatu zmíněných států. Překvapivě málo studií bylo vypracováno na území střední Evropy, ačkoliv i ona se potýká s chladnými zimami. Neznalost problematiky, spolu s malým zájmem o otázky životního prostředí, činí téma mé práce doposud opomíjeným v české společnosti. Ilustrujícím může být fakt, že k solení silnic se přistupuje i ve velkoplošně chráněných oblastech – národních parcích a chráněných krajinných oblastech. Přestože pro tento postup musí být vyjednána výjimka ze zákona, neuvažuje se dále nad složením směsi používané soli a je využívána nejsnazší a nejlevnější cesta – NaCl. Takové jednání s sebou přináší neodmítnutelný střet v otázce ochrany přírody.

Ačkoliv se můžeme pokusit spoléhat na globální oteplování, že nám zajistí mírnější zimy a tím i méně posolené životní prostředí, nelze si myslet, že můžeme vliv posypových solí banalizovat.

2. ROZDĚLENÍ A CHARAKTERISTIKA POSYPOVÝCH MATERIÁLŮ

Využití posypových materiálů spočívá v zajištění zimní údržby komunikací, jejímž cílem je bezpečnost silničního provozu. Posypové materiály je možné rozdělit do dvou základních skupin:

- inertní (zdrsňovací)
- chemické (rozmrazovací)

Z fyzikálního hlediska zvyšuje inertní posyp součinitel tření mezi vozovkou a pneumatikami aut a zabraňuje smyku. Zpravidla je používán jen v oblastech, kde je chemická údržba silnic zákonem č. 114/1992 Sb. zakázána, tzn. v národních parcích a chráněných krajinných oblastech. Na zbylých komunikacích je preferován chemická posyp.

Principem chemického posypu je snížení teploty tání (tuhnutí) ledu a jeho následné roztátí. Čistá voda krystalizuje při teplotě 0 °C a mění se na led. Po přidání jakékoliv posypové soli je bod teploty tání (tuhnutí) takovéto směsi snižován. Samotné tání ovšem vyžaduje energii, která vzniká odebráním tepla roztoku. To způsobuje, že eutektický bod směsi vody a soli dosahuje nižších hodnot, než jaké jsou teploty tání obou samostatných látek. Například pro 23,3% směs vody a NaCl je eutektický bod -21,1 °C. To znamená, že solný roztok bude za ideálních podmínek krystalizovat až při této teplotě. Reálná teplota tání eutektika je ovšem vyšší, a proto se NaCl nasazuje nejčastěji v podmínkách do -7 °C.

Rychlost účinku chemického posypu je zvyšována tzv. technologií vlhčené soli, při níž bývá suchá sůl na povrchu rozmetacího talíře sypače zkrápěna solným roztokem o koncentraci 18 – 21 %. Tím se nejen zlepšuje přilnavost posypové látky k povrchu, ale hlavně je usnadňován začátek rozpouštěcího procesu, neboť sůl potřebuje k disociaci dostatečnou vlhkost. Nejčastějšími solemi užívanými ke zkrápění jsou NaCl a CaCl₂.

2.1. INERTNÍ POSYP

Vozovky, na nichž je chemický posyp ze zákona vyloučen nebo nejsou z hlediska dopravy významné, se udržují inertním (zdrsňovacím) posypem. Z hlediska ochrany přírody je tento

způsob přijatelnější než posyp chemický, na druhou stranu ale není tak účinný. Využívány jsou zejména písek a drť, případně struska a škvára. Tyto materiály mohou být skladovány na volném prostranství, je ovšem vhodnější uchovávat je pod přístřešky. Aby se zabránilo zmrznutí, může být do materiálu přidán 1 – 3% roztok NaCl za předpokladu, že je zabráněno průsaku do okolí. Možnosti použití inertního materiálu jsou upraveny ve vyhlášce č. 104/1997 Sb. (viz kap. 3 Legislativní úprava).

2.2. CHEMICKÝ POSYP – ANORGANICKÉ SOLI

2.2.1. CHLORID SODNÝ

Chlorid sodný (dále NaCl) je celosvětově nejpoužívanější posypovou solí. To je způsobeno hlavně nízkými pořizovacími náklady, snadnou skladovatelností a jednoduchou manipulací. Materiál se získává hlubinnou důlní těžbou nebo odpařováním mořské vody.

NaCl je používán buď v pevném skupenství jako sypký, krystalický materiál, nebo v podobě solankového roztoku. Při aplikaci NaCl v teplotách nižších než $-7\text{ }^{\circ}\text{C}$ dochází pouze ke změkčení a průměrnému 10% roztátí celkového ledu a sněhu (Ramakrishna & Viraraghavan 2005). V těchto případech se proto přistupuje ke kombinaci NaCl s CaCl_2 , který má nižší eutektický bod než NaCl.

Rozmrazovací schopnosti NaCl jsou značně variabilní. Důvod tkví v jeho endotermických vlastnostech. K tomu, aby proběhla reakce mezi NaCl a vodou, je potřeba dodat externí tepelnou energii, nejčastěji ve formě slunečního záření nebo třecí energie mezi pneumatikami a ledem. Efektivita použité soli proto závisí na takových faktorech, jako jsou teplota nebo intenzita dopravy, či větru.

Běžně se do materiálu přidává protispékavá látka, která má zabránit tvorbě hrudek. Nejčastěji je jako zpomalovač tvrdnutí používán ferrokyanid draselný, případně sodný. Významnou negativní vlastností NaCl vedle vlivu na živé ekosystémy je jeho korozivní účinek na kovové konstrukce a agresivní chování vůči povrchům vozovek.

2.2.2. CHLORID VÁPENATÝ

Chlorid vápenatý (dále CaCl_2) je druhým nejpoužívanějším posypovým materiálem v ČR,

přesto je jeho podíl v celkové spotřebě téměř zanedbatelný. Je to způsobeno zejména vysokou cenou, která se pohybuje okolo 6-ti násobku ceny NaCl, a složitou manipulací s materiálem, který je silně hygroskopický a je tudíž nutné skladovat ho v dobře utěsněných pytlích.

Eutektického bodu dosahuje vodný roztok při $-50\text{ }^{\circ}\text{C}$, proto se sůl využívá zejména za teplot, ve kterých je znemožněno využití NaCl, tzn. nižších než $-11\text{ }^{\circ}\text{C}$. CaCl_2 je dodáván v pevném skupenství ve formě vloček nebo jako solankový roztok s koncentrací pohybující se v rozmezí 15 – 32%. Vzhledem k vysoké ceně čistého CaCl_2 se v praxi nejčastěji používá solankový roztok, kterým je zkrápen NaCl, popřípadě směs CaCl_2 s NaCl.

Na rozdíl od NaCl je CaCl_2 exotermický, což spolu s jeho hygroskopickými vlastnostmi značně urychluje rozmrazovací účinek. Největší nevýhoda tohoto posypového materiálu tkví v jeho negativním vlivu na betonové konstrukce, které po kontaktu s CaCl_2 korodují.

2.2.3. CHLORID HOŘEČNATÝ

Chlorid hořečnatý (dále MgCl_2) se získává odpařováním mořské vody nebo jako vedlejší produkt při metalurgických procesech. Takto vzniklý materiál ale často obsahuje zvýšené množství těžkých kovů. Používá se ve formě solankového roztoku nebo v pevné, krystalické formě. Při 21% koncentraci dosahuje směs MgCl_2 a vody eutektického bodu $-33\text{ }^{\circ}\text{C}$, proto je sůl vhodná k použití při teplotách menších než $-9\text{ }^{\circ}\text{C}$ (NCHRP 2007).

V České republice je význam MgCl_2 pro zimní chemickou údržbu téměř zanedbatelný. Ve větší míře je používán např. v USA nebo Kanadě.

2.3. CHEMICKÝ POSYP – ORGANICKÉ SOLI

2.3.1. CMA

CMA je zkratkou pro Calcium Magnesium Acetate, látku, která byla syntetizována v 70. letech v USA. V této době se americká organizace FHWA (Federal Highway Administration) snažila vyrobit přípravek, který by nahradil dosud používané posypové soli, o nichž se právě v této době začalo tušit, jak významně mohou ovlivňovat okolní prostředí (TRB 1991). CMA je produkován při reakci kyseliny octové s dolomitem a jeho eutektický bod je $-27,5\text{ }^{\circ}\text{C}$. Nejlépe funguje v teplotách nad $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Hlavní nevýhodou CMA je vedle vysoké pořizovací ceny i menší účinnost v porovnání se solemi. Rozmrazovací účinek se nedostavuje ihned po aplikaci, ale až s časovou prodlevou. Bylo prokázáno, že největší efektivitu dosahuje CMA v případě, že je aplikován ještě před očekávanými sněhovými srážkami. Tento nedostatek bývá řešen smícháním s pískem, takže je nejdříve využita zdršňovací schopnost inertního posypu a posléze tavicí schopnost CMA. V celkové bilanci je spotřeba CMA vyšší o 20 – 70% v porovnání s klasickými solemi (TRB 1991).

Na druhou stranu je CMA ekologicky relativně šetrný. Vážněji nepoškozuje fyzikální vlastnosti půdy, acetát je rychle odbouratelný. V porovnání s NaCl je méně škodlivý pro vegetaci i pro ryby. Například ale vodní plankton reaguje na zvýšené koncentrace CMA citlivěji než na NaCl (TRB 1991). Srovnatelné jsou účinky NaCl a CMA na mobilizaci těžkých kovů, ačkoliv se při ní uplatňují rozdílné principy. Jak ukazují Amrhein *et al.* (1992), je CMA ve stejné koncentraci schopen mobilizovat dokonce více Cd než NaCl.

2.3.2. MOČOVINA

Močovina ($(\text{NH}_2)_2\text{CO}$) se nejčastěji používá jako hnojivo v zemědělství. Pro chemickou údržbu se využívá převážně na letištích díky tomu, že nezpůsobuje tak rozsáhlou korozi materiálů jako ostatní posypy. Močovina je získávána reakcí amoniaku a oxidu uhličitého. V půdním prostředí je rychle degradována zpětně na amoniak. Hlavním nedostatkem je kromě vysoké ceny vnos dusíku do ekosystémů, který způsobuje eutrofizaci akvatického prostředí a nadměrný růst vegetace.

2.4. MÉNĚ POUŽÍVANÉ MATERIÁLY

Na trhu dnes existuje řada dalších posypových materiálů a jejich směsných kombinací, které ovšem, co se týče spotřebovaného množství, nekonkurují výše uvedeným. Největší variabilitu představují látky používané na letištích, kde jsou na bezpečnost provozu kladeny značné nároky. U těchto posypových materiálů se nepřihlíží v tak velkém měřítku na vliv na okolní ekosystémy, pozornost je zaměřena spíše na jejich korozivní a bezpečnostní účinky a cenu. Nejpoužívanějším prostředkem na letištních plochách je dnes octan draselný, následovaný směsí močoviny a ethylenglykolu, mravenčanem sodným, a dalšími (Jiříček *et al.* 2007).

2.5. ADITIVA

Posyp, aplikovaný na vozovku, bývá většinou směsí hlavní účinné látky a dalších aditiv, mezi něž patří různé druhy protispékavých nebo antikorozivních materiálů.

Při vysoké vzdušné vlhkosti (nad 70%) se na zrnech soli tvoří solankový roztok, který se při následném poklesu vlhkosti vypařuje za částečně rekrystalizace solanky. To způsobuje nevhodnou agregaci solných zrn, které se snaží silničáři zabraňovat přidáním protispékavých látek, mezi něž patří například hexakynoželeznatan sodný ($\text{Na}_4\text{Fe}(\text{CN})_6 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), hexakynoželeznatan draselný ($\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN})_6 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$, obecně známý jako žlutá krevní sůl) nebo hexakynoželeznatan železitý ($\text{Fe}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]_3$, známý jako berlínská modř). Jejich obsah v solné směsi je minimální, pohybuje se v hodnotách do 0,01 %. Ferokyanidy podléhají rozkladu na problematické kyanidy za působení ultrafialového záření, k němuž ovšem už nedochází v půdním prostředí, proto je riziko toxického působení kyanidů v okolí solených silnic nepravděpodobné (NCHRP 2007).

Pro zmírnění korozivních účinků většiny posypových materiálů bývají do směsí přidávány antikorozivní látky. Tato praxe je nejvíce rozvinuta v USA a v Kanadě. Do chloridů bývají nejčastěji použity vedlejší produkty ze zemědělství, které jsou snadno odbouratelné činností mikroorganismů. Jedním z oblíbených přípravků je TEA (triethanolamin), který je ale veden jako rizikový pro lidské zdraví, protože může způsobovat zarudnutí kůže nebo podráždění očí. Mezi další patří látky na bázi fosfátů, či nitrátů. Většina antikorozivních látek působí v menší, či větší míře škodlivě na okolní prostředí. Při jejich odbourávání může dojít k nadměrné spotřebě kyslíku ve vodním prostředí nebo naopak zvýšenému přísunu živin do ekosystému (Fischel 2001, NCHRP 2007).

3. LEGISLATIVNÍ ÚPRAVA

V českém právním systému jsou pravidla zimní údržby komunikací zakotvena ve dvou předpisech:

- Zákon č. 13/1997 Sb., o pozemních komunikacích
- Vyhláška Ministerstva dopravy a spojů č. 104/1997 Sb., kterou se provádí zákon o pozemních komunikacích

V § 42 vyhlášky je definován Plán zimní údržby, podle něhož se zimní údržba provádí, a který si stanovuje každá obec sama. Přesný postup zimní údržby zahrnující pořadí jednotlivých fází, maximální množství použitého posypového materiálu, mechanismy údržby aj., je stanoven v příloze 7 vyhlášky. V ní se například uvádí, že posyp solí může být zahájen až ve chvíli, kdy vrstva sněhové pokrývky na vozovce nepřesahuje výšku 3 cm. Do tohoto stavu je vozovka uváděna mechanickým pluhováním. Dávkování chemického posypu je prováděno podle intenzity sněžení s tím, že maximální dávka je 20 gm^{-2} . Jiné parametry jsou stanoveny pro odstraňování náledí. Zde je 20 gm^{-2} minimální dávka, zatímco maximální může ve výjimečných případech přesáhnout i 60 gm^{-2} . Při teplotách okolo -5°C nařizuje vyhláška používat NaCl. V případě, že teplota klesne k -15°C má být použit CaCl_2 a v rozmezí těchto teplot směs obou chloridů. Dodávaná sůl má obsahovat nejméně 96 váhových procent účinné látky a musí být doloženy údaje o jejím chemickém složení, vlhkosti, skladbě zrn a o podílu nerozpustných příměsí. Například podíl prachových částic o velikosti méně než 0,16 mm nesmí přesahovat 5 váhových procent. Zajímavé je, že dosud nebyly stanoveny žádné limity pro obsah těžkých kovů, ani jiných nevhodných příměsí.

Na komunikacích, které nejsou udržovány chemickým posypem, je aplikován posyp inertní v dávce maximálně 500 gm^{-2} . Doporučovanými materiály jsou písek a drť, dále přípustnými jsou struska a škvára. Relativně striktní je vyhláška ve stanovení velikosti zrn, která nesmí být menší než 0,3 mm, větší než 18 mm a musí být ostrohranná. V žádném případě nesmí inertní materiál obsahovat toxické nebo jinak škodlivé látky a nezávadnost musí být každý rok doložena atestem dodavatele.

Pouze ve zcela výjimečných případech je povoleno použití směsi NaCl a písku nebo drtě, navíc v přesně stanoveném poměru 1:3-6.

Jediným zákonem v české legislativě, který reguluje použití chemického posypu, je zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, který v § 16 a 26 zakazuje provádět chemický posyp cest na území národních parků a chráněných krajinných oblastí. Na základě § 43 tohoto zákona ovšem může dojít k vydání výjimky ze zákazu, která je vydávána vždy příslušným orgánem ochrany přírody a krajiny. V současné době jsou vydány výjimky ve všech 25 chráněných krajinných oblastech České republiky. Obvykle bývají výjimky vydány na všechny silnice I.třídy a velmi často na silnice II.třídy. Je stanoveno, že posyp musí probíhat formou zkrápěné soli, nicméně typ chemické látky ve výjimkách blíže specifikovaný není, a proto je používaným

materiálem NaCl. Co se týče národních parků, výjimky jsou uděleny ve dvou z nich: Krkonošském národním parku (KRNAP) a Národním parku Šumava. V KRNAPu jsou soleny všechny silnice I. a II. třídy vedoucí do hlavních zimních středisek. Ani zde není nařízeno užití jiné chemické látky než NaCl, je ovšem stanoveno jiné dávkování, které nemá překračovat 10 gm⁻². V NP Podyjí a České Švýcarsko se nenacházejí významné dopravní komunikace, proto na těchto územích žádné výjimky vydané nejsou.

4. POZOROVANÉ VLIVY NA EKOSYSTÉMY

Chemický posyp putuje ze silnic do ekosystémů ve dvou hlavních podobách:

- v kapalném skupenství (v disociované formě) jako vodný roztok NaCl, který obsahuje chloridové anionty (Cl⁻) a sodíkové kationty (Na⁺)
- ve skupenství pevném jako krystalky soli, které mohou být přenášeny vzdušným pohybem částic

V prvním případě dochází k transportu gravitačním odtokem z vozovky, plužením, aerosolem a působením pneumatik vozidel, které rozstříkávají roztok do okolí. V druhém případě jsou pevné částice transportovány z vozovky působením větru nebo vozidel. Obecně se předpokládá exponenciální pokles depozice se vzdáleností od vozovky (Lundmark 2003). Přesto je vzdálenost, do níž chemická látka doputuje, velice variabilní a závisí na podmínkách v dané lokalitě, jako je sklon svahu na okraji silnice, přítomnost a typ drenáže vozovky, půdní druh, vegetační kryt a klimatické podmínky, například množství srážek a směr větru (Blomqvist & Johansson 1999, Colwill *et al.* 1982). Většina posypové soli transportovaná přímým odtokem končí v drenážních systémech podél vozovky, v nichž je buď přímo infiltrována do půdy, nebo spolu s vodou dále transportována drenážemi a k infiltraci dojde na vzdálenějším místě (Lundmark 2003).

Blomqvist & Johansson (1999) uvádějí, že 20 – 63% soli může být z vozovky transportováno větrem a uloženo v rozmezí 2 – 40 metrů od krajnice. Nicméně 90% této depozice je uloženo do vzdálenosti 20 metrů od vozovky. Jiná studie ukazuje, že z celkového objemu aplikované soli bylo 45% transportováno větrem a uloženo ve vzdálenosti 0 – 100 metrů od vozovky, přičemž většina takto přenesené soli byla akumulována ve vzdálenosti do 10 metrů (Lundmark & Oloffson 2007).

V případě vzdušného transportu hraje významnou roli přítomnost vegetace v blízkosti silnice, protože porost funguje jako bariéra průniku částic do větších vzdáleností. Bylo prokázáno, že obsah Cl^- ve vzorcích sněhu klesá se vzdáleností výrazněji na stanovištích se zapojeným lesním porostem než na stanovištích otevřených. To je vysvětlováno schopností stromů zachytávat částice šířené vzdušným aerosolem (Hautala *et al.* 1992, Hautala *et al.* 1995, Munck *et al.* 2010).

Rychlost následné infiltrace solného roztoku do půdy a směr jeho pohybu jsou značně vázány nejen na reliéf, ale i na půdní druh. Ve štěrkovitých a písčitých půdách převažuje vertikální pohyb roztoku a vsakování probíhá rychle na rozdíl od jílovitých půd, v nichž převaha mikropórů zabraňuje účinné infiltraci a způsobuje zvýšený horizontální odtok. Velký horizontální pohyb může být způsoben i zmrznutím svrchních vrstev půdy (D'Itri 1992).

Konečnou destinací iontů solí může být půda nebo podzemní, či povrchová voda. Jejich přítomnost značně mění chemické a fyzikální vlastnosti prostředí, a tím má významný vliv i na biotu (Environment Canada 2000).

4.1. PŮDA

Půda je velice dynamický přírodní útvar, jehož vývoj se odehrává v řádu tisíců let a podílí se na něm několik faktorů: mateční substrát, klima, působení organismů, reliéf a čas. Půda slouží jako zásobník a zdroj živin i vody a sama představuje velice živý ekosystém. Vzhledem k významu půdy je jakákoliv její degradace, mezi níž patří vedle eroze nebo zhutnění i chemická kontaminace, negativní. Mezi typy chemické kontaminace může být zařazeno zvýšené množství anorganických iontů, neboli zasolení. Obecně uznávanou klasifikací je za mírně zasolenou půdu považována ta, jejíž elektrická vodivost (EC) přesáhne hranici 4 mS cm^{-1} . Zdrojem zasolení nemusí být nutně antropogenní činnost, často se jedná o přírodní procesy, mezi něž patří zvětrávání hornin, nepromyvný vodní režim a v příbřežních oblastech hlavně působení mořského spreje. Existuje ovšem i sekundární zasolení, jehož význam roste v důsledku zvyšujícího se antropogenního tlaku na krajinu, a je způsobováno zavlažováním půd v aridním a semiaridním prostředí, důlní činností a v neposlední řadě právě chemickou údržbou silnic v chladnějších regionech (Cañedo-Argüelles *et al.* 2013).

Vztah mezi chemickým posypem silnic a zhoršeným stavem okolních půd byl v četných

studiích jasně prokázán, stejně jako negativní následky zvýšené koncentrace solí v půdě (Foos 2003, Löfgren 2001, Ramakrishna & Viraraghavan 2005). Mezi nejzásadnější vlivy patří snížení osmotického potenciálu, narušení půdní struktury, disperze půdních koloidů, snížení půdní propustnosti a vyšší riziko eroze (Environment Canada 2000). Solné kontaminanty mají dále vliv na změnu půdního pH, mobilizaci těžkých kovů a značně zvyšují EC půdního roztoku (Ke *et al.* 2013, Linde *et al.* 2007, Löfgren 2001).

4.1.1. ZPŮSOB ŠÍŘENÍ NaCl

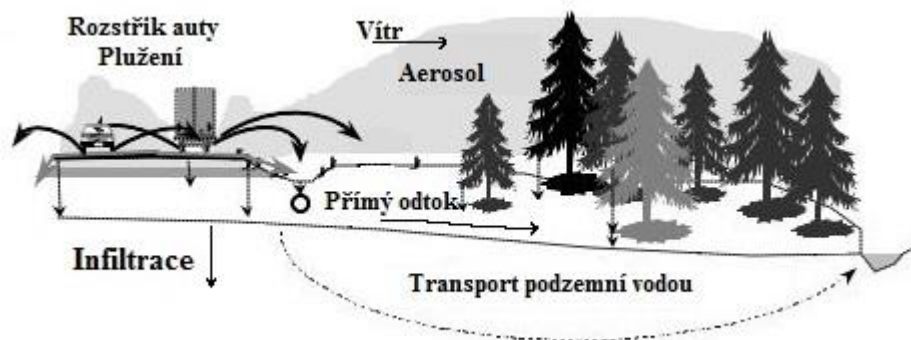
Transport solných iontů je ovlivněn zejména geologickými a klimatickými podmínkami dané oblasti. Většina studií prokázala silný nárůst jejich koncentrace do 10 metrů vzdálenosti od chemicky ošetřované vozovky. Na transportu soli do půdy se podílí jak přímý splach, tak vzdušný aerosol (Černohlávková *et al.* 2008, Norrström & Bergstedt 2001).

Sůl, jež infiltruje do půdy, putuje ve formě solného roztoku do tzv. vadózní zóny. Vadózní zóna se nachází v provzdušněném pásmu mezi půdním povrchem a svrchní hladinou podzemní vody (Lundmark & Olofsson 2007). Zde se ionty soli dostávají do kontaktu s půdními částicemi. Většina půdních částic je negativně nabitá stejně jako chloridový anion. Ten se díky svému negativnímu náboji a malým rozměrům chová značně konzervativně. Neúčastňuje se reakcí v půdě a zřejmě nemá přímý vliv na chemismus půdy. Rozpuštěný ve vodním roztoku je transportován přímým odtokem do povrchových vod nebo skrze půdní prostředí do podzemních vod (Norrström & Bergstedt 2001, Ramakrishna & Viraraghavan 2005).

Větší riziko pro stabilitu půdního prostředí představují Na^+ , které jsou díky svému pozitivnímu náboji v opačně nabitém prostředí zadržovány. Zvýšená koncentrace Na^+ způsobuje jejich poutání do kationtového výměnného komplexu a vypuzování ostatních bází (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ a jiné), které jsou následně z půdy vymývány. Tento princip vede k ochuzování půdy o důležité živiny. Norrström a Bergstedt (2001) poukazují na negativní korelaci mezi podílem Na^+ a ostatními bázemi v celkové kationtové výměnné kapacitě (CEC) půdy.

Vzhledem k rozdílným vlastnostem obou iontů se liší i jejich koncentrace v kontaminované půdě. Nejvyšší hodnoty pro Na^+ jsou obvykle zaznamenány v prvních metrech vzdálenosti od vozovky a s rostoucí vzdáleností klesají. Naopak u Cl^- je pozorovaný trend opačný. Jejich množství v blízkosti solených vozovek dosahuje požadovaných hodnot, zatímco ve vzdálenějších vzorcích několikanásobně tyto hodnoty převyšuje. Klesající trend je možné vysledovat pro oba

ionty i ve vertikálním transportu. V horních vrstvách dochází k částečné kumulaci přichozích iontů a směrem dolů se jejich množství snižuje. (Bryson & Barker 2002, Černohlávková *et al.* 2008, Hofman *et al.* 2012).



Obrázek č. 1: Možnosti transportu posypových solí z ošetřené silnice do okolního prostředí (Upraveno dle: Blomqvist & Johansson 1999).

4.1.2. ZMĚNA PŮDNÍCH VLASTNOSTÍ

Zvýšený přísun Na^+ a jejich akumulace způsobující vytěsnění ostatních kationtů z CEC, vede k vyšší bazické saturaci půdy, zvýšeným hodnotám EC, v závislosti na větším množství rozpuštěných iontů, a rostoucí hodnotě pH (Černohlávková *et al.* 2008, Kayama *et al.* 2003, Trahan & Peterson 2007). Byl prokázán nárůst pH v přirozeně kyselých lesních půdách (3,8 – 4,0) na neutrální až alkalické hodnoty (7,5 – 8,0) (Černohlávková *et al.* 2008). I míra těchto změn klesá se vzdáleností od silnice. Zajímavé je, že půdy vyvinuté na karbonátovém podloží jsou mnohem méně náchylné ke změně pH, protože zvětrávání matečné horniny zajišťuje stálý přísun bazických kationtů do výměnných pozic. Díky tomu je vliv na koloběh dusíku (viz dále) u karbonátových půd mnohem menší než u přirozeně kyselých půd (Green & Cresser 2008b).

Další riziko představuje disperze půdních částic, která nejvíce ohrožuje jílovité půdy (Environment Canada 2000). Ty totiž vykazují největší schopnost zadržování Na^+ , které destabilizují půdní koloidy tím, že vytěsňují z výměnných míst polyvalentní kationty a narušují

provázanost půdních částic, které se na základě absence vazeb rozpadají. Narušení struktury vede k ucpání půdních pórů, a tím i snížení hydraulické vodivosti prostředí (Norrström & Bergstedt 2001). Velice důležitým ukazatelem stability půdních koloidů je tzv. procento výměnného sodíku (ESP - Exchangeable Sodium Percentage), které představuje procentuální zastoupení Na^+ v kationtovém výměnném komplexu. Rostoucí ESP snižuje stabilitu půdních koloidů a už při hodnotě ESP okolo 6% mohou být půdy postihnuty jejich rozpadem a následnou ztrátou organické hmoty (Green & Cresser 2008a, Marschall *et al.* 1996).

4.1.3. MOBILITA TĚŽKÝCH KOVŮ

Dalším vážným následkem zvýšené koncentrace NaCl je změna chování ostatních půdních kontaminantů. Bylo prokázáno, že půdy v okolí intenzivně využívaných vozovek čelí zvýšenému přísunu těžkých kovů (Cd, Pb, Cu, Ni, Fe, Mn, Zn) (Aslam *et al.* 2013). Tyto prvky, ať už se do půdy dostaly antropogenní činností nebo přirozeným přírodním procesem, jsou zde vázány různými způsoby, které ve své studii souhrnně popsali Tessier *et al.* (1979). Vymezili pět základních frakcí: výměnnou, vázanou na karbonáty, vázanou na Fe- a Mn- oxidy, vázanou na organickou hmotu a reziduální.

Jednotlivé těžké kovy se vyskytují v asociacích s odlišnými frakcemi, Pb a Zn jsou nejčastěji vázány na oxidy, Cu na organickou hmotu, zatímco Cd nalezneme obvykle ve výměnné frakci a vázané na oxidy (Norrström & Jacks 1998). Stabilita frakcí je závislá na půdních podmínkách, nicméně jednotlivé frakce reagují na změny s odlišnou citlivostí. Stabilita karbonátové frakce je například náchylná ke změně pH, Fe-, Mn-oxidy degradují za anoxických podmínek, naproti tomu půdní organická hmota především za oxidačních podmínek.

Užití NaCl jako posypové soli v blízkosti kontaminovaných půd silně mění tyto podmínky, což přímo ovlivňuje jednotlivé frakce asociované s těžkými kovy. Nadměrná koncentrace Na^+ a Cl^- , zvýšení EC a změna pH narušují stabilitu frakcí a zvyšují pravděpodobnost uvolňování těžkých kovů do půdního roztoku (Bäckström *et al.* 2004). Tato pravděpodobnost je navíc podpořena ve chvíli vyššího přísunu vody do půdy, například v období jarního tání nebo velkých dešťů, kdy snadněji dochází k mobilizaci organické hmoty. Těžké kovy poté mohou být snadněji transportovány v komplexech s organickou hmotou, popřípadě s koloidy nebo dokonce v asociaci s Cl (Amrhein *et al.* 1992).

Amrhein *et al.* (1992) ve své práci dokazují, že těžké kovy jsou transportovány v různých

asociacích. Cd bývá mobilizováno vytěsněním z výměnných sorpčních míst a následně vázáno v komplexech s Cl. Naproti tomu Cr nejčastěji opouští půdní prostředí v komplexech s rozpuštěnou organickou hmotou. Zdá se, že právě organická hmota je jedním z důležitých faktorů určujících míru mobilizace těžkých kovů v půdě.

4.1.4. PŮDNÍ MIKROBIÁLNÍ SPOLEČENSTVA

Na procesech probíhajících v půdě se významně podílejí mikrobiální společenstva. Ta zajišťují dekompozici organické hmoty, mají vliv na koloběh prvků a přeměnu energie a svou činností spoluvytváří chemické a fyzikální vlastnosti půdy. Díky své provázanosti je celý systém této bioty velice sensitivní ke změnám prostředí, a proto slouží jako užitečný indikátor kvality a stavu půdy. Nicméně pouze malé množství autorů dosud provádělo výzkum změn mikrobiálních společenstev indukovaných na základě chemického ošetření silnic.

Aktivita citlivějších druhů mikroorganismů začíná být inhibována při koncentraci 150 mgL^{-1} NaCl a u půdní nitrifikace je zaznamenán značný pokles při koncentraci 250 mgL^{-1} NaCl. To jsou hodnoty, kterých bývá v těsné blízkosti intenzivně ošetřovaných silnic dosahováno pravidelně (Environment Canada 2000). Stav společenstva bývá vyjadřován mikrobiálním kvocientem $C_{\text{bio}}/C_{\text{org}}$, který poměřuje velikost mikrobiální biomasy vůči celkovému obsahu organického uhlíku v půdě. Nízké hodnoty indikují zhoršenou vitalitu společenstva, které není schopné zužitkovat dostatečné množství nabízené organické hmoty. Efekt stresu může být vyjádřen i na základě hodnot metabolického kvocientu $q\text{CO}_2$, který dokládá energetické nároky mikrobiální biomasy. Zvýšené hodnoty dokládají narůstající stres ve společenstvu (Trávníčková 2011). Bylo prokázáno, že v blízkosti solených silnic mikrobiální kvocient klesá a dokládá tak sníženou vitalitu půdní biomasy. Naopak stoupající metabolický kvocient vyjadřuje zvýšené energetické požadavky společenstva (Černohlávková *et al.* 2008, Yuan *et al.* 2007).

Různé složky mikrobiální biomasy reagují na tento stres s odlišnou citlivostí. Nejvíce citlivé ke zvýšeným koncentracím NaCl se jeví být houby, na rozdíl například od bakterií, které jsou ke stejným podmínkám rezistentnější. Dlouhodobější stres ovšem vede k celkovým změnám ve struktuře původního mikrobiálního společenstva. Snižuje se celková početnost, klesá druhová diverzita a dochází k přestavbě na společenstvo tolerantnější k zasolení (Ke *et al.* 2013).

Autoři výše zmíněných prací se shodují na tom, že nelze určit, který parametr půdních podmínek je pro stabilitu společenstev nejvýznamnější. Jasná souvislost mezi změnou

parametru a zvýšeným stresem byla prokázána pro pH, EC a koncentraci Na⁺ i Cl⁻.

4.1.5. KOLOBĚH N

Dosud se možným vlivem NaCl na koloběh N intenzivněji zabývala pouze jedna skupina autorů. Došli ke zjištění, že půdy v blízkosti solených silnic vykazují sníženou mocnost organických horizontů, což je pravděpodobně způsobeno disperzí a mobilizací půdní hmoty v závislosti na změněném pH a zvýšeném procentuálním zastoupení Na⁺ v CEC. Sodné ionty vedle Ca²⁺, Mg²⁺ a dalších vytěsňují z CEC také amonné kationty NH₄⁺ (Green & Cresser 2008a).

Hlavní roli ve změnách v koloběhu N představuje zvýšené pH, které v jinak přirozeně kyselých půdách indukuje vyšší aktivitu mikrobiálních organismů, tím může zintenzivňovat mineralizaci půdní hmoty a amonifikaci. Vzniklé nitráty se vyznačují velkou mobilitou a rozpuštěné v půdním roztoku mohou představovat značné riziko pro vodní zdroje (Green *et al.* 2008). Celková zásoba mineralizovatelného N je v půdách postižených solením evidentně nižší než v půdách nekontaminovaných, což může být doloženo zvýšeným poměrem C:N. Tato disproporce je výsledkem dlouhodobého působení zvýšené koncentrace NaCl. Stejně jako v ostatních případech se i zde projevuje prostorová závislost a naměřené hodnoty množství organické hmoty se s rostoucí vzdáleností od vozovky zvyšují (Green & Cresser 2008a). U půd vyvinutých na karbonátovém podloží nedochází díky slabším výkyvům pH k tak významnému ovlivnění koloběhu N jako u přirozeně kyselých půd (Green & Cresser 2008b). Je ovšem diskutabilní, do jaké míry zvýšené pH stimuluje mineralizaci N, zatímco toxické efekty zvýšených koncentrací NaCl celkovou aktivitu společenstev inhibují.

4.2. VODA

Voda, ať už povrchová nebo podzemní, obsahuje určité množství rozpuštěných anorganických iontů (TDS – total dissolved solids), jejichž množství bývá vyjádřeno v jednotkách g L⁻¹ nebo jako funkce EC (jednotka S m⁻¹) a přímo určuje míru salinity vody. Do vody se TDS dostávají dvojím způsobem. Primárním, přírodním zdrojem iontů jsou srážková voda, interakce mezi horninou a vodou, případně mezi půdou a vodou a mořská voda. Za sekundární, lidskou aktivitou podmíněné zdroje jsou považovány odpady ze zemědělství, odtoky ze skládek a kanalizačních systémů, živočišný odpad a posypové soli (Panno *et al.* 2006). Míra primární

salinity vod je určena klimatem, vzdáleností od moře, geologií a topografií povodí a vegetací (Cañedo-Argüelles *et al.* 2013). Jak ukazují dlouhodobé studie, salinita vod neustále roste kvůli antropogennímu tlaku a tento trend je natolik významný, že začíná ohrožovat zdroje pitné vody v zastavěných územích. V severovýchodní části Spojených států amerických byla dokonce sekundární salinizace vod prohlášena za jedno z nejvýznamnějších rizik pro sladkovodní ekosystémy (Kaushal *et al.* 2005). Kaushal *et al.* (2005) navíc předpovídají, že poroste-li koncentrace chloridů v tocích takovým tempem jako dosud, dojde v mnohých z nich na konci století k překročení hranice 250 mg L⁻¹. Toto množství už je pro citlivější vodní organismy toxické a voda není určena k lidské konzumaci.

Právě chloridové ionty spolu se sodnými představují hlavní složku rostoucí hodnoty TDS ve světových vodách, přičemž se zdá, že v chladných oblastech je hlavním zdrojem těchto iontů chemický posyp silnic (Godwin *et al.* 2003, Löfgren 2001, Thunqvist 2004). Nejvyšší naměřené koncentrace Cl⁻ a Na⁺ měly svůj původ právě v posypové soli, pro níž je charakteristické, že v kontaminované vodě převažují Cl⁻ nad Na⁺, které jsou pravděpodobně zadrženy v půdě. Z toho důvodu vyžaduje posypová sůl v rámci všech zdrojů Cl⁻ a Na⁺ největší pozornost (Löfgren 2001, Panno *et al.* 2006).

4.2.1. ZPŮSOB ŠÍŘENÍ NaCl A ROČNÍ TRENDY

Posypovou solí je v konečném důsledku postižena podzemní i povrchová voda. Povrchová voda je v krátkodobém výhledu nejvíce sycena ionty putujícími přímým odtokem ze silnice, v dlouhodobějším měřítku je kontaminována také podzemní vodou. Do akviferů podzemních vod pronikají ionty průsakem přes vadózní zónu a obvykle zde bývají po určitý čas zadrženy. Kontaminací podzemní vody může být ovlivněna kvalita vody ve studních (Miller *at al.* 1974). V oblastech, kde je hladina podzemní vody uložena mělce, může navíc docházet k ovlivňování chemizmu půdy na celém území, které akvifer pokrývá. To se týká především malých akviferů vytvořených v tillových a písčítých sedimentech (Lundmark 2003). Kontaminace podzemní vody je nicméně lokální záležitost a koncentrace solí jsou v ní zvýšeny především v blízkosti ošetřovaných silnic (Cooper *et al.* 2014).

Množství Cl⁻ a Na⁺ vzrůstá souhlasně s délkou toku, takže největší hodnoty bývají naměřeny v jeho dolní části. Pokud je v povodí toku přítomen větší počet ošetřovaných silnic, je tento trend ještě patrnější (Ramakrishna & Viraraghavan 2005). Obecně platí pravidlo snižování koncentrace chloridů se zvyšujícím se průtokem. To znamená, že v období s vysokou dotací

srážek jsou vodní toky naředené a koncentrace chloridů nedosahují tak vysokých hodnot jako v sušších obdobích. Je-li průtok toku malý, dochází k jeho dotaci podzemní vodou, která může být nabohacena Cl^- a Na^+ a celkový obsah TDS se tím ještě zvyšuje (Corsi *et al.* 2015).

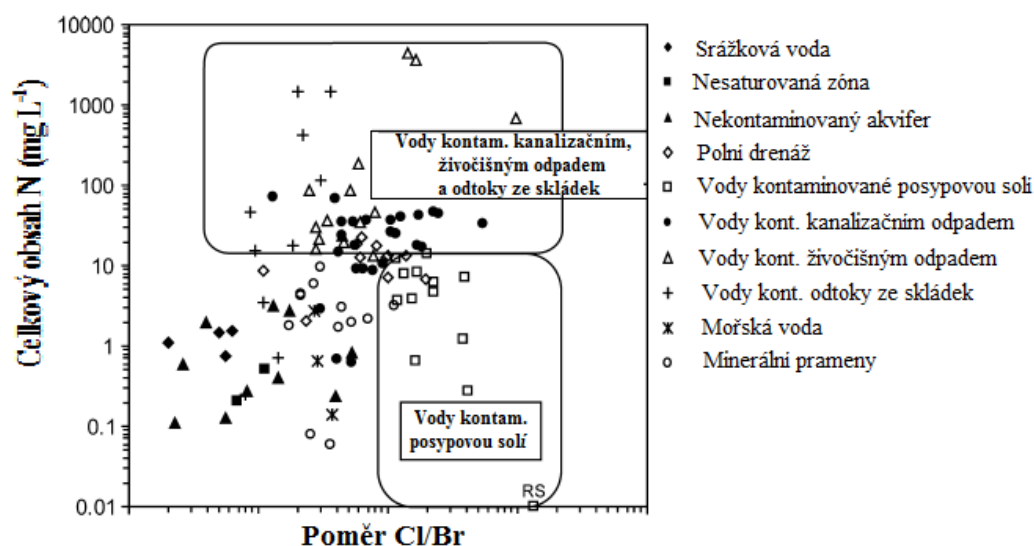
V průběhu roku dochází v kontaminovaných vodách k velkým fluktuacím obsahu TDS a s tím spojené EC (Aghazadeh *et al.* 2012, Corsi *et al.* 2015, Kaushal *et al.* 2005). Cl^- i Na^+ zaznamenávají nejvyšší hodnoty v průběhu zimy a na začátku jara, přičemž u Cl^- se tyto hodnoty pohybují v řádech desítek až stovek mg L^{-1} , u Na^+ v řádech desítek mg L^{-1} . Nižší množství Na^+ je vysvětlováno zadržením tohoto iontu v půdním CEC (Dailey *et al.* 2014). V české legislativě jsou vyhláškou č. 252/2004 Sb. stanoveny hygienické požadavky na pitnou vodu, v kterých jsou určeny mezní hodnoty pro Cl^- a Na^+ na 100 mg L^{-1} , respektive 200 mg L^{-1} . Zda-li dochází k jejich překročení, to je otázkou pro budoucí monitoring. Ovšem podle Kaushal *et al.* 2005 jsou v mnohých tocích v USA již dnes mezní hodnoty překročeny. A to i přesto, že jsou na rozdíl od českých mírnější (250 mg L^{-1} pro Cl^-). Ačkoliv posypové soli nejsou na silnicích aplikovány v obdobích bez sněhu, mohou Cl^- a Na^+ překračovat požadované hodnoty v průběhu celého roku. Tato chronická kontaminace je způsobena celoroční dotací povrchových vod ionty zadrženými v půdě a v již zmiňovaném rezervoáru podzemní vody. Tento jev znemožňuje rychlé a úspěšné zotavení vod v případě, že je v povodí zastaveno používání posypových solí (Cooper *et al.* 2015).

K maximálním ročním výkyvům v TDS a EC dochází při sněhových bouřích, kdy je na vozovku aplikováno nejvíce posypové soli a zároveň je velký přímý odtok. Při bouřkových událostech salinita vody významně narůstá a podle práce Coopera *et al.* (2015) může dojít k navýšení až na třetinu hodnoty salinity mořské. Takové fluktuace ohrožují stabilitu vodních společenstev, které nejsou schopny se v krátkém čase adaptovat na změnu osmotického potenciálu (Kaushal *et al.* 2005).

4.2.2. ZPŮSOB DETEKCE ZDROJŮ KONTAMINACE VODY

K přesnému zjištění zdroje NaCl bývají využity halogenové anionty (Cl^- , Br^- , I^-). Kvůli svým konzervativním vlastnostem nereagují s okolním prostředím a zůstávají ve vodním prostředí ve stejném množství. Poměr chloridů vůči halogenům proto slouží jako výborný indikátor kontaminovaných vod, přičemž vody kontaminované různými zdroji mají tento poměr odlišný. Nejvyšší hodnoty dosahuje ukazatel Cl/Br ve vodě postižené posypovou solí, naproti tomu nejmenší hodnoty vykazuje nekontaminovaná podzemní voda. Grafickým vynesáním poměru

Cl/halogen vůči jinému halogenovému aniontu je navíc dosaženo užitečného vymezení jednotlivých zdrojů NaCl. Poměr Cl/halogen může být vyneseno v grafu i oproti hodnotám celkového N. Tato metoda se ukázala být vhodná pro rozlišení kontaminantů pocházejících z posypové soli a těch z kanalizačních vod a živočišného odpadu (Panno *et al.* 2006).



Obrázek č. 2: Graf prokazující zdroj chloridů ve vodách získaný na základě vztahu mezi celkovým obsahem N a poměrem Cl/Br (Upraveno dle: Panno *et al.* 2006).

4.2.3. ZMĚNA KVALITY VOD V TOCÍCH A VODNÍCH NÁDRŽÍCH

Studie založené na dlouhodobém monitoringu kvality vody ukazují, že od druhé poloviny 20. století dochází k nárůstům koncentrací Cl^- a Na^+ ve všech tocích, jejichž povodí se nacházejí v oblastech, kde se provozuje zimní údržba silnic (Corsi *et al.* 2015, Godwin *et al.* 2003, Kaushal *et al.* 2005). Kvůli tomu vzrůstá množství těchto kontaminantů i v jezerních vodách, kde se voda dočasně zadržuje (Novotny *et al.* 2008). Tento trend má rozsáhlé fyzikální, chemické i ekologické následky. Jak ve své práci shrnují Ramakrishna & Viraraghavan (2005), jsou jezerní vody postihnuty zejména změnou hustoty vody, ztíženým sezónním promícháním vodních vrstev nebo stimulací růstu některých vodních řas a následnou eutrofizací.

Zvýšený obsah Cl^- a Na^+ a s tím spojený nárůst salinity vede ke zvýšení hustoty vody, která se

díky tomu ve vodním sloupci drží u dna. V některých případech může v nádrži dojít k vytvoření chemokliny, která zpomaluje, případně úplně zabraňuje sezónnímu promíchání vrstev. Tím se mění charakter nádrže na meromiktický, tzn., že nedochází k promíchání stabilního monimolimnionu se svrchním mixolimnionem. Nepromíchání vodních mas posléze vede k anoxii bentických vod (Sibert *et al.* 2015).

Slané, anaerobní vodní prostředí ovlivňuje i celkovou biogeochemii sedimentů, do jejichž pórů na základě rozdílů hustoty proniká odkysličená voda (Novotny *et al.* 2008). Přítomnost NaCl v sedimentech způsobuje iontovou výměnu na jílových minerálech a uvolňuje ze sorpčních míst do roztoku kationty. Redukční podmínky podporují anaerobní respiraci, která přispívá k degradaci organické hmoty, z níž se uvolňují další živiny (Ca, Mg, K, NH_4^+ a další). Prostředí obohacené o živiny je příznivější pro růst mikrobiálních a houbových společenstev, čímž se zvyšuje primární produkce, ale i eutrofizace vod (Kim & Koretsky 2011, Kim & Koretsky 2013).

Dalším důsledkem anaerobních podmínek je redukce Fe- a Mn- oxidů, jejichž trojné, respektive čtverné chemické vazby se mění na dvojné, respektive trojné. Tímto procesem může dojít k uvolnění kovů vázaných do komplexů s Fe-, Mn- oxidy. Další mobilizace kovů je očekávána při pronikání slané vody do sedimentů a následné iontové výměně, stejně jako při rozkladu organické hmoty. Kovy uvolněné z vazeb se stávají dostupnější pro organismy a jsou ve vodním sloupci, případně v sedimentu mobilnější (Kim & Koretsky 2013, Novotny *et al.* 2008).

Novotny *et al.* (2008) dokazují, že míra degradace kvality vody v nádržích úzce souvisí s její plochou, objemem a především velikostí povodí. Nejpostiženější nádrže jsou ty, které mají malou plochu i objem a na druhé straně rozsáhlé povodí. Podle Novotny & Stefan (2010) jsou některá jezera v oblasti USA znečištěná natolik, že za podmínky úplného zastavení používání posypových solí bude regenerace trvat 10 – 30 let.

4.2.4. VODNÍ ORGANIZMY

Změny v chemizmu vody mají dopad na stabilitu vodních společenstev, která musí čelit krátkodobému (akutnímu) i dlouhodobému (chronickému) nárůstu koncentrace solí ve vodách, který způsobuje zvýšení osmotického tlaku a dalších fyziologických stresů. Zdá se, že krátkodobé vystavení, například v období jarního tání nebo sněhové bouře, nepředstavuje pro většinu vodních organismů tak velké nebezpečí jako vystavení dlouhodobé (Blasius & Merritt

2002). Mezi jednotlivými skupinami organismů existují velké rozdíly v citlivosti na stres způsobený vysokou salinitou vody. LC50 pro akutní toxicitu (tzn. 4 denní vystavení stresovým podmínkám) pro vodní bezobratlé se pohybuje zhruba v rozmezí 4000 – 10000 mg L⁻¹, zatímco ryby vykazují vyšší míru tolerance a LC50 je pro ně představována rozmezím 7500 – 21500 mg L⁻¹ (Evans & Frick 2001).

Negativní dopad byl pozorován u populací obojživelníků, jejichž druhová bohatost klesala se vzrůstající koncentrací chloridů a naopak rostla se vzdáleností od ošetřované vozovky. U pulců žáby druhu *Rana sylvatica* (Skokan lesní) byla prokázána snížená míra přežití, váha i aktivita. Metamorfóza probíhala dříve než v přirozených podmínkách a byl zaznamenán i zvýšený počet růstových abnormalit. Pro predátory se tím pulci stávají zranitelnějšími a jejich šance na přežití klesají (Sanzo & Hecnar 2006). Takto významné změny se ovšem neprojevují u jiného druhu žáby, skokana křiklavého (*Rana clamitans*), u něhož byly sice také pozorovány růstové deformace, ale výhradně při nejvyšších koncentracích (3000 μS cm⁻¹). Při slabé a mírné EC byly odchylky od normálního vývoje nepatrné (Karraker 2007). Velký problém představuje zasolení malých, izolovaných tůňek, které slouží jako významné rozmnožovací lokality pro obojživelníky. Jarní vrchol chloridových koncentrací v tocích a zvyk rozmnožovat se po generace na stejné lokalitě činí z obojživelníků velmi ohroženou skupinu (Sanzo & Hecnar 2006).

Kromě přímých vlivů má zasolení řadu nepřímých dopadů, jako například změnu druhových interakcí nebo trofické struktury. V závislosti na odlišné citlivosti organismů může za stejných podmínek dojít k redukci populace kořisti, ačkoliv populace predátora zůstane zasolením primárně nedotčena. Druhotně bude ovšem tato populace ovlivněna také, protože jí vymizí zdroj potravy. Výsledkem dlouhodobého působení zasolení může proto být pokles velikostí obou populací (Petranka & Francis 2013).

Při chronickém vystavení zvýšeným koncentracím Cl⁻ a Na⁺ může dojít k posunu společenstev od alkalofilních k více halofilním. Tento trend byl pozorován u společenstva rozsivek (*Diatomeae*) ve vrtném jádře jezerních sedimentů. V době nárůstu aplikace posypových solí byl zaznamenán ústup méně tolerantních taxonů, zatímco relativní zastoupení halofilních taxonů vzrůstalo. Eurytopní druhy, tzn. druhy s širokou ekologickou valencí, nevykazovaly v průběhu času žádnou změnu (Tuchman *et al.* 1984).

4.3. VEGETACE

Vlivy působení chemického posypu na vegetaci začaly být studovány už v 50. letech 20. století a od té doby vznikly mnohé vědecké studie, zabývající se touto otázkou (Fischel 2001, Hautala *et al.* 1992). Výzkum poukázal na to, že problematika je velice komplexní a míra vlivu Cl^- a Na^+ závisí na mnohých faktorech, mezi něž patří například orientace studované lokality, klimatické podmínky, půdní druh a typ, stáří a typ vegetace a další.

Vegetace v okolí chemicky udržovaných silnic je vystavena kontaktu se solemi buď nadzemní částí rostliny, která vychytává suchou a mokrou depozici přímo ze vzduchu, nebo nepřímo příjmem rozpuštěných iontů kořenovým systémem z půdního roztoku (Environment Canada 2000). Příjem nadzemní částí rostliny má na vitalitu rostlin negativnější efekt než příjem kořeny, což je vysvětlováno vysokou mobilitou půdních Cl^- , které jsou z dosahu kořenů rostlin odplaveny (Munck *et al.* 2010, Viskari & Kärenlampi 2000). Dopad na vegetaci je, stejně jako v případě půdy, pozorován pouze v těsné blízkosti silnic, obvykle do vzdálenosti 20 – 30 metrů (Viskari & Kärenlampi 2000).

4.3.1. ROZDĚLENÍ ROSTLIN DLE CITLIVOSTI NA ZASOLENÍ

Různé druhy rostlin jsou k přítomnosti chloridů v půdním roztoku odlišným způsobem citlivé. Z toho důvodu jsou rozlišovány rostliny halofytní (slanomilné), které se definují jako rostliny schopné dokončit svůj životní cyklus pouze v podmínkách, za kterých koncentrace NaCl dosahuje minimálně 200 mM. Nicméně většina rostlin je ke stresu ze zasolení tolerantní méně a jejich růst je podstatně omezen už v koncentraci přesahující 100 mM NaCl . Tyto rostliny se řadí do skupiny glykofytů (Flowers & Colmer 2008, Greenway & Munns 1980).

Toleranci k zasolení umožňují dva mechanismy:

- omezení vstupu solí do rostliny
- snížení koncentrace solí v cytoplasmě (přemístěním do vakuoly)

Halofytní rostliny mají dobře vyvinuté oba dva mechanismy, proto úspěšně obsazují zasolená stanoviště, která jsou pro glykofyty, schopné pouze omezit vstup solí do organismu, nepříznivá. Dřívější teorie o schopnosti enzymů halofytních rostlin fungovat za vyšších koncentrací solí než enzymy glykofytních rostlin se ukázala jako nesprávná, což pouze podporuje význam dvou

výše uvedených mechanismů (Munns 2002).

Mezi typické halofyty patří například *Atriplex hastata* (Lebeda rozkladitá), *Armeria maritima* (Trávníčka přímořská), *Aster tripolium* (Hvězdnice slaničná), *Digitaria sanguinalis* (Rosička krvavá), *Hordeum marinum* (Ječmen přímořský), *Puccinellia distans* (Zblochanec oddálený) nebo *Spergularia rubra* (Kuřinka červená). Přirozeným stanovištěm těchto druhů bývají obvykle pobřežní pásy. Do skupiny glykofytů bývají řazeny především citrusy, většina obilnin – *Triticum aestivum* (Pšenice setá), *Hordeum vulgare* (Ječmen setý); rýže (*Oryza sativa*) a další rostliny jako například *Arabidopsis thaliana* (Huseníček rolní) nebo *Medicago sativa* (Tolice vojtěška).

Na území České republiky se halofyty v přirozeném prostředí vyskytují zřídka, především v podjednotkách Slanomilné rákosiny a ostřicové porosty (M1.2) a Vegetace jednoletých slanomilných trav (M2.4) s charakteristickými druhy *Aster tripolium subsp. pannonicus* (Hvězdnice panonská), *Carex acuta* (Ostřice štíhlá), *Carex melanostachya* (Ostřice černoklasá), *Chenopodium glaucum* (Merlík sivý), *Puccinellia distans* nebo *Spergularia salina* (Kuřinka solná) (Chytrý *et al.* 2010). Za normálních podmínek je většina naší flóry reprezentována rostlinami glykofytními. V blízkosti chemicky ošetřovaných silnic ovšem dochází ke změně skladby vegetace a rozšiřování halofytních druhů. Na území České republiky bylo zaznamenáno okolo 20 druhů slanomilných rostlin rostoucích v silničních pásmech, zejména *Puccinellia distans*, *Digitaria sanguinalis* a *Spergularia rubra* (Šerá 2008).

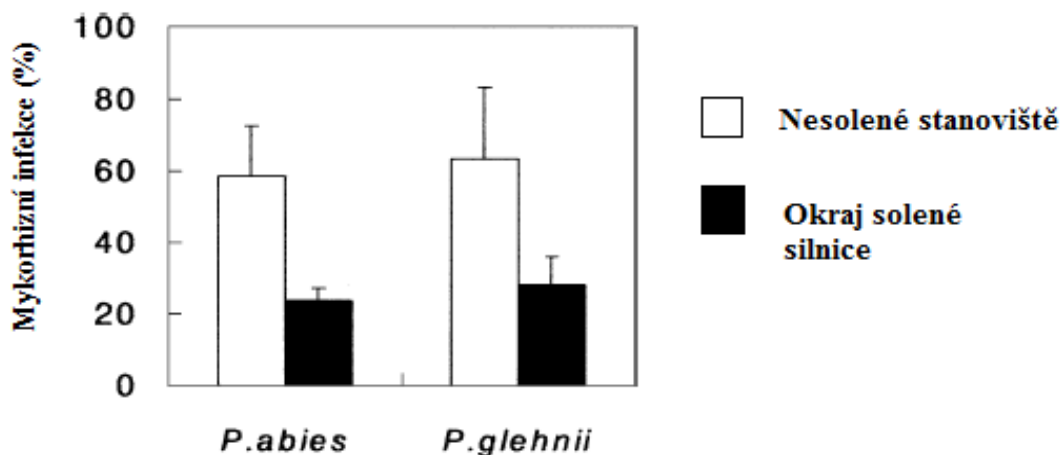
4.3.2. PROJEVY STRESU ZPŮSOBENÉ ZASOLENÍM

Rostliny, rostoucí v blízkosti solených silnic, vykazují ve svých tkáních zvýšené koncentrace obou iontů – Cl^- i Na^+ , které na ně mohou mít toxický vliv. Podle Muncka *et al.* (2010) jsou první viditelné symptomy pozorovatelné při koncentraci v listech $\text{Na}^+ > 650 \text{ mg kg}^{-1}$ a $\text{Cl}^- > 3700 \text{ mg kg}^{-1}$. Projevy tohoto stresu jsou nejlépe pozorovatelné na víceletých rostlinách, zejména jehličnanech, u nichž dochází v průběhu let k akumulaci iontů. Jak již bylo uvedeno, viditelná poškození se obvykle vyskytují u rostlin rostoucích do vzdálenosti 30 metrů od silnice. U stromů navíc bývá patrné výškové omezení působení slaného aerosolu, a to do 2,5 metru. V této výšce byly naměřeny nejvyšší koncentrace Cl^- i Na^+ v jehlicích stromů a bylo pozorováno zreznutí, případně až opad jehlic (Viskari & Kärenlampi 2000).

Právě chloróza a nekróza jehlic patří mezi časté patologické změny viditelné v porostech na

okrajích silnic, přičemž strana stromů přivrácená k silnici vykazuje větší poškození než ta směřující do porostu. Na jehlicích bývá patrné zhnědnutí začínající na špičce a pokračující k bázi (Trahan & Peterson 2007).

Kromě takto viditelných příznaků jsou rostliny postihnuty mnohými dalšími, které nejsou na první pohled patrné. Změny půdních podmínek, tzn. zvýšení pH i EC, nárůst obsahu Cl^- a Na^+ a vymývání kationtů, vedou ke snížení osmotického potenciálu, a tím ztěžují rostlinám příjem vody a v ní rozpuštěných živin. To může vést k projevům, které se za normálních okolností vyskytují u rostlin trpících suchem (Environment Canada 2000). Snížený příjem vody a živin se může projevit v redukci růstu nadzemní i podzemní části rostliny, jejíž průduchy se v důsledku nedokonalého transpiračního proudu mohou zavírat a celkově tak snižovat intenzitu fotosyntézy. Průduchy bývají navíc postiženy přímým kontaktem se vzdušným aerosolem obsahujícím ionty solí (Trahan & Peterson 2007). Růst rostliny bude limitován také díky nedostatku dusíku, který je ve formě NH_4^+ vytěšňován z CEC a vymýván (Green & Cresser 2008a). Malý přírůst kořenů spolu s nepříznivými půdními podmínkami redukuje množství mykorhizních symbiontů, kteří infikují kořeny rostliny, což pro vitalitu zejména jehličnatých stromů představuje značný problém (Kayama *et al.* 2003). V listech a dalších orgánech dochází ke změnám prvkového složení. Vysoká koncentrace Na^+ zabraňuje příjmu dalších pozitivně nabitých iontů (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+}), které pro rostlinu představují nezbytné mikronutrienty (Czerniawska-Kusza *et al.* 2004). Czerniawska-Kusza *et al.* (2004) prokázali jasný rozdíl v K^+/Na^+ poměru mezi stanovištěm, které čelí intenzivnímu solení (1,76) a stanovištěm přirozeným (15,65). Klíčivost semen se zpožďuje a klesá s rostoucím zasolením půdy, ačkoliv při nejnižších koncentracích se výjimečně u některých druhů objevuje nárůst klíčivosti oproti kontrolnímu vzorku. Trend se liší v závislosti na druhu rostlin. Vysoká citlivost byla prokázána například u rodu *Picea sp.* (Smrk), *Pinus sp.* (Borovice) nebo druhu *Lolium perenne* (Jílek vytrvalý) (Bryson & Barker 2002, Dudley *et al.* 2014, Wrochna *et al.* 2010).



Obrázek č. 3: Graf prokazující negativní dopad solení na mykorhizní symbiózu u dvou jehličnatých stromů (Upraveno dle: Kayama et al. 2003).

Stres, kterému je vegetace na okraji solených silnic vystavena, oslabuje vitalitu jednotlivých rostlin i společenstva jako takového a zvyšuje náchylnost k infekcím. Každoroční dopad aplikace chemického posypu se mění s ohledem na průběh zimy (množství napadaného sněhu, intenzita srážek, rozdíly teplot, aj.).

4.3.3. ZMĚNA VEGETAČNÍHO POKRYVU OKOLO SOLENÝCH KOMUNIKACÍ

Zasolování půd v okolí silnic vytváří nové habitaty, které se podobají přímořským stanovištím a pro vnitrozemské oblasti jsou neobvyklé. Kompaktní, málo provzdušněné půdy s vysokými obsahy solí přestávají být vhodné pro přirozenou skladbu rostlinných společenstev, z nichž mizí méně tolerantní druhy a výhodu získávají druhy s širší ekologickou valencí. Dočasné snížení vegetačního pokryvu může mít za následek zvýšené riziko eroze krajnice silnic. Po ústupu některých druhů může dojít k osídlení stanoviště rostlinami tolerantnějšími, které jsou obvykle představovány halofyty. Celosvětově nejznámějším příkladem je zástupce čeledi *Poaceae*, *Puccinellia distans*. Nízká přehlédnutelná tráva, kterou lze dnes nalézt okolo kterékoliv solené silnice na území České republiky. Její krátký životní cyklus a vysoká produkce lehkých semen z ní činí úspěšného kolonizátora. Kromě této rostliny se díky aplikaci posypových solí šíří okolo silnic i další druhy (*Digitaria sanguinalis*, *Spergularia rubra*, *Plantago maritima* a další – viz

předešlý text) (Scott & Davison 1982, Šerá 2008).

5. ZÁVĚR

Negativní efekt posypových solí na ekosystémy je nezpochybnitelný. Pozorované změny jsou fyzikálního, chemického i ekologického rázu. Území, která jsou zasolením postižena, představují naštěstí pouze úzké pásy v okolí ošetřovaných silnic, ačkoliv výjimku tvoří povrchové vody. Ty mohou kontaminaci šířit i do vzdálenějších, zdánlivě nedotčených míst.

Míra vlivu je určena více faktory, zejména intenzitou solení a topografií terénu. Při hodnocení dopadů solení je nutné brát do úvahy charakter jednotlivých zimních období, ale i celkového klimatu studované oblasti, protože to má za následek výrazné odlišnosti v roční fluktuaci koncentrace Cl^- a Na^+ v půdním a vodním prostředí.

Ačkoliv množství Cl^- a Na^+ nemusí překračovat limitní hodnoty, zvyšuje v každém případě úroveň stresových podmínek, jimž jsou vystaveny organismy v postižené oblasti. Dochází tak k prohloubení celkové disharmonie v životním prostředí.

Dle mého názoru by otázka vlivu chemického posypu na životní prostředí neměla být podceňována a v budoucnu by se její řešení mělo stát cílem studia nejméně vědecké skupiny. Obzvláštní důraz by měl být kladen na zvyšující se koncentraci chloridů v tocích a možné ohrožení zdrojů pitné vody.

6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

AGHAZADEH, N., NOJAVAN, M. & MOGADDAM, A.A. 2012. Effects of road-deicing salt (NaCl) and saline water on water quality in the Urmia area, northwest of Iran. *Arabian Journal of Geosciences* 5, 565-570.

AMRHEIN, CH., STRONG, J.R. & MOSHER, P.A. 1992. Effects of deicing salts on metal and organic mobilization in roadside soils. *Environmental, Science & Technology* 26, 703-709.

ASLAM, J., KHAN, S.A. & KHAN, S.H. 2013. Heavy metals contamination in roadside soil near different traffic signals in Dubai, Unites Arab Emirates. *Journal of Saudi Chemical Society* 17, 315-319.

BÄCKSTRÖM, M., KARLSSON, S., BÄCKMAN, L., FOLKESON, L. & LIND, B. 2004. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research* 38, 720-732.

BLASIUS, B.J. & MERRITT, R.W. 2002. Field and laboratory investigations on the effects of road salt (NaCl) on stream macroinvertebrate communities. *Environmental Pollution* 120, 219-231.

BLOMQUIST, G. & JOHANSSON, E. 1999. Airborne spreading and deposition of de-icing salt – a case study. *The Science of the Total Environment* 235, 161-168.

BRYSON, G.M. & BARKER, A.V. 2002. Sodium accumulation in soils and plants along Massachusetts roadsides. *Communications on Soil Science and Plant Analysis* 33, 67-78.

CAÑEDO-ARGÜELLES, M., KEFFORD, B.J., PISCART, CH. PRAT, N., SCHÄFER, R.B. & SCHULZ, C.-J. 2013. Salinisation of rivers: An urgent ecological issue. *Environmental Pollution* 173, 157-167.

COLWILL, D.M., THOMPSON, J.R. & RUTTER, A.J. 1982. An assessment of the conditions for shrubs alongside motorways. *Transport and Road Research Laboratory. Report 1061. Crowthorne*. 26pp.

COOPER, C.A., MAYER, P. M. & FAULKNER, B.R. 2014. Effects of road salts on groundwater and surface water dynamics of sodium and chloride in an urban restored stream. *Biogeochemistry* 121, 149-166.

CORSI, S.R., DE CICCO, L.A., LUTZ, M.A. & HIRSCH, R.M. 2015. River chloride trends in snow-affected urban watershed: increasing concentrations outpace urban growth and are common among all seasons. *Science of the Total Environment* 508, 488-497.

ČERNOHLÁVKOVÁ, J., HOFMAN, J., BARTOŠ, T., SÁŇKA, M. & ANDĚL, P. 2008. Effects of road deicing salts on soil microorganisms. *Plant Soil Environment* 54, 479-485.

DAILEY, K.R., WELCH, K.A. & LYONS, W.B. 2014. Evaluating the influence of road salt on water quality of Ohio rivers over time. *Applied Geochemistry* 47, 25-35.

- D'ITRI, F.M. 1992. *Chemical deicers and the environment*. 624 pp. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- DUDLEY, M.M., JACOBI, W.R. & BROWN, C.S. 2014. Roadway Deicer Effects on the Germination of Native Grasses and Forbs. *Water Air Soil Pollution* 225, 1984.
- ENVIRONMENT CANADA 2000. Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List Assessment Report – Road Salts. *Environment Canada, Health Canada*.
- EVANS, M. & FRICK, C. 2001. The Effects of Road Salts on Aquatic Ecosystems. *National Water Research Institute, Environment Canada, Ottawa, Canada Contribution Series, No. 02-308*.
- FISCHEL, M. 2001. *Evaluation of selected deicers based on a review of the literature*. 117 pp. Colorado Department of Transportation. Research Branch.
- FLOWERS, T.J. & COLMER, T.D. 2008. Salinity tolerance in halophytes. *New Phytologist* 179, 945-963.
- FOOS, A. 2003. Spatial distribution of road salt contamination of natural spring and seeps, Cuyahoga Falls, Ohio, USA. *Environmental Geology* 44, 14-19.
- GODWIN, K.S., HAFNER, S.D. & BUFF, M.F. 2003. Long-term trends in sodium and chloride in the Mohawk River, New York: the effect of fifty years of road-salt application. *Environmental Pollution* 124, 273-281.
- GREEN, S.M. & CRESSER, M.S. 2008a. Nitrogen cycle disruption through the application of de-icing salts on upland highways. *Water, Air and Soil Pollution* 188, 139-153.
- GREEN, S.M. & CRESSER, M.S. 2008b. Are calcareous soil ecosystems and associated drainage waters less susceptible to damage from winter road salting than acidic soil ecosystems? *Chemistry and Ecology* 24, 1-13.
- GREEN, S.M., MACHIN, R. & CRESSER, M.S. 2008. Effect of long term changes in soil chemistry induced by road salt applications on N-transformations in roadside soils. *Environmental Pollution* 152, 20-31.
- GREENWAY, H. & MUNNS, R. 1980. Mechanisms of salt tolerance in nonhalophytes. *Annual Review of Plant Physiology* 31, 149-190.
- HAUTALA, E.-L., REKILA, R., TARHANEN, J. & RUUSKANEN, J. 1995. Deposition of motor vehicle emissions and winter maintenance along roadside assessed by snow analyses. *Environmental Pollution* 87, 45-49.
- HAUTALA, E.-L., WULFF, A. & OKSANEN, J. 1992. Effects of deicing salt on visible symptoms, element concentrations and membrane damage in first-year needles of roadside Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Annales Botanici Fennici* 29, 179-185.

HOFMAN, J., TRÁVNÍČKOVÁ, E. & ANDĚL, P. 2012. Road salts effects on soil chemical and microbial properties at grassland and forest site in protected natural areas. *Plant Soil Environment* 58, 282-288.

CHYTRÝ, M., KUČERA, T. & KOČÍ, M. (eds) 2001. *Katalog biotopů České republiky*. 307 pp. Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha.

JIŘÍČEK, I., MACÁK, J., JANDA, V., PAZDEROVÁ, M. & MALÝ, P. 2007. Rozmrazovací směsi a jejich vliv na okolí letišť. *Chemické Listy* 101, 391-396.

KAUSHAL, S.S., GROFFMAN, P.M., LIKENS, G.E., BELT, K.B., STACK, W.P., KELLY, V.R., BAND, L.E. & FISHER, G.T. 2005. Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102, 13517-13520.

KAYAMA, M., QUORESHI, A.M., KITAOKA, S., KITAHASHI, Y., SAKAMOTO, Y., MARUYAMA, Y., KITAO, M. & KOIKE, T. 2003. Effects of deicing salt on the vitality and health of two spruce species, *Picea abies* Karst., and *Picea glehnii* Masters planted along roadsides in northern Japan. *Environmental Pollution* 124, 127-137.

KARRAKER, N.E. 2007. Are Embryonic and Larval Green Frogs (*Rana clamitans*) Insensitive to Road Deicing Salt? *Herpetological Conservation and Biology* 2, 35-41.

KE, CH., LI, Z., LIANG, Y., TAO, W. & DU, M. 2013. Impacts of chloride de-icing salt on bulk soils, fungi, and bacterial populations surrounding the plant rhizosphere. *Applied Soil Ecology* 72, 69-78.

KIM, S-Y. & KORETSKY, C. 2011. Influence of NaCl and CaCl₂ on lake sediment biogeochemistry. *Applied Geochemistry* 26, S198-S201.

KIM, S-Y. & KORETSKY, C. 2013. Effects of road salt deicers on sediment biogeochemistry. *Biogeochemistry* 112, 343-358.

LINDE, M., ÖBORN, I. & GUSTAFSSON, J.P. 2007. Effects of Changed Soil Conditions on the Mobility of Trace Metals in Moderately Contaminated Urban Soils. *Water, Air, Soil Pollution* 183, 69-83.

LÖFGREN, S. 2001. The chemical effects of deicing salt on soil and stream water of five catchments in southeast Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 130, 863-868.

LUNDMARK, A. 2003. Predicting environmental impact of deicing salt – a modeling approach. *Division of land and water resources, Department of civil and environmental engineering, Royal Institute of technology, Stockholm*.

LUNDMARK, A. & OLOFSSON, B. 2007. Chloride Deposition and Distribution in Soils Along a Deiced

- Highway – Assessment Using Different Methods of Measurement. *Water, Air and Soil Pollution* 182, 173-185.
- MARSHALL, T.J., HOLMES, J.W. & ROSE, C.W. 1996. *Soil physics*. 472 pp. Cambridge: Cambridge University Press.
- MILLER, D.W., DELUCA, F.A. & TESSIER, T.L. 1974. *Ground water contamination in the Northeast States*. 325 pp. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- MUNCK, I.A., BENNETT, CH.M., CAMILLI, K.S. & NOWAK, R.S. 2010. Long-term impact of de-icing salts on tree health in the Lake Tahoe Basin: Environmental influences and interactions with insects and diseases. *Forest Ecology and Management* 260, 1218-1229.
- MUNNS, R. 2002. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant, Cell and Environment* 25, 239-250.
- NATIONAL COOPERATIVE HIGHWAY RESEARCH PROGRAM 2007. Guidelines for the Selection of Snow and Ice Control Materials to Mitigate Environmental Impacts. Report 577. *Levelton Consultants Limited, Richmond*, 151pp.
- NORRSTRÖM, A.-C. & BERGSTEDT, E. 2001. The impact of road de-icing salts (NaCl) on colloid dispersion and base cation pools in roadside soils. *Water, Air and Soil Pollution* 127, 281-299.
- NOVOTNY, E.V., MURPHY, D. & STEFAN, A.G. 2008. Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *Science of the Total Environment* 406, 131-144.
- NOVOTNY, E.V. & STEFAN, H.G. 2010. Projections of Chloride Concentrations in Urban Lakes Receiving Road De-icing Salt. *Water, Air Soil Pollution* 211, 261-271.
- PANNO, S.V., HACKLEY, K.C., HWANG, H.H., GREENBERG, S.E., KRAPAC, I.G., LANDSBERGER, S. & O'KELLY, D.J. 2006. Characterization and Identification of Na-Cl Sources in Ground Water. *Ground Water* 44, 176-187.
- PETRANKA, J.W. & FRANCIS, R.A. 2013. Effects of Road Salts on Seasonal Wetlands: Poor Prey Performance May Compromise Growth of Predatory Salamanders. *Wetlands* 33, 707-715.
- RAMAKRISHNA, D.M. & VIRARAGHAVAN, T. 2005. Environmental impact of chemical deicers - a review. *Water, Air and Soil Pollution* 166, 49-63.
- SANZO, D. & HECNAR, S.J. 2006. Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Pollution* 140, 247-256.
- SCOTT, N.E. & DAVISON, A.W. 1982. De-icing salt and the invasion of road verges by maritime plants. *Watsonia* 14, 41-52.

SIBERT, R.J., KORETSKY, C.M. & WYMAN, D.A. 2015. Cultural meromixis: Effects of road salt on the chemical stratification of an urban kettle lake. *Chemical Geology* 395, 126-137.

ŠERÁ, B. 2008. Road vegetation in Central Europe – an example from the Czech Republic. *Biologia* 63/6, 1085-1088.

TESSIER, A., CAMPBELL, P.G.C. & BISSON, M. 1979. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Analytical Chemistry* 51, 844-851.

THUNQVIST E.-L. 2004. Regional increase of mean chloride concentration in water due to the application of deicing salt. *Science of the Total Environment* 325, 29-37.

TRAHAN, N.A. & PETERSON, C.M. 2007. *Factors Impacting the health of roadside vegetation*. 222 pp. Colorado Department of Transportation. Research Branch.

TRANSPORTATION RESEARCH BOARD 1991. Highway Deicing. Comparing Salt and Calcium Magnesium Acetate. Special Report 235. *National Research Council, Washington, D.C.*, 165pp.

TRÁVNÍČKOVÁ, E. 2011. *Vliv zimního chemického ošetření silnic na mikrobiální společenstvo okolních půd*. 81str. Diplomová práce, Masarykova univerzita, Brno, Česká republika.

TUCHMAN, M.L., STOERMER, E.F. & CARNEY, H.J. 1984. Effects of increased salinity on the diatom assemblage on Fonda Lake, Michigan. *Hydrobiologia* 109, 179-188.

VISKARI, E.-L. & KÄRENLAMPI, L. 2000. Roadside Scots Pine as an indicator of deicing salt use – a comparative study from two consecutive winters. *Water, Air and Soil Pollution* 122, 405-419.

YUAN, B.-CH., LI, Z.-Z., LIU, H., GAO, M. & ZHANG, Y.-Y. 2007. Microbial biomass and activity in salt affected soils under arid conditions. *Applied Soil Ecology* 35, 319-328.

WROCHNA, M., MAŁECKA-PRZYBYSZ, M. & GAWROŃSKA, H. 2010. Effect of road de-icing salts with anti corrosion agents on selected plant species. *Acta Scientiarum Polonorum, Hortorum Cultus* 9(4), 171-182.

Zákony:

Zákon č. 13/1997 Sb., o pozemních komunikacích

Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny

Vyhláška Ministerstva dopravy a spojů č. 104/1997 Sb., kterou se provádí zákon o pozemních komunikacích