

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra pedologie a ochrany půd**



**Vliv sulfometaxazolu na respiraci půdy**

**Bakalářská práce**

**Autor práce: Barbora Kalkušová**

**Obor studia: Ochrana krajiny a využívání přírodních zdrojů**

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

© 2019 ČZU v Praze

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci Vliv sulfometaxazou na respiraci 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 17.4. 2019

\_\_\_\_\_

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Miroslavu Férovi, Ph.D. za odborné vedení práce a za potřebné rady při jejím zpracování.

# Vliv sulfometaxazolu na respiraci půdy

## Souhrn

Má bakalářská práce se skládá z teoretické a praktické části, které dohromady vysvětlují složitou problematiku půdní respirace a faktorů na ní působících. Teoretická část se soustředí na obecný popis půdy, půdotvorných podmínek a půdních vlastností, které jsou nutné hodnotit v kontextu s respirací půdy. Dále se práce zabývá obecným popisem půdní respirace, jejími zdroji a faktory, které respiraci v půdě ovlivňují, a popisem metod měření půdní respirace. Dále je popsán vliv antibiotik na životní prostředí, především pak sulfonamidových antibiotik a sulfometaxazolu samotného.

Praktická část bakalářské práce se zabývá charakterizací odběrového místa a půdních vzorků. Pro potřeby bakalářské práce bylo vybráno území Demonstrační a výzkumné stanice v Praze Troji v České republice, odkud byly odebrány porušené a neporušené půdní vzorky. V oblasti se nachází fluvizem modální, patřící do referenční třídy fluvisolů. Dále jsou popsány laboratorní rozborů, které byly na vzorcích uskutečněny. Porušené vzorky byly v laboratoři usušeny a přesáty přes síto, následně z nich byly stanovovány základní půdní charakteristiky. Z neporušených půdních vzorků byla dle obvyklých metod stanovena objemová hmotnost a půdní pórovitost.

Hlavním cílem této práce bylo porovnat vliv půdní vlhkosti a aplikace roztoku sulfomethoxazolu na aktuální emisi  $\text{CO}_2$  z půdy. Byly provedeny dva experimenty měření aktuální emise  $\text{CO}_2$  z půdy. První experiment se zabýval měření aktuální emise po ovlhčování vzorku čistou vodou, druhý experiment po ovlhčování vzorku roztokem sulfometaxazolu. Dle objemové hmotnosti naměřené na neporušených vzorcích odebraných v terénu byly vzorky pro měření aktuální emise  $\text{CO}_2$  byly připraveny na stejnou objemovou hmotnost. Vzorky byly přesunuty do válcového límce, ve kterém probíhalo měření aktuální emise  $\text{CO}_2$  pomocí Systému LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace.

Výsledné hodnoty jasně prokázaly, že jak průběhy, tak kumulativní hodnoty aktuálních emisí  $\text{CO}_2$  vzorku po ovlhčování vodou se značně liší od vzorku po ovlhčování roztokem sulfometaxazolu. Aplikace roztoku sulfometaxazolu má zásadní vliv na hodnoty aktuální i kumulativní emise  $\text{CO}_2$  z půdy.

**Klíčová slova:** půdní respirace, vlhkost půdy, sulfometaxazol, antibiotika v půdě

# **Influence of Sulfamethoxazole on soil respiration**

## **Summary**

My bachelor thesis consists of a theoretical and practical part, which together explain the complex problems of soil respiration and its influential factors. The theoretical part focuses on the general description of soil, soil forming conditions and properties of soil that need to be evaluated in the context of soil respiration. Furthermore, the study deals with a general description of soil respiration, its sources and factors that influence respiration in soil and description of methods of soil respiration measurement. Further, the effect of antibiotics on environment, especially sulfonamide antibiotics and the sulfamethoxazole is described

The practical part of the thesis deals with the characterization of choosed lokality and soil samples. For the purposes of this bachelor thesis the Demonstration and research station in Prague Troja, Czech Republic was chosen, where disturbed and undisturbed soil samples were taken. In the region we can find haplic fluvisols, belonging to the reference class of fluvisols. Furthermore, laboratory analyses that were performed on soil samples were described. Disturbed soil samples were dried in laboratory and sieved through a sieve, then were used for the determination of basic soil properties. Undisturbed soil samples were used for determination of bulk density and soil porosity.

The main aim of this work was to compare the influence of soil moisture and sulfamethoxazole solution on the actual CO<sub>2</sub> emission from soil. Two experiments of measurement of the actual CO<sub>2</sub> emissions from the soil were performed. The first experiment dealt with the measurement of the actual emission after wetting the soil sample with fresh water, the second experiment after wetting the soil sample with sulfamethoxazole solution. According to the bulk density obtained from undisturbed soil samples taken in the field, the bulk density of soil samples used for measuring the actual CO<sub>2</sub> emission was set according to bulk density obtained from undisturbed soil samples taken in the field. Soil samples were then moved to a cylindrical collar, in which the actual CO<sub>2</sub> emission was measured using the LCi-SD portable photosynthesis system with a chamber to measure soil respiration.

The obtained result clearly showed that the actual and cumulative CO<sub>2</sub> emission of the sample wetted with the fresh water is significantly different from the actual and cumulative CO<sub>2</sub> emission of the sample wetted with the sulfamethoxazole solution. The application of a solution of sulfamethoxazole has a major effect on the actual CO<sub>2</sub> emission from soil.

**Keywords:** soil respiration, soil moisture, sulfamethoxazole, antibiotics in soil

# Obsah

<b>1</b>	<b>Úvod</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Cíl práce</b>	<b>2</b>
<b>3</b>	<b>Literární rešerše</b>	<b>3</b>
<b>3.1</b>	<b>Půda</b>	<b>3</b>
3.1.1	Půdotvorné faktory	3
3.1.2	Funkce půdy	4
3.1.3	Vlastnosti půdy	5
3.1.3.1	Struktura půdy	5
3.1.3.2	Zrnitost půdy	6
3.1.3.3	Specifická hmotnost půdy	7
3.1.3.4	Pórovitost půdy	7
<b>3.2</b>	<b>Respirace</b>	<b>9</b>
3.2.1	Půdní respirace	9
3.2.1.1	Zdroje CO <sub>2</sub> v půdě	9
3.2.1.2	Faktory ovlivňující půdní respiraci	11
3.2.1.3	Vliv dusíku na půdní respiraci	13
3.2.1.4	Metody měření půdní respirace	13
<b>3.3</b>	<b>Antibiotika v půdě</b>	<b>16</b>
3.3.1	Sulfonamidová antibiotika	17
3.3.1.1	Sulfometaxazol	18
<b>4</b>	<b>Metodika</b>	<b>21</b>
<b>4.1</b>	<b>Popis místa odběru vzorků</b>	<b>21</b>
4.1.1	Analýza vzorků	23
4.1.1.1	Základní chemické vlastnosti	23
4.1.1.2	Základní fyzikální vlastnosti	25
4.1.2	Emise CO <sub>2</sub> z půdy	26
<b>5</b>	<b>Výsledky</b>	<b>29</b>
<b>5.1</b>	<b>Základní půdní vlastnosti</b>	<b>29</b>
5.1.1	Základní chemické vlastnosti	29
5.1.2	Základní fyzikální vlastnosti	30
5.1.3	Emise CO <sub>2</sub> z půdy	30

<b>6</b>	<b>Diskuze .....</b>	<b>39</b>
<b>7</b>	<b>Závěr .....</b>	<b>42</b>
<b>8</b>	<b>Literatura.....</b>	<b>43</b>
<b>9</b>	<b>Seznam obrázků .....</b>	<b>49</b>
<b>10</b>	<b>Seznam tabulek .....</b>	<b>51</b>
<b>11</b>	<b>Samostatné přílohy .....</b>	<b>I</b>

# 1 Úvod

Půdní respirace je v posledních dvou desetiletích brána jako jeden z klíčových procesů ekosystému související s jeho produktivitou, úrodností půdy i s regionálními a globálními uhlíkovými cykly. Respirace je popsána jako proces, při kterém dochází k výměně vzduchu mezi organismy a životním prostředím. Sledován je především tok oxidu uhličitého z půdy do atmosféry skrze kořenové dýchání a mikrobiální rozklad organické hmoty. Jedná se totiž o druhý největší tok výměny uhlíku v celém ekosystému, a to hned po fotosyntéze. A jelikož je globální koloběh uhlíku úzce spojován se změnou klimatu, stává se tím i z půdní respirace významné multidisciplinární téma spojující do výzkumu spoustu věd od pedologie, ekologie, přes mikrobiologii a biochemii až po vědy zabývající se atmosférou.

Polutanty, hlavně v podobě léků, se do půdy dostávají na každodenní bázi. Léčiva a další produkty se do životního prostředí dostávají spolu s odpadními vodami, veterinární pak například s aplikací živočišných hnojiv. V půdě pak tyto polutanty mohou ovlivňovat mikrobiální aktivitu a tím i respiraci půdy.



## 2 Cíl práce

Cílem práce bylo pomocí literatury popsat půdu, půdní respiraci a antibiotikum sulfometaxazol. Popis půdy se zabývá faktory jejího vzniku, funkcemi půdy a základními vlastnostmi půdy, které je potřeba hodnotit v kontextu s půdní respirací. Dále se má práce zabývat obecným popisem půdní respirace, zdroji CO<sub>2</sub> v půdě a faktory, které na půdní respiraci působí a obecným popisem metod měření respirace. Následující část se věnuje antibiotikům v půdě, konkrétně pak sulfometaxazolu a jeho vlivu na půdní respiraci. Praktickou částí této práce bylo prozkoumat vliv vlhkosti a působení antibiotika sulfometaxazolu na respiraci a výpar z půdy.

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Půda

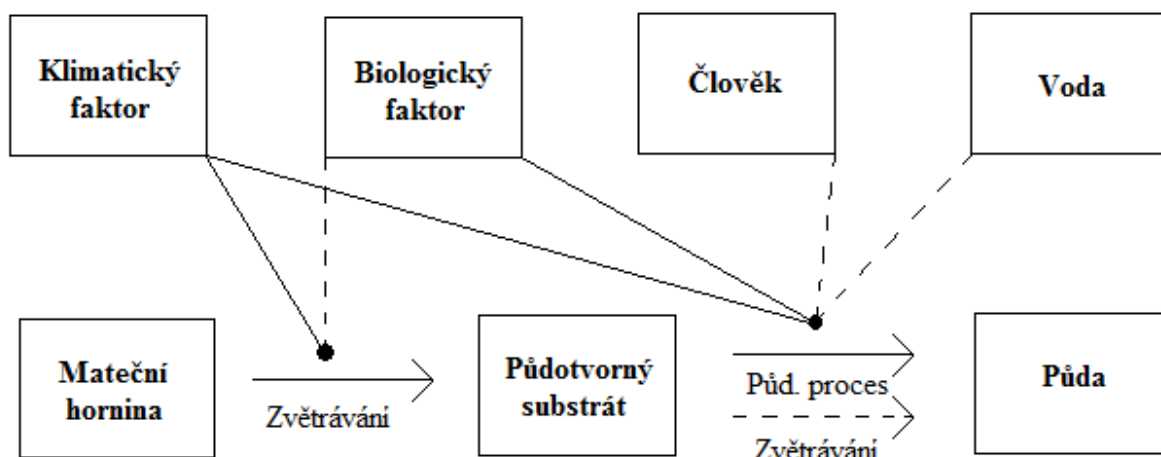
Půda je nejsvrchnější povrchovou částí litosféry. Je tvořena minerálními částicemi různých velikostí, živými organismy, odumřelými zbytky a organickými látkami. Navíc je půda v celém profilu prostoupena vodou a vzduchem v různých množstvích. Dle Dokučajeva (80. léta 19. století.) je půda samostatným přírodně historickým útvarem vznikajícím zákonitým procesem díky působení půdotvorných faktorů a podmínek. Půda se dle návrhu směrnice Evropského parlamentu považuje za neobnovitelný zdroj – půdotvorný proces je extrémně pomalý, kdežto procesy degradace půdy mohou působit velice rychle (Kozák et al. 2009). Konkrétněji, jeden centimetr půdní vrstvy je tvořen 80-150 let, ale k jejímu zničení vlivem eroze ať už vodní, či větrné, může dojít během pár minut (Richter 1997).

Půda tvoří jednu ze složek životního prostředí. Jedná se o komplexní funkční celek zahrnující živé organismy a jejich prostředí. Jednotlivé složky životního prostředí se vzájemně a úzce ovlivňují a nejinak je tomu i u půd. Jako příklad je možné uvést masové kácení lesů v Amazonii, s čímž následně přichází zničení půdního krytu, především vlivem eroze. Dopad kácení se projeví tragicky v hydrosféře, litosféře i atmosféře (Šarapatka 2014).

Půdou, její genezí a charakterizováním jejích vlastností a procesů se zabývá vědní obor pedologie. Za zakladatele pedologie je považován Vasilij Vasiljevič Dokučajev spolu s dalšími půdoznalci – Lamonosovi a Lavoisierovi v 80. letech 19. století. Praktické poznatky o půdách jsou ovšem datovány do mnohem dřívějšího období – a to do dob, kdy si první zemědělci začali uvědomovat, že určité typy půd jsou pro jejich práci vhodnější a úrodnější, zejména tak půdy v údolích řek (Šarapatka 2014).

#### 3.1.1 Půdotvorné faktory

Půdotvorných faktorů je celá řada, a to především: půdotvorné substráty, organická hmota, klima, voda, územní reliéf, činnost člověka a jiných organismů a doba trvání půdotvorného procesu. Podmínky a faktory jsou velice variabilní, jak s ohledem na čas, tak na geografii. Proto vzniká vysoké množství velmi odlišných půdních typů. Půdní typy jsou charakterizovány typickými diagnostickými horizonty, či jejich částmi v profilu půdy. Půdní typy tvoří hlavní opěrné jednotky klasifikačního systému. Půdotvorné faktory jsou schematicky znázorněny v Obrázku 1 (Kozák et al. 2009).



Obrázek 1 - Schéma tvorby půdy s návazností na půdotvorné faktory a podmínky (Upraveno dle Kozák et al. 2009)

Klimatický půdotvorný faktor lze sledovat pomocí makroklimatických údajů, jako jsou například dlouhodobé teplotní a srážkové průměry. Klima částečně určuje vodní režim půd a tím ovlivňuje činnost edafonu a působí na rychlost chemických reakcí v půdním profilu (Kozák et al. 2009).

Biologický faktor zahrnuje živé organismy v půdním profilu i rostlinný kryt na povrchu půdy neboli vegetaci. Organismy jsou zdrojem organického materiálu, který je mineralizačními, humifikačními a ulmifikačními procesy transformován. Produkty transformace jsou velice rozličné v závislosti na složení výchozích látek a prostředí (Kozák et al. 2009).

Voda v půdě ovlivňuje její vývoj působením hydrologických faktorů. Nejvyšší ukazatel vody v půdě jsou v rámci vývoje půd zejména extrémní stavy – nadbytek či nedostatek vody v půdním profilu (Valla et al. 2002).

Vliv lidské činnosti na půdotvorném procesu stále roste. Orba vrací přetransformované látky blíže k povrchu, čímž dojde ke zvýšení aerace (tj. provzdušňování), a tím dochází ke změnám v přirozeném procesu přeměn organické hmoty. Působení člověka na půdách České republiky je datováno do období dlouho před začátkem našeho letopočtu, a to do počátku mladších čtvrtohor. Ovlivnění na některých místech dosahuje tak výrazných hodnot, že došlo ke smazání vlivů přirozených půdotvorných faktorů a vznikly tzv. antropogenní půdy (Kozák et al. 2009).

### 3.1.2 Funkce půdy

Půda zastává velkou řadu funkcí, kdy všechny jsou definovány v již zmíněném návrhu směrnice Evropského parlamentu a Rady Evropy, kterou byly tvořeny rámcové podmínky pro ochranu půdy. V zjednodušeném pojetí by měla půda plnit funkce, jako je: produkce

biomasy; akumulace, filtrování a transformace živin; zdroj surovin; zásobárna uhlíku; zásobárna biodiverzity jako stanoviště druhů a genů; produkce biomasy (Kozák et al. 2009).

Jednou z nejdůležitějších funkcí pro téměř všechny žijící organismy je právě produkce biomasy. Půda totiž představuje základní neobnovitelný zdroj potravy pro téměř všechny živé tvory. A právě půda, která má být schopná tvořit vhodné podmínky pro růst biomasy, musí mít vlastnosti, které jsou označovány pojmem půdní úrodnost. Tento pojem je chápán jako schopnost půdy poskytnout pěstovaným plodinám vhodné prostředí, dostatečné množství vody a živin, což vede k optimálnímu růstu a vývoji plodin. Úrodnost půdy je výsledkem vysokého množství znaků, které se vzájemně ovlivňují (Richter 1997).

Půdní úrodnost je dána půdním poměrem k vodě a dusíkatým živinám. Úrodnost se nemůže projevit náhle. Vyvíjí se postupem času jako důsledek komplikovaných půdotvorných procesů (Federov 1957).

### 3.1.3 Vlastnosti půdy

Proces vytváření půdy je složitý dlouhodobý proces za účasti fyzikálních, chemických a biologických faktorů. Vlivem různé intenzity půdotvorných činitelů a odlišných podmínek vzniku docházelo k utváření různých typů půd s rozličnými vlastnostmi (Federov 1957).

Důležitou součástí pedologie je půdní fyzika, která se zabývá vzájemným působením plyných, pevných a kapalných částí půdy. Všechny fyzikální procesy jsou v korelaci s chemickými a biologickými vlastnostmi půd (Pokorný et al. 2007).

#### 3.1.3.1 Struktura půdy

Strukturou půdy je rozuměno prostorové uspořádání elementárních částic i agregátů. Je to tedy schopnost půdy seskupovat se, či rozpadávat na shluky – agregáty různých tvarů, velikostí a soudržností. Shlukování půdních částic do agregátů je společným výsledkem mnoha chemických, fyzikálních i biologických procesů, které jsou ovlivňovány řadou vnitřních a vnějších faktorů. Důsledkem těchto procesů a podmínek vznikají rozdílné výsledky agregace (Špička 1964).

Typickým příkladem této odlišnosti je průběh shlukování půdních částic v ornici oproti průběhu shlukování agregátů v matečných substrátech (Špička 1964).

Podle velikosti agregátů lze strukturu dělit na mikrostrukturu, makrostrukturu a megastrukturu. Mikrostrukturu tvoří agregáty menší než 0,25 mm, makrostruktura je tvořena agregáty o velikosti v rozmezí 25-50 mm a megastruktura je tvořena hroudami většími než 50 mm (Prax 1997).

Mikrostruktura výrazně ovlivňuje fyzikální vlastnosti půdy. Mikroskopické agregáty mají výrazně větší pravděpodobnost, že dojde k jejich přesunu do nižších částí půdní horizontu, kde se nemusí nacházet organické látky (Špička 1964).

Pokud je v půdním horizontu vysoký obsah mikrostrukturních jílnatých částic, hovoříme o slitém stavu půdy – částice jsou stmeleny v jednotnou masu. Dále je znám elementární stav půdy, kdy nedochází ke spojování částic do agregátů, což se děje u písčitéch půd a u agregátového neboli pedálního stavu půdní hmoty, kdy je alespoň určitá část hmoty stmelena na agregáty (Valla et al. 2002).

Strukturní element je tvořen konkrétní formou a velikostí agregátů, a tím je charakteristický pro daný půdní typ či jeho horizont. Pokud došlo k deformaci strukturního elementu, nebo naopak k pevnému spojení několika strukturních elementů, hovoříme o pseudostruktuře. K tvorbě pseudostrukturních forem jsou velmi náchylné půdy s nestálou strukturou (Špička 1964).

### 3.1.3.2 Zrnitost půdy

Zrností půdy neboli texturou půdy, je rozuměn tvar, velikost a zastoupení půdních zrn v horizontu (Špička 1964). Třídění půd dle zrnitostního složení patří k nejstarším klasifikačním systémům na světě (Kutílek 1978).

Zrnitost půdy představuje jednu z nejdůležitějších fyzikálních půdních vlastností značně ovlivňující vysoké množství procesů: průběh infiltrace a poměr vzduchu a vody v půdě, poměr nekapilárních a kapilárních pórů, složení i obsah organické složky v půdě, velikost povrchové plochy a energie. Vliv má i na adhezi a kohezi půdy, i na celé fyzikálně-chemické a biochemické procesy v půdě (Prax et al. 1995).

Zrnitostní složení je určováno podílem zastoupení částic různých velikostí neboli frakcí v jemnozemi. Podle tohoto zastoupení jednotlivých frakcí je pak možné u půdního vzorku určit půdní druh. Půdní druh je určován z průsečíků jednotlivých zrnitostních frakcí (Vopravil 2011).

Pro vyhodnocení půdní zrnitosti se v České republice používá nejčastěji Novákova klasifikace, jež člení půdy dle procentuálního obsahu částí půdy menších než 0,01 mm do sedmi frakcí, které charakterizují půdní druhy. Dále může být používán trojúhelníkový diagram zrnitosti půd dle taxonomického klasifikačního systému, který je zobrazen v Obrázku 2 (Vráblíková a Vráblík 2006).



Obrázek 2 - Trojúhelníkový diagram zrnitosti půd (NRSC USDA 2010)

Zároveň se zrnitostí dochází k určení skeletovitosti. Za skelet jsou považovány částice půdy, které jsou větší než 2 mm. Skeletovist se dělí do dalších částí, a to na hrubý písek, který zahrnuje částice o velikosti 2-4 mm; šterk s částmi 4-30 mm a kamení s velikostí částic nad 30 mm (Demo a Bielek 2000).

### 3.1.3.3 Specifická hmotnost půdy

Specifická nebo také měrná, či zdánlivá hmotnost půdy vyjadřuje hmotnost jednotkového objemu pevné fáze půdy bez pórů. (Pórovitost bude blíže vysvětlena v kapitole 3.1.1.4 Pórovitost půdy). Specifická hmotnost půdy vychází z předpokladu, že pevné částice půdy dokonale vyplňují prostor (Prax et al. 1997).

Hlavní jednotkou vyjadřující specifickou hmotnost je  $\text{kg cm}^{-3}$ , v pedologii je ovšem často využívána její dílčí jednotka  $\text{g cm}^{-3}$ , vyjádření může být i v tunách ( $\text{t m}^{-3}$ ), (Hraško a Bedrna 1988).

Specifická hmotnost závisí na různém obsahu minerálních látek a humusu, neboť i tyto látky mají rozdílnou měrnou hmotnost. Nejvíce zastoupeným minerálem v půdě je křemen, tak je i průměrná měrná hmotnost půdy blízká jeho měrné hmotnosti, a to  $2,65 \text{ g cm}^{-3}$  (Prax et al. 1997).

### 3.1.3.4 Pórovitost půdy

Půdní póry tvoří nedílnou součást půdy. Póry je možné charakterizovat jako klíčový element objemového půdního uspořádání. Pórovitost je ta část půdy, která není vyplněna pevnými částicemi, ale nachází se v ní půdní voda a vzduch (Bedrna et al. 1988).

Pórovitostí je označován objem pórů v půdě k celkovému objemu půdy. Půdní póry mají rozličné tvary a velikosti, které se neustále mění, například póry o milimetrové šířce mohou být zmenšeny až na velikost pouhého mikrometru. (Kutílek & Nielsen)

Poměr mezi vodní a vzduchovou částí pórů je velmi dynamickou veličinou. Neustále se totiž mění díky pohybu vody a vzduchu v půdě. Při tomto pohybu se často mění i celkový objem půdy. Rozlišují se póry kapilární a nekapilární. Kapilární neboli vláskovité póry, jsou o velikosti menší než 0,2 mm, nekapilární póry jsou větší než 0,2 mm (Bedrna et al. 1988).

Póry, které vznikají při průchodu žížal půdou a póry vzniklé pod tlakem kořenů rostlin jsou někdy zvané jako biopóry, společně se všemi póry, které vznikají přímým vlivem mikrofauny a flóry. Póry mezi agregáty mívají nejčastěji velikosti mezi 10-200  $\mu\text{m}$ , v dobře agregované půdě až 1 mm. Takovéto póry se nazývají makropóry. Póry uvnitř agregátů, mikropóry, jsou podstatně menší – s velikostí mezi 0,2-10  $\mu\text{m}$ . (Kutílek & Nielsen)

## 3.2 Respirace

Slovo respirace je odvozené z latinské předpony *re-* a slova *spirare* (dýchat). Doslova respirace znamená opakované dýchání. Používá se k popisu procesu výměny plynů mezi organismy a prostředím. Fyziologicky je respirace řadou metabolických procesů, které rozkládají či katabolizují organické molekuly za uvolnění energie, vody a oxidu uhličitého (Luo & Zhou 2006).

Dle Deetwitche (1967) je respirace popsána jako oxidace anorganických sloučenin, kde je kyslík jako hlavní akceptor elektronů. Reakci je možné vyjádřit rovnicí (1) oxidace glukózy na oxid uhličitý a vodu.



### 3.2.1 Půdní respirace

Půdní respirace je popsána jako proces výměny vzduchu mezi organismy a životním prostředím. Z fyziologického hlediska je respirace řadou metabolických procesů, které rozkládají, či katabolizují organické molekuly k vydání energie, vody, kyslíku, metanu, a především oxidu uhličitého. V případě půdní respirace je sledován především tok oxidu uhličitého a kyslíku z půdního prostředí do atmosféry (Lou & Zhou 2006).

Tento tok oxidu uhličitého z půdy je hned po fotosyntéze druhým největším procesem výměny uhlíku v ekosystému a může dosahovat až 60-90% z hodnoty celkové respirace ekosystému (Kuzyakov 2005).

Jako nedílná část uhlíkového koloběhu, souvisí půdní respirace s mnoha složkami produkce ekosystému. Dále je půdní respirace spojována s nutričními procesy, jako je jejich rozklad a mineralizace. Dále zastává půdní respirace kritickou roli v regulaci koncentrace atmosférického oxidu uhličitého a dynamiku klimatu země. Tím pádem souvisí se zmírněním klimatických změn a implementací mezinárodních dohod o opatřeních v oblasti klimatu z hlediska ukládání a vypouštění uhlíku (Luo & Zhou 2006).

Výzkum půdní respirace je v posledním desetiletí velice rozšířený. Jako jeden z klíčových procesů ekosystému souvisí půdní respirace s produktivitou ekosystému, úrodností půdy a s regionálními i globálními uhlíkovými cykly. A jelikož globální uhlíkový cyklus ovlivňuje klimatické změny, půdní respirace tak souvisí s procesem klimatických změn. Půdní respirace je tedy proces spadající do mnoha disciplín. Zabývají se jím nejen ekologové, pedologové, mikrobiologové a biochemici, ale také je předmětem zájmu vědců zkoumajících atmosférické procesy (Luo & Zhou 2006).

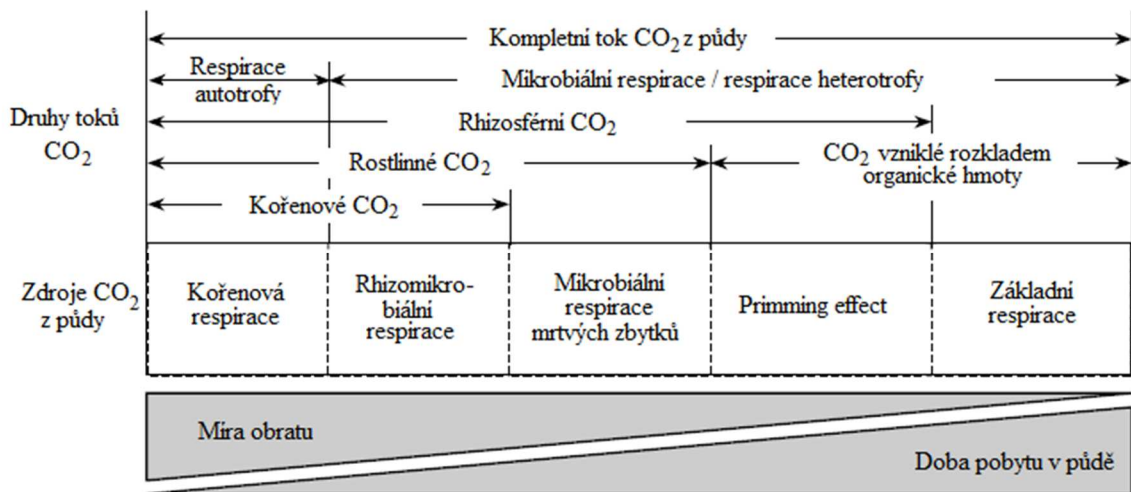
#### 3.2.1.1 Zdroje CO<sub>2</sub> v půdě

Kuzyakov (2005) popisuje pět hlavních zdrojů oxidu uhličitého v půdě. Jedná se o základní respiraci, rhizomikrobiální respiraci, kořenovou respiraci, rozklad odumřelých rostlinných zbytků a tzv. priming effect. Základní respirací je rozuměn mikrobiální rozklad organické hmoty v půdě bez rostlinných a kořenových zbytků. Rhizomikrobiální respirace se týká mikrobiálního rozkladu živých kořenů. Priming effect popisuje mikrobiální rozklad organické hmoty v půdě s rostlinnými zbytky, jimiž je půda ovlivňována. Pouze první zdroj,



základní respirace, přispívá k úniku CO<sub>2</sub> ze všech půd obsahujících organické hmoty, ostatní čtyři zdroje závisí na přítomnosti vegetace v půdě. Přítomnost rostlin může výrazně měnit mikrobiální aktivitu v rhizosféře. Zvýšená mikrobiální aktivita je schopna snižovat, ale i zvyšovat intenzitu rozkladu půdní organické hmoty (Kuzyakov 2005).

Kořenová respirace je jediný zdroj CO<sub>2</sub>, který je produkován autotrofními organismy. Ostatní čtyři zdroje jsou produkovány půdními mikroorganismy, proto jsou také nazývány mikrobiální respirací či respirací heterotrofů. Je důležité ovšem zdůraznit, že často používané pojmy „autotrofní respirace“ a „heterotrofní respirace“ jsou v principu nesprávné, neboť termíny „autotrofní, heterotrofní“ poukazují na metody získání energie organismy a s respirací jako takovou nesouvisí. Zdroje oxidu uhličitého v půdě jsou popsány v obrázku 3 (Kuzyakov 2005).



Obrázek 3 - Hlavní zdroje CO<sub>2</sub> z půdy seřazené dle míry obratu a průměrné doby pobytu v půdě (Upraveno dle Kuzyakov 2005).

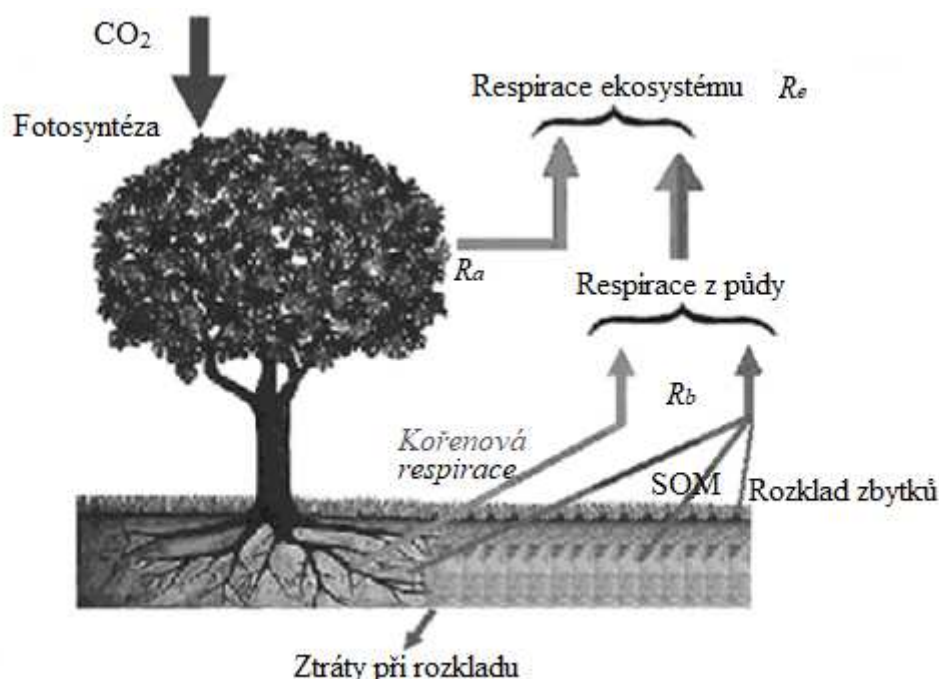
Oxid uhličitý je tedy uvolňován z půdy rostlinnou respirací ( $R_r$ ) a mikrobiální respirací ( $R_m$ ), k níž dochází během rozkladu organické hmoty. Rostlinná respirace bývá často nepřesně nazývána respirací autotrofní a může být rozdělena na nadzemní ( $R_a$ ) a podzemní ( $R_b$ ) rostlinnou respiraci, přičemž podzemní rostlinná respirace je často ekvivalentní s kořenovou respirací. Mikrobiální respirace je nepřesně nazývána heterotrofní respirací. Hodnota toku uhlíku měřeném na povrchu půdy ( $R_c$ ) je rovna součtu respirace rostlinné a mikrobiální (2), (Luo & Zhou 2006).

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

Tok oxidu uhličitého měřeného na povrchu půdy může být nazýván půdní respirací, když je produkce a přesun CO<sub>2</sub> v ustáleném stavu. Tím pádem je celková respirace ekosystému ( $R_e$ ) vyjádřena rovnicí (3):

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

Uhlíkové procesy v ekosystému jsou znázorněny na Obrázku 4.



Obrázek 4 - Schématický diagram uhlíkových procesů v ekosystému (Upraveno dle Luo & Zhou 2006).

Koloběh uhlíku v ekosystému je obvykle iniciován rostlinami, které ze vzduchu fixují oxid uhličitý a pomocí fotosyntézy je převádějí na organický uhlík. Některé ze vzniklých organických uhlíkových sloučenin jsou využity pro růst rostlinných tkání, další jsou rozloženy k zásobování rostliny energií. Odumřelé rostlinné zbytky jsou rozkládány mikroorganismy, čímž dochází k produkci energie potřebné k růstu mikrobiální biomasy. Zároveň s tím je oxid uhličitý uvolňován zpět do atmosféry pomocí mikrobiální respirace (Luo & Zhou 2006).

Žijící biomasa mikroorganismů je smíšená s organickými zbytky z odumřelých rostlin a mikrobů, a tím dochází k vytvoření půdní organické hmoty (SOM). Půdní organická hmota může ukládat uhlík v půdě po celá tisíciletí, než dojde k jeho rozdělení na oxid uhličitý mikrobiální respirací (Luo & Zhou 2006).

Část oxidu uhličitého vzniklého rozkladem organické hmoty a dýcháním mikroorganismů difunduje do atmosféry, část je rozpuštěna ve vodě, zbytek zůstává absorbován v půdě nebo je vázán ve formě uhličitánů (Kuzyakov 2005).

### 3.2.1.2 Faktory ovlivňující půdní respiraci

Půdní respirace je ovlivňována množstvím biotických a abiotických faktorů. Biotické faktory jsou závislé na přítomnosti jiných živých organismů a patří mezi ně například množství kořenových tekutin, index listové plochy, hodnota fotosyntézy a struktura mikrobiální komunity. Abiotické faktory vychází z neživých podmínek okolí, jako jsou například teplota a vlhkost půdy a budou blíže popsány v kapitole 3.2.1.2.1. Oba tyto faktory mají významný vliv na produkci, výměnu a transport oxidu uhličitého (Zhong et al. 2016).

### 3.2.1.2.1 Abiotické faktory

Mezi abiotické faktory patří především vlhkost a teplota půdy (Zhong et al. 2016).

Dle Tesařové a Glosera (1976) je uváděno, že až 70 % z celkové roční variability produkce oxidu uhličitého je možné přisuzovat hlavně vlivu teploty a vlhkosti. Srovnání půdních vzorků z různých půd je možné pouze u vzorků, které byly odebrány za srovnatelných teplotních a vlhkostních podmínek (Šantrůčková 1993).

Sledování emisí CO<sub>2</sub> z půdy, ve vztahu k obsahu vody v půdě, je důležité pro pochopení a predikci degradace uhlíku z půdy, produkci emisí CO<sub>2</sub> a jejich dopad na klimatickou změnu (Yan et al. 2016).

Půdní vlhkost je faktor vysoce ovlivňující produkci CO<sub>2</sub> v půdě. Vlhkost půdy může být vyjádřena také jako pórový systém, ve kterém jsou póry zcela vyplněny vodou. Při zvýšení obsahu vody v půdě dochází také ke zvýšení produkce CO<sub>2</sub>, a tím i ke zvyšování jeho koncentrace. Rozdílné hodnoty CO<sub>2</sub> v půdě jsou nejvíce zřejmé v oblasti tropického pásu, kde je možné za poměrně stabilní teploty v kombinaci se střídáním období sucha a dešťů sledovat vliv vlhkosti v půdě na koncentraci a produkci CO<sub>2</sub> (Hashimoto et al. 2006).

Nízká vlhkost půdy snižuje konektivitu pórů a vody, čímž dochází k omezení transportu organického uhlíku v půdě, což snižuje jeho dostupnost. Plné nasycení půdy vodou snižuje efektivní rychlost difuze kyslíku, což má za následek změnu podmínek z aerobních na anaerobní, což je kritické pro aerobní organismy (Yan et al. 2016).

Několik studií prokázalo, že emise oxidu uhličitého z půdy jsou zvyšovány s rostoucím obsahem vody v půdě, až do bodu, kdy je poměr vodní pevné části v půdě ideální pro aktivitu mikroorganismů. Hodnota tohoto bodu se liší pro různé půdní typy. Emise se poté snižují při příliš vysokém obsahu vody v půdě, protože v prostředí převažují anaerobní podmínky a potlačují tak aktivitu aerobních mikroorganismů (Xu et al. 2004; Moyano et al., 2012; Fér et al. 2018).

Například Yuste et al. (2007) a Jiang (2015) uvádí zvyšování emisí CO<sub>2</sub> až do půdní vlhkosti 0,20 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, dle Rey et al. (2002) je uváděna hodnota 0,30 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>.

Další studie (Yan et al. 2016) proběhly pomocí rentgenové počítačové tomografie, která sleduje složení pórů v půdě. Tyto výsledky byly pak zprůměrovány pro výpočet výsledků efektivní respirace s vlivem obsahu vody v půdě. Hodnoty efektivní respirace s přidávkou vody nejprve stoupají a pak se s rostoucí vlhkostí půdy začínou opět snižovat. Výpočty vykazovaly maximální hodnoty respirace při stupni nasycení půdy vodou 0,75, což pak potvrdilo i laboratorní pozorování.

Schaufler et al. (2010) ve svém výzkumu půdních emisí z půd odebraných na místech s odlišným půdním využitím uvedl, že maximální emise oxidu uhličitého byly naměřeny u vzorcích půdy s vlhkostí 20-60 %.

Půdní respirace velmi často závisí na obsahu uhlíku v půdním ekosystému (Raich & Schlesinger 1992). Proto se hodnoty půdní respirace z různých odběrových míst mohou značně lišit v závislosti na prostorové variabilitě rozmístění a obsahu organického uhlíku (Fér et al. 2018).

Dle studií (Zádorová et al. 2011; Jakšík et al. 2015; Jakšík et al. 2016) bylo zjištěno, že půdní eroze a ukládání půdního materiálu na geomorfologicky odlišných lokalitách vedou

ke změnám půdních vlastností včetně obsahu organického uhlíku. Tyto změny mohou způsobit změny i v respiraci půdy (Fér et al. 2018).

### 3.2.1.3 Vliv dusíku na půdní respiraci

Půdní respirace odráží tok oxidu uhličitého ze zemského povrchu do atmosféry a hraje významnou roli v regulaci koncentrace atmosférického CO<sub>2</sub>. Roční přítok antropogenního reaktivního dusíku (N) se za posledních 150 let více než desetinásobně zvýšil, zejména intenzivní aplikací dusíkatých hnojiv do prostředí. Předpokládá se, že se v následujících pár letech bude koncentrace dusíku v atmosféře zvyšovat, a to o další dvojnásobek či trojnásobek momentální hodnoty (Galloway & Cowling, 2002). Zvýšení koncentrace dusíku v atmosféře značně změní globální prostředí a dojde i k ovlivnění podzemního cyklu uhlíku (Luo & Zhou 2006), který by pak ovlivňoval klima a jeho změny (Luo 2007, Luo et al. 2009). Znalost reakcí půdní respirace na přídavky dusíkatých látek je tedy důležitá pro pochopení globálního toku uhlíku (Zhong et al. 2016).

Množství studií se zabývalo půdní respirací po experimentálním přídavku dusíkatých látek. Účinky přidávání dusíku však neměly zcela jasné výsledky. Proběhly studie, které vysledovaly zvýšení půdní respirace (Shao et al. 2014), jiné pozorovaly poklesy (Ramirez et al. 2010), nebo při výzkumu nedošlo ke změně výsledků (Deng et al. 2010).

Přídavek dusíkatých látek může podpořit růst rostlin zvýšením fotosyntetické kapacity za účelem akumulace více asimilačních produktů. Příliš mnoho dusíku ale poškozuje orgány fotosyntézy a tím dochází ke snížení fotosyntézy rostlin (Evans 1983, Shangguan 2000). Zároveň s chronickými vstupy dusíku do půdního prostředí může dojít k acidifikaci, tj. okyselování půdy, což vyvolá hromadění toxických sloučenin, které potlačují aktivitu půdních mikrobů (Guo et al. 2010).

Studie dle (Högberg et al. 2001; Tang et al. 2005; Vargas & Allen 2008) ukazují, že fotosyntéza rostlin řídí půdní respiraci na denní a sezónní časové škále. Přídavek dusíku tedy může zvyšovat půdní respiraci pomocí zvýšení fotosyntézy rostliny (Zhong et al. 2016).

### 3.2.1.4 Metody měření půdní respirace

Metody měření půdní respirace se dělí na metody absorpční, které zahrnují dynamické a statické metody; a gazometrické, které jsou uzavřené či otevřené. Dynamické metody umožňují plynům v půdním vzorku volnou cirkulaci vzduchu, čímž je umožněna analýza složení plynů při jejich výstupu z půdy. Statické metody jsou měřeny v uzavřeném inkubačním systému půdy či v inkubační komoře umístěné na povrchu půdy. Oproti dynamickému systému, ve statickém není umožněna volná cirkulace plynů (Luo & Zhou 2006, Pavelka 2007).

Přesné měření emisí oxidu uhličitého z půdy je velmi důležitá disciplína. Bez naměřeného toku CO<sub>2</sub> by nebylo možné objektivně hodnotit veličiny půdní respirace mezi ekosystémy. Na přesně naměřených hodnotách jsou závislé studie o vývoji modelů pro predikci a stimulaci půdní respirace v nových prostředích. Měření emisí CO<sub>2</sub> z půdy je mimořádně náročnou disciplínou z důvodu mnoha vlastností transportu oxidu uhličitého v porézním prostředí půdy. Tento transport podléhá vlivům koncentrace a tlaku (Luo & Zhou 2006).

Koncentrace CO<sub>2</sub> v půdě bývá obvykle mnohonásobně vyšší než v okolním prostředí. Metody, které by narušily koncentraci plynů v půdě, by vedly k vážným chybám v naměřených výsledcích. Na povrchu půdy je uvolňování CO<sub>2</sub> silně ovlivňováno změnami atmosférického tlaku a jeho kolísáním způsobeném například poryvy větru. Půda je porézní médium. Zejména na povrchu půdy, kde je porozita obvykle nejvyšší mohou i malé změny v mechanismech transportu CO<sub>2</sub> změnit tok CO<sub>2</sub> z půdy (Luo & Zhou 2006).

Půdní respirace je vysoce heterogenní v čase i prostoru, je proto velice náročné odebrat vzorek reprezentativní jak z hlediska místa, tak k době odběru, aby vzorek přesně kvantifikoval časovou variabilitu půdní respirace. V posledních několika desetiletích proto proběhl rozsáhlý výzkum v oblasti půdní respirace, který přinesl celou řadu metod měření reagujících na náročnost této disciplíny. Nejčastěji jsou používané komorové metody, které umožňují přímé měření toku CO<sub>2</sub> z povrchu půdy. Komorové metody mohou být kategorizovány jako dynamické nebo statické, v závislosti na přítomnosti či absenci cirkulace vzduchu při měření (Luo & Zhou 2006).

#### 3.2.1.4.1 Metoda otevřené dynamické komory (ODC)

Metoda otevřené dynamické komory využívá cirkulace plynů v otevřeném systému. Okolní vzduch při měření proudí v systému skrz komoru. Plyny, které komoru opouštějí, jsou obohaceny o oxid uhličitý uvolněný půdní respirací. Za předpokladu, že je rychlost proudícího vzduchu a respirace konstantní, ji lze vyjádřit vzorečkem (4).

$$R = \frac{u_o c_o - u_e c_e}{A} \quad (4)$$

Kde  $u_o$  vyjadřuje proudění vzduchu opouštějící komoru,  $c_o$  koncentraci oxidu uhličitého v plynu opouštějícím komoru;  $u_e$  vyjadřuje proudění při vstupu do komory a  $c_e$  koncentraci CO<sub>2</sub> ve vzduchu při vstupu do komory (Luo & Zhou 2006).

#### 3.2.1.4.2 Metoda uzavřené dynamické komory (CDC)

Metoda uzavřené dynamické komory umožňuje plynům v systému cirkulovat mezi komorou a senzorem, zároveň je ale využíván uzavřený systém, do kterého další plyny nevstupují. Po přiložení uzavřené komory k povrchu půdy se v komoře začne zvyšovat koncentrace CO<sub>2</sub>, což je způsobené jeho uvolněním pod povrchem půdy. Na senzor detekující CO<sub>2</sub> je obvykle využíván infračervený analyzátor plynů (IRGA), který měří zvýšení koncentrace oxidu uhličitého. Z počáteční a koncové hodnoty koncentrace je pak určen přírůstek CO<sub>2</sub>, z něhož se pak určí míra emisí CO<sub>2</sub> z půdy (Luo & Zhou 2006).

Výsledky předchozích studií ukazují, že fyzikální vlastnosti půd mohou ovlivnit přesnost měření emisí CO<sub>2</sub> z dynamických uzavřených komorových systémů (Butnor & Johnsen, 2004).

Dynamické komorové systémy pro měření respirace se dělí na automatické a manuální. Automatická komorová zařízení jsou považována za technicky nejkvalitnější způsob měření respirace, jsou ale finančně náročná, proto nejsou nejideálnějšími. Manuální komorové systémy mohou měřit hodnoty respirace v rámci několika minut, ale mají nevýhodu

v obtížnosti vyhodnocení časové odchylky hodnot respirace během dne. (Davidson et al. 1998)

#### 3.2.1.4.3 Metoda uzavřené statické komory (CSC)

Metoda uzavřené statické komory využívá zachycování molekul  $\text{CO}_2$  na chemické absorbenty v uzavřené komoře na povrchu půdy. Absorbenty zachycují oxid uhličitý s alkalickým roztokem KOH či NaOH, nebo je zachycován sodnovápenatý roztok složený z NaOH a  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . Metoda zachycující alkalický roztok je nejstarším způsobem měření půdní respirace. Metoda měření sodnovápenatého roztoku je pro svou jednoduchost a nízké náklady pravděpodobně nejčastěji používanou statickou metodou (Luo & Zhou 2006).

#### 3.2.1.4.4 Metoda plynového chromatografu (GC)

Plynový chromatograf slouží k oddělení složek ve vzorku plynu a určení jejich množství. Vzorky jsou odebírány do komor s odnímatelnými víčky s gumovým těsněním. Z komor je pak odebrán plyn skleněnou injekční stříkačkou a následně je zanalyzována koncentrace  $\text{CO}_2$ ,  $\text{O}_2$  a jiných stopových plynů plynovým chromatografem (GC) či pomocí IRGA (Luo & Zhou 2006).

#### 3.2.1.4.5 Metoda gas-well (GW)

Tato metoda určuje koncentrace oxidu uhličitého nebo kyslíku ve více hloubkách půdy. Obvykle je nutné odběrové zkumavky permanentně instalovat do zkoumané vrstvy půdy, což je uskutečněno například pomocí nerezových trubek. Konce těchto trubek jsou opatřeny o několik malých otvorů, které umožňují proudění vzduchu. Shromažďování proudícího vzduchu probíhá v injekčních stříkačkách. Analýza plynů pro zjištění koncentrace  $\text{CO}_2$  je následně uskutečněna v laboratoři pomocí IRGA nebo GC metodou.

Automatizovaný GW systém byl vytvořen za účelem měření koncentrace  $\text{CO}_2$  v několika hloubkách vertikálního profilu půdy. V každé měřené hloubce jsou plyny vytaženy z půdních pórů membránovým čerpadlem skrz mikroporézní teflon. V systému je pak plyn usušen, přefiltrován a samotné měření  $\text{CO}_2$  probíhá pomocí IRGA (Luo & Zhou 2006).

### 3.3 Antibiotika v půdě

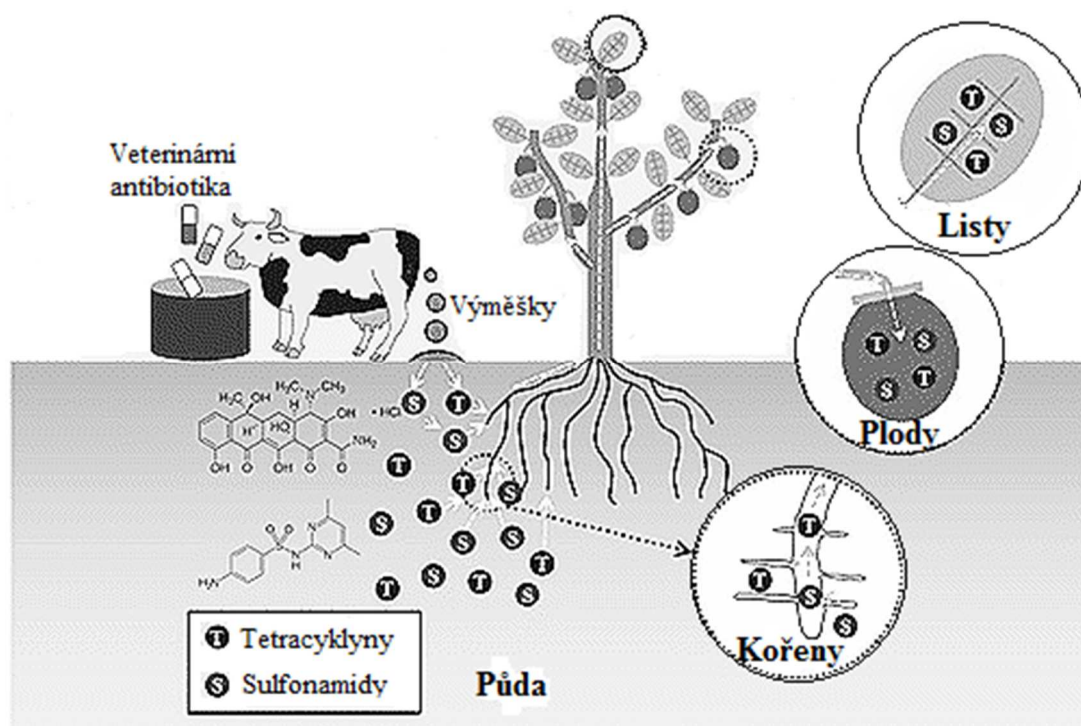
Antibiotika jsou biologicky aktivní sloučeniny, které jsou běžně detekovány v prostředí, obvykle po vypuštění s odpadními vodami. Od roku 1928, kdy Alexandr Fleming objevil penicilin, jsou antibiotika základním léčivem ve zdravotnictví a jsou používány i k udržení vysoké úrovně hospodářských zvířat. Vykazují totiž schopnost přerušit šíření specifických druhů bakterií. Antibiotika mají vysokou biologickou aktivitu, proto mohou mít více dopadů na životní prostředí než jiná léčiva (Conkle & White 2011).

Antibiotika, která člověk vyloučí, se dostávají v přeměněné formě do odpadních vod. Ty jsou čištěny v čistírnách odpadních vod, ale chemické látky, jako jsou právě antibiotika, antikoncepce či další produkty (složky v různých pracích prostředcích či saponátech), z vody zcela vyčištěny nejsou. Se zvyšujícím se populačním růstem a s tím související změnou klimatu se zvyšuje důraz na sladkovodní zdroje, především v suchých a polosuchých oblastech. I proto se začíná využívat čištěná voda z čistíren jako obnovitelný a ekonomický zdroj pro zemědělské a průmyslové využití. Využití recyklované vody v zemědělském zavlažování v sobě ale nese potenciální riziko v podobě kontaminace životního prostředí právě těmito látkami (Dudley et al. 2018).

Přítomnost antibiotik a jiných chemických látek v zavlažovací vodě může vést ke kontaminaci potravinářských plodin. Antibiotika se totiž mohou v podobě metabolitů vpravovat do těl rostlin. Množství těchto látek a v rostlinách pak závisí na metabolismu a translokaci látek v rostlinných tkáních (Dudley et al. 2018).

I veterinární antibiotika mohou být uvolňována do prostředí prostřednictvím vylučování zvířat, což může představovat rizika pro člověka i životní prostředí (Ahmed et al. 2015).

Veterinární antibiotika podávána zvířatům se do životního prostředí dostávají spolu s jejich výkaly. Způsob, jak se veterinární antibiotika dostávají do životního prostředí na pastvách je popsán v Obrázku 5.



Obrázek 5 - Uvolňování veterinárních antibiotik do prostředí (Upraveno dle Ahmed et al. 2015)

Další způsob, jak se veterinární antibiotika dostávají do prostředí, je záměrné aplikací výměšků jako živočišných hnojiv do zemědělsky udržovaných oblastí (Ahmed et al. 2015).

### 3.3.1 Sulfonamidová antibiotika

Sulfonamidy jsou deriváty para-aminobenzensulfonamidu. Většina sulfonamidů je relativně nerozpustná ve vodě, jejich sodné soli jsou ale ve vodě rozpustné snadno (Brunton et al. 2011).

Mezi sulfonamidová antibiotika patří například sulfometaxazol a sulfaguanidin. Sulfonamidová antibiotika mají vysokou strukturální podobnost s kyselinou p-aminobenzoovou a zabraňují syntéze kyseliny listové. Jsou proto účinné pouze na bakterie, které musí k životu syntetizovat kyselinu listovou (Lincová a Farghali 2007).

Sulfonamidová antibiotika byla první účinné léky používaná pro prevenci a léčbu bakteriálních infekcí. Studie v roce 1932 potvrdila účinnost léčiv se sulfonamidovou skupinou (např. prontosil) proti streptokokové infekci a stafylokokové septikémii, za což dostal roku 1938 Nobelovu cenu za medicínu lékař Gerhard Gomagk. Užívání i účinnost sulfonamidových antibiotik byla výrazně snížena po objevu penicilinu. V 70 letech se ovšem potvrdila jejich účinnost vůči specifickým mikrobiálním infekcím, takže se obnovilo jejich hojně užívání, především pak kombinace trimethoprimu a sulfometaxazolu (Brunton et al. 2011).

Nyní se sulfonamidová antibiotika používají již jen okrajově, a to na léčbu infekcí močového traktu. Jejich používání bylo zamezeno pro velkou řadu nežádoucích vedlejších účinků, jako je například toxická dermatonekrolýza, fototoxicita a útlum kostní dřeně s anemií a leukopenií (Švihovec 2018).



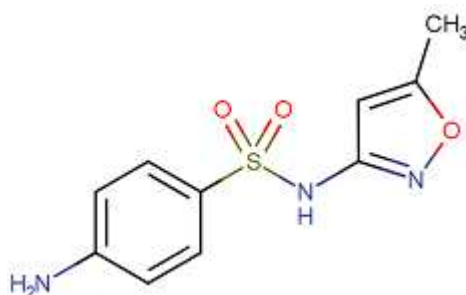
### 3.3.1.1 Sulfometaxazol

Sulfometaxazol je sulfonamidové antibiotikum, které bylo představeno v roce 1961 (Dudley et al. 2018). V medicíně se používá proti bakteriálním infekcím jako je bronchidita, infekce močových cest a infekce prostaty. Sulfonamidová antibiotika inhibují enzymatickou přeměnu pteridinu a kyseliny p-aminobenzoové na kyselinu dihydropterovou pro vazbu k dihydrofolátové syntetáze. Sulfometaxazol inhibuje, tj. zpomaluje bakteriální syntézu kyseliny dihydrofolové tím, že kompetuje s kyselinou para-aminobenzoovou o vazbu na dihydrofolátsyntetázu. V přírodě je sulfometaxazol bakteriostatický a je účinný proti gram negativním i gram pozitivním bakteriím, jako jsou například *Listeria monocytogenes* a *Escherichia coli*. Sulfometaxazol u citlivých bakterií interferuje se syntézou kyseliny listové (Wishart et al. 2005).

Sulfonamidy, mezi něž sulfometaxazol patří, jsou do značné míry používány jako přísady do krmiva drůbeže, dále jsou zapravovány do zemědělské půdy spolu s hnojivem. V půdě ovlivňují sulfonamidy mikrobiální komunitu, jejich interakční účinek na mikroorganismy však zatím není dobře znám (Liu et al. 2015).

V současné době je detekován sulfometaxazol v povrchových a odpadních vodách v množství od  $\text{ng L}^{-1}$ –  $\mu\text{g L}^{-1}$  a v půdách a hnoji v množství  $\mu\text{g kg}^{-1}$  –  $\text{mg kg}^{-1}$  (Hu et al. 2010; Brausch et al. 2012).

Chemický vzorec sulfometaxazolu je  $\text{C}_{10}\text{H}_{11}\text{N}_3\text{O}_3\text{S}$ , strukturní vzorec je zobrazen na Obrázku 6. Molární hmotnost sulfometaxazolu je  $253,279 \text{ g/mol}$  (Wishart et al. 2005).



Obrázek 6 - Strukturní vzorec sulfometaxazolu (Wishart et al. 2005)

Sulfometaxazol je spolu s oxytetracyklinem nejrozšířenější antibiotikum užívané v průmyslovém chovu hospodářských zvířat a drůbeže. Hlavní část z antibiotik je ovšem z těla vyloučena spolu s exkrementy zvířat, což vyvolává obavy o negativním vlivu antibiotik na životní prostředí (Molaei et al. 2017).

#### 3.3.1.1.1 Sorpce sulfometaxazolu do půdy

Sorpce záporně nabitých sloučenin, mezi které se sulfometaxazol řadí, může tedy negativně souviset se saturací v důsledku odpuzování mezi záporně nabitými molekulami a povrchem půdy (Kodešová et al. 2015; Klement et al. 2018). Odpuzování může být dle studií sníženo současnou aplikací kladně nabitých látek na negativně nabitý půdní povrch (Kočárek et al. 2016).

Pochopení transportu a sorpce sulfonamidových antibiotik v prostředí hraje klíčovou roli pro přesné pochopení jejich chování (Park & Huwe 2016).

Dle studie zabývající se sorpcí některých antibiotik na agregáty půdy je známo chování sulfometaxazolu při sorpci. Konkrétně proběhly analýzy na třech typech porušených půdních vzorků, a to na celých agregátech, na agregátech bez vnějších povlaků a na samotných jílovitých organických povlacích. Sorpce sulfometaxazolu na materiál z povlaků byla nižší než na agregáty bez vnějších povlaků. Tyto vzorky spojuje dominantní podíl většinou negativně nabitých jílových částí. Když byl sulfometaxazol do půdních vzorků aplikován samostatně, byla sorpce do půdy zanedbatelná, naopak s aplikací s dalšími dvěma sloučeninami (atenololu a carbamazepinu) došlo ke zvyšování sorpce sloučenin do půdy. K tomu došlo pravděpodobně v důsledku sorpce pozitivně nabitých molekul atenololu na negativně nabitý povrch půdních složek, čímž došlo ke snížení odpudivosti půdní složky s negativně nabitými molekulami sulfometaxazolu (Fér et al. 2018).

#### 3.3.1.1.2 Efekt sulfometaxazolu na mikrobiální aktivitu

Efektem antibiotik na mikrobiální aktivitu se nezabývá mnoho studií. Conkle a White (2011) zkoumali účinky sulfometaxazolu a ciprofloxacinu na mikrobiální respiraci v mokřadech. Antibiotika ovlivnila mikrobiální aktivitu a tím i jejich respiraci pozitivně i negativně, v závislosti na vlastnostech půdy a koncentraci léčiva. Sulfometaxazol snížil hodnoty respirace  $\text{CO}_2$  a  $\text{NO}_2$ , hodnoty emise  $\text{CO}_2$  se ovšem do 48 hodin obnovila, zatímco u respirace  $\text{NO}_2$  probíhalo snižování až do konce inkubace (Conkle & White 2011).

Negativní dopady na hodnoty emisí  $\text{CO}_2$  po přidavku sulfometaxazolu do mokřad mají tedy poměrně krátké trvání. Podobný trend sledoval v zemědělské půdě Liu et al. (2008), jehož studie, zabývající se vlivem vybraných antibiotik na růst rostlin a aktivitu mikroorganismů, potvrdila, že se půdní respirace po přidavku sulfometaxazolu krátkodobě výrazně snížila. (Liu et al. 2008) Studie tak potvrzují, že účinky antibiotik v půdě jsou závislé na čase, nejspíše v závislosti na rychlou sorpci do půdy, která může snižovat biologickou dostupnost sloučenin pro organismy (Conkle & White 2011).

Vysvětlení pro toto rychlé vyrovnání výchylnosti hodnot respirace  $\text{CO}_2$  po přidání sulfometaxazolu jsou četná. Jedno z nich předpokládá, že se mikrobiální komunita stane na sulfometaxazol brzy rezistentní, druhé vysvětlení předpokládá krátké trvání léků, takže brzy dochází k zotavení mikrobů a třetí vysvětlení vychází z domněnky, že se sloučeniny antibiotika sorbovaly do půdy a už neměly vliv na mikrobiální respiraci (Conkle & White 2011).

Předchozí studie potvrzují, že půdní respirace je variabilně ovlivňována antibiotiky. Ze studie Conkle a White (2011) vykazuje sulfometaxazol ze všech použitých antibiotik nejvíce negativní vliv na respiraci v minerální půdě, v rašelinách byla však vysledována řada pozitivních vlastností, kde hodnoty půdní respirace pozitivně korelovaly s naměřenými hodnotami potenciálních emisí  $\text{CO}_2$ . Sulfometaxazol v této studii ovlivnil oba půdní vzorky v produkci tří plynů, a to  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  a  $\text{N}_2\text{O}$  (Conkle & White 2011).

Tuto vývojovou tendenci potvrzuje i studie Molaei et al. (2017), která se zabývala vlivem antibiotik na mikrobiální aktivitu v půdě tím, že proběhlo měření kumulativní respirace a uhlíku z mikrobiální biomasy po přidavku některých antibiotik včetně sulfometaxazolu. Výsledky ukázaly, že přidavek sulfometaxazolu do půdních vzorků po 24 hodinách se zvyšující se koncentrací léčiva výrazně snížil emise uhlíku z mikrobiální

biomasy. Největší zpomalení mikrobiální aktivity bylo při nejvyšší koncentraci sulfometaxazolu. S prodloužením doby inkubace na 4 dny se ovšem koncentrace uhlík z mikrobiální biomasy opět významně zvýšila (Molaei et al. 2017).

Další studie se zabývaly vstřebáváním metabolitů sulfometaxazolu a dalších antibiotik do plodin, konkrétně u špenátu, rukoly, ředkviček a kozlíčku polního. Koncentrace sulfometaxazolu byla výrazně vyšší v kořenech plodin než v jejich listech. Zároveň byla ale koncentrace sulfometaxazolu v plodinách nižší než koncentrace atenololu (Kodešová et al. 2019). Tyto výsledky jsou v souladu s dalšími výzkumy, které také naměřily největší koncentraci sulfometaxazolu v kořenech, a to u sladkých brambor a mrkve (Malchi et al. 2014) a u okurek, rajčat a salátu (Ahmed et al. 2015).

## 4 Metodika

Vzorky pro potřeby bakalářské práce byly odebrány na zemědělsky využívané půdě v Praze Troji. Půdní vzorky byly z místa odebrány v porušené i neporušené formě. Na porušených vzorcích byly posléze v laboratoři stanovovány základní půdní charakteristiky, a to konkrétně zrnitostní složení, aktivní a výměnná půdní reakce, oxidovatelný uhlík, obsah karbonátů, specifická hmotnost půdy a salinita. Na neporušených vzorcích, které byly odebrány v rostlém nezměněném stavu, byla laboratorně změřena pórovitost a objemová hmotnost půdy.

### 4.1 Popis místa odběru vzorků

Jako místo odběru byla vybrána půda z Demonstrační a výzkumné stanice v Praze Troji (Česká republika). Oblast se nachází na pravém břehu řeky Vltavy v záplavové zóně. Odběr proběhl v severní části Demonstrační a výzkumné stanice na orné půdě, což je zobrazeno na Obrázku 7. GPS koordináty místa jsou  $50^{\circ}7'21''\text{N}$ ,  $14^{\circ}24'0''\text{E}$ . Nadmořská výška v místě odběru je 196 m. n. m. Průměrný úhrn ročních srážek se v této oblasti pohybuje mezi 500-550 mm, průměrná roční teplota je  $10^{\circ}\text{C}$  (ČHMÚ). Vzorky byly odebrány v březnu 2018 z půdního povrchu holé půdy z hloubky 0-8 cm. Místo odběru je vyfotografované na Obrázku 8.



Obrázek 7 - Mapa lokality s konkrétním místem odběru vzorků



Obrázek 8 - Fotografie místa odběru vzorků (vlastní fotodokumentace)

Dle Taxonomického klasifikačního systému půd České republiky (Němeček et al. 2011) byla použitá půda určena jako půdní typ fluvizem modální, patřící do referenční třídy Fluvisolů. Do půdního typu fluvizemí patří půdy s velice různorodým chemismem. Základním rysem půdního profilu je dlouhodobé periodické usazování sedimentů vzniklé činností vodního toku. Fluvizemě je tedy půdní typ vznikající na říčních usazeninách v nivách vodních toků. Dalším rysem je střídání zrnitostně různorodých materiálů v profilu, což má za následek vytvoření vrstevnatosti půdního profilu (Němeček et al. 2011).

Hlavním znakem fluvizemí je v celém profilu nerovnoměrně rozložená organická hmota, a to i s obsahem vyšším než 3 % do hloubky až 0,60 m. V profilu fluvizemí lze nalézt i novotvary podobné argilanům, což jsou povlaky jílu na půdních částicích a vznikaly při infiltraci vody do profilu při vylévání řeky z jejího obvyklého koryta při záplavách. Subtyp modální značí, že půdní typ je tvořen ze středně těžkých substrátů (Němeček et al. 2011).

Fluvizemě jsou úrodným půdním typem, díky vysokému obsahu organické hmoty, mohou být ale zároveň ohrožené záplavami a vodní erozí vlivem blízkostí vodního toku (Pavlů 2018).

Z místa byly odebrány porušené a neporušené vzorky z vrchních 8 cm půdního krytu, které byly použity pro další analýzy půdy a další vzorek půdy pro experiment měření aktuální emise  $\text{CO}_2$  z půdy.

Na stanovení základních půdních charakteristik byly použity porušené půdní vzorky, z nichž bylo určeno zrnitostní složení, hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce, oxidovatelný uhlík, obsah karbonátů, specifická hmotnost půdy a salinita. Neporušené půdní vzorky v Kopeckého válečcích o objemu  $100 \text{ cm}^3$ , byly využity ke stanovení hodnoty pórovitosti a objemové hmotnosti ( $\rho_d$ ). Dále byly odebrány vzorky pro měření aktuální emise  $\text{CO}_2$  a výparu  $\text{H}_2\text{O}$  z půdy. Porušené půdní vzorky byly po převezení usušeny na vzduchu při laboratorní teplotě. Po usušení byly vzorky přesátý přes síto o průměru ok 2 mm na jemnozem, která byla použita na chemické analýzy.

#### 4.1.1 Analýza vzorků

Základní chemické a fyzikální vlastnosti půd byly určeny pomocí standardizovaných laboratorních metod za konstantní teploty 20°C.

##### 4.1.1.1 Základní chemické vlastnosti

Aktivní půdní reakce pH (H<sub>2</sub>O) byla měřena dle normy ISO 10390:1994, pomocí inoLab Level 1 pH-metru. Měření bylo prováděno pomocí skleněné elektrody v suspenzi půdy a vody v poměru 1:2,5 objemově. Výsledky byly hodnoceny dle kritérií v Tabulce 1. Potencionální půdní reakce pH (KCl) byla měřena podle totožné normy (ISO 10390:1994). Toto měření bylo provedeno v roztoku chloridu draselného o koncentraci 1 mol<sup>-1</sup>. Výsledky byly zhodnoceny podle Tabulky 2. Oba typy půdní reakce byly měřeny potenciometricky.

Tabulka 1 - Hodnotící stupnice pro pH (H<sub>2</sub>O). (Zbíral 2002)

pH (H <sub>2</sub> O)	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

Obsah organického uhlíku (C<sub>ox</sub>) byl stanoven standardizovanou laboratorní metodou dle (Skjemstad and Baldock, 2008). Uhlík organické hmoty byl při stanovení zoxidován kyslíkem dvojchromanu draselného v prostředí kyseliny sírové. Nespotřebované množství chromsírové směsi se určí pomocí titrace Mohrovou solí. V připravené navážce byl poměr zeminy k chromsírové směsi 0,2 g na 10 ml. Připravená směs byla přesunuta do sušárny vyhřáté na 125 °C na dobu 45 minut. Po vypálení organické hmoty došlo ke změření množství organického uhlíku pomocí Pt elektrod při titraci Mohrovou solí až do trvalé výchylky na galvanometru, tzv. mrtvého bodu. Výsledky byly zhodnoceny dle výsledků z Tabulky 3 (Zbíral 2002).

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

<b>C<sub>ox</sub> (%)</b>	<b>humus (%)</b>	<b>označení obsahu</b>
< 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

Obsah půdních uhličitánů (CaCO<sub>3</sub>) byl měřen metodou volumetrické kalibrace popsanou Loeppertem a Suarezem (1996). Uhličitany v půdě jsou rozkládány zředěnou HCl, konečné množství CO<sub>2</sub> uvolněné rozkladem je stanoveno volumetricky. Stanovení proběhlo v Jankově vápnoměru. Ten byl nejprve připraven k měření tím, že byly naplněny obě trubice destilovanou vodou. Do vyvíjecí nádoby byl pak navážen vzorek jemnozeme v množství 2-20 g. Do zásobníku bylo přidáno 15 ml zředěné 10% kyseliny chlorovodíkové, pak byl uvolněn trojcestný kohout, a tak došlo k propojení vyvíjecí nádoby s okolním ovzduším. Do hrdla vyvíjecí nádoby pak byla vložena zátká se zásobníkem HCl a trojcestný kohout se nastavil tak, aby byla vyvíjecí nádobka přímo spojena s eudiometrickou trubicí. Kyselina chlorovodíková byla zvolna promíchávána se zeminou a v průběhu se sledoval vývoj plynu až po jeho ukončení. Poté se uvolnila tlačka a tím došlo k vyrovnání obou trubic Jankova vápnoměru. Ze stupnice se tak přímo odečetl obsah CaCO<sub>3</sub>, jenž byl vyhodnocen dle Tabulky 4 (Zbíral 2002).

Tabulka 4 - Hodnotící tabulka půdních uhličitánů (Zbíral 2002)

<b>uhličitany (CaCO<sub>3</sub>)</b>	<b>označení zeminy</b>
< 0,3	bezkarbonátová
0,3 – 3,0	slabě vápenitá
3,1 – 25,0	vápenitá
25,1 – 60,0	silně vápenitá
> 60,0	vápencovitá

Salinita půdy byla určena dle Rhoades 1996. Salinita neboli elektrická vodivost půdy byla stanovena v alkoholovém extraktu. Do polyvinylchloridové lahve bylo vpraveno 10 g jemnozeme a 50 cm<sup>3</sup> 50% etylalkoholu. Takto vytvořená suspenze byla dvě hodiny protřepávána a poté byla zfiltrována přes filtrační papír. Ve vytvořeném filtrátu byla změřena elektrická vodivost. U běžných nezasolených půd vychází hodnota elektrické vodivosti v  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Výsledek měření byl ohodnocen 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

#### 4.1.1.2 Základní fyzikální vlastnosti

Na měření zrnitosti se použila Novákova metoda, jež klasifikuje půdy dle procentuálního obsahu částí půdy menších než 0,01 mm do sedmi frakcí, které charakterizují půdní druhy (Vráblíková a Vráblík 2006). Tyto frakce jsou zobrazeny v Tabulce 6.

Tabulka 6 - 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 %	písčítohlinitá (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

Specifická hmotnost půdy  $\rho_z$  je stanovována ze suché zeminy přesáté přes síto s velikostí ok 2 mm. Sušina byla v malé porcelánové misce přelita destilovanou vodou a povařena, čímž došlo k vypuzení zbytkového vzduchu. Pyknometr naplněný destilovanou vodou se temperoval na 20 °C a byl zvážen, poté byl z pyknometru vylit jeho obsah a místo destilované vody do něj byla kvantitativně vpravena vychladlá suspenze. Po vytemperování byl pyknometr opět zvážen, z čehož nám vyšla hodnota  $\rho_z$ , vzoreček (5), (Zbíral2002).

$$\rho_z = \frac{N_z \times \rho_v}{N_z + P_{H_2O} - P_z} \quad (5)$$

Kde  $N_z$  je navážka zeminy,  $\rho_v$  hustota vody,  $P_{H_2O}$  značí hmotnost pyknometru s vodou a  $P_z$  hmotnost pyknometru se suspenzí.

Objemová hmotnost půdy  $\rho_d$ (6) je charakterizována jako hmotnost zeminy v přirozeném stavu půdy vysušené při 105 °C ( $G_h$ ) k objemu vzorku ( $V_s$ ), tedy:

$$\rho_d = G_h / V_s \quad (6)$$



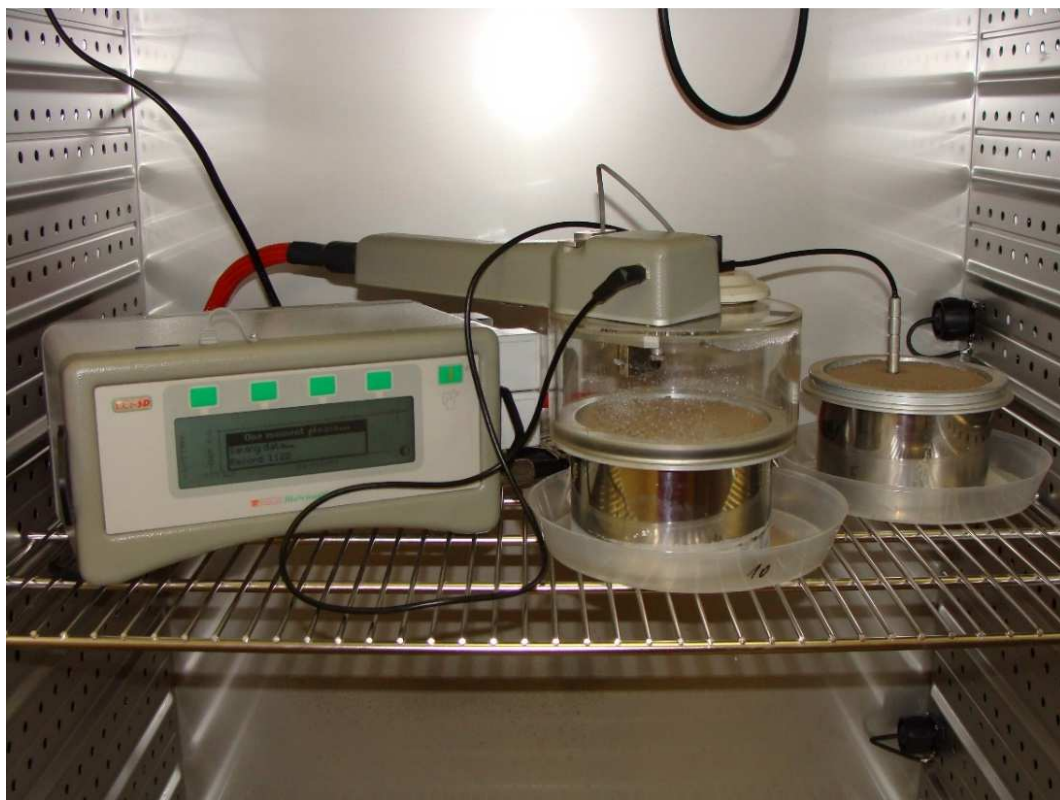
Objemová hmotnost vysušené půdy se pohybuje v rozmezí 1,2 – 1,8 g.cm<sup>-3</sup>. Čím vyšší je výsledná hodnota objemové hmotnosti  $\rho_d$ , tím méně je v půdě pórů a tím je utuženější. Pórovitost půdy (P) byla vypočtena pomocí objemové a specifické hmotnosti (7).

$$P = \frac{\rho_z - \rho_d}{\rho_d} \times 100 \quad (7)$$

#### 4.1.2 Emise CO<sub>2</sub> z půdy

Pro měření aktuální emise CO<sub>2</sub> z půdy byly použity vzorky odebrané ze stejného místa jako porušené a neporušené půdní vzorky. Vzorky pro experiment byly usušeny na vzduchu pro zamezení vnějších vlivů a poté byly rozdrobeny na menší agregáty o velikosti přibližně 1 cm<sup>3</sup>. Půdní vzorek (o hmotnosti 989 g) byl vpraven do ocelového límce (průměr 11 cm a výška 7,5 cm). Aktuální emise CO<sub>2</sub> a výparu H<sub>2</sub>O na povrchu půdy byly měřeny pomocí systému LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace (Obrázek 9). Měření probíhalo v klima boxu za tmy a za konstantní teploty 20 °C, kvůli odstranění klimatických efektů.

Vzorky půdy byly připravovány v misce, kde došlo k rozprostření půdy, jejímu ovlhčení na předem určenou objemovou vlhkost a k rozmíchání půdy. Objemová hmotnost byla určena podle výsledků  $\rho_d$  z neporušených půdních vzorků s terénu. Množství vody přidané do vzorku bylo zaznamenáno. Vzorky půdy byly dány do ocelového límce (výška 7,5 cm, plocha 95,03 cm<sup>2</sup> a objem 665,2 cm<sup>3</sup>). Vzorky v ocelovém límci byly zváženy před i po měření aktuální půdní emise CO<sub>2</sub>, dále byla zaznamenána výška vzorku ve válci (cm), díky čemuž bylo možné vyjádřit hmotnost a objem vzorku. Ocelový límec se vzorky byl přemístěn do klimaboxu, kde byla pomocí systému LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace měřena aktuální emise CO<sub>2</sub> z půdy (NCER) po dobu 5 - 7 dní v minutovém intervalu.



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

Byly provedeny dva experimenty. V prvním experimentu byla nejdříve změřena aktuální emise  $\text{CO}_2$  z půdy na suchém vzorku půdy. V dalších krocích byl vzorek ovlhčován vodou vždy na konkrétní objemovou vlhkost. Aktuální emise  $\text{CO}_2$  byla měřena pomocí Systému LCi-SD portable photosynthesis. Po ukončení měření aktuální emise  $\text{CO}_2$  z půdy byl vzorek vyjmut z klimaboxu, zvážen a znovu ovlhčen vodou na vyšší objemovou vlhkost. Celý proces se opakoval šestkrát. První proběhlo měření TRA se začínající objemovou vlhkostí  $0,02 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , druhé měření TRB s počáteční objemovou vlhkostí  $0,06 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , dále TRC s počáteční objemovou vlhkostí  $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRD s objemovou vlhkostí  $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRE s  $0,19 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  a poslední měření TRF, kdy byl vzorek ovlhčen na objemovou vlhkost  $0,24 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ . Při pokusu o další ovlhčení došlo ke změně konzistence půdního vzorku, který už byl příliš mokrý, a proto s takto ovlhčeným vzorkem nebylo možné dále pracovat.

Při druhém experimentu byl postup přípravy vzorku stejný. Rozdíl byl, že emise  $\text{CO}_2$  z půdy byla měřena při ovlhčování půdy roztokem sulfometaxazolu o koncentraci  $0,1 \text{ mg/l}$ . Proběhlo opět šest měření. Při prvním měření TSA byl vzorek půdy ovlhčený roztokem sulfometaxazolu na objemovou vlhkost  $0,2 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , druhé měření TSB mělo počáteční objemovou vlhkost  $0,06 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , třetí měření TSC  $0,10 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSD  $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSE  $0,19 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  a poslední měření TSF, kdy byl vzorek ovlhčen roztokem sulfometaxazolu na objemovou vlhkost  $0,23 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ .

Při měření v Systému LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace byla sledována aktuální emise  $\text{CO}_2$  a výpar  $\text{H}_2\text{O}$ . Byly zaznamenány dvě hlavní vlastnosti půdní respirace, a to čistý výpar  $\text{CO}_2$  (NCER) a výpar  $\text{H}_2\text{O}$  ( $W_{\text{FLUX}}$ ).

Půdní respirace  $C$  je čistý molární průtok  $\text{CO}_2$  do půdy či z ní ( $\text{p}\cdot\text{mol}\cdot\text{s}^{-1}$ ) a je vyjádřena rovnicí (8):

$$C = u \times (-\Delta c) \quad (8)$$

Kde  $u$  ( $\text{p}\cdot\text{mol}\cdot\text{s}^{-1}$ ) je molární průtok,  $\Delta c$  ( $\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ ) vyjadřuje rozdíl v koncentraci  $\text{CO}_2$  přes půdní komoru.

$$\Delta c = C_{ref} - C_{an} \quad (9)$$

Kde  $C_{ref}$  ( $\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ ) vyjadřuje oxid uhličitý proudící do půdní komory a  $C_{an}$  ( $\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ ) vyjadřuje  $\text{CO}_2$  proudící z půdní komory.

Čistá výměna  $\text{CO}_2$  (NCER) je popsána rovnicí (10):

$$NCER = u_s (-\Delta c) \quad (10)$$

Kde  $u_s$  ( $\text{mol}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) je molární tok vzduchu na  $1 \text{ m}^2$  půdy,  $\Delta c$  ( $\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ ) je rozdíl koncentrací oxidu uhličitého přes měřicí komoru.

Čistá výměna  $\text{H}_2\text{O}$  (water flux –  $W_{FLUX}$ ) ( $\text{mmol}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) je popsána rovnicí (11):

$$W_{FLUX} = \Delta e u_s \times p^{-1} \quad (11)$$

Kde  $\Delta e$  je rozdíl koncentrace vodní páry (mBar),  $u_s$  ( $\text{mol}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) vyjadřuje molární tok vzduchu na  $1 \text{ m}^2$ , a  $p$  je atmosférický tlak (mBar). (ADC BioScientific, 2015)

Naměřené hodnoty aktuální emise  $\text{CO}_2$  ukazují průběh emisí  $\text{CO}_2$  v čase.

Získané údaje o emisích  $\text{CO}_2$  byly také vyjádřeny kumulativně, aby se zjistil rozdíl mezi hodnotami celkové a kumulativní aktuální emise  $\text{CO}_2$ . Zároveň kumulativní vyjádření umožňuje porovnat celkové aktuální emise během měření.

Po ukončení experimentu byla ve vzorcích zjištěna maximální aktuální emise  $\text{CO}_2$  (maxNCER) a kumulativní emise  $\text{CO}_2$  z půdy v čase 1200 min.

## 5 Výsledky

### 5.1 Základní půdní vlastnosti

Základní půdní vlastnosti rozdělujeme na vlastnosti chemické a fyzikální.

#### 5.1.1 Základní chemické vlastnosti

Před měřením aktivní půdní emise  $\text{CO}_2$  z půdy byly stanoveny hodnoty aktivní půdní reakce (pH  $\text{H}_2\text{O}$ , pH KCl), obsahu organického uhlíku (Cox), obsahu půdních uhličitánů ( $\text{CaCO}_3$ ) a půdní salinity. Výsledné hodnoty jsou v Tabulce 7. Hodnoty aktivní a výměnné půdní reakce hodnotíme dle kritérií uvedených v Tabulkách 1 a 2, podle nichž klasifikujeme výsledky stanovených hodnot před experimentem. Z toho vyplývá, že půdní vzorek měl neutrální půdní reakci.

Po porovnání stanovených hodnot Cox v Tabulce 7 s Tabulkou 3, vyplyne skutečnost, že na použitém vzorku byly půdy vyhodnoceny jako půdy se středním obsahem organického uhlíku.

Uhličitany se v použitém vzorku půdy nevyskytovaly, dle Tabulky 4 byla tedy půda hodnocena jako bezkarbonátová.

Tabulka 7 - Stanovené hodnoty základních chemických vlastností

	pH ( $\text{H}_2\text{O}$ )	pH (KCl)	pH ( $\text{CaCl}_2$ )	Cox (%)	uhličitany ( $\text{CaCO}_3$ )	salinita ( $\text{H}_2\text{O}$ )	salinita (etanol)
<b>před experimentem</b>	7,06	5,88	6,37	1,62	0	100,13	2,70
<b>směrodatná odchylka</b>	0,023	0,045	0,061	0,011	0	1,210	0,10

Některá měření byla provedena i u vzorku po ovlhčování sulfometaxazolem (TS). Byly stanoveny hodnoty, které jsou zobrazeny v Tabulce 8. Je zřejmé, že v průběhu ovlhčování půdního vzorku sulfometaxazolem došlo ke změně některých jeho vlastností, konkrétně pH a salinity. Porovnáme-li Tabulku 8 s Tabulkou 5, zjistíme, že má vzorek po ukončení experimentu vyšší salinitu, což vzniklo v důsledku aplikace sulfometaxazolu.

Hodnota pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) se snížila, čímž došlo i ke změně hodnocení půdy z neutrální na slabě kyselou.

Tabulka 8 - Stanovené hodnoty u vzorku po ukončení experimentu s přidavkem sulfometaxazolem

	pH ( $\text{H}_2\text{O}$ )	salinita
TS	6,79	119,9

### 5.1.2 Základní fyzikální vlastnosti

Při stanovení zrnitostního složení dle Nováka byla naměřena hodnota 20,54 % jílových částí. Po srovnání tohoto výsledku s Tabulkou 6, vychází výsledná klasifikace půdního vzorku, a to klasifikace písčitohlinitá. V Tabulce 9 jsou znázorněny všechny čtyři kategorie (Z. k.) půdního vzorku.

Tabulka 9 - Procentuální zastoupení zrnitostních kategorií (Z. k.)

Půdní druh	Fyzikální jíł	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)
Písčitohlinitý	11,74 %	20,54 %	10,4 %	9,9 %	59,1 %

U půdního vzorku byla určena ještě specifická hmotnost, objemová hmotnost a pórovitost. Výsledné hodnoty jsou znázorněny v Tabulce 10.

Výsledná hodnota specifické hmotnosti byla stanovena 2,58 g cm<sup>-3</sup>, což je o trochu nižší hodnota než hodnota průměrné specifické hmotnosti. Rozemletý křemen má specifickou hmotnost 2,65 g cm<sup>-3</sup>. Námí použitý půdní vzorek obsahuje 60 % písčítých (křemenných) částí, proto se výsledná hodnota velmi přibližuje hodnotě čistého křemene.

Tabulka 10 - Stanovené hodnoty specifické hmotnosti, objemové hmotnosti, pórovitosti a jejich směrodatných odchylek

	Specifická hmotnost $\rho_z$ (g.cm <sup>-3</sup> )	Objemová hmotnost $\rho_d$ (g.cm <sup>-3</sup> )	Pórovitost P (%)
Hodnota	2,58	1,42	0,46
Směrodatná odchylka	0,010	0,057	0,021

### 5.1.3 Emise CO<sub>2</sub> z půdy

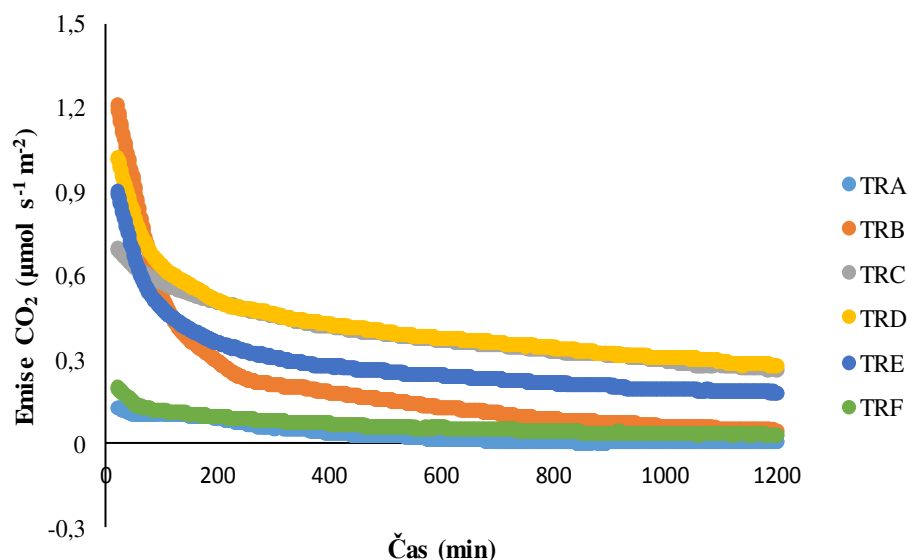
Pro sledování aktuální emise CO<sub>2</sub> byly použity dva vzorky půdy o stejném objemu. První vzorek byl ovlhčován čistou vodou, měření probíhalo za tmy v klimaboxu každou minutu a každé jednotlivé měření trvalo 5-7 dní. Vzorek půdy byl ovlhčen vodou na požadovanou objemovou vlhkost, zvážen a pak přemístěn do klimaboxu. Po měření se vzorek opět zvážil, aby bylo zřejmé množství odpařené vody. Celý proces se s vodou opakoval šestkrát. V Tabulce 11 lze vidět rozdíl objemových vlhkostí vody před a po jednotlivých měřeních. TRA ukazuje měření emise CO<sub>2</sub> s počáteční objemovou vlhkostí 0,02 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TRB měření emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>; TRC měření emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,11 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>; TRD měření emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,15 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>; TRE je měření aktuální emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,19 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> a TRF měření emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,24 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>.

Tabulka 11 - Objemové vlhkosti  $\Theta$  u vzorku po ovlhčování vodou. TRA je měření aktuální emise  $\text{CO}_2$  při objemové vlhkosti  $0,02 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRB při  $0,06 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ; TRC při  $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRD při  $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRE při  $0,19 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  a TRF při  $0,24 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ .

vzorek	začátek měření $\Theta_z (\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3})$	konec měření $\Theta_k (\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3})$
TRA	0,02	0,02
TRB	0,06	0,05
TRC	0,11	0,10
TRD	0,15	0,14
TRE	0,19	0,18
TRF	0,24	0,23

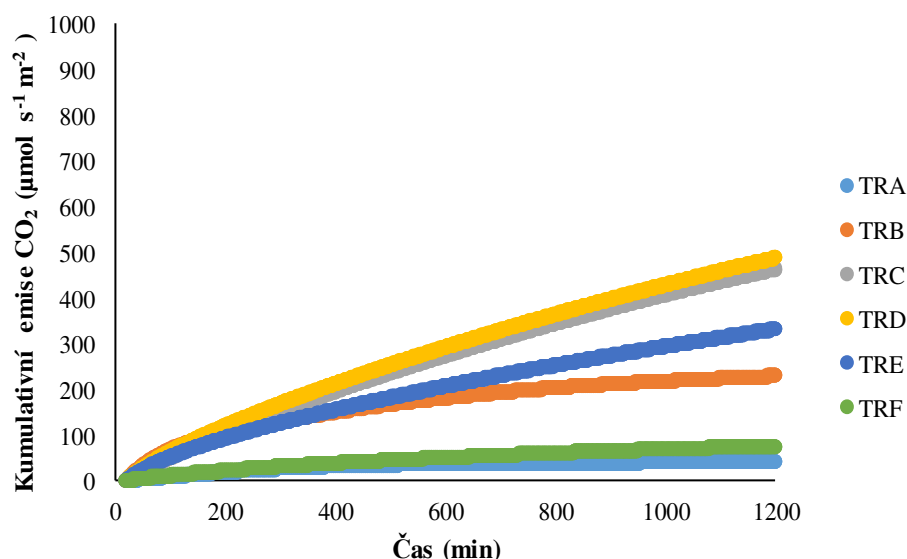
Bylo provedeno měření aktuálních emisí  $\text{CO}_2$  a kumulativních emisí  $\text{CO}_2$ . Výsledky aktuálních emisí  $\text{CO}_2$  jsou znázorněny v Obrázku 10. U vzorku ovlhčovaném vodou je zřejmé, že už u druhého měření (TRB) došlo ke vzrůstu celkového toku  $\text{CO}_2$ , s rostoucím obsahem vody se pak trend opět snižuje. Na začátku měření mají všechny hodnoty vyšší hodnoty emisí  $\text{CO}_2$ , ty pak ale postupem času klesají. U prvního ovlhčení vodou na objemovou vlhkost  $0,02 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  je z grafu zřejmé jen malé zvýšení toku emisí. Rozdíly jednotlivých měření po ovlhčování vzorku vodou a roztokem sulfometaxazolu jsou znázorněny v Příloze 1

U vzorku ovlhčovaném vodou je na počátku měření zřejmá vyšší hodnota  $\text{CO}_2$ , která se pak snižuje.



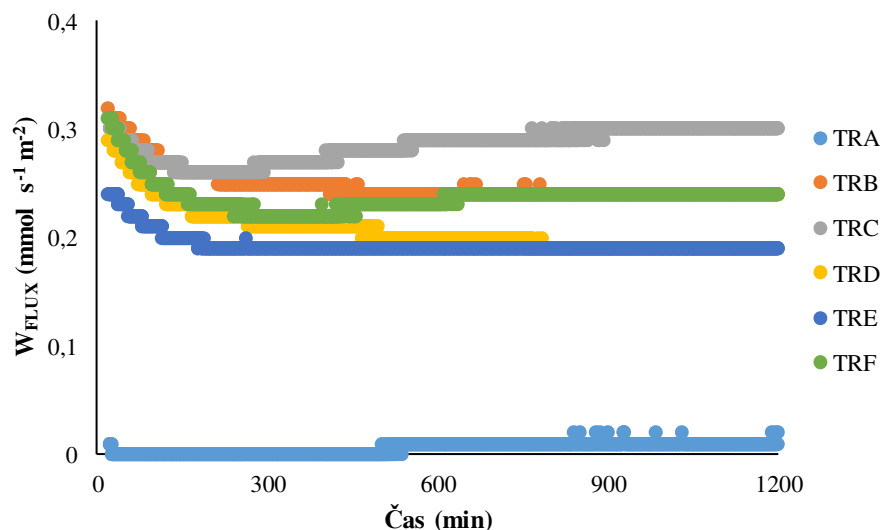
Obrázek 10 - Graf aktuálních emisí  $\text{CO}_2$  u vzorku ovlhčovaném vodou, kde TRA je měření aktuální emise  $\text{CO}_2$  s počáteční objemovou vlhkostí  $0,02 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRB s počáteční objemovou vlhkostí  $0,06 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRC s  $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRD s  $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRE s  $0,19 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  a TRF má počáteční objemovou vlhkost  $0,24 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ .

Kumulativní emise u vzorku ovlhčovaném vodou ukazují postupný nárůst. Výsledné hodnoty jsou zobrazeny na Obrázku 11. První měření vykazuje jen malé zvýšení kumulativních emisí, s dalším přidáváním vody se kumulativní emise zvyšují až do maximálních hodnot. Je patrné, že se celková kumulativní emise CO<sub>2</sub> z půdy zvyšuje až do čtvrtého měření TRD, které začínalo na objemové vlhkosti 0,15 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>. S dalším ovlhčováním se kumulativní emise opět snižují. Rozdíly kumulativních emisí u jednotlivých měření vzorků po ovlhčování vodou a po aplikaci roztoku sulfometaxazolu jsou znázorněny v Příloze 2.



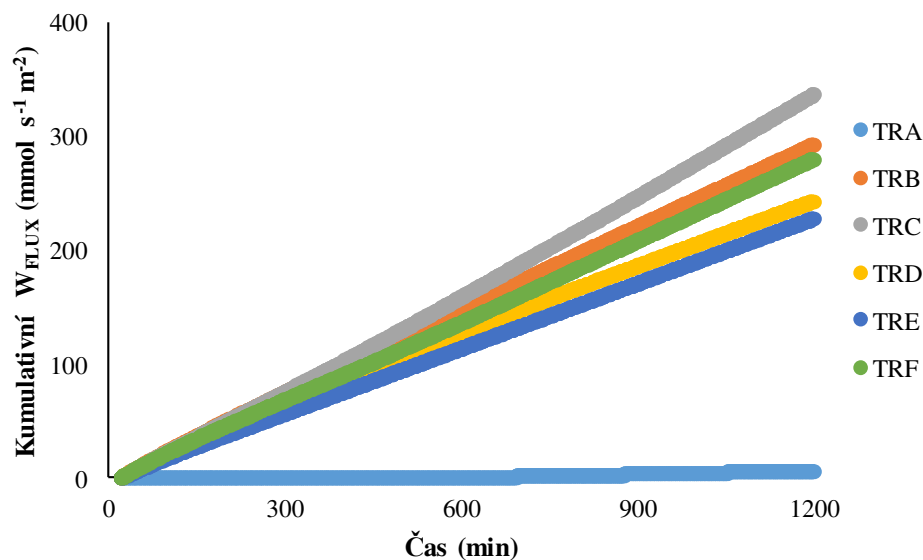
Obrázek 11 - Graf kumulativních emisí CO<sub>2</sub> u vzorku ovlhčovaném vodou, kde TRA je měření s počáteční objemovou vlhkostí 0,02 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TRB s počáteční objemovou vlhkostí 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TRC s 0,11 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TRD s 0,15 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TRE s 0,19 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> a TRF má počáteční objemovou vlhkost 0,24 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>

U vzorku ovlhčovaném vodou byly zároveň sledovány hodnoty výparu vody ( $W_{FLUX}$ ), které jsou graficky zaznamenány na Obrázku 12. Z grafu lze vyčíst, že po ovlhčení na první objemovou hmotnost 0,02 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> nedocházelo během měření k žádnému výparu vody. Výpar se s dalšími dvěma ovlhčeními vzorku zvýšil, jeho maximální hodnoty jsme zaznamenali při třetím ovlhčení vzorku na objemovou vlhkost 0,11 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> (TRC). Poté došlo k slabému snížení výparu u dalších dvou měření (TRD, TRE) a poté k následnému zvýšení u posledního měření.



Obrázek 12 - Graf výparu vody ( $W_{FLUX}$ ) u vzorku ovlhčovaném vodou, kde TRA je měření s počáteční objemovou vlhkostí  $0,02 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRB s počáteční objemovou vlhkostí  $0,06 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRC s  $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRD s  $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRE s  $0,19 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  a TRF má počáteční objemovou vlhkost  $0,24 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$

Kumulativně byl ze vzorku ovlhčovaném vodou vyjádřen i výpar vody ( $W_{FLUX}$ ), který je zobrazen na Obrázku 13. Graf jiným způsobem zobrazuje známé hodnoty z Obrázku 11; a to, že první měření TRA nezaznamenalo téměř žádný nárůst vodního výparu. Nejvyšších hodnot dosahuje třetí měření TRC s počáteční objemovou vlhkostí  $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ .



Obrázek 13 - Graf kumulativního výparu vody ( $W_{FLUX}$ ) u vzorku ovlhčovaném vodou, kde TRA je měření s počáteční objemovou vlhkostí  $0,02 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRB s počáteční objemovou vlhkostí  $0,06 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRC s  $0,11 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRD s  $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TRE s  $0,19 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  a TRF má počáteční objemovou vlhkost  $0,24 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$

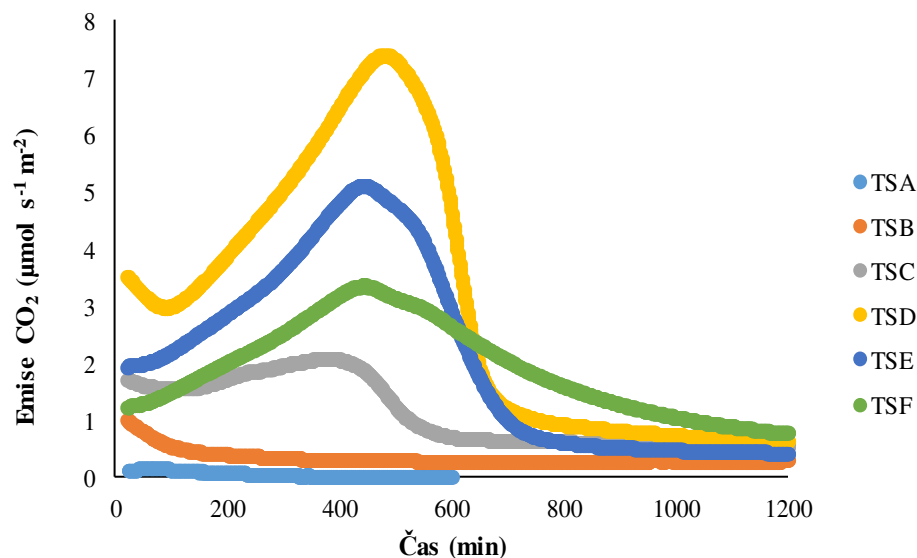


Stejný proces proběhl i při ovlhčování půdního vzorku roztokem sulfometaxazolu. Půda byla vždy ovlhčena roztokem sulfometaxazolu do určité objemové vlhkosti, zvážena a přesunuta do klimaboxu, kde probíhalo měření s výsledky po minutě po dobu 5-7 dní. Po jednotlivých měřeních byl vzorek vyjmut z klimaboxu, zvážen a ovlhčen roztokem sulfometaxazolu na vyšší objemovou vlhkost. Rozdíl objemových vlhkostí před a po jednotlivých měřeních lze vidět v Tabulce 12. TSA je měření emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,02 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSB je měření emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>; TSC je měření emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,10 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>; TSD je měření emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,15 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>; TSE je měření emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,19 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> a TSF je měření emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,23 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>.

*Tabulka 12 - Počáteční a koncové objemové vlhkosti  $\Theta$  u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu. TSA je měření aktuální emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,02 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSB při 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>; TSC při 0,10 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSD při 0,15 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSE při 0,19 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> a TSF při 0,23 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>.*

vzorek	začátek měření $\Theta_z$ (cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	konec měření $\Theta_k$ (cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )
TSA	0,02	0,01
TSB	0,06	0,04
TSC	0,10	0,09
TSD	0,15	0,12
TSE	0,19	0,17
TSF	0,23	0,21

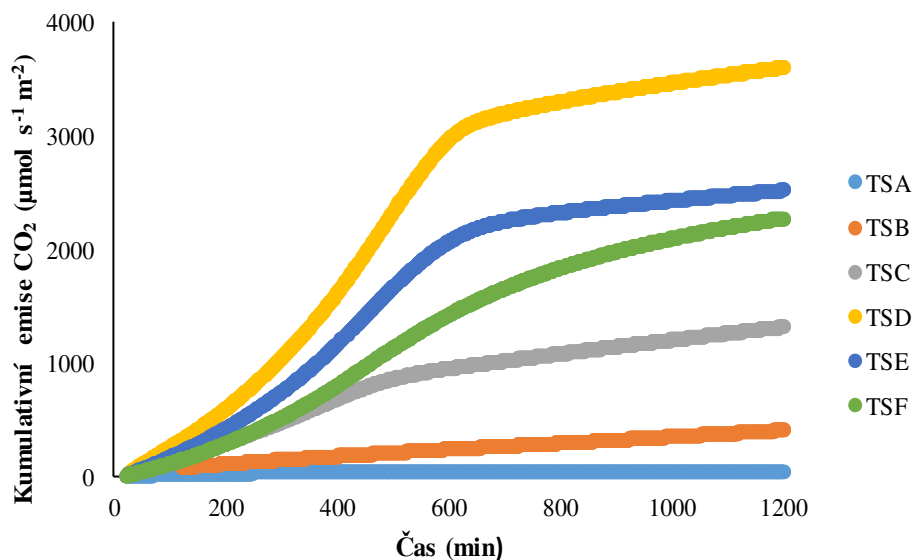
U vzorku půdy ovlhčovaném sulfometaxazolem vykazují výsledky měření emisí CO<sub>2</sub> postupný nárůst toku CO<sub>2</sub> z půdy. Výsledné hodnoty jsou zobrazeny v Obrázku 14. Stejně jako u vzorku s vodou nevykazuje první ovlhčení téměř žádný nárůst hodnot, od druhého ovlhčení již ale zvyšování hodnot pozorujeme. Maximální hodnotu sledujeme u čtvrtého měření TSD, které vykazuje vysoký skok hodnot v rozmezí 400-600 minuty měření. S dalším přidáváním sulfometaxazolu se hodnoty emisí CO<sub>2</sub> opět snižují. Rozdíly jednotlivých měření po ovlhčování vzorku vodou a roztokem sulfometaxazolu jsou znázorněny v Příloze 1.



Obrázek 14 - Graf emisí  $\text{CO}_2$  u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu, kde TSA je měření aktuální emise  $\text{CO}_2$  při objemové vlhkosti  $0,02 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSB při  $0,06 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ; TSC při  $0,10 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSD při  $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSE při  $0,19 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  a TSF při  $0,23 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ .

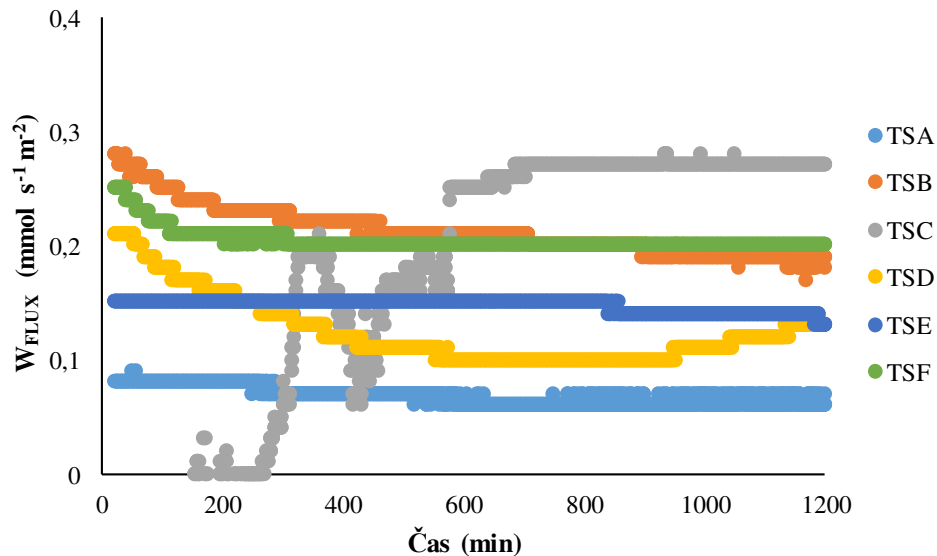
Kumulativní emise u vzorku s roztokem sulfometaxazolu, které jsou zobrazeny v Obrázku 15, také vykazují minimální hodnoty u prvního ovlhčení (TSA), pak postupný vzrůst až k maximální hodnotě kumulativních emisí u vzorku TSD. Dalším ovlhčováním se měřené kumulativní emise  $\text{CO}_2$  zase snižují.

Rozdíly kumulativních emisí u jednotlivých měření vzorků po ovlhčování vodou a po aplikaci roztoku sulfometaxazolu jsou znázorněny v Příloze 2.



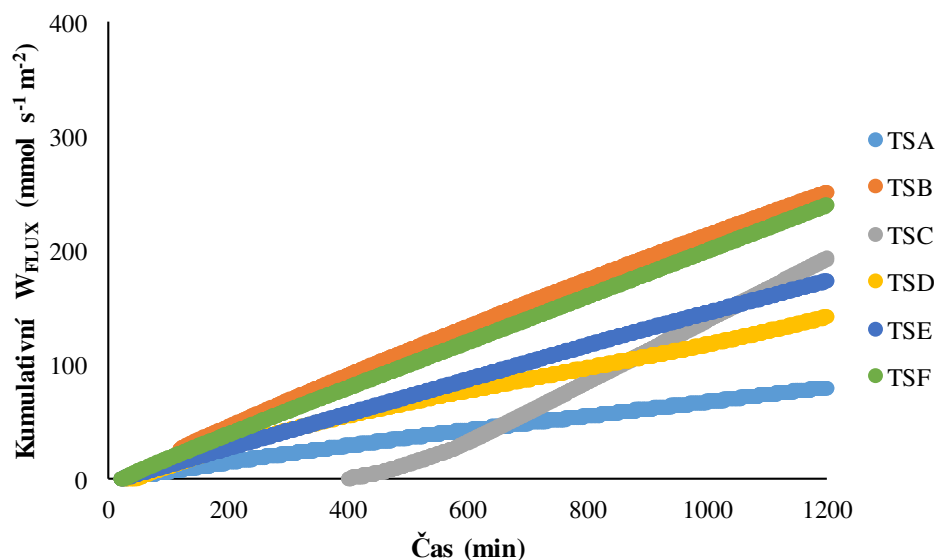
Obrázek 15 - Graf kumulativní emise  $\text{CO}_2$  u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu, kde TSA je měření aktuální emise  $\text{CO}_2$  při objemové vlhkosti  $0,02 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSB při  $0,06 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ; TSC při  $0,10 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSD při  $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSE při  $0,19 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  a TSF při  $0,23 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ .

Na vzorku půdy ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu byly měřeny i hodnoty výparu vody ( $W_{FLUX}$ ). Naměřené hodnoty výparu vody jsou zobrazeny v Obrázku 16. Z obrázku je zřejmé, že už první měření TSA zaznamenalo vyšší hodnoty výparu, než měření se stejnou počáteční objemovou vlhkostí u vzorku ovlhčovaném vodou. S dalším ovlhčováním hodnoty výparu rostou. Oproti vzorku s vodou se naměřené hodnoty výparu pohybují ale v nižších hodnotách a to průměrně mezi  $0,1-0,3 \text{ mmol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ , kdežto u prvního vzorku byly naměřené hodnoty v průměru bez prvního měření TRA  $0,2-0,3 \text{ mmol s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ . Třetí měření TSC vykazuje největší výkyvy hodnot výparu  $\text{H}_2\text{O}$ .



Obrázek 16 - Graf výparu vody u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu, kde TSA je měření aktuální emise  $\text{CO}_2$  při objemové vlhkosti  $0,02 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSB při  $0,06 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ; TSC při  $0,10 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSD při  $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSE při  $0,19 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  a TSF při  $0,23 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$

I výpar vody ( $W_{FLUX}$ ) byl vyjádřen kumulativně a je zobrazen v Obrázku 17. V tomto vyjádření jsou zřejmé začáteční výkyvy hodnot výparu vody u třetího měření (TSC), jehož kumulativní výpar se dostává do plusových hodnot až po 400. minutě od začátku měření. Nejvyšších hodnot dosahuje druhé měření TSB s počáteční objemovou vlhkostí  $0,06 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ .



Obrázek 17 - Graf kumulativního výparu vody u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu, kde TSA je měření aktuální emise  $\text{CO}_2$  při objemové vlhkosti  $0,02 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSB při  $0,06 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ; TSC při  $0,10 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSD při  $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , TSE při  $0,19 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  a TSF při  $0,23 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$

V Tabulce 13 lze porovnat maximálních aktuální emise  $\text{CO}_2$  (maxNCER) u vzorků ovlhčovaných vodou (Experiment 1) s roztokem sulfometaxazolu (Experiment 2). Zároveň tato tabulka zobrazuje kumulativní emise  $\text{CO}_2$  ze vzorků naměřené při 1200 minutě měření.

Maximální hodnoty aktuálních emisí (maxNCER) u vzorku ovlhčovaném vodou se rovnají naměřeným hodnotám v první minutě měření v systému LCi-SD portabe photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace. Hodnoty aktuální emise  $\text{CO}_2$  u Experimentu 1 mají tedy od samotného počátku měření klesající tendenci. Nejvyšší hodnoty aktuální emise  $\text{CO}_2$  byly naměřeny již u druhého měření TRB.

Kumulativní emise  $\text{CO}_2$  u prvního experimentu vykazují, že po 1200 minutách měření vykazuje nejvíc kumulativních emisí čtvrté měření TRD, což potvrzuje i předchozí Obrázek 11, kde jsou graficky znázorněny kumulativní emise  $\text{CO}_2$  a právě měření TRD vykazuje nevyšší hodnoty.

maximální hodnoty aktuálních emisí (maxNCER) u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxatolu (Experiment 2) nejsou na rozdíl od Experimentu 1 hodnoty z prvních minut měření. Předchozí Obrázek 12 graficky znázorňuje postupný nárůst aktuálních emisí  $\text{CO}_2$  až do bodu maxima, odkud hodnoty zase klesají. Maximální hodnoty aktuální emise  $\text{CO}_2$  u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu vykazuje čtvrté měření TSD.

Hodnoty kumulativních emisí  $\text{CO}_2$  u Experimentu 2 při 1200 minutách měření taktéž vykazují nejvyšší hodnoty u měření TSD. Obrázky 14 a 15 graficky znázorňují hodnoty aktuálních a kumulativních emisí  $\text{CO}_2$  u vzorku půdy ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu. Je zřejmé, že měření TSD s počáteční objemovou vlhkostí  $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  vykazuje nejvyšší hodnoty ze všech měření, obzvláště pak do 600 minuty od začátku měření.

Tabulka 13 - Zobrazení maximálních hodnot aktuálních emisí CO<sub>2</sub> (maxNCER) a kumulativních emisí v 1200 minutách od počátku měření u vzorku ovlhčovaném vodou (Experiment 1) a u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu (Experiment 2). Kde TRA je měření s počáteční objemovou vlhkostí 0,02 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TRB s počáteční objemovou vlhkostí 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TRC s 0,11 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TRD s 0,15 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TRE s 0,19 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> a TRF má počáteční objemovou vlhkost 0,24 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>. TSA je měření aktuální emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,02 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSB při 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>; TSC při 0,10 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSD při 0,15 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSE při 0,19 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> a TSF při 0,23 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>

Experiment 1	<b>vzorek:</b>	<b>TRA</b>	<b>TRB</b>	<b>TRC</b>	<b>TRD</b>	<b>TRE</b>	<b>TRF</b>
	maxNCER	0,13	1,21	0,70	1,03	0,90	0,20
	kumulativní emise	41,17	229,32	463,73	487,94	332,13	76,11
Experiment 2	<b>vzorek:</b>	<b>TSA</b>	<b>TSB</b>	<b>TSC</b>	<b>TSD</b>	<b>TSE</b>	<b>TSF</b>
	maxNCER	0,17	1,00	2,09	7,40	5,10	3,35
	kumulativní emise	27,43	401,30	1308,77	3590,79	2510,27	2266,14

Tabulka 14 porovnává maximální hodnoty výparu (maxW<sub>FLUX</sub>) u vzorků ovlhčovaných vodou (Experiment 1) a u vzorků ovlhčovaných roztokem sulfometaxazolu. Dále tabulka zobrazuje kumulativní hodnoty výparu H<sub>2</sub>O při 1200 minutách měření.

U Experimentu 1 jsou maximální hodnoty výparu naměřeny u druhého měření (TRB) s počáteční objemovou vlhkostí 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, a to hned v prvních minutách od začátku měření. Měření TRC s počáteční objemovou hmotností 0,11 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> má svou maximální hodnotu W<sub>FLUX</sub> jen o 0,01 mmol·s<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup> nižší a zároveň má nejvyšší hodnotu kumulativního výparu při 1200 minutách od počátku měření, tudíž dosahovalo nejvyšších hodnot výparu.

U Experimentu 2 jsou maximální hodnoty výparu naměřeny totožné u dvou měření, TSB a TSC. TSB s počáteční objemovou vlhkostí 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> ale vykazuje dohromady největší hodnoty kumulativního výparu, tudíž je zřejmé, že právě měření TSB mělo největší hodnoty výparu. Měření TSC s počáteční objemovou hmotností 0,10 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> navíc v průběhu zaznamenalo i záporné hodnoty výparu. Minimální hodnota u měření TSC byla - 0,25 mmol s<sup>-1</sup>·m<sup>-2</sup> v 70 minutách od počátku měření.

Tabulka 14 - Zobrazení maximálních hodnot výparu H<sub>2</sub>O (maxW<sub>FLUX</sub>) a kumulativního výparu v 1200 minutách od počátku měření u vzorku ovlhčovaném vodou (Experiment 1) a u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu (Experiment 2). Kde TRA je měření s počáteční objemovou vlhkostí 0,02 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TRB s počáteční objemovou vlhkostí 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TRC s 0,11 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TRD s 0,15 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TRE s 0,19 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> a TRF má počáteční objemovou vlhkost 0,24 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>. TSA je měření aktuální emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,02 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSB při 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>; TSC při 0,10 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSD při 0,15 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSE při 0,19 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> a TSF při 0,23 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>

Experiment 1	<b>vzorek:</b>	<b>TRA</b>	<b>TRB</b>	<b>TRC</b>	<b>TRD</b>	<b>TRE</b>	<b>TRF</b>
	maxW <sub>FLUX</sub>	0,02	0,32	0,31	0,29	0,24	0,31
	kumulativní výpar	7,01	296,69	341,51	246,48	231,13	284,23
Experiment 2	<b>vzorek:</b>	<b>TSA</b>	<b>TSB</b>	<b>TSC</b>	<b>TSD</b>	<b>TSE</b>	<b>TSF</b>
	maxW <sub>FLUX</sub>	0,09	0,28	0,28	0,21	0,15	0,25
	kumulativní výpar	81,26	253,96	197,45	144,18	175,55	243,11

## 6 Diskuze

Při měření emise CO<sub>2</sub> z půdy bylo potvrzeno mnoho předvídaných vývojových tendencí. 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).

Jak již bylo zmíněno, půdní typ z odběrové lokality byl klasifikován jako fluvizem modální. Z těchto vzorků byly určeny základní chemické a fyzikální půdní vlastnosti, jejichž výsledné hodnoty jsou pro půdní typ fluvizemí obvyklé.

Při měření aktuální emise CO<sub>2</sub> z půdy po ovlhčování čistou vodou jsme zaznamenali klesající průběh emisí u všech šesti měření, což je v rozporu s výsledky dalších studií, které sledují vzrůstající trend emisí CO<sub>2</sub> z půdy až do dosažení bodu maxima, odkud se pak aktuální emise CO<sub>2</sub> z půdy opět snižují.

Například studie (Xu et al. 2004; Moyano et al., 2012; Fér et al. 2018) sledují, že emise CO<sub>2</sub> z půdy jsou zvyšovány s rostoucím obsahem vody v půdě až do bodu maxima, jehož hodnota se liší pro různé půdní vzorky. Do tohoto bodu rostoucí obsah vody v půdě poskytuje ideální podmínky pro aktivitu mikroorganismů, po jeho přesáhnutí už je obsah vody v půdě příliš vysoký, což zhoršuje podmínky pro aerobní dýchání organismů.

Například dle Yuste et al. (2007) a Jiang (2015) se hodnoty emisí CO<sub>2</sub> zvyšují až do půdní vlhkosti 0,20 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, dle Rey et al. (2002) je uváděna hodnota 0,30 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>. Je tedy zřejmé, že se hodnota plného nasycení půdy vodou liší pro různé půdní typy.

Tento trend aktuální emise CO<sub>2</sub> vysvětluje studie Yan et al. (2016), která popisuje, že nízká vlhkost půdy způsobuje snížení konektivity pórů s vodou a tím i snižování dostupnosti organického uhlíku. Tím dojde ke snížení mikrobiální aktivity a jejich respirace v půdě, proto mohou počáteční hodnoty emise CO<sub>2</sub> po prvním ovlhčení vzrůstat. Vysoké nasycení půdy vodou má naopak za následek snížení hodnot respirace, protože došlo ke snížení aktivity mikroorganismů vlivem zhoršení podmínek pro jejich dýchání. (Yan et al. 2016; Fér et al. 2018). To je důvod, proč se hodnoty emise CO<sub>2</sub> po dosažení bodu maxima opět snižují.

Schaufler et al. (2010), který se zabýval výzkumem emisí z půd s odlišným využitím, uvádí, že maximální emise CO<sub>2</sub> byly naměřeny u vzorků s 20-60% vlhkostí.

Při měření aktuální emise CO<sub>2</sub> ze vzorku po ovlhčování vodou v této práci dosahovalo nejvyšších hodnot druhé měření (TRB) s počáteční objemovou vlhkostí 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, jehož maximální emise byly 1,2 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> a to hned v prvních minutách měření. S postupujícím časem měření aktuální emise CO<sub>2</sub> z půdy klesaly. Spolu s dalším ovlhčováním vzorku čistou vodou aktuální emise CO<sub>2</sub> postupně klesaly až do posledního, šestého měření, které mělo téměř stejný průběh hodnot aktuální emise CO<sub>2</sub> jako měření první.

Další studie (Yan et al. 2016), se zabývala sledováním složení pórů v půdě pomocí rentgenové počítačové tomografie. Výsledky pak byly využity pro výpočet výsledku efektivní respirace s vlivem obsahu vody v půdě. I rentgenová počítačová tomografie potvrdila vzrůstající trend efektivní respirace s rostoucí vlhkostí půdy, po určité době s dalším

ovlhčováním opětovné snížení. Maximální hodnoty efektivní respirace studie potvrdila při stupni nasycení vodou 0,75 (Yan et al. 2016).

Studie (Jelenová 2017) také sledovala rychlé navýšení aktuální emise po ovlhčení vzorku vodou. Tato práce sledovala vliv půdní vlhkosti na respiraci v půdě u pěti půdních vzorků, a to u pěti vzorků z různých bodů výškového transektu. Navýšení hodnot aktuální emise od začátku měření vysledovala u všech pěti měření.

U půdního vzorku s nejlépe rozvinutou půdní strukturou studie sledovala velice rychlý nárůst emise CO<sub>2</sub> s postupným snižováním hodnot po dosažení bodu maxima. Podobné hodnoty byly naměřeny i u spraše. U vzorku odebraného z nejstrmější části výškového transektu byl naměřen výrazně pomalejší klesající trend emise CO<sub>2</sub> po dosažení maximálního bodu. Vzorky půdy s nejhůřší půdní strukturou naměřily relativně rovnoměrné hodnoty emise CO<sub>2</sub> (Jelenová 2017).

Hodnoty emisí CO<sub>2</sub> se mohou značně lišit v závislosti na prostorové variabilitě rozmístění a obsahu uhlíku (Fér et al. 2018), proto se liší i hodnoty emisí z různých odběrových míst. V práci Jelenové (2017) je rozdíl hodnot emisí CO<sub>2</sub> ze vzorků dán místem odběru z různých bodů výškového transektu. Vlivem eroze totiž došlo ve výškovém transektu k posunu půdy a organických látek po svahu, proto mají půdní vzorky odlišné hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub>.

Na základě momentálních znalostí o emisi CO<sub>2</sub> z půd zatím nelze přesně stanovit přesné hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> na konkrétního druhu půdy a na konkrétního stanoviště. Emise CO<sub>2</sub> jsou u každé půdy jiné z důsledku mnoha ovlivňujících faktorů, jako je například vlhkost půdy, půdní druh a biologické dostupnosti organických látek. Porovnávání výsledků z existujících studií o měření emise CO<sub>2</sub> z půdy není vždy zcela objektivní, autoři studií totiž často používají různou metodiku měření půdní respirace i odlišné jednotky. Srovnání emise CO<sub>2</sub> z půd je možné jen u půdních vzorků odebraných za srovnatelných teplotních a vlhkostních podmínek (Šantrůčková 1993).

Hodnoty výparu H<sub>2</sub>O ze vzorku ovlhčovaném vodou nesledují při jednotlivých měření nárůst. Po začátku jednotlivých měření se hodnoty výparu vody snižují a pak dochází k jejich stabilizaci (měření TRE), nebo k lehkému nárůstu hodnot. Postupný vzrůst výparu sledovala ve své práci i Jelenová (2017), která se také zabývala měřením půdní respirace a výparu H<sub>2</sub>O z půdních vzorků v závislosti na přídatku vody. Tato měření ovšem nezaznamenala snížení hodnot výparu v prvních 150 minutách měření.

Výsledky emise CO<sub>2</sub> po ovlhčování půdního vzorku roztokem sulfometaxazolu prokázaly rozdílné průběhy emisí. Po prvním ovlhčení se hodnoty emise CO<sub>2</sub> dostaly dokonce do záporných hodnot, které byly způsobeny spotřebováním CO<sub>2</sub> mikrobiální faunou. S dalším ovlhčováním celkové hodnoty emise vzrůstaly až do bodu maxima, naměřeném po čtvrtém ovlhčení vzorku po 450 minutě. Některá z jednotlivých měření, konkrétně druhé (TSB), třetí (TSC) a nejvýrazněji právě čtvrté (TSD) vykazovala snížení emisí CO<sub>2</sub> na začátku měření, tento výkyv byl ale brzy vyrovnán a emise CO<sub>2</sub> pak měla vzrůstající trend až do bodu maxima.

Výsledné hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> z půdy po aplikaci roztoku sulfometaxazolu jsou neporovnatelné s výsledky jiných studií zabývajících se touto problematikou. Výsledné hodnoty respirace v práci (Liu et al. 2008; Conkle & White 2011; Molaei et al. 2017) nejsou měřeny jako aktuální emise CO<sub>2</sub> z půdy, ale jako celková nebo efektivní respirace. Navíc tyto studie používaly jiné metody měření, proto výsledky těchto prací nejsou objektivně srovnatelné s výsledky této bakalářské práce.

Přesto ale určité výsledky této práce korelují s výsledky předchozích studií, konkrétně s Liu et al. (2008), Conkle a White (2011) a Molaei et al. (2017). Jedná se o krátkodobé snížení aktuální emise CO<sub>2</sub> po ovlhčení vzorku sulfomezaxazolem, které se brzy vyrovnalo a emise CO<sub>2</sub> pak opět vzrůstaly až do bodu maxima.

Tento jev má trojí vysvětlení. První vysvětlení vidí příčinu výkyvu v brzké rezistentnosti mikrobiální aktivity na sulfometaxazol, druhé předpokládá krátké trvání léků a poslední vysvětlení předpokládá sorpci antibiotik do hlubších vrstev půdy, kde na půdní respiraci již nemají vliv (Conkle & White 2011).

Hodnoty výparu H<sub>2</sub>O ( $W_{FLUX}$ ) ze vzorku půdy po ovlhčování roztokem sulfometaxazolu sledují také snižování hodnot po začátku jednotlivých měření, podobně jako vzorky půdy po ovlhčení vodou. Dohromady mají ale hodnoty výparu u vzorku po aplikaci roztoku sulfometaxazolu nižší hodnoty, než u vzorku po ovlhčování vodou.

Sulfometaxazol se řadí mezi záporně nabitě sloučeniny, což může negativně souviset se jeho saturací do půdy. To může být důsledek odpuzování mezi záporně nabitými molekulami a povrchem půdy (Kodešová et al. 2015; Klement et al. 2018). Dle předchozích studií je ale chování sorpce sulfometaxazolu do půdy známo. V případě, kdy byl do půdy aplikovaný samotný roztok sulfometaxazolu byla sorpce téměř zanedbatelná. V případě aplikace sulfometaxazolu s dalšími dvěma sloučeninami byla sorpce zvýšená. To pravděpodobně vzniklo důsledkem sorpce pozitivně nabitých sloučenin na negativní povrch, čímž došlo ke snížení odpudivosti látek (Fér et al. 2018).



## 7 Závěr

Cílem této práce bylo prozkoumat vliv vlhkosti a působení antibiotika sulfometaxazolu na respiraci půdy. Pro práci byly odebrány půdní vzorky z Demonstrační a výzkumné stanice v Praze Troji, které byly klasifikovány jako fluvizemě modální. Proběhly dva experimenty, během nichž byla měřena půdní respirace při různých vlhkostech. Při prvním experimentu byl odebraný půdní vzorek postupně ovlhčován čistou vodou, při druhém experimentu proběhlo ovlhčování roztokem sulfometaxazolu o koncentraci 0,1 mg/l. Jednotlivá měření probíhala v rozmezí 5-7 dní v klimaboxu za konstantní teploty 20 °C, 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. Hodnoty aktuálních emisí CO<sub>2</sub> byly zaznamenávány v minutovém intervalu.

Výsledné hodnoty prokazují rozdílné průběhy aktuálních emisí CO<sub>2</sub> po ovlhčení vodou a roztokem sulfometaxazolu. Po ovlhčení půdního vzorku čistou vodou se emise CO<sub>2</sub> ve všech měřeních snižovaly. Maximální hodnoty emisí CO<sub>2</sub> byly 1,2 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> a to při počáteční objemové vlhkosti vzorku 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>. Po dalším ovlhčování vzorku vodou se emise začaly opět snižovat. Ke snižování aktuálních emisí CO<sub>2</sub> dochází po zaplnění pórového systému vodou, čímž v půdě vzniknou nepříznivé podmínky pro aerobní dýchání mikroorganismů.

Ovlhčení vzorku roztokem sulfometaxazolu měla rozdílný průběh emise CO<sub>2</sub> než vzorek ovlhčovaný vodou. První měření aktuálních emisí CO<sub>2</sub> při počáteční objemové vlhkosti 0,02 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> vykazovalo lehce záporné hodnoty emise CO<sub>2</sub>, jehož nejnižší hodnota byla -0,0153 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>. Při vyšších vlhkostech půdního vzorku měly emise CO<sub>2</sub> podobný průběh; prvních 450 minut docházelo ke vzrůstání emise CO<sub>2</sub>, po dosažení maxima pak emise CO<sub>2</sub> opět klesala. Maximální hodnota půdní emise byla 7,5 μmol s<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> naměřená u půdního vzorku s počáteční objemovou vlhkostí 0,15 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>.

Naměřené hodnoty výparu také potvrzují rozdílné hodnoty u vzorku ovlhčovaném vodou a u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu. První měření po ovlhčování vzorku vodou nezaznamenalo téměř žádný výpar, 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 CO<sub>2</sub>.

Výsledky jasně ukazují, že hodnoty a průběhy aktuálních emisí CO<sub>2</sub> u vzorku ovlhčovaném vodou se značně liší od aktuálních emisí CO<sub>2</sub> u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu. Aplikace roztoku sulfometaxazolu má zásadní vliv na hodnoty aktuální emise CO<sub>2</sub> z půdy.

Pro podrobné prozkoumání vlivu roztoku sulfometaxazolu na půdní respirace by bylo třeba provést řadu dalších měření s různými půdními typy po ovlhčování půdních vzorků různými léčivy či jejich kombinacemi.

## 8 Literatura

- ADC BioScientific. 2015. User manual LCi-SD Leaf Chamber/Soil Respiration Analysis System. Hertfortshire.
- Ahmed MBM, Rajapaksha AU, Lim JE, Vu NT, Kim IS, Kang HM, Lee OS, Ok YS. 2015. Distribution and accumulative pattern of tetracyclines and sulfoamides in edible vegetables of cucumber, tomato and lettuce. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. Available from <https://doi.org/10.1021/jf5034637> (accessed March 2019).
- Bedrna Z, Fulajtár E, Zrubec F, Juráni B. 1989. *Pôdne režimy*. Veda, vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, Bratislava.
- Brausch JM, Connors KA, Brooks BW, Rand GM. 2012. Human pharmaceuticals in the aquatic environment: a review of recent toxicological studies and considerations for toxicity testing. Springer, Boston. Available from [https://doi.org/10.1007/978-1-4614-3137-4\\_1](https://doi.org/10.1007/978-1-4614-3137-4_1) (accessed March 2019).
- Brunton LL, Hilal-Dandan R, Knollmann BC. 2018. Goodman & Gilman's: The Pharmacological Basis of Therapeutics. Chapter 56: Sulfonamides, Trimethoprim-Sulfamethoxazole, Quinolones, and Agents for Urinary Tract Infections. AccessMedicine. Available from <https://accessmedicine.mhmedical.com/content.aspx?bookid=2189&sectionid=172484698> (accessed March 2019).
- Butnor JR, Johnses KH. 2004. Calibrating soil respiration measures with a dynamic flux apparatus using artificial soil media of varying porosity. *European Journal of Soil Science*. Available from <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00642.x> (accessed April 2019).
- Conkle JL, White JR. 2011. An initial screening of antibiotic effects on microbial respiration in wetland soils. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. Available from <http://dx.doi.org/10.1080/10934529.2012.672315> (accessed March 2019).
- Davidson EA, Belk E, Boone RD. 2002. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology*. Available from <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1998.00128.x> (accessed March 2019).
- Demo M, Bielek P. 2000. *Regulačné technológie v produkčnom procese poľnohospodárskych plodín*. Výskumný ústav pôdoznectva a ochrany pôdy, Bratislava.
- Deetwiche CC. 1967. Energy relationships in soil biochemistry. Pages 1-21 in McLaren AD, Peterson GH, editors. *Soil Biochemistry*. Marcel Dekker, Inc. New York.
- Deng Q, Zhou G, Liu J, Liu S, Duan H, Zhang D. 2010. Responses of soil respiration to elevated carbon dioxide and nitrogen addition in young subtropical forest ecosystems in China. *Biogeosciences*. Available from <https://doi.org/10.5194/bg-7-315-2010> (accessed February 2019).

- Dudley S, Sun Ch, Jiang J, Gan J. 2018. Metabolism of sulfamethoxazole in *Arabidopsis thaliana* cells and cucumer seedlings. *Environmental pollution*. Available from <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.094> (accessed March 2019).
- Evans JR. 1983. Nitrogen and photosynthesis in the leaf of wheat (*Triticumaestivum L.*) *Plant Physiology*. Available from <https://doi.org/10.1104/pp.72.2.297> (accessed February 2018).
- Federov MV. 1957. Půdní mikrobiologie. Československá akademie zemědělských věd ve Státním zemědělském nakladatelství, Praha.
- 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. *Czech academy of agricultural sciences*. Available from <https://doi.org/10.17221/82/2018-SWR> (accessed March 2019).
- Fér M, Kodešová R, Nikodem A, Jelenová K, Klement A. 2018. Influence of soil-water content on CO<sub>2</sub> efflux within the elevation transect heavily impacted by erosion. *Ecohydrology*. Available from <https://doi.org/10.1002/eco.1989> (accessed December 2018).
- Galloway JN, Cowling EB. 2002. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio: A Journal of the Human Environment*. Available from <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.64> (accessed February 2019).
- Guo J, Liu X, Zhang Y, Shen J, Han W, Zhang W, Christie P, Goulding K, Vitousek P, Zhang F. 2010. Significant acidification in major Chinese croplands. *Science*. Available from <https://doi.org/10.1126/science> (accessed February 2019).
- Hashimoto H, Fujii R, Yanagi K, Kusumoto T. 2006. Structures and functions of carotenoids bound to reaction centres from purple photosynthetic bacteria. *Pure and Applied Chemistry*. Available from <https://doi.org/10.1351/pac200678081505> (accessed February 2019).
- Högberg P, Nordgren A, Buchman N, Taylor AF, Ekblad A, Högberg MN, Nyberg G, Ottosson-Löfvenius M, Read DJ. 2001. Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. *Nature*. Available from <https://doi.org/10.1038/35081058> (accessed February 2019).
- Hraško J, Bedrna Z. 1988. Aplikované pôdoznalectvo. *Príroda*, Bratislava.
- Hu X, Zhou Q, Luo Y. 2010. Occurrence and source analysis of typical veterinary antibiotics in manure, soil, vegetables and groundwater from organic vegetable bases, northern China. *Environmental Pollution*. Available from <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.05.023> (accessed March 2019).
- Jakšík O, Kodešová R, Kapička A, Klement A, Fér M, Nikodem A. 2016. Using magnetic susceptibility mapping for assessing soil degradation due to water erosion. *Soil and Water Resources*. Available from <https://doi.org/10.17221/233/2015-SWR> (accessed February 2019).

- Jakšík O, Kodešová R, Kubiš A, Stehlíková I, Drábek O, Kapička A. 2015. Soil aggregate stability within morphologically diverse areas. *Catena*. Available from <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.01.010> (accessed February 2019).
- Jelenová K. 2017. Vliv půdní vlhkosti na respiraci půdy [BSc. Thesis]. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Jiang J, Guo S, Zhang Y, Liu Q, Wang R, Wang Z, Li N, Li R. 2015. Changes in temperature sensitivity of soil respiration in the phase of a three-year crop rotation system. *Soil and Tillage Research*. Available from <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.02.002> (accessed February 2019).
- Klement A, Kodešová R, Bauerová M, Golovko O, Kočárek M, Fér M, Koba O, Nikodem A, Grabic R. 2018. Sorption of citalopram, irbesartan and fexofenadine in soils: estimation coefficients from soil properties. *Chemosphere*. Available from <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.098> (accessed March 2019).
- Kočárek M, Kodešová R, Vondráčková L, Golovko O, Fér M, Klement A, Nikodem A, Jakšík O, Grabic R. 2016. Simultaneous sorption of four ionizable pharmaceuticals in different horizons of three soil types. *Environmental Pollution*. Available from <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.039> (accessed March 2019).
- Kodešová R, Grabic R, Kočárek M, Klement A, Golovko O, Fér M, Nikodem A, Jakšík O. 2015. Pharmaceuticals sorption relative to properties of thirteen different soils. *Science of the Total Environment*. Available from <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.088> (accessed March 2019).
- Kodešová R, Klement A, Golovko O, Fér M, Nikodem A, Kočárek M, Grabic R. 2019. Root uptake of atenolol, sulfamethoxazole and carbamazepine, and their transformation in three soils and four plants. *Environmental Science and Pollution Research*. Available from <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04333-9> (accessed March 2019).
- Kozák J, Němeček J, Borůvka L, Lérová Z, Němeček K, Kodešová R, Janků J, Jacko K, Hladík J, Zádorová T. 2009. Atlas půd České republiky. ČZU v Praze, Praha.
- Kutílek M. 1978. Vodohospodářská pedologie. SNTL – Nakladatelství technické literatury. Praha.
- Kutílek M, Nielsen DR. 2015. *Soil: The Skin of the Planet Earth*. Springer. Available from <https://doi.org/10.1007/978-94-017-9789-4> (accessed April 2019)
- Kuzyakov Y. 2005. Sources of CO<sub>2</sub> efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biology and Biochemistry*. Available from <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.020> (accessed December 2018).
- Lincová D, Farghali H. 2007. *Základní a aplikovaná farmatologie*. Praha: Galén, Praha.
- Liu A, Cao H, Yang Y, Ma X, Liu X. 2015. Combinationa effects of sulfomethoxazole and cooper soil microbial community and function. *Enviromental Science and Pollution Research*. Available from <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4892-x> (accessed March 2019).
- Liu F, Ying GG, Tao R, Jian-Liang Z, Zang JF, Zhao LF. 2008. Effects of six selected antibiotics on plant growth and soil microbial and enzymatic activites. *National*

- Center for Biotechnology Information. Available from <https://doi.org.10.1016/j.envpol.2008.12.021> (accessed March 2019).
- Loeppert R, Suarez D. 1996. Carbonate and gypsum. Pages 437-475 in SSSA B, Ser No 5. Methods soil analysis. Part 3 – Chemical methods. Soil Science Society of America, Inc., Madison.
- Luo Y. 2007. Terrestrial carbon-cycle feedback to climate warming. Soil and Tillage research. Available from <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.07.003> (accessed February 2019).
- Luo Y, Sherry R, Zhou X, Wan S. 2009. Terrestrial carbon-cycle feedback to climate warming: experimental evidence on plant regulation and impacts of biofuel feedstock harvest. GCB Bioenergy. Available from <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2008.01005>. (accessed February 2019).
- Luo Y, Zhou X. 2006. Soil respiration and the environment. Elsevier Academic Press. Boston.
- Malchi T, Maor Y, Tadmor G, Shenker M, Chefetz B. 2014. Irrigation of root vegetables with treated wastewater evaluating uptake of pharmaceuticals and the associated human health risks. Environmental Science and Technology. Available from <https://doi.org/10.1021/es5017894> (accessed March 2019).
- Molaei A, Lakzian A, Haghnia G, Astarai A, Rasouli-Sadaghina M, Cecherini MT, Datta R. 2017. Assessment of some cultural experimental methods to study the effects of antibiotics on microbial activities in a soil: An incubation study. PLoS ONE. Available from <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180663> (accessed March 2019).
- Moyano FE, et al. 2012. The moisture response of soil heterotrophic respiration: Interaction with soil properties. Biogeosciences. Available from <https://doi.org/10.5194/bg-9-1173-2012> (accessed February 2019).
- Němeček J, Mühlhanslová M, Macků J, Vokoun J, Vavříček D, Novák P. 2011. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU Praha, Praha.
- Park JY, Huwe Bernd. 2016. Effect of pH and soil structure on transport of sulfonamide antibiotics in agricultural soils. Environmental Pollution. Available from <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.089> (accessed March 2019).
- Pavelka M. 2007. Cyklus uhlíku, Respirační procesy v ekosystémech. Ústav systémové biologie a ekologie AV v ČR.
- Pavlu L. 2018. Základy pedologie a ochrany půd. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Pokorný E, Šarapatka B, Hejátková K. 2007. Hodnocení kvality půdy v ekologicky hospodařícím podniku: metodická pomůcka. ZERA – Zemědělská a ekologická regionální agentura. Náměšť nad Oslavou.
- Prax A, Jandák J, Pokorný E. 1997. Půdoznalství. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno.

- Raich JW, Schlesinger WH. 1992. The global carbon-dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Chemical and Physical Meteorology Tellus B*. Available from <https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.1992.t01-1-00001.x> (accessed February 2019).
- Ramirez KS, Craine JM, Fierer N. 2010. Nitrogen fertilization inhibits soil microbial respiration regardless of the form of nitrogen applied. *Soil Biology and Biochemistry*. Available from <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.08.032> (accessed February 2019)
- Rey A, Pegoraro E, Tedeschi V, De Parri I, Jarvis PJ, Valentini A. 2002. Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. *Global Change Biology*. Available from <https://doi.org/10.1007/s11104-005-5109-8> (accessed February 2019).
- Rhoades JD. 1996. Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. Pages 417-435 in Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA et al., editors. *Methods of soil analysis, Part 3 - Chemical methods*. Soil Science Society of America, Inc., Madison.
- Richter R. 1997. *Půdní úrodnost*. Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství ČR. Praha.
- Shangguan Z, Shao M, Dyckmans J. 2000. Nitrogen nutrition and water stress effects on leaf photosynthetic gas exchange and water use efficiency in winter wheat. *Environmental and Experimental Botany*. Available from [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(00\)00064-2](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(00)00064-2) (accessed February 2019).
- Shao R, Deng L, Yang Q, Shangguan Z. 2014. Nitrogen fertilization increase soil carbon dioxide efflux of winter wheat field: a case study in Northwest China. *Soil and Tillage Research*. Available from <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.07.003> (accessed February 2018).
- Schaufler G, Kitzler B, Schindlbacher A, Skiba U, Sutton MA, Zechmeister-Boltenstern S. 2010. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use. *European Journal of Soil Science*. Available from <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01277.x.12> (accessed February 2019).
- Skjemstad JO, Baldock JA. 2008. Total and organic carbon. Pages 225-237 in Carter MR, Gregorich EG (eds). *Soil sampling and method of analysis*. Taylor and Francis Group, Abingdon.
- Šantrůčková H. 1993. *Respirace půdy jako ukazatel její biologické aktivity*. Pages 769-778. *Rostlinná výroba*.
- Šarapatka B. 2014. *Pedologie a ochrana půdy*. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc.
- Špička A. 1964. *Vlastnosti půdy a její zpracování*. Státní zemědělské nakladatelství. Praha.
- Švihovec Jan. 2018. *Farmakologie*. Grada. Praha.

- Tang J, Baldocchi DD, Xu L. 2005. Tree photosynthesis modulates soil respiration on a diurnal time scale. *Global Change Biology*. Available from <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00978.x> (accessed February 2019).
- Tesařová M, Gloser J. 1976. Total CO<sub>2</sub> output from alluvial soil with two types of grassland communities. Pages 364-372. *Pedobiologica*.
- Valla M, Kozák J, Němeček J, Matula S, Borůvka L, Drábek O. 2002. *Pedologické praktikum*. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha.
- Vargas R, Allen MF. 2008. Diel patterns of soil respiration in a tropical forest after Hurricane Wilma. *Biogeosciences*. Available from <https://doi.org/10.1029/2007JG000620> (accessed February 2019).
- Vopravil J. 2011. *Půda a její hodnocení v ČR*. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. Praha.
- Vráblíková J, Vráblík P. 2006. *Základy pedologie*. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem. Ústí nad Labem.
- Wishart DS, Knox C, Guo AC, Shrivastava S, Hassanali M, Stothard P, Chang Z, Woolsey J. DrugBank: a comprehensive resource for in silico drug Discovery and exploration. 2005. Available from <https://www.drugbank.ca/drugs/DB01015> (accessed March 2019).
- Xu L, Baldocchi DD, Tang J. 2004. How soil moisture, rain pulses, and growth alter the response of ecosystem respiration to temperature. *Global Biogeochemical Cycles*. Available from <https://doi.org/10.1029/2004GB002281> (accessed February 2019).
- Yan Z, Liu C, Todd-Brown KE, Liu Y, Bond-Lamberty B, Bailey VL. 2016. Pore-scale investigation to moisture condition in heterogeneous soils. *Biochemistry*. Available from <https://DOI.10.1007/s10533-016-0270-0> (accessed March 2019).
- Yuste JC, Baldocchi DD, Gershenson A, Goldstein A. 2007. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. *Global Change Biology*. Available from <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01415.x> (accessed February 2019).
- Zádorová T, Penížek V, Šefrna L, Rohošková M, Borůvka L. 2011. Spatial delineation of organic carbon-rich colluvial soils in chernozem regions by terrain analysis and fuzzy classification. *Catena*. Available from <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.11.006> (accessed February 2019).
- Zbírál J. 2002. *Analýzy půd I – Jednotné pracovní postupy*. ÚKZÚZ, Laboratorní odbor. Brno.
- Zhong Y, Yan W, Zong Y, Shangguan Z. 2016. 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. *Field crops Research*. Available from <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.09.014> (accessed December 2018).

## 9 Seznam obrázků

Obrázek 1 - Schéma tvorby půdy s návazností na půdotvorné faktory a podmínky (Upraveno dle Kozák et al. 2009) .....	4
Obrázek 2 - Trojúhelníkový diagram zrnitosti půd (NRSC USDA 2010) .....	7
Obrázek 3 - Hlavní zdroje CO <sub>2</sub> z půdy seřazené dle míry obrátu a průměrné doby pobytu v půdě (Upraveno dle Kuzyakov 2005) .....	10
Obrázek 4 - Schématický diagram uhlíkových procesů v ekosystému (Upraveno dle Luo & Zhou 2006) .....	11
Obrázek 5 - Uvolňování veterinárních antibiotik do prostředí (Upraveno dle Ahmed et al. 2015) .....	17
Obrázek 6 - Strukturní vzorec sulfometaxazolu (Wishart et al. 2005) .....	18
Obrázek 7 - Mapa lokality s konkrétním místem odběru vzorků .....	21
Obrázek 8 - Fotografie místa odběru vzorků (vlastní fotodokumentace) .....	22
Obrázek 9 - Systém LCi-SD portable photosynthesis s komorou pro měření půdní respirace (vlastní fotodokumentace) .....	27
Obrázek 10 - Graf aktuálních emisí CO <sub>2</sub> u vzorku ovlhčovaném vodou, kde TRA je měření aktuální emise CO <sub>2</sub> s počáteční objemovou vlhkostí 0,02 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRB s počáteční objemovou vlhkostí 0,06 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRC s 0,11 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRD s 0,15 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRE s 0,19 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> a TRF má počáteční objemovou vlhkost 0,24 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> .....	31
Obrázek 11 - Graf kumulativních emisí CO <sub>2</sub> u vzorku ovlhčovaném vodou, kde TRA je měření s počáteční objemovou vlhkostí 0,02 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRB s počáteční objemovou vlhkostí 0,06 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRC s 0,11 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRD s 0,15 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRE s 0,19 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> a TRF má počáteční objemovou vlhkost 0,24 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> .....	32
Obrázek 12 - Graf výparu vody (W <sub>FLUX</sub> ) u vzorku ovlhčovaném vodou, kde TRA je měření s počáteční objemovou vlhkostí 0,02 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRB s počáteční objemovou vlhkostí 0,06 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRC s 0,11 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRD s 0,15 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRE s 0,19 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> a TRF má počáteční objemovou vlhkost 0,24 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> .....	33
Obrázek 13 - Graf kumulativního výparu vody (W <sub>FLUX</sub> ) u vzorku ovlhčovaném vodou, kde TRA je měření s počáteční objemovou vlhkostí 0,02 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRB s počáteční objemovou vlhkostí 0,06 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRC s 0,11 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRD s 0,15 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRE s 0,19 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> a TRF má počáteční objemovou vlhkost 0,24 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> .....	33
Obrázek 14 - Graf emisí CO <sub>2</sub> u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu, kde TSA je měření aktuální emise CO <sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,02 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSB při 0,06 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> ; TSC při 0,10 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSD při 0,15 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSE při 0,19 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> a TSF při 0,23 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> .....	35
Obrázek 15 - Graf kumulativní emise CO <sub>2</sub> u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu, kde TSA je měření aktuální emise CO <sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,02 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSB při 0,06 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> ; TSC při 0,10 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSD při 0,15 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSE při 0,19 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> a TSF při 0,23 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> .....	35



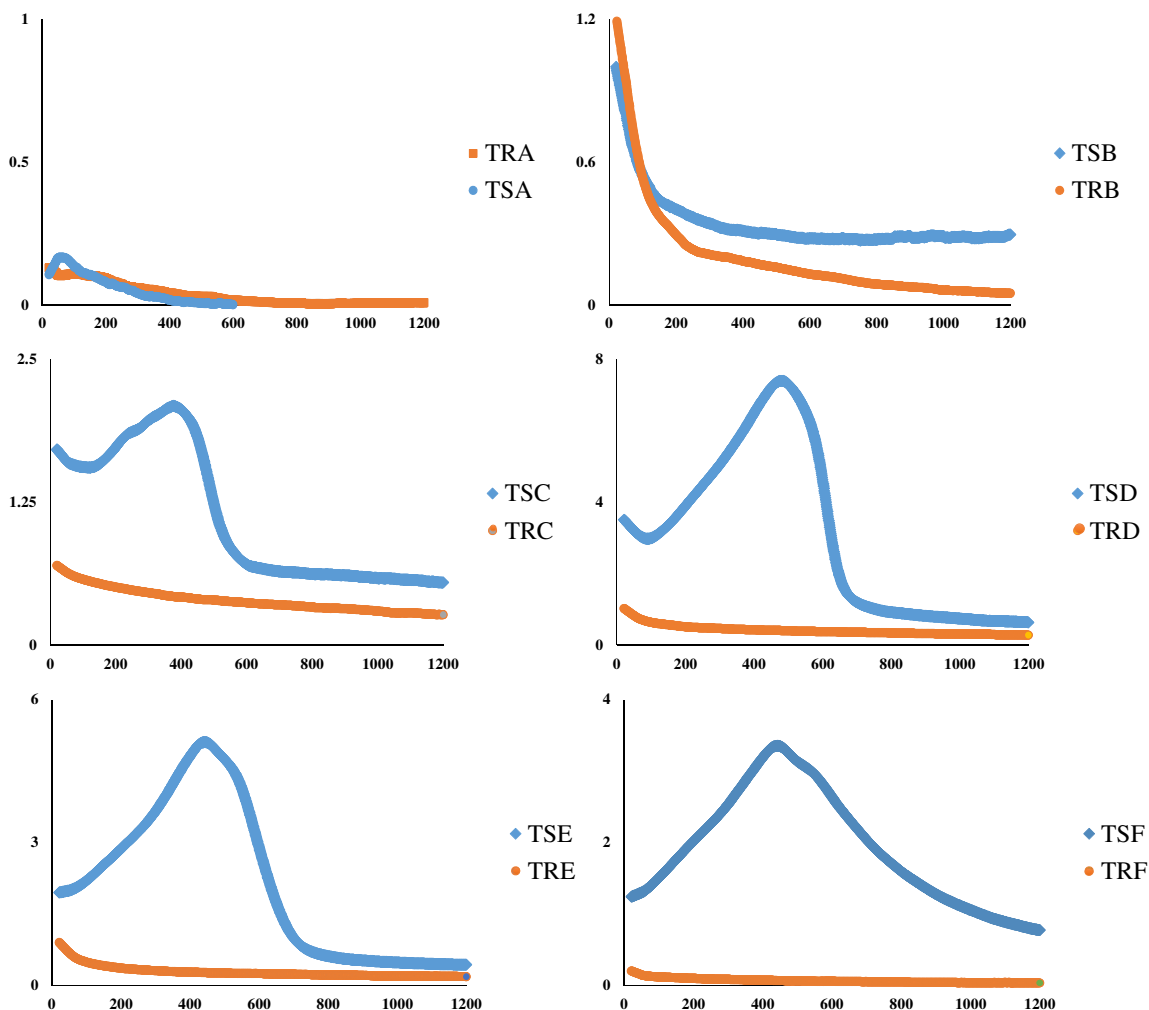
Obrázek 16 - Graf výparu vody u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu, kde TSA je měření aktuální emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,02 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSB při 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>; TSC při 0,10 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSD při 0,15 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSE při 0,19 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> a TSF při 0,23 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> .....36

Obrázek 17 - Graf kumulativního výparu vody u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu, kde TSA je měření aktuální emise CO<sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,02 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSB při 0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>; TSC při 0,10 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSD při 0,15 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, TSE při 0,19 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> a TSF při 0,23 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> .....37

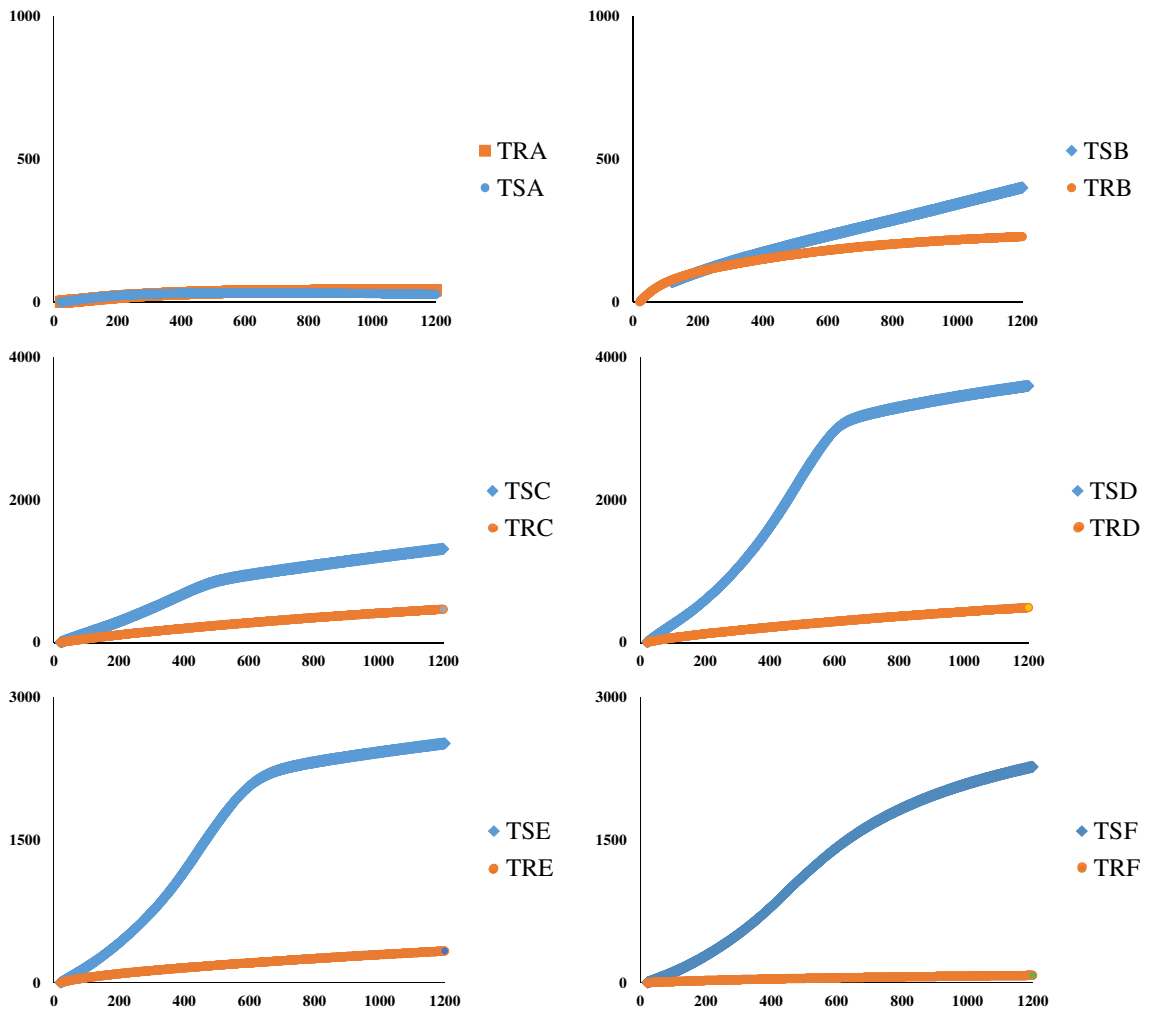
## 10 Seznam tabulek

Tabulka 1 - Hodnotící stupnice pro pH (H <sub>2</sub> O). (Zbíral 2002).....	23
Tabulka 2 - Hodnotící stupnice pro pH (KCl). (Zbíral 2002) .....	23
Tabulka 3 - Hodnotící stupnice pro stanovení množství organického uhlíku a humusu (Zbíral 2002) .....	24
Tabulka 4 - Hodnotící tabulka půdních uhlíčitánů (Zbíral 2002) .....	24
Tabulka 5 - Hodnotící tabulka salinity (Zbíral 2002).....	25
Tabulka 6 - Klasifikační stupnice zemin dle Nováka (Jandák et al. 2010).....	25
Tabulka 7 - Stanovené hodnoty základních chemických vlastností .....	29
Tabulka 8 - Stanovené hodnoty u vzorku po ukončení experimentu s přídatkem sulfometaxazolem.....	29
Tabulka 9 - Procentuální zastoupení zrnitostních kategorií (Z. k.) .....	30
Tabulka 10 - Stanovené hodnoty specifické hmotnosti, objemové hmotnosti, pórovitosti a jejich směrodatných odchylek.....	30
Tabulka 11 - Objemové vlhkosti $\Theta$ u vzorku po ovlhčování vodou. TRA je měření aktuální emise CO <sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,02 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRB při 0,06 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> ; TRC při 0,11 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRD při 0,15 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRE při 0,19 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> a TRF při 0,24 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> . .....	31
Tabulka 12 - Počáteční a koncové objemové vlhkosti $\Theta$ u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu. TSA je měření aktuální emise CO <sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,02 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSB při 0,06 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> ; TSC při 0,10 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSD při 0,15 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSE při 0,19 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> a TSF při 0,23 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> . .....	34
Tabulka 13 - Zobrazení maximálních hodnot aktuálních emisí CO <sub>2</sub> (maxNCER) a kumulativních emisí v 1200 minutách od počátku měření u vzorku ovlhčovaném vodou (Experiment 1) a u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu (Experiment 2). Kde TRA je měření s počáteční objemovou vlhkostí 0,02 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRB s počáteční objemovou vlhkostí 0,06 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRC s 0,11 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRD s 0,15 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRE s 0,19 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> a TRF má počáteční objemovou vlhkost 0,24 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> . TSA je měření aktuální emise CO <sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,02 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSB při 0,06 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> ; TSC při 0,10 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSD při 0,15 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSE při 0,19 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> a TSF při 0,23 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> .....	38
Tabulka 14 - Zobrazení maximálních hodnot výparu H <sub>2</sub> O (maxW <sub>FLUX</sub> ) a kumulativního výparu v 1200 minutách od počátku měření u vzorku ovlhčovaném vodou (Experiment 1) a u vzorku ovlhčovaném roztokem sulfometaxazolu (Experiment 2). Kde TRA je měření s počáteční objemovou vlhkostí 0,02 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRB s počáteční objemovou vlhkostí 0,06 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRC s 0,11 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRD s 0,15 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TRE s 0,19 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> a TRF má počáteční objemovou vlhkost 0,24 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> . TSA je měření aktuální emise CO <sub>2</sub> při objemové vlhkosti 0,02 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSB při 0,06 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> ; TSC při 0,10 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSD při 0,15 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> , TSE při 0,19 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> a TSF při 0,23 cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> .....	38

## 11 Samostatné přílohy



Příloha 1 – Porovnání jednotlivých měření aktuálních emisí CO<sub>2</sub> vzorku po ovlhčování vodou (TR) se vzorkem po ovlhčování roztokem sulfometaxazolu (TS) Hodnoty emise jsou měřeny v  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$  v čase měření do 1200 minut. Počáteční objemové hmotnosti měření v  $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ : TRA 0,02, TRB 0,06, TRC 0,11, TRD 0,15, TRE 0,19 a TRF 0,24. TSA 0,02, TSB 0,06, TSC 0,10, TSD 0,15, TSE 0,19 a TSF 0,23.



Příloha 2 – Porovnání jednotlivých měření kumulativních emisí  $CO_2$  vzorku po ovlhčování vodou (TR) se vzorkem po ovlhčování roztokem sulfometaxazolu (TS) Hodnoty emise jsou měřeny v  $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^2$  v čase měření do 1200 minut. Počáteční objemové hmotnosti měření v  $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ : TRA 0,02, TRB 0,06, TRC 0,11, TRD 0,15, TRE 0,19 a TRF 0,24. TSA 0,02, TSB 0,06, TSC 0,10, TSD 0,15, TSE 0,19 a TSF 0,23.