

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ
LESNICKÁ A DŘEVAŘSKÁ FAKULTA
ÚSTAV GEOLOGIE A PEDOLOGIE

**Efekt pomalu rozpustných hnojiv na pedochemické charakteristiky
půdního prostředí ve vrcholových partiích Králického Sněžníku**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci: **Efekt pomalu rozpustných hnojiv na pedochemické charakteristiky půdního prostředí ve vrcholových partiích Králického Sněžníku** vypracoval samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších předpisů, a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

Jsem si vědom, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně, dne:

Podpis

Poděkování

Tímto bych chtěl poděkovat Ing. Janu Pecháčkovi Ph.D. za konzultace, odborné rady a vedení této diplomové práce. Dále bych chtěl tímto poděkovat personálu Ústavu geologie a pedologie za poskytnuté rady a vstřícný přístup.

Abstrakt

Bc. Kadlec Jiří

Efekt pomalu rozpustných hnojiv na pedochemické charakteristiky půdního prostředí ve vrcholových partiích Králického Sněžníku

Diplomová práce se zabývá vlivem hnojiv na pedochemické charakteristiky půdního prostředí na lokalitě Králický Sněžník. Jako hnojiva byla použita hnojiva řady Silvamix[©] a vápnatý dolomit. Přípravky byly aplikovány přímo k jednotlivým vysázeným stromkům. Vliv hnojiv na půdu byl zjišťován odběrem vzorků půdy a laboratorním šetřením jeden a tři roky od aplikace přípravků. V půdě byl zjišťován vliv hnojiv na půdní reakci, sorpční nasycení půdy, obsahy živin, uhlíku, dusíku. Na základě provedených analýz lze říci, že nejvhodnějšími hnojivy jsou Silvamix R30TE a Silvamix R30S.

Klíčová slova:

půdní charakteristika, acidifikace půd, minerální živiny, půdní reakce, sorpční nasycení půdy

Abstract

Bc. Kadlec Jiří

The effect of slowly soluble fertilizer to the chemical characteristic of soil in the upper parts of Králický Sněžník

The thesis deals with the influence of fertilizers to the chemical characteristic of soil in the upper parts of Králický Sněžník. Fertilizer's series Silvamix and calcareous dolomite were used as fertilizer. The fertilising products were applied directly to planted saplings. One and three years from the application of fertilising products effect of fertilizers on the soil was determined used samplings of soil and laboratory examinations. Impact of fertilising products on soil reaction, sorption saturation of soil, volume of nutrient, carbon and nitrogen was investigated. Based on the analysis we can say that the best fertilizer products are Silvamix R30TE and Silvamix R30S in this research area.

Klíčová slova:

characteristic of soil, acidification of soil, nutrients, soil reaction, sorption saturation of soil

Obsah

1	Úvod a cíl práce	1
2	Literární rešerše	2
2.1	Pedochemické charakteristiky.....	2
2.1.1	Půdní reakce	2
2.1.2	Sorpční vlastnosti půd	3
2.1.3	Minerální výživa.....	5
	Uhlík (C).....	7
	Vodík a kyslík (H, O)	7
	Dusík (N)	7
	Fosfor (P)	7
	Draslík (K)	7
	Vápník (Ca).....	8
	Hořčík (Mg)	8
	Síra (S)	8
2.2.	Zonální půdy vyšších poloh	8
2.3	Hnojení	9
2.2.1	Historie hnojení	9
2.2.2	Rozdělení hnojiv.....	10
2.2.3	Typy hnojení.....	10
	Základní hnojení	10
	Operativní hnojení	10
	Udržovací hnojení.....	11
	Startovací hnojení	11
	Hnojení pro podporu fruktifikace	11
	Hnojení při obnově lesa v imisních oblastech	11
	Vápnění a chemická meliorace	11
2.2.4	Charakteristika hnojiva řady Silvamix	12
3	Charakteristika vybraného území	13
3.1	Geomorfologické poměry	13
3.2	Geologické poměry	13
3.3	Pedologické poměry.....	13
3.4	Klimatické poměry.....	14
3.5	Hydrologické poměry.....	14
3.6	Fytocenologické poměry	15
3.7	Popis vybraného vegetačního stupně	15
3.8	Popis výzkumné plochy	16
4	Metodika.....	18
4.1	Metodika výběru a umístění ploch.....	18
4.2	Pedologický průzkum.....	18
4.3	Metodika hnojení	18
4.4	Metodika odběru vzorků	19
4.5	Metodika laboratorních prací	19

4.6	Metodika statistického vyhodnocení.....	22
5	Výsledky	23
5.1	Vliv hnojiv na aktivní půdní reakci.....	23
5.1.1	Efekt času	23
5.1.2	Efekt hnojiv	23
5.2	Vliv hnojiv na výměnnou půdní reakci.....	24
5.2.1	Efekt času	24
5.2.2	Efekt hnojiv	24
5.3	Vliv hnojiv na stupeň sorpčního nasycení	25
5.3.1	Efekt času	25
5.3.2	Efekt hnojiv	26
5.4	Vliv hnojiv na obsah organického uhlíku v půdě.....	26
5.4.1	Efekt času	26
5.4.2	Efekt hnojiv	27
5.5	Vliv hnojiv na obsah dusíku v půdě.....	28
5.5.1	Efekt času	28
5.5.2	Efekt hnojiv	28
5.6	Poměr dusíku k uhlíku (C/N)	30
5.6.1	Efekt času	30
5.6.2	Efekt hnojiv	30
5.7	Vliv hnojiv na obsah fosforu v půdě.....	31
5.7.1	Efekt času	31
5.7.2	Efekt hnojiv	31
5.8	Vliv hnojiv na obsah hořčík v půdě	32
5.8.1	Efekt času	32
5.8.2	Efekt hnojiv	33
5.9	Vliv hnojiv na obsah vápníku v půdě.....	34
5.9.1	Efekt času	34
5.9.2	Efekt hnojiv	34
5.10	Vliv hnojiv na obsah draslíku v půdě.....	35
5.10.1	Efekt času	35
5.10.2	Efekt hnojiv	36
5.11	Vliv hnojiv na obsah hliníku v půdě	37
5.11.1	Efekt času	37
5.11.2	Efekt hnojiv	37
6	Diskuze.....	38
7	Závěr.....	44
8	Summary	45
9	Seznam literatury	46

1 Úvod a cíl práce

Na našem území roste smrk ztepilý jako původní dřevina již od pravěku. V současnosti je smrk na území České republiky nejpěstovanější lesní dřevinou. Zaujímá více než polovinu z pozemků určených k plnění funkcí lesa. Přestože se smrk nazývá „stromem význačně podhorským a horským“ (Kavina 1951) a jeho těžiště rozšíření je v rozmezí od 550 do 1 000 m.n.m. (Musil a Hamerník 2007), prakticky se vyskytuje od nížin až po horní hranici lesa. Vlivem klimatických změn, zejména sníženými srážkami a zvýšenou teplotou, je pěstování smrku v nižších nadmořských výškách spíše nedoporučováno. A také v horských oblastech od 50. let bylo zaznamenáváno poškození lesů vlivem imisí, které se nejprve objevilo v Krušných horách, Jizerských horách, Krkonoších a Orlických horách a později se rozšířilo na další horské oblasti.

Spalováním fosilních paliv a komplexem průmyslových technologií se do ovzduší v plynné i pevné formě uvolňovaly oxidy síry, dusíku a uhlíku, uhlovodíky, těžké kovy a další látky. K poškození dřevin docházelo nejen působením přímo na asimilační aparát, ale i prostřednictvím zhoršení kvality půdy, především jejího okyselení. Acidifikace způsobily v půdě vyplavování bazických kationtů – vápníku, hořčíku, draslíku a sodíku, půdy se staly příliš kyselými a půdní voda obsahovala velké množství toxických kovů, zejména hliníku. Vlivem synergického působení docházelo nejen k poškození jedinců, ale i k velkoplošnému odumírání lesních porostů.

Pro rozpadající se porosty byla vytvořena řada metodik pro zmírnění poškození, zlepšení půdní kvality a znovu zabezpečení plnění funkcí lesa. Mimo jiné se jednalo o výsadby porostů tvořených náhradními dřevinami, které byly (měly být) dostatečně tolerantní vůči imisím, buldozerovou přípravou půdy, která v konečném důsledku spíše uškodila než, aby pomohla nově vzniklým porostům a v neposlední řadě i chemická meliorace, která sama o sobě má mnoho nežádoucích účinků. Avšak její použití společně s kombinovanými pomalu rozpustnými hnojivy může vést nejen ke zlepšení vitality porostů, ale i zabránit dalšímu chřadnutí a odumírání celých lesních porostů.

Cílem této diplomové práce bylo posouzení vlivu aplikovaných hnojiv na pedochemické charakteristiky půdního prostředí na lokalitě Králický Sněžník. Použitá hnojiva byla hnojiva řady Silvamix[®] a vápnný dolomit.

2 Literární rešerše

Půda je živným prostředím pro kořeny rostlin. Je ji nutno chápat jako heterogenní soustavu, která se skládá z pevného, kapalného a plynného podílu. Pevný podíl je tvořen organickou složkou (živá část - živé kořeny rostlin, půdní edafon, neživá část - kořenové exudáty, odumřelé kořeny, humus) a anorganickou složkou tvořenou úlomky, zvětralinami půdotvorných hornin a minerálními látkami (Němec 1950). Kapalný podíl je tvořen vodou, která v kombinaci s minerálními látkami tvoří půdní roztok (Kincl a Krpeš 2000). Plynný podíl půdy je tvořen půdním vzduchem a půdními plyny (Šály 1978). Jednotlivé dílčí elementy tvořící půdu se navzájem ovlivňují a jsou dále ovlivňovány podmínkami vnějšího prostředí (Němec 1950; Šály 1978; Kincl a Krpeš 2000).

2.1 Pedochemické charakteristiky

Z pedochemických charakteristik je jako vhodnou možnost považovat hodnotu půdní reakce, nasycení sorpčního komplexu bázemi a v jednotlivých případech i další vlastnosti – například minerální výživu, poměr Ca/Al v půdním roztoku aj. (Ulbrichová 2010).

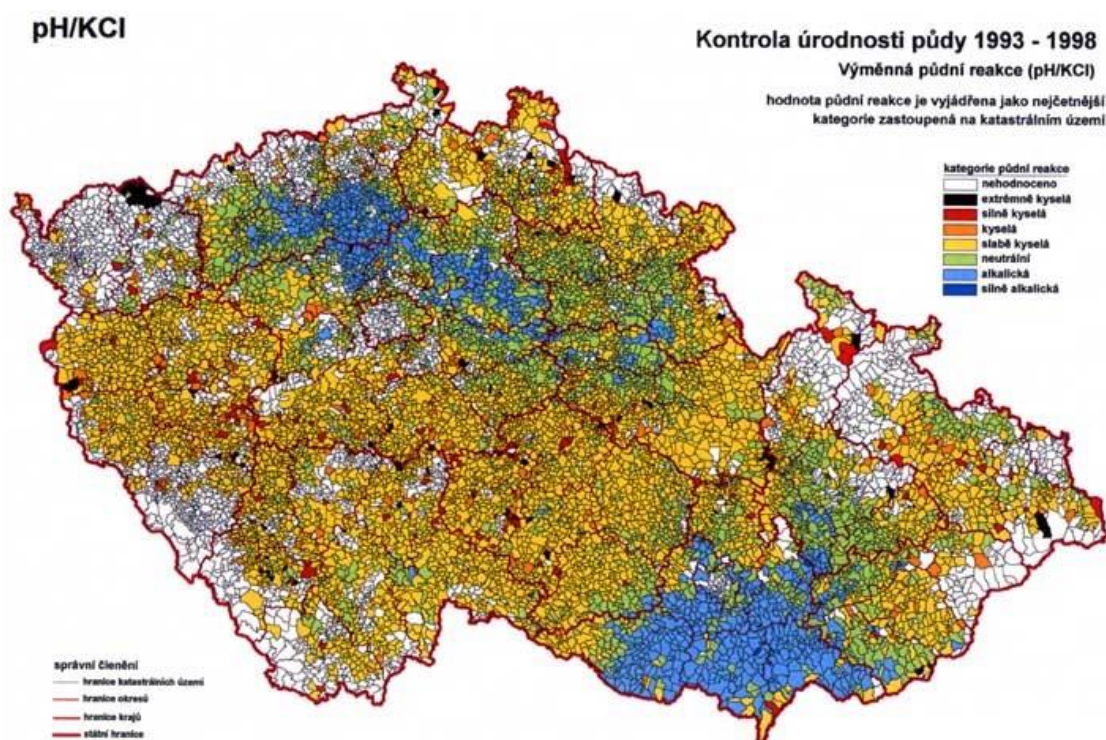
2.1.1 Půdní reakce

Půdní reakce je jednou ze základních vlastností hodnotících stav půdy (Klimo 2003) a má vliv na půdotvorné procesy a přeměny organické hmoty v půdě, na růst rostlin, na přítomnost půdních organismů a další půdní vlastnosti (Matyášek a Suk 2009). Je dána přítomností a aktivitou vodíkových iontů, které se ve vodných roztocích spojují s molekulou vody a tvoří s ní anionty H_3O^+ (Richter 2004a). Je závislá na výskytu volně se vyskytujících iontů vodíku, případně hliníku nebo železa v půdním roztoku (Ulbrichová 2010). Kromě toho závisí i na typu a chemickém složení matečné horniny (Svobodová 2011).

Rozeznávají se dvě formy kyselosti: aktivní a potencionální, která se dále dělí na výměnnou a hydrolytickou. Aktivní kyselost je dána koncentrací iontů H^+ v půdním roztoku (Richter 2004a). Je tvořena organickými a minerálními kyselinami půdního roztoku, kyselými spady a hydrolyticky kyselými hnojivy (Ledvina a Horáček 1997). Má bezprostřední vliv na příjem živin rostlinami (Pavel 1984). Výměnná kyselost je způsobena adsorbovanými H^+ a Al^{3+} (případně Fe) ionty, které se vyměňují za bazické ionty roztokem neutrální soli KCl popřípadě CaCl_2 (Kotousová 2008). Využívá se ke stanovení potřeby vápnění (Svobodová 2011). Ve srovnání s aktivní kyselostí dosahuje nižších hodnot pH, protože společně s volnými ionty H^+ z půdního roztoku se stanoví i H^+ vázané sorpčním komplexem (Ledvina a Horáček 1997). Hydrolytickou kyselostí se extrahují pevněji vázané H^+ ionty pomocí hydrolyticky alkalických solí octanu sodného nebo vápenatého (Richter 2004a).

2 Literární rešerše

Hodnota půdní reakce se označuje symbolem pH a číslem, které je záporným logaritmem koncentrace vodíkových iontů (Sáňka a Materna 2004). Její hodnota nabývá hodnot od 0 do 14 (Pokorný a kol. 2002). Zatímco při vyšší koncentraci vodíkových iontů je pH nižší a půda kyselější, při vyšší koncentraci bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) se kyselost půdy snižuje (Dykyjová 1989). Půdy s hodnotou pH do 6,5 se označují jako kyselé, s pH 6,6 – 7,2 jako neutrální a s pH vyšší než 7,3 jako alkalické (Pokorný a kol. 2002). Hodnoty výměnné půdní reakce v České republice znázorňuje mapa kontroly úrodnosti půdy (viz Obr. 1.). U zemědělských a především lesních půd převládá reakce kyselé (Ulbrichová 2010). Podle Sáňka a Materny (2004) je hodnota pH rozhodující při rozhodování o výběru dřevin, melioraci půd a dalších zásazích.



Obr. 1.: Mapa půdní reakce ČR dle Matyáška a Suka (2009)

2.1.2 Sorpční vlastnosti půd

Sorpční vlastnosti půd patří mezi nejvýznamnější charakteristiky půd z hlediska vazby původních i dodávaných živin v půdě a z hlediska vazby potenciálních kontaminujících látek (Šarapatka 1996). Obecně lze sorpci charakterizovat jako schopnost půdy zadržovat různé sloučeniny nebo jejich části, což vede ke zvýšení koncentrace poutané látky na sorbentu (Kotousová 2008).

Soubor půdních koloidů, které se podílejí na výměnných reakcích, se nazývá půdní sorpční komplex (Svobodová 2011). Dle funkce se rozděluje na aktivní a pasivní část. V aktivní části aniontová část působí na volné ionty v půdním roztoku a vyvolává sorpční procesy (Fiala a Krhovjáčková 2009). V pasivní části hrají roli kationty,

2 Literární rešerše

kteřé jsou sorbované aktivní částí sorpčného komplexu (Pokorný a kol. 2002). Jednotlivé kationty jsou v půdním sorpčném komplexu vázány různou silou v pořadí: $\text{Na}^+ < \text{K}^+ < \text{NH}_4^+ < \text{H}^+ < \text{Ca}^{2+} < \text{Mg}^{2+} < \text{Fe}^{3+}$, přičemž sodík je vázán na sorpční komplex nejslaběji (Jandák a kol. 2010). Stav a vlastnosti sorpčného komplexu ovlivňují přímo sorpční kapacitu půdy, reakci půdy a charakter a dynamiku chemických procesů, pufovitost půdy a nepřímo ovlivňují strukturní stav půdy, obdělávatelnost půdy, vodní a vzdušný režim půdy a biologickou aktivitu půdy (Pokorný a kol. 2002).

Sorpční schopnost půdy je primárně ovlivněna půdním druhem, půdním typem a pedogenetickými procesy, kterými půda vznikala (Vopravil 2009). Sorpční a ionto-výměnné vlastnosti půd jsou spjaté s obsahem jemných prachových a jílovitých frakcí, z nichž nejdůležitější jsou koloidní složky organické a anorganické povahy, protože mají velký měrný povrch, jsou nositeli elektrických nábojů a mají schopnost poutat a vyměňovat různé látky na svém povrchu (Svobodová 2011). Mezi anorganické složky patří jílovité minerály, sekundární oxidy a hydroxidy (Fe, Mn a Al) a mezi organické složky zase fulvokyseliny, huminové kyseliny a huminy (Čurlík a kol. 2003). Způsob sorpce iontů v půdě je určen vazbami, kterými jsou látky v půdě zadržovány (Králová 1991). Sorpci lze rozdělit na mechanickou, fyzikálně chemickou, chemickou a biologickou (Vopravil 2009). Při mechanické sorpci jsou v jemných, zakřivených a slepě končících pórech půdy mechanicky zadržovány hrubé disperzní části nebo velké agregáty koloidů, na jejichž površích jsou adsorbovány ionty a molekuly (Králová 1991). V důsledku životní činnosti edafonu a vegetace probíhá biologická sorpce, kdy organismy adsorbují prvky, které potřebují k životu, a ukládají je do svých těl, kde jsou zadržovány až do mineralizace odumřelých organismů (Prax a kol. 1995). Ionty, které vytvářejí za specifických podmínek málo rozpustné sloučeniny, zadržuje v půdě ireverzibilně chemická sorpce (Králová 1991). Při fyzikálně chemické sorpci se vyměňují adsorbované kationty za kationty z půdního roztoku v ekvivalentním poměru (Prax a kol. 1995). Tato sorpce má největší význam pro půdu. Na rozhraní pevné části půdy a půdního roztoku dochází k neustálé výměně iontů a ustalování rovnováhy, kdy náboj v roztoku musí být kompenzován stejným nábojem iontů poutaných na pevné fázi (Vopravil 2009). Ionty jsou sorbovány na půdní sorpční komplex, nebo jsou z něho uvolňovány do roztoku tak, aby byl dosažen rovnovážný stav náboje mezi těmito rozhraními (Svobodová 2011). Protože je rovnováha půdního prostředí neustále narušována (odběry prvků rostlinami, minerálním a organickým hnojením, mineralizací, humifikací aj.), jedná se o jev neustále probíhající a dynamický (Vopravil 2009).

Charakter prostředí (zejména podmínky aciditní povahy a zásoby dvojmocných bází), v němž probíhá celý půdotvorný proces, utváří složení a charakteristické vlastnosti sorpčného komplexu (Svobodová 2011). Podle Gedrojce na základě převládajícího druhu sorbovaných kationů a kvality aktivní části sorpčného komplexu lze rozlišit komplex sorpčně nenasycený, komplex nasycený dvojmocnými kationty a komplex sorpčně nasycený jednomocnými kationty (Pokorný a kol. 2002).

2 Literární rešerše

Nenasycený sorpční komplex má převahu sorbovaných vodíkových iontů, má kyselou reakci a nedostatek dvojmocných kationtů podmiňuje vznik nestabilní struktury (Jandák a kol. 2010). Předpokladem pro vznik nenasyceného sorpčního komplexu je humidní klima a naprostý nedostatek vápníku (Mičková 2012). Pasivní část komplexu nasyceného dvojmocnými kationty je tvořena převahou iontů vápníku a hořčíku (Kotousová 2008). Reakce komplexu se pohybuje kolem neutrální hodnoty a půdy mají značnou pufrací schopnost, dobrou agregační schopnost a vodostálou strukturu (Jandák a kol. 2010). Takového půdy se tvoří v sušším až mírně vlhkém klimatu na půdotvorných substrátech zásobených dvojmocnými kationty (Mičková 2012). V pasivní části komplexu sorpčně nasyceného jednomocnými kationty je převaha zejména sodíku (Kotousová 2008). Vytváří se tak alkalický sorpční komplex s velmi nepříznivými vrstvami v půdním profilu a půdy jsou nazývány jako solné (Jandák a kol. 2010). Tento sorpční komplex se vytváří v půdách s velkou zásobou alkalických solí v suchém klimatu, kde výrazně převládá výpar nad srážkami (Mičková 2012).

Nasycenost sorpčního komplexu slouží pro vyjádření živnosti půd, hlavně u lesních půd, kde existuje přímá vazba minerální síly půdního substrátu a uvolňování živin při mineralizaci organických látek z nadložního humusu (Šarapatka 1996).

Dle Svobodové (2011) je kationtová výměnná kapacita důležitým ukazatelem úrodnosti půdy, zejména z pohledu její schopnosti vázat dostatek živin přístupných pro rostliny. Její hodnota se zvětšuje s vyšším podílem humusových koloidů v jádru sorpčního komplexu (Pokorný a kol. 2002). Robert (2001) uvádí silný lineární vztah mezi organickým C a kationtovou výměnnou kapacitou zkoumané půdy a to při zvýšení obsahu organického uhlíku z 1 na 4 % se kationtová výměnná kapacita zvýšila 4-krát. Stanovení kationtové výměnné kapacity je dle Valla a kol. (2002) po dlouhou dobu předmětem mnoha výzkumů, o čemž svědčí i rozmanitá škála metod. Z metod stanovení kationtové výměnné kapacity, které autoři popisují, lze ve stručnosti uvést: promývání zředěnou kyselinou (např. HCl) a titrace Ba(OH)₂ do pH 7 nebo NaOH do pH 8,5, sumační metody, přímé vytěsnění sytící soli, vytěsnění indexového kationtu po vymytí solí, použití iontoměníčů, konduktometrickou titraci a použití radioaktivních isotopů.

2.1.3 Minerální výživa

Základním ukazatelem pro hodnocení půd je i obsah hlavních živin a mikroelementů (Šarapatka 1996). Tyto biogenní prvky jsou definovány jako prvky pro rostlinu nenahraditelné, bez nichž by rostlina nemohla růst a rozmnožovat se (Larcher 2003). Minerální podíl v půdě vzniká rozkladem organických zbytků (Šály 1978) a zvětráváním mateřské horniny (Vráblíková a Vráblík 2008). Z 92 přirozeně se vyskytujících prvků pouze osm má zastoupení v zemské kůře větší než jedno procento (Cambell a Reece 2006) a téměř 90 % zemské kůry je tvořeno prvky, které nejsou z fyziologického hlediska prvořadé (Ledvina a Horáček 1997).

2 Literární rešerše

Množství a složení organického opadu (a tím i množství živin z něj) závisí na druhovém složení rostlin (Šály 1978). Rozdílnost množství a druhu opadu popsali ve svých studiích například Waksman (1938), Walter (1968) a Wittich (1952) nebo ze současnosti Hättenschwiler a Körner (1998), Muukonen (2005), Pokorný a Tomášková (2007), Paladinić a kol. (2009) a Upadhaya a kol. (2015).

Rostlina potřebuje k růstu a přežití především 16 nezbytných prvků: C, O, H, N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Zn, Mo, Cu, Cl a B (Šály 1978; Šebánek a kol. 1983; Cambell a Reece 2006; Flegr 2009). Uhlík, vodík a kyslík přijímají rostliny skrz vodu a vzduch (Šály 1978; Cambell a Reece 2006; Flegr 2009). Ostatní živiny, které jsou rozpuštěny v půdním koloidu, jsou přijímány přes kořenový systém do rostliny (Šebánek a kol. 1983).

V těle rostlin má zpravidla největší podíl voda (Šály 1978; Šebánek a kol. 1983; Cambell a Reece 2006; Flegr 2009). Obsah vody v rostlině se zjišťuje vysoušením při cca 105 °C (Pokorný a Tomášková 2007; Nogueira a kol. 2008). Množství vody je dán jako rozdíl mezi hmotností čerstvé rostliny a sušiny (Hättenschwiler a Körner 1998; Pokorný a Tomášková 2007; Upadhaya a kol. 2015). Dle Matuly (1977) u dřeva živých stromů tvoří voda až 55 % z celkové hmotnosti a v asimilačním aparátu se pohybuje okolo 85 %.

Vysušená rostlina (sušina) obsahuje organické a anorganické látky v procentuálním zastoupení: 45% uhlíku, 42% kyslíku, 6,5% vodíku a 1,5% dusíku a 5% dalších minerálních látek (Šebánek a kol. 1983). Prvky lze podle obsahu v pletivech dělit na makroelementy, mikroelementy ultramikroelementy a užitečné prvky (Havelka 1989; Begon a kol. 1997; Procházka a Macháčková 1998; Larcher 2003).

Makroelementy se v těle rostlin vyskytují od několika procent po desítky. Mezi tyto prvky patří C, O, H, N, P, K, Ca, Mg a S (Procházka a Macháčková 1998; Larcher 2003). Mikroelementy jsou prvky, které se v těle rostlin nachází v obsahu menším než 0,05 %. Mezi takové prvky patří například Fe, Mn, Zn, Mo, Cu, Cl a B (Šály 1978; Begon a kol. 1997; Larcher 2003). Tyto prvky jsou nepostradatelné pro zajištění fyziologických činností rostliny, vstupují do biochemických reakcí, působí jako katalyzátory, účastní se fotosyntézy (Šály 1978; Larcher 2003). Mohou zvyšovat rezistenci vůči patogenům nebo se podílí na růstu rostliny či na tvorbě ligninu (Vavříček a Kučera 2014). Ultramikroelementy se vyskytují v rostlinách ve velmi malém množství (obsah řádově v 10^{-6} %). Řadí se sem prvky jako Au, Ag, Ra aj. (Havelka 1989). Obsah užitečných prvků může dosahovat vysokých hodnot. Charakteristické pro tyto prvky je, že je nepotřebují všechny rostlinné druhy (Havelka 1989). Hliník je nezbytnou živinou pro některé kapradiny, křemík pro rozsivky, selen pro planktonní řasy a kobalt slouží k symbióze bobovitých rostlin s bakteriemi (Begon a kol. 1997).

2 Literární rešerše

Uhlík (C)

Uhlík je základním stavebním prvkem veškeré organické hmoty ať už živé nebo odumřelé (Šebánek a kol. 1983; Havelka 1989; Begon a kol. 1997; Procházka a Macháčková 1998; Larcher 2003). Uhlík je přijímán především ze vzduchu (Cambell a Reece 2006). Ve zjednodušeném koloběhu uhlík v průběhu dekompozice přechází do několika podob, až je uvolňován ve formě CO_2 a nakonec je zabudován zpět do hmoty zelených rostlin přes proces fotosyntézy (Vavříček a Kučera 2014).

Vodík a kyslík (H, O)

Kyslík je dodáván rostlině především ze vzduchu, vodík zase z vody (Cambell a Reece 2006). Vodík a kyslík se přímo účastní základních chemických procesů v rostlině (Begon a kol. 1997). Voda je nosič živin (Flegr 2009).

Dusík (N)

Dusík je jedním z nejrozšířenějších prvků, je v atmosféře zastoupen asi 78% (Flegr 2009). Atmosférický dusík dovedou vázat pouze sinice a některé druhy bakterií, ale rostliny jej přijímají z půdy, do které se dostává mikrobiální fixací (Begon a kol. 1997). Při dostatku vzduchu v půdě probíhá amonifikace, což je proces redukce vzdušného dusíku pomocí rozkladačů na formu NH_4^+ (tato forma dusíku je již přístupná pro některé rostliny), následně je amoniak nitritačními bakteriemi převeden na dusitan NO_2^- a poté je pomocí nitratačních bakterií přeměněn na dusičnan NO_3^- , který je přístupný pro rostliny (Kincl a Krpeš 2000). Dusičnany nejsou v půdě stabilní a snadno se vyplavují do podzemních a povrchových vod, kde způsobují ekologické problémy (Sukop 2006).

Fosfor (P)

Koloběh fosforu neprobíhá přes atmosférickou část jako u ostatních prvků (Larcher 2003). Fosfor rostlina přijímá ve formě aniontů H_2PO_4^- a HPO_4^{2-} (Richter 2004b). Ty jsou drženy v těle rostlin až do odumření a následně při rozkladu je prvek znovu uvolněn do půdy (Begon a kol. 1997). Fosfor je obsažen v cytoplazmě a buněčném jádře, kde přispívá při dělení jádra a tvorbě dělivých pletiv (Cambell a Reece 2006). Nejvíce fosforu potřebují rostliny při zakládání a zrání semen (Šebánek a kol. 1983). Vzhledem ke svému zápornému náboji a vysoké vnitrobuněčné koncentraci je fosfor vázán a je výrazně málo pohyblivým prvkem v půdě je jeho příjem je pro rostlinu velmi energeticky náročný (Loew 1899).

Draslík (K)

Draslík se do půdy dostává atmosférickou depozicí, zvětráváním minerálů a uvolňováním z rostlinných těl (Larcher 2003). Draslík rostliny z půdy přijímají ve formě K^+ (Richter 2004b). Draslík podporuje hydrataci buněk vodou a podílí se na enzymatické činnosti, především na tvorbě jednoduchých sacharidů a škrobů (Cambell a Reece 2006). Draslík pomáhá otevírat a zavírat průduchy rostliny

(Flegr 2009). Mírný nadbytek draslíku způsobuje částečné zvýšení produkce biomasy (Vavříček a Kučera 2014). Při velkém nadbytku draslíku může docházet k omezení příjmu hořčíku, vápníku, zinku, manganu nebo sodíku (Šebánek a kol. 1983).

Vápník (Ca)

Koloběh vápníku se podobá draslíku, akorát je méně dynamický, protože dvojmocné báze jsou pevněji poutány (Larcher 2003). Vápník přijímají rostliny ve formě kationtu Ca^{2+} (Richter 2004b). Vápník je významnou složkou buněčných stěn a podílí se na jejich zpevnování (Cambell a Reece 2006). Vápník snižuje propustnost membrán a zpomaluje vstup draslíku, železa a těžkých kovů do buněk a dále může snižovat případnou intoxikaci rostlin (Flegr 2009). Při chronickém nedostatku se celkový růst rostliny se zpomaluje, až rostlina odumírá (Richter a Hlušek 1994).

Hořčík (Mg)

Koloběh hořčíku je obdobný jako u vápníku i s pevněji poutanými bázemi, které jsou rovněž dvojmocné. Je přijímán ve formě Mg^{2+} (Richter 2004b). Hořčík hraje důležitou roli ve fotosyntéze, protože tvoří centrální atom chlorofylu (Cambell a Reece 2006).

Síra (S)

Síru rostlina získává ve formě SO_4^{2-} (Richter 2004b). Síra je v rostlině obsažena především v protoplazmě a enzymech a společně s dusíkem se podílí na syntéze bílkovin (Flegr 2009). Síra se hromadí v listech a semenech (Richter a Hlušek 1994).

2.2. Zonální půdy vyšších poloh

Zonální půdy jsou definovány jako stádium půdy, které je v souladu s okolním prostředím a půda dosáhla tedy klimaxového stádia svého vývoje (Tomášek 2000). Zonální půdy jsou závislé na matečné hornině a klimatu, především na srážkách a teplotě (Němeček a kol. 1990). Rozdělují se na nevyložené půdy a půdy vyložené. Nevyložené půdy mají neutrální půdní reakci a obsahují CaCO_3 a v podstatě vznikají v oblastech se sníženými dešťovými srážkami (Sine 1994). Naproti tomu vyložené půdy mívají slabě kyselou až neutrální reakci a vyskytuje se v oblastech s hojnějšími srážkami (Němeček a kol. 1990). V mírných pásmech ve vyšších polohách se vyskytují v podobě podzolů (zejména na kyselých horninách), kryptopodzolů, které se vyskytují na živných a kyselých stanovištích a hnědozemí, které se tvoří zvláště v listnatých lesích a jsou spíše na spodní hranici vyšších poloh (Petránek a kol. 2016).

Hnědozemě mají mírně vysvětlený eluviální horizont přecházející do homogenně hnědého luvického horizontu s výraznými hnědými povlaky pedů (Němeček a kol. 2008).

Kryptopodzoly tvoří přechod mezi kambizemí a podzolem (Tomášek 2000). Má kyselou reakci a v těchto půdách se vyskytuje náznak eluviace volného hliníku (Němeček a kol. 2008)

Podzoly je vyluhovaná, neúrodná půda, která vznikla procesem podzolizace (Němeček a kol. 2008). Podzolizace je proces, ve kterém minerální látky (Fe a Al) spolu s huminovými kyselinami vyplavují z vyššího eluviálního horizontu do nižšího iluviálního horizontu (Tomášek 2000). Eluviální horizont se bělí a extrahované látky se ukládají ve větší hloubce do až tvrdé a nepropustné vrstvy seskvioxidů a organických sloučenin (Němeček a kol. 1990).

2.3 Hnojení

Hnojení v lesním hospodářství představuje cílevědomé dodání nedostatkových živin limitujících produkci určitého stanoviště (Němec 1950). Úprava živin by měla být vždy součástí komplexní péče o porosty a každému zásahu by měla předcházet analýza potřeby hnojení vycházející ze stavu živin na konkrétním stanovišti (Vavříček 2001; Podrázský a kol. 2016). Z tohoto důvodu nelze vytvořit jednotný zásah aplikovatelný na všech plochách stejně, ale podle stáří porostu, druhu a množství potřebných živin vybrat vhodné hnojení a způsob jeho aplikace na danou plochu (Materna 1963). Hnojení se využívá v porostech, které vykazují akutní nedostatek živin a projevují se poruchy výživy, nebo na stanovištích, kde je úspěch obnovy porostu limitován půdními poměry (Nárovec 2001). Hnojení je v současnosti používáno především při obnově lesů v horských oblastech a na stanovištích, které jsou poškozeny průmyslovými imisemi (Nárovec 1993).

2.2.1 Historie hnojení

Pokusy s hnojením lesních půd sahají až do 18. století, kdy se využíval popel k zúrodnění plochy, popřípadě zelené hnojení nebo statková hnojiva na zemědělských plochách (Šály 1978). Na začátku 19. století zjistil Carl Sprengel, že rostlina přijímá minerální látky rozpuštěné v půdním roztoku a formuloval zákon minima, při kterém je limitující ten prvek, který je v minimu (van der Ploeg a kol. 1999). I díky tomuto poznatku se začala využívat minerální hnojiva, která nebyla komplexní jako statková hnojiva, ale jednosložková – ta složka, která na daném stanovišti chyběla nejvíce (Sádlo a kol. 2005). Začala se vyrábět draselná hnojiva, dusíkatá hnojiva a superfosfáty (Šály 1978). Ve 20. století narůstalo používání minerálních hnojiv. Hnojení se provádělo především celoplošně letecky (Šály 1978). V roce 1960 se objevily na trhu hnojivé tablety, což byly práškové hnojiva na bázi NPK slisované do tablet (Austin a Strand 1960). Tyto tablety však nesplňovaly požadavky, a proto byly navrženy jejich aplikace pouze při zalesňování mimořádně nepříznivých stanovišť (Haley 1966). Při následném zdokonalování výroby a testování tablet bylo zjištěno, že je nutné upustit od aplikace tablet na dno výsadbové jamky, ale tablety mělce vtlačovat do půdy k již zasazeným stromkům, nebo v jejich blízkosti na povrch (Kubelka 2001). Takto bylo dosaženo dlouhodobé zásoby živinami, které se měly

pozdvolně uvolňovat z hnojivých tablet. V současnosti je na trhu nepřeborné množství hnojiv – organogenní, minerální, pevné, kapalné - , avšak pro lesní hospodářství je každým rokem vydávána metodická příručka integrované ochrany rostlin pro lesní porosty, kde jsou taxativně vyjmenované použitelné prostředky v lese (Zahradníková a Zahradník 2016).

2.2.2 Rozdělení hnojiv

Hnojiva se dělí podle účinnosti, původu, skupenství a doby působení.

Podle účinnosti se dělí na přímá (obsahují alespoň jednu ze základních rostlinných živin ve velkém množství) a nepřímá - pomocné látky, které neobsahují základní živiny v zásadním množství, ale působí na zlepšení podmínek výživy rostlin úpravou půdního prostředí (Hlušek 2004).

Podle původu se rozlišují hnojiva organická, organominerální a minerální. Organická hnojiva jsou produkována především v zemědělské prvovýrobě a vyznačují se velkým objemem (Hlušek 2004). Naproti tomu minerální hnojiva jsou vysoce koncentrované průmyslově vyráběné produkty, které lze dělit na jednosložkové (obsahují pouze jednu hlavní živinu) a vícesložkové – jsou směsí dvou a více živin (Mauer 2011). Organo-minerální hnojiva obsahují jak složku organickou (rychle působí), tak průmyslově vyráběnou – pro dlouhodobé působení (Mauer 2011).

Podle skupenství se rozdělují hnojiva na pevná (prášková, zrnitá, krystalická, granulovaná, tablety), tekutá a suspenzní (Hlušek 2004).

Podle doby působení se rozdělují na krátkodobé a dlouhodobé (Mauer 2011).

2.2.3 Typy hnojení

Základní hnojení

Základní hnojení se aplikuje na chudších stanovištích s nevhodnou formou humusu, při acidifikaci půdy, která způsobuje nenasycenost sorpčního komplexu nebo při výrazném ochuzení půdy o živiny (Materna 1963). Hlavním cílem tohoto druhu hnojení je aktivizace a intenzifikace koloběhu živin (Nárovec 2001). Provádí se především celoplošnou aplikací vápenatých, fosforečných a hořečnatých hnojiv, které dlouhodobě působí (Vavříček 2001).

Operativní hnojení

Využívá se při akutním nedostatku živin v porostech ve všech věkových třídách, proto nástup účinnosti musí být rychlý (Podrázský 2005). Z tohoto důvodu se aplikují především tekuté přípravky přímo na asimilační aparát. Pro plánování operativního hnojení se zpracovává výživářský rozbor (Nárovec 2001). Tento rozbor sestává ze dvou metod – posouzení vizuálních symptomů a laboratorním rozbořem, které mohou být doplněny o biologické, fyzikální a chemické rozbořy půdy (Havelka 1988).

Udržovací hnojení

Je hnojení, které se provádí v maximálně šestiletých periodách a slouží k intenzifikaci lesního hospodářství (Nárovec 1993).

Startovací hnojení

Ihned po výsadbě se využívá startovací hnojení, kdy je hnojivo aplikováno přímo k vysazovaným rostlinám. Předpokládá se, že hnojením se nejen dodají potřebné živiny, ale zároveň se stimuluje růst vysazených rostlin (Mauer 2011).

Hnojení pro podporu fruktifikace

Hnojivo je obohaceno o draslík a fosfor, má za cíl zvýšit fruktifikaci porostu a hnojení se provádí před očekávanou úrodou (Mauer 2011).

Hnojení při obnově lesa v imisních oblastech

V oblastech se silným imisním poškozením dochází k poruchám výživy častěji, nežli v ostatních oblastech (Podrázský 2005). Půdy se hnojí z důvodu regradace koloběhu živin, pro odstranění negativního vlivu kyselých depozic a odstranění akutních poruch výživy (Nárovec 2001). Kvůli tomu se využívá základní hnojení při obnově porostu a operativní hnojení na již založených kulturách (Vavříček a Kučera 2014). Základnímu hnojení předchází laboratorní stanovení půdní kyselosti, vlastností sorpčního komplexu a obsahu živin v půdě (Materna 1963). Potřebné hnojení – zpravidla vícesložkovými hnojivy - se provádí buď celoplošně před obnovou, nebo pomístně před samotnou výsadbou rostlin (Vavříček a Kučera 2014). Operativní hnojení zapojených kultur bývá často pouze individuální podobě práškovými nebo granulovanými hnojivy (Nárovec a Jurásek 2000).

Vápnění a chemická meliorace

Vápnění je jednorázovým, nepřírozeným zásahem a má na půdu mnohostranný účinek (Podrázský 1989a). Při vápnění a chemické melioraci dochází ke snížení kyselosti půd, změně mobility těžkých kovů, ovlivnění sorpčního komplexu, mineralizačních procesů, koloběhu dusíku a vývoje kořenového systému (Nebe 1972). V průběhu 80. let došlo vlivem kyselých depozic k prudkému zhoršení zdravotního stavu lesů, které gradovalo až k rozpadu velkých lesních komplexů (Masaryk 1980). Pro snížení zakyselení půdy se začalo používat celoplošné vápnění (Podrázský 1990). Změna kyselosti půdy závisí na druhu a množství použitých vápenných látek, půdních vlastnostech stanoviště a kvalitě a množství nadložního humusu (Hruška 2004).

V Orlických horách stejně jako v Jizerských horách nebo Krkonoších po vápnění bylo zjištěno, že v minerálním horizontu se snížilo pH oproti očekávanému zvýšení, což bylo nejspíše způsobeno přenosem acidity ze svrchních vrstev, kde se acidita snížila (Podrázský 1989b). Také se prokázaly ztráty humusu a dusíku po vápnění ve výši až o 40 % (Podrázský 1990). Zvýšila se biologická respirační aktivita,

kteřá indikuje odbourávání organických látek a nitrifikaci (Podrázský 1989a). Pomalá účinnost vápenné látky soustřeďuje živiny dlouhou dobu ve svrchních horizontech, což způsobuje menší hloubku prokořenění, snižuje se prostor pro čerpání živin a může se zvyšovat náchylnost stromu k poškození suchem, až nakonec může docházet k labilitě porostu (Hruška 2004).

2.2.4 Charakteristika hnojiva řady Silvamix®

Výrobce minerálního hnojiva SILVAMIX® je podnik ECOLAB Znojmo spol. s r.o. Minerální hnojiva SILVAMIX® jsou řazeny do skupiny tzv. pomalu rozpustných hnojiv, respektive hnojiv pomalu působících (Nárovec a Kubíček 2004). Z takovýchto hnojiv se pozvolně a dlouhodobě uvolňují živiny minimálně po dobu 2 let (Martinů 2007). Hlavní živinou je dusík, dalšími pak fosfor, hořčík a draslík (Kubelka 1987). Dusík se nachází ve formě močovino-aldehydových kondenzátů neboli Ureaformu, který se vyznačuje různou rozpustností ve vodě (Kubelka 2001; Nárovec a Kubíček 2004). Pozvolné uvolňování ostatních živin je zapříčiněno malou rozpustností podvojněho fosforečnanu hořečnato-draselného (Kubelka 2001; Nárovec a Kubíček 2004). Na rozdíl od klasických rychle rozpustných průmyslových hnojiv tyto hnojiva minimalizují negativní dopady na životní prostředí, díky bezobsažnosti nežádoucích příměsí a chloridů a svou pozvolnou rozpustností, čímž nepronikají živiny do povrchových a podpovrchových vod (Martinů 2007). Hnojiva SILVAMIX® se aplikují v podobě tablet a prášku. Tablety jsou vhodné pro hnojení či dohnojování kultur do věku čtyř let. Tablety musí být kladeny rovnoměrně po obvodu koruny, aby nevznikaly deformace kořenového systému (Kubelka 2001; Mauer 2011). Prášek je vhodný pro hnojení a dohnojování sazenic v lesních školkách a pro přípravu lesních substrátů (Kubelka 2007).

3 Charakteristika vybraného území

Králický Sněžník se rozkládá na území dvou států – České republiky a Polska. Více než dvě třetiny se nachází na polské straně. V České republice je třetím nejvyšším pohořím a nachází se na území Olomouckého a Pardubického kraje. Dle přírodní lesní oblasti spadá zájmové území do oblasti 27 – Hrubý Jeseník.

Na českém území Králického Sněžníku se nachází čtená chráněná území. Je to Národní přírodní rezervace Králický Sněžník, která se zahrnuje horu Králický Sněžník a část západního hřebene po Malý Sněžník a část východního hřebene, má výměru cca 1695 ha a v podstatě se překrývá s Evropsky významnou lokalitou. Ptačí oblast Králický Sněžník se nachází hlavně v nižších polohách pohoří.

3.1 Geomorfologické poměry

Králický Sněžník patří do provincie Česká vysočina, Krkonoško-Jesenické soustavy, Jesenické podsoustavy a celku Králický sněžník (Raušer 1971). Pohoří se středním sklonem 15° mající rozlohu 76 000 hektarů patří mezi nejmenší pohoří v republice (Demek 1987). Nejvyšším vrcholem je Králický Sněžník (nadmořská výška 1424 m.n.m.) a nejnižše položeným místem nivy řeky Moravy - nadmořská výška 500 m.n.m. (Balatka a Kalvoda 2006). Průměrná nadmořská výška je 930,9 m (Demek 1987). Králický Sněžník spolu s Krkonošemi a Hrubým Jeseníkem patří do oblasti Vysokých Sudet, což jsou pohoří s vyvinutou subalpínskou nebo alpínskou zónou podél severní hranice České republiky (Jeník 1998).

3.2 Geologické poměry

Kompaktní pohoří vystupuje nad okolní vrchoviny kromě jihozápadní strany, kde proniká pohořím zářez vytvořený řekou Moravou (Czudek 1975). Je tvořeno především přeměněnými horninami – rulami a svory a v menší míře se vyskytují krystalické vápence (Peřina a kol. 2001). Na části pohoří, kde se vyskytují krystalické vápence, jsou vyvinuty krasové jevy např. geologické varhany u Horní Moravy, jeskyně „Patzeltova“ nebo „Tvarožné díry“, mnoho ponorů a vyvěračky (Ciężkowski a kol. 1993). Na přítocích řeky Moravy a samotném toku je mnoho vodopádů (Bíba a Demek 2012).

3.3 Pedologické poměry

V nejnižších polohách převažují kambizemě, na ně navazují kryptopodzoly a na horní hranici lesa podzoly (Burian 2001). Na rašeliništích a v okolí pramenišť se nacházejí organozemě a na kamenitých a skalnatých lokalitách ranker, litozem a regozem (Peřina a kol. 2001).

3 Charakteristika vybraného území

3.4 Klimatické poměry

Dle Gawlikowske a Opletala (1997), zde převážnou část roku panují drsné klimatické poměry s dlouhotrvající sněhovou pokrývkou. Podle Quitta (1971) území Kralického Sněžníku spadá do chladných klimatických oblastí CH4, CH6 a CH7 (jejich bližší charakteristika je uvedena v Tab. 1.).

Klimatická oblast CH4 zaujímá vrcholové partie hornatin a je charakteristická velmi dlouhou a velmi chladnou zimou s velmi dlouhým trváním sněhové pokrývky a velmi krátkým létem, přechody mezi létem a zimou jsou dlouhé a chladné (Quitt 1971). Klimatická oblast CH6 sestupuje z vyšších až horských poloh do středních a charakterizuje ji velmi dlouhá a mírně chladná zima s dlouhým trváním sněhové pokrývky a velmi krátkým až krátkým létem, přechody mezi létem a zimou jsou dlouhé a chladné (Quitt 1971). Klimatická oblast CH7 se nachází na středních polohách vrchovin a je charakteristická dlouhou, mírnou zimou s dlouhou sněhovou pokrývkou a velmi krátkým až krátkým létem, přechody mezi létem a zimou jsou dlouhé a mírně chladné (Quitt 1971). Přesnější klimatické charakteristiky jsou uvedeny v Tab. 1.

Tab. 1.: Charakteristika klimatických poměrů CH4, CH6 a CH7 dle Quitta (1971)

Klimatická charakteristika oblasti	CH4	CH6	CH7
Průměrný počet srážkových dní	120 - 140	140 - 160	120 - 130
Počet dní se sněhovou pokrývkou	140 - 160	120 - 140	100 - 120
Srážkový úhrn za vegetační období v mm	600 - 700	600 - 700	500 - 600
Srážkový úhrn v zimním období v mm	400 - 500	400 - 500	350 - 400
Počet mrazových dní	160 - 180	140 - 160	140 - 160
Počet ledových dní	60 - 70	60 - 70	50 - 60
Počet letních dní	0 - 20	10 - 30	10 - 30
Průměrná teplota v lednu v °C	-6 - -7	-4 - -5	-3 - -4
Průměrná teplota v dubnu v °C	2 - 4	2 - 4	4 - 6
Průměrná teplota v červenci v °C	10 - 14	14 - 15	15 - 16
Průměrná teplota v říjnu v °C	4 - 5	5 - 6	6 - 7

3.5 Hydrologické poměry

Pohoří Kralický Sněžník je významným hydrografickým uzlem. Stýkají se zde tři úmoří – Černé (řeka Morava), Severní (Lipkovský potok s přítoky) a Baltské úmoří (vody Kladské Nisy). Do Černého moře odtéká řeka Morava, pramenící pod vrcholem Kralického Sněžníku. (Anonymous 1965)

3 Charakteristika vybraného území

3.6 Fytocenologické poměry

Vegetační stupňovitost je sled rozdílů v přirozené druhové skladbě (Plíva 1971). Dle Neuhäselové (1998) je stupňovitost na Kralickém Sněžníku různorodá. Vyskytují se zde na spodním okraji oblasti jedlové bučiny (27 %). Na ně se postupně navazuje smrko-bukový lesní vegetační stupeň (37 %). Výše se nachází bukové smrčiny (22 %), dále pak smrčiny (14 %), na nichž se nachází výzkumná plocha, a horní hranici lesa tvoří jeřábová smrčina. Vrcholy hřebenů jsou druhotné hole, které byly pomístně zalesněny kosodřevinou. Škody na lesních porostech způsobují vítr, sníh, jinovatka a ledovka, především na čistých smrkových porostech, které nebyly v minulosti vysazovány z původního ekotypu, ale z nevhodné proveniencí trpící sněhem, námrazou a silnými větry (Vicena a kol. 1979). V celé oblasti jsou v současné době vysoké stavy jelení zvěře, která působí škody především na nezajištěných kulturách (Průša 2001).

3.7 Popis vybraného vegetačního stupně

Osmý lesní vegetační stupeň se vyskytuje na lokalitách s průměrnou roční teplotou 2,5 - 4 °C, průměrným úhrnem srážek 1200-1500 mm a délkou vegetačního období 60 - 100 dní (Buček a Lacina 1999). Těmto klimatickým charakteristikám odpovídají na našem území nadmořské výšky okolo 1050 - 1350 m n. m. (Holuša 2003).

Porosty jsou přirozené rozvolněné (Zlatník 1952). V smrkovém lesním vegetačním stupni zcela dominuje smrk ztepilý (*Picea abies*), dosahující výšky až 25 m (Holuša 2003). Buk lesní (*Fagus sylvatica*) se vyskytuje v jednotlivém smíšení v podobě keře mající maximálně 4 m (Moravec 1994). Javor klen (*Acer pseudoplatanus*) dosahuje zakrslých velikostí a nachází se pouze na živných půdách (Průša 2001). Jedle bělokora (*Abies alba*) zcela chybí (Buček a Lacina 1999). Z dalších dřevin se v rozvolněných částech vyskytuje jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), vrba slezská (*Salix silesiaca*) a vrba jíva - *Salix caprea* (Moravec 1994). Horní hranice lesa postupně přechází do skupin borovice kleče - *Pinus mugo* (Moravec 1994; Průša 2001). Zimolez černý (*Lonicera nigra*) a rybíz skalní (*Ribes petraeum*) se nalézají v keřovém patře (Vorel 1979). Bylinné patro je výrazně ovlivněno klimatickými a trofickými podmínkami konkrétního stanoviště (Průša 2001). Často se vyskytují souvislé porosty brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*), třtiny chloupkaté (*Calamagrostis villosa*) a metličky křivolaké - *Avenella flexuosa* (Buček a Lacina 1999). Hojně se vyskytuje i papratka vysokohorská (*Arthyrium distentifolium*), bika lesní (*Luzula sylvatica*), podbělice alpská (*Homogyne alpina*), čípek objímavý (*Streptopus amplexifolius*) a mléčivec alpský - *Cicerbina alpina* (Moravec 1994). Podle Zlatníka (1976) se v mechovém patře vyskytuje souvislý porost ploníku obecného (*Polytrichum commune*), rohozce trojlaločného (*Bazzania trilobata*) a lesklíce čeřitého (*Plagiothecium undulatum*) a rašeliníky (*Sphagnum* sp.).

3 Charakteristika vybraného území

3.8 Popis výzkumné plochy

Popis stanovištních poměrů a půdního prostředí jsou popsány v tabulkách 2. a 3. Pro názornost je vzhled plochy zachycen na fotografii (Obr. 2.)

Tab. 2.: Popis stanovištních poměrů na výzkumné ploše

Výzkumná plocha:	Výzkumná plocha 2 (dále „VP2“)
Lokalizace:	N 50°10'50.1"; E 16°51'51.4"
Umístění:	LHC Hanušovice, porost 804 C17b
Nadmořská výška:	1 280 m. n. m.
Expozice:	J, sklon v rozmezí 4 - 6°
Lesní typ:	8Z1 – zakrslá jeřábová smrčina borůvková
Charakter plochy:	Extrémní stanoviště. Holina není kryta ze stran porostem a nachází se na hřebeni s jižní expozicí (není chráněna proti slunečnímu záření a působení bořivých větrů). Neustále se rozšiřuje. Výjimečně lze nalézt jednotlivé zmlazení smrku.
Popis bylinného patra:	Pokryvnost 100%: <i>Vaccinium myrtillus</i> 85%, <i>Trientalis europaea</i> 15 %
Popis dřevinného patra:	Suchá kulisa starého smrkového porostu s četnými vývraty a zlomy. Na výzkumné ploše jsou zbytkové souše, těžební zbytky, vývraty a ojedinělý nárost.



Obr. 2.: Celkový pohled na VP2

3 Charakteristika vybraného území

Tab. 3.: Popis půdního prostředí VP2

Půdní typ:		Podzol modální, psefitický na dvojslídne rule
Horizont	Hloubka horizontu [v cm]	Charakteristika horizontu
O	0 – 2	velmi kyprý, mírně vlhký opad převážně bylin
L	2 – 4	hnědá, velmi kyprá drť výše uvedených komponentů s ostrým barevným a strukturním přechodem dospodu
F	4 – 10 (11)	černá, vlhká, bezstrukturní, silně prokořeněná měl, která je distribuována převážně ve spodní části horizontu, horizont se zřetelným, místy ostrým barevným přechodem dospodu
H	10 – 12	tmavě šedá, hlinitopísčítá, mírně prokořeněná, místy středně prokořeněná, ještě kyprá, drobnivá, středně drobtovitá (zrnitá) zemina (2–3 mm), středně vlhká, skelet ojediněle a nepravidelně do 5–8 %, příměs pravého humusu i ve formě kamenů (70–90 mm), horizont nepravidelné hloubky, spíše místy chybí, s ostrým vlnitým barevným přechodem dospodu
Ae	12 – 20	šedý až světle šedý, kyprý horizont s písčitou texturou, zemina drobnivá, převážně jemně zrnitá (1–2 mm), velmi mírně, spíše ojediněle prokořeněná, vlhká, s nepravidelnou příměsí skeletu 20–40 % převážně ve formě hrubého štěrku (30–50 mm) a kamenů (50–80 mm) s hloubkou výrazně narůstající horizont s ostrým (1 cm) barevným přechodem dospodu, spíše vlnitým než kapsovitým
Ep	20 - 32	výrazný, černý, vysoce skeletnatý horizont, zemina hlinitá, mírně ulehlá, drobnivá, s tmelící humusovou jednotkou vytváří až středně drobtovitou strukturu (3–5 mm) vlhká, ve spodní části horizontu až mokrá zemina, velmi silně skeletnatá – cca 80–85 % převážně ve formě kamenů (80–160 mm), ojediněle balvany (270–310 mm), umožňuje posun humusových látek a jejich vysrážení dospodu, je středně prokořeněná cca až do 30 cm, horizont s difuzním barevným přechodem dospodu.
Bh	32 – 58	černohnědá, ve spodní části horizontu až tmavě červenohnědá, mírně ulehlá, drobnivá, středně až hrubě drobtovitá až hrudkovitá, písčitohlinitá (hlinitá) zemina, vlhká až mokrá, velmi silně skeletnatá až 90 % s hloubkou narůstá a zvyšuje se podíl balvanů (270–350 mm), difuzní barevný přechod, místy výrazně kapsovitý
Bhs	70 – 94	Horizont Bhs sekundárně pokračuje do horizontu Bs a C1 s velmi vysokou skeletností 80 až 95 %, s hloubkou narůstá, není to však substrátová zvětralina, ale glaciálně rozpothybovaná psefitická příměs. Půdotvorný proces probíhá ve zvětralině hřebenového plato.

4 Metodika

4.1 Metodika výběru a umístění ploch

Na území přírodní lesní oblasti Hrubý Jeseník, pohoří Králický Sněžník byla vybrána výzkumná plocha na lesní správě Hanušovice, která se nachází na exponovaném hřebenu extrémní řady se zakrslou půdou v osmém lesním vegetačním stupni. Výzkumná plocha byla holosečně vytěžena a zalesněna smrkem ztepilým (*Picea abies* (L.) Karst.) jamkovou výsadbou provedenou zaměstnanci LČR. V době aplikace hnojiv se jednalo o nezajištěnou kulturu. Detailnější charakteristika plochy a její vzhled jsou popsány v kapitole 3 Charakteristika zájmového území v podkapitole 3.8 Popis výzkumné plochy (Tab. 2., Obr. 2.).

4.2 Pedologický průzkum

V reprezentativní části výzkumné plochy byla vykopána půdní sonda s hloubkou až po substrátový horizont C. U vyhloubeného půdního profilu byl proveden popis jednotlivých půdních horizontů. U sondy byl určen půdní typ a subtyp dle Němečka (2001). Výsledky z pedologického průzkumu jsou popsány v kapitole 3 Charakteristika zájmového území v podkapitole 3.8 Popis výzkumné plochy (Tab. 3.).

Na výzkumné ploše byla provedena i rekognoskace a základní popis dřevinného patra a synusie podrostu. Jejich popis je popsán v kapitole 3 Charakteristika zájmového území v podkapitole 3.8 Popis výzkumné plochy (Tab. 2.).

4.3 Metodika hnojení

Na začátku vegetačního období v roce 2014 byla na výzkumné ploše aplikována hnojiva. Byla použita hnojiva - vápnnitý dolomit a hnojiva řady Silvamix[®] - v tomto případě Silvamix Agluform, Silvamix R30TE a Silvamix R30S. Za účelem vyhodnocení účinnosti jednotlivých hnojiv zůstala část plochy bez použití přípravku (dále označena jako „kontrolní“ či „kontrola“). Zkratky variant hnojiv a označení v terénu jsou uvedeny v Tab. 4.

Tab. 4.: Barevné označení a zkratky aplikovaných přípravků

Druh hnojiva	Zkratka hnojiva	Barevné označení v terénu
Silvamix Agluform	SA	Červená-modrá-červená
Kontrola	K	Červená
Silvamix R30S	SR+ST	Červená-bílá-červená
Silvamix R30TE	SR	Bílá
Vápnnitý dolomit	VA	Bílá-červená

Hnojiva řady Silvamix[®] se aplikovala v jemné granulové formě. Hnojná dávka byla stanovena na 80 g hnojiva na jednu rostlinu a byla rozprostřena na půdu v projekci koruny stromu. Použité druhy hnojiv řady Silvamix[®] měla složení hlavních živin uvedené v Tab. 5.

Tab. 5.: Použité druhy hnojiv řady Silvamix[®]

Hnojivo Silvamix-	N	P	K	Mg	% N z močovino-formaldehydu	Růstové regulátory
Agluform	19 %	7 %	11 %	4,8 %	93	Ne
R30TE	10 %	7 %	18 %	7 %	34	Ne
R30S	10 %	7 %	18 %	7,5 %	34	Ano

Vápnitý dolomit se aplikoval v práškové formě, posypem na půdu v projekci koruny stromu. Živiny ve vápnitém dolomitu byly: vápník – 32,3 % a hořčík – 18,7 %.

Každý stromek, který byl ošetřen přípravkem (cca 25 kusů v každé variantě), byl označen štítkem pro budoucí přesné určení přihnojovaných stromků. Na kontrolní ploše bylo vybráno 25 stromků náhodně a byly označeny štítkem také.

4.4 Metodika odběru vzorků

Pro zjištění vlivu hnojivých látek na půdní prostředí byly odebírány na jednotlivých hnojivých variantách vzorky půdy jeden a tři roky po aplikaci hnojiva. Půda byla odebírána pomocí lopatky přímo ze sféry kořenového balu. Z každé varianty byly odebrány 3 směsné vzorky. Každý směsný vzorek obsahuje půdní materiál z kořenového balu 5 sazenic.

4.5 Metodika laboratorních prací

Vzorky půdy byly zpracovány v akreditované laboratoři společnosti Morava, s.r.o. se sídlem ve Studénce. Půdní analýzy byly rozborovány pro stanovení fyzikálně-chemických a chemických vlastností. Fyzikálně-chemické půdní vlastnosti byly půdní reakce a parametry sorpčního komplexu. Chemické půdní vlastnosti byly obsahy základních makrobiogenních minerálních živin a poměr C/N ze stanovení oxidovatelného uhlíku a celkového půdního dusíku.

Půdní reakce byla vzata jako půdní vlastnost, díky níž lze usuzovat na stav dalších půdních vlastností. Půdní reakce byla stanovena jako aktivní (pH/H₂O) a výměnná (pH/KCl) pomocí pH-metru s kombinovanou skleněnou elektrodou (půda/H₂O nebo 1M KCl = 1/2,5).

Vlastnosti půdního sorpčního komplexu byly stanoveny s vylišením kationtové výměnné kapacity (KVK), obsahu výměnných bazí (S) a jejich vzájemného procentického poměru jako bazické saturace (BS). Využita byla modifikovaná Kappenova metoda (Klečkovskij a Peterburskij 1964). Obsah výměnných bazí byl

stanoven titrací 0,1M HCl, KVK byla stanovena ze sumy S a hydrolytické acidity zjištěné titračně za působení 1M octanu sodného.

Přístupné minerální živiny byly zjišťovány z výluhu Mehlich II metodou atomové adsorpční spektrofotometrie (Mehlich 1978). Půda se extrahuje kyselým roztokem, který obsahuje fluorid amonný pro zvýšení rozpustnosti různých forem fosforu vázaných na železo a hliník. V roztoku je přítomen i chlorid amonný, který příznivě ovlivňuje desorpci draslíku, hořčíku a vápníku. Kyselá reakce vyluhovacího roztoku je nastavena kyselinou octovou a kyselinou chlorovodíkovou. Vyluhovací roztok dobře modeluje podíl přístupné frakce živin v půdě pro lesní dřeviny.

Obsah fosforu byl stanoven spektrofotometricky v roztoku kyseliny askorbové, H_2SO_4 a Sb^{3+} .

Stanovení draslíku bylo provedeno po termické excitaci atomů draslíku v plameni acetylen-vzduch, kdy dochází k vyzáření charakteristického kvanta. Intenzita charakteristického záření je úměrná koncentraci draslíku.

Obsah vápníku a hořčíku byl po naředění stanovován metodou atomové absorpční spektrofotometrie v plameni acetylen-vzduch. Interference se odstraňují přidávkem nadbytku lanthanu. Vyhodnocení signálu bylo provedeno metodou kalibrační křivky (Zbiral 2002).

Oxidovatelný organický uhlík (Cox) pro stanovení humusu v půdním vzorku se oxiduje chromsírovou směsí při zvýšené teplotě reakce. Spalovací směs je v přebytku, nereagovaný zbytek se stanoví „dead stop“ titrací Mohrovou solí.

Stanovení celkového dusíku (Nt) bylo provedeno Kjeldahlovou metodou (Zbiral a kol. 1997), která je založena na spalování a mineralizaci vzorku s přeměnou N na amoniakální formu a stanovení z mineralizátu směsí kyseliny sírové, peroxidu vodíku a oxidu rtuti. Z filtrátu stanovíme obsah N coulometricky.

Hodnota půdní reakce aktivní a výměnné (Tab. 6.), sorpční poměry v lesní půdě (Tab. 7.) a obsah humusu (Tab. 8.) byly hodnoceny dle Vavříčka a kol. (2011). Obsah živin v zóně kořenového balu a v minerálních horizontech byl vyhodnocován podle modifikace vyhodnocovací škály dle Nárovce (1995) a Vavříčka (2011), viz Tab. 9., kdy kritéria jednotlivých makrobioelementů byla odvozena z limitů pro konifery a modifikována pro základní humifikační frakci lesních ekosystémů. U obsahu hliníku bylo považováno za toxické množství $> 1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Tab. 6.: Klasifikační stupnice pro půdní reakci aktivní a potenciální výměnnou dle Vavříčka a kol. (2011)

Půdní reakce (pH)		
Půda	Aktivní (pH/H₂O)	Výměnná (pH/KCl)
Extrémně kyselá	pod 3,5	pod 3,0
Silně kyselá	3,5-4,5	3,0-4,0
Středně kyselá	4,5-5,5	4,0-5,0
Mírně kyselá	5,5-6,5	5,0-6,0
Neutrální	6,5-7,2	6,0-7,0
Mírně alkalická	7,2-8,0	7,0-7,5
Středně alkalická	8,0-8,5	7,5-8,0
Silně alkalická	8,5-9,0	8,0-8,5
Velmi silně alkalická	nad 9,0	nad 8,5

Tab. 7.: Klasifikační stupnice pro hodnocení sorpčních poměrů v půdě dle Vavříčka a kol. (2011)

Stupeň sorpčního nasycení	
Půda	V %
Extrémně nenasyčená	0-10
Silně nenasyčená	10-25
Slabě nenasyčená	25-50
Slabě nasycená	50-65
Nasyčená	65-80
Plně sorpčně nasycená	80-100

Tab. 8.: Klasifikační stupnice pro hodnocení obsahu humusu v půdě dle Vavříčka a kol. (2011)

Obsah humusu (Hox)		
Hodnocení	H (ox)%	C (ox)%
Velmi nízký (slabě humózní)	do 1,7	do 1,0
Mírný (mírný humózní)	1,7-3,0	1,0-1,7
Střední (středně humózní)	3,0-4,5	1,7-2,6
Dobrý (humózní)	4,5-7,0	2,6-4,0
Vysoký (silně humózní)	7,0-10,0	4,0-5,8
Velmi vysoký (velmi silně humózní)	10,0-12,5	5,8-7,3
Humusové půdy (rašeliny)	12,5-25	7,3-14,5
Rašeliny	nad 25,0	nad 14,5

Tab. 9.: Klasifikační stupnice pro hodnocení obsahu živin v organominerálních a minerálních horizontech dle Nárovce (1995) a Vavříčka (2011).

Obsah živin	Nt%	Extrakt Mehlich II			
		P (mg.kg ⁻¹)	K (mg.kg ⁻¹)	Ca (mg.kg ⁻¹)	Mg (mg.kg ⁻¹)
Velmi nízký	pod 0,05	pod 20	pod 20	pod 150	pod 20
Nízký	0,05-0,12	20-50	20-50	150-300	20-40
Střední	0,12-0,25	50-80	50-90	300-500	40-60
Vysoký	0,25-0,40	80-120	90-140	500-800	60-80
Velmi vysoký	nad 0,40	nad 120	nad 140	nad 800	nad 80

4.6 Metodika statistického vyhodnocení

Statistické vyhodnocení bylo provedeno v softwaru STATISTICA (STATISTICA Cz 12Copyright©StatSoft, Inc.).

Normalita a homogenita dat byla zkoumána pomocí Shapiro-Wilkova testu. Z výsledků bylo patrné porušení pravidel pro použití parametrické ANOVY. Proto byla použita její neparametrická obdoba, založená na principu Kruskal-Wallisově testu.

5 Výsledky

5.1 Vliv hnojiv na aktivní půdní reakci

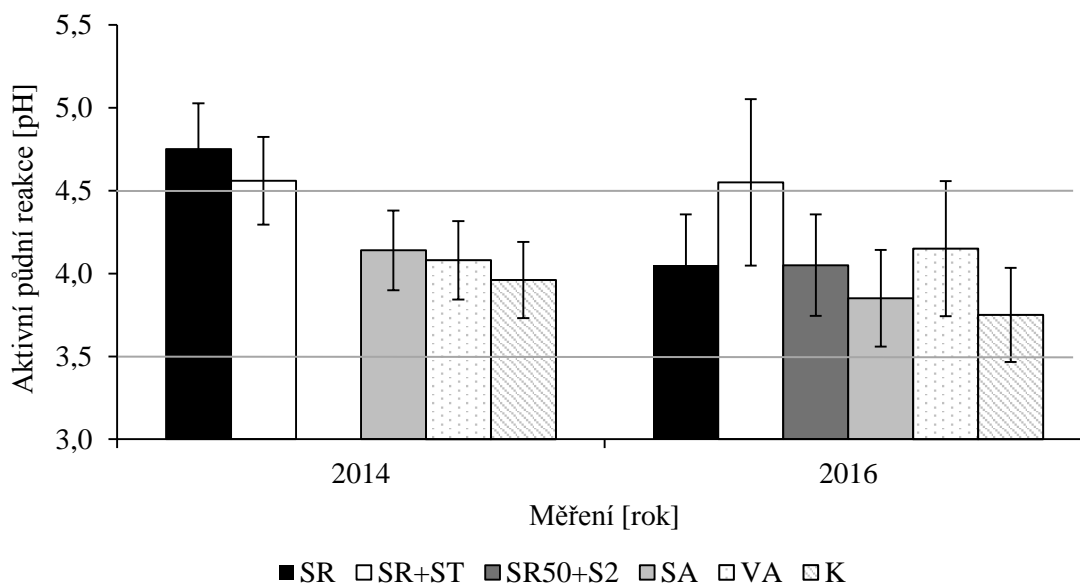
5.1.1 Efekt času

Na **kontrolní variantě** se aktivní půdní reakce v průběhu celého experimentu pohybuje pH v rozmezí 3,75 až 3,96 (Obr. 3.), což lze označit jako silně kyselou půdní reakci. Statisticky významný rozdíl hodnot na kontrolní variantě mezi rokem 2014 a 2016 nebyl nalezen. Při aplikaci **Silvamix R30TE** byl zaznamenán statisticky významný rozdíl mezi rokem 2014 a 2016 ($p=0,0120$), kdy v roce 2014 byla aktivní půdní reakce v této variantě středně kyselá (pH 4,75), zatímco v roce 2016 byla aktivní půdní reakce označena jako silně kyselá (pH 4,05). Při aplikaci **Silvamix R30S** byla v obou měřených letech aktivní půdní reakce středně kyselá (v roce 2014 bylo pH 4,56 a v roce 2016 bylo pH 4,55). Mezi hodnotami nebyl zaznamenán žádný statistický rozdíl. Při aplikaci **Silvamix Agluform** byla v obou měřených letech aktivní půdní reakce silně kyselá (v roce 2014 bylo pH 4,14 a v roce 2016 bylo pH 3,85). Mezi hodnotami nebyl nalezen statistický rozdíl. Při aplikaci **vápnitého dolomitu** byla v obou měřených letech aktivní půdní reakce silně kyselá (v roce 2014 bylo pH 4,08 a v roce 2016 bylo pH 4,15). Mezi hodnotami nebyl nalezen statistický rozdíl.

5.1.2 Efekt hnojiv

Porovnání vlivu hnojiv na aktivní půdní reakci rok po aplikaci (2014) byla půdní reakce středně kyselá na variantách Silvamix R30TE a Silvamix R30S, v ostatních variantách byla půdní reakce silně kyselá. Statisticky významný rozdíl byl zaznamenán mezi variantou Silvamix R30TE a variantami vápnitý dolomit ($p=0,0280$) a kontrolní variantou ($p=0,0033$), kdy aktivní půdní reakce ve variantě Silvamix R30TE byla o 15 % vyšší než ve variantě vápnitý dolomit a o 21 % vyšší než v kontrolní variantě. Další rozdíl byl zaznamenán mezi variantou Silvamix R30S a kontrolní variantou ($p=0,0014$), kdy půdní reakce ve variantě Silvamix R30S byla vyšší o 20 % než v kontrolní variantě.

Tři roky po aplikaci (2016) byla půdní reakce středně kyselá zaznamenána pouze ve variantě Silvamix R30S. Ostatní varianty měly půdní reakci silně kyselou. Podle výsledků byl nalezen statisticky významný rozdíl pouze mezi variantou Silvamix R30S a variantami Silvamix Agluform ($p=0,0081$) a kontrolní variantou ($p=0,0009$), kdy půdní reakce ve variantě Silvamix R30S byla o 16 % vyšší než ve variantě Silvamix Agluform a o 14 % vyšší než v kontrolní variantě.



Obr. 3.: Vliv hnojiv na aktivní půdní reakci. Chybové úsečky označují směrodatné odchylky. Šedé linie označují mezní hodnoty klasifikační stupnice.

5.2 Vliv hnojiv na výměnnou půdní reakci

5.2.1 Efekt času

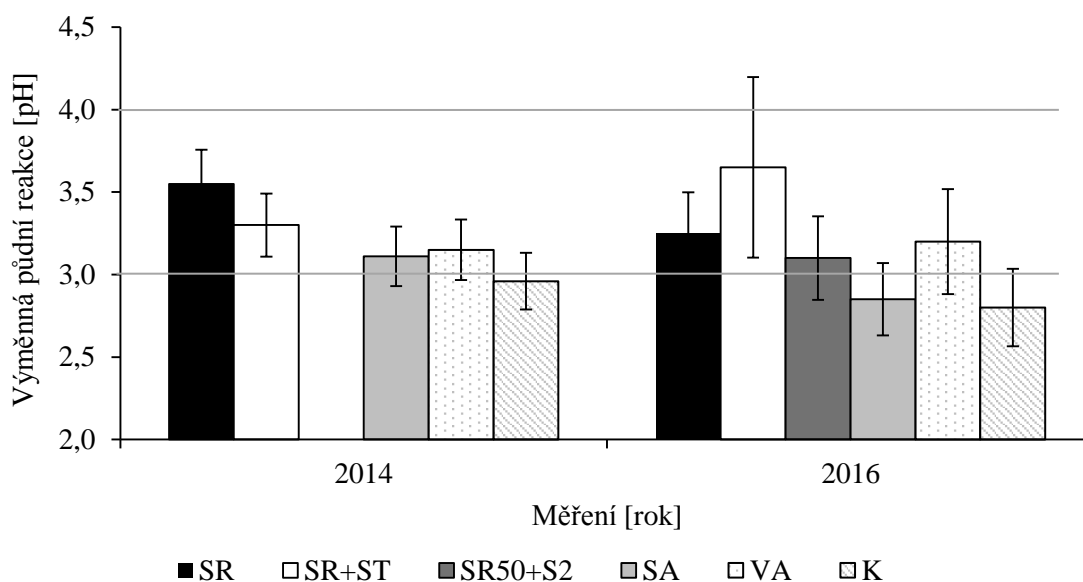
Na **kontrolní variantě** se výměnná půdní reakce v průběhu celého experimentu pohybuje pH v rozmezí 2,96 až 2,80 (Obr. 4.), což lze označit jako extrémně kyselou půdní reakci. Statisticky významný rozdíl hodnot na kontrolní variantě mezi rokem 2014 a 2016 nebyl nalezen. Při aplikaci **Silvamix R30TE** byla v obou měřených letech výměnná půdní reakce silně kyselá (v roce 2014 bylo pH 3,55 a v roce 2016 bylo pH 3,25). Mezi hodnotami nebyl zaznamenán žádný statistický rozdíl. Při aplikaci **Silvamix R30S** byla v obou měřených letech výměnná půdní reakce silně kyselá (v roce 2014 bylo pH 3,30 a v roce 2016 bylo pH 3,65). V této variantě byl zjištěn mírný vzestup půdní reakce, přesto mezi hodnotami nebyl zaznamenán žádný statistický rozdíl. Při aplikaci **Silvamix Agluform** byla v roce 2014 výměnná půdní reakce silně kyselá (pH 3,11), zatímco v roce 2016 byla výměnná půdní reakce extrémně kyselá (pH 2,85), avšak mezi hodnotami nebyl nalezen statistický rozdíl. Při aplikaci **vápnitého dolomitu** byla v obou měřených letech výměnná půdní reakce silně kyselá (v roce 2014 bylo pH 3,15 a v roce 2016 bylo pH 3,20). Mezi hodnotami nebyl nalezen statistický rozdíl.

5.2.2 Efekt hnojiv

Porovnání vlivu hnojiv na výměnnou půdní reakci rok po aplikaci (2014) byla půdní reakce silně kyselá na všech variantách vyjma kontrolní varianty, kde byla výměnná půdní reakce extrémně kyselá. Jediný statisticky významný rozdíl byl zaznamenán mezi variantami Silvamix R30TE a kontrolní variantou ($p=0,24$), kdy výměnná půdní reakce ve variantě Silvamix R30TE byla o 17 % vyšší než na kontrolní variantě.

5 Výsledky

Tři roky po aplikaci (2016) byla výměnná půdní reakce silně kyselá zaznamenána ve variantách Silvamix R30TE, Silvamix R30S a vápnitý dolomit. Ostatní varianty (Silvamix Agluform a kontrolní varianta) měly půdní reakci extrémně kyselou. Podle výsledků byl nalezen statisticky významný rozdíl mezi variantou Silvamix R30S a variantami Silvamix Agluform ($p=0,000$) a kontrolou ($p=0,000$), kdy výměnná půdní reakce ve variantě Silvamix R30S byla o 23 % vyšší než na kontrolní variantě o 21 % vyšší než ve variantě Silvamix Agluform.



Obr. 4: Vliv hnojiv na výměnnou půdní reakci. Chybové úsečky označují směrodatné odchylky. Šedé linie označují mezní hodnoty klasifikační stupnice.

5.3 Vliv hnojiv na stupeň sorpčního nasycení

5.3.1 Efekt času

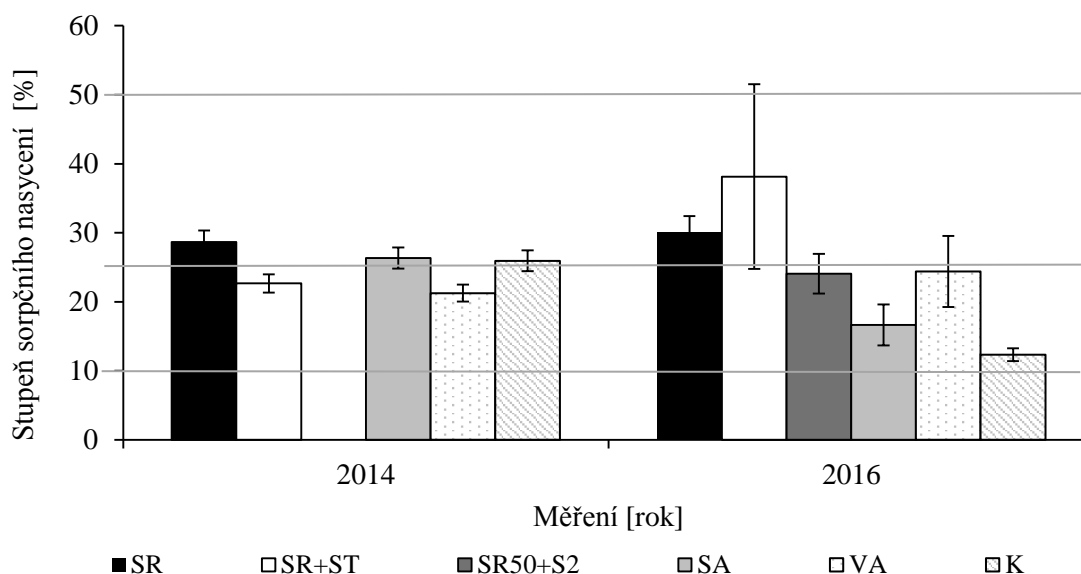
Na **kontrolní variantě** byl stupeň sorpčního nasycení v roce 2014 25,94 % (slabě nenasycený stupeň) a v roce 2016 12,33 % - silně nenasycený stupeň (Obr. 5.). Statisticky významný rozdíl hodnot mezi rokem 2014 a 2016 byl nalezen ($p=0,000$). Při aplikaci **Silvamix R30TE** v obou měřených letech byl stupeň slabě nenasycený (v roce 2014 byl 28,66 % a v roce 2016 byl 29,99 %). Mezi hodnotami nebyl zaznamenán žádný statistický rozdíl. Při aplikaci **Silvamix R30S** byl v roce 2014 stupeň sorpčního nasycení 22,66 % (silně nenasycený) a v roce 2016 38,13 %, což lze označit jako slabě nenasycený stupeň. V této variantě byl zjištěn poměrně velký vzestup sorpčního nasycení i dle statistického zjištění ($p=0,000$). Byla to jediná varianta, na které se stupeň sorpčního nasycení během měření zlepšil během měření. Při aplikaci **Silvamix Agluform** byl v roce 2014 stupeň sorpčního nasycení 26,33 % (slabě nenasycený), zatímco v roce 2016 byl stupeň silně nenasycený (16,66 %). Mezi těmito hodnotami byl nalezen statisticky významný rozdíl, kdy $p = 0,0468$. Při aplikaci **vápnitého dolomitu** byl v obou měřených letech stupeň

sorpčního nasycení silně nenasyčený (v roce 2014 byl stupeň 21,26 % a v roce 2016 byl 24,39). Mezi hodnotami nebyl nalezen statistický rozdíl.

5.3.2 Efekt hnojiv

Porovnání vlivu hnojiv na stupeň sorpčního nasycení rok po aplikaci (2014) byl silně nenasyčený na variantách Silvamix R30S a vápnitý dolomit. V ostatních variantách byl stupeň sorpčního nasycení slabě nenasyčený. Avšak mezi jednotlivými variantami nebyl nalezen statisticky významný rozdíl.

Tři roky po aplikaci (2016) byl stupeň sorpčního nasycení ve variantách Silvamix R30TE a Silvamix R30S slabě nenasyčený. Na ostatních variantách byl stupeň sorpčního nasycení silně nenasyčený. Statisticky významný rozdíl byl zaznamenán mezi variantou Silvamix R30TE a variantami Silvamix Agluform ($p=0,0027$) a kontrolní variantou ($p=0,0000$), kdy stupeň sorpčního nasycení ve variantě Silvamix R30TE byl o 44 % vyšší než ve variantě Silvamix Agluform a o 59 % vyšší než na kontrolní variantě. Další rozdíl byl zjištěn mezi variantou Silvamix R30S a variantami Silvamix Agluform ($p=0,0467$), vápnitým dolomitem ($p=0,0001$) a kontrolní variantou ($p=0,0000$), kdy stupeň sorpčního nasycení ve variantě Silvamix R30S byl o 57 % vyšší než ve variantě Silvamix Agluform, o 37 % vyšší než ve variantě vápnitý dolomit a dokonce o 68 % vyšší než na kontrolní variantě.



Obr. 5.: Vliv hnojiv na stupeň sorpčního nasycení. Chybové úsečky označují směrodatné odchylky.

5.4 Vliv hnojiv na obsah organického uhlíku v půdě

5.4.1 Efekt času

Na **kontrolní variantě** byl obsah organického uhlíku v roce 2014 roven středně humózním půdám (3,59 %) a v roce 2016 5,38 %, což je rovno humózním půdám (Obr. 6.). Statisticky významný rozdíl hodnot na kontrolní variantě mezi rokem 2014

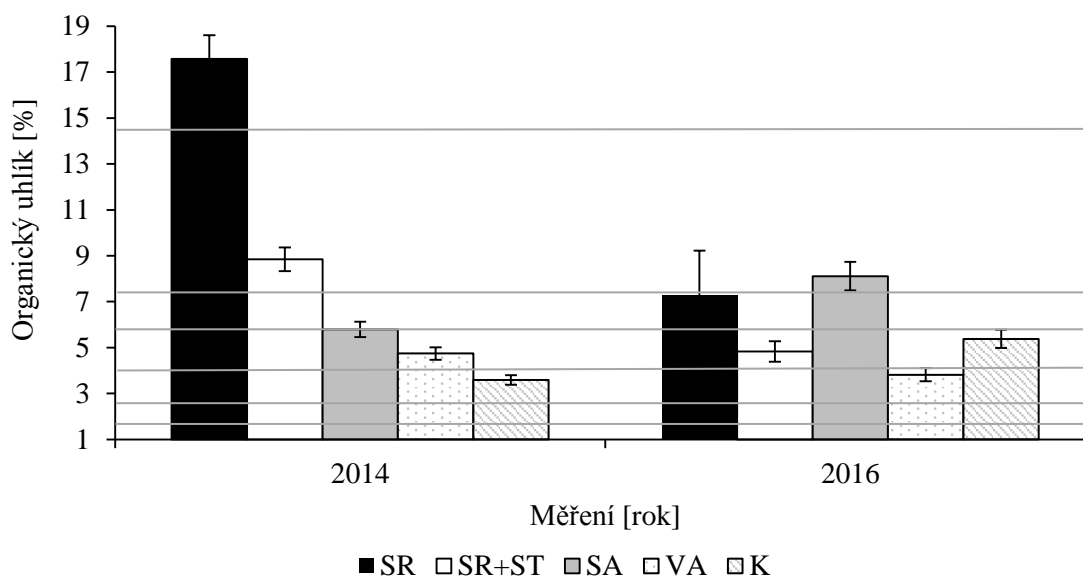
a 2016 byl nalezen ($p=0,0091$). Při aplikaci **Silvamix R30TE** byl obsah organického uhlíku mezi roky 2014 a 2016 velmi rozdílný. Zatímco v roce 2014 dosahoval obsah uhlíku 17,58 % (obsah je obdobný jako u rašelinných půd), v roce 2016 to bylo jen 7,27 % (hodnota obsahu odpovídá silně humózním půdám). Tento velký propad o tři stupně v obsahu uhlíku měl statistickou významnost velmi silnou ($p=0,0000$). Při aplikaci **Silvamix R30S** byl v roce 2014 obsah organického uhlíku 8,85 % (velmi silně humózní půdy) a v roce 2016 4,83 %, což dopovídá humózním půdám. Statistický rozdíl byl velmi velký $p=0,000$. Při aplikaci **Silvamix Agluform** byl v roce 2014 obsah organického uhlíku 5,79 % (humózní půdy), zatímco v roce 2016 byl obsah organického uhlíku 8,11 % (velmi silně humózní půdy). Mezi těmito hodnotami byl rozdíl dvou stupňů a statistický rozdíl byl $p=0,000$. Při aplikaci **vápnitého dolomitu** byl v roce 2014 obsah organického uhlíku 7,47 % (humózní půdy), zatímco v roce 2016 byl obsah organického uhlíku 3,82 % (středně humózní půdy). Mezi těmito hodnotami nebyl nalezen statisticky významný rozdíl.

5.4.2 Efekt hnojiv

Obsah organického uhlíku u jednotlivých variant hnojiv rok po aplikaci (2014) se velmi lišil. Každá varianta spadala do jiného stupně obsahu podle Vavříčka a kol. (2011) – od rašelinných půd až po hodnoty mající středně humózní půdy. Statisticky významné rozdíly byly nalezeny mezi variantou Silvamix R30TE, která byla vždy vyšší než ostatní varianty, a variantami, Silvamix R30S ($p=0,0000$, rozdíl byl 50 %), Silvamix Agluform ($p=0,000$, rozdíl byl 67 %), vápnitý dolomit ($p=0,0000$, rozdíl byl 73 %) a kontrolní variantou ($p=0,0000$, rozdíl byl 80 %). Statisticky významné rozdíly byly zaznamenány také mezi variantou Silvamix R30S, která byla vždy vyšší, a variantami Silvamix Agluform ($p=0,0000$, rozdíl byl 35 %), vápnitým dolomitem ($p=0,000$, rozdíl byl 47 %) a kontrolní variantou ($p=0,0000$, rozdíl byl 60 %). Statisticky významný rozdíl byl zaznamenán i ve variantě Silvamix Agluform a kontrolní variantou ($p=0,0004$), kdy obsah uhlíku v půdě byl vyšší ve variantě Silvamix Agluform o 38 % než v kontrolní variantě.

Tři roky po aplikaci (2016) nebyl obsah uhlíku v půdě tolik odlišný. Výsledky z jednotlivých ploch byly sice zatříděny do čtyř stupňů (od středně humózní až po velmi silně humózní), ale rozdíl mezi nejvyšší a nejnižší hodnotou obsahu byl rozdíl 3,45 naproti rozdílu nejvyšší hodnoty a nejnižší zaznamenaného v roce 2014 (13,99). Statisticky významný rozdíl byl zaznamenán mezi variantou Silvamix R30TE a variantami Silvamix R30S ($p=0,0409$), vápnitý dolomit ($p=0,0000$) a kontrolní variantou ($p=0,0027$), kdy obsah organického uhlíku ve variantě Silvamix R30TE byl o 44 % vyšší než ve variantě Silvamix R30S, o 48 % vyšší než ve variantě vápnitý dolomit a o 26 % vyšší než na kontrolní variantě. Varianta Silvamix Agluform se statisticky lišila od variant Silvamix R30S ($p=0,0001$), vápnitý dolomit ($p=0,0000$) a kontrolní varianta ($p=0,0000$), kdy obsah organického uhlíku ve variantě Silvamix Agluform byl o 41 % vyšší než ve variantě Silvamix R30S, o 53 % vyšší než ve variantě vápnitý dolomit a o 34 % vyšší než na kontrolní variantě. Rozdíl byl

také zaznamenán mezi variantami vápnitý dolomit a kontrolní varianta ($p=0,034$), kdy obsah uhlíku byl na kontrole vyšší o 29 % než ve variantě vápnitý dolomit.



Obr. 6.: Vliv hnojiv na obsah organického uhlíku. Chybové úsečky označují směrodatné odchylky. Šedé linie označují mezní hodnoty klasifikační stupnice.

5.5 Vliv hnojiv na obsah dusíku v půdě

5.5.1 Efekt času

Na **kontrolní variantě** byl obsah dusíku v obou měřeních roven střednímu obsahu dusíku (2014 - 0,18 %; 2016 – 0,23 %; Obr. 7.). Na této ploše nebyl nalezen statisticky významný rozdíl. Při aplikaci **Silvamix R30TE** byl obsah dusíku v půdě mezi roky 2014 a 2016 rozdílný. Zatímco v roce 2014 dosahoval obsah dusíku v půdě 0,63 % (obsah je velmi vysoký), v roce 2016 to bylo jen 0,37 % (hodnota obsahu je vysoký). Tento velký propad v obsahu dusíku v půdě měl statistickou významnost velmi silnou ($p=0000$). Při aplikaci **Silvamix R30S** byl v roce 2014 obsah dusíku v půdě 0,47 % (velmi vysoký obsah) a v roce 2016 0,22 %, což dopovídá střednímu obsahu. Statistický rozdíl byl velmi velký $p=0,000$. Při aplikaci **Silvamix Agluform** byl v roce 2014 obsah dusíku v půdě 0,24 % (střední obsah), zatímco v roce 2016 byl obsah dusíku v půdě 0,38 % (vysoký obsah). Mezi těmito hodnotami byl rozdíl a statistický rozdíl byl $p=0,000$. Při aplikaci **vápniého dolomitu** byl v roce 2014 obsah dusíku v půdě 0,26 % (vysoký obsahu), zatímco v roce 2016 byl obsah dusíku v půdě 0,22 % (střední obsah). Přestože hodnoty byly v každém měření v jiné kategorii, nebyl nalezen statisticky významný rozdíl mezi nimi.

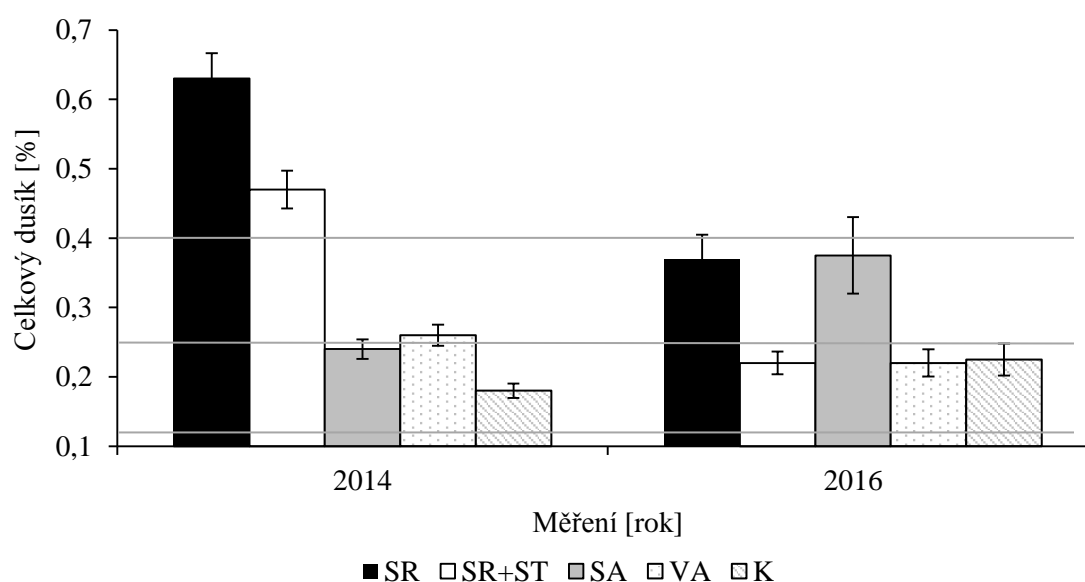
5.5.2 Efekt hnojiv

Obsah dusíku v půdě u jednotlivých variant hnojiv rok po aplikaci (2014) se velmi lišil – od velmi vysokého obsahu dusíku v půdě až po střední obsah dusíku v půdě. Statisticky významné rozdíly byly nalezeny mezi variantou Silvamix R30TE,

5 Výsledky

kteřá byla vždy vyšší než ostatní varianty, a variantami, Silvamix R30S ($p=0,0000$, rozdíl byl 25 %), Silvamix Agluform ($p=0,000$, rozdíl byl 62 %), vápnitý dolomit ($p=0,0000$, rozdíl byl 59 %) a kontrolní variantou ($p=0,0000$, rozdíl byl 71 %). Statisticky významné rozdíly byly zaznamenány také mezi variantou Silvamix R30S, která byla vždy vyšší, a variantami Silvamix Agluform ($p=0,0000$, rozdíl byl 49 %), vápnitým dolomitem ($p=0,000$, rozdíl byl 45 %) a kontrolní variantou ($p=0,0000$, rozdíl byl 62 %). Statisticky významný rozdíl byl zaznamenán i mezi variantami Silvamix Agluform a kontrolní variantou ($p=0,0000$), kdy obsah dusíku v půdě byl vyšší ve variantě Silvamix Agluform o 25 % než v kontrolní variantě a mezi variantou vápnitý dolomit a kontrolní varianta ($p=0,0003$), kdy obsah dusíku v půdě byl vyšší ve variantě vápnitý dolomit o 31 % než v kontrolní variantě.

Tři roky po aplikaci (2016) nebyl obsah dusíku v půdě tolik odlišný jako v roce 2014. Výsledky z jednotlivých ploch byly sice zatříděny do dvou skupin. Silvamix R30TE a Silvamix Agluform měly vysoký obsah dusíku v půdě, zatímco ostatní varianty měly střední obsah dusíku v půdě. Statisticky významný rozdíl byl zaznamenán mezi variantou Silvamix R30TE a variantami Silvamix R30S ($p=0,0000$), vápnitý dolomit ($p=0,0000$) a kontrolní variantou ($p=0,0000$), kdy obsah dusíku v půdě ve variantě Silvamix R30TE byl o 41 % vyšší než ve variantě Silvamix R30S, o 41 % vyšší než ve variantě vápnitý dolomit a o 39 % vyšší než na kontrolní variantě. Varianta Silvamix Agluform se statisticky lišila od variant Silvamix R30S ($p=0,0000$), vápnitý dolomit ($p=0,0000$) a kontrolní varianta ($p=0,0000$), kdy obsah dusíku v půdě ve variantě Silvamix Agluform byl o 40 % vyšší než ve variantě Silvamix R30S, o 41 % vyšší než ve variantě vápnitý dolomit a o 40 % vyšší než na kontrolní variantě.



Obr. 7.: Vliv hnojiv na obsah dusíku v půdě. Chybové úsečky označují směrodatné odchylky. Šedé linie označují mezní hodnoty klasifikační stupnice.

5.6 Poměr dusíku k uhlíku (C/N)

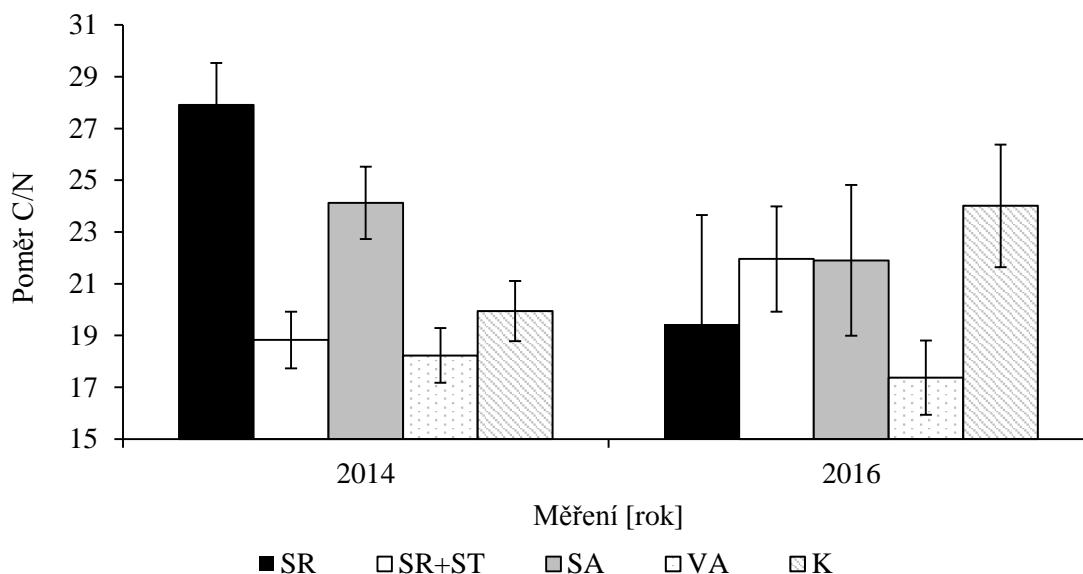
5.6.1 Efekt času

Na **kontrolní variantě** byl poměr C/N rozdílný během měření (Obr. 8.). V roce 2014 byla jeho hodnota 19,94, zatímco v roce 2016 se poměr zvýšil na 24,01. V této variantě nebyl nalezen statisticky významný rozdíl. Při aplikaci **Silvamix R30TE** byl poměr C/N v půdě mezi roky 2014 a 2016 rozdílný. Zatímco v roce 2014 dosahoval poměr C/N v půdě 27,9, v roce 2016 to bylo jen 19,45. Tento velký propad v poměru měl statistickou významnost velmi silnou ($p=0,0000$). Při aplikaci **Silvamix R30S** byl v roce 2014 poměr C/N v půdě 18,83 a v roce 2016 21,95. V této variantě nebyl nalezen statisticky významný rozdíl. Při aplikaci **Silvamix Agluform** byl v roce 2014 poměr C/N v půdě 24,13 a v roce 2016 21,90. V této variantě nebyl nalezen statisticky významný rozdíl. Při aplikaci **vápnitého dolomitu** byl v roce 2014 poměr C/N v půdě 18,23 a v roce 2016 17,37. V této variantě nebyl nalezen statisticky významný rozdíl.

5.6.2 Efekt hnojiv

Poměr dusíku k uhlíku v půdě byl v prvním roce po aplikaci (2014) rozdílný. Nejvyšších hodnot dosahoval poměr ve variantě Silvamix R30TE které byly vyšší téměř ode všech ostatních variant a to takto: Silvamix R30S ($p=0,0000$, rozdíl 33 %), vápnitý dolomit ($p=0,0000$, rozdíl 35 %) a kontroly ($p=0,0000$, rozdíl 29 %). Druhý nejvyšší poměr dusíku k uhlíku byl zjištěn ve variantě Silvamix Agluform, který se odlišoval od variant Silvamix R30S ($p=0,0045$) a vápnitý dolomit ($p=0,0007$), kdy hodnota poměru C/N byla na variantě Silvamix Agluform vyšší o 13 % než ve variantě Silvamix R30S a o 21 % než ve variantě vápnitý dolomit.

Poměr dusíku k uhlíku v půdě byl v roce 2016 méně rozdílný než v roce 2014. Nejvyšších hodnot dosahoval poměr v kontrole a nejnižší ve variantě vápnitý dolomit. Statisticky významné rozdíly byly zaznamenány mezi variantou vápnitý dolomit a ostatními variantami vyjma varianty Silvamix R30TE. Hodnota poměru byla na variantě vápnitý dolomit vždy nižší a rozdíly byly následující: Silvamix R30S ($p=0,0161$ a rozdíl byl 21 %), Silvamix Agluform ($p=0,0186$ a rozdíl byl 21%) a kontrola ($p=0,0000$ a rozdíl byl 38 %).



Obr. 8.: Vliv hnojiv na poměr dusíku k uhlíku. Chybové úsečky označují směrodatné odchylky.

5.7 Vliv hnojiv na obsah fosforu v půdě

5.7.1 Efekt času

Na **kontrolní variantě** byl obsah fosforu v roce 2014 nízký (21 mg.kg^{-1}) a v roce 2016 velmi nízký - 10 mg.kg^{-1} (Obr. 9). I přesto, že hodnoty spadají do dvou kategorií, nebyl na této ploše nalezen statisticky významný rozdíl. Při aplikaci **Silvamix R30TE** byl obsah fosforu v půdě mezi roky 2014 a 2016 rozdílný. Zatímco v roce 2014 dosahoval obsah fosforu v půdě 62 mg.kg^{-1} (střední obsah), v roce 2016 to bylo jen 38 mg.kg^{-1} (hodnota obsahu byla nízká). Tento propad v obsahu fosforu v půdě měl statistickou významnost velmi silnou ($p=0,0004$). Při aplikaci **Silvamix R30S** byl v roce 2014 obsah fosforu v půdě 100 mg.kg^{-1} (vysoký obsah) a v roce 2016 68 mg.kg^{-1} , což dopovídá střednímu obsahu. Statistický rozdíl byl velmi velký $p=0,0000$. Při aplikaci **Silvamix Agluform** byl obsah fosforu v obou měření nízký (v roce 2014 - 32 mg.kg^{-1} a v roce 2016 - 45 mg.kg^{-1}). Mezi těmito hodnotami nebyl statistický rozdíl. Při aplikaci **vápnitého dolomitu** byl v roce 2014 obsah fosforu v půdě 31 mg.kg^{-1} (nízký obsah), zatímco v roce 2016 byl obsah fosforu v půdě $10,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (velmi nízký obsah). Mezi hodnotami byl nalezen statisticky významný rozdíl $p=0,0059$.

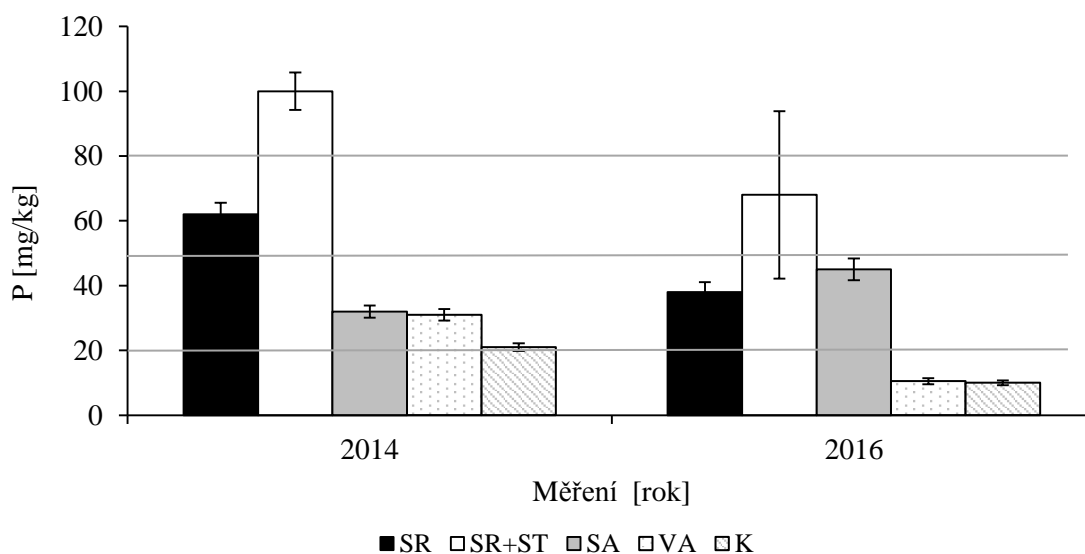
5.7.2 Efekt hnojiv

Obsah fosforu v půdě rok po aplikaci (2014) se dle jednotlivých variant hnojiv lišil – od vysokého obsahu ve variantě Silvamix R30S, přes střední obsah ve variantě Silvamix R30TE až po nízký obsah fosforu v ostatních variantách. Statisticky významné rozdíly byly zaznamenány mezi variantou Silvamix R30S, která byla vždy vyšší, a variantami Silvamix R30TE ($p=0,0000$, rozdíl 40 %), Silvamix Agluform

5 Výsledky

($p=0,0000$, rozdíl byl 64 %), vápnitým dolomitem ($p=0,000$, rozdíl byl 69 %) a kontrolní variantou ($p=0,0000$, rozdíl byl 79 %). Statisticky významné rozdíly byly nalezeny také mezi variantou Silvamix R30TE, která byla vždy vyšší než ostatní varianty, a variantami Silvamix Agluform ($p=0,000$, rozdíl byl 48 %), vápnitý dolomit ($p=0,0000$, rozdíl byl 50 %) a kontrolní variantou ($p=0,0000$, rozdíl byl 66 %).

Tři roky po aplikaci (2016) byl obsah fosforu v půdě odlišný dle jednotlivých variant také, ale s nižšími hodnotami. Nejvyšších hodnot bylo dosaženo ve variantě Silvamix R30S, u kterého byl nalezen statistický rozdíl ode všech variant. Hodnota varianty Silvamix R30S byla vyšší o 29 % než Silvamix R30TE ($p=0,0003$), o 34 % než Silvamix Agluform ($p=0,0005$), o 85 % než vápnitý dolomit ($p=0,0000$) a o 85 % než kontrolní varianta ($p=0,0000$). Statisticky významný rozdíl byl také zaznamenán mezi variantou Silvamix Agluform a variantami vápnitý dolomit ($p=0,0028$) a kontrolní varianta ($p=0,0019$), kdy hodnota fosforu byla ve variantě Silvamix Agluform vyšší o 77 % než ve variantě vápnitý dolomit a o 78 % než na kontrole. Další statisticky významné rozdíly byly zaznamenány mezi variantou Silvamix R30TE a variantami vápnitý dolomit ($p=0,0000$) a kontrola ($p=0,0000$), kdy ve variantě Silvamix R30TE byla hodnota vyšší o 72 % než ve variantě vápnitý dolomit a o 74 % než ve variantě kontrola.



Obr. 9.: Vliv hnojiv na obsah fosforu v půdě. Chybové úsečky označují směrodatné odchylky. Šedé linie označují mezní hodnoty klasifikační stupnice.

5.8 Vliv hnojiv na obsah hořčík v půdě

5.8.1 Efekt času

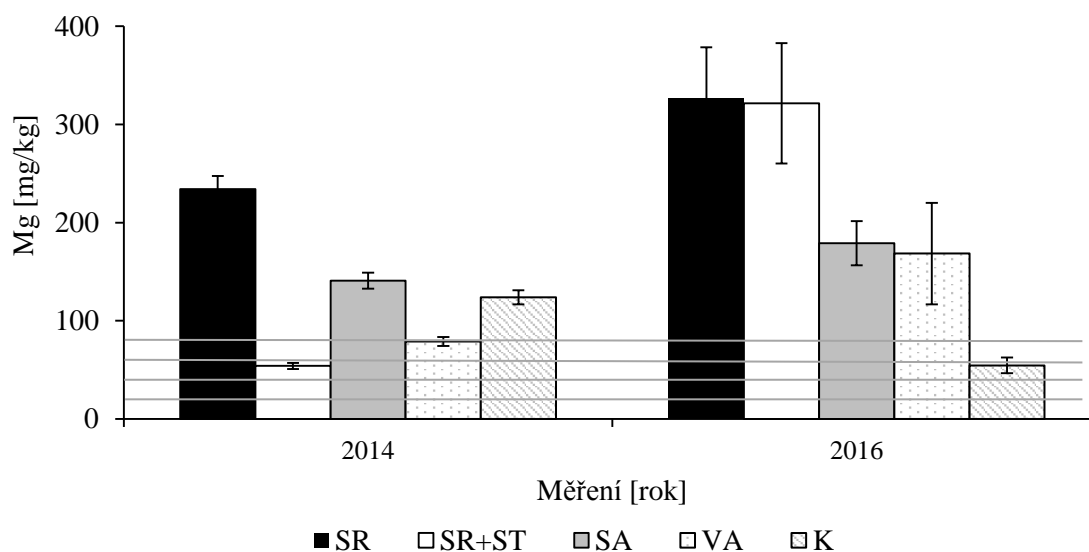
Na **kontrolní variantě** byl obsah hořčíku v roce 2014 velmi vysoký (124 mg.kg^{-1}) a v roce 2016 pouze střední - $54,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Obr. 10.). Statisticky rozdíl mezi nimi byl $p=0,0179$. Při aplikaci **Silvamix R30TE** byl obsah hořčíku v půdě mezi roky 2014 a 2016 velmi vysoký. Hodnoty obsahu však byly rozdílné.

Zatímco v roce 2014 dosahoval obsah hořčíku v půdě 234 mg.kg⁻¹, v roce 2016 to bylo 326,5 mg.kg⁻¹. Tento nárůst v obsahu hořčíku v půdě měl statistickou významnost velmi silnou (p=0,0001). Při aplikaci **Silvamix R30S** byl v roce 2014 obsah hořčíku pouze 54 mg.kg⁻¹ (střední obsah) a v roce 2016 321,5 mg.kg⁻¹ (velmi vysoký obsah). Rozdíl mezi hodnotami v měřených letech byl dva stupně a statistický rozdíl byl p=0,0000. Při aplikaci **Silvamix Agluform** byl obsah hořčíku v obou měřeních velmi vysoký (v roce 2014 – 141 mg.kg⁻¹ a v roce 2016 - 179 mg.kg⁻¹). Mezi těmito hodnotami nebyl statistický rozdíl. Při aplikaci **vápnitého dolomitu** byl v roce 2014 obsah hořčíku 79 mg.kg⁻¹ (vysoký obsah), zatímco v roce 2016 byl obsah hořčíku v půdě 168,5 mg.kg⁻¹ (velmi vysoký obsah). Mezi hodnotami byl nalezen statistický rozdíl p= 0,0003.

5.8.2 Efekt hnojiv

Obsah hořčíku v půdě rok po aplikaci (2014) se dle jednotlivých variant hnojiv lišil – od velmi vysokého obsahu ve variantách Silvamix R30TE, Silvamix Agluform a kontroly přes vysoký obsah ve variantě vápnitý dolomit až po střední obsah hořčíku ve variantě Silvamix R30S. Statisticky významné rozdíly byly zaznamenány mezi variantou Silvamix R30TE, která byla vždy vyšší, a variantami Silvamix R30S (p=0,0000, rozdíl 77 %), Silvamix Agluform (p=0,0002, rozdíl byl 40 %), vápnitým dolomitem (p=0,000, rozdíl byl 66 %) a kontrolní variantou (p=0,0000, rozdíl byl 47 %). Statisticky významné rozdíly byly nalezeny také mezi variantou Silvamix Agluform a variantou Silvamix R30S (p=0,0008, rozdíl byl 61 %).

Tři roky po aplikaci (2016) byl obsah hořčíku v půdě odlišný dle jednotlivých variant také, ale s jinými hodnotami. Velmi vysokého obsahu hořčíku v půdě byly ve všech variantách vyjma kontroly, na které byl střední obsah hořčíku. Obsah hořčíku v kontrolní variantě tak byl vždy nižší a to o 83 % než ve variantě Silvamix R30TE (p=0,0000), o 83 % než ve variantě Silvamix R30S, o 70 % než ve variantě Silvamix Agluform a o 68 % než variantě vápnitý dolomit. Varianty, které měly velmi vysoký obsahu hořčíku, se od sebe lišily takto: Silvamix R30TE měl vyšší hodnoty než Silvamix Agluform (p=0,0000, rozdíl 45 %) a vápnitý dolomit (p=0,0000, rozdíl 48 %) a Silvamix R30 S měl vyšší hodnoty než Silvamix Agluform (p=0,0000, rozdíl 44%) a vápnitý dolomit (p=0,0000, rozdíl 48%).



Obr. 10.: Vliv hnojiv na obsah hořčíku v půdě. Chybové úsečky označují směrodatné odchylky. Šedé linie označují mezní hodnoty klasifikační stupnice.

5.9 Vliv hnojiv na obsah vápníku v půdě

5.9.1 Efekt času

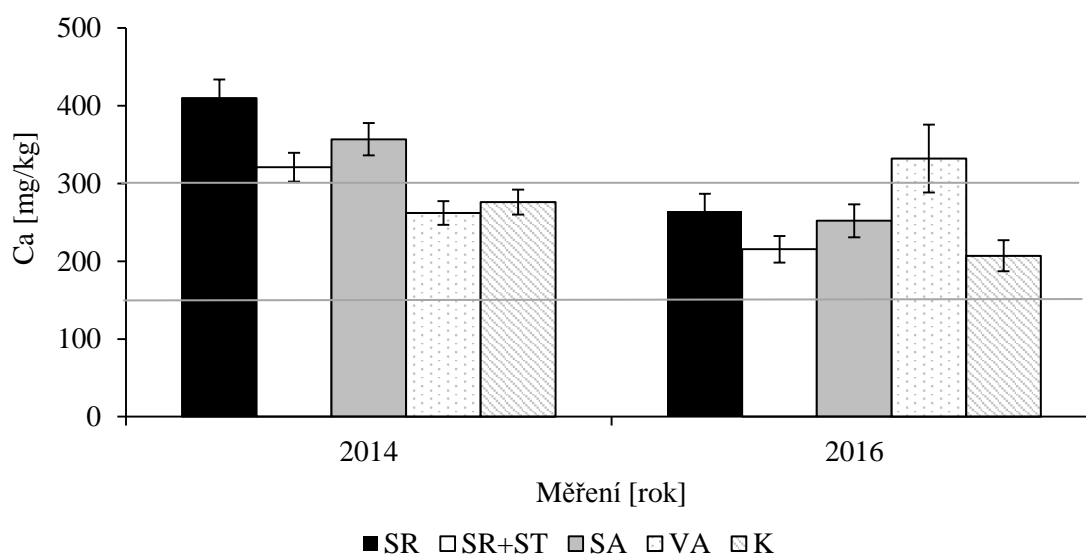
Na **kontrolní variantě** byl obsah vápníku v obou měřeních nízký (v roce 2014 276 mg.kg⁻¹ a v roce 2016 207 mg.kg⁻¹ (Obr. 11.)). Statisticky významný rozdíl mezi lety byl p=0,0001. Při aplikaci **Silvamic R30TE** byl obsah vápníku v půdě v roce 2014 dosahoval obsah vápníku v půdě 410 mg.kg⁻¹ (střední obsah) a v roce 2016 to bylo 264 mg.kg⁻¹. (nízký obsah). Tento pokles v obsahu vápníku v půdě měl statistickou významnost velmi silnou (p=0,0000). Při aplikaci **Silvamic R30S** byl v roce 2014 obsah vápníku v půdě 321 mg.kg⁻¹ (střední obsah) a v roce 2016 215,5 mg.kg⁻¹, což dopovídá střednímu obsahu. Rozdíl mezi hodnotami v měřených letech byl p=0,0000. Při aplikaci **Silvamic Agluform** byl v roce 2014 obsah vápníku v půdě 357 mg.kg⁻¹ (střední obsah) a v roce 2016 252 mg.kg⁻¹, což dopovídá nízkému obsahu. Rozdíl mezi hodnotami v měřených letech byl p=0,0000. Při aplikaci **vápnitého dolomitu** byl v roce 2014 obsah vápníku v půdě 262 mg.kg⁻¹ (nízký obsah), zatímco v roce 2016 byl obsah vápníku v půdě 332 mg.kg⁻¹ (střední obsah). Mezi hodnotami byl nalezen statistický rozdíl p= 0,0000.

5.9.2 Efekt hnojiv

Obsah vápníku v půdě rok po aplikaci (2014) se dle jednotlivých variant hnojiv lišil. Nejvyšší hodnoty obsahu vápníku v půdě byly ve variantě Silvamic R30TE, který byl vyšší ode všech ostatních variant a to Silvamic R30S (p=0,0000, rozdíl 22 %), Silvamic Agluform (p=0,0119, rozdíl 13 %), vápnitý dolomit (p=0,0000, rozdíl 36 %) a kontroly (p=0,0000, rozdíl 33 %). Druhý nejvyšší obsah byl zjištěn na ploše Silvamic Agluform, který se odlišoval od variant vápnitý dolomit (p=0,0000) a kontrola

($p=0,0000$), kdy obsah vápníku byl na variantě Silvamix Agluform vyšší o 27 % než ve variantě vápnný dolomit a o 23 % vyšší než v kontrole. Obsah vápníku ve variantě Silvamix R30S byl vyšší o 18 % než ve variantě vápnný dolomit ($p=0,0024$).

Tři roky po aplikaci (2016) byl obsah vápníku v půdě nejvyšší ve variantě vápnný dolomit (střední obsah), a odlišoval se ode všech variant a to: Silvamix R30TE ($p=0,0001$, rozdíl 36 %), Silvamix R30S ($p=0,0000$, rozdíl 46 %), Silvamix Agluform ($p=0,0000$, rozdíl 32 %) a kontroly ($p=0,0001$, rozdíl 38 %). Druhá nejvyšší hodnota byla zjištěna ve variantě Silvamix R30TE, která byla vyšší o 18 % ($p=0,0029$) než ve variantě Silvamix R30 S a o 33 % ($p=0,0000$).



Obr. 11.: Vliv hnojiv na obsah vápníku v půdě. Chybové úsečky označují směrodatné odchylky. Šedé linie označují mezní hodnoty klasifikační stupnice.

5.10 Vliv hnojiv na obsah draslíku v půdě

5.10.1 Efekt času

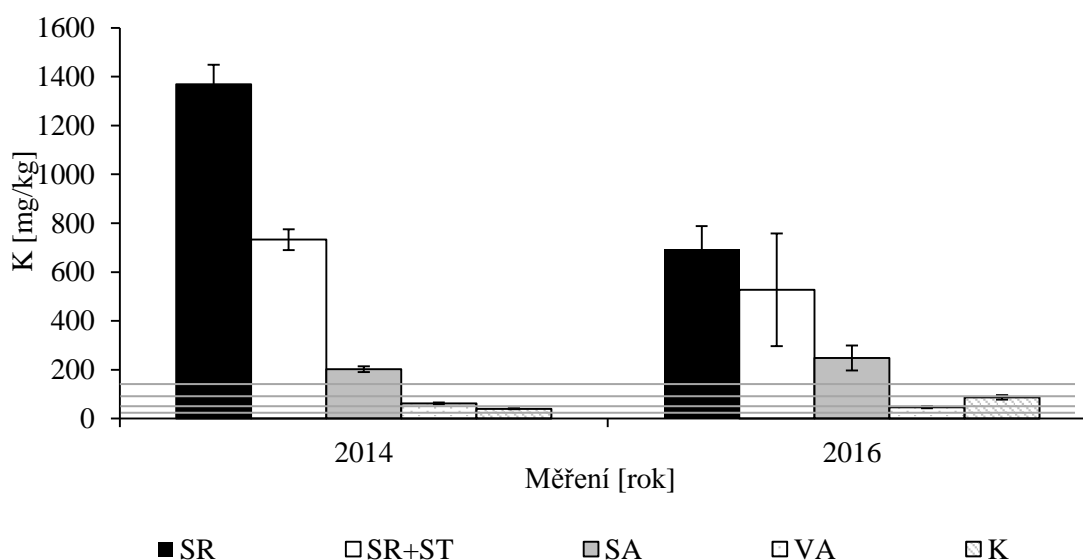
Na **kontrolní variantě** byl obsah draslíku v roce 2014 nízký (40 mg.kg^{-1}) a v roce 2016 střední - $86,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Obr. 12.). Statisticky rozdíl mezi lety byl $p=0,0000$. Při aplikaci **Silvamix R30TE** byl obsah draslíku v půdě v roce 2014 1369 mg.kg^{-1} (velmi vysoký obsah) a přestože v roce 2016 byl obsah draslíku také velmi vysoký, dosahoval pouze $695,5 \text{ mg.kg}^{-1}$. (nízký obsah). Tento pokles v obsahu draslíku v půdě měl statistickou významnost velmi silnou ($p=0,0000$). Při aplikaci **Silvamix R30S** byl v roce 2014 obsah draslíku v půdě 733 mg.kg^{-1} (velmi vysoký obsah) a v roce 2016 $527,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, což odpovídá také velmi vysokému obsahu, přesto byl nalezen statisticky významný rozdíl mezi měřeními ($p=0,0047$). Při aplikaci **Silvamix Agluform** byl v roce 2014 obsah draslíku v půdě 202 mg.kg^{-1} (velmi vysoký obsah) a v roce 2016 248 mg.kg^{-1} , což odpovídá velmi vysokému obsahu. Rozdíl mezi hodnotami nebyl nalezen. Při aplikaci **vápnného dolomitu** byl

v roce 2014 obsah draslíku 62 mg.kg^{-1} (střední obsah), zatímco v roce 2016 byl obsah draslíku v půdě $46,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (nízký obsah). Mezi hodnotami nebyl nalezen statistický rozdíl.

5.10.2 Efekt hnojiv

Obsah draslíku v půdě rok po aplikaci (2014) se dle jednotlivých variant hnojiv lišil. Nejvyšší obsahu draslíku v půdě byl ve variantě Silvamix R30TE, který byl vyšší ode všech ostatních variant a to Silvamix R30S ($p=0,0000$, rozdíl 46 %), Silvamix Agluform ($p=0,0119$, rozdíl 85 %), vápnlitý dolomit ($p=0,0000$, rozdíl 95 %) a kontroly ($p=0,0000$, rozdíl 97 %). Druhý nejvyšší obsah draslíku byl zjištěn ve variantě Silvamix R30S, který se odlišoval od variant Silvamix Agluform ($p=0,0000$), vápnlitý dolomit ($p=0,0000$) a kontrola ($p=0,0000$), kdy obsah draslíku byl na variantě Silvamix R30S vyšší o 72 % než ve variantě Silvamix Agluform, o 92 % než ve variantě vápnlitý dolomit a o 95 % vyšší než v kontrole.

Tři roky po aplikaci (2016) nebyly rozdíly mezi variantami tak velké, protože se snížil především obsah draslíku ve variantách Silvamix R30TE a Silvamix R30S. Nejvyšší obsah byl nalezen ve variantě Silvamix R30TE, který byl vyšší o 64 % než ve variantě Silvamix Agluform ($p=0,0000$), o 93 % než ve variantě vápnlitý dolomit ($p=0,0000$) a o 88 % než v kontrole ($p=0,0000$). Druhý nejvyšší obsah byl zjištěn ve variantě Silvamix R30S, který byl vyšší o 53 % než ve variantě Silvamix Agluform ($p=0,0000$), o 91 % než ve variantě vápnlitý dolomit ($p=0,0000$) a o 84 % než v kontrole ($p=0,0000$). Obsah draslíku ve variantě Silvamix Agluform byl vyšší o 81 % než ve variantě vápnlitý dolomit ($p=0,0039$).



Obr. 12.: Vliv hnojiv na obsah draslíku v půdě. Chybové úsečky označují směrodatné odchylky. Šedé linie označují mezní hodnoty klasifikační stupnice.

5.11 Vliv hnojiv na obsah hliníku v půdě

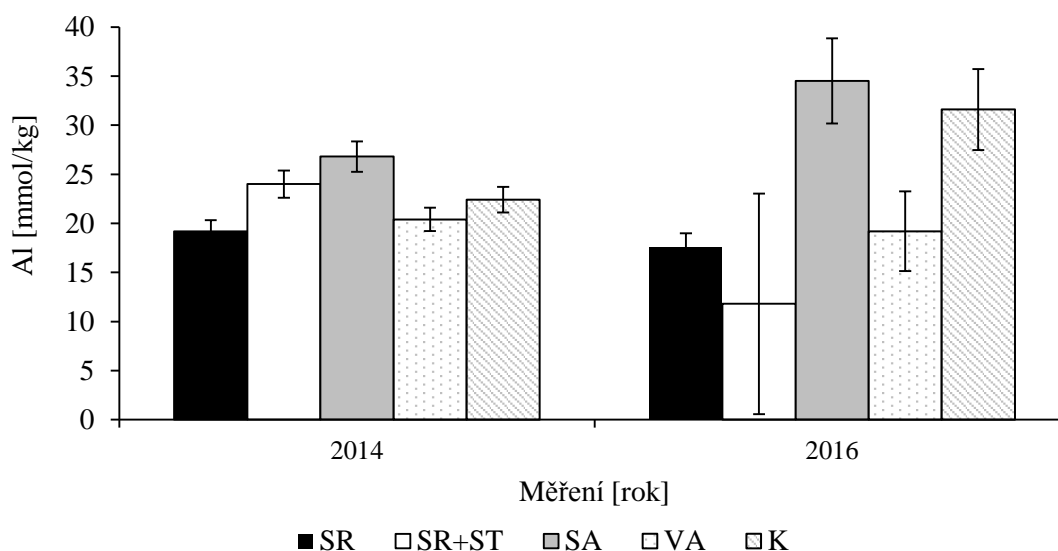
5.11.1 Efekt času

Na **kontrolní variantě** byl obsah hliníku v roce 2014 22,4 mmol.kg⁻¹ a v roce 2016 31,6 mmol.kg⁻¹ (Obr. 13.). Statisticky rozdíl mezi lety byl p=0,0271. Při aplikaci **Silvamix R30TE** byl obsah hliníku v půdě v roce 2014 19,2 mmol.kg⁻¹ a v roce 2016 byl 17,6 mmol.kg⁻¹. Tento pokles nebyl statisticky významný. Při aplikaci **Silvamix R30S** byl v roce 2014 obsah hliníku v půdě 24 mmol.kg⁻¹ a v roce 2016 11,8 mmol.kg⁻¹. Statisticky rozdíl mezi lety byl p=0,0003. Při aplikaci **Silvamix Agluform** byl v roce 2014 obsah hliníku v půdě 26,8 mmol.kg⁻¹ a v roce 2016 34,5 mmol.kg⁻¹. Rozdíl mezi hodnotami nebyl nalezen. Při aplikaci **vápnitého dolomitu** byl v roce 2014 obsah hliníku 20,4 mmol.kg⁻¹, zatímco v roce 2016 byl 19,2 mmol.kg⁻¹. Mezi hodnotami nebyl statistický rozdíl.

5.11.2 Efekt hnojiv

Obsah hliníku v půdě rok po aplikaci (2014) se dle jednotlivých variant hnojiv nelišil. Ani mezi jednou variantou nebyl nalezen statisticky významný rozdíl.

Tři roky po aplikaci byly nejvyšší hodnoty ve variantě Silvamix Agluform, které byly vyšší o 54 % než ve variantě Silvamix R30TE (p=0,0000), o 67 % než ve variantě Silvamix R30S (p=0,0000) a o 44 % než ve variantě vápnitý dolomit (p=0,0000). Druhý nejvyšší obsah byl zjištěn v kontrole, který byl vyšší o 53 % než ve variantě Silvamix R30TE (p=0,0000), o 63 % než ve variantě Silvamix R30S (p=0,0000) a o 47 % než ve variantě vápnitý dolomit (p=0,0000).



Obr. 13.: Vliv hnojiv na obsah hliníku v půdě. Chybové úsečky označují směrodatné odchylky.

6 Diskuze

Hodnoty půdní reakce zjištěné v jednotlivých variantách, neklesají u aktivní půdní reakce pod 3,8 pH/H₂O, kterými se označují silně kyselé půdy, a u výměnné půdní reakce hodnoty neklesají pod 2,8 pH/KCl, což jsou hodnoty určující extrémně kyselé půdy. Přestože jsou tyto hodnoty rizikové, je nutné ohlédnout se na půdy, na kterých byly zjištěny. Tyto půdy jsou podzolované na minerálně velmi chudém podloží. Proto lze tyto hodnoty podle Pecháčka (2007) považovat sice za hraničící s rizikovými hodnotami, ale za daných podmínek za standardní. Obdobný názor na dané výsledky lze vyčíst i v pracích de Vos a Cools (2011) a Šrámek a kol. (2008), kteří popisují, že v rámci celoevropského projektu BioSiol patří lesní půdy v České republice k silně až středně kyselým. Navíc je nutné podotknout, že svrchní vrstvy půdy jsou nejvíce ovlivněny dlouhodobou acidifikací především v pohraničních pohořích a předpokládá se u nich, že budou silně kyselé nežli středně kyselé (Šrámek a kol. 2014). Při bližším pohledu na půdní reakci byly zjištěny ve všech variantách vždy nižší hodnoty u výměnné půdní reakce nežli u aktivní půdní reakce. Tento trend bývá udáván, jako zcela běžný (Jandák 2009). Důvod vzniká při stanovování půdní reakce, kdy u výměnné půdní reakce se stanovují nejen volné vodíkové ionty, ale i vodíkové ionty vázané sorpčním komplexem. Rozdíl však nesmí být příliš velký, maximálně může dosahovat 1 stupně pH (Mičková 2014). V opačném případě rozdíl může signalizovat nenasycený sorpční komplex a tím i snížení možnosti vstupu dvojmocných kationtů do něj (Jandák a kol. 2010). Vyšší a stabilní hodnoty půdní reakce byly zjištěny u hnojiva Silvamix R30S, u kterého byla zjištěna aktivní půdní reakce středně kyselá a výměnná půdní reakce silně kyselá po celou dobu měření. Avšak v prvním roce měření byl rozdíl mezi hodnotami aktivní a výměnné půdní reakce vyšší nežli 1,0 pH, což mohl být jeden z důvodů, proč hodnota sorpčního nasycení byla silně nenasycená. O dva roky později (2016) byl rozdíl mezi hodnotami výměnné a aktivní půdní reakce menší než 1,0 pH a sorpční komplex byl již slabě nenasycený. Vyšší, ale rozdílné hodnoty během měření u půdní reakce, byly nalezeny při použití Silvamix R30TE. Po roce aplikace byla aktivní půdní reakce středně kyselá a výměnná půdní reakce silně kyselá. V roce 2016 se v půdě vyskytovalo více volných H⁺ iontů a aktivní půdní reakce se snížila na silně kyselou. Výměnná půdní reakce se mírně snížila, ale bez patrných změn v klasifikačních stupních. V tomto případě zůstalo během měření sorpční nasycení stejné – slabě nenasycené. A to i přes snížení především aktivní půdní reakce v roce 2016, kdy by se dalo očekávat, že díky tomu bude sorpční nasycenost vyšší. Hodnoty pH u ostatních hnojiv nebyly rozdílné od hodnot pH u kontroly a proto lze tvrdit, že u nich neexistuje vliv na aktivní půdní reakci a při jejich použití půdy zůstanou silně kyselé. U výměnné půdní reakce se hodnoty pH u ostatních variant hnojení pohybovaly kolem hranice mezi extrémně kyselou a silně kyselou půdní reakcí a hodnoty na kontrole byly vždy u horní hranice extrémně kyselé reakce. Přestože zde kontrola vykazovala vždy nejmenší hodnoty nelze tvrdit, že by použití

těchto hnojiv mělo vliv na výměnnou reakci. Obdobných výsledků bylo dosaženo v prvním roce po aplikaci na sorpční komplex, kdy hodnoty kolísaly kolem slabě nenasyceného a silně nenasyceného sorpčního poměru, přičemž hodnoty v kategorii slabě nenasycený sorpční poměr byly téměř na dolní hranici.

Dle de Vos a Cools (2011) je zásobení lesních půd v ČR **dusíkem** je poměrně dobré. Mládková a kol. (2005) našla vliv nadmořské výšky na množství dusíku v půdě, kdy množství dusíku s nadmořskou výškou stoupá. Z tohoto důvodu jsme předpokládali, že obsah celkového dusíku v půdě bude spíše vysoký. Tyto výsledky se nepotvrdily na kontrole, kde byl střední obsah dusíku. Ve variantě s vápnitým dolomitem se hodnoty pohybovaly okolo hranice mezi vysokým a středním obsahem, kde se očekávaly vyšší hodnoty, protože dle Kaupenjohanna a kol. (1989) je zvýšený dusík nežádoucím účinkem vápnění. Na této výzkumné ploše se však zvýšený dusík vlivem vápnění neprokázal. Nejspíše z důvodu, že aplikace vápnitého dolomitu byla bodová a nebyla celoplošná. Ostatní varianty hnojení měly různé a velmi rozkolísané hodnoty. Rok po aplikaci byl ve variantách Silvamix R30TE a Silvamix R30S obsah dusíku velmi vysoký a ve variantě Silvamix Agluform na horní hranici středního obsahu. Po dvou letech byly výsledky téměř opačné. Obsah dusíku ve variantách Silvamix Agluform a Silvamix R30TE byly téměř totožné pod hranicí velmi vysokého obsahu, zatímco obsah dusíku ve variantě Silvamix R30S byl pod horní hranicí středního obsahu. V prvním roce po aplikaci ve variantách Silvamix R30TE a Silvamix R30S mohl vzniknout problém s příjmem ostatních živin z půdy. Důvodem je, že zvýšený příjem dusíku může vyvolat nedostatek jiných prvků (Podrázský a kol. 2003). Zpravidla jde o narušení příjmu hořčíku (Kolling a kol. 1997), vápníku (Liu a Huettl 1991) a draslíku (Kulhavý a Formánek 2000). Kulhavý a Formánek (2000) však upozorňují ve své studii, že příjem výše zmíněných látek nebude jen pozastaven, ale může docházet k jejich následnému vyplavení z půdy a zároveň i uvolnění hliníkových iontů. V této studii výsledky ukazují, že vyjma hořčíku se veškeré obsahy prvků mezi lety 2014 a 2016 snížily. Otázka, která nebyla zjišťována touto prací, je, nakolik se jednotlivé prvky vyplavily z půdy a nakolik je přijaly rostliny.

Obsah oxidovatelného uhlíku slouží pro stanovení humusu v půdním vzorku (Pecháček 2007). Všeobecně jsme očekávali obsah uhlíku alespoň vysoký, protože na obdobných plochách našel Pecháček (2007) velmi vysoký obsah uhlíku v půdě. Nejvyšší hodnoty byly nalezeny rok po aplikaci ve variantě Silvamix R30TE, na nichž obsah uhlíku byl obdobný jako na rašelinách. Nicméně po dvou dalších letech se snížil obsah uhlíku o více než polovinu. I při použití Silvamix R30S byly nalezeny vysoké hodnoty uhlíku, které mají humusové půdy. Také v tomto případě po dalších dvou letech se jeho obsah snížil o dva stupně – na vysoký obsah uhlíku v půdě. Naopak nejnižší hodnoty dosahovala v prvním roce po aplikaci kontrola – dobrý obsah uhlíku. Na této variantě se po třech letech od aplikace zvýšila hodnota uhlíku na vysoký obsah. Opačný trend byl zaznamenán ve variantě vápnitý dolomit, kde naopak klesl

obsah z vysokého na dobrý obsah. Tento trend by mohl být díky tomu, že vápněním dochází k významným ztrátám humusových látek (Horlacher a Marschner 1990).

Poměr C/N je indikátor více vlastností půdy. Například je tento poměr vnímán jako indikátor nasycení ekosystému dusíkem, který signalizuje riziko vyplavování nitrátů z lesních ekosystémů (Aber 1992). Nebo jako měřítko kvality humusu, kdy příznivější humusové typy s rychlejší dynamikou živin (moder, mull) mají nižší poměr C/N (Šrámek a kol. 2014). Podle Šrámka a kol. 2014 představují optimální hodnoty poměru C/N 15 – 20. Naopak vyšší hodnoty než 25 předpokládají neuskutečnění mineralizace a zároveň rostliny nemohou dočasně přijímat dusík z půdy (Vondrášková 2003). V ČR byla hodnota C/N nad 25 zjištěna na 78 % hodnocených ploch (de Vos a Cools 2011). Z tohoto důvodu jsme předpokládali, že i tato výzkumná plocha bude vysoce saturována dusíkem. V prvním roce po aplikaci kontrolní varianta, varianta vápnitý dolomit a Silvamix R30S vykazovaly poměr, jehož hodnoty byla v rámci 18-20, což odpovídá optimální hodnotě (Šrámek a kol. 2014). K horní hranici ohrožující již normální „chod“ půdních procesů byly hodnoty zjištěné ve variantě Silvamix Agluform. Poměr, který byl očekávaný, byl zaznamenán ve variantě Silvamix R30TE, na které hodnota C/N byla téměř 28. Tato hodnota mohla dočasně ochromit půdní procesy a začít vyplavovat dusík z půdy, jak popisuje Gundersen a kol. (1998). Tři roky po aplikaci hnojiv byly hodnoty již ustálenější. Zatímco poměr v kontrole dosahoval k horní hranici ochromení půdních procesů, ve variantách hnojiv se pohyboval v rozmezí 17-21. Změna byla zaznamenána hlavně ve variantě Silvamix R30TE, kdy se poměr změnil téměř o osm stupňů. Při pohledu na graf obsahu dusíku (Obr. 7.) je patrné, že právě tento prvek v poměru C/N se snížil téměř o polovinu.

Výsledky ukazují, že obsah **vápníku** zvláště rok po aplikaci hnojiv Silvamix R30TE, Silvamix R30S a Silvamix Agluform je na střední hodnotě. O dva roky později u těchto variant klesá obsah na nízkou hodnotu. Naopak se zvyšuje obsah vápníku při použití vápnitého dolomitu z nízkého obsahu během prvního roku na střední obsah. Toto navýšení je oproti očekávání nižší. Avšak nižší navýšení po aplikaci vápnitého dolomitu než bylo očekáváno, publikoval ve své práci i Pecháček (2007). Všeobecně není překvapivé zjištění, že na celé výzkumné ploše byl nízký obsah vápníku, protože obdobné hodnoty vykazují půdní průzkumy prováděné Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským (Fiala a kol. 2013). Nebo například Kulhavý a kol. (2008) tvrdí, že až třetina ploch v Krušných horách má nízký obsah vápníku v půdě nebo Slodičák a kol. (2005), který v Jizerských horách zjistil u všech velmi nízké až nízké zásoby vápníku v půdě. Oba autoři si však jako mezní hodnotu nízkého obsahu vápníku stanovili 140 mg.kg^{-1} (Šrámek a kol. 2014). Tato hodnota v metodice dle Vavříčka (2011), ze které vycházela naše klasifikační stupnice, označuje již velmi nízký obsah vápníku v půdě, který na naší výzkumné ploše nebyla nalezena ani v jedné variantě nebo v kontrole. Dále Fiala a kol. (2004) usuzuje, že pokud hodnota vápníku neklesne pod 200 mg.kg^{-1} ,

neměla by hodnota mít vliv na normální růst rostlin. Tato podmínka pro normální růst na výzkumné ploše byla splněna, protože nejnižší hodnota vápníku v půdě byla v kontrolní variantě v roce 2016 a to 207 mg.kg⁻¹. Z těchto důvodů lze tvrdit, že nízký obsah vápníku na výzkumné ploše není až tak závažný, v porovnání s výsledky na jiných plochách.

Co se týká množství **draslíku** v půdě vůči jiným prvkům pak Richter (2007) popisuje, že obsah draslíku v půdě je vyšší než obsah dusíku či fosforu. Toto tvrzení nebylo nalezeno ani v kontrole a ani po použití vápnitého dolomitu. Výsledky, které by byly podobné, jako popisuje Richter (2007), byly nalezeny až po použití hnojiv řady Silvamix[®]. Na těchto variantách byly především u Silvamix R30TE a Silvamix R30S mnohokrát větší než u dusíku nebo fosforu. V rámci celoevropského projektu BioSiol bylo zjištěno, že v lesních půdách v ČR je většinou dostatečná celková zásoba (de Vos a Cools 2011). Naproti tomu, Šrámek a kol. (2014) popisují, že na jejich plochách zjistili nedostatek draslíku až u 95 % z odebraných vzorků. Richter (2007) poukazuje na rozdílnost půd, kdy podzoly jsou na draslík nejchudší. Z výsledků na této výzkumné ploše je patrné, že na kontrole a při použití vápnitého dolomitu, výsledky spíše odpovídají výzkumu Šrámka a kol. (2009) nebo Richtera (2007), protože obsah draslíku v půdě kolísal na hranici nízkého a středního obsahu. Zcela odlišné hodnoty obsahu draslíku byly naměřeny ve variantách Silvamix R30TE, Silvamix R30S nebo Silvamix Agluform. Tyto výsledky nejen, že odpovídají výsledkům celoevropskému projektu, ale díky hnojivům jej převyšují, protože obsah draslíku na těchto plochách není dostačující, ale je velmi vysoký. Ovšem při velmi vysokém obsahu draslíku v půdě může docházet k depresi v udržení hořčíku v půdě (Richter 2007).

V lesních půdách na území ČR je většinou dostatečná celková zásoba **hořčíku** podle celoevropského projektu BioSiol (de Vos a Cools (2011)). Avšak ve své studii Šrámek a kol. (2014) zjistili, že na jejich plochách nedostatek hořčíku vykazuje až 90 odebraných vzorků. Výsledky Kotrly a kol. (2005) potvrzují studii Šrámka a kol. (2014), kdy na jejich plochách obsah hořčíku na hranici extrémního nedostatku anebo pod ní bylo nalezeno ve 32 % vzorcích. Proto jsme předpokládali, že i naše plochy – především kontrola – budou mít obsah hořčíku velmi nízký až nízký a po použití hnojiv se jeho množství zvýší o jeden klasifikační stupeň. Avšak na naši výzkumné ploše byly zjištěny výsledky rozdílné od očekávání. Již samotná kontrola s nejnižším zjištěným obsahem měla obsah hořčíku 54 mg.kg⁻¹, což je dle klasifikace dolní hranice středního obsahu. Dle Pecháčka (2007) při obsahu 50 mg.kg⁻¹ hořčíku v půdě může docházet ke karenčním jevům v důsledku nedostatku hořčíku. Rok po aplikaci hnojiv bylo nejméně hořčíku ve variantě Silvamix R30S, jehož obsah v půdě byl na horní hranici střední hodnoty. Ostatní hnojiva dodala do půdy množství hořčíku, které odpovídalo velmi vysokému obsahu. Po třech letech měření se hodnoty hnojiv ustálily na velmi vysoké koncentraci. Jedna z odpovědí na různorodost výsledků během měření může být v poměru hořčíku a draslíku,

který popisuje Richter (2007). Podle výsledků této studie ve variantách hnojiv, kde byla velmi vysoká koncentrace draslíku (rok po aplikaci ve variantách Silvamix R30TE a Silvamix R30S) byly menší hodnoty hořčíku. V dalším měření byl zaznamenán úbytek draslíku a naopak vzrůst hořčíku na těchto variantách (Silvamix R30TE a Silvamix R30S).

Předpoklad množství **fosforu** na ploše byl vytvořen na základě prací různých autorů. Pecháček (2007) ve své práci popisuje v šestém až sedmém lesním vegetačním stupni střední obsah fosforu a pouze v rankerovém podzolu velmi nízký obsah. Vavříček a kol. (2012) popisuje, že na plochách na Jesenicku vyskytující se v osmém lesním vegetačním stupni, je množství fosforu velmi variabilní. Další publikace Vavříčka a kol. (2008) z Krušných hor charakterizují plochy ve vyšších lesních vegetačních stupních jako fosforově velmi nízké. Z těchto výsledků byla navržena hypotéza, že mohou být viditelné rozdíly v obsahu, ale pravděpodobně se budou hodnoty pohybovat v obsahu nízkém až středním. Na kontrolní variantě byla tato hypotéza potvrzena. Její hodnoty kolísaly kolem hranice mezi velmi nízkým až nízkým obsahem fosforu. Stejných výsledků bylo nalezeno i při použití vápnitého dolomitu. Na tuto skutečnost může mít vliv i odlesnění, které bylo na ploše provedeno. Následné zalesnění nedokázalo prozatím absenci mykorhizy nahradit a díky tomu může být fosfor vyplavován do nižšího horizontu, než v jakém byly prováděny odběry. Tuto teorii popisuje i Tarafdar a kol. (2001). Avšak při použití hnojiv řady Silvamix[®] byl obsah fosforu v půdě střední až velmi vysoký. Nejvyšších hodnot fosforu v půdě bylo dosaženo při použití Silvamix R30S, avšak je potřebné doplnit možnou nevýhodu velmi vysokého obsahu fosforu v půdě díky přímému hnojení a to ústup mykorhizy (Hůla 1997).

Při vyšších koncentracích **hliníku** především na kyselých půdách se stává limitujícím faktorem pro růst (Rout a kol. 2001). Hliník působí na rostliny více faktory. Jsou to bránění příjmu hořčíku (Nikodem 2011) a vápníku (Wagatsuma a Kaneko 1986), fixace fosforu v půdě (Nikodem 2011), narušení mykorhizních podmínek (Kotrla a kol. 2005) a odumírání jemných kořenů, které byly zasaženy příjmem hliníku (Nikodem 2011). Nejen, že hliník sám o sobě je toxický, ale jeho působení společně s vysokou koncentrací H^+ , nízkou koncentrací živin a deficiencí vody mohou mít za vznik omezený růst rostlin až odumření jedinců (Fuente-Martínez a Herrera-Estrella 1999). Avšak, velmi nízké koncentrace hliníku v půdě mohou stimulovat růst rostlin (Nikodem 2011). Podle výsledků Pecháčka (2013) byly očekávány vysoké koncentrace hliníku v půdách – především v kontrolní variantě. Avšak výsledky ukázaly, že hliník byl ve všech variantách nízký a zdaleka se nepřiblížil toxické hodnotě 1000 mg.kg^{-1} . Rok po aplikaci hnojiv byly hodnoty mezi jednotlivými hnojivy a kontrolní plochou relativně vyrovnané, avšak tři roky po aplikaci se hodnota hliníku v půdě na kontrole navýšila. Použitá hnojiva by měla snížit hliník v půdě, jak popisuje Pecháček (2013). Ale zjistili jsme, že záleží, jaké bylo použito hnojivo. Po aplikaci Silvamix R30TE a Silvamix R30S byl zaznamenán úbytek hliníku v půdě.

6 Diskuze

Silvamix Agluform nepůsobí na snížení hliníku v půdě, ale naopak jeho množství v půdě se zvýšilo. I toto množství – doposud netoxické - dle Illmera a kol. (1995) již mohlo zapříčinit, že rostliny čelily jeho zvýšeným dávkám, ale výsledný efekt se prozatím neukázal na růstu stromků. Pokud bude zachován trend navýšení hliníku v půdě ve variantách Silvamix Agluform a kontrole, může se očekávat, že by se v příštích letech mohlo objevit jeho působení na rostliny, protože mladší rostliny jsou mnohem vnímavější na působení hliníku (Horák a kol. 2005).

Poměr C/P slouží k determinaci půd, které mohou být vápněny. Pokud poměr těchto prvků je menší než 250 je vhodné půdy z vápnění vyloučit (Šrámek a kol. 2014). Na naší výzkumné ploše ve všech variantách v obou měřeních byly nalezeny hodnoty nižší nežli hranice k vápnění stanovená Šrámkem a kol. 2014. Dalo by se tedy předpokládat, že vápnění není nutné nebo spíše nebude mít vliv. Pokud se podíváme na jednotlivé výsledky, lze zjistit, že kromě navýšeného množství vápníku a hořčíku jsou hodnoty po aplikaci vápnitým dolomitem na stejné úrovni jako na kontrole.

7 Závěr

Cílem této diplomové práce bylo zjistit, jestli hnojivo může ovlivnit pedochemické vlastnosti půdy. Při ovlivnění pedochemických vlastností se zjišťovalo, jestli ovlivnění bylo pozitivní nebo negativní. Zájmová oblast této studie se nacházela v přírodní lesní oblasti 27 (Hrubý Jeseník), v osmém lesním vegetačním stupni na kyselých stanovištích imisních oblastí. Sazenice byly smrkové a vysazovaly se jamkovou sadbou. Hnojiva se aplikovala bodově na povrch půdy kolem sazenic. Pro výzkum se použila hnojiva řady Silvamix® (Silvamix R30TE, Silvamix R30S, Silvamix Agluform) a vápnitý dolomit. Pro zjištění ovlivnění půdních vlastností byla na ploše ponechána část plochy bezzásahu.

Realizace aplikace hnojiv byla uskutečněna v roce 2013. Odběry byly provedeny vždy na konci vegetační sezóny. První odběr byl v roce 2014 a druhý v roce 2016. Materiál pro laboratorní zpracování se odebíral u kořenového systému stromků z organo-minerálního horizontu a byl zaslán do akreditované laboratoře. Jako pedochemické vlastnosti půdy byly vyhodnocovány půdní reakce, stupeň sorpční kapacity, množství organického uhlíku, dusíku a jejich poměr a obsahy živin (fosfor, vápník, hořčík a draslík) a zjišťování možnosti toxicity hliníku. Podrobné výsledky je možné zjistit z této práce a z nich lze vyvodit následující závěry:

Silvamix R30TE měl pozitivní vliv na všechny pedochemické parametry. A to především po prvním roce aplikace. Vyjma fosforu byly hodnoty ve všech sledovaných parametrech vyšší než po použití jiných hnojiv. Po třech letech od aplikace se velikost pozitivního vlivu snížila, ale pořád byl vliv hnojiva pozitivní.

Hnojivo Silvamix R30TE a Silvamix R30S mají téměř totožné složení. Hnojivo Silvamix R30S je obohaceno o stimulanty růstu. Předpokládalo se, že vliv hnojiva bude na pedochemické vlastnosti půdy stejný. Avšak výsledky ukázaly, že v prvním roce byl vliv pozitivní, ale hodnoty byly menší než po použití Silvamix R30TE. Po třech letech od aplikace byly výsledky opačné. Ve většině případů byly hodnoty vyšší než po aplikaci Silvamix R30TE.

Hnojivo Silvamix Agluform ovlivnilo pedochemické vlastnosti půdy po prvním roce jen ve výjimečných případech. Po třech letech od aplikace byl vliv více patrný než při předchozím měření. Avšak ve většině parametrů nedosahoval hodnot přípravků Silvamix R30TE a Silvamix R30S.

Podle očekávání aplikace vápnitého dolomitu navýšila vápník a hořčík na ploše, avšak až po třech letech. Na ostatní parametry zpravidla neměl vápnitý dolomit vliv a byly obdobné jako na kontrolní ploše.

8 Summary

The aim of this thesis was found out if fertilizer can affect of chemical characteristic of soil. When influence fertilizer on chemical characteristic of soil was found, it was found out if it was positive or negative influence. An area of interest of this study was located in the natural forest region 27 (Hruby Jeseník) in the eighth forest vegetation on acidic sites immission areas. Saplings of Norway spruce were planted. Fertilizer's products were applied directly to planted saplings. They were used fertilizers of series Silvamix® (Silvamix R30TE, Silvamix R30S, Silvamix Agluform) and calcareous dolomite. To determine the influence of soil properties was left on the surface portion of the surface without fertilizer.

Realization of application of fertilizers was realized in 2013. Samplings were conducted at the end of the growing season. The first samplings were conducted in 2014 and the second samplings were conducted in 2016. The material for laboratory processing was taken away by the root system of trees in the organically mineral horizon and they were sent to an accredited laboratory. Soil reaction, the degree of sorption capacity, the amount of organic carbon, nitrogen, and their ratio and the content of nutrients (phosphorus, calcium, magnesium and potassium) and detecting possibility of toxicity of aluminum were evaluated as chemical characteristic of soil. Detailed results were determined in this study and conclusions are following:

Silvamix R30TE had a positive impact on all chemical characteristic of soil. Especially after the first year of application. Except phosphorus, values were higher in all parameters than after using other fertilizers. After three years from application, the size of the positive influence declined but there is still positive effect of fertilizers.

Fertilizers Silvamix R30TE and Silvamix R30S have similar composition. Silvamix R30S is enriched with stimulation substance of growth. It was assumed that the effect of these fertilizers on the chemical characteristic of soil will be same. However, the results showed that Silvamix R30S had a lower positive influence than using Silvamix R30TE in the first year. After three years of application, the results were the opposite. In most cases, the values were higher in Silvamix R30S than Silvamix R30TE.

Silvamix Agluform affected chemical characteristic of soil only in exceptional cases after the first year. After three years of application, the effect was more apparent than during the previous measurement. However, in most parameters did not reach values as after using the products Silvamix R30TE and Silvamix R30S.

As expected, the application of dolomitic limestone increased calcium and magnesium on the surface, but not before than three years. Generally calcareous dolomite did not influence on the other parameters and values were similar as control surface.

9 Seznam literatury

ABER, J., 1992. Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Tree*, 7:220-223pp.

ANONYMOUS, 1965. Atlas hydrologických poměrů ČSSR. Praha: Hydrologický ústav.

AUSTIN, R.C., STRAND, R.F., 1960. The use of slowly soluble fertilizers in forest planting in the Pacific Northwest. *Journal of Forestry*, 58(8):619-627pp.

BALATKA, B., KALVODA, J., 2006. Geomorfologické členění reliéfu Čech. Praha: Kartografie Praha.

BEGON, M., HARPER, J.L., TOWNSEND, C.R., 1997. Ekologie. Jedinci, populace a společenstva. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého. 949p.

BÍBA, J., DEMEK, J., 2012. Z nížin do hor: geomorfologické jednotky České republiky. 1. vyd. Praha: Academia. 343p.

BUČEK, A., LACINA, J., 1999. Geobiocenologie II. Skripta. Brno: MZLU. 240p.

BURIAN, J., 2001. Oblastní plán rozvoje lesů – PLO 27 – Hrubý Jeseník. ÚHÚL Brandýs n. L.: pobočka Olomouc a Frýdek – Místek. 243p.

CAMBELL, N. A., REECE, J. B., 2006. Biologie. Brno: Computer Press. 1332p.

CIEŻKOWSKI, W., PULINA, M., ŘEHÁK, J., 1993. Poslední výsledky polsko-českých výzkumů v oblasti Králického Sněžníku. In *Kras Sudet*. Praha: Česká speleologická spol. 34-42pp.

ČURLÍK, J., BEDRNA, Z., HANES, J., HOLOBRADÝ, K., HRTÁNEK, B., KOTVAS, F., MASARYK, Š., PAULEN, J., 2003. Pôdna reakcia a jej úprava. Bratislava: Suma print. 250p.

CZUDEK, T., 1973. Regionální členění ČSR, Brno: Geografický ústav ČSAV.

DEMEK, J., 1987: Hory a nížiny. Zeměpisný lexikon ČSR. Praha: Academia.

DYKYJOVÁ, D., 1989. Metody studia ekosystémů. Praha: Academia. 692p.

FIALA, K., KRHOVJAKOVÁ, J., 2009. Metodické postupy a zásady vyhodnocování chemických parametrů půd pod trvalými travními porosty: uplatněná certifikovaná metodika. Rapotín: Agrovýzkum Rapotín s.r.o. 56p.

FIALA, P., REININGER, D., SAMEK, T., 2004. Výsledky průzkumu stavu výživy lesa na území lesní správy Vyšší Brod. Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský v Brně. 46p.

FIALA, P., REININGER, D., SAMEK, T., NĚMEC, P., SUŠIL, P., 2013. Průzkum výživy lesa na území České republiky 1996–2011. Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. 148p.

9 Seznam literatury

- FLEGR, J., 2009. Evoluční biologie. 2. opr. a rozšíř. vyd. Praha: Academia. 569p.
- FUENTE-MARTÍNEZ, J.M., HERRERA-ESTRELLA, L., 1999. Advances in the understanding of aluminum toxicity and the development of aluminum-tolerant transgenic plants. *Adv. Agron.* 66:103-120pp.
- GAWLIKOWSKA, OPLETAL, 1997. Králický Sněžník. Geologická mapa pro turisty, Český geologický ústav, Państwowy Instytut Geologiczny, Praha – Warszawa.
- GUNDERSEN, P., CALLESEN, I., DE VRIES, W., 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102:403-407pp.
- HALEY, D., 1966. The economics of forest fertilization. *Forestry Chronicle*, 42(4):390-394pp.
- HÄTTENSCHWILER, S., KÖRNER, C., 1998. Biomass allocation and canopy development in spruce model ecosystems under elevated CO₂ and increased N deposition. *Oecologia*, 113(1):104-114pp.
- HAVELKA, B., 1988. Výživa a hnojení rostlin. Brno: VŠZ. 314p.
- HAVELKA, B., 1989. Výživa a hnojení rostlin. Návody do cvičení. Brno: VŠZ. 225p.
- HLUŠEK, J., 2004. Hnojiva. [online] citováno 23.1.2017. Dostupné na World Wide Web:<Web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/hnojiva/a_index_hnojiva.htm>
- HOLUŠA, O., 2003. Vegetační stupňovitost a její bioindikace pomocí řádu pisivek (Insecta: Psocoptera). [Disertační práce]. Brno: MZLU v Brně. 258p.
- HORÁK, V., DOLEJŠKOVÁ, J., HEJTMÁNKOVÁ, A., 1995. Toxicita hliníku v rostlinách. *Rostl. Výr.* 41:239-245pp.
- HORLACHER, D., MARSCHNER, H., 1990. Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigmist. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 153:107-115pp.
- HRUŠKA, J., 2004. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd - limitující faktor současného lesnictví. 2. vyd. Praha: Česká geologická služba. 153p.
- HŮLA, J., 1997. Zpracování půdy. Praha: Brázda. 140p.
- ILLMER, P., MARSCHALL, K., SCHINNER, F., 1995. Influence of available aluminium on soil microorganisms. *Letters in Appl. Microbiol.*, 21:393-397pp.
- JANDÁK, J., 2009. Cvičení z půdoznalství. Vyd. 1. Brno: MZLU. 92p.
- JANDÁK, J., POKORNÝ, E., PRAX, A., 2010. Půdoznalství. Brno: MZLU. 143p.
- JENÍK, J., 1998. Biodiversity of the Hercynian Mountains in central Europe. *Pirineros*, 151/152:83-99pp.

9 Seznam literatury

KAUPENJOHANN, Z., 1989. Ergebnisse des IMA. In querschnittseminar in Bayeruth Waldschaeden und Duengung, Allg. Rostu., 1002-1008pp.

KAVINA, K., 1951. Speciální botanika zemědělská. Část 1 – Rostliny výtrusné a nahosemenné. Praha: Brázda. 416p.

KINCL, M., KRPEŠ V., 2000. Základy fyziologie rostlin. Ostrava: Montanex. 221p.

KLEČKOVSKIJ, V.M., PETERBURSKIJ, A.V., 1964. Agrochemija. Moscow: Kolos. 527p.

KLIMO, E., 2003. Lesnická pedologie. Brno: MZLU. 259p.

KOLLING, , C., PAULI, B., HABERLE, K. H., REHFUESS, K.E., 1997. Magnesium efficiency in young Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) trees induced by NH₄NO₃ application. Plant and Soil, 195: 283–291pp.

KOTRLA, P., KUŇÁK, D., KADLUBIEC, R., INDRA, P., HADAŠ, P., CUDLÍN, P., LIŠKA, L., LIŠKA, S., 2005. Zásady obnovy lesa v 8. LVS Hrubého Jeseníku s přihlédnutím k vlivům mikroklimatických a živinových poměrů stanoviště. Projekt Grantové služby LČR: Zásady obnovy lesa v 8. LVS Hrubého Jeseníku s přihlédnutím k vlivům mikroklimatických a živinových poměrů stanoviště. Opava: Ekotoxa s.r.o., 2005. 22p.

KOTOUSOVÁ, Z., 2008. Stav minerální půdní zásoby vybraných profilů Stropnicka. Diplomová práce. České Budějovice: Jihočeská univerzita. 61p.

KRÁLOVÁ, M., 1991. Vybrané metody chemické analýzy půd a rostlin. Praha: Academia. 160p.

KUBELKA, L., 1987. Tvarovaná hnojiva a jejich použití v imisních oblastech. Lesnická práce, 66(10):441 – 445pp.

KUBELKA, L., 2001. Silvamix - moderní hnojivo pro lesní hospodářství. 1. vyd. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce. 39p.

KUBELKA, L., 2007. Aplikace speciálních tabletových hnojiv SILVAMIX® [online] 14.1.2017. Dostupné na World Wide Web: <<http://www.silvamix.com/cz/pomalu-rozpustna-hnojiva/aplikace-hnojiv>>

KULHAVÝ, J., FORMÁNEK, P., 2000. Nitrogen Transformation in the soil of spruce stands in the plateau part of the Krušné hory Mts- (Erzgebirge) and its relation to nitrogen uptake. 2nd International workshop „The Ore Mountains 2000: Die-back of Norway spruce and birch current knowledge and perspectives“, Kovarska, Czech Republic, 18-22 September 2000. Journal of Forest Science, 2001(47):73-77pp.

KULHAVÝ, J., ŠRÁMEK, V., LOMSKÝ, B., BORŮVKA, L., MENŠÍK, L., 2008. STAV ELSNÍCH PŮD ZÁJMOVÉHO OBLASTI. IN: SLODIČÍK, M., BALCR, V., NOVÁK, J., ŠRÁMEK, V. (EDS.), 2008. LESNICKÉ HOSPODAŘENÍ V KRUŠNÝCH HORÁCH. PRAHA: LČR, VÚLHM. 71-98PP.

LARCHER, W., 2003. Physiological plant ecology. 4. vyd. Berlin: Springer. 513p.

9 Seznam literatury

LEDVINA, R., HORÁČEK, J., 1997. Geologie a půdoznalství. Interní studijní text pro II. ročník provozně podnikatelského oboru. České Budějovice: Jihočeská univerzita. 104p.

LIU, J.C., HUETTL, R.F., 1991. Relations between damage symptoms and nutritional status of Norway spruce stands (*Picea abies* /Karst./) in southwestern Germany. *Fertilizer Research*, 1: 9–22pp.

LOEW, O., 1899. Physiological rôle of mineral nutrients. Washington: Government printing office. 60p.

MLÁDKOVÁ, L., BORŮVKA, L., DRÁBEK, O. 2005. Soil properties and toxic aluminium forms in acid forest soils as influenced by the type of vegetation cover. *Soil Science and Plant Nutrition*, 51: 741–744pp.

MARTINŮ, V., 2007. Silvamix [online] citováno 17.1.2017. Dostupné na World Wide Web: <<http://www.silvamix.com>>

MASARYK, Š., 1980. Vápnění půd. Bratislava: Příroda. 189p.

MATERNA, J., 1963. Výživa a hnojení lesních porostů. Praha: SZN. 227p.

MATULA, J., 1977. Výživa rostlin. 1. vyd. Praha: Institut výchovy a vzdělávání MZVŽ ČSR. 182p.

MATYÁŠEK, J., SUK, M., 2009. Antropogeneze v geologii [online] citováno 13.1.2017. Dostupné na World Wide Web: <<http://is.muni.cz/elportal/estud/pedf/js10/antropog/web/pdf/Antropogeneze-v-geologii.pdf>>

MAUER, O., 2011. Zakládání lesů II. Učební text. Brno: MENDELU, 216p.

MEHLICH, A., 1978. New extractant for soil test evaluation of phosphorus, potassium, magnesium, calcium, sodium, manganese and zinc. *Com. Soil Sci. and Plant Ann.*, 9:477–492pp.

MIČKOVÁ, T. 2012. Dynamika půdní reakce černozemních oblastí Moravy. Bakalářská práce. Brno: Mendelova univerzita v Brně. 56p.

MIČKOVÁ, T., 2014. Stanovení pH a obsahu humusu půd Rosicka. Diplomová práce. Brno: Mendelova univerzita v Brně. 93p.

MORAVEC, J. 1994. Fytocenologie: Nauka o vegetaci. Praha: Academia.

MUSIL, M., HAMERNÍK, J., 2007. Jehličnaté dřeviny: Přehled nahosemenných (i výtrusných) dřevin. Praha: Academia. 352p.

MUUKONEN, P., 2005. Needle biomass turnover rates of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) derived from the needleshed dynamics. *Trees – Structure and Function*, 19(3):273–279pp.

NÁROVEC, V., 1993. Soustava hnojení v lesních školkách s tradičním pěstováním sadbového materiálu na minerální půdě. *Zprávy lesnického výzkumu*, 38(2):30–33pp.

9 Seznam literatury

NÁROVEC, V., 1995. Pokyny pro udržování produkční schopnosti půd. [Realizační výstup etapy výzkumného úkolu N 03-329-869-03 Meliorace lesních půd ke zlepšení funkční účinnosti lesního fondu]. VULHM Jíloviště – Strnady, Výzkumná stanice Opočno. 36p.

NÁROVEC, V., 2001. 100x o hnojení v lese. 2.vyd. Písek: Lesnická práce. 31p.

NÁROVEC, V., JURÁSEK, A., 2000. Několik poznámek k přihnojování lesních kultur [online] citováno 13.1.2017. Dostupné na World Wide Web: <<http://www.lesprace.cz/casopis-lesnicka-prace-archiv/rocnik-79-2000/lesnicka-prace-c-4-00/nekolik-poznamek-k-prihnojovani-lesnich-kultur>>

NÁROVEC, V., KUBÍČEK, J., 2004. Pomalu rozpustná lesní hnojiva řady Silvamix®. [Slow repase forestry fertilizers of the Silvamix® family]. Lesnická práce, 83(4):214pp.

NEBE, W., 1972. Langfristige Wirkungen reiner Kalkungen auf das Baumwachstum. Beiträge f.d. Forstwirtschaft., Heft 1. 17-21pp.

NĚMEC, A., 1950. Hnojení lesních kultur. 1. vydání. Praha: Brázda, 437p.

NĚMEČEK, J., 2001. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Praha: ČZU Praha, VÚMOP Praha. 78p.

NĚMEČEK, J., ROHOŠKOVÁ, M., MACKŮ, J., VOKOUN, J., VAVŘÍČEK, D., NOVÁK, P., 2008. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Praha: ČZU v Praze. 95p.

NĚMEČEK, J., SMOLÍKOVÁ, L., KUTÍLEK, M., 1990. Pedologie a paleopedologie. Praha: Academia. 546p.

NEUHÄUSLOVÁ, Z., 1998. Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky 1:500 000. 1. Vyd. Praha: Academia.

NIKODEM, A., 2011. Modelování pohybu acidifikantů půdním profilem lesních půd. Disertační práce. Praha: Česká zemědělská univerzita. 242p.

NOGUEIRA, E. M., FEARNside, P. M., NELSON, B. W., BARBOSA, R. I., KEIZER, E. W. H., 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. Forest Ecology and Management, 256(11):1853-1867pp.

PALADINIĆ, E., VULETIĆ, D., MARTINIĆ, I., MARJANOVIĆ, H., INDIR, K., BENKO, M., NOVOTNY, V., 2009. Forest biomass and sequestered carbon estimation according to main tree components on the forest stand scale. Periodicum Biologorum, 111(4):459-466pp.

PAVEL, L., 1984. Geologie a půdoznalství. Praha: Vysoká škola zemědělská. 280p.

PECHÁČEK, J., 2007. Půdní taxonomické jednotky v kontinuitě s vybranými fyzikálně chemickými parametry a stavem smrkových porostů v oblasti Suchý vrch PLO 25. Diplomová práce. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita. 66p.

9 Seznam literatury

PECHÁČEK, J., 2013. Optimalizace intaktního půdního prostřední horských poloh (7.-8. LVS) bodovou technologií a vybranými tabletovanými hnojivy při obnově lesa v oblasti Hrubý Jeseník PLO 27. Disertační práce. 206p.

PEŘINA, J. et al. 2001. Přírodní podmínky oblasti. Oblastní plán rozvoje lesů. Přírodní lesní oblast 27 – Hrubý Jeseník (platnost 2001-2020). Olomouc: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, pobočka Olomouc. 9-44pp.

PETRÁNEK, J., BŘEZINA, J., BŘÍZOVÁ, E., CHÁB, J., LOUN, J., ZELENKA, P., 2016. Encyklopedie geologie. Praha: Česká geologická společnost. 349p.

PLÍVA, K., 1971. Typologický systém ÚHÚL. Brandýs nad Labem: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem. 90p.

PLOEG VAN DER, R. R., BÖHM, W., KIRKHAM, M. B., 1999. History of soil science – On the origin of the theory of mineral nutrition of plants and the law of the minimum. Soil Sci. Soc. Am J., 63:1055-1062pp.

PODRÁZSKÝ, V., 1989a. Účinnost chemické meliorace půd v imisních oblastech. [Effectiveness of chemical amelioration of forests soils in immission areas]. In: Lesnický výzkum v současnosti. Problémy vazeb výzkumu a praxe. Bílý Kříž 27.-29.11.1989. 82-86pp.

PODRÁZSKÝ, V., 1989b. Vliv vápnění na chemické vlastnosti lesních půd Jizerských hor, Orlických hor a Krkonoš [The influence of liming on the chemical properties of forests soils of the Jizerské Mts, the Orlické Mts and the Krkonoše Mts]. Práce VÚLHM. 74:169-205pp.

PODRÁZSKÝ, V., 1990. Chemická meliorace půd [Chemical amelioration of soils – Research report]. Závěrečná zpráva etapy úkolu R-331-108-02. Opočno: VÚLHM VS. 80p.

PODRÁZSKÝ, V., 2005. Účinky melioračních opatření a potenciál jejich využití v imisních oblastech. Praha: ČZU. 90p.

PODRÁZSKÝ, V., ŠRÁMEK, V., BALÁŠ, M., BÍLEK, L., 2016. Výživa a hnojení lesních porostů. Praha: ČZU. 91p.

PODRÁZSKÝ, V., VIEWEGH J., REMEŠ, J., 2003. Stav humusových forem v mladých porostech smrku a buku na území NPR Žákova hora. Zprávy lesnického výzkumu, 48(2-3):61-64pp.

POKORNÝ, E., STRÁLKOVÁ, R., PODEŠVOVÁ, J., 2002. Půdní sorpční komplex a jeho vlastnosti. Vybrané kapitoly z metodiky. Obilnářské listy, 10 (6): 121- 124pp.

POKORNÝ, R., TOMÁŠKOVÁ, I., 2007. Allometric relationships for surface area and dry mass of young Norway spruce aboveground organs. Journal of Forest Science., 53(12):548-554pp.

PRAX, A., JANDÁK, J., POKORNÝ, E. 1995. Půdoznalství. Brno: MZLU. 153p.

9 Seznam literatury

- PROCHÁZKA, S., MACHÁČKOVÁ, I., 1998. Fyziologie rostlin. Praha: Academia. 484p.
- PRŮŠA, E., 2001. Pěstování lesů na typologických základech. Vyd. 1. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce. 593p.
- QUITT, E., 1971. Klimatické oblasti Československa: Studia geographica. 16. Brno: ČSAV, 73p.
- RAUŠER, J., 1971. Biogeografické členění ČSR, Brno: Geografický ústav ČSAV.
- RICHTER, R., 2004a. Půdní reakce [online] citováno 9.1.2017. Dostupné na World Wide Web: <http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/pudni_reakce.htm>
- RICHTER, R., 2004b. Biogenní prvky [online] citováno 19.1.2017. Dostupné na World Wide Web: <[Web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/biogenni_prvky/ca.htm](http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/biogenni_prvky/ca.htm) >
- RICHTER, R., 2007. Draslík v půdě [online] 14.2.2017. Dostupné na World Wide Web: <http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_k.htm>
- RICHTER, R., HLUŠEK, J., 1994. Výživa a hnojení rostlin. I. obecná část. Brno: VŠZ. 171p.
- ROBERT, M., 2001. Carbon sequestration in soils: Proposals for land management. Report No. XXX. Řím: AGLL, FAO. 69p.
- ROUT, G. R., SAMANTARAY, S., DAS, P., 2001. Aluminium toxicity in plants: a review. Agronomy, 21:3-21pp.
- SÁDLO, J., POKORNÝ, P., HÁJEK, P., DRESLEROVÁ, D., CÍLEK, V., 2005. Krajina a revoluce – Významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny českých zemí. Praha: Malá Skála. 256p.
- SÁNKA, M., MATERNA, J., 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesnických půd ČR. Planeta 2004. Praha: Ministerstvo životního prostředí. 12p.
- SINE, 1994. Keys to Soil Taxonomy. USDA: Soil Conservation service. 306p.
- SLODIČÁK, M. (ed.), 2005. Lesnické hospodaření v Jizerských horách. Praha: Lesy České republiky, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. 232p.
- SUKOP, I., 2006. Ekologie vodního prostředí. Brno: MZLU v Brně. 199p.
- SVOBODOVÁ, O., 2011. Posouzení obsahu a kvality humusu u rozdílných technologií zpracování půdy. Disertační práce. České Budějovice: Jihočeská univerzita 165p.
- ŠÁLY, R., 1978. Pôda základ lesnej produkcie. Bratislava: Príroda. 235p.
- ŠARAPATKA, B., 1996. Pedologie. 1. Vyd. Olomouc: Univerzita Palackého. 235p.

9 Seznam literatury

ŠEBÁNEK, J., SLADKÝ, Z., PROCHÁZKA, S., 1983. Experimentální morfologie rostlin. 1. vyd. Praha: Academia. 320p.

ŠRÁMEK, V., FADRHOŇSOVÁ, V., JURKOVSKÁ, L., 2014. Metodika výběru ploch pro vápnění lesních půd. Certifikovaná metodika. Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i. 34p.

ŠRÁMEK, V., SOUKUP, F., SLODIČÁK, M., BALCAR, V., ČAPEK, M., DUŠEK, D., FADRHOŇSOVÁ, V., HELLEBRANDOVÁ, K., KACÁLEK, D., LACHMANOVÁ, Z., NOVÁK, J., NOVOTNÝ, R., PEŠKOVÁ, V., VEJPUSŤKOVÁ, M., VORTELOVÁ, L., 2009. Poškození lesních porostů ve vrcholových partiích Javořice určení komplexu příčin poškození a návrh opatření na revitalizaci lesa. Výzkumné projekty. Grantové služby LČR. Souhrn projektu. Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i. 18p.

ŠRÁMEK, V., VORTELOVÁ, L., LOMSKÝ, B., 2008. BIOSOIL – Evropský projekt monitoringu lesních půd – průběh v České republice. Půda v moderní informační společnosti – 1. Konference České pedologické společnosti a Societas pedologica slovaca – sborník příspěvků (na CD). 287-297pp.

TARAFDAR, J. C., YADAV, R. S., MEERA, S. C., 2001. Comparative efficiency of acid phosphatase originated from plant and fungal sources. Journal of Plant Nutrition Soil Science, 164:279-282pp.

TOMÁŠEK, M., 2000. Půdy České republiky. Praha: UK v Praze. (skriptum). 1. vyd. 284p.

ULBRICHOVÁ, I., 2010. Hospodaření v imisních oblastech – obnova antropogenně poškozených oblastí. [online] citováno 11.3. 2017. Dostupné na World Wide Web: < http://fle.czu.cz/~ulbrichova/Skripta_HIO/prehledtemat.htm >

UPADHAYA, K., THAPA, N., BARIK, S. K., 2015. Tree diversity and biomass of tropical forests under two management regimes in Garo hills of north-eastern India. Tropical Ecology, 56(2):257-268pp.

VALLA, M., KOZÁK, J., NĚMEČEK, J., 2002. Pedologické praktikum. Praha: ČZU. 151p.

VAVŘÍČEK, D., 2001. Možnosti a postupy hnojení v lesním hospodářství, 28p.

VAVŘÍČEK, D., 2011. Péče o úrodnost půd v lesních školkách. In Péče o půdu v lesních školkách - Sborník referátů přednesených na instruktážním kurzu. Brno: Tribun EU s.r.o. 46–77pp.

VAVŘÍČEK, D., KUČERA, A., 2014. Lesnická pedologie. Skripta – učební text, Brno: MENDELU v Brně. 283p.

VAVŘÍČEK, D., PANCOVÁ-ŠIMKOVÁ, P., SAMEC, P., BALÁŽ, G., 2008. Půdní chemické vlastnosti rozpracovaných valů a holosečných ploch imisní oblasti Krušných hor. Zprávy lesnického výzkumu 53(4):249-257pp.

9 Seznam literatury

VAVŘÍČEK, D., PECHÁČEK, J., BALÁŽ, G., 2011. Vliv hnojení na výživu a růst smrku ztepilého (*Picea abies* /L./ Karsten) na lokalitě Špičák v oblasti Krušných hor. Zprávy z lesnického výzkumu 2:130–136pp.

VAVŘÍČEK, D., PECHÁČEK, J., JANOUŠEK, J., LITSCHMAN, T., 2012. Bodová revitalizace půdy při obnově lesa v 7. – 8. LVS v PLO Hrubý Jeseník. Souhrnný výstup výzkumného projektu Grantové služby LČR – 7/2008. [online] citováno 11.1. 2017. Dostupné na World Wide Web: < http://www.lesycr.cz/odborne-rady/granty-a-dotace/Documents/Bodova_revitalizace-web.pdf >

VICENA, I., PAŘEZ, J., KÔNOPKA, J., 1979. Ochrana lesa proti polomům. Praha: SZN. 244p.

VONDRÁŠKOVÁ, Š., 2003. Význam poměru C:N v organické hmotě. Top Crop Manager, 29(4):6p.

VOPRAVIL, J., 2009. Kniha o půdě – 1. Díl. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. 148p.

VOREL, J., 1979. Fytcenologie a lesnická typologie Brno: Vysoká škola zemědělská 213p.

VOS DE, B., COOLS, N., 2011. Second European forest soil condition report. Volume I: Results of the BioSoil survey. INBO.R.2011.35. Brusel: Research Institute for Nature and Forest. 359p.

VRÁBLÍKOVÁ, J., VRÁBLÍK, P., 2008. Aplikovaná pedologie. Ústí nad Labem: Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem. 147p.

WAGATSUMA, T., KANEKO, M., 1987. High toxicity of hydroxy-aluminum polymer ions to plant roots. Soil Sci. Plant Nutr. 33:57-67pp.

WAKSMAN, S. A., 1938. Humus – Origin, Chemical Composition, and Importance in Nature. Baltimore: Williams – Wilkins.

WALTER, H., 1968. Die Vegetation der Erde. Bd. II: Die gemässigten und arktischen Zonen. Jena: VEB ,Gustav Fischer. 1001p.

WITTICH, W., 1959. Der heutige Stand unseres Wissens vom Humus und neue Wege zur Lösung des Rohhumusproblems in Walde. Frankfurt: Sauerländer's Verlag. 106p.

ZAHRADNÍKOVÁ, M., ZAHRADNÍK, P., 2016. Metodická příručka integrované ochrany rostlin pro lesní porosty. Příloha 1. Seznam povolených přípravků a dalších prostředků na ochranu lesa. Věstník Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského. 13(1):160p.

ZBÍRAL, J., HONSA, I., MALÝ S., 1997. Analýza půd III. Jednotné pracovní postupy. Brno: UKZUZ. 150p.

ZBÍRAL, J., 2002. Analýza půd I. Jednotné pracovní postupy. Brno: ÚKZÚZ. 197p.

9 Seznam literatury

ZLATNÍK, A., 1952. Fytocenologie lesa: jako studijní pomůcka pro posluchače pěstebního směru. Brno: Vysoká škola zemědělská a lesnická v Brně, 197p.

ZLATNÍK, A., 1976. Přehled skupin typů geobiocénů původně lesních a křovinných ČSSR. Zpr. Geogr. úst. Čs. akad. věd., 13(3/4):55–64pp.

Seznam zkratek

Chemické zkratky

Ag	...stříbro	H ₂ O	...voda
Al	...hliník	H ₂ PO ₄ ⁻	...anion dihydrogenfosforečnaný
Al ³⁺	...trojmocný hliníkový kationt	H ₃ O ⁺	...hydronium
Au	...zlato	K	...draslík
B	...bor	K ⁺	...jednomocný draslíkový kationt
Ba(OH) ₂	...hydroxid barnatý	KCl	...chlorid draselný
C	...uhlík	Mg	...hořčík
C (ox)	...oxidovatelný uhlík	Mg ²⁺	...dvoumocný hořečnatý kationt
Ca	...vápník	Mn	...mangan
Ca ²⁺	...dvoumocný vápníkový kationt	Mo	...molybden
CaCl ₂	...chlorid vápenatý	N	...dusík
CaCO ₃	...uhličitan vápenatý	Na ⁺	...jednomocný sodíkový kationt
Cl	...chlór	NaOH	...hydroxid sodný
CO ₂	...oxid uhličitý	NH ₄ ⁺	...amoniak
Cu	...měď	NO ₂ ⁻	...anion dusičnatý
Fe	...železo	NO ₃ ⁻	...anion dusitý
Fe ³⁺	...trojmocný železitý kationt	O	...kyslík
H	...vodík	P	...fosfor
H (ox)	...oxidovatelný vodík	Ra	...radon
H ⁺	...jednomocný vodíkový kationt	S	...síra
HCl	...kyselina chlorovodíková	SO ₄ ²⁻	...anion siřičitý
HPO ₄ ²⁻	...anion hydrogenfosforečnaný	Zn	...zinek

Ostatní zkratky

ha	...hektar
m	...metr
m.n.m.	...metr nad mořem
mm	...milimetr
°C	...stupeň Celsia
g	...gram
LHC	...lesní hospodářský celek
mg*kg ⁻¹	...miligram na kilogram
mmol*kg ⁻¹	...mikromol na kilogram

Seznam tabulek

Tab. 1.: Charakteristika klimatických poměrů CH ₄ , CH ₆ a CH ₇	14
Tab. 2.: Popis stanovištních poměrů na výzkumné ploše.....	16
Tab. 3.: Popis půdního prostředí VP2	17
Tab. 4.: Barevné označení a zkratky aplikovaných přípravků	18
Tab. 5.: Použité druhy hnojiv řady Silvamix.....	19
Tab. 6.: Klasifikační stupnice pro půdní reakci aktivní a potenciální výměnnou	21
Tab. 7.: Klasifikační stupnice pro hodnocení sorpčních poměrů v půdě	21
Tab. 8.: Klasifikační stupnice pro hodnocení obsahu humusu v půdě	21
Tab. 9.: Klasifikační stupnice pro hodnocení obsahu živin organominerálních a minerálních horizontech.	22

Seznam obrázků

Obr. 1.: Mapa půdní reakce ČR.....	3
Obr. 2.: Celkový pohled na VP2.....	16
Obr. 3.: Vliv hnojiv na aktivní půdní reakci.....	24
Obr. 4.: Vliv hnojiv na výměnnou půdní reakci.	25
Obr. 5.: Vliv hnojiv na stupeň sorpčního nasycení.....	26
Obr. 6.: Vliv hnojiv na obsah organického uhlíku.	28
Obr. 7.: Vliv hnojiv na obsah dusíku v půdě.	29
Obr. 8.: Vliv hnojiv na poměr dusíku k uhlíku.	31
Obr. 9.: Vliv hnojiv na obsah fosforu v půdě.....	32
Obr. 10.: Vliv hnojiv na obsah hořčíku v půdě.	34
Obr. 11.: Vliv hnojiv na obsah vápníku v půdě.....	35
Obr. 12.: Vliv hnojiv na obsah draslíku v půdě.....	36
Obr. 13.: Vliv hnojiv na obsah hliníku v půdě.	37