

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra pedologie a ochrany půd



**Vliv aplikace roztoku léčiv při různých teplotách na emisi
CO₂ z půdy**

Bakalářská práce

Autor práce: Aneta Ptáčnicková

Obor studia: Veřejná správa v zemědělství a krajině

Vedoucí práce: Ing. Miroslav Fér, Ph.D.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci Vliv aplikace roztoku léčiv při různých teplotách na emisi CO₂ z půdy jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 17.7.2020

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Miroslavu Férovi, Ph.D. za odborné vedení práce a za potřebné rady při jejím zpracování. Zároveň děkuji své rodině za podporu a odbornou pomoc při vyhotovení této práce.

Vliv aplikace roztoku léčiv při různých teplotách na emisi CO₂ z půdy

Souhrn

Bakalářská práce je složena z teoretické a praktické části, které popisují vliv čisté vody a roztoku léčiv při různých teplotách na emisi CO₂ z půdy. Teoretická část se soustředí na obecný popis půdy, půdních vlastností a půdotvorných podmínek, které mají vliv na emisi CO₂ z půdy. Dále se práce zabývá popisem emisí z půdy, biotickými a abiotickými faktory, které ji mohou ovlivnit, a popisem metod měření emise CO₂ z půdy.

Praktická část mé bakalářské práce popisuje charakteristiku odběrového místa a půdních vzorků. Pro odběr neporušených a porušených (sypkých) půdních vzorků bylo vybráno území z Demonstračního a pokusného pozemku na půdě České zemědělské univerzity v Praze – Suchdol (Česká republika). Na vzorcích probíhaly laboratorní rozbory, které jsou déle v bakalářské práci popsány. Sypké vzorky byly usušeny, přesety přes síto a následně z nich byly stanoveny základní půdní charakteristiky.

Hlavním cílem práce bylo porovnat vliv a aplikaci čisté vody, nebo roztoku sulfamethoxasolu na aktuální emisi CO₂ z půdy při různých teplotách. Celkem byly provedeny čtyři experimenty měření aktuální emise CO₂ z půdy. První experiment byl ovlhčován čistou vodou a měřen při teplotě 30 °C, druhý experiment byl ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu a měřen při stejné teplotě 30 °C. Třetí vzorek byl ovlhčován čistou vodou a měřen při teplotě 10 °C a čtvrtý vzorek byl ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu a měřen při teplotě 10 °C.

Měření aktuální emise CO₂ probíhalo pomocí Systému LCI-SD portable photosynthesis v klimatizované komoře pro zajištění stabilní vlhkosti a teploty. Vzorky pro každý experiment byly postupně ovlhčovány. Každé měření (pro každou vlhkost) trvalo cca 20 hodin. Vzorky byly měřeny bez přístupu světla a emise CO₂ z půdy byla zaznamenávána každou minutu.

Výsledné hodnoty jasně prokázaly, že průběhy měření u kumulativních hodnot, i u hodnot aktuálních emisí CO₂ u vzorku po ovlhčování čistou vodou při teplotě 30 °C a po ovlhčení roztokem sulfamethoxasolu při teplotě 30 °C se značně liší od vzorku ovlhčeném čistou vodou při teplotě 10 °C a u vzorku ovlhčeném roztokem sulfometaxasolu při teplotě 10 °C. Vzorky při teplotě 30 °C měly podobné průběhy, ale po ovlhčení roztokem sulfamethoxasolu nabývaly několikanásobně vyšších hodnot, než po ovlhčení čistou vodou. Vzorky při teplotě 10 °C měli své průběžné hodnoty dost podobné, pouze jejich začáteční měření zasahovala až na záporná čísla. Z toho vyplývá, že ovlhčení půdy léčivem má mnohem větší vliv na hodnoty aktuální i kumulativní emise CO₂ z půdy než s čistou vodou. Také bylo prokázáno, že vyšší teploty napomáhají růstu hodnot u aktuálních i kumulativních emisí CO₂.

Klíčová slova: emise půdy, léčiva, půdní vlhkost, teplota půdy

Effect of pharmaceuticals solute on soil CO₂ emission in different temperature

Summary

Bachelor thesis consists of a theoretical and practical part, which describe the effect of fresh water and pharmaceutical solution at different temperatures on the emission of CO₂ from the soil. The theoretical part focuses on a general description of the soil, soil properties and soil formation conditions which can influence CO₂ emissions from the soil. Furthermore, the work deals with the description of emissions from soil, biotic and abiotic factors that can affect it, and a description of methods for measuring CO₂ emissions from soil.

The practical part of my bachelor's thesis describes the characteristics of the sampling site and soil samples. The area from the Demonstration and Experimental Land on the premises of the Czech University of Life Sciences in Prague - Suchbátka (Czech Republic) was selected for the collection of disturbed and disturbed soil samples. Laboratory analyzes were performed on the samples, which are described later in the bachelor's thesis. The bulk samples were dried, sieved and used for determination of the basic soil properties were subsequently determined from them.

The main goal of my work was to compare the effect and application of fresh water or sulfamethoxazole solution on the actual CO₂ emissions from the soil at different temperatures. A total of four experiments were performed to measure the actual CO₂ emissions from the soil. The first experiment was moistened with fresh water at 30 ° C, the second experiment was moistened with a solution of sulfamethoxazol at the same temperature of 30 ° C. First, the actual emission was observed after wetting the sample with fresh water. This was followed by an experiment in wetting the sample with sulfometaxazole solution. The third sample was moistened with fresh water at 10 ° C and the fourth experiment was moistened with sulfamethoxazol solution at 10 ° C.

The actual CO₂ emission was measured using the LCI-SD portable photosynthesis system with an air-conditioned chamber to ensure stable condition (humidity and temperature). Each soil sample was wetted and CO₂ emission was measured 20 hours. Measurements were done without light. The CO₂ emission was recorded each minute during the measurement. measured

The resulting values clearly showed that the measurement procedures for cumulative values, as well as for the values of actual CO₂ emissions of the sample after wetting with fresh water at 30 ° C and after wetting with sulfamethoxazol solution at 30 ° C significantly differ from the sample wetted with fresh water at 10 ° C and in a sample moistened with a solution of sulfometaxazole at 10 ° C. The samples at 30 ° C had a similar trend, but after wetting with a solution of sulfamethoxazol the CO₂ emission became several times higher than after wetting with fresh water. The samples measured at a temperature of 10 ° C had their interim values quite similar, only their initial measurements reached negative numbers. It follows that the wetting of the soil with the drug has a much greater effect on the values

of actual and cumulative CO₂ emissions from the soil than fresh water. It has also been shown that higher temperatures help increase the values of actual and cumulative CO₂ emissions.

Keywords: soil emissions, pharmaceuticals, soil moisture, soil temperature

Obsah

Obsah	7
1 Úvod	9
2 Cíl práce	10
3 Literární rešerše	11
3.1 Ekosystém	11
3.2 Půda	12
3.2.1 Faktory ovlivňující půdu	13
3.2.1.1 Půdní pH	13
3.3 Respirace	14
3.3.1 Půdní respirace	15
3.3.2 Zdroje CO ₂ v půdě	16
3.3.2.1 Koloběh uhlíku v ekosystému	17
3.3.3 Faktory ovlivňující půdní respiraci	18
3.3.3.1 Abiotické faktory	18
3.3.4 Vliv dusíku na půdní respiraci	20
3.4 Antibiotika v půdě	21
3.4.1 Sulfonamidová antibiotika	22
3.4.1.1 Sulfamethoxazol	23
4 Metodika	28
4.1 Popis místa odběru vzorků	28
4.2 Analýza vzorků	29
4.2.1 Základní chemické vlastnosti	29
4.2.2 Základní fyzikální vlastnosti	31
4.2.3 Rozbor neporušeného půdního vzorku	32
4.3 Emise CO₂ z půdy	33
5 Výsledky	36
5.1 Základní půdní vlastnosti	36
5.1.1 Základní chemické vlastnosti	36
5.1.2 Základní fyzikální vlastnosti	37
5.1.3 Emise CO ₂ z půdy	38
5.1.4 Vliv teploty na emise CO ₂ z půdy	45
6 Diskuze	53
7 Závěr	57

8 Bibliografie	59
9 Samostatné přílohy	65

1 Úvod

V posledních dvou desetiletích je jeden z klíčových procesů ekosystému půdní respirace, která souvisí s jeho produktivitou, úrodností půdy i s regionálními a globálními cykly uhlíku. Respirace je definována jako proces, při kterém dochází k výměně plynů mezi organismy a životním prostředím. V přírodě je především sledován tok oxidu uhličitého z půdy do atmosféry, který uniká skrze mikrobiální rozklad organické hmoty a kořenové dýchání. Tento proces výměny je druhým největším výměnným cyklem v celém ekosystému, hned po fotosyntéze, která je brána, jako složitý biochemický proces, díky kterému na zemi existuje život. Již nějaký čas je globální koloběh uhlíku důkladně prozkoumáván, a protože souvisí se změnou klimatu, stává se díky tomu i půdní respirace významné multidisciplinární téma, které propojuje do výzkumu mnoho věd od pedologie, ekologie, přes mikrobiologii a biochemii až po vědy zabývající se atmosférou.

Do půdy se každodenní činností dostává velké množství polutantů v podobě léků. Léčiva a další produkty se do životního prostředí dostávají spolu s odpadními vodami, s aplikací statkových i živočišných hnojiv. Tyto polutanty pak v půdě ovlivňují mikrobiální aktivitu, což vede ke změnám půdní respirace. Zdaleka ne všechny vlivy léčiv na životní prostředí nejsou známy.

2 Cíl práce

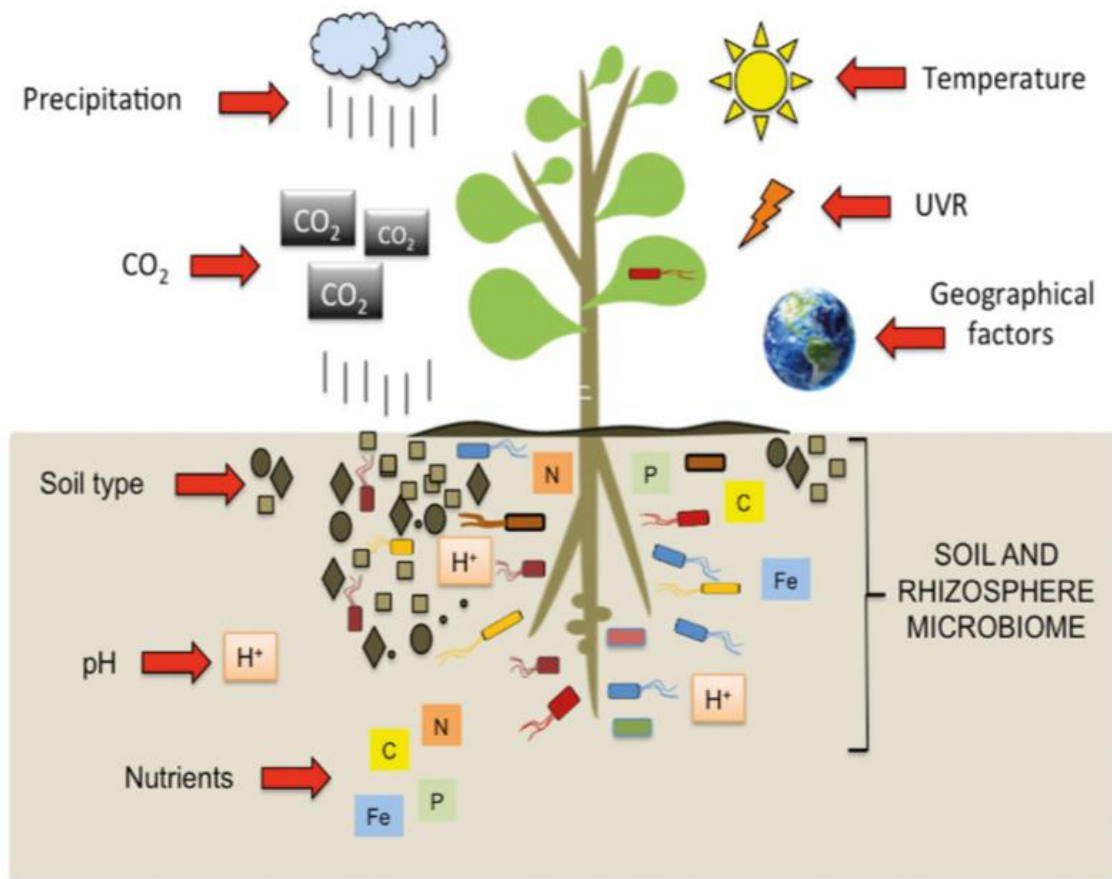
Cílem mé práce bylo popsat pomocí literatury půdu, půdní respiraci, roztok antibiotika sulfamethoxasolu a vliv teploty na emisi CO_2 z půdy. Popis půdních faktorů se zabývá vznikem půdy, jejími funkcemi, dále základními vlastnostmi půdy, které jsou dále hodnoceny v souvislosti s půdní respirací. Práce se také zabývá obecným popisem půdní respirace, zdroji CO_2 v půdě, dalšími faktory působícími na respiraci půdy a obecným popisem metod, které měří respirace. Praktická část je věnována antibiotikům v půdě, konkrétněji sulfamethoxasolu, a jeho vlivu na respiraci z půdy.

Cílem praktické části práce bylo zjistit a popsat vliv teploty, vlhkosti a aplikace různých látek na emisi CO_2 z půdy.

3 Literární rešerše

3.1 Ekosystém

Definice ekosystému se liší podle různých autorů, například podle (Chapin et al. 2011) je ekosystém potencionálně složitý díky vícečetným a často multifaktoriálním ekologických interakcí. Mezi hlavní činitele ovlivňující celý ekosystém patří včetně biotických faktorů také abiotické faktory, ty jsou velice důležité pro pochopení toho, jak celý systém funguje jako celek. Podle studie od pana (Wardle et al. 2004) o multitrofických interakcí a multikomunitách skutečně ukázaly, že biota povrchu půdy může ovlivnit biotu pod půdou. Část půdy, která je ovlivněna kořeny rostlin, se nazývá rizosféra (Hiltner 1904). Složení systému je biotou (hlavně mikroorganismy), ty obývají půdu a tvoří velmi důležitá a složitá společenství, které integrují buď škodlivě, nebo prospěšně s rostlinami. Prospěšná spolupráce rostlin díky mikrobům jsou obzvláště zajímavé, jelikož tyto funkce můžeme využít pro podporu růstu rostlin dalé pak vývojem a zdravím rostlin v několika aplikacích, zejména v zemědělském prostředí. (Santoyo et al. 2012; Glick 2014) Společenství obývající rizosféru, známé také jako rizosférický mikrobiom, jsou studovaná řady let a brána jako důležitý faktor ovlivňující fyziologii a vývoj rostlin. U některých autorů jako je například (Berendsen et al. 2012) se můžeme dozvědět, že rizosférický biotom je druhým rostlinným genomem. Za určitých podmínek získávají mikroorganismy výhodu z rostlin, které si vybírají a zlepšují jejich vývoj hned několika způsoby, příkladem je přežití ve stresových podmínkách, nebo produkci hormonů, které stimulují mikrobiální růst, nebo eliminují patogeny v půdě (Berendsen et al. 2012; Santoyo et al. 2012; Hernández-León et al. 2015) Mikroorganismus a rostliny z pohledu rizosféry nejsou oddělenými složkami v abiotickém měřítku složek v ekosystému. Mnoho studií zdůraznilo význam rozlišení vlivů abiotických a biotických faktorů na udržení mikrobiální rozmanitosti v rizosféře. Ekologické hledisko podle Wardleho (2006) při přezkoumání několika zdrojů biotického původu na půdní mikrobiální rozmanitost, včetně rostlinných druhů, s interakcí mezi organismy uvnitř a bez vlivu rizosféry společně s živočišným a lidským druhem. Cílem byl vliv abiotických faktorů na rozmanitost půdních mikrobů, zejména těch, kteří obývají rizosféru, které jsou důležitými složkami pro růst rostlin a jejich vývoj, včetně typů půdy, pH, teploty a geografických a environmentálních charakteristik zobrazených na Obrázku 1. Důkazem se naskytuje dopad ve změně klimatu na biotu planety a život v půdě s ním úzce nadále souvisí.



Obrázek 1 – Vliv abiotické faktory na půdní složky v rizosféře (upraveno dle Wardle 2006)

3.2 Půda

Půda je definována jako nejsvrchnější vrstva litosféry, která je tvořena zemskou kůrou. Ve skutečnosti je to extrémně složité, proměnlivé a živé médium, které tvoří minerální částice různých velikostí, živé organismy, organické látky a odumřelé zbytky. V celém profilu je prostoupena vodou, vzduchem a organismy v různých množstvích. Vzniká procesem zvaným pedogeneze pod vlivem vnějších faktorů a času. Půdotvorný proces je velmi pomalý, proto se dle směrnice Evropského parlamentu považuje za neobnovitelný zdroj. Na druhou stranu degradace půdy mohou působit velmi rychle (Kozák et al. 2009). Přesněji vyjádřeno, jeden centimetr půdy se tvoří 80 – 150 let, k jejímu zničení pomocí vodní či větrné eroze stačí pár minut (Richter 1997). Podle Dokučajeva (80. léta 19. století.) je půda samotný historický přírodní útvar, který vzniká zákonitým procesem působení půdotvorných faktorů a podmínek.

Půda je komplexní celek tvořený z živých organismů a jejich prostředí. Jednotlivé složky životního prostředí, které tvoří půdy vzájemně a úzce se ovlivňují. Příkladem je masové kácení lesů v Amazonii, což způsobuje zničení půdního krytu, především vlivem eroze. Toto kácení se tragicky projevilo jak v hydrosféře, litosféře tak i v atmosféře (Šarapatka 2014).

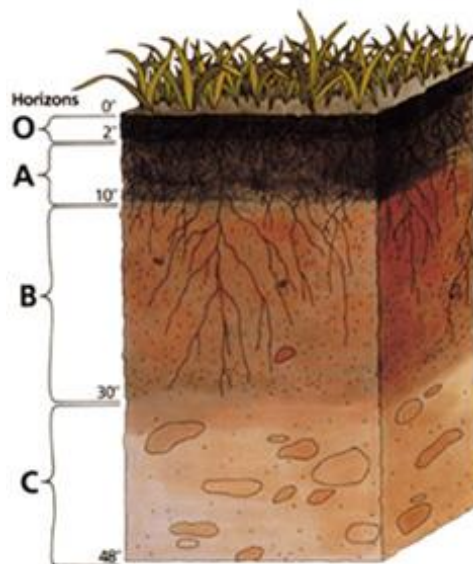
Vědní obor pedologie se zabývá obecně půdou, její genezí a charakterizováním jejích vlastností a procesů. Zakladatelem pedologie se považuje Vasilij Vasiljevič Dokučajev

s dalšími půdoznalci Lomonosovi a Lavoisierovi v 80. letech 19. století. Již v dřívější době byly zaznamenány praktické poznatky o půdách a to z dob kdy si první zemědělci uvědomovali určité typy půd. Zejména půdy v údolích řek, které byly mnohem úrodnější a vhodnější pro zemědělství (Šarapatka 2014).

Pro vědecké studium lze půdu chápat jako přírodní prvek zvětralé krajiny. Můžeme o ní uvažovat jako o svazcích modulů tzv. pedonů. Pedon je nejmenší prvek krajiny, kdy boční rozměry hloubky musí být dostatečně velké, aby umožnily studii všech přítomných horizontů (od 1 m po 10 m čtverečních). Horizonty mohou být proměnlivé ve své tloušťce či nespojitě (Garrison 2020).

Vlastnosti půd se velmi liší v závislosti na geologických a klimatických změnách. Každá půda má jedinečnou strukturální charakteristiku, která je závislá na vzdálenosti a čase. Například tloušťka půdy se pohybuje v rozmezí od několika centimetrů po mnoho metrů v závislosti na době a intenzitě zvětrávání. Půda je tvořena horizonty, které jsou definovány vlastnostmi, které odrážejí procesy tvorby půdy viditelné na Obrázku 2 (Garrison 2020).

Kde znamená O - organický horizont, A - humusový horizont, B - metamorfycký horizont a C - půdotvorný substrát.



Obrázek 2 – horizonty půdy, definovány vlastnostmi, které odrážejí procesy její tvorby (upraveno dle Garrison 2020)

3.2.1 Faktory ovlivňující půdu

3.2.1.1 Půdní pH

Je založeno zejména na koncentraci hydroniových iontů $[H_3O]^+$ přítomných v půdě (nebo v jiném systému), a proto zaznamenává kyselost a zásaditost obsaženou v půdě, pH tedy vypovídá v mnoha studiích o struktuře půdy. Půdní pH je též považováno za jeden nejdůležitějších prvků definující struktury mikrobiomových komunit (Lauber et al. 2009; Andrew et al. 2012; Zhalnina et al. 2014).

pH půdy je diferenciované podle regionální celosvětového měřítka, a proto může ovlivňovat mikrobiální společenství, protože půdní mikroby vykazují široký náhled na optimální hladinu pH. Spousta výzkumu poukazuje na hodnotu pH v různých stupních. Příkladem může být jedna ze studií pánů (Fierer & Jackson 2006; Lauber et al. 2009), což dokázalo, že pH bylo hlavním faktorem ovlivňující tuto změnu. Z výše uvedené studie pánů Fierera & Jacksona provedenou v roce 2006 byl zlom považován v biografii půdních mikrobiálních diverzit v kontinentálním měřítku. Autoři shromáždili 98 vzorků půdy ze Severní a Jižní Ameriky a charakterizovali a porovnávali složení bakteriální komunity pomocí metody ribozomální DNA. Výsledkem byl objev, který spočíval v bakteriální rozmanitosti. Nebyla nalezena přímá souvislost pro rozvoj mikrobů v půdě díky teplotě, ani zeměpisnou šířkou a dalšími proměnnými složkami komunity. Jediným ovlivnitelným faktorem byla geografická vzdálenost půdních vzorků. Zajímavým výsledkem rozmanitosti půdy a její struktury po mikrobiální složce byl zapříčiněn rozdílnými hodnotami pH testovaných vzorků půd. pH půdy bylo doporučeno jako jedním z nejdůležitějších prediktorů mikrobiálních diverzit na úrovni kmenů (Geyer et al. 2014), což vypovídá o souladu ve studii na přítomnost Acidobakterií podél elevačního gradientu (Zhang et al. 2014). Acidobakterie je jedním z nejdominantnějších půdních rodů, které odráží jeho metabolickou plasticitu. Výzkumníci vybrali čtyři druhy převýšení (od 1000 do 2800 m) v horách ve střední Číně. Analýzy výzkumu poukázali podle Jaccarda a Bray – Curtise, že obsah Acidobakterie se s rostoucí nadmořskou výškou snižuje. Autoři provádějící výzkum došli k závěru, že pH půdy, teplota a rozmanitost rostlin mohou být klíčovými faktory, které formují půdní komunitu Acidobakterie. Souvislost pH je vyznačeno i dostupností živin pro rostliny a kontrolu chemických norem půdních sloučenin. Bylo to společně vyzkoumáno se zvyšujícím se faktorem v mikrobiálních půdních společenstvech (Zhalnina et al.). Neutrální půdy mají v konečném měřítku úrodnější rozmanitost, zatímco kyselé půdy mají tendenci vykazovat nižší produkci výživy pro půdu (Fierer & Jackson 2006; Lauber et al. 2009; Rousk et al. 2010). Biogeografická studie rhizobakteria *Sinorhizobium meliloti* váže dusík v regionu okolo Chorvatska. Analýza různých abiotických faktorů, včetně pH půdy mohla za formování genetické rozmanitosti 128 analyzovaných izolátů, které byli v přímé návaznosti na typ půdy a další geografické faktory (Donnarumma et al. 2014). Stejně výsledky byly známé i u Čínské studie, která probíhala jak v tropických pralesích, tak i v jehličnatých lesích napříč různými nadmořskými výškami, podnebí a půdami nebylo pH vždy nejdůležitějším faktorem pro správnou výživu půdy a její širokou rozmanitostí mikrobiomů (například variabilita živin, teplota, nadmořská výška), které se v každé oblasti liší (Angel et al. 2010; Singh et al. 2013). V rámci probádaných výzkumů se pH přiřazuje důležitost v oblasti správné výživy půdy. Není to však jen pH, které v konečné souhře s dalšími faktory rozhoduje o kvalitě půdy.

3.3 Respiration

Respiration je odvozené slovo z latiny, tvořeno dvěma částmi, předponu *re-*, a slovo *spiro* (dýchat). Doslovně je překládáno jako opakované dýchání, které slouží k popisu procesu výměny plynů mezi organismem a prostředím. Dle fyziologického hlediska

znamená respirace řadu metabolických procesů, při kterých se za uvolnění energie, vody a oxidu uhličitého rozkládají nebo katabolizují organické molekuly (Luo & Zhou 2006).

V užším slova smyslu, respirace znamená oxidaci (ztrátu elektronů) organických sloučenin, kde kyslík představuje hlavní akceptor elektronů (Delwiche 1967). Reakce je popsána rovnicí (1) kde se glukosa oxiduje na oxid uhličitý (CO₂) a vodu (H₂O):



3.3.1 Půdní respirace

Půdní respirace se řadí mezi nejstarší měřené parametry biologické aktivity půdy. Její prvotní záznamy měření z půdního profilu pro odhad emise z oxidu uhličitého byly datovány přibližně před osumdesáti lety. V minulosti byla popsána jako proces výměny vzduchu mezi organismy a životním prostředím. Jejím výsledkem je rozklad organické hmoty. Posledním krokem půdní respirace vzniká mineralizace uhlíku, která dává za vznik oxidu uhličitému (Popelářová 2005).

Degradace organické hmoty je procesem půdní respirace. Kde respirace je děj katabolické reakce produkující ATP, při níž je akceptorem např. O₂ (u aerobních respirací) a elektronovým donorem organická sloučenina. Organická sloučenina představuje zdroj energie a redukčních ekvivalentů pro mikroorganismy. Tyto organismy klasifikujeme jako chemoorganotrofní, a jsou zodpovědné za rozklad organických látek, které vstupují do půdy: mrtvá těla organismů, rostlinné zbytky, přírodní a syntetické sloučeniny ze zemědělství a z průmyslových zdrojů (Sylvia at al. 1999). Při respiraci neodchází všechen oxid uhličitý do atmosféry, část se váže v uhličitanech, část se rozpustí ve vodě a část ho zůstane v půdě (Klimo 2003)

Podle fyziologického hlediska znamená respirace řadu metabolických procesů, při kterých se za uvolnění energie, vody, kyslíku, metanu a převážně oxidu uhličitého rozkládají nebo katabolizují organické molekuly. Při půdní respiraci je především z půdy sledován tok oxidu uhličitého a kyslíku do atmosférického prostředí (Lou & Zhou 2006).

Emise oxidu uhličitého z půdy je druhým nejvýznamnějším a zároveň největším procesem výměny uhlíku v ekosystému hned po fotosyntéze. Jeho hodnoty mohou dosahovat až 60 – 90 % z celkové respirace ekosystému (Kuzyakov 2005).

Při fotosyntetickém procesu je uhlík v CO₂ přeměněn na organické látky, které jsou po čase (po průchodu tzv. potravním řetězci) rozkládány respirací zpět na CO₂. V průběhu přeměny se část uhlíku váže v půdě ve formě humusu, kde se posléze také rozkládá, vzniká CO₂, a tak doplňuje uhlíkové zásoby v atmosféře. Z půdní plochy 1 ha se do atmosféry průměrně denně uvolní 25 – 30 kg, maximálně 100 kg CO₂. Menší množství CO₂ v půdě reaguje za vzniku H₂CO₃ a uhličitánů. V této formě se z půdy vymývá (Šimek 2003b).

Se součástí uhlíkového koloběhu, souvisí půdní respirace i s mnoha dalšími složkami produkce ekosystémů. Následně je spojována s procesy jako je rozklad, mineralizace, regulace koncentrace atmosférického oxidu uhličitého a dynamiku klimatu Země. Tyto

procesy vedou ke zmírnění klimatických změn a implementaci mezinárodních dohod o opatřeních v oblasti klimatu z hlediska ukládání a vypouštění uhlíku (Luo & Zhou 2006).

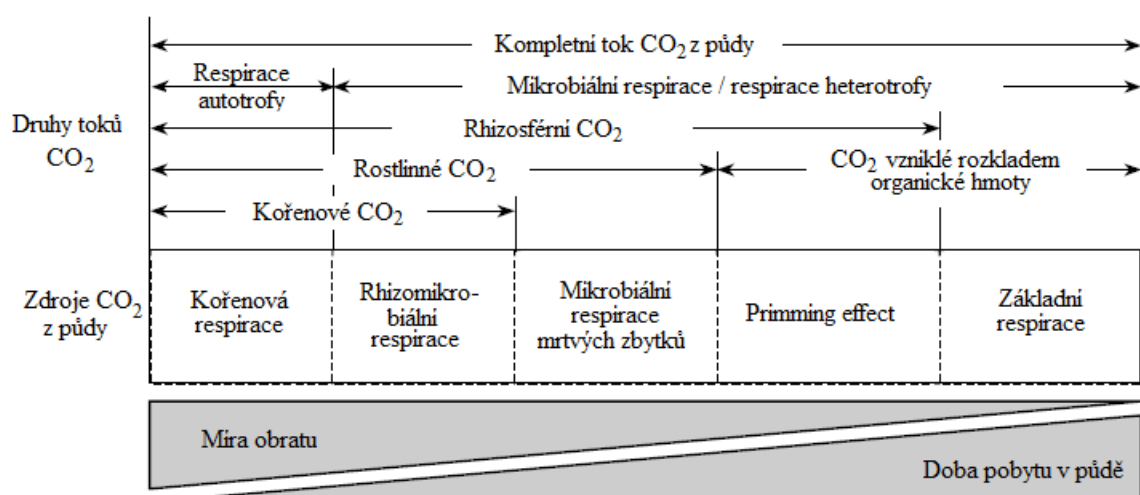
V posledním desetiletí je zkoumání půdní respirace velice rozšířené. Souvisí s produktivitou ekosystému, úrodností půdy a klíčovou roli hraje i v regionálním a globálním uhlíkovém cyklu. Díky globálním uhlíkovým cyklům, které ovlivňují klimatické změny, tak půdní respirace souvisí s procesem klimatických změn na Zemi, které zkoumají ekologové, pedologové, mikrobiologové a biochemici. Dále je zkoumání atmosférických procesů v zájmu vědců (Luo & Zhou 2006).

3.3.2 Zdroje CO₂ v půdě

Hlavních pět biogenní zdrojů CO₂ z půdy, bylo popsáno Kuzyakovem (2005). Jedná se o základní respiraci, kořenovou respiraci, rozklad odumřelých rostlinných zbytků, rhizomikrobiální respiraci, a bazální dýchání mikrobiálním rozkladem půdní organické hmoty tzv. priming efekt. Tyto zdroje mohou být seskupeny v různých kombinacích.

Pouze základní respirace, kterou se rozumí rozklad organické hmoty v půdě bez rostlinných a kořenových zbytků přispívá k úniku CO₂ ze všech půd obsahujících organickou hmotu. Je to jediný zdroj CO₂, který je produkován autotrofními organismy. Další čtyři respirace jsou závislé na vegetaci, která je v půdě přítomna, proto je též nazýváme mikrobiální respirací, nebo respirací heterotrofů. Rhizomikrobiální respirace znamená mikrobiální rozklad živých kořenů. Intenzita rozkladu půdní organické hmoty je schopna se zvyšovat i snižovat.

Důležité je podotknout, že slovní spojení „autotrofní respirace“ a „heterotrofní respirace“ jsou nesprávně užitá termíny, neboť se jedná o metodu, kde se energie získá pomocí organismů, nikoli pomocí respirace. Všech pět biogenních zdrojů zaznamenány dle míry obratu a průměrné doby pobytu v půdě je popsáno na Obrázku 3 (Kuzyakov 2005).



Obrázek 3 - Hlavní zdroje CO₂ z půdy seřazené dle míry obratu a průměrné doby pobytu v půdě (Upraveno dle Kuzyakov 2005).

Za pomoci rozkladu organické hmoty při rostlinné respiraci (R_r) a mikrobiální respiraci (R_m) je z půdy uvolňován oxid uhličitý. Rostlinnou respiraci dále dělíme na nadzemní (R_a) a podzemní (R_b) půdní respiraci. Podzemní rostlinná respirace je často brána jako rovnocenná k respiraci kořenové. Mikrobiální respirace je nesprávně nazývána jako heterotrofní respirace. Hodnota toku uhlíku, která byla měřena na povrchu půdy (R_c) se rovná součtu respirace rostlinné a mikrobiální (2) (Luo & Zhou 2006):

$$R_c = R_m + R_r \quad (2)$$

Když je produkce a přesun CO_2 v ustáleném stavu, může být tok oxidu uhličitého měřeného na povrchu půdy nazýván půdní respirací. Pak je celková respirace v ekosystému (R_e) popsána v rovnici (3):

$$R_e = R_a + R_c \quad (3)$$

3.3.2.1 Koloběh uhlíku v ekosystému

Základní součástí ekosystému na Zemi je uhlík. Je to klíčový prvek pro nastavení teploty Země a jeden z primárních stavebních kamenů všech organických látek na Zemi. Uhlíkové cykly jsou biologické, chemické, geologické a fyzikální procesy, kde se uhlík pohybuje z atmosféry do Země, oceánu i života. Některé uhlíkové cykly uvolňují do atmosféry více uhlíkového plynu tzv. skleníkového plynu, který zahřívá klima Země, což vede ke globálnímu oteplování (Kurtis 2020).

Skleníkové plyny po vypuštění stoupají do vzduchu. Tvořeny nejsou pouze oxidem uhličitým, ale také vodní párou, metanem a oxidem dusným. Každý plyn je specifický, díky svým chemickým vlastnostem. Rozdíly jsou v množství zachytávání tepla a setrvačnosti v atmosféře. V průběhu času jsou plyny z atmosféry odstraňovány různými procesy, např. oxid uhličitý je z atmosféry odstraňován pomocí zelených rostlin na zemi, i v oceánech (Zielinski 2018).

Zelené rostliny oxid uhličitý ze vzduchu fixují a pomocí fotosyntézy ho přeměňují na organický uhlík. Některé vzniklé sloučeniny organického uhlíku jsou využívány pro růst rostlinných tkání, jiné slouží jako zásobárna energie pro rostliny. Mikroorganismy rozkládají odumřelé zbytky rostlin, které dodávají potřebnou energii k růstu mikrobiální biomasy. S tím souvisí i zpětné uvolňování oxidu uhličitého do atmosféry pomocí mikrobiální respirace (Luo & Zhou 2006).

V některých oblastech Číny, byla v zemědělských půdách prokázána zvýšená akumulace organického uhlíku v půdě, což bylo příčinou okyselením půd. Příčinou zvýšeného obsahu organického uhlíku v půdách je nadměrné hnojení, přebytek slámy a kořenů. Dále tomu přispívá acidifikace půdy (okyselování půdního, a vodního prostředí, díky zvýšené koncentraci vodíkových iontů). Tyto pozorované parametry, jakými jsou bazální respirační rychlost (SBRR), mikrobiální metabolický kvocient (MMQ) a procento rozpuštěného organického uhlíku (DOC) vzhledem k celkovému organickému uhlíku v půdě se s poklesem pH půdy výrazně snížily ($p < 0,01$). Zjištění, poukazuje na to, že okyselení

půdy potlačuje rozklad organické hmoty, a to jak snížením mikrobiální aktivity, tak zvyšováním ochrany organického uhlíku minerálními fázemi. Tak okyselení napomáhá k akumulaci organického uhlíku a k jeho stabilitě (Zhang et al. 2020).

3.3.3 Faktory ovlivňující půdní respiraci

Půdní respirace je ovlivněna souhrnem biotických (živých) a abiotických (neživých) faktorů. Biotické faktory závisí na jiných živých organismech, jakými jsou kořenové tekutiny, index listové plochy, struktura mikrobiální komunity a hodnota fotosyntézy. Mezi abiotické faktory řadíme teplotu a vlhkost půdy. Oba tyto faktory ovlivňují výměnu a transport oxidu uhličitého, dále mají významný vliv na jeho produkci (Zhong et al. 2016). Dalšími významnými faktory, které ovlivňují půdní respiraci jsou léčiva (antibiotika).

3.3.3.1 Abiotické faktory

Mezi hlavní abiotické faktory především řadíme teplo a vlhkost půdy (Zhong et al. 2016). Ze studií vyplývá, že z celkové roční produkce oxidu uhličitého je až 70 % připisováno vlivům tepla a vlhkosti (Tesařové & Glosera 1976). Vzorok z různých půd je možné srovnat, pouze tehdy, když byly odebrané na místech se stejnými teplotními a vlhkostními podmínkami. (Šantrůčková 1993). Za to se mohou značně lišit v závislosti na prostorové variabilitě rozmištění a obsahu organického dusíku (Fér et al. 2018a).

Emise CO_2 z půdy ve vztahu k obsahu vody v půdě je důležité sledovat z hlediska pochopení a predikce degradace uhlíku z půdy, dále také kvůli dopadu na klimatické změny (Yan et al. 2016).

3.3.3.1.1 Vliv vlhkosti na emisi CO_2 z půdy

Faktorem, který vysoce ovlivňuje produkci CO_2 v půdě, je vlhkost, která může být vyjádřena také jako pórový systém, kde jsou veškeré póry plně nasyceny vodou. V době vyššího obsahu vody v půdě, dochází k vyšší produktivitě a koncentraci CO_2 . Největší výkyvy hodnot CO_2 dochází v oblasti tropického pásu. Kde v kombinaci se střídavým obdobím sucha a dešťů, a za poměrně stálých teplot lze sledovat vlhkosti půdy na koncentraci a produkci CO_2 (Hashimoto et al. 2006).

Při nízké vlhkosti půdy dochází ke snížení propojenosti pórů a vody, což zamezuje transport organického uhlíku a omezuje jeho dostupnost. V plném nasycení půdy vodou dochází ke snížené efektivitě rychlosti difuze půdy, čímž se přeměňují anaerobní podmínky na anaerobní. Tento proces je kritický pro aerobní organismy (Yan et al. 2016).

Emise oxidu uhličitého roste s vyšším obsahem vody v půdě, až do bodu, kdy je poměr vodní pevné části v půdě ideální pro aktivitu mikroorganismů. Pro různé půdní typy se hodnota tohoto bodu liší. Když je obsah vody příliš vysoký, začne se emise snižovat, kvůli převaze anaerobním podmínkám v půdě a tak se potlačí činnost aerobních mikroorganismů (Xu et al. 2004; Moyano et al. 2012; Fér et al. 2018a).

Několik studií proběhlo, díky sledování a zaznamenání složení pórů v půdě pomocí rentgenové počítačové tomografie. Tyto hodnoty se pak zprůměrovaly, kvůli výpočtu

výsledků efektivní respirace a vlivu obsahu vody v půdě. Při přidání vody, nejprve efektivní respirace stoupá a s rostoucí vlhkostí půdy se opět začne snižovat. Maximální hodnoty respirace při plném nasycení půdy vodou vykazovaly 0,75 cm. Tento fakt byl později prokázán i laboratorním pozorováním. (Yan et al. 2016).

Schaufler et al. (2010) ve svém výzkumu uvádí, že u půdních emisí z půd odebraných na odlišných místech s odlišným půdním využitím byla naměřena maximální emise oxidu uhličitého u vzorků s půdní vlhkostí 20-60 %.

Bylo zjištěno, že změny půdních vlastností a změny obsahu organického uhlíku v půdě, jsou zapříčiněny půdní erozí a ukládáním půdního materiálu na geomorfologicky odlišná místa. Tyto změny mohou ovlivnit i respiraci půdy (Fér et al. 2018a).

Byly zkoumány účinky textury půdy na odhadované rychlosti kořenového a půdního dýchání a koncentraci CO₂. Tento proces probíhal během smáčení a sušení podnoží citrusů. Rostliny byly pěstovány ve třech odlišných typech půdy, které se lišily obsahem písku, prachu a jílu. Míra dýchání kořenů a půdy byla za podmínek ovlhčování půdy téměř stejná. Rozdíly byly zpozorovány pouze u emise CO₂ z půdy. Odhad CO₂ z jemnějších půd byl zavlažováním omezenější než z půd písčitých, to kvůli snížení pórovitosti u jemnějších půd (Tjeerd & David 2000)

3.3.3.1.2 Vliv teploty na emisi CO₂ z půdy

Teplota patří mezi nejdůležitější environmentální faktory, které ovlivňují rozklad organických látek v půdě a produkci skleníkových plynů v suchozemských prostředích (Kirshbom 1995, 2006). Dále teplota pozitivně koreluje s mikrobiální aktivitou. Některé mikroorganismy si svou aktivitu udržují při teplotách kolem 0 °C, aktivní mohou být i pod sněhovou pokrývkou (Sommerfeld *et al.* 1993). Různé hladiny teploty ovlivňují cesty emisí skleníkových plynů a rychlost rozkladu organické hmoty (Happell & Chanton 1993; Conrad 1996).

Množství emise CO₂ z půdy je důležité sledovat kvůli velkým klimatickým změnám, a to převážně kvůli oteplování. Řada studií poukazuje na to, že jsou teploty klimatu čím dál tím vyšší, tedy že nastává tzv. globální oteplování a tím se snižují zásoby uhlíku. To znamená, čím vyšší teplota, tím větší emise CO₂. Chceme – li udržet míru oteplení na hodnotě 1,5 ° C, musíme do konce století snížit celkové množství emise CO₂. Přípustné množství budoucích emisí nazýváme „uhlíkový rozpočet“ (Millar et al. 2017).

Pokud chceme oteplování udržet pod 1,5 ° C, musí být celková emise uhlíku menší než 195 až 205 PgC. Kvůli tomu nastane 66% šance oteplování zabránit (Goodwin et al. 2018).

Celosvětově významné množství CO₂ je do atmosféry uvolňováno klidným odplyněním sopek a dále difúzním odplyněním půdy z vulkanických geotermálních systémů (Mörner & Etiope 2002).

Další průzkumy podle Shuai et al. (2018) potvrdily, že zvýšením atmosférického dusíku a kyselých depozic v půdě se může snížit celkové uvolňování CO₂ v rámci globálního oteplování.

Oteplování půdy vede ke ztrátám uhlíku z půdy (Jerry et al. 2011). Paustian et al. (2002) tvrdí, že obnovené zásoby uhlíku v zemědělských půdách, mohou pomoci ke snížení emise oxidu uhličitého. Toho lze docílit při zvýšeném vstupu C, nebo při snížení heterotrofního dýchání v půdě.

Podle průzkumu bylo prokázáno, že ve střední a jižní teplé pouštní oblasti Severní Ameriky se snižuje obsah uhlíku. Průzkum byl provádět po dobu 100 let, kdy se trávník pomalu přeměňoval na savanu. Tato oblast je chudá na srážky, což vede k poklesu uvolňování čistého CO₂ z půdy do atmosféry. Hlavní příčinou ztráty uhlíku je celoroční období sucha. V létě fotosyntetický zisk převyšuje ztrátu respirace. V zimě chladné období vedle ke snížení absorpce jarního uhlíku a zdánlivě zvýšené letní respiraci, což jsou podmínky, které vedly k největší roční čisté ztrátě uhlíku. I když byly srážky v dlouhodobém průměru, uhlíková distribuce byla v podstatě neutrální (Scott et al. 2009)

3.3.4 Vliv dusíku na půdní respiraci

Dusík je jeden z nejdůležitějších prvků v ekosystému. Je důležitou součástí mnoha buněk a látek, jakou jsou aminokyseliny, bílkoviny, nukleové kyseliny nebo chlorofyl. Dále hraje nepostradatelnou roli při tvorbě biomasy.

Významnou roli v regulaci koncentrace atmosférického CO₂ hraje půdní respirace, která odráží tok oxidu uhličitého ze zemského povrchu do atmosféry. Za posledních 150 let se roční obsah reaktivního dusíku (N) z antropogenní činnosti zvýšil o více jak desetinásobek. Hlavní zdroji jsou dusíkatá hnojiva, kterými se v dnešní době intenzivně hnojí zemědělské půdy. Postupem času se předpokládá, že koncentrace dusíku v atmosféře se bude zvyšovat, a to o dvojnásobek až o trojnásobek původní hodnoty (Galloway & Cowling 2002). Předpokládá se, že zvýšená koncentrace dusíku v atmosféře, bude mít negativní dopad na klimatické změny, především globální oteplování. Částečně ovlivní i podzemní cykly uhlíku (Luo & Zhou 2006). Abychom mohli pochopit globální tok uhlíku, je důležité znát reakce půdní respirace na přídavky dusíkatých látek (Zhong et al. 2016).

Proto vznikly mnohé studie, které se zabývaly pozorováním půdní respirace při přídavku dusíkatých látek. Pozorované účinky však nebyly zřetelné, z výsledků se nedalo nic jednoznačně určit. Při studiích bylo vysledováno zvýšení půdní respirace (Shao et al. 2014), či její pokles (Ramirez et al. 2010), nebo změny výsledků (Deng et al. 2010).

Nárůst dusíkatých látek může mít kladné účinky na podporu růstu rostlin, tím, že se zvýší fotosyntetické kapacity za účelem akumulace více asimilačních produktů. Při příliš hojně aplikaci dusíku dochází k poškození fotosyntetických orgánů, a to vede ke snížení celkové fotosyntézy rostlin (Evans 1983; Shangguan 2000). Společně s chronickými vstupy dusíku do půdního může nastat acidifikace tzv. okyselení půd. Tato reakce vyvolává nahromadění toxických sloučenin, které snižují aktivitu půdních mikrobů (Guo et al. 2010).

3.4 Antibiotika v půdě

Antibiotika jsou komplexní molekuly, biologicky aktivní sloučeniny s různými funkčními skupinami. Proto mají větší vliv na životní prostředí, než jiná léčiva. Běžně jsou detekovány v prostředí, do kterého se vypouští společně s odpadními vodami. Od objevu penicilinu v roce 1928 Alexandrem Flemingem jsou antibiotika základním léčivem ve zdravotnictví (Conkle & White 2011). Předepisují se pro léčbu infekčních bakteriálních nemocí u lidí, i u zvířat (Mariusz et al. 2019). Dále jsou využívány k udržení vysoké úrovně hospodářských zvířat díky své schopnosti přerušit šíření specifických druhů bakterií (Conkle & White 2011).

Ve svých chemických strukturách jsou rozděleny do několika tříd podle svého mechanického účinku. Snižují tvorbu buněčných stěn, nukleových kyselin, proteinů a podílejí se na změně buněčných membrán. Nadměrné množství uvolňování antibiotik do vody a půdy vytváří hrozbu pro všechny mikroorganismy v těchto prostředích. Kvůli změnám na strukturální, genetické a funkční rozmanitosti druhů (Mariusz et al. 2019).

Antibiotika v půdě mohou představovat potenciální rizika poškození lidského zdraví a půdního ekosystému. Aby se těmto problémům předcházelo je zapotřebí provést komplexní studie o absorpci, transportu a biodegradaci antibiotik v půdě. Biodegradace antibiotik byla zkoumána vlivem účinků půdního mikrobiomu, pH půdy, teploty půdy a interakcí mezi antibiotiky (Dan et al. 2019).

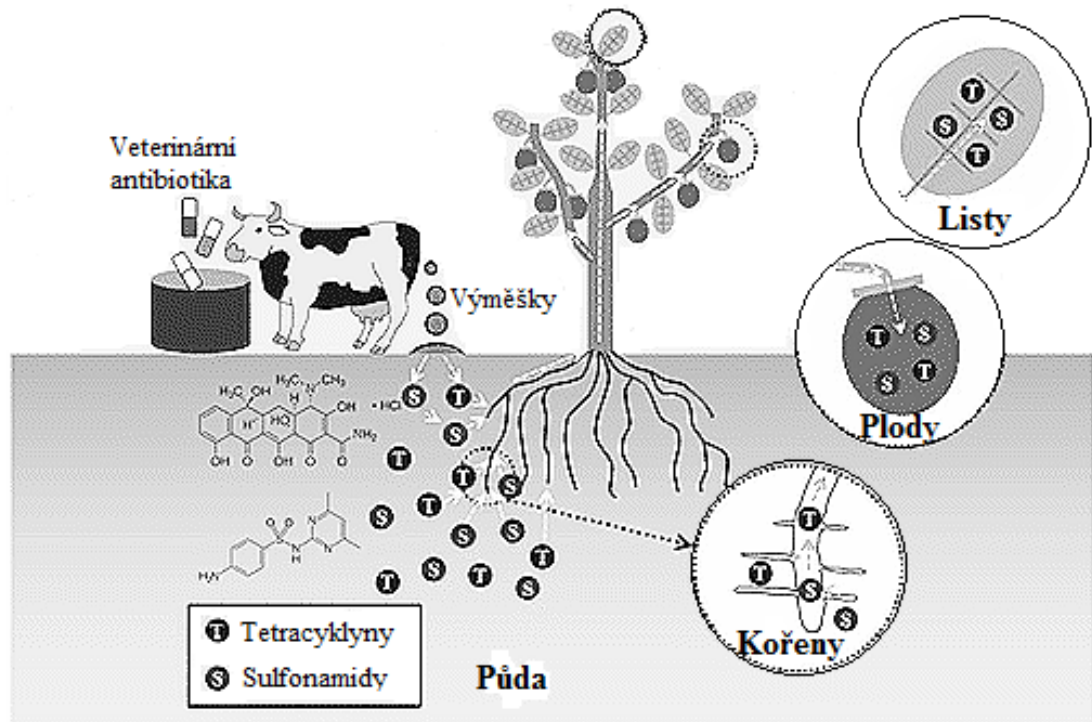
Podle studií se přibližně 10 – 90% aplikovaných antibiotik na zvířatech uvolňuje do životního prostředí ve formě moči a stolice. Tento živočišný odpad se pak používá jako hnojivo v zemědělství. Antibiotika v hnoji mají schopnost se vázat na částice půdy, díky své organické povaze. Dalšími funkcemi, které ovlivňují osudy antibiotik v půdě jsou absorpce a fixace na povrchu půdy, fyzikálně – chemické vlastnosti, klimatické podmínky, typy půdy, složení organických látek a pH půdy. Odtok antibiotik ze zvířecího odpadu, povrchově šíří chemikálie do obecného vodního prostředí (Rida et al. 2017). Způsobem, jakým se antibiotika používaná na zvířatech dostávají do životního prostředí na pastvách je popsáno na Obrázku 4.

Pitná voda je nejdůležitější pro život na Zemi. Kvůli znečištění životního prostředí se množství a kvalita pitné vody každý den zmenšuje. Dalším příčinou znečištění hladiny podzemních vod jsou průmyslové kontaminanty (Hussain 2017).

Antibiotika vyloučená člověkem se v přeměněné formě dostávají do odpadních vod. Ty jsou čištěny v čistírnách odpadních vod. Chemické látky, jakou jsou právě antibiotika, antikoncepce a další produkty se z vody zcela nevyčistí. Kvůli zvýšenému růstu populace a změnou klimatu souvisí zvyšující se důraz na sladkovodní zdroje, převážně v polosuchých a suchých oblastech. Proto se vody z čistíren odpadních vod začínají využívat jako obnovitelné a ekonomické zdroje pro zemědělství a průmysl. Takto recyklovaná voda využita v zemědělství pro závlahu v sobě však může nést potenciální riziko kontaminace životního prostředí právě těmito látkami (Dudley et al. 2018).

Vody obsahující antibiotika a jiné chemické látky mohou způsobit kontaminaci potravinářských plodin. V podobě metabolitů jsou antibiotika schopny se vpravovat do těl

roślin (Klement et al. 2020; Kodešová et al. 2019; Kodešová et al. 2019). Množství látek v rostlinách závisí na metabolismu a translokaci látek v rostlinných tkáních (Dudley et al. 2018).



Obrázek 4- Uvolňování veterinárních antibiotik do prostředí (Upraveno dle Ahmed et al. 2015)

3.4.1 Sulfonamidová antibiotika

Sulfonamidy jsou chemické sloučeniny a deriváty para-aminobenzensulfonamidu. Velká část z nich je nerozpustná ve vodě, ale jejich sodné soli ve vodě rozpustné jsou (Brunton et al. 2011).

Sulfonamidová antibiotika jsou vysoce podobná strukturou s kyselinou p-aminobenzoovou a zamezují syntézu kyseliny listové. Právě proto působí pouze na bakterie, které k životu potřebují syntetizovat kyselinu listovou. Řadí se mezi ně např. sulfamethoxazol a sulfaguanidin (Lincová & Farghali 2007).

V roce 1932 studie potvrdila, že léčiva ze sulfonamidové skupiny (např. prontosil) jsou účinné proti streptokokové infekci a stafylokokové septikémii. Za tento objev medicíny dostal roku 1938 Nobelovu cenu lékař Gerhard Domagk. Sulfonamidová antibiotika byla využívána jako úplně první léčiva proti bakteriálním infekcím. Po objevu penicilínu se snížila jejich účinnost a využití. Postupem času se v 70 letech potvrdila sulfonamidová účinnost vůči specifickým mikrobiálním infekcím, takže se jejich hojně využívání obnovilo a začalo se kombinovat s trimethoprimem a sulfamethoxasolem (Brunton et al. 2011).

V dnešní době se používání sulfonamidových antibiotik omezilo, kvůli řadě nežádoucích účinků, jakými jsou například toxická dermatonekrolýza, fototoxicita a útlum kostní dřeně s anemií a leukopenií (Švihovec 2018).

Bylo zjištěno, že sulfonamidy s kombinací Trimethoprimu mají synergický účinek. Sice jsou to antibiotika, které mají odlišné bakteriální spektrum a odlišný profil rezistence mezi patogenními bakteriemi zvyšuje užitečnost. Společně mají to, že ovlivňují syntézu bakteriální kyseliny listové. Sulfonamidy inhibují dihydropteroát syntetázu, která katalyzuje tvorbu dihydrofolátu z kyseliny para-aminobenzoové. A hned v dalším kroku dráhy Trimethoprimu inhibují dihydrofolát reduktázu, která katalyzuje tvorbu tetrahydrofolátu z dihydrofolátu (Eliopoulos & Huovinen 2001). Díky společným účinkům Sulfamethoxasolu a Trimethoprimu, byli v loňském roce vyléčeni dva pacienti s hematologickou malignitou a hemoragickou pneumonií (*Stenotrophomonas maltophilia*). Léčba probíhala kombinací těchto dvou antibiotik (Penagos et al. 2019).

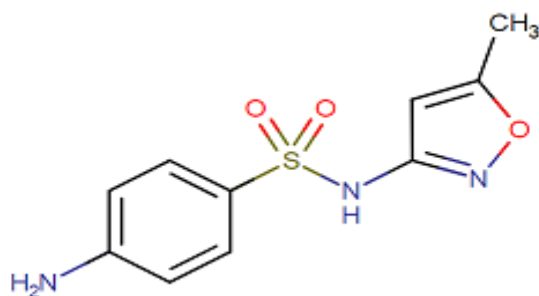
3.4.1.1 Sulfamethoxasol

Sulfamethoxasol byl představen v roce 1961 jako sulfonamidové antibiotikum (Dudley et al. 2018). Primárně se využívá, jako lék proti bakteriálním onemocněním, jakými jsou bronchidita, infekce močových cest a infekce prostaty (Wishart et al. 2005). Dále se používá k léčbě sexuálně přenosných chorob, střevních infekcí a tyfu. Tvrdí se, že je účinný i proti některým bakteriím, houbovým a protozoálním patogenům (Itoh & Yamada 2000). Sulfonamidová antibiotika snižují enzymatickou přeměnu pteridinu a kyseliny p-aminobenzoové na kyselinu dihydropteroovou pro vazbu k dihydrofolátové syntetáze. Sulfamethoxasol zpomaluje bakteriální syntézu kyseliny dihydrofolové tak, že se slučuje s kyselinou para-aminobenzoovou na vazbu dihydrofolátsyntetázu. V přírodě je účinný proti gram negativním i gram pozitivním bakteriím, jakými jsou *Listeria monocytogenes* a *Escherichia coli* a tlumí jejich růst. U citlivých bakterií se prolíná se syntézou kyseliny sýrové (Wishart et al. 2005).

Sulfamethoxasol patří mezi sulfonamidy, které se často vyskytují v hnojivech, a tak se dostávají do zemědělské půdy. Jejich interakční účinek na mikroorganismy není dobře znám, ale ví se, že ovlivňují mikrobiální komunitu. Déle se do jisté míry používají jako přísady do krmiv drůbeže (Liu et al. 2015).

V dnešní době je sulfamethoxasol nalezen jak v povrchových, tak i v odpadních vodách v množstvích od ng L^{-1} do $\mu\text{g L}^{-1}$. Jeho množství v půdách a v hnojivech je od $\mu\text{g kg}^{-1}$ do mg kg^{-1} (Hu et al. 2010; Brausch et al. 2012).

Základní strukturální vzorec sulfamethoxasolu je vyobrazen na Obrázku 5, jeho chemický vzorec je $\text{C}_{10}\text{H}_{11}\text{N}_3\text{O}_3\text{S}$. Jeho látkové množství t. z. molární hmotnost je $253,279 \text{ g/mol}$ (Wishart et al. 2005).



Obrázek 5 - Strukturální vzorec sulfametaxazolu (Wishart et al. 2005)

Nejrozšířenějším antibiotikem v průmyslovém chovu hospodářských zvířat a drůbeže se využívá sulfamethoxazol spolu s oxytetracyklinem. Spolu s exkrementy je z těla zvířat vyloučena hlavní část antibiotik, což vyvolává paniku o negativním dopadu antibiotik na životní prostředí (Molaei et al. 2017).

V roce 1968 byl Sulfamethoxazol registrován pro klinické užití v kombinaci s dalším antibiotikem, a to s Trimethoprimem (TMP). Trimethoprim je mladší antibiotiku s menšími vedlejšími účinky než Sulfamethoxazol. Prvně bylo použito ve Finsku v roce 1972 proti akutní infekci močových cest (Eliopoulos & Huovinen 2001). Sulfamethoxazol spolu s Trimethoprimem tvoří chemoterapeutikum zvané Kotrimoxazol, které se užívá pro léčbu různých bakteriálních infekcí. Můžeme ho znát pod názvem Septra, Bactrim nebo Biseptol. Poměr složení antibiotik je 1 : 5, Trimethoprim : Sulfamethoxazolu (Rossi 2004).

3.4.1.1.1 Chování Sulfamethoxazolu v půdě

Sulfamethoxazol se řadí mezi sorpce se záporně nabitými sloučeninami, což může negativně souviset se saturací a jejím odpuzováním mezi povrchem půdy a záporně nabitými částicemi (Kodešová et al. 2015; Klement et al. 2018). Dle studií může být po užití klidně nabitých látek sníženo odpuzování na negativně nabitý půdní povrch (Kočárek et al. 2016).

Dále se Sulfamethoxazol řadí mezi ionizovatelná léčiva, která jsou vysoce ovlivňována pH půdy. Jeho sorpční koeficient negativně koreluje s pH půdy, ale za to pozitivně souvisí s hydrolytickou a výměnnou aciditou (Kodešová et al. 2015).

Hlavní roli pro pochopení chování sulfonamidových antibiotik v prostředí, je pochopit jejich transport a sorpci v půdě (Park & Huwe 2016).

Dle studie dle Féra et al. (2018) zabývající se sorpcí některých antibiotik na agregáty půdy, bylo zjištěno převážně rozdílné chování sulfamethoxazolu při sorpci na různých površích agregátů. Analýza proběhla na třech typech povrchu půdních agregátů, a to na vzorcích z celých agregátů, na agregátech bez vnějších povlaků a na agregátech s jílovými organickými povlaky. Na materiálech z povlaků byla sorpce Sulfamethoxazolu nižší než na agregátech bez vnějších povlaků. Výsledky se lišili kvůli dominantnímu podílu negativně nabitých jílových částic. Po aplikaci samotného Sulfamethoxazolu do půdních vzorků byla sorpce o něco nižší, než po aplikaci společně se dvěma dalšími sloučeninami (atenololu a carbamazepinu), díky tomu tak došlo ke zvýšení sorpce sloučenin do půdy. Předpokládá se, že tomu tak bylo kvůli sorpci pozitivně nabitých molekul eatenololu na negativně nabitý

povrch půdních složek, tak došlo ke snížení odpudivosti půdní složky s negativně nabitými molekulami sulfamethoxasolu.

Další studie, kdy byly čtyři hospodářské plodiny (hlávkový salát, špenát, rukola a ředkvičky) vysázeny ve třech půdách a následně zavlažovány po dobu 20 dnů vodou kontaminovanou vždy jedním ze tří léčiv (karbamazepin, atenolol a sulfometaxazol), nebo jejich směsí. Hodnocení koncentrátů a jejich metabolitů v půdách bylo hodnoceno až po sklizni. Zjistilo se, že Sulfamethoxazol a atenolol se z půdy rozptýlili mnohem rychleji. Proto byla koncentrace obou sloučenin a metabolitů atenololu v kořenech vyšší než v listech (Kodešová et al. 2019).

Byla zjištěna přítomnost léčiv na hladinách recyklovaných vod, což je v dnešní době nový problém, který má negativní vliv na znovu využití vyčištěné vody, která se používá jako závlaha, nebo doplnění podzemních vod v suchých a polosuchých oblastech. Posuzovalo se, jak velké environmentální riziko může nastat zavlažováním recyklovaných vod obsahujících takové mikropolutanty. Pro experiment bylo vybráno pět léčiv (naproxen, trimethoprim, diklofenak, ibuprofen a sulfamethoxazol), která jsou antibiotika a protizánětlivá léčiva. Ty byly aplikovány ve dvou půdách odebraných z vyprahlých oblastí. Střední až silnou sorpci vykazovali Naproxen a trimethoprim. Sorpce u diklofenaku, ibuprofenu a sulfamethoxasolu byla v obou půdách zanedbatelná. Sloučeniny citlivé na mikrobiální degradaci byly sledovány za aerobních podmínek s poločasem v rozmezích 4,8 až 69,3. d. Všechny sloučeniny kromě sulfamethoxasolu byly za aerobních podmínek absolutně odolné, což vede k malé ztrátě během 84 d inkubace, nebo poločasy >50 d. Mikrobiální aktivita, množství kyslíku v půdě, typ půdy a vlastnosti sloučenin ovlivnili degradaci vybraných léčiv. Zjistilo se, že špatná sorpce a absolutní odolnost u těchto dvou chemikálií: diklofenaku a ibuprofenu za aerobních podmínek představuje vysoké riziko vyluhování při použití recyklovaných vod pro zavlažování nebo doplňování podzemních vod (Kunde & Jay 2011).

3.4.1.1.2 Efekt sulfamethoxasolu na mikrobiální aktivitu

Zatím nebylo prozkoumáno moc studií, které by se zabývaly efektem antibiotik na mikrobiální aktivitu. Antibiotika jsou vysoce biologicky aktivní sloučeniny, které mají větší dopad na životní prostředí než jiná léčiva (Conkle & White 2011). Jedním z nejrozšířenějších sulfonamidových antibiotik, kterým se v prostředí stává všudypřítomnou znečišťující látkou je sulfamethoxazol (Jianlog & Shizong 2018).

Byl zkoumán účinek sulfamethoxasolu a ciprofloxacinu na mikrobiální respiraci v mokřadech. V závislosti na vlastnostech půdy a koncentraci léčiv ovlivnila antibiotika mikrobiální aktivitu a jejich respiraci jak pozitivně, tak i negativně. Ukázalo se, že sulfamethoxazol snižuje respiraci CO₂ a NO₂. Zatímco se hodnoty emise CO₂ po 48 hodinách obnovili, u respirace NO₂ pokračovalo snižování hodnot až po konec inkubace (Conkle & White 2011).

Hodnoty emisí CO₂ po přidavku sulfamethoxasolu do mokřadů mají negativní dopady v poměrně krátkém trvání. Podobným studiem se zabýval Liu et al. (2008), sledoval vliv vybraných antibiotik použitých v zemědělské půdě na růst rostlin a aktivitu mikroorganismů.

Experiment potvrdil, že se půdní respirace po přidání sulfamethoxasolu výrazně sníží (Liu et al. 2008). Dále se zjistilo, že účinky antibiotik v půdě jsou závislé na rychlosti sorpce na půdu, která může vést ke snížení biologické dostupnosti sloučenin pro organismy a na čase (Conkle & White 2011).

Existují tři druhy vysvětlení pro rychlé vyrovnání výchyly hodnot respirace CO₂ po přidání sulfamethoxasolu. První vysvětlení vychází z toho, že se mikrobiální komunita stane rezistentní vůči přidanému sulfamethoxasolu. Druhé vysvětlení předpokládá brzké zotavení mikrobů, díky krátkému přetrvání léků v půdě a třetí vysvětlení se domnívá, že sloučeniny antibiotik byly sorbovány do půdy a neměly žádný vliv na mikrobiální respiraci (Conkle & White 2011).

Z předešlých studií lze posoudit, že antibiotika různě ovlivňují půdní respiraci. Sulfamethoxazol vykazuje ze všech užitých antibiotik negativní vliv na respiraci v minerálních půdách, za to v rašelinách bylo prokázáno mnoho pozitivních vlastností, kde půdní respirace pozitivně korelovala s naměřenými hodnotami možných emisí CO₂. Po přidání sulfamethoxasolu byly ovlivněny oba půdní vzorky při vytváření tří plynů, a to CH₄, CO₂ a N₂O (Conkle & White 2011).

Předchozí výsledky experimentů potvrdila další studie, která se zabývá vlivem antibiotik na mikrobiální aktivitu v půdě a to tak, že z mikrobiální biomasy proběhlo kumulativní měření respirace a uhlíku po přidání některých antibiotik, včetně sulfamethoxasolu. Užitím sulfamethoxasolu v půdních vzorcích se po 24 hodinách prokázalo snížení emise uhlíku z mikrobiální biomasy. Bylo zjištěno, že čím vyšší koncentrace sulfamethoxasolu, tím pomalejší mikrobiální aktivita. Po prodloužení inkubace o 4 dny, se koncentrace uhlíku z mikrobiální biomasy opět zvýšila (Molaei et al. 2017).

V minulém roce v rámci své bakalářské práce slečna Kalkušová (2019) zkoumala vliv vlhkosti a působení antibiotika sulfamethoxasolu na respiraci půdy. Zkoumány byly dva experimenty, při kterých byla měřena půdní emise CO₂ při různých vlhkostech. Při prvním experimentu byl půdní vzorek ovhčován čistou vodou a při druhé experimentu byl ovhčován roztokem sulfamethoxasolu o koncentraci 0,1 mg/l. Měření probíhala v rozsahu 5 – 7 dnů v klimatizovaném boxu při konstantní teplotě 20 °C. V klimatizovaném boxu se měřili hodnoty emise oxidu uhličitého a výpar vody na povrchu půdního vzorku pomocí systému LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace. Hodnoty aktuální emise CO₂ byly zaznamenávány v minutovém intervalu. Výsledky ukazují rozdílné hodnoty v průběhu aktuální emise CO₂ po ovhčování vodou a roztokem sulfomethoxasolu. Půdní vzorky ovhčené čistou vodou, vykazovali při všech měřeních sníženou emisi CO₂. Maximální naměřená hodnota byla hned na počátku měření. Ukázalo se, že po zaplnění pórového systému vodou, vzniknou nepříznivé podmínky pro aerobní dýchání mikroorganismů, což vede ke snižování aktuální emise CO₂. Po ovhčování vzorku sulfomethoxasolem vyhazovaly výsledky rozdílné hodnoty než pro ovhčování čistou vodou. Hned v počáteční objemové vlhkosti byly hodnoty emise CO₂ lehce záporné. Hodnoty emise CO₂ se v průběhu měření měnily, chvílemi se snižovaly a chvílemi zas zvyšovaly. Po dalším ovhčování došlo ke zvýšení hodnot. Když emise CO₂ dosáhla svého maxima, začala se opět snižovat.

Rozdílné hodnoty byly i při výparu z půdy, po ovlhčení čistou vodou nebo roztokem sulfomethoxasolem. Vzorky ovlhčené vodou vykazovaly vyšší hodnoty výparu než vzorky ovlhčované roztokem sulfomethoxasolu. Výpar vody byl u obou vzorků podobný (Kalkušová 2019).

Na základě předchozího experimentu byl navržen experiment pro mou bakalářskou práci týkající se vlivu teploty na emisi CO_2 z půdy.

4 Metodika

Pro výzkum k bakalářské práci byly odebrány půdní vzorky na školním pozemku České zemědělské univerzity v Praze. Byly odebrány půdní vzorky jak v neporušeném, tak v porušeném stavu. Na půdních vzorcích v neporušeném stavu, tedy vzorcích, které neměli porušenou půdní strukturu, byla v laboratoři změřena pórovitost a objemová hmotnost půdy. Na vzorcích v porušeném stavu byly v laboratoři stanoveny základní půdní vlastnosti, konkrétně specifická hmotnost půdy, zrnitostní složení, výměnná a aktivní půdní reakce, obsah karbonátů, oxidovatelný uhlík a salinita. Dále byl tento vzorek použit pro měření aktuální emise CO₂ z půdy.

4.1 Popis místa odběru vzorků

Pro odběr půdních vzorků byla vybrána půda z Demonstračního a pokusného pozemku na půdě České zemědělské univerzity v Praze – Suchdol (Česká republika). Suchdol se nachází na severu Prahy 6 na levém břehu Vltavy. Půda byla odebrána na orné části pozemku, což je vyobrazeno na Obrázku 6. Půdní vzorky byly odebrány v květnu 2019 z půdního povrchu v hloubce 0-10 cm. GPS koordináty místa jsou 50°07'40.3"N 14°22'23.5"E. V místě odběru se průměrná roční teplota pohybuje kolem 9 °C, průměrný roční úhrn srážek kolem 500 mm, a nadmořská výška je 280 m.n.m (ČHMÚ).



Obrázek 6 - Mapa lokality s konkrétním místem odběru vzorků

Pro stanovení pórovitosti a objemové hmotnosti (ρ_d) půdy byly odebrány neporušené půdní vzorky. Neporušený půdní vzorek byl odebrán pomocí Kopeckého válečku o objemu 100 cm^3 , který byl odběrovou palicí zatlučen do místa odběru, poté byl vzorek opatrně vykopnut rýčem. Přebytečná zemina na válečku byla očištěna a půda přesahující okraje Kopeckého válečku byla seříznuta ostrým nožem. Po odstranění přebytečné zeminy se na Kopeckého váleček z obou stran nasadila umělohmotná víčka. Porušené půdní vzorky byly využity pro stanovení chemických analýz, a to pro stanovení hodnot zrnitosti, aktivní a výměnné půdní reakce, oxidovatelného uhlíku, obsahu karbonátů, specifická hmotnost půdy a salinity. Vzorky byly po převezení vysušeny při teplotě $40 \text{ }^\circ\text{C}$, zbaveny kamení a jiných větších částic, přesety přes síto o průměru 2 mm na jemnozem. Další odebrané vzorky byly využity pro měření aktuální emise CO_2 .

4.2 Analýza vzorků

Pomocí základních standardizovaných laboratorních metod za stálé teploty $20 \text{ }^\circ\text{C}$, byly určeny základní chemické a fyzikální vlastnosti půdy.

4.2.1 Základní chemické vlastnosti

Aktivní půdní reakce pH (H_2O) byla zjištěna dle normy ISO 10390:1994, pomocí přístroje inoLab Level 1 pH-metru. Měření proběhlo za pomoci skleněné elektrody v suspenzi půdy a vody, která byla v poměru 1:2,5 objemu. Dle kritérií v Tabulce 1 byly vyhodnoceny výsledky.

Potencionální půdní reakce pH (KCl) byla zjištěna podle stejné normy, jako aktivní půdní reakce (ISO 10390:1994). Měření proběhlo v roztoku chloridu draselného (KCl) o koncentraci 1 mol l^{-1} . Výsledky byly vyhodnoceny podle Tabulky 2. Obě půdní reakce byly naměřeny potenciometricky.

Tabulka 1 - Hodnotící stupnice pro pH (H_2O). (Zbíral 2002)

pH (H_2O)	Hodnocení
< 4,9	silně kyselá
4,9 – 5,9	Kyselá
5,9 – 6,9	slabě kyselá
6,9 – 7,1	Neutrální
7,1 – 8,0	slabě alkalická
8,0 – 9,4	Alkalická
> 9,4	silně alkalická

Tabulka 2 - Hodnotící stupnice pro pH (KCl). (Zbíral 2002)

pH (KCl)	Hodnocení
< 4,5	silně kyselá
4,5 – 5,5	Kyselá
5,5 – 6,5	slabě kyselá
6,5 – 7,2	Neutrální
> 7,2	Alkalická

Standardizovanou laboratorní metodou byl stanoven obsah organického uhlíku (C_{ox}) dle (Skjemstad and Baldock, 2008). Při stanovení byl uhlík organické hmoty zoxidován kyslíkem dichromanu draselného ($K_2Cr_2O_7$) v prostředí kyseliny sírové (H_2SO_4). Množství chromsírové směsi, které se nespotřebovalo, bylo určeno pomocí titrací Mohrovou solí. Poměr chromsírové směsi ku zemině byl 0,2 g na 10 ml. Hotová směs byla přemístěna do vyhřáté sušárny na 125 °C po dobu 45 min. Poté došlo ke změření množství organického uhlíku pomocí Pt elektrod při titraci Mohrovou solí až do trvalé výchylky na galvanometru, tzv. mrtvého bodu, vypálení organické hmoty. Výsledky byly vyhodnoceny podle Tabulky 3.

Tabulka 3 - Hodnotící stupnice pro stanovení množství organického uhlíku a humusu (Zbíral 2002)

C_{ox} (%)	humus (%)	označení obsahu
< 0,6	< 1,0	velmi nízký
0,6 – 1,1	1,0 – 2,0	nízký
1,1 – 1,7	2,0 – 3,0	střední
1,7 – 2,9	3,0 – 5,0	vysoký
> 2,9	> 5,0	velmi vysoký

Pomocí volumetrické kalibrace, kterou popsal Loepptem a Suarezem (1996) byl stanoven obsah půdních uhličitánů ($CaCO_3$). Uhličitany v půdě byly rozloženy pomocí zředěné kyseliny chlorovodíkové (HCl). Konečné množství oxidu uhličitého (CO_2) bylo stanoveno volumetricky, pomocí dvou trubic naplněných destilovanou vodou. Nejprve byl vzorek jemnozeme navážen ve množství 10 g do vyvíjejí nádoby. Poté bylo do zásobníku přidáno 15 ml zředěné 10% kyseliny chlorovodíkové a uvolněn trojčetný kohout. Díky tomu došlo ke spojení mezi vyvíjejí nádobou a okolním vzduchem. Zátka se zásobníkem kyseliny chlorovodíkové (HCl) byla vložena do hrdla vyvíjejí nádoby tak aby byla přímo spojena s eudiometrickou trubicí. Zemina byla postupně smíchána s kyselinou chlorovodíkovou, kde byl sledován vývoj plynu až do jeho ukončení. Poté došlo k uvolnění tlacky což způsobilo

vyrovnání obou trubic Janova vápnoměru. Ze stupnice se odečetl obsah uhličitany (CaCO₃) který byl vyhodnocen podle Tabulky 4.

Tabulka 1 - Hodnotící tabulka půdních uhličitany (Zbíral 2002)

uhličitany (CaCO ₃)	označení zeminy
< 0,3	Bezkarbonátová
0,3 – 3,0	slabě vápenitá
3,1 – 25,0	Vápenitá
25,1 – 60,0	silně vápenitá
> 60,0	Vápencovitá

Elektrická vodivost půdy neboli salinita, byla stanovena v alkoholovém extraktu a vyhodnocena dle Rhoades 1996. V polyvinylchloridové láhvy byla vytvořena suspenze o navážce 10 g jemnozeme s přidáním 50 cm³ 50 % etylalkoholu. Tato směs byla dvě hodiny protřepávána a poté přefiltrována přes filtrační papír. Ve filtrátu byla naměřena salinita půdy. Hodnoty elektrické vodivosti u nezasolených půd vychází v $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Výsledky měření byly vyhodnoceny podle Tabulky 5.

Tabulka 5 – Hodnotící tabulka salinity (Zbíral 2002)

Salinita ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Půda
< 30	minimálně zasolená
30 – 60	bez negativních účinků soli
60 – 120	zvýšené zatížení solemi
> 120	vysoké zatížení solemi

4.2.2 Základní fyzikální vlastnosti

K naměření zrnitosti byla použita Novákova metoda. Ta klasifikuje půdy podle procentuálního zastoupení půdních částic menších než 0,01 mm. Metoda je rozdělená do sedmi frakcí, které charakterizují půdní druhy. Postupné frakce jsou vyobrazeny v Tabulce 6.

Tabulka 2 - Klasifikační stupnice zemin dle Nováka (Jandák et al. 2010)

% obsah částí < 0,01 mm	označení frakce (zkratka)	označení druhu půdy
< 10 %	písčítá (P)	lehká půda
10 – 20 %	hlinitopísčítá (HP)	lehká půda
20 – 30 %	písčitohlinitá (PH)	středně těžká půda
30 – 45 %	hlinitá (H)	středně těžká půda
45 – 60 %	jílovitohlinitá (JH)	těžká půda
60 – 75 %	jílovitá (JV)	těžká půda
> 75 %	jíl (J)	těžká půda

Ze suché přeseť země přes síto o velikosti 2 mm byla stanovena specifická hmotnost půdy ρ_z . Sušina v malé porcelánové misce byla doplněna o destilovanou vodu, následně povařena a díky tomu došlo k odstranění posledního vzduchu. Destilovaná voda byla vpravena do pyktometru, který se temperoval při 20 °C a následně byl zvážen. Poté byl jeho obsah vylit, destilovanou vodu nahradila kvantitativně vychlazená suspenze. Pyktometr byl po vytemperování opět zvážen, a tak byla zjištěna hodnota ρ_z , vzoreček (4) (Zbíral 2002).

$$\rho_z = \frac{N_z \times \rho_v}{N_z + PH_2O - P_z} \quad (4)$$

kde N_z je navážka země, ρ_v je hustota vody, PH_2O je hmotnost pyktometru s vodou a P_z je hmotnost pyktometru se suspenzí.

4.2.3 Rozbor neporušeného půdního vzorku

Neporušený půdní vzorek odebraný na školním pozemku do Kopeckého válečku 100 cm³ (předem zváženo), byl pro stanovení momentální vlhkosti ihned zvážen. Poté kapilárně nasycen, znovu zvážen pro určení nasycené vlhkosti a následně vysušen pro určení objemové hmotnosti ρ_d vzorku, vzoreček 5.

Objemová hmotnost půdy (ρ_d) se charakterizuje jako hmotnost země v přirozeném stavu půdy vysušeném při 105 °C (G_h) k objemu vzorku (V_s), tedy:

$$\rho_d = G_h / V_s \quad (5)$$

Čím méně je v půdě pórů, tím je půda utuženější a výsledná hodnota objemové hmotnosti vyšší. Ta se pohybuje v rozmezí hodnot 1,2 – 1,8 g.cm⁻³. Pomocí objemové a specifické hmotnosti byla vypočtena pórovitost půdy (P), která se udává v procentech, vzoreček 6.

$$P = \frac{\rho_z - \rho_d}{\rho_d} \times 100 \quad (6)$$

kde ρ_z je specifická hmotnost země (g cm⁻³)

4.3 Emise CO₂ z půdy

Při měření aktuální emise CO₂ z půdy byly využity vzorky ze stejného místa jako neporušené a porušené půdní vzorky. Vzorky pro emisi oxidu uhličitého byly usušeny na vzduchu a rozdrceny na menší části, aby vzorky obsahovaly agregáty menší než 1 cm³. Půdní vzorek (o hmotnosti 989 g) byl vložen do ocelového límce (průměr 11 cm a výška 7,5 cm) a pomocí systému LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace byl na povrchu půdy měřen výpar H₂O a aktuální emise CO₂. Pokus probíhal v klima boxu, za konstantní teploty a za tmy, kvůli zamezení klimatických efektů.

Se systémem LCi-SD (půdu) lze pracovat uvnitř budovy i v terénu díky vnitřní baterii, která vydrží 10 hodin neustálého provozu. Využívá se ke změření fotosyntézy na povrchu listů, nebo pokud ho použijeme s půdou, lze změřit výměnu plynů spojenou s půdním dýcháním.

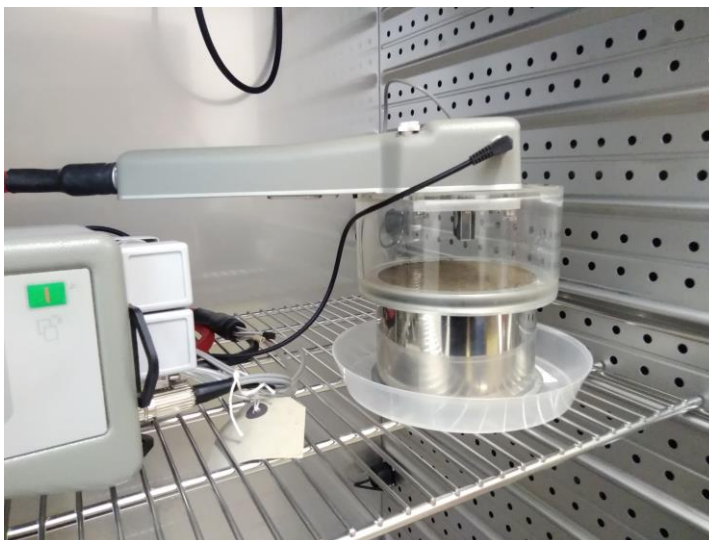
Přístroj je vybaven hlavní konzolí Obrázek 7 s velkým displejem z tekutých krystalků (LCD), pěti tlačítkovou klávesnicí, mikroprocesorem, který řídí celý operační systém, jednotkou přívodu vzduchu a vlastní paměťovou kartou, která se s daty vkládá do PC. Listová komora (PLC) Obrázek 8 a Obrázek 9 je propojena s konzolí pomocí šňůry. Dále listová komora obsahuje desku plošných spojů PCA-275A, které obsahují snímače pro zjištění teploty v komoře, teploty listů a par. Dva lasery jsou přizpůsobené k vnímání vlhkosti uvnitř komory. Pro analýzu CO₂ se využívá infračervená optická hlavička.

Hlavní konzole přivádí vzduch se stabilním obsahem CO₂ do listové komory (nebo do zemní nádoby). Koncentrace CO₂ a H₂O se vzduchem se nasměruje přes oba povrchy listu (nebo se nechá proudit kolem půdy). Vypuštěný vzduch opouštějící komoru (nebo půdní nádobu) je analyzován pro stanovení obsahu CO₂ a H₂O.

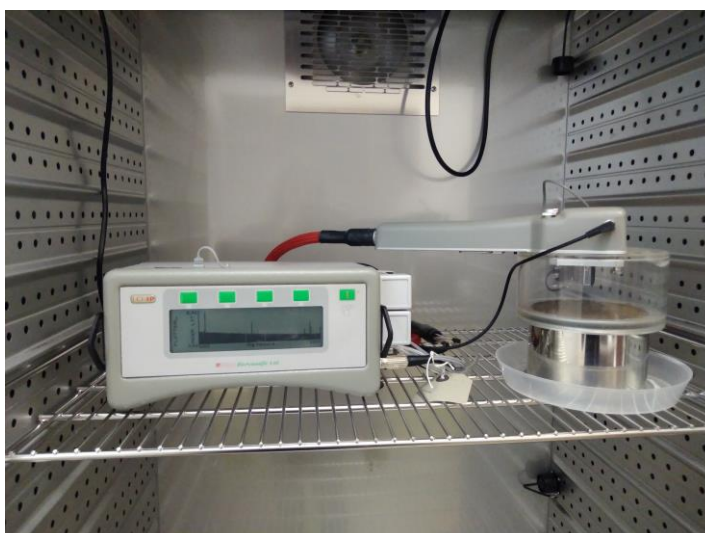
Z naměřené rychlosti proudění vzduchu a rozdílů v koncentraci plynu se každou sekundou vypočítá rychlost asimilace a transpirace s úplným analytickým cyklem, který trvá asi 20 sekund v závislosti na použitém průtoku. Malý ventilátor, který je umístěn v komoře zajišťuje důkladné promíchání vzduchu kolem půdy. Naměřená data se zobrazují na displeji. Dále se data zaznamenávají na SD kartu, nebo mohou být zasílána rovnou na „němý“ terminál prostřednictvím sériového konektoru RS232.



Obrázek 7 - Hlavní konzole s velkým displejem z tekutých krystalků (LCD), s pěti tlačítkovou klávesnicí (vlastní fotodokumentace)



Obrázek 8 – Sestava měření aktuální emise CO_2 s komorou pro měření půdní respirace (vlastní měření)



Obrázek 9 - Systém LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace (vlastní měření)

Pro popsání vlivu rozdílné teploty na emisi CO_2 z půdy byly provedeny čtyři experimenty. První experiment (STV), byl ovlhčován čistou vodou při teplotě 30 °C. Druhý experiment (STS), byl ovlhčován sulfamethoxasolem za stejné teploty jako první vzorek ovlhčováný čistou vodou. Třetí experiment (SUV), byl ovlhčován čistou vodou při teplotě 10 °C. A poslední čtvrtý experiment (SUS), byl ovlhčován sulfamethoxasolem při teplotě 10 °C. Měření experimentů probíhalo za tmy každou minutu v klimaboxu po dobu 9 dnů.

Všechny čtyři experimenty byly chystány stejně. Na umělohmotném tácu, (sulfamethoxasolem) byla půda rovnoměrně rozprostřena, následně smíchána s předem daným množstvím vody, nebo léčiva, což způsobilo ovlhčení vzorku. Vždy první vzorek z dvojice byl ovlhčován vodou a druhý léčivem. Přidané množství tekutiny bylo postupně zaznamenáváno. Podle výsledků p_d z neporušených půdních vzorků z terénu byla určena objemová hmotnost.

Vždy na začátku byla každá ze čtyř variant nejprve zvážena na požadovanou hodnotu, vysypán do ocelového límce (výška 7,5 cm, plocha 95,03 cm² a objem 665,2 cm³) a nahutněn na požadovanou objemovou hmotnost 989 g půdy Obrázek 10. Nejprve se takto připravený vzorek ponechal měřit suchý v klimatizovaném boxu, pomocí systému LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace. Vzorek byl měřen v minutovém intervalu za tmy a měření trvalo vždy 24h. Po dni byl vyjmut z komory a zvážen. Navážená hodnota byla zapsána a dále se zjistilo kolik ml tekutiny (voda/léčivo) je potřeba přidat, aby se hmotnost zvýšila na požadovanou a předem určenou hodnotu. Dále byl vzorek z ocelového límce vysypán na umělohmotný táč, rovnoměrně rozprostřen, ovlhčen na požadovanou vlhkost pomocí stříčky a umělohmotnou lžičkou zamíchán. Takto ovlhčený vzorek se postupně zpětně nasypával a hutnil do ocelového límce. Poté byl vzorek znovu zvážen a hodnota se opět zapsala. Tento cyklus se opakoval při devíti vlhkostních krocích, tedy po dobu 9 dnů. Takto probíhalo měření emise CO₂ z půdy pro všechny čtyři měřené varianty.



Obrázek 10 - Půdní vorek v ocelovém límci (vlastní měření)

5 Výsledky

5.1 Základní půdní vlastnosti

Vzorky pro potřeby bakalářské práce byly odebrány z Demonstračních a pokusných pozemků České zemědělské univerzity v Praze – Suchdol (Česká republika).

Podle Taxonomického klasifikačního systému půd České republiky (Němeček et al. 2011) byl určen půdní typ černozem modální, který dle referenční třídy patří do Černosolů. Třída černosolů vzniká úlomkovitými usazeninami hornin navátými větrem (spraší), s černickým humusovým horizontem se zrnitou strukturou (Němeček et al. 2011).

Černozemě se vyznačují nedostatkem skeletu. Jsou vyvinuté většinou z karbonátových sedimentů, dále jsou sorpčně nasycené s obsahem humusu 2,0 – 4,5 % (od nejlehčích přes nejtýpčtější středně těžké k těžkým). Jedná se o nejúrodnější typ půdy, který se převážně nachází v mírném pásmu v nížinách s teplejším podnebím, kde je méně srážek. (Němeček et al. 2011). Černozem modální se často vyznačuje kalcickým horizontem v hlubších částech.

Po odebrání vzorku a klasifikace půdního typu, byly zjišťovány základní půdní vlastnosti, které rozdělujeme na vlastnosti chemické a fyzikální.

5.1.1 Základní chemické vlastnosti

Jako první jsme stanovili aktivní půdní reakce (pH H₂O, pH KCl), obsah organického uhlíku (C_{ox}) a půdní salinitu u původního půdního vzorku. Výsledné hodnoty jsou zapsány v Tabulce 7. Pro klasifikaci aktivní a výměnné půdní reakce jsme využili kritéria uvedená v Tabulce 1 a 2. Podle těchto hodnot jsme zjistili, že půdní vzorek před experimentem byl alkalický.

Podle porovnaných hodnot s Tabulkou 3 se zjistilo, že původní půdní vzorek měl střední obsah organického uhlíku (C_{ox}) a podle Tabulky 5 bylo zjištěno vysoké zatížení solemi v půdě.

V dalších krocích jsme stanovili aktivní půdní reakce (pH H₂O, pH KCl), obsah organického uhlíku (C_{ox}) a půdní salinitu u vzorků ovlhčených vodou a Sulfamethoxasolem. Výsledné hodnoty byly následně opět zapsány do Tabulky 7.

Vzorky ovlhčené vodou a Sulfamethoxasolem se stejně jako vzorky původní, porovnávali s Tabulkami 1, 2, 3 a 5. Po porovnání bylo zjištěno, že ovlhčené vzorky vodou a Sulfamethoxasolem měli snížené hodnoty pH o stupeň jak u vzorků původních. Aktivní půdní reakce byla slabě alkalická, výměnná půdní reakce byla neutrální a obsah organického uhlíku byl nízký. Pouze hodnota salinity se nám zvyšovala a její hodnoty stále vykazovali vysoké zatížení solemi půdou.

Tabulka 3 - Stanovené hodnoty u vzorků SO, STV a STS

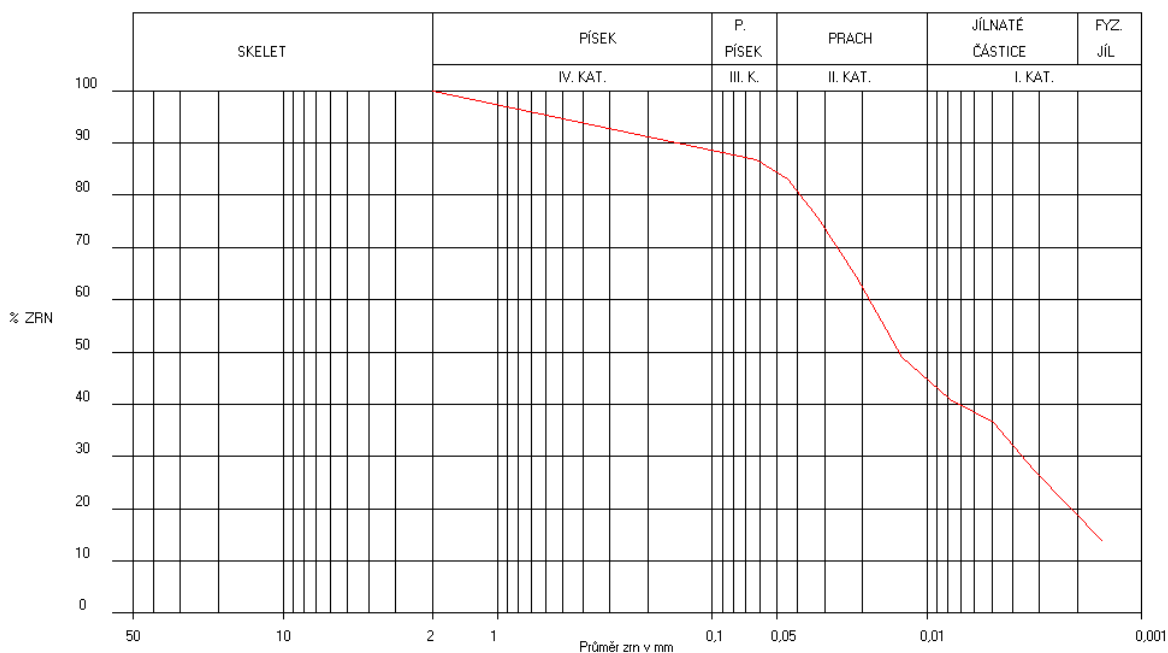
Parametr	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	Cox (%)	Salinita (H ₂ O)
Původní vzorek půdy (SO)	8,16 ± 0,025	7,21 ± 0,004	1,19 ± 0,320	119,10 ± 0,377
Vzorek půdy s vodou (STV)	7,30 ± 0,003	6,86 ± 0,009	1,08 ± 0,042	443,30 ± 1,700
Vzorek půdy se sulfamethoxasolem (STS)	7,38 ± 0,032	6,89 ± 0,012	1,08 ± 0,009	406,70 ± 2,867

5.1.2 Základní fyzikální vlastnosti

Jako první krok při měření základních fyzikálních vlastností bylo stanoveno zrnitostní složení dle Nováka. Naměřená hodnota byla 44,73 % jílových částí. Po výsledné klasifikaci s Tabulkou 6, bylo zjištěno, že půda je hlinitá což znamená, že ji naměřené hodnoty jílových částic vykazují jako středně těžkou půdu. Všechny čtyři kategorie (Z. k.) půdních vzorků jsou znázorněny v Tabulce 8. Na obrázku 11 je vidět zrnitostní zastoupení v půdě, díky zrnitostnímu grafu.

Tabulka 8 - Procentuální zastoupení zrnitostních kategorií (Z. k.)

Půdní druh	Fyzikální jíl	I. Z. k. (< 0,01 mm)	II. Z. k. (0,01 – 0,05 mm)	III. Z. k. (0,05 – 0,1 mm)	IV. Z. k. (0,1 – 2 mm)
Hlinitá	18,68 %	44,73 %	39,59 %	4,22 %	11,44 %



Obrázek 11 – Procentuální čára zrnitostního zastoupení

Dále byla určena specifická hmotnost, objemová hmotnost a pórovitost. Zjištěné a naměřené hodnoty jsou zapsány v Tabulce 9.

Výsledná hodnota u specifické hmotnosti byla $2,50 \text{ g cm}^{-3}$. Průměrná specifická hmotnost rozemletého křemene je $2,65 \text{ g cm}^{-3}$. Z toho vyplývá, že námi naměřená hodnota je o něco nižší než hodnoty průměrné specifické hmotnosti. Použitý vzorek obsahuje 60 % písčitéch (křemenných) částí, a díky tomu se výsledná hodnota velmi přibližuje hodnotě čistého křemene.

Tabulka 9 - Stanovené hodnoty specifické hmotnosti, objemové hmotnosti, pórovitosti a jejich směrodatných odchylek

Parametr	Specifická hmotnost $\rho_z (\text{g.cm}^{-3})$	Objemová hmotnost $\rho_d (\text{g.cm}^{-3})$	Pórovitost P (-)
Hodnota	2,50	1,43	0,46
	$\pm 0,003$	$\pm 0,057$	$\pm 0,021$

5.1.3 Emise CO₂ z půdy

Pro sledování aktuální emise CO₂ byly použity 4 půdní vzorky o stejném objemu. První vzorek (STV), byl ovlhčován čistou vodou. Měření probíhalo za tmy každou minutu v klimaboxu při teplotě 30 °C po dobu 9 dnů. Druhý vzorek (STS), byl ovlhčován sulfamethoxasolem, měření probíhalo za tmy každou minutu v klimaboxu při stejné teplotě a po stejnou dobu jako při ovlhčování vzorku čistou vodou. Třetí vzorek (SUV), byl ovlhčován čistou vodou, měření probíhalo za tmy každou minutu v klimaboxu při teplotě 10 °C po dobu 9 dnů. A poslední čtvrtý vzorek (SUS), byl ovlhčován sulfamethoxasolem, měření probíhalo za stejných podmínek jako při měření předchozích vzorků při teplotě 10 °C po dobu 9 dnů.

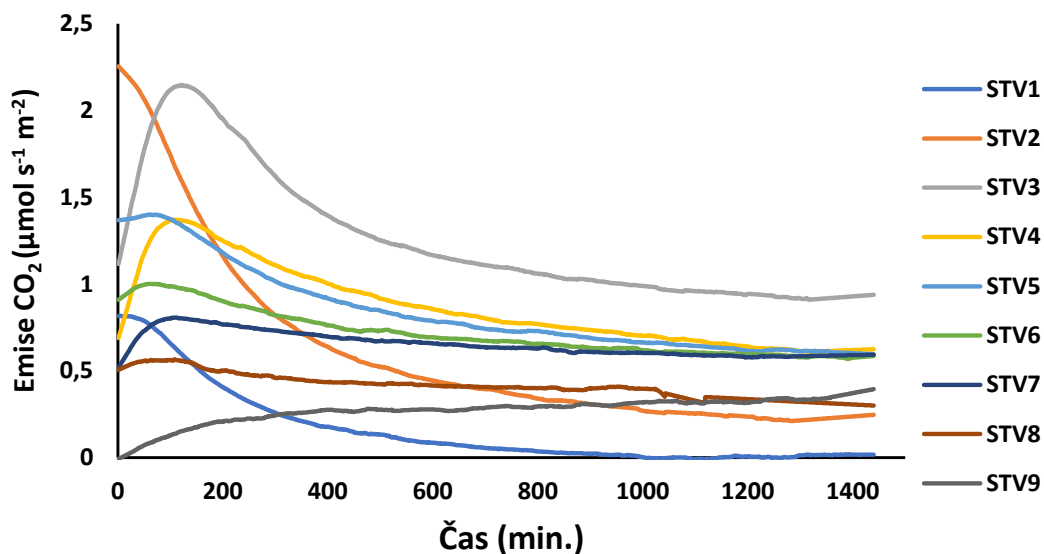
Vzorky půdy byly ovlhčeny čistou vodou nebo roztokem sulfamethoxasolu na požadovanou objemovou vlhkost, zváženy a přemístěny do klimaboxu. Po měření se vzorky znovu zvážily, aby bylo zřejmé, jak velké množství vody bylo odpařeno. Celý tento proces se vzorky, se opakoval devětkrát a trval necelý měsíc a půl.

Po celkovém naměření všech čtyř vzorků byly vyhotoveny konečné grafy, které nám ukazují průběh aktuálních emisí CO₂. Grafy byly mezi sebou porovnávány. Díky tomu bylo zjištěno, že u vzorků ovlhčených čistou vodou a roztokem Sulfamethoxasolem při teplotě 30 °C dochází na začátku každého měření ke zvýšení celkového toku emise CO₂. Naopak u vzorků ovlhčených čistou vodou a roztokem Sulfamethoxasolu při teplotě 10 °C se na počátku měření celková emise CO₂ snižuje.

Dále byly vyhodnoceny průběhy naměřených aktuálních emisí CO₂ a zapsány do Tabulek 1, 2, 3 a 4 s počáteční a konečnou hodnotou objemové vlhkosti všech 4 půdních vzorků po celou dobu měření, tedy po dobu 9 dnů. Po sestavení tabulek bylo viditelné, že objemové vlhkosti na počátku všech 4 vzorků byly až na pár výjimek zcela totožné. Dále je zřejmé, že počáteční hodnoty objemové vlhkosti při teplotě 30 °C, byly o desetinu vyšší než konečné vlhkosti. Tento jev byl ovlivněn teplotou. U vzorků měřených při teplotě 30 °C vnikal vyšší výpar, proto byla počáteční objemová vlhkost vyšší než konečná objemová vlhkost. Vzorek měřený při teplotě 10 °C měl nižší změny, počáteční a konečná objemová vlhkost byla stejná.

Výsledky aktuální emise CO₂ při ovlhčování vodou a měření v klimaboxu při teplotě 30 °C jsou znázorněny na Obrázku 12. Na obrázku je zřejmé, že u druhého měření (STV2) došlo k nejvyššímu nárůstu celkového toku CO₂, s rostoucím obsahem vody ve vzorku. Je viditelné, že tok CO₂ se snižuje. Na začátku měření mají všechny hodnoty nižší emise CO₂, ta se postupem tří hodin zvyšuje, a nakonec dochází k jejímu poklesu. Od čtvrté hodiny měření je tok emisí celkem konstantní. Pouze u prvního ovlhčení čistou vodou na objemovou vlhkost 0,03 cm³ cm⁻³ ihned došlo ke snížení toku emisí.

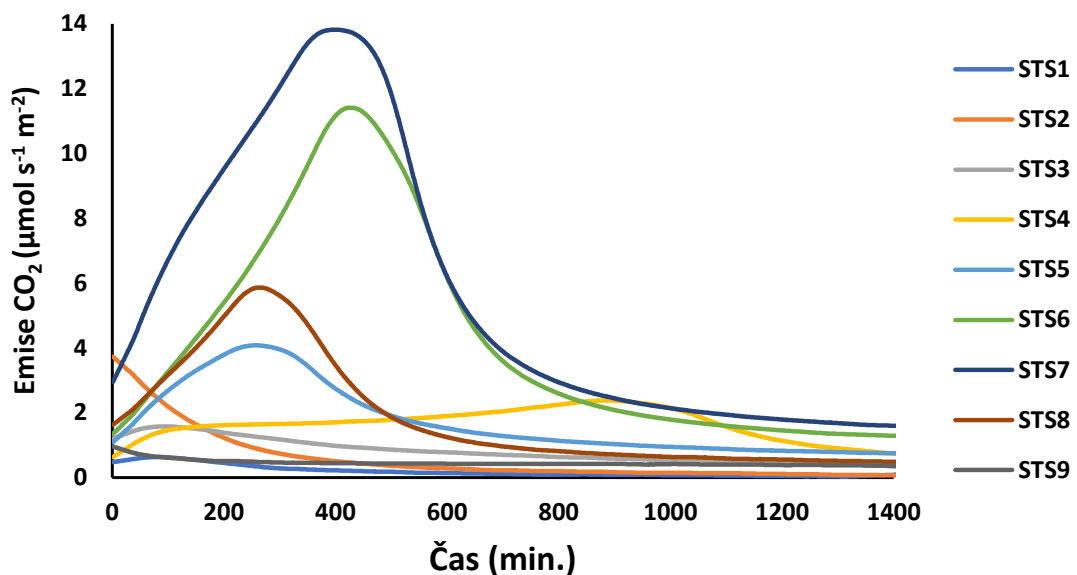
Tento nástup emise CO₂ z půdy je v literatuře popisován jako birch efekt (Birch 1958).



Obrázek 12 - Graf aktuálních emisí CO₂ u vzorku ovlhčovaném čistou vodou, kde STV1 je měření aktuální emise CO₂ s počáteční objemovou vlhkostí 0,03 cm³ cm⁻³, STV2 s počáteční objemovou vlhkostí 0,07 cm³ cm⁻³, STV3 s 0,11 cm³ cm⁻³, STV4 s 0,14 cm³ cm⁻³, STV5 s 0,18 cm³ cm⁻³, STV6 s 0,22 cm³ cm⁻³, STV7 s 0,26 cm³ cm⁻³, STV8 s 0,29 cm³ cm⁻³ a STV9 má počáteční objemovou vlhkost 0,34 cm³ cm⁻³.

V Příloze 1 je lépe vidět rozdíl objemových vlhkostí u půdního vzorku ovlhčovaného čistou vodou před a po jednotlivých měřeních při teplotě 30 °C. Pouze první den byla počáteční a konečná hodnota objemové vlhkosti stejná, ostatní dny se v průběhu měření zvyšovala a snižovala.

Výsledky aktuální emise CO₂ při ovlhčování sulfamethoxasolem a měření v klimaboxu při teplotě 30 °C jsou znázorněny na Obrázku 13. Z obrázku je viditelné, že růst emise CO₂ šel postupně. Až po týdnu ovlhčování došlo k nejvyššímu celkovému vzrůstu toku CO₂ (STS7). S rostoucím obsahem sulfamethoxasolu ve vzorku se tok emise stejně jako u vzorku ovlhčené vodou snižovala. Na začátku měření mají všechny hodnoty nižší emise CO₂, ta se během čtyř až osmi hodin zvyšuje, a nakonec dochází k rychlému poklesu ke konstantní hodnotě. Rozdílný průběh nastává u STS4, kdy k maximu dochází až po 18h měření, pro tento průběh prozatím nemáme žádné vysvětlení. Stejně jako u vzorku s vodou došlo při prvním ovlhčení sulfamethoxasolem na objemovou vlhkost 0,03 cm³ cm⁻³ ke zvýšenému toku CO₂.

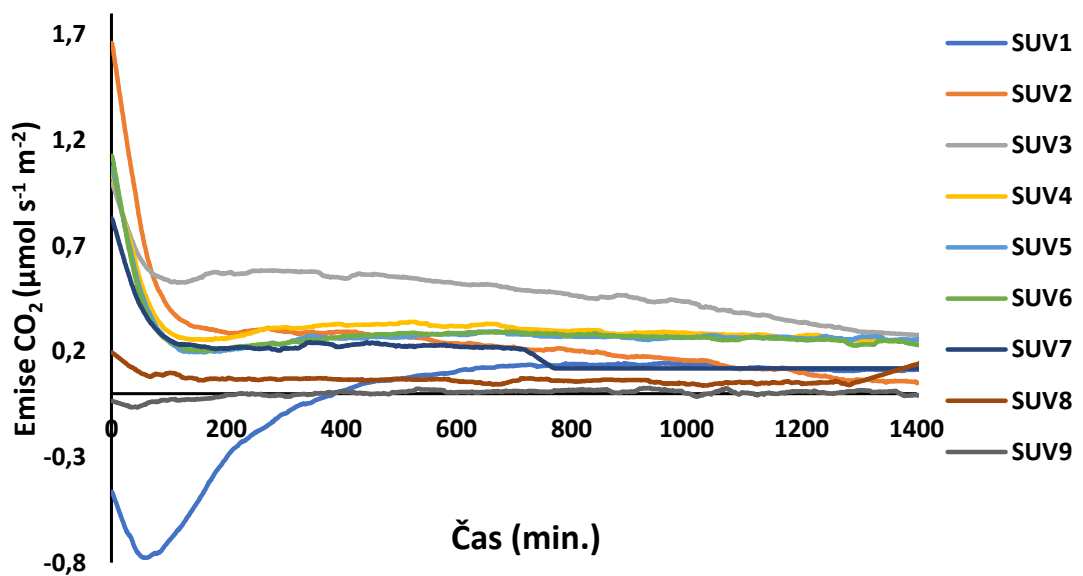


Obrázek 13 - Graf aktuálních emisí CO₂ u vzorku ovlhčovaném sulfamethoxasolem, kde STS1 je měření aktuální emise CO₂ s počáteční objemovou vlhkostí 0,03 cm³ cm⁻³, STS2 s počáteční objemovou vlhkostí 0,06 cm³ cm⁻³, STS3 s 0,11 cm³ cm⁻³, STS4 s 0,14 cm³ cm⁻³, STS5 s 0,18 cm³ cm⁻³, STS6 s 0,22 cm³ cm⁻³, STS7 s 0,25 cm³ cm⁻³, STS8 s 0,29 cm³ cm⁻³ a STS9 má počáteční objemovou vlhkost 0,32 cm³ cm⁻³.

V Příloze 2 jsou popsány objemové vlhkosti u půdního vzorku ovlhčovaného sulfamethoxasolem a měřeny při teplotě 30 °C. Jak je možné vidět, hodnoty počátečních i konečných objemových vlhkostí jsou velmi podobné jako u půdního vzorku ovlhčovaného čistou vodou při stejné teplotě a to při 30 °C. I průběh zaznamenaných hodnot je zcela

totožný. První den byla počáteční i konečná objemová vlhlost stejná, ostatní dny se hodnoty nejprve zvyšovaly a poté snižovaly.

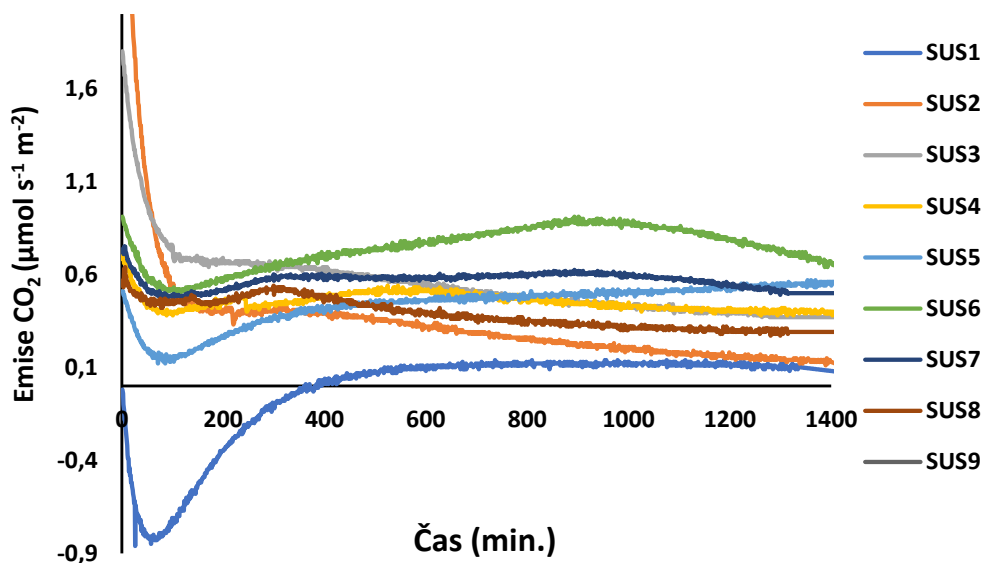
Naměřené výsledné hodnoty aktuální emise CO₂ při ovlhčování vzorku čistou vodou a měřené v klimaboxu při teplotě 10 °C jsou znázorněny na Obrázku 14. Už na první pohled je viditelné, že průběhy měření jsou podobné jako hodnoty u vzorku ovlhčené čistou vodou při teplotě 30 °C, ale začínají na nižších hodnotách emise CO₂. U prvního měření (SUV1) došlo k nejnižší celkové emisi CO₂, kdy její hodnota již na počátku měření byla záporná – 0,47 cm³ cm⁻³ a až postupem času dosahovala kladných hodnot. Nejvyšší počáteční hodnota nastala při druhém měření (SUV2) a stejně jako u ostatních hodnot následovalo rychlé snížení. Jinak všechna měření kromě prvního dne měli na začátku nejvyšší hodnoty emise CO₂. Během tří hodin tok emise klesal a stával se konstantním.



Obrázek 14 - Graf aktuálních emisí CO₂ u vzorku ovlhčovaném čistou vodou, kde SUV1 je měření aktuální emise CO₂ s počáteční objemovou vlhlostí 0,03 cm³ cm⁻³, SUV2 s počáteční objemovou vlhlostí 0,07 cm³ cm⁻³, SUV3 s 0,11 cm³ cm⁻³, SUV4 s 0,15 cm³ cm⁻³, SUV5 s 0,18 cm³ cm⁻³, SUV6 s 0,22 cm³ cm⁻³, SUV7 s 0,26 cm³ cm⁻³, SUV8 s 0,30 cm³ cm⁻³ a SUV9 má počáteční objemovou vlhlost 0,34 cm³ cm⁻³.

Objemové vlhkosti u vzorků ovlhčovaných čistou vodou a měřených při teplotě 10 °C jsou znázorněny v Příloze 3. U tohoto měření je hned na první pohled viditelné, že počáteční objemová vlhlost se od konečné objemové vlhkosti nemění. Pouze při měření SUV4 se konečná hodnota snížila.

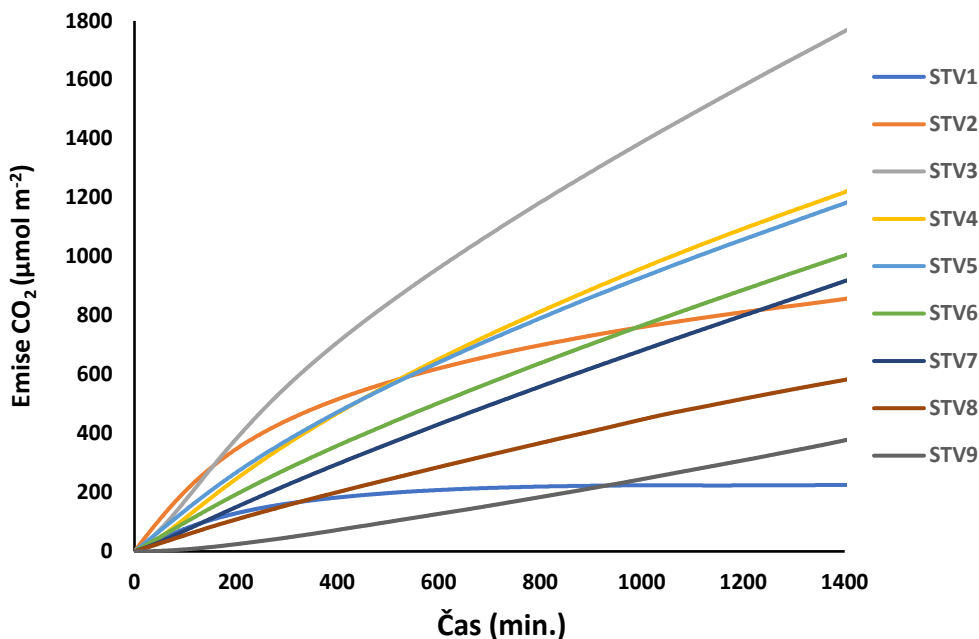
Výsledky aktuální emise CO₂ naměřené při ovlhčování vzorku sulfamethoxasolem a sušené v klimaboxu při teplotě 10 °C jsou znázorněny na Obrázku 15. Hodnoty vykazují podobný průběh jako u vzorku ovlhčené vodou. Znovu při prvním měření (SUS1) nastala nejnižší celkové emisi CO₂, kdy počáteční hodnota byla záporná – 0,02 cm³ cm⁻³ a za nějaký čas dosáhla kladných hodnot. Všechny hodnoty, krom hodnot prvního dne měli na začátku nejvyšší hodnoty emise CO₂. Po dobu 90 min. tok emise klesal a stával se konstantním. Nejvyšší počáteční hodnota nastala při druhém měření (SUS2).



Obrázek 15 - Graf aktuálních emisí CO_2 u vzorku ovlhčovaném sulfamethoxasolem, kde SUS1 je měření aktuální emise CO_2 s počáteční objemovou vlhkostí $0,03 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUS2 s počáteční objemovou vlhkostí $0,07 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUS3 s $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUS4 s $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUS5 s $0,19 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUS6 s $0,23 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUS7 s $0,27 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUS8 s $0,31 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ a SUS9 má počáteční objemovou vlhkost $0,35 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$.

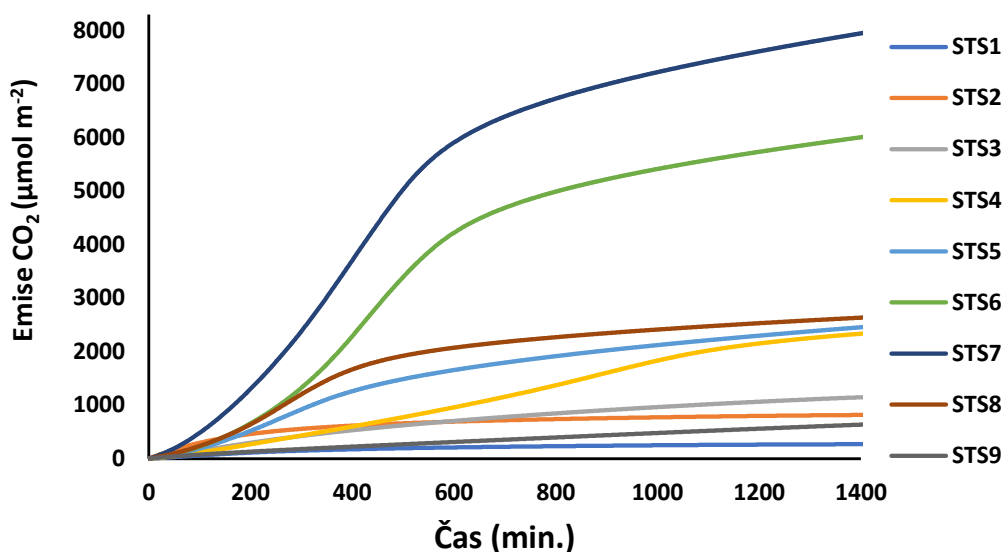
U posledního vzorku, který byl ovlhčován sulfamethofasolem a sušen při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$, vykazovala objemová vlhkost velmi podobné začáteční i konečné hodnoty měření. Pouze první a sedmý den se konečná objemová vlhkost snížila o jednu setinu $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Zjištěné hodnoty jsou zaznamenány v Příloze 4.

Dále pro lepší přehled byla data aktuální emise CO_2 vyjádřena kumulativně. Kumulativní emise u vzorku ovlhčeném čistou vodou při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$ je znázorněna na Obrázku 16, kde hodnoty prvních tří měření se zvyšují. Nejvyšší hodnotu má třetí měření, které začínalo na objemové vlhkosti $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. S dalším ovlhčováním se kumulativní emise opět snižují. Čtvrté a páté měření bylo velice podobné, ostatní hodnoty jsou od sebe zřetelně odlišné.



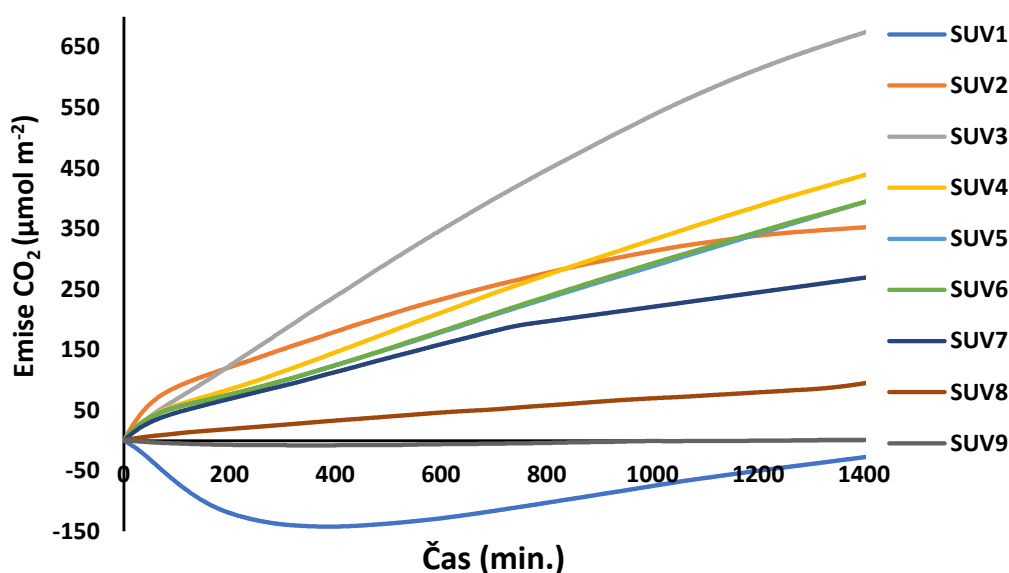
Obrázek 16 - Graf kumulativních emisí CO_2 u vzorku ovlhčovaném čistou vodou při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$, kde STV1 je s počáteční objemovou vlhkostí $0,03\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STV2 s počáteční objemovou vlhkostí $0,07\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STV3 s $0,11\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STV4 s $0,14\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STV5 s $0,18\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STV6 s $0,22\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STV7 s $0,26\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STV8 s $0,29\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$ a STV9 má počáteční objemovou vlhkost $0,34\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$.

Na Obrázku 17 je popsán průběh kumulativní emise u vzorku ovlhčovaném sulfamethoxasolem při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$. Prvních pět hodnot se postupným ovlhčováním pomalu zvyšovalo. Větší nárůst nastává u šestého měření, kde se hodnota od ostatních viditelně oddálí. Největší hodnoty vykazuje sedmé měření, které začínalo na objemové vlhkosti $0,25\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$. U osmého měření je zřejmý pokles hodnot a deváté měření je dost podobné první hodnotě.



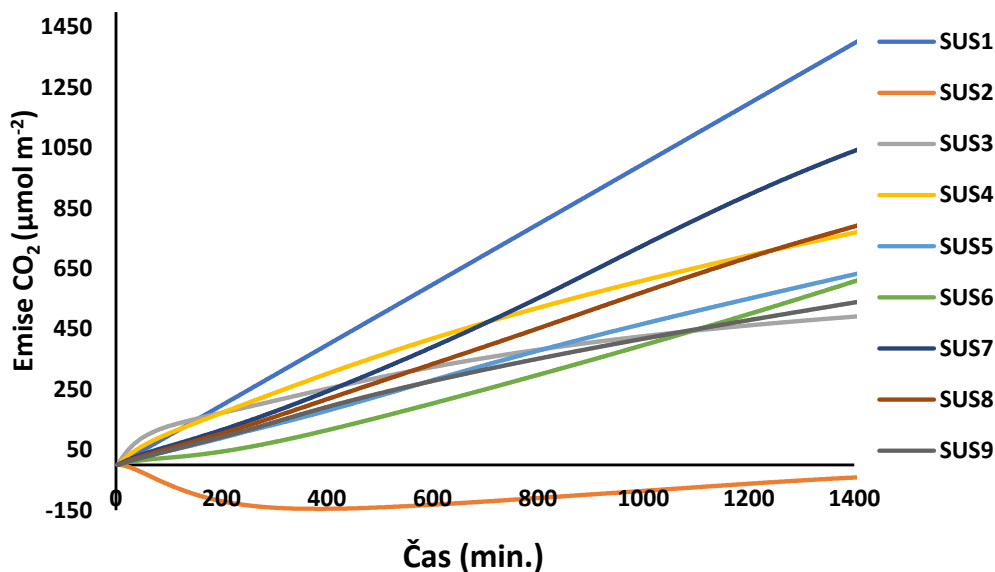
Obrázek 17 - Graf kumulativních emisí CO_2 u vzorku ovlhčovaném sulfamethoxasolem při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$, kde STS1 je s počáteční objemovou vlhkostí $0,03\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STS2 s počáteční objemovou vlhkostí $0,06\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STS3 s $0,11\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STS4 s $0,14\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STS5 s $0,18\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STS6 s $0,22\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STS7 s $0,25\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, STS8 s $0,29\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$ a STS9 má počáteční objemovou vlhkost $0,32\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$.

U vzorku ovlhčovaného čistou vodou při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$ je průběh kumulativní emise vidět na Obrázku 18. Kde první hodnota klesá k záporným číslům, ale už druhé měření vykazuje kladné hodnoty. Nejvyšší nárůst nastává při třetím měření, které začínalo na objemové vlhkosti $0,11\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$. U čtvrtého a pátého měření nastává značný pokles. Šesté měření má nečekaně zvýšené hodnoty, a od sedmého měření znovu nastává pokles, kdy deváté měření splývá s pátým měření a x osou.



Obrázek 18 - Graf aktuálních emisí CO_2 u vzorku ovlhčovaném čistou vodou při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$, kde SUV1 je s počáteční objemovou vlhkostí $0,03\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUV2 s počáteční objemovou vlhkostí $0,07\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUV3 s $0,11\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUV4 s $0,15\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUV5 s $0,18\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUV6 s $0,22\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUV7 s $0,26\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUV8 s $0,30\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$ a SUV9 má počáteční objemovou vlhkost $0,34\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$.

Poslední hodnoty kumulativní emise jsou vidět na Obrázku 19, půdní vzorek byl ovlhčován sulfamethoxasolem při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$. Nejvyšší hodnoty vykazuje hned první měření, které začínalo na objemové vlhkosti $0,03\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$. Druhé měření prudce klesá až k záporným hodnotám, naopak hodnoty třetího a čtvrtého měření se zvyšují a nabývají opět kladných čísel. U pátého a šestého měření přichází pokles hodnot, ale už se hodnoty nedostávají do záporu. Sedmé měření má hodnoty opět vyšší. S dalším ovlhčováním se kumulativní emise znovu snižuje.

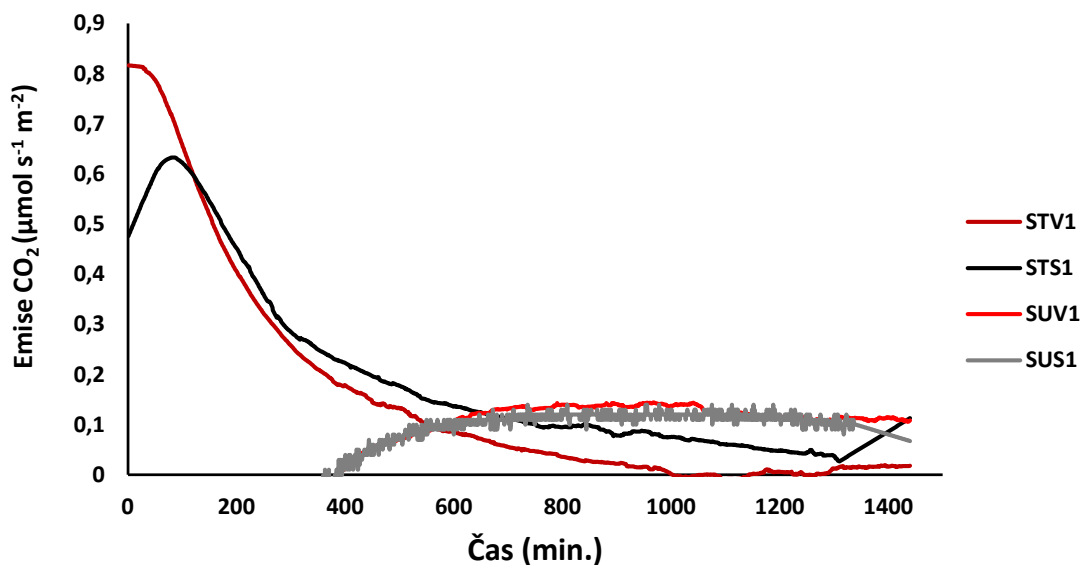


Obrázek 19 - Graf kumulativních emisí CO_2 u vzorku ovlhčovaném sulfamethoxasolem při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$, kde SUS1 je s počáteční objemovou vlhkostí $0,03\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUS2 s počáteční objemovou vlhkostí $0,07\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUS3 s $0,11\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUS4 s $0,15\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUS5 s $0,19\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUS6 s $0,23\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUS7 s $0,27\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$, SUS8 s $0,31\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$ a SUS9 má počáteční objemovou vlhkost $0,35\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$.

5.1.4 Vliv teploty na emise CO_2 z půdy

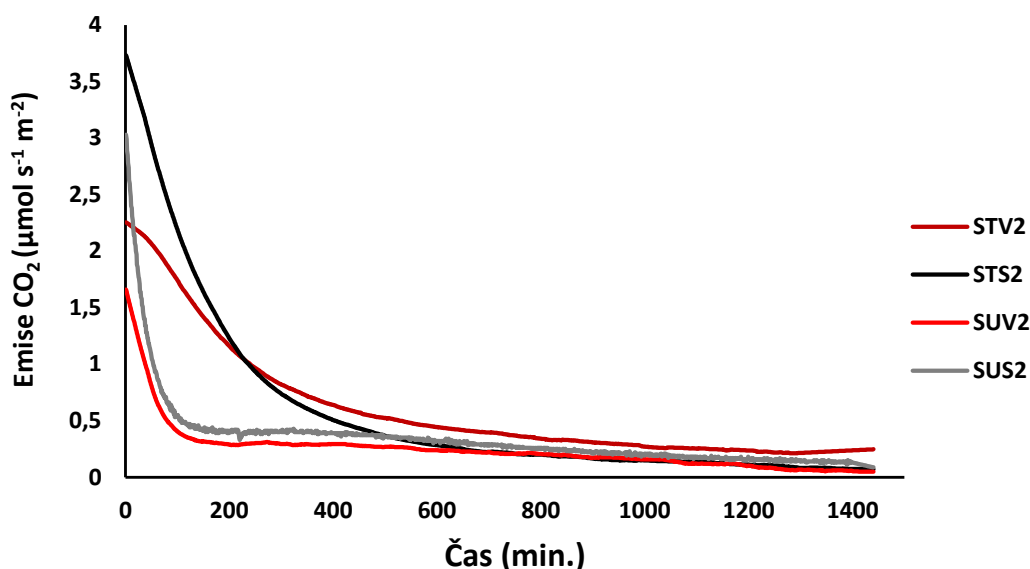
Ze všech čtyř experimentů bylo vytvořeno devět grafů, které popisují rozdíly aktuálních emisí CO_2 jak mezi teplotami, tak mezi čistou vodou a roztokem sulfamethoxasolu. Každý z grafů se zaměřuje na průběh měření v určitý den po dobu 1400 minut. Mezi sebou byly porovnávány vzorky po ovlhčování čistou vodou a při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$ (STV) se vzorkem po ovlhčování roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$ (STS), dále se vzorkem po ovlhčování čistou vodou při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$ (SUV) a se vzorkem po ovlhčování roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$ (SUS). Jednotlivé průběhy měření jsou podrobněji vidět na Obrázku 20 - 28.

První vlhkostní krok je popsán na Obrázku 20, kde je vidět, že hodnoty u vzorku ovlhčené čistou vodou a roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$ s počáteční objemovou vlhkostí $0,03\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$ mají nejprve svůj maximální nárůst, poté nastává prudké klesání. Naopak vzorky ovlhčené čistou vodou a roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$ se stejnou počáteční objemovou vlhkostí $0,03\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$ mají průběh opačný. Nejprve dosahují záporných hodnot, poté se jejich hodnoty zvyšují. První měření má tzv. sinusoidní průběh. Což znamená, že se hodnoty za určitý čas zvyšují, následně snižují a tento proces se opakuje do konce měření.



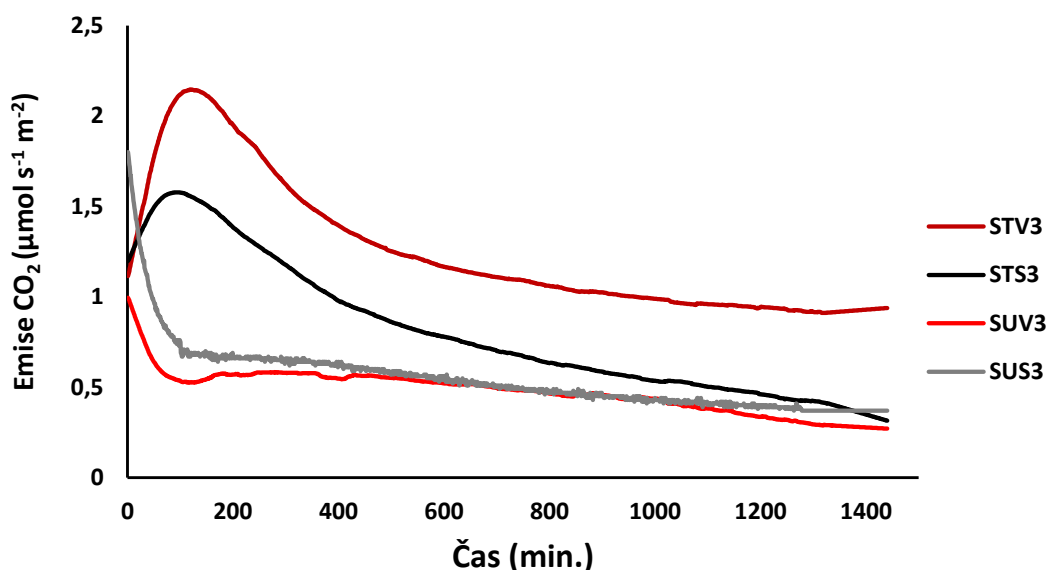
Obrázek 20 – Porovnání aktuálních emisí CO_2 při prvním vlhkostním kroku, kde STV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$, STS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$, SUV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$, a SUS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu a při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$.

Aktuální emise při druhém vlhkostním kroku měla průměrnou počáteční objemovou vlhkost $0,07\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$. Všechny čtyři experimenty měly stejný průběh Obrázek 21. Nejvyšší hodnoty byly na počátku měření, kdy největšího maxima dosahoval vzorek ovlhčený roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$. Následoval prudký pokles, i tady se hodnoty zastavily na stejném bodě a další ovlhčování pokračovalo za konstantních hodnot, kdy nejnižší hodnoty měl vzorek ovlhčený čistou vodou při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$.



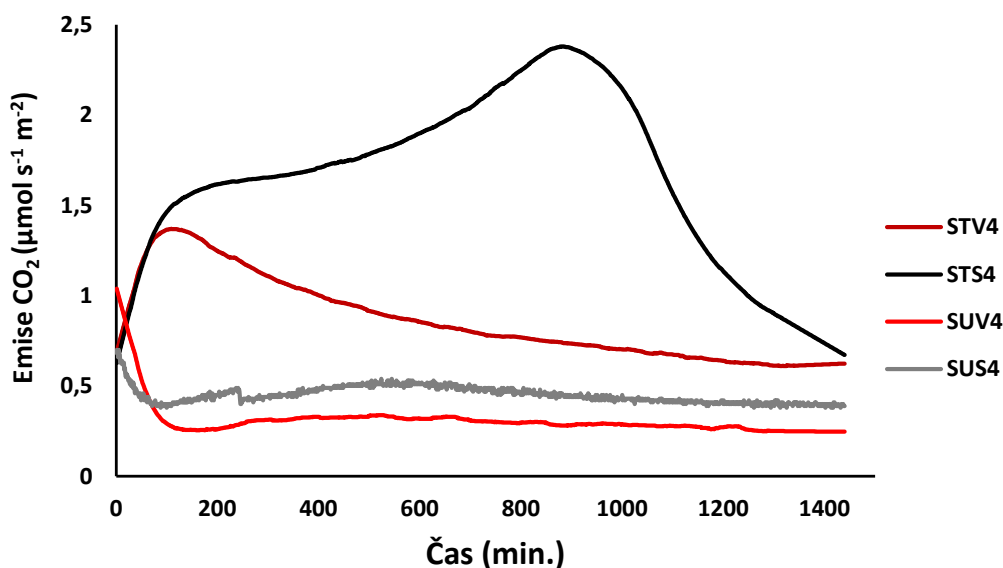
Obrázek 21 – Porovnání aktuálních emisí CO_2 při druhém vlhkostním kroku, kde STV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$, STS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$, SUV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$, a SUS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu a při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$.

Na Obrázku 22 kde je popsáný průběh aktuální emise CO_2 při třetím vlhkostním kroku je vidět, že všechny vzorky mají počáteční objemovou vlhkost $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Vzorek ovlhčený čistou vodou (STV) a roztokem sulfamethoxasolu (STS) při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$ mají stejný průběh. Jen vzorek se sulfamethoxasole má několikanásobně větší hodnoty. S jejich počáteční objemovou vlhkostí $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Následoval nárůst hodnou do maxima a pak jejich pokles. Hodnoty u vzorku STV3 po poklesu zůstávají konstantní, ale u vzorku STS3 neustále klesají. Naopak vzorky SUV3 a SUS3 při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$, začínali na stejné počáteční objemové vlhkosti, ale jejich hodnoty nejprve klesaly, chvíli byly konstantní a poté opět klesaly.



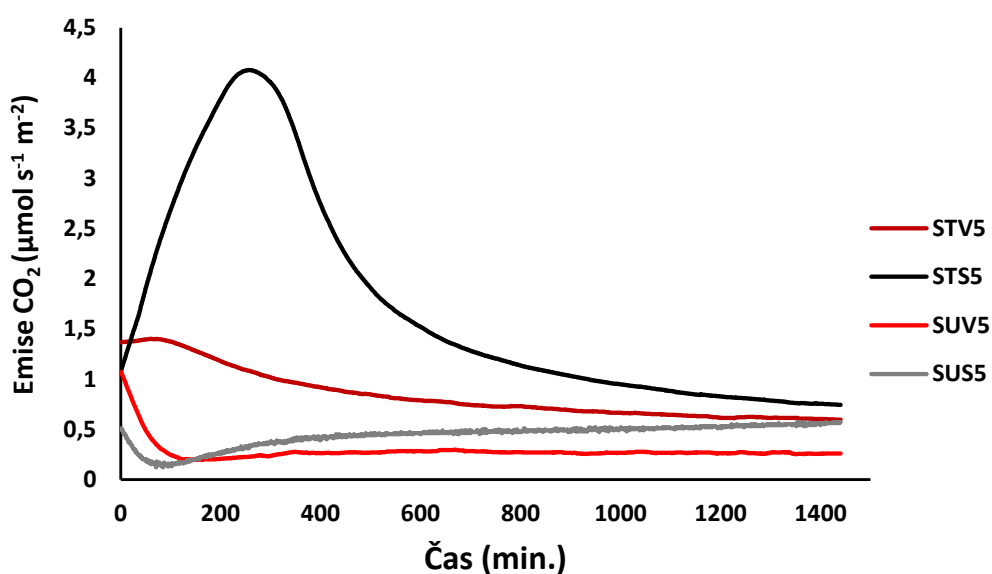
Obrázek 22 – Porovnání aktuálních emisí CO_2 při třetím vlhkostním kroku, kde STV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$, STS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$, SUV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$, a SUS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu a při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$.

Porovnávání průběhů aktuální emise CO_2 při čtvrtém vlhkostním kroku jsou viditelné na Obrázku 23. Kde průměrnou počáteční objemovou vlhkostí je $0,145 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Vzorky při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$ mají stejný průběh, jejich počáteční hodnoty klesají k jejich minimu a od té doby mají konstantní průběh. Vzorek ovlhčený čistou vodou při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$, má naopak své počáteční hodnoty rostoucí, poté klesají, a nakonec se stávají konstantní. Tyto tři vzorky se pohybují na podobném rozmezí hodnot, ale vzorek ovlhčený roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$ má své hodnoty několika násobně vyšší a liší se v tom, že jeho maximum nastává až ke konci měření. Do té doby jsou jeho hodnoty rostoucí a po maximum prudce klesají.



Obrázek 23 – Porovnání aktuálních emisí CO_2 při čtvrtém vlhkostním kroku, kde STV je vzorek ovhčován čistou vodou a při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$, STS je vzorek ovhčován roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$, SUV je vzorek ovhčován čistou vodou a při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$, a SUS je vzorek ovhčován roztokem sulfamethoxasolu a při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$.

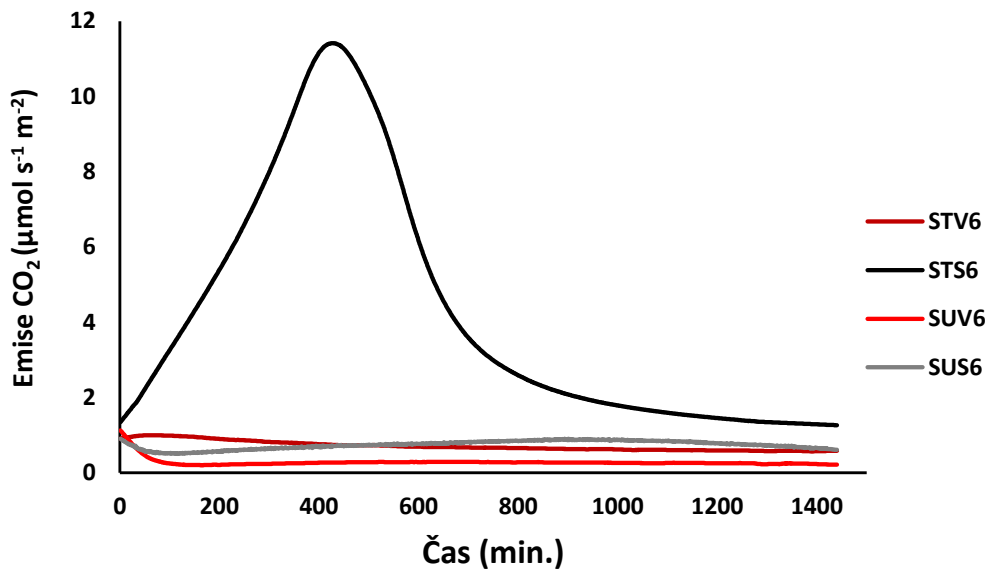
Pátý vlhkostní krok aktuální emise CO_2 s průměrnou počáteční objemovou vlhkostí $0,18\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$ je vidět na Obrázku 24. Kde hodnoty u vzorku ovhčeném roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$ mají několika násobně větší hodnot než měření u ostatních vzorků. Počáteční hodnoty nabývají maxima, poté nastává prudký pokles a průběh se stává konstantní. U vzorku STV je na začátku měření menší růst hodnot, která po chvíli klesá a stává se konstantní. Stejný průběh až na počáteční snížení hodnot nastává u vzorku ovhčeným čistou vodou při $10\text{ }^\circ\text{C}$. A vzorek SUS5 má pokles počátečních hodnot, které přecházejí k pozvolnému růstu.



Obrázek 24 – Porovnání aktuálních emisí CO_2 při pátém vlhkostním kroku, kde STV je vzorek ovhčován čistou vodou a při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$, STS je vzorek ovhčován roztokem sulfamethoxasolu při

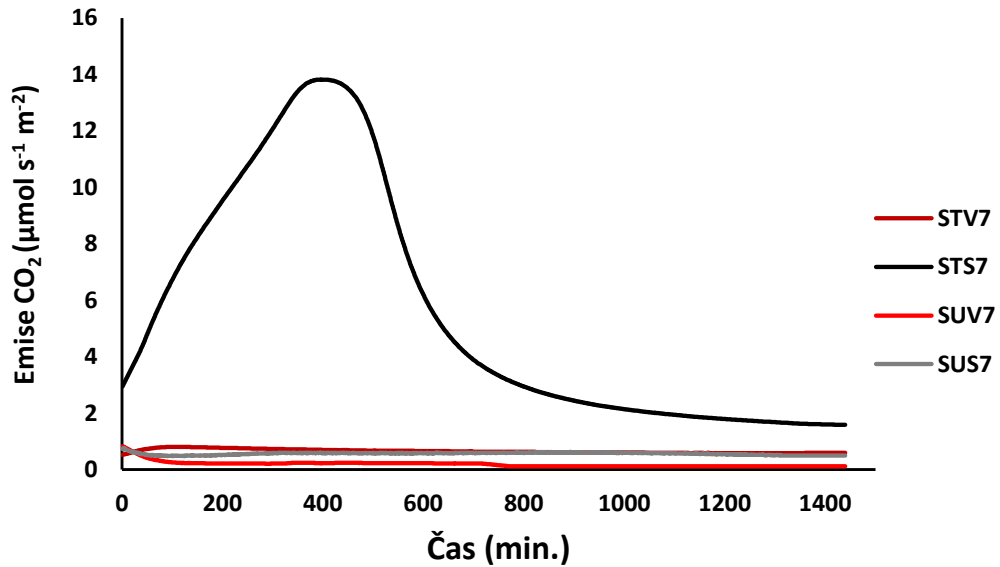
teplotě 30 °C, SUV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě 10 °C, a SUS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu a při teplotě 10 °C.

Na obrázku 25 je vidět šestý vlhkostní krok aktuální emise CO₂ s průměrnou počáteční objemovou vlhkostí 0,22 cm³ cm⁻³. Od tohoto kroku měření je viditelná změna u vzorku ovlhčeném Sulfamethoxasolem při teplotě 10 °C. Kde Sulfamethoxasol má minimální vliv na emisi CO₂ z půdy a má podobný průběh a podobné hodnoty jako vzorek ovlhčený vodou při teplotě 10 °C a 30 °C. Z toho vyplývá, že vzorky STV6, SUV6 a SUS6 měly podobný průběh a pohybovaly se při podobných hodnotách. Nejnižší naměřené hodnoty měl vzorek ovlhčený čistou vodou při 10 °C. Nejvyšší hodnoty aktuální emise měl vzorek ovlhčený sulfamethaxasolem při teplotě 30 °C, na počátku jeho hodnoty pozvolna rostli, a díky tomu se několikanásobně oddálili od předchozích tří vzorků. Když STS6 nabyl svých maximálních hodnot, začal jeho průběh klesat.



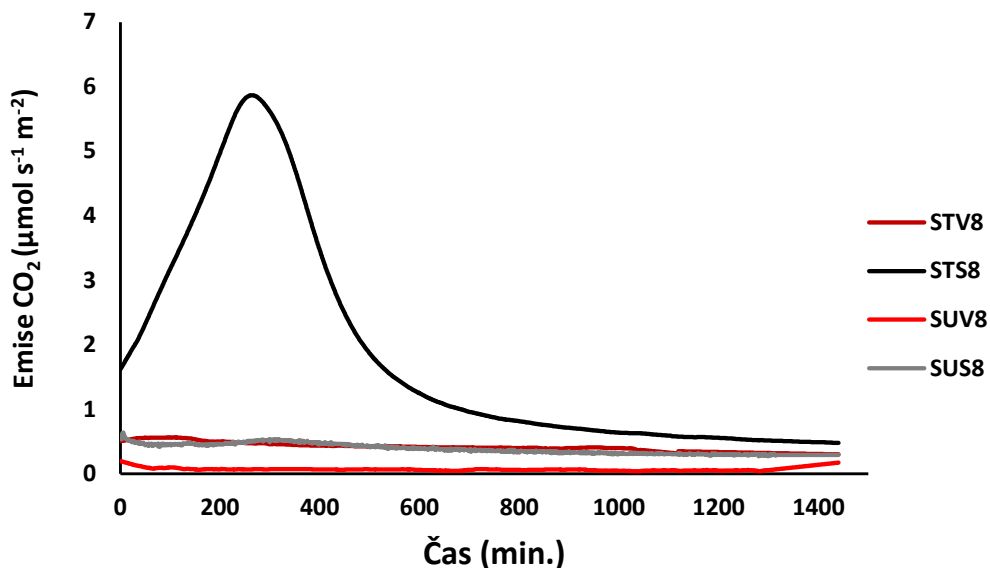
Obrázek 25 – Porovnání aktuálních emisí CO₂ při šestém vlhkostním kroku, kde STV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě 30 °C, STS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu při teplotě 30 °C, SUV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě 10 °C, a SUS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu a při teplotě 10 °C.

U sedmého vlhkostního kroku aktuální emise CO₂ s průměrnou počáteční objemovou vlhkostí 0,26 cm³ cm⁻³, nebyl průběh měření nijak odlišný od vlhkostního kroku šest. Největší hodnoty byly naměřeny u vzorku STS7, který byl ovlhčený roztokem sulfamethoxasolu při teplotě 30 °C. Opět jeho průběh nejprve nabýval vysokých hodnot a poté klesal. Hodnoty u vzorků STV7, STS7 a SUS7 měli podobný průběh i konstantní hodnoty. Nejnižší hodnoty opět byly naměřeny u vzorku (SUV7) ovlhčeném čistou vodou při teplotě 10 °C.



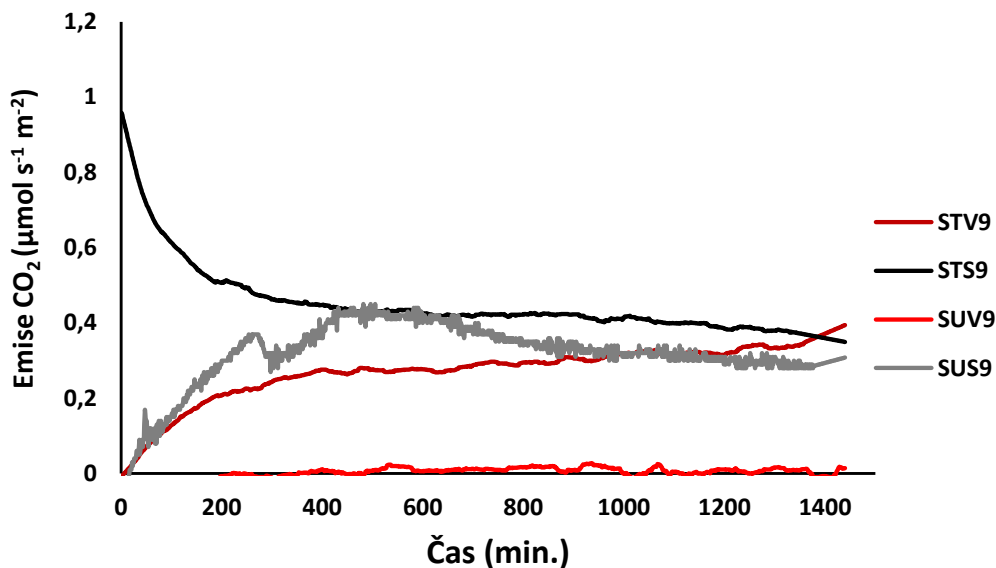
Obrázek 26 – Porovnání aktuálních emisí CO_2 při sedmém vlhkostním kroku, kde STV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$, STS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$, SUV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$, a SUS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu a při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$.

Průběh aktuální emise CO_2 s průměrnou počáteční objemovou vlhkostí $0,30\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$ je porovnán na Obrázku 27, kde hodnota vzorku ovlhčeného čistou vodou při $30\text{ }^\circ\text{C}$ a vzorku ovlhčeného roztokem sulfamethoxasolu při $10\text{ }^\circ\text{C}$ měli podobné hodnoty i průběh. Průběh byl zcela konstantní, žádné velké výkyvy při měření. Vzorek SUV8 měl během svého měření nejnižší hodnoty. A vzorek STS8 měl opět několikanásobně větší hodnoty, které nejprve rychle rostli a poté rychle klesali.



Obrázek 27 – Porovnání aktuálních emisí CO_2 při osmém vlhkostním kroku, kde STV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$, STS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $30\text{ }^\circ\text{C}$, SUV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$, a SUS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu a při teplotě $10\text{ }^\circ\text{C}$.

U posledního devátého vlhkostního kroku s průměrnou počáteční objemovou vlhkostí $0,34 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ Obrázek 28 je vidět, že naměřené hodnoty se liší od ostatních vlhkostních kroků u každého vzorku. Pouze vzorek ovlhčený čistou vodou při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$ má návaznost na předchozí kroky, jeho hodnoty jsou nejnižší a konstantní. Největší rozdíly byly u vzorku STS9, při předchozích vlhkostních krocích jeho hodnoty rostly, ale u devátého vlhkostního kroku jeho hodnoty neustále klesali. U vzorku ovlhčeném roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$ naopak hodnoty viditelně rostli i vzorek STV9 měl rostoucí křivku nikoliv klesající a konstantní.



Obrázek 28 – Porovnání aktuálních emisí CO_2 při devátém vlhkostním kroku, kde STV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$, STS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$, SUV je vzorek ovlhčován čistou vodou a při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$, a SUS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu a při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$.

Na základě grafů aktuální i kumulativní emise CO_2 z půdy byla sestavena tabulka maximálních hodnot pro každý vlhkostní krok. Kde STV je vzorek ovlhčován čistou vodou při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$. STS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$, SUV je vzorek ovlhčován čistou vodou při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$ a SUS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu a při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$.

U aktuální emise STV byla největší naměřená hodnota při druhém ovlhčení, po dalším ovlhčení se hodnoty postupně snižovaly. Vzorek STS měl průběh aktuální emise pozvolna rostoucí, kdy největší maximum dosáhl při sedmém ovlhčovacím kroku, poté následovalo rychlé snížení. Aktuální emise u vzorku SUV a SUS měla konstantní průběh, jejich maximální hodnota nabyla při druhém ovlhčení, ale nebyla tak vysoká jako u vzorků při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$. Hodnoty u kumulativních emisí CO_2 z půdy byly několika násobně vyšší. Kumulativní emise u vzorku STV měla největšímu maximu při třetím ovlhčení, poté následovalo pozvolné snižování hodnot. U kumulativní emise STS došlo k největšímu maximu při sedmém ovlhčovacím kroku, do té doby byl pozvolný nárůst hodnot. Kumulativní emise u vzorků SUV

a SUS začínaly svá maxima na záporných hodnotách, následoval nárůst hodnot. Největší maximum u kumulativní emise SUV nastala při třetím odvlhčovacím kroku, a u kumulativní emise SUS až při šestém ovlhčení.

Tabulka 10 – Maximální hodnoty aktuální i kumulativní emise CO₂ z půdy. Kde STV je vzorek ovlhčován čistou vodou při teplotě 30 °C, STS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu při teplotě 30 °C, SUV je vzorek ovlhčován čistou vodou při teplotě 10 °C a SUS je vzorek ovlhčován roztokem sulfamethoxasolu a při teplotě 10 °C.

		Vlhkosní kroky								
		1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.
STV	maxNCER	0,82	2,26	2,15	1,37	1,40	1,00	0,81	0,57	0,39
	kumulativní emise	226,21	865,83	1802,01	1243,42	1204,56	1027,20	940,30	593,69	391,84
STS	maxNCER	0,63	3,73	1,58	2,38	4,08	11,42	13,82	5,87	0,96
	kumulativní emise	274,77	818,00	1158,66	2361,42	2484,23	6055,10	8010,11	2652,72	648,35
SUV	maxNCER	0,14	1,66	0,99	1,04	1,07	1,13	0,83	0,19	0,03
	kumulativní emise	-0,47	354,23	684,90	448,21	404,09	402,62	273,77	100,86	1,43
SUS	maxNCER	0,14	3,03	1,80	0,70	0,57	0,91	0,75	0,64	0,45
	kumulativní emise	-0,02	495,57	784,79	647,89	631,94	1067,54	811,32	550,30	457,35

6 Diskuze

Půdní respirace je komplexní parametr, který je ovlivňován spoustou různých faktorů, ať už chemických (například aktivní a výměnná půdní reakce, obsah organického uhlíku a uhličitánů v půdních vzorcích a salinita půdy) nebo fyzikálních (zrnitostní složení, pórovitost a specifická hmotnost půdy), (Zhong et al. 2016).

Půdní vzorky byly odebrány z Demonstračních a pokusných pozemků České zemědělské univerzity v Praze – Suchdol (Česká republika), kde byla půda klasifikována jako černozem modální. Z těchto odebraných vzorků se dále určovali základní chemické a fyzikální vlastnosti, jejich zjištěné hodnoty jsou pro tento půdní typ černozem typické.

Experiment probíhal sledováním aktuálních emisí CO_2 na 4 půdních vzorcích o stejném objemu. První vzorek (STV), byl ovlhčován čistou vodou při teplotě 30 °C. Druhý vzorek (STS), byl ovlhčován sulfamethoxasolem při teplotě 30 °C. Třetí vzorek (SUV), byl ovlhčován čistou vodou při teplotě 10 °C čtvrtý vzorek (SUS), byl ovlhčován sulfamethoxasolem při teplotě 10 °C po dobu 9 dnů. Každý vzorek byl měřen po dobu 9 dnů každou minutu v uzavřeném klimaboxu bez světla.

U vzorku ovlhčeného sulfamethoxasolem při teplotě 10°C byl průběh emisí CO_2 u všech měření klesající, první měření dokonce vykazovalo záporných hodnot. Hodnoty klesly až do minima, odkud dále průběh emisí CO_2 rostl. Vzorek ovlhčený sulfamethoxasolem při teplotě 30°C měl průběh aktuální emisí CO_2 vždy na počátku rostoucí až do maxima. Po dosažení maxima, jeho hodnoty klesaly. Průběh aktuální emisí CO_2 u vzorku ovlhčeném čistou vodou při teplotě 10 °C byl podobný jako u vzorku ovlhčeného sulfamethoxasolem při teplotě 10 °C. První naměřená hodnota vykazovala záporných hodnot, každé další měření mělo počáteční průběh klesající až do minima, odkud hodnoty pozvolna rostly. Vzorek ovlhčený čistou vodou při teplotě 30 °C, měl podobný průběh jako vzorek ovlhčený sulfamethoxasolem při teplotě 30 °C, ale jeho hodnoty byly dvakrát nižší. Na začátku všech měření byly hodnoty rostoucí. Po dosažení maxima klesaly. U posledního vzorku se objevil tzv. Birch efekt, který je pojmenován podle pana Bircha (1958), který ve své studii popisuje, že i po aplikaci vody na suchý vzorek dojde ke zvýšené emisí CO_2 , které se následně v čase snižuje. Takový průběh měření je vidět i v mé bakalářské práci. Kdy u vzorků ovlhčených čistou vodou a roztokem Sulfamethoxasolu při teplotě 30 °C jsou zaznamenány stejné průběhy měření. Nejprve po ovlhčení vzorku hodnoty emisí vrůstaly a v průběhu času se snižovaly.

Při měření aktuální emisí CO_2 z půdy po ovlhčování čistou vodou při teplotě 30 °C jsme zjistili u všech devíti měření odlišný průběh oproti měření při teplotě 10 °C. V průběhu měření u vzorku ovlhčeném vodou při teplotě 30 °C se hodnoty emisí CO_2 nejprve zvyšovali do 200 min., kdy dosáhli svého maxima a poté a klesly. Vzorek ovlhčený roztokem sulfamethoxasolu při teplotě 30 °C měl své maximum při 400 min. Což nám ukazuje, že hodnoty u vzorku ovlhčeném sulfamethoxasolem při teplotě 30 °C dvakrát déle rostly do svého maxima než vzorek ovlhčený vodou při teplotě 30 °C. Měření aktuální emisí CO_2 u vzorku ovlhčeném vodou a sulfamethoxasolem při teplotě 10 °C mělo opačný průběh, než

tomu bylo u vzorků měřených při teplotě 30 °C. Na začátku každého měření měly hodnoty emise CO₂ klesající průběh. V čase 150 min. dosáhli svého minima a hodnoty začaly velmi pomalu růst. Naše výsledky u vzorků měřených při teplotě 10 °C jsou v rozporu s výsledky dalších studií (Xu et al. 2004; Moyano et al. 2012; Fér et al. 2018a), které sledují zvýšení emisí CO₂ z půdy až do dosažení bodu maxima, odkud se pak aktuální emise CO₂ z půdy opět snižují.

Hu et al. (2020), který se zabývali výzkumem emisí CO₂ z půdy podle sklonitosti svahu, uvádí, že čím menší je sklon území, tím větší je emise CO₂ z půdy. Je tomu tak, protože čím má plocha větší sklon, tím je rychlejší odtok vody a živin. Proto při menší sklonitosti svahu má emise CO₂ menší hodnoty. Tyto výsledky odpovídají výsledkům této bakalářské práce. Vzorky byly odebrány na Demonstračních a pokusných pozemcích České zemědělské univerzity v Praze – Suchdol, které slouží k pěstování zeleniny a ovoce. Tyto pozemky mají rovnou plochu, proto naše naměřené výsledky hodnot emise CO₂ nebyly tak vysoké jako tomu je u jiných studií (Fér et al. 2018a).

Ovlhčování půdy vede ke zvýšení emise CO₂ až do určité vlhkosti například Yuste et al. (2007) a Jiang (2015) zjistili, že se emise CO₂ zvyšuje až do vlhkosti 0,20 cm³ cm⁻³, ale dle Rey et al. (2002) je uvedená hodnota 0,30 cm³ cm⁻³. Z toho je zřejmé, že se pro každý typ půdy liší její hodnota plného nasycení vodou, samozřejmě bude záležet i na zrnitostním složení půdy.

Další studie, které popisují průběh emise CO₂ podle vlhkosti půdy a konektivity pórů s vodou jsou v souladu s touto bakalářskou prací. Yan et al. (2016) tvrdí, že snížená vlhkost půdy způsobuje nízkou konektivitu pórů s vodou a díky tomu i nižší dostupnost organického uhlíku. Tak dojde ke snížení mikrobiální aktivity a jejich respiraci v půdě, proto mohou počáteční hodnoty emise CO₂ po prvním ovlhčení růst. Tomu tak bylo u vzorků ovlhčených čistou vodou při teplotě 30 °C a sulfamethoxasolem při teplotě 30 °C, kdy počáteční hodnoty rostly. Emise CO₂ se začala snižovat při vysokém nasycení půdy vodou (dosažení maxima), protože tak dochází ke snížené aktivitě mikroorganismů vlivem zhoršení podmínek pro jejich dýchání jak se popsáno třeba v pracích (Yan et al. 2016; Fér et al. 2018a). To vysvětluje, proč se hodnoty emise CO₂ po dosažení svého bodu maxima (při zvyšující se vlhkosti) opět snižují.

Své naměřené průběhy aktuálních emisí CO₂ u vzorku ovlhčeného vodou a sulfamethoxasolem při teplotě 10 °C a u vzorku ovlhčeného vodou a sulfamethoxasolem při teplotě 30 °C jsem porovnávala s bakalářskou prací Kalkušová (2019), která také zkoumala vliv čisté vody a sulfamethoxasolu na emise CO₂ z půdy při teplotě 20 °C na vzorcích odebraných z fluvizemě modální. Vzorky ovlhčené vodou při teplotě 10 °C a při teplotě 20 °C měli stejné průběhy měření emise CO₂, při všech měřeních se jejich hodnoty snižovaly. Maximální hodnota u obou vzorků byla naměřena při druhém ovlhčení čistou vodou s počáteční objemové vlhkosti vzorku při teplotě 10 °C 0,07 cm³ cm⁻³, a při teplotě 20 °C 0,06 cm³ cm⁻³. Jediným rozdílem bylo, že vzorek ovlhčený vodou při teplotě 10 °C u prvního měření vykazoval záporných hodnot – 0,47 μmol s⁻¹ m⁻². Vzorek ovlhčený vodou při teplotě 30 °C měl opačný průběh měření, než tomu bylo u vzorku ovlhčené vodou při teplotě 10 °C a 20 °C. Při všech měřeních jeho hodnoty emise CO₂ rostly. Maximální hodnota 2,26 μmol s⁻¹

m^{-2} byla naměřena při druhém ovlhčení vodou s počáteční objemovou vlhkostí $0,07 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Dosažením maxima opět hodnoty emise CO_2 klesaly. Vzorky ovlhčené roztokem sulfamethoxasolu při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ měly u prvního měření podobné průběhy aktuální emise CO_2 , kdy hodnoty u obou vzorků vykazovaly záporné hodnoty, u vzorku při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$ byla nejnižší hodnota $-0,02 \text{ } \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ a vzorku při teplotě $20 \text{ }^\circ\text{C}$ byla nejnižší hodnota $-0,0153 \text{ } \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$. Vzorek ovlhčený sulfamethoxasolem při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$ měl všechny hodnoty z počátku klesající, dosažením svého minima hodnoty emise CO_2 začaly růst. Vzorek ovlhčený sulfamethoxasolem při teplotě $20 \text{ }^\circ\text{C}$ a $30 \text{ }^\circ\text{C}$ měli až na první hodnoty stejný průběh měření. Hodnoty aktuální emise CO_2 u každého měření rostli až do maximálního bodu. Dosažením maxima opět hodnoty emise CO_2 klesaly. Maximální hodnota půdní emise u vzorku ovlhčené sulfamethoxasolem při teplotě $20 \text{ }^\circ\text{C}$ byla $7,5 \text{ } \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ naměřená u půdního vzorku s počáteční objemovou vlhkostí $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ a u vzorku ovlhčeném sulfamethoxasolem při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$ byla $13,82 \text{ } \mu\text{mol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ naměřená u půdního vzorku s počáteční objemovou vlhkostí $0,25 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$.

V práci Fér et al. 2020 byl použit vzorek půdy ze stejného půdního typu jako v této BP a to vzorek z černozemě modální. Při aplikaci sulfamethoxasolu při teplotě $20 \text{ }^\circ\text{C}$ byly zjištěny stejné průběhy emise CO_2 , jako u vzorku ovlhčené sulfamethoxasolem při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$, kde jeho hodnoty byly mnohem vyšší, než hodnoty naměřené při teplotě $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Průběh aktuální emise CO_2 při všech měřeních nejprve rostl až do svého maxima. Po dosažení maxima jeho hodnoty klesaly. Vzorek ovlhčený sulfamethoxasolem při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$ měl hodnoty mnohem nižší a odlišný průběh, než tomu bylo při teplotě $20 \text{ }^\circ\text{C}$ a $30 \text{ }^\circ\text{C}$. První měření vzorku při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$ vykazovalo záporných hodnot, každá další naměřená hodnota po ovlhčení měla stále klesající průběh. Hodnoty klesaly až do svého minima, a po jeho dosažení začaly pozvolna růst. U vzorků ovlhčených čistou vodou při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ měla aktuální emise CO_2 podobný průběh jako u vzorku ovlhčené sulfamethoxasolem při teplotě $10 \text{ }^\circ\text{C}$. První hodnota také vykazovala záporných hodnot. Každé měření začínalo poklesem hodnot až do minima, odkud hodnoty postupně rostly. Vzorek ovlhčený čistou vodou při teplotě $30 \text{ }^\circ\text{C}$ měl průběh aktuální emise CO_2 vždy na počátku rostoucí až do maxima. Po dosažení maxima, jeho hodnoty klesaly.

Sulfamethoxazol patří mezi záporně nabitě sloučeniny, to může mít negativní vliv na jeho sorpci v půdě. Což může být odpuzující důsledek mezi záporně nabitými molekulami a povrchem půdy (Kodešová et al. 2015; Klement et al. 2018). Podle studií, které byly tvořeny již dříve je chování sorpce Sulfamethoxasolu do půdy již známá. Sorpce je téměř zanedbatelná, když se do půdy aplikuje samotný roztok sulfamethoxasolu. V případě, že se do půdy aplikuje s roztokem sulfamethoxasolu další dvě sloučeniny, tak se sorpce může zvyšovat. To zřejmě vzniklo v důsledku, kdy vznikla sorpce pozitivně nabitých sloučenin na negativním povrchu, což vedlo ke snížení odpudivosti látek (Fér et al. 2018b).

Další práce zabývající se vlivem různých farmak na respiraci půdy jsou například v práci (Liu et al. 2008; Conkle & White 2011; Molaei et al. 2017) kde jsou však měřeny emise CO_2 z půdy jako celková nebo efektivní respirace, a ne jako aktuální emise CO_2 z půdy. Dalším

rozdílem jsou použité metody měření, což znamená, že výsledky těchto prací nelze objektivně porovnávat s výsledky této bakalářky.

7 Závěr

Cílem práce bylo prozkoumat vliv teploty, vlhkosti a působení antibiotika sulfamethoxasolu na emisi CO₂ z půdy. Pro experiment byly odebrány půdní vzorky z Demonstračního a pokusného pozemku na půdě České zemědělské univerzity v Praze – Suchdol (Česká republika). Půda byla podle Taxonomického klasifikačního systému určena jako černozem modální. Proběhly čtyři experimenty, během kterých byla měřena aktuální emise CO₂ z půdy při různých teplotách a různých vlhkostech půdy. První experiment (STV) byl ovlhčen čistou vodou při teplotě 30 °C, při druhém experimentu byl vzorek (STS) ovlhčen roztokem sulfamethoxasolu o koncentraci 0,1 mg/l při teplotě 30 °C, při třetím experimentu byl vzorek (SUV) ovlhčen čistou vodou při teplotě 10 °C a při čtvrtém experimentu byl vzorek (SUS) ovlhčen roztokem sulfamethoxasolu o koncentraci 0,1 mg/l při teplotě 10 °C. Každé měření probíhalo 9 dní za tmy v klimaboxu, kde byly měřeny emise oxidu uhličitého a výpar vody na povrchu půdního vzorku pomocí systému LCI-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace. Měření probíhalo za konstantních podmínek (stejná teplota, vlhkost a žádné světlo). Hodnoty aktuálních emisí CO₂ byly zaznamenávány v minutovém intervalu po dobu 20 hodin.

Výsledné hodnoty prokazují rozdílné průběhy aktuálních emisí CO₂ při teplotě 30 °C a při teplotě 10 °C. Významné rozdíly se ukázali i při ovlhčení vzorku vodou nebo roztokem sulfamethoxalu. Po ovlhčení půdního vzorku čistou vodou nebo roztokem sulfamethoxasolu při teplotě 30 °C nabývala emise CO₂ mnohem vyšších hodnot, které se nejprve zvyšovali a poté snižovali. U vzorků při teplotě 10 °C se emise CO₂ ve všech krocích pouze snižovala. Vzorky ovlhčené čistou vodou dosahovali nižších hodnot než vzorky ovlhčené roztokem sulfamethoxasolu, ty měli hodnoty několikanásobně vyšší.

Ovlhčené vzorky čistou vodou nebo roztokem sulfamethoxasolu při teplotě 10 °C měli opačný průběh než vzorky při teplotě 30 °C. První měření aktuálních emisí CO₂ při teplotě 10 °C a počáteční objemové vlhkosti 0,03 cm³ cm⁻³ vykazovalo lehce záporné hodnoty emise CO₂, jehož nejnižší hodnota byla u vzorku s vodou – 0,78 μmol s⁻¹ m⁻² a u vzorku se sulfamethoxasolem – 0,86 μmol s⁻¹ m⁻². Při následujících měření hodnoty aktuální emise rostli. Vzorky ovlhčené čistou vodou a roztokem sulfamethoxasolu při teplotě 30 °C měli na počátku měření naopak rostoucí průběh aktuální emise CO₂. U vzorku ovlhčené sulfamethoxasolem při teplotě 30 °C byly hodnoty rostoucí až do sedmého měření s počáteční objemové vlhkosti 0,25 cm³ cm⁻³ a s maximální hodnotou půdní emise 13,81 μmol s⁻¹ m⁻². Vzorek ovlhčený čistou vodou při teplotě 30 °C měl své maximum několikanásobně nižší 2,26 μmol s⁻¹ m⁻².

Hodnoty výparu, které byli při experimentu naměřené také dosahují odlišné hodnoty u vzorku ovlhčené vodou a u vzorku ovlhčené roztokem sulfamethoxasolu při teplotě 10 °C a při teplotě 30 °C. První měření po ovlhčování vzorku vodou při teplotě 30 °C zaznamenala menší hodnoty výparu, než u vzorku ovlhčené sulfamethoxasolem při teplotě 30 °C, tam byly hodnoty výparu několikanásobně vyšší. Třetí měření u vzorku ovlhčené vodou při teplotě 10 °C nezaznamenalo téměř žádný výpar. U čtvrtého měření ovlhčené sulfamethoxasolem při teplotě 10 °C byly naměřené hodnoty výparu vyšší. Dohromady ale měla měření po

ovlhčování vodou vyšší hodnoty výparu než měření po aplikaci roztoku sulfometaxazolu. Naměřené hodnoty výparu tedy vykazuje opačný trend než hodnoty aktuální emise CO₂.

Na výsledcích je znatelné, že hodnoty a průběhy aktuálních emisí CO₂ u vzorku ovlhčeném čistou vodou se značně liší od aktuálních emisí CO₂ u vzorku ovlhčeném roztokem sulfamethoxasolu. Aplikace roztoku sulfamethoxasolu má zásadní vliv na hodnoty aktuální emise CO₂ z půdy. Značné rozdíly jsou vidět i u průběhu aktuální emise CO₂ při teplotě 10 °C a při teplotě 30 °C. Čím větší teplo, tím jsou vyšší hodnoty aktuálních emisí CO₂. Dále výsledky ukazují, že spojením roztoku sulfamethoxasolu a teploty 30 °C jsou hodnoty aktuální emise CO₂ několikanásobě vyšší.

Pro podrobné prozkoumání vlivu teploty, vlhkosti a dalších farmak nacházejících se v půdách na na půdní emisi by bylo třeba provést řadu dalších měření s různými půdními typy po ovlhčování půdních vzorků různými léčivy či jejich kombinacemi a další měření při odlišných teplotách.

8 Bibliografie

- BIRCH H.**, *The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability.*: Plant and Soil, 1958.
- BLAŽ S, TJAŠA D., LEVIN P, MIRNA M. F, LARA R, SIMONA L, JANEZ H, DAVID S, IVAN M, INES MM**, *Influence of temperature and soil water content on bacterial, archaeal and denitrifying microbial communities in drained fen grassland soil microcosms.* : EMS Microbiology Ecology, 2008. stránky Pages 110–122.
- BRUNTON LL, HILALI-DANDAN R, KNOLLMANN BC.** Goodman & Gilman's: The Pharmacological Basis of Therapeutics. Chapter 56: Sulfonamides, Trimethoprim-Sulfamethoxazole, Quinolones, and Agents for Urinary Tract Infections. *Available from <https://accessmedicine.mhmedical.com/content.aspx?bookid=2189§ionid=172484698>*(accessed March 2019). [Online] AccessMedicine, 2018.
- BUTNOR JR, JOHNSES KH.**,. Calibrating soil respiration measures with a dynamic flux apparatus using artificial soil media of varying porosity. *Available from <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00642.x>* (accessed April 2019). [Online] European Journal of Soil Science, 2004.
- CONKLE JL, WHITE JR.** An initial screening of antibiotic effects on microbial respiration in wetland soils. *Journal of Environmental Science and Health*, . *Available from <http://dx.doi.org/10.1080/10934529.2012.672315>* (accessed March 2). [Online] *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 2011.
- DAN Z. DANXING Y, YONGXIN Z, YUAN Y, YANGZHUO H, AOYU Z.** Current progress in the adsorption, transport and biodegradation of antibiotics in soil. [Online] 2019.
- DEMEK J. et al.** *Zeměpis 6.*: SPN – pedagogické nakladatelství,a.s., 2007. ISBN 978-80-7235-362-0.
- DENG Q, ZHOU G, LIU J, LIU S, DUAN H, ZHANG D.** Responses of soil respiration to elevated carbon dioxide and nitrogen addition in young subtropical forest ecosystems in China. *Available from <https://doi.org/10.5194/bg-7-315-2010>*(accessed February 2019). [Online] Biogeosciences, 2010.
- DETWICHE C., C. PETERSON G. H. (Eds.): , MCLAREN A. D, MARCEL DEKKER Inc.** *Energy relationships in soil biochemistry.* New York : Soil Biochemistry, 1967. stránky 1-21.
- DUDLEY S, SUN Ch, JIANG J, GAN J.** Metabolism of sulfamethoxazole in Arabidopsis thaliana cells and cucumber seedlings. *Available from <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.094>* (accessed March 2019). [Online] *Environmental pollution*., 2018.
- DUDLEY S, SUN Ch, JIANG J, GAN J.** Metabolism of sulfamethoxazole in Arabidopsis thaliana cells and cucumber seedlings. *Available from <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.094>* (accessed March 2019). [Online] *Environmental pollution*, 2018.

- ELIOPOULOS GEORGE M., HUOVINEN PENTTI 1.** *Resistance to Trimethoprim-Sulfamethoxazole inical Infectious Diseases.* Volume 32. 1 June 2001. stránky Pages 1608–1614. Sv. Issue 11.
- EVANS JR.** Nitrogen and photosynthesis in the leaf of wheat (*Triticumaestivum L.*). Available from <https://doi.org/10.1104/pp.72.2.297> (accessed February 2018). [Online] *Plant Physiology.*, 1983.
- FÉR M, KODEŠOVÁ R, GOLOVKO O, SCHMIDTOVÁ Z, KLEMENT A, KOČÁREK M, GRABIC R.** 2018. *Sorption of atenolol, sulfamethoxazole and carbamezipine onto soil aggregates from illuvial horizon of the Haptic Luvisol on loess.* Available from <https://doi.org/10.17221/82/2018-SWR> (accessed March 2019). Czech academy of agricultural sciences, 2018a.
- FÉR M, KODEŠOVÁ R, KALKUŠOVÁ B, KLEMENT A, NIKODEM A.** *An empirical model for describing the influence of water content and concentration of sulfamethoxazole in soil on the total net CO₂ efflu.* Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Agrobiology, 2020.
- FÉR M, KODEŠOVÁ R, NIKODEM A, JELENOVÁ K, KLEMENT A.** *Influence of soil-water content on CO₂ efflux within the elevation transect heavily impacted by erosion.* *Ecohydrology.* Available from <https://doi.org/10.1002/eco.1989> . (accessed December 2018). Czech academy of agricultural sciences, 2018b.
- GALLOWAY JN, COWLING EB.** *Reactive nitrogen and the world: 200 years of change.* Available from <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.64> (accessed February 2019). [Online] *Ambio: A Journal of the Human Enviroment.* , 2002.
- GAO X, LI W, SALMAN A, WANG R, DUL, YAO L, HU Y, GUO S.** *Impact of topsoil removal on soil CO₂ emission and temperature sensitivity in Chinese Loess Plateau.* *Science of The Total Environment*, 2020. 135102.
- GOODWIN P, KATAVOUTA A, ROUSSENOV M.V, FOSTER L.G, ROHLING J.E,WILLIAMS G.R.,** *Pathways to 1.5C and 2C warming based on observational and geological constraints.:* *Nature Geophysics*, 2018.
- GUO J, LIU X, ZHANG Y, SHEN J, HAN W, ZHANG W, CHRISTIE P, GOULGING K, VITOUSEK P, ZHANG F.** *Significant acidification in major Chinese croplands.* . Available from <https://doi.org/10.1126/science>(accessed February 2019). [Online] *Science*, 2010.
- HAPPELLI JD., CHANTON JP.,.** *Carbon remineralization in a North Florida swamp forest.:* *Global Biogeochem Cycles*, 1993. stránky 475–490. Sv. 7.
- HASHIMOTO H, FUJIIR, YANAGI K, KUSUMOTO T.,** *Structures and functions of carotenoidsbound to reaction centres from purple photosynthetic bacteria.* *Pure and Applied Chemistry.* Available from <https://doi.org/10.1351/pac200678081505> (accessed February 2019). 2006.
- HU X, ZHOU Q, LUO Y.,** *Occurrence and source analysis of typical veterinary antibiotics in manure, soil, vegetables and groundwater from organic vegetable bases, northern China.* Available from <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.05.023> (accessed March 2019). [Online] *Environmental Pollution*, 2010.

- HU Y, WANG Z, WANG R, YAO L, GUO S.** *A coefficient to represent the dependency of soil CO₂ emissions to slope gradients. Slope sensitivity.* Science, 2020. 104659.
- HUSSAIN S, NAEEM M, CHAUDHRY N. M.** Estimation of residual antibiotics in soil and underground water of areas affected by pharmaceutical wastewater in Lahora. [Online] Journal of Water Chemistry and Technology, 2017.
- ITOH T. H., & YAMADA.** Sulfametaxazole, Antibiotics, Liquid Chromatography. [Online] 2000.
- JELENOVÁ K.** *Vliv půdní vlhkosti na respiraci půdy.* Praha : Česká zemědělská univerzita v Praze, 2017, Sv. [BSc. Thesis].
- JERRY M. MELILLO, et al.** *Soil warming, carbon–nitrogen interactions, and forest carbon budgets.* : Cary Institute of Ecosystem Studies NY, 2011.
- JIANG J, GUO S, ZHANG Y, LIU Q, WANG R, WANG Z, LI N, LI R.** Changes in temperature sensitivity of soil respiration in the phase of a three-year crop rotation system. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.02.002>. [Online] Soil and Tillage Research, 2015.
- JIANLOG W. & SHIZONG W.** Microbial degradation of sulfamethoxazole in the environment. <https://link.springer.com/article/10.1007/s00253-018-8845-4>. [Online] 2018.
- KALKUŠOVÁ B. 2019.** *Vliv sulfometaxazolu na respiraci půdy.* Praha : [Bc. Thesis]. Česká zemědělská univerzita v Praze, 2019.
- KIRSCHBOUM, MUF.** *The temperature dependence of organic-matter decomposition – still a topic of debate.*: Soil Biol Biochem , 2006. stránky 2510–2518. Sv. 38.
- KLEMENT A, KODEŠOVÁ R, BAUEROVÁ M, GOLOVKO O, KOČÁREK M, FÉR M, KOBÁ O, NIKODEM A, GRABIC R.** Sorption of citalopram, irbesartan and fexofenadine in soils : estimation coefficients from soil properties. Available from <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.098> (accessed March 2019). [Online] Chemosphere, 2018.
- KLEMENT A, KODEŠOVÁ R, GOLOVKO O, FÉR M, NIKODEM A, KOČÁREK M, BRABIC R.** Uptake translocation and transformation of three pharmaceuticals in green pea plants. Available from <https://doi.org/10.2478/johh-2020-0001>. Journal of Hydrology and hydromechanics, 2020
- KLIMO E.** *Lesnická pedologie.* Brno : Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 2003. str. 259p.
- KOČÁREK M, KODEŠOVÁ R, VONDRÁČKOVÁ L, GOLOVKO O, FÉR M, KLEMENT A, NIKODEM A, JAKŠÍK O, GRABIC R.** Simultaneous sorption of four ionizable pharmaceuticals in different horizons of three soil types. Available from <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.039> (accessed March 2019). [Online] Environmental Pollution, 2016.
- KODEŠOVÁ R, GRABIC R, KOČÁREK M, KLEMENT A, GOLOVKO O, FÉR M, NIKODEM A, JAKŠÍK O.** Pharmaceuticals sorption relative to properties of thirteen different soils. Available from <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.088> (accessed March 2019). [Online] Science of the Total Environment, 2015.
- KODEŠOVÁ R, KLEMENT A, GOLOVKO O, FÉR M, NIKODEM A, KOČÁREK M, GRABIZI R.** Root uptake of atenolol, sulfamethoxazole and carbamazepine, and their transformation in

- three soils and four plants. Available from <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04333-9> (acesed March 2019). [Online] Environmental Science and Pollution Research., 2019.
- KODEŠOVÁ R, KLEMENT A, GOLOVKO O, FÉR M, KOČÁREK M, NIKODEM A, GRABIC R.** Soil influences on uptake and transfer of pharmaceuticals from sewage sludge amended soils to spinach. *Journal of Environmental Management*, 2019.
- KOZÁK J, NĚMEČEK J, BORŮVKA L, LÉROVÁ Z, NĚMEČEK K, KODEŠOVÁ R, JANKŮ J, JACKO K, HLADÍK J, ZÁDOROVÁ T.** *Atlas půd České republiky*. Praha: ČZU v Praze, 2009.
- KUNDE L. & JAY G.** Sorption and degradation of wastewater-associated non-steroidal anti-inflammatory drugs and antibiotics in soils. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.12.083>. [Online] Chemosphere, 2011.
- KUZYAKOV Y.** Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. Available from <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.020> (accessed December 2018). [Online] Soil Biology and Biochemistry, 2005.
- LINCOVÁ D, FARGHALI H.** *Základní a aplikovaná farmatologie*. Praha : Praha: Galén, 2007.
- LIU A, CAO H, YANG Y, MA X, LIU X.** Combinationa effects of sulfomethoxazole and cooper soil microbial community and function. . Available from <https://doi:10.1007/s11356-015-4892-x> (accessed March 2019). [Online] Enviromental Science and Pollution Research, 2015.
- LIU F, YING GG, TAO R, JIAN-LIANG Z, ZANG JF, ZHAO LF.** Effects of six selected antibiotics on plant growth and soil microbial and enzymatic activites. Available from <https://doi.org.10.1016/j.envpol.2008.12.021> (accessed March 2019). [Online] National Center for Biotechnology Information., 2008.
- LUO Y, ZHOU X.** *Soil respiration and the environment*. . Bosto : Elsevier Academic Press, 2006.
- MARIUSZ C, MROZIK A, PIOTROWSKA-SEGET Z.,** Antibiotics in the Soil Environment— Degradation and Their Impact on Microbial Activity and Diversity,. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6418018/>. [Online] 2019.
- MILLAR, R., et al.** *Emission budgets and pathways consistent with limiting warming to 1.5C.* : Nature Geophysics, , 2017.
- MÖRNER, N, ETIOPE, G.** *Global and Planetary Change*. 2002. stránky str. 185-203.
- MOYANO FE, et al.** The moisture response of soil heterotrophic respiration: Interaction with soil properties. . Available from <https://doi.org/10.5194/bg-9-1173-2012> (accessed February 2019). [Online] Biogeosciences, 2012.
- MUF, KIRSHBOUM.** *The temperature dependence of soil organic matter decomposition and the effect of global warming on soil organic carbon storage*. : Soil Biol Biochem, 1995. stránky 747–754. Sv. 27.
- NĚMEČEK J, MÜHLHANSELOVÁ M, MACKŮ J, VOKOUN J, VAVŘÍČEK D, NOVÁK P.** *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. Praha : ČZU Praha, 2011.
- PARK JY, HUWE BERND.** Effect of pH and soil structure on transport of sulfonamide antibiotics in agricultural soils. . Available from

- <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.089> (accessed March 2019). [Online] Environmental Pollution, 2016.
- PAUSTIAN K, SIX J, RLLIOTT T.E, HUNT WH,.** *Management options for reducing CO2 emissions from agricultural soils.* .: Biogeochemistry 48, 200. stránky str 147–163.
- PENAGOS CS, GIRALDO N, VALLEJO C, EWEN O.,** Volume 26. : Journal of Infection and Chemotherapy, April 2020. stránky Pages 397-399. Sv. Issue 4.
- RAMIREZ KS, CRAINE JM, FIERER N.** Nitrogen fertilization inhibits soil microbial respiration regardless of the form of nitrogen applied. . Available from <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.08.032> (accessed February 2019). [Online] Soil Biology and Biochemistry, 2010.
- REY A, PEGORARO E, TEDESCHI V, Ee ARRI I, JARVIS PJ, VALENTINI A.** Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-5109-8>. [Online] Global Change Biology, 2002.
- RICHTER R.** *Půdní úrodnost.* Praha : Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství ČR, 1997.
- ROSSI S.** editor. *Australian Medicines Handbook 2004.* . Australian : Adelaide: Australian Medicines Handbook, 2004. ISBN 0-9578521-4-2..
- SARAH, ZIELINSKI.** *Explainer: CO2 and other greenhouse gases.*: Environment, 2018.
- SCOTT R.L, JENERETTE D.G, POTTS L.D, HUXMAN E.T,.** *Effects of seasonal drought on net carbon dioxide Exchange from a woody-plant-encroached semiarid grassland.* 4 vydání.: Biogeosciences, 2009. Sv. svazek 114.
- SHANGGUAN Z, SHAO M, DYCKMANS J.** . Nitrogen nutrition and water stress effects on leaf photosynthetic gas Exchange and water use efficiency in winter wheat. Available from [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(00\)0006-2](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(00)0006-2) (accessed February 2019). [Online] Environmental and Experimental Botany, 2000.
- SHAO R, DENG L, YANG Q, SHANGGUAN Z.** Nitrogen fertilization increase soil carbon dioxide efflux of winter wheat field: a case study in Northwest China. . Available from <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.07.003> (accessed February 2018). [Online] Soil and Tillage Research, 2014.
- SHUAI Z, HONGFENG B, QUAN Q, LI X, ZHI CH, NIANPENG H,.** *Effect of nitrogen and acid deposition on soil respiration in a temperate forest in China.*: Geoderma, 2018. Sv. svazek 329.
- SOMMERFELD RA MOISER AR MUSSELMAN RC.** *CO2, CH4 and N2O flux through Wyoming snowpack and implications for global budgets.* 1993. stránky 140–142. Sv. 361.
- SPOSITO, GARRISON.** Soil, Pedology. <https://www.britannica.com/science/soil/Soil-behaviour>. [Online] 2020.
- SYLVIA D.M, FUHRMANN J.J, HARTEL G.P, ZUBERER A.D,.** *Principles and applications of soil microbiology.* Prentice Hall, New Persey: 1999. str. 550p.
- ŠARAPATKA B.** *Pedologie a ochrana půdy.* . Olomouc : Univerzita Palackého v Olomouci, 2014.

- ŠIMEK M.** *Základy nauky o půdě 3, Biologické procesy a cykly prvků*,. České Budějovice : Biologická fakulta, Jihočeská univerzita, 2003b. str. 151 s.
- ŠVIHOVEC JAN.** *Farmakologie*. Praha : Grada, 2018.
- TESAŘOVÁ M, GLOSER J.** *Total CO2 output from alluvial soil with two types of grassland communities*. 1976. stránky Pages 364-372.
- THOM, KURTIS.** <https://terra.nasa.gov/science/carbon-cycle-and-ecosystems>. *Carbon Cycle and Ecosystems Nasa*. [Online] 2020.
- TJEERD R.B., J.B. & DAVID.** On the assessment of root and soil respiration for soil of different textures: interactions with soil moisture contents and soil CO2 concentrations. [Online] 2000.
- WISHART DS, KNOX C, GUO AC, SHRISTAVA S, HASSANALI M, STOTHARD P, CHANG Z, WOOLSEY J.** DrugBank: a comprehensive resource for in silico drug Discovery and exploration. . Available from <https://www.drugbank.ca/drugs/DB01015> (accessed March 2019). [Online] 2005.
- XU L, BALDOCCHI DD, TANG J.** How soil moisture, rain pulses, and growth alter the response of ekosystém respiration to temperature. *Global Biogeochemical Cycles*. . Available from <https://doi.org/10.1029/2004GB002281> (accessed February 2019). [Online] 2004.
- Yan Z, Liu C, Todd-BROWN KE, LIU Y, BOND-LAMBERTY B, BALIEY VL.** Pore-scale investigation to moisture condition in heterogenous soils. . Available from <https://DOI.10.1007/s10533-016-0270-0> (accessed March 2019). [Online] *Biochemistry*, 2016.
- YUSTE JC, BALDOCCHI DD, GERSHENSON A, GOLDSTEIN A.** Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01415.x>. [Online] *Global Change Biology*, 2007.
- ZBÍRAL J.** *Analýzy půd I – Jednotné pracovní postupy*. Brno : ÚKZÚZ, Laboratorní odbor., 2002.
- ZHANG X, GUO J, VONG D.R, MULDER J, WANG Y, QIAN CH, WANG J, ZHANG X.** *Soil acidification as an additional driver to organic carbon accumulation in major Chinese croplands*.: *Geoderma*, 2020. Sv. svazek 366.
- ZHONG Y, YAN W, ZONG Y, SHANGGUAN Z.** Biotic and abiotic controls on the diel and seasonal variations in soil respiration and its components in a wheat field under long-term nitrogen fertilization. . Available from <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.09.014> (accessed December 2018). [Online] *Field crops Research*, 2016.

9 Samostatné přílohy

Vzorek	začátek měření Θ_z ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	konec měření Θ_k ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)
STV1	0,03	0,03
STV2	0,07	0,06
STV3	0,11	0,10
STV4	0,14	0,13
STV5	0,18	0,18
STV6	0,22	0,21
STV7	0,26	0,25
STV8	0,29	0,27
STV9	0,34	0,30

*Příloha 1 - Objemové vlhkosti Θ u vzorku po ovlhčování čistou vodou při teplotě 30 °C.
STV1 je měření aktuální emise CO_2 při objemové vlhkosti $0,03 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, STV2 při $0,07 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$; STV3 při $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, STV4 při $0,14 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, STV5 při $0,18 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ a STV6 při $0,22 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, STV7 při $0,26 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, STV8 při $0,29 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, STV9 při $0,34 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$.*

Vzorek	začátek měření Θ_z ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	konec měření Θ_k ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)
STS1	0,03	0,03
STS2	0,06	0,05
STS3	0,11	0,10
STS4	0,14	0,13
STS5	0,18	0,16
STS6	0,22	0,20
STS7	0,25	0,24
STS8	0,29	0,27
STS9	0,32	0,31

*Příloha 2 - Objemové vlhkosti Θ u vzorku po ovlhčení sulfamethoxasolem při teplotě 30 °C.
STS1 je měření aktuální emise CO_2 při objemové vlhkosti $0,03 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, STS2 při $0,06 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$; STS3 při $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, STS4 při $0,14 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, STS5 při $0,18 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ a STS6 při $0,22 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, STS7 při $0,25 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, STS8 při $0,29 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, STS9 při $0,32 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$.*

Vzorek	začátek měření Θ_z ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	konec měření Θ_k ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)
SUV1	0,03	0,03
SUV2	0,07	0,07
SUV3	0,11	0,11
SUV4	0,15	0,14
SUV5	0,18	0,18
SUV6	0,22	0,22
SUV7	0,26	0,26
SUV8	0,30	0,30
SUV9	0,34	0,34

Příloha 3 - Objemové vlhkosti Θ u vzorku po ovláčení čistou vodou při teplotě 10 °C. SUV1 je měření aktuální emise CO_2 při objemové vlhkosti $0,03 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUV2 při $0,07 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$; SUV3 při $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUV4 při $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUV5 při $0,18 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ a SUV6 při $0,22 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUV7 při $0,26 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUV8 při $0,30 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUV9 při $0,34 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$.

Vzorek	začátek měření Θ_z ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	konec měření Θ_k ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)
SUS1	0,03	0,04
SUS2	0,07	0,07
SUS3	0,11	0,11
SUS4	0,15	0,15
SUS5	0,19	0,19
SUS6	0,23	0,23
SUS7	0,27	0,26
SUS8	0,31	0,31
SUS9	0,35	0,35

Příloha 4 - Objemové vlhkosti Θ u vzorku po ovláčení sulfamethoxasolem při teplotě 10 °C. SUS1 je měření aktuální emise CO_2 při objemové vlhkosti $0,03 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUS2 při $0,07 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$; SUS3 při $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUS4 při $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUS5 při $0,19 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ a SUS6 při $0,23 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUS7 při $0,27 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUS8 při $0,31 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, SUS9 při $0,35 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$.