



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA CHEMICKÁ

FACULTY OF CHEMISTRY

ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

ZAVEDENÍ TESTU MIKROBIÁLNÍ RESPIRACE PRO HODNOCENÍ PŮDNÍ KVALITY

INTRODUCTION OF THE MICROBIAL RESPIRATION TEST FOR SOIL QUALITY ASSESSMENT

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

BACHELOR'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Vojtěch Sychra

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

doc. MVDr. Helena Zlámalová Gargošová, Ph.D.

BRNO 2025

Zadání bakalářské práce

Číslo práce: FCH-BAK2017/2024 Akademický rok: 2024/25
Ústav: Ústav chemie a technologie ochrany
životního prostředí
Student: **Vojtěch Sychra**
Studijní program: Aplikovaná analytická,
environmentální a forenzní chemie
Studijní obor: bez specializace
Vedoucí práce: **doc. MVDr. Helena Zlámalová**
Gargošová, Ph.D.

Název bakalářské práce:

Zavedení testu mikrobiální respirace pro hodnocení půdní kvality

Zadání bakalářské práce:

- Vypracování řešerše na téma kvalita půdy a její posouzení prostřednictvím mikrobiální respirace.
- Návrh designu nádobového pokusu k provedení testu půdní respirace.
- Aplikace vybraného polutantu popř. matrice v rámci nádobového pokusu a měření půdní respirace.
- Zhodnocení získaných výsledků pro pouzení vhodného nastavení nádobového pokusu a vlivu aplikované látky na půdu.

Termín odevzdání bakalářské práce: 26.5.2025:

Bakalářská práce se odevzdává v děkanem stanoveném počtu exemplářů na sekretariát ústavu. Toto zadání je součástí bakalářské práce.

Vojtěch Sychra
student

doc. MVDr. Helena Zlámalová
Gargošová, Ph.D.
vedoucí práce

prof. Ing. Jozef Krajčovič, Ph.D.
vedoucí ústavu

V Brně dne 3.2.2025

prof. Ing. Michal Veselý, CSc.
děkan

Abstrakt + klíčová slova

Tato bakalářská práce se zabývá hodnocením půdní kvality prostřednictvím mikrobiální respirace s využitím nádobového testu. Experimentální část práce byla zaměřena na porovnání dvou vzorků půd – klasické a umělé – po aplikaci různých dávek čistírenského kalu a biocharu. Cílem bylo ověřit využitelnost tohoto jednoduchého testovacího systému jako nástroje pro indikaci biologické aktivity půdy. Výsledky ukázaly, že přidavek kalu může vést ke stimulaci mikrobiální aktivity, přičemž optimální efekt byl zaznamenán při nižších koncentracích. Přidavek biocharu vedl k různorodým výsledkům v závislosti na dávce a vzorku půdy, což naznačuje komplexní interakce mezi organickou hmotou, pH a mikrobiálním společenstvem. Práce potvrzuje význam biologických indikátorů pro hodnocení půdní kvality a ukazuje potenciál nádobových testů jako praktického nástroje pro ekologické studie i aplikace v zemědělství.

Klíčová slova: půdní respirace, dehydrogenáza, čistírenský kal, biochar, půdní kvalita

Abstract + Keywords

This bachelor thesis focuses on assessing soil quality through microbial respiration using a container-based testing method. The experimental part of the study compared two samples of soils – classical (native) and artificial – following the application of various doses of sewage sludge and biochar. The aim was to evaluate the usability of this simple testing system as a tool for indicating biological activity in soil. The results showed that the addition of sludge can stimulate microbial activity, with the most pronounced effects observed at lower concentrations. The inclusion of biochar led to variable outcomes depending on the dose and soil samples, indicating complex interactions between organic matter, pH, and microbial communities. The study highlights the importance of biological indicators in soil quality assessment and demonstrates the potential of container-based respiration tests as practical tools for ecological studies and sustainable agricultural applications.

Keywords: soil respiration, dehydrogenase, sewage sludge, biochar, soil quality

SYCHRA, Vojtěch. *Zavedení testu mikrobiální respirace pro hodnocení půdní kvality*. Online, bakalářská práce. Helena ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ (vedoucí práce). Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2025. Dostupné z: <https://www.vut.cz/studenti/zav-prace/detail/162205>. [cit. 2025-05-22].

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovával samostatně, a že veškeré použité literární zdroje jsem správně a úplně citoval. Bakalářská práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita pro komerční účely jen se souhlasem vedoucího bakalářské práce a děkana FCH VUT

.....
Vojtěch Sychra

Poděkování

Touto cestou bych rád poděkoval vedoucí své bakalářské práce paní doc. MVDr. Heleně Zlámalové Gargošové Ph.D. a svému konzultantovi Ing. Juraji Marcinkovi za odborný přístup, cenné rady a trpělivost během celého zpracovávání bakalářské práce

Obsah

1. ÚVOD	5
2. TEORETICKÁ ČÁST	6
2.1. PŮDA.....	6
2.1.1. <i>Definice půdy a její vznik</i>	6
2.1.2. <i>Funkce půdy</i>	6
2.1.3. <i>Fyzikálně-chemické vlastnosti</i>	8
2.1.4. <i>Biologické vlastnosti</i>	9
2.1.5. <i>Význam a metody ochrany půdy</i>	9
2.2. ČISTÍRENSKÉ KAL A BIOCHAR	11
2.2.1. <i>Definice kalu a biocharu</i>	11
2.2.2. <i>Využití kalů a biouhlu</i>	12
2.3. PŮDNÍ KVALITA.....	13
2.3.1. <i>Definice půdní kvality</i>	13
2.3.2. <i>Indikátory půdní kvality</i>	13
2.3.3. <i>Mikrobiální aktivita</i>	15
2.3.4. <i>Edafon</i>	16
2.3.5. <i>Metody hodnocení půdní kvality</i>	17
2.4. PŮDNÍ (MIKROBIÁLNÍ) RESPIRACE	18
2.4.1. <i>Definice půdní respirace</i>	18
2.4.2. <i>Faktory ovlivňující půdní respiraci</i>	18
2.4.3. <i>Metody hodnocení půdní respirace</i>	19
3. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST	20
3.1. NÁVRH NÁDOBOVÉHO TESTU	20
3.1.1. <i>Výběr typu nádobového testu</i>	20
3.1.2. <i>Volba zařízení a materiálů</i>	20
3.1.3. <i>Nastavení podmínek testu</i>	21
3.2. PŘÍPRAVA PROSTŘEDÍ	22
3.2.1. <i>příprava umělé půdy</i>	22
3.2.2. <i>Stanovení maximální vodné kapacity směsi (WHC_{max})</i>	22
3.2.3. <i>Stanovení pH prostředí</i>	23
3.3. OPTIMALIZACE TESTU	23
3.3.1. <i>Časová optimalizace absorpce CO_2</i>	23
3.3.2. <i>Optimalizace pomocí azidu</i>	24
3.4. HODNOCENÍ PŮDNÍ RESPIRACE.....	24
3.4.1. <i>Warderova acidobazická titrace</i>	24
3.5. STANOVENÍ AKTIVITY DEHYDROGENÁZY	25
4. VÝSLEDKY A DISKUZE	26
4.1. VLASTNOSTI TESTOVANÉ MATRICE	26
4.1.1. <i>Stanovení pH testovaných matric</i>	26
4.2. HODNOCENÍ PŮDNÍ RESPIRACE.....	27

4.2.1.	Časová optimalizace	27
4.2.2.	Optimalizace azidem.....	28
4.2.3.	Hodnocení respirace půdních směsí	30
4.3.	HODNOCENI DEHYDROGENÁZY.....	32
5.	ZÁVĚR	35
6.	SEZNAM ZDROJŮ	36
7.	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ.....	46
7.1.	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK	46

1. ÚVOD

Půda je základním pilířem života na Zemi, poskytující nezbytné podmínky pro růst rostlin, koloběh živin a filtraci vody. Její kvalita přímo ovlivňuje produktivitu ekosystémů, stabilitu zemědělské výroby a celkové environmentální zdraví. V současné době, kdy se globální populace neustále zvyšuje a tlak na zemědělskou půdu roste, je pochopení a udržování půdní kvality klíčové pro zajištění potravinové bezpečnosti a udržitelného rozvoje. Degradace půdy, způsobená mimo jiné intenzivním zemědělstvím, znečištěním a klimatickými změnami, představuje závažnou hrozbu pro ekosystémy i lidskou společnost. Proto je nezbytné vyvíjet a aplikovat efektivní metody pro hodnocení půdního zdraví a nalézat inovativní přístupy k jeho zlepšování.

Mikrobiální aktivita hraje ústřední roli v udržování půdní úrodnosti. Půdní mikroorganismy, jako jsou bakterie a houby, jsou zodpovědné za rozklad organické hmoty, koloběh živin a tvorbu půdní struktury. Jejich respirační aktivita, tedy uvolňování oxidu uhličitého během metabolismu, je citlivým indikátorem celkového stavu půdního společenstva a jeho reakce na změny v prostředí. Měření půdní respirace, spolu s dalšími biochemickými markery, jako je aktivita dehydrogenázy, proto představuje cenný nástroj pro rychlé a efektivní posouzení půdní kvality a biologické aktivity.

Současné zemědělství a odpadové hospodářství se potýkají s výzvou efektivního využití vedlejších produktů a odpadů. Čistírenské kaly, vedlejší produkt čištění odpadních vod, jsou bohaté na organickou hmotu a živiny, ale mohou obsahovat také kontaminanty. Na druhé straně biochar, pyrolyzovaný organický materiál, je studován pro svůj potenciál zlepšovat půdní vlastnosti, včetně zadržování vody, dostupnosti živin a mikrobiální aktivity. Integrace těchto materiálů do půdy může nabídnout udržitelná řešení pro recyklaci živin a zlepšení půdní úrodnosti, nicméně jejich vliv na půdní ekosystém je komplexní a vyžaduje podrobné studium.

Tato bakalářská práce si klade za cíl prozkoumat vliv aplikace čistírenského kalu a biocharu na půdní kvalitu, se zaměřením na mikrobiální respiraci jako klíčový indikátor. S využitím nádobového testu budou porovnány dva typy půd – klasická (nativní) a uměle připravený substrát) – s různými dávkami aplikovaných materiálů. Hlavním cílem je ověřit využitelnost tohoto testovacího systému jako jednoduchého a praktického nástroje pro indikaci biologické aktivity půdy, což může přispět k lepšímu pochopení interakcí mezi organickou hmotou, půdním pH a mikrobiálním společenstvem a poskytnout cenné poznatky pro ekologické studie a aplikace v zemědělství.

2. TEORETICKÁ ČÁST

2.1. Půda

2.1.1. Definice půdy a její vznik

Půdu lze definovat jako vrstvu obvykle sypkého minerálního a organického materiálu, která je ovlivněna fyzikálními, chemickými a biologickými procesy na povrchu planety, obsahující kapaliny, plyny a biotu, které podporují růst rostlin [1]. Rovněž ministerstvo životního prostředí definuje půdu jako samostatný přírodní útvar vzniklý z povrchových zvětralin zemské kůry a z organických zbytků za působení půdotvorných faktorů. Půda je prostředím pro organismy, stanoviště planě rostoucí vegetace a slouží k pěstování kulturních rostlin. Reguluje koloběh látek, zároveň však může fungovat jako úložiště, ale i zdroj potenciálně rizikových látek. Půda je dynamický, stále se rozvíjející živý systém [2].

Vznik půdy je komplexní proces, který závisí na působení několika klíčových faktorů. Půdotvorné faktory mohou být fyzikální, chemické nebo biologické povahy [3]. Základními faktory jsou matečná hornina, klima, organismy, čas a v neposlední řadě i lidská činnost. Často nejde jednotlivé faktory od sebe objektivně oddělit. Vyjma matečné horniny, která představuje základ každé půdy, se na tvorbě nové půdy podílejí hlavně klimatické podmínky, jakými jsou teplota a srážky. Při vývoji půdy se nesmí opomíjet ani biologické procesy, které jsou nedílnou součástí obohacování půdy o prospěšné živiny [4]. Jak již bylo řečeno, faktory ovlivňující vznik půdy se od sebe nedají oddělit, interagují spolu a vytváří jedinečné podmínky pro udržení ekosystémů [5].

2.1.2. Funkce půdy

Půda je dynamický a stále se vyvíjející živý systém, který hraje klíčovou roli v ekosystémech. Je nezastupitelná v plnění mnoha funkcí, které jsou zásadní pro život na Zemi.

Primárně je půda substrátem pro růst rostlin. Poskytuje rostlinám oporu a zásobuje je potřebnými živinami. Dále půda funguje jako zásobárna vody pro suchozemské rostliny a mikroorganismy a zároveň jako filtrační a čistící prostředí, přes které voda prochází [6].

Mikroorganismy žijící v půdě představují obrovskou a nedoceněnou zásobárnu genetické informace. Umožňují průběh důležitých procesů v ekosystémech, jako jsou cykly vody, uhlíku, dusíku, fosforu a síry. Tyto cykly probíhají prostřednictvím interakcí mikrobiální složky s fyzikálními a chemickými vlastnostmi půdy. Půdní organická hmota je hlavní suchozemskou zásobárnou těchto prvků a jejich bilance a přístupnost jsou neustále ovlivňovány mikrobiální mineralizací a imobilizací [2].

Půda také hraje zásadní roli ve stabilitě ekosystémů a ovlivňuje bilanci látek a energií. Působí jako environmentální pufrální médium, které zadržuje, degraduje, ale za určitých podmínek i uvolňuje potenciálně rizikové látky. Pro člověka je půda nezbytná nejen z hlediska zemědělství, ale také stavebnictví, poskytuje základní suroviny a prostor pro umístění staveb. Navíc je klíčová pro archeologický a paleontologický výzkum, jelikož uchovává důležité informace o minulosti [2].

Podle klasifikační Novákovi stupnice lze půdy rozdělit na několik hlavních kategorií na základě jejich zrnitosti. Tato stupnice pomáhá při určování typu půdy a jejího využití v zemědělství, stavebnictví i ekologii viz tabulka č. 1 [7].

Struktura půdy, určená uspořádáním půdních částic, je klíčovým faktorem v koloběhu vody. Ovlivňuje množství vody, které může půda zachytit a zadržet, její čisticí schopnosti a dostupnost vody pro rostliny. V této funkci hraje významnou roli i půdní edafon. Například žížaly svým pohybem přeskupují půdní částice, čímž mění strukturu půdy a vytvářejí nové póry, které zlepšují její schopnost zadržovat vodu [8].

Při klasifikaci půdy se využívá také trojúhelníkový diagram zrnitosti půdy, který umožňuje určit druh půdy na základě poměru jílu, písku a prachu. Tento diagram je klíčovým nástrojem pro agronomy, geology i ekology, jelikož pomáhá předpovědět chování půdy ve vztahu k vodě, živinám a celkové úrodnosti viz obrázek č. 1 [9].

Tabulka č. 1 Klasifikační stupnice dle Nováka [10]

Obsah částic menších 0,01 mm v %	Označení půdy	Klasifikace půdy	Zastoupení v rámci ZPF v %
0–10	Písčitá	Lehká	19
10–20	Hlinitopísčitá	Lehká	
20–30	Písčitohlinitá	Středně těžká	59
30–45	Hlinitá	Středně těžká	
45–60	Jílovitohlinitá	Těžká	17
60–75	Jílovitá	Těžká	
nad 75	Jíl	Těžká	

částice a propouštějí vodu rychleji, zatímco jílovité půdy mají jemnější částice a zadržují více vody. Vlhkost půdy je klíčová pro růst rostlin a mikrobiální aktivitu. Dobrá schopnost zadržovat vodu ukazuje na dobrý fyzický stav půdy [15].

Teplota půdy ovlivňuje rychlost chemických reakcí, mikrobiální aktivitu a růst rostlin. Závisí na absorpci slunečního záření a teple generovaném biologickou aktivitou. Organická hmota v půdě, tvořená rozloženými rostlinnými a živočišnými materiály, je klíčová pro úrodnost, strukturu půdy a schopnost zadržovat vodu. Přispívá k tvorbě humusu, který zlepšuje strukturu půdy a poskytuje živiny pro rostliny. Rozklad organické hmoty uvolňuje důležité živiny, jako je dusík a fosfor, a podporuje mikrobiální aktivitu, která je nezbytná pro zdraví půdy [16].

2.1.4. Biologické vlastnosti

Půda je dynamický ekosystém plný života, který hraje klíčovou roli v udržení produktivity ekosystémů a zemědělské produkce. Biologické vlastnosti půdy jsou utvářeny aktivitou rozmanitých organismů, které se podílejí na cyklu živin, tvorbě půdní struktury a regulaci půdního prostředí. Půdní biota zahrnuje širokou škálu organismů, od mikroorganismů, jako jsou bakterie a houby, až po větší živočichy, jako jsou žížaly a členovci. Tyto organismy jsou zásadní pro rozklad organické hmoty a koloběh živin, tvorbu půdní struktury, potlačení patogenů a podporu růstu rostlin. Půdní mikroorganismy přeměňují organické látky na dostupné živiny, jako je dusík, fosfor a draslík, čímž umožňují růst rostlin [17]. Žížaly a houby napomáhají stabilizaci půdních agregátů, což vede k lepší infiltraci vody a provzdušnění půdy [18]. Některé mikroorganismy konkurují půdním patogenům – produkují látky, které snižují výskyt rostlinných chorob [19]. Mykorhizní houby zlepšují příjem živin, zejména fosforu, a chrání rostliny před stresem [17]. Ve spolupráci s kořeny rostlin a mikroorganismy vznikají mykorhizní asociace, které kromě podpory příjmu živin zlepšují odolnost rostlin vůči stresu [18].

Biologická aktivita půdy ovlivňuje celkovou úrodnost a stabilitu ekosystému. Rozklad organické hmoty mikroorganismy a půdní faunou přeměňuje organické zbytky na stabilní humus, který zlepšuje strukturu půdy [18]. Transformace živin do rostlinami dostupných forem probíhá prostřednictvím fixace dusíku, nitrifikace a denitrifikace [17]. Produkce oxidu uhličitého odráží aktivitu mikroorganismů a míru rozkladu organické hmoty, což je důležitý indikátor zdraví půdy [19].

Pro hodnocení biologických vlastností půdy se používají různé indikátory. Mikrobiální biomasa představuje celkovou hmotnost mikroorganismů a je ukazatelem biologické aktivity půdy a její schopnosti zajišťovat koloběh živin [19]. Aktivita enzymů, jako je dehydrogenáza a fosfatáza, katalyzuje rozklad organické hmoty a uvolňování živin [17]. Měření uvolňovaného oxidu uhličitého umožňuje sledovat aktivitu půdních organismů a celkový cyklus uhlíku [18]. Rozmanitost půdní mikroflóry a fauny poskytuje informace o ekologické stabilitě půdy [19].

2.1.5. Význam a metody ochrany půdy

Půda představuje jeden z hlavních přírodních zdrojů využívaných člověkem. Na její nepřetržitě produktivě je závislá naše existence [2]. Člověk půdu využívá nejenom v zemědělství ale také ve stavebnictví, kdy je půda zdrojem základních složek stavebních materiálů anebo představuje

prostor pro stavby. Nemenší význam mají nerostné suroviny pod povrchem. Půda má vedle produkční a sociálně-kulturní funkce, také funkci ekologickou, která je důležitá pro biodiverzitu, regulaci hydrologického cyklu a přispívá k ochraně životního prostředí. Proto je důležité půdu chránit [20].

Ochrana půdy je zásadní pro udržení všech jejích funkcí a prevenci její degradace. Ta snižuje úrodnost, využitelnost a ekologickou funkčnost půd, čímž představuje vážný problém. Procesy ovlivňující degradaci jsou eroze, acidifikace, zhutňování, kontaminace a další. Pro účely této práce je důležité zmínit degradaci půdy kontaminací antropogenní činností. Při kontaminaci může docházet ke vstupu rizikových látek do potravního řetězce, kde mohou přetrvávat a kumulovat se. Nejčastěji se v této souvislosti mluví o rizikových prvcích, pesticidech, látkách typu POPs, léčivech. Zdrojem těchto látek v půdě mohou být v neposlední řadě čistírenské kaly a biochar [21].

Správné hospodaření s půdou zahrnuje různé techniky zaměřené na prevenci degradace a zajištění stability půdního profilu. Mezi klíčová agrotechnická opatření patří doplňování organické hmoty, střídání plodin a zatravňování nebo také metoda zvaná agrolesnictví, to znamená střídání stromů, keřů a orné půdy pro zvýšení biodiverzity [22]. Jednou z efektivních metod je vrstevnicové obdělávání, které spočívá v orbě po vrstevnici, čímž pomáhá zadržovat vodu a omezovat erozi [20]. Dalším opatřením je pásové střídání rostlin, tedy střídání různých plodin na jednom půdním bloku, což zlepšuje půdní strukturu a snižuje riziko degradace. Zatravňování a zalesňování přispívá ke stabilizaci půdy, zvyšuje její schopnost zadržovat vodu a omezuje erozi [23]. Důležitou roli hraje také zvyšování obsahu organické hmoty, například pomocí organických hnojiv, která zlepšují vodní režim a strukturu půdy. Vápnění pomáhá udržovat optimální pH půdy a přispívá ke stabilizaci jejího chemického složení [24]. Kromě těchto tradičních metod se stále více využívají i nové technologie, jako jsou inovativní způsoby ochranného obdělávání či precizní zemědělství.

Pro efektivní ochranu půdy je zásadní monitoring a výzkum, které pomáhají sledovat stav půdy, identifikovat problémy a navrhovat účinná řešení. Cílem monitoringu je získání relevantních údajů o rozsahu degradace půdy, zejména erozí [24]. Tyto informace jsou shromažďovány a vyhodnocovány Ministerstvem zemědělství ČR, které na základě analýz poskytuje zpětnou vazbu o účinnosti přijatých opatření. V rámci výzkumu se sleduje vliv různých hospodářských praktik na kvalitu půdy a efektivitu ochranných opatření. Často se využívají terénní studie a laboratorní analýzy zaměřené na optimalizaci ochrany půdy a její udržitelné využívání. Kombinace agrotechnických opatření s pravidelným monitoringem a výzkumem je klíčem k dlouhodobému udržení půdní úrodnosti a ekologické stability krajiny [20]. Další metody pro ochranu půdy se zaměřují na udržení zdraví půdy pomocí biologických a chemických opatření jakými jsou používání organických hnojiv – kompostů nebo hnojů, anebo mulčování [19]. Soubor těchto metod a opatření se nazývají půdoochranné technologie.

Ochrana půdy vyžaduje aktivní přístup v podobě půdoochranných technologií, jak bylo uvedeno výše. Neméně důležitou součástí ochrany zemědělské půdy jsou i právní nástroje. Legislativní ochrana půdy spočívá nejenom v ochraně její kvantity, ale i ochraně kvalitativní, tj. chrání např. před nevhodným zastavováním půdy či jejím znečišťováním. Hlavními právními

nástroji v této problematice jsou Zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, Zákon č. 17/1992 Sb. o životním prostředí, Zákon č. 289/1995 Sb. o lesích a Zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech, jakými jsou například kaly. Kaly z čistíren odpadních vod a biouhly představují materiály, které mohou být využity v zemědělství, avšak za přísných podmínek, jak bude dále diskutováno v kap 2.2.2.

2.2. Čistírenské kal a biochar

2.2.1. Definice kalu a biocharu

Čistírenský kal je odpadní materiál vznikající v čistírnách odpadních vod (ČOV), které zpracovávají odpadní vodu z domácností, veřejných zařízení a průmyslu. Jedná se o heterogenní směs nestrávené organické hmoty, jako jsou papír, rostlinné zbytky a oleje, dále mikroorganismů, vody a anorganických složek, jejichž podíl může přesahovat 50 % [25]. Obsahuje rovněž živiny, zejména dusík a fosfor v různých formách, ale zároveň může být zdrojem problematických látek, jako jsou těžké kovy, xenobiotika, organické polutanty a mikroplasty [26, 21, 27]. V současnosti se čistírenské kaly v zemích Evropské unie odstraňují/likvidují především skládkováním, přímou aplikací v zemědělství, kompostováním, tepelným zpracováním a dalšími metodami [25].

Mezi hlavní environmentální kontaminanty, které se v kalech vyskytují, patří těžké kovy (např. kadmium, chrom, měď, rtuť, nikl, olovo a zinek), perzistentní organické polutanty (POPs), polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs), perfluorované látky (PFAS) a dioxiny. Těžké kovy, jako kadmium (Cd), chrom (Cr), měď (Cu), rtuť (Hg), nikl (Ni), olovo (Pb) a zinek (Zn), se do kalů dostávají zejména z průmyslových odpadních vod, povrchového odtoku a korozních procesů kanalizační sítě. Studie ukazují, že dominantními kovy bývají zinek a měď, přičemž prvky jako rtuť, kadmium a měď představují nejvyšší ekologické riziko [28, 29, 30].

PAHs v kalech pocházejí především z průmyslových emisí a spalování fosilních paliv. Díky své lipofilní povaze se pevně vážou na organickou hmotu a mohou se akumulovat v půdě. PFAS, označované jako „věčné chemikálie“, jsou syntetické organické látky odolné vůči biologické degradaci. Do čistírenských kalů se dostávají zejména z detergentů, pesticidů nebo textilního průmyslu a mohou kontaminovat půdu i podzemní vody [28, 29, 30]. u. Během pyrolýzy může dojít k částečné degradaci PFAS, avšak pokud surová biomasa obsahuje vysoké koncentrace těchto látek, mohou se přenášet i do biocharu. Některé studie naznačují, že PFAS v biocharu mohou být mobilní a kontaminovat půdu či podzemní vodu [29, 29, 30]

Biochar je uhlíkatý materiál vznikající pyrolýzou různých typů biomasy za omezeného přístupu kyslíku. Díky své porézní struktuře a velkému specifickému povrchu se využívá ke zlepšení půdních vlastností, snižování emisí skleníkových plynů a remediaci kontaminovaných prostředí. Obsahuje kyslíkaté funkční skupiny a anorganické složky, které mohou ovlivňovat pH a chemické procesy v půdě [31].

Jeho vlastnosti závisí zejména na vstupní surovině a parametrech pyrolýzy, především na teplotě. Nižší teploty (300–500 °C) vedou k vyšší koncentraci PAHs, zatímco při teplotách nad 700 °C dochází k jejich částečné degradaci. Některé studie však upozorňují, že PAHs

se mohou z biocharu uvolňovat do půdy i vody, což může představovat riziko pro ekosystémy [28, 29, 30].

Během pyrolýzy může dojít i k částečné degradaci PFAS, avšak pokud vstupní biomasa obsahuje vysoké koncentrace těchto látek, mohou být přeneseny do finálního produktu. Výzkumy naznačují, že PFAS obsažené v biocharu mohou být mobilní a kontaminovat životní prostředí [29, 29, 30]

Pyrolýza může také snižovat mobilitu těžkých kovů, nicméně některé z nich mohou i nadále představovat riziko úniku. Jak uvádí studie 32, při nevhodné aplikaci biocharu může dojít k uvolnění škodlivých látek, jako jsou těžké kovy, PAHs nebo perfluorované sloučeniny [32]. Na druhé straně americké Ministerstvo zemědělství (USDA) uvádí biochar jako stabilní půdní aditivum, které podporuje mikrobiální aktivitu, zlepšuje schopnost půdy zadržovat vodu a přispívá k ukládání uhlíku [33]. Záleží na vstupním materiálu na a dalších parametrech pyrolýzy.atd.

V biocharu závisí obsah PAHs na teplotě a délce pyrolýzy. Nižší teploty (300–500 °C) vedou k vyšším koncentracím PAHs, zatímco při teplotách nad 700 °C dochází k jejich částečné degradaci. Některé studie však ukazují, že PAHs mohou být z biocharu uvolňovány do vody a půdy, což může představovat riziko pro ekosystémy[28, 32].

2.2.2. Využití kalů a biouhlu

Čistírenské kaly mohou obsahovat různé patogenní bakterie, viry a parazity, což představuje riziko pro lidské zdraví. Procesy, jako je anaerobní digesce nebo kompostování, mohou snížit počet patogenů, avšak jejich úplné odstranění není vždy zaručeno [28, 29]. Upravené kaly mohou zlepšovat obsah organické hmoty v půdě a její úrodnost, avšak jejich použití musí být v souladu s programem použití kalů, který zajišťuje ochranu půdy, vody a zdraví lidí.

Biochar má v tomto ohledu výhodu, protože vysoké teploty pyrolýzy vedou k inaktivaci patogenních organismů. Přesto je nutné dbát na správnou aplikaci biocharu, aby se minimalizovalo riziko kontaminace prostředí [28, 29]. Biochar je stále častěji využíván jako půdní aditivum díky své schopnosti zlepšovat strukturu půdy, zadržovat vodu a živiny a přispívat ke snižování emisí skleníkových plynů. Při nakládání s biouhlem je však nutné zajistit, aby jeho složení neobsahovalo toxické látky, které by mohly ohrozit kvalitu půdy nebo životní prostředí.

Oba materiály tak mohou být cennými zdroji pro udržitelné zemědělství, pokud jsou využívány odpovědně a v souladu s legislativními požadavky podle Zákona č. 185/2001 Sb. o odpadech jsou kaly považovány za odpad, který lze použít na zemědělské půdě pouze po jejich úpravě, která zajišťuje, aby splňovaly mikrobiologická a chemická kritéria stanovená Vyhláškou č. 437/2016 Sb [34, 35].

Evropská unie reguluje nakládání s čistírenskými kaly prostřednictvím několika legislativních aktů, které stanovují pravidla pro jejich bezpečné využití a odstranění. Mezi hlavní patří Směrnice Rady 86/278/EHS, která omezuje obsah těžkých kovů v kálech aplikovaných na půdu, Nařízení (EU) 2019/1009, které určuje standardy pro bezpečnost a kvalitu hnojivých produktů, a Směrnice o odpadech 2008/98/ES, jež podporuje recyklaci kalů v souladu

s hierarchií nakládání s odpady. V posledních letech roste zájem o využití biouhlu vyrobeného pyrolýzou organických materiálů, včetně čistírenských kalů, jako potenciálně udržitelné metody zlepšení kvality půdy [36, 37, 38, 39].

Evropská legislativa biouhel reguluje zejména prostřednictvím Nařízení (EU) 2019/1009, které jej zahrnuje mezi možné složky hnojivých produktů, pokud splňuje požadavky na obsah škodlivin a kvalitu. Dále podléhá chemické registraci podle REACH (nařízení (ES) č. 1907/2006) a spadá do oblasti působnosti Směrnice o průmyslových emisích (2010/75/EU), která stanovuje emisní limity pro pyrolýzní procesy. Přísnější limity kontaminantů a širší legislativní podpora biouhlu jsou očekávány v rámci Zelené dohody a akčního plánu pro oběhové hospodářství [40, 38, 41, 42].

2.3. Půdní kvalita

2.3.1. Definice půdní kvality

V roce 1995 v červencovém čísle Agronomy News se objevila nejjednodušší definice kvality půdy. Byla definována jako „schopnost (půdy) udržet se v dobrém stavu a fungovat“ [43]. Lepší a komplexnější definici udává Karlen et al. [44], která zní: Půdní kvalita, či zdraví půdy jsou definovány jako schopnost půdy plnit své funkce nebo jak dobře půda funguje pro konkrétní cíl nebo použití [44]. Často se však tyto dva termíny používají zaměnitelně. Kvalita půdy je obecně spojena s vhodností půdy pro konkrétní použití na rozdíl od zdraví půdy, které se užívá v širším smyslu k označení schopnosti půdy fungovat jako životně důležitý systém pro udržení biologické produktivity (podporu kvality životního prostředí a zdraví rostlin a zvířat) [45].

2.3.2. Indikátory půdní kvality

Indikátory půdní kvality umožňují sledovat změny v půdě v důsledku přirozených procesů ale i lidských aktivit. Jejich cílem je identifikovat potenciální degradaci půdy. Je dobře zdokumentováno že fyzikálně-chemické vlastnosti půdy spolu s nemikrobiálními organismy mohou být a dost často bývají používány jako indikátory půdní kvality. Stejným způsobem se dají využívat i projevy mikrobiální aktivity, které často korelují s fyzikálně-chemickými vlastnostmi půdy. V současnosti jsou stále častěji využívány jako indikátory půdní kvality, a to převážně díky rychlé odezvě, citlivosti a schopnosti poskytovat informace integrující mnoho faktorů prostředí [46]. Půdní kvalita je klíčovým faktorem ovlivňujícím úrodnost a ekologickou stabilitu půdy.

2.3.2.1. Fyzikálně-chemické indikátory

Fyzikálně-chemické indikátory umožňují hodnotit její stav a předvídat případné problémy související s degradací nebo znečištěním. Tyto indikátory poskytují důležité informace o struktuře, složení a reakcích probíhajících v půdním prostředí [47, 44]. Fyzikální vlastnosti půdy ovlivňují pohyb vody, vzduchu a živin, což má zásadní dopad na růst rostlin a půdní organismy.

Hlavními indikátory půdní kvality jsou textura půdy (poměr jílovitých, písčitých a hlinitých částic), struktura půdy (uspořádání částic do agregátů), pórovitost, hustota, infiltrace vody

a vodní kapacita – tyto faktory určují schopnost půdy zadržovat vodu, provzdušnění a odolnost vůči erozi a jsou klíčové pro zdravý růst rostlin [48]. Tyto indikátory přímo odpovídají vlastnostem půdy viz kapitola 2.1.3.

Chemické vlastnosti půdy zase určují dostupnost živin a chemické reakce v půdním prostředí. Mezi klíčové chemické indikátory patří pH půdy, které ovlivňuje rozpustnost živin a mikrobiální aktivitu, dále pak obsah organické hmoty zlepšující např. strukturu a zadržování vody, obsah makroživin (N, P, K) a mikroživin (Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo) nezbytných pro metabolické procesy rostlin [49]. Dalšími důležitými parametry jsou C/N poměr jako ukazatel rovnováhy mezi organickou hmotou a dusíkem, elektrická vodivost (EC) indikující množství rozpuštěných solí a kationtová výměnná kapacita (CEC) určující schopnost půdy vázat a uvolňovat živiny [50].

2.3.2.2. *Biologické indikátory*

Použití biologických indikátorů je důležitým přístupem pro komplexní hodnocení půdní kvality, kdy při spojení s fyzikálními či chemickými analýzami lze dosáhnout přesnějších závěrů o stavu půdy a dlouhodobé udržitelnosti její kvality. Důležitým indikátorem je mikrobiální biomasa, poskytující informace o celkovém množství mikroorganismů v dané půdě [51]. Dále pak půdní organická hmota (SOM) a mikrobiální respirace. Tyto ukazatele umožňují sledovat stav půdy a její změny v důsledku přirozených procesů nebo zemědělského hospodaření [52].

Mikrobiální biomasa zahrnuje soubor živých mikroorganismů přítomných v půdě, které se podílejí na rozkladu organických látek a koloběhu živin, jako jsou třeba mikrobiální biomasa uhlíku (MBC), dusíku (MBN) nebo fosforu (MBP) [51]. Její množství a složení přímo souvisí s biologickou aktivitou půdy a její úrodností. Vysoká mikrobiální biomasa obvykle svědčí o dobrém stavu půdy, zatímco její pokles může signalizovat degradaci způsobenou nadměrným používáním průmyslových hnojiv nebo nevhodnými zemědělskými postupy [53].

Půdní organická hmota (SOM) představuje zásadní faktor ovlivňující fyzikální, chemické i biologické vlastnosti půdy. Zajišťuje zadržování vody, stabilitu půdní struktury a poskytuje substrát pro mikrobiální aktivitu. Hromadění organické hmoty vede ke zvýšení kvality půdy a jejímu lepšímu odolávání erozi. Naopak její pokles, často způsobený intenzivním obděláváním, přispívá k degradaci půdy a snížení její úrodnosti [54].

Mikrobiální respirace je klíčovým indikátorem biologické aktivity půdy, protože vyjadřuje rychlost rozkladu organických látek a uvolňování oxidu uhličitého (CO₂). Vyšší mikrobiální respirace svědčí o vyšší dostupnosti živin a dobrých podmínkách pro půdní mikroorganismy. Sledování mikrobiální respirace pomocí laboratorních metod, jako je bazální a kumulativní respirace, umožňuje přesnější hodnocení půdní kvality a detekci změn v jejím stavu [55].

Vzájemná provázanost veškerých indikátorů ukazuje na důležitost komplexního přístupu pro hodnocení kvality půdy. Pouze kombinací výše zmíněných indikátorů lze získat objektivní obraz o kvalitě půdy a včas identifikovat rizika degradace. Pravidelný monitoring proto umožňuje plánovat hospodaření a přijímat opatření na ochranu a zachování půdy.

2.3.3. Mikrobiální aktivita

Mikrobiální aktivita představuje klíčový fenomén, který zásadně ovlivňuje fungování přírodních ekosystémů, a to jak v půdě, tak ve vodním prostředí či v organismu hostitele. Mikrobiální společenstva, zahrnující bakterie, archea, houby a viry, vykazují mimořádnou diverzitu a metabolickou flexibilitu, která jim umožňuje adaptovat se na široké spektrum podmínek a podílet se na řadě biogeochemických cyklů. Tato schopnost mikroorganismů rozkládat organické i anorganické látky je základem pro recyklaci živin a udržování rovnováhy v přírodě [56].

Význam mikrobiální aktivity se projevuje zejména ve schopnosti těchto organismů ovlivňovat chemické složení prostředí prostřednictvím svých enzymatických reakcí. Enzymy produkované mikroorganismy urychlují biochemické reakce, které by bez jejich přítomnosti probíhaly velmi pomalu nebo vůbec, což je klíčové pro degradaci organických látek, fixaci dusíku, oxidaci železa a další procesy. Tato biokatalytická činnost je zodpovědná nejen za cykly uhlíku a dusíku, ale také za částečnou detoxikaci prostředí a přeměnu značné části škodlivin [57].

Mikrobiální společenstva jsou charakterizována složitou strukturou a dynamikou, kdy jednotlivé druhy vzájemně interagují v symbiotických, kompetitivních či parazitických vztazích. Tyto interakce jsou zásadní pro udržení stability a adaptability celého systému. Díky moderním molekulárně-biologickým metodám, jako je metagenomika, je dnes možné studovat mikrobiální diverzitu bez nutnosti kultivace jednotlivých druhů v laboratorních podmínkách. Tyto techniky odhalují dosud neznámé druhy a genové soubory, čímž otevírají nové možnosti pro pochopení ekologických rolí mikroorganismů v různých prostředích [58].

Biologické procesy, které řídí mikrobiální aktivitu, mají zásadní význam i z hlediska aplikací v biotechnologiích. Mikroorganismy se využívají při výrobě antibiotik, enzymů, biohnojiv či biopaliv, přičemž jejich enzymatická aktivita umožňuje efektivní průmyslové zpracování surovin [59].

Výzkum mikrobiálních komunit odhaluje i význam symbiotických vztahů, které existují mezi mikroorganismy a vyššími organismy. Například u rostlin dochází k interakcím mezi kořenovou zónou a půdními bakteriemi, což vede k lepší dostupnosti živin a posílení obranyschopnosti rostlin vůči patogenům. V trávicím traktu živočichů hrají mikroby klíčovou roli při rozkladu potravy, syntéze vitamínů a stimulaci imunitního systému. Tyto interakce představují základní mechanismy, díky nimž dochází k udržení homeostázy organismu, a ukazují, jak neoddelitelně jsou mikrobiální aktivity spjaty s celkovým zdravím hostitele [60].

Navzdory rozsáhlému výzkumu je mnoho aspektů mikrobiálních procesů stále předmětem intenzivního zkoumání. Moderní experimentální techniky a pokročilé analytické metody umožňují stále detailnější pohled do mikrosvěta, což vede k objevům nových metabolických drah a interakcí. Významný posun nastal zejména s využitím omických metod, jako jsou genomika, proteomika a metabolomika, které poskytují komplexní přehled o funkčních schopnostech mikrobiálních společenstev a jejich reakci na změny v prostředí. Tato multidisciplinární metodologie otevírá cestu k inženýrství mikrobiálních systémů, jejichž využití se promítá do zlepšení životního prostředí, zdravotnictví i průmyslové výroby [61].

Celkově lze říci, že mikrobiální aktivita je neoddelitelnou součástí přírodních cyklů a technologických inovací. Pochopení těchto komplexních systémů je nezbytné nejen pro základní vědecký výzkum, ale má také přímý dopad na praktické aplikace v ochraně životního prostředí, zemědělství a medicíně [57].

Mikrobiální aktivita nejenže formuje a udržuje přírodní prostředí, ale také nabízí široké spektrum možností pro technologické inovace a řešení environmentálních problémů. Studium mikroorganismů a jejich interakcí představuje interdisciplinární výzvu, která spojuje oblasti mikrobiologie, ekologie, chemie a inženýrství [58].

V kontextu globálních změn klimatu a rostoucího znečištění je tedy studium a aplikace mikrobiálních procesů stále naléhavější. Mikroorganismy představují přirozené „laboratoře“ evoluce, ve kterých probíhají adaptivní mechanismy schopné reagovat na extrémní podmínky a napomáhat stabilizaci ekosystémů. Tato dynamika a schopnost rychlých adaptací činí z mikrobiálních společenstev cenný nástroj pro biotechnologické aplikace a environmentální management. Integrace tradičních metod s moderními technologiemi umožňuje nejen sledovat aktuální stav mikrobiálních společenstev, ale i předvídat jejich změny a vyvíjet strategie, které využijí jejich potenciál pro obnovu přírodních zdrojů a minimalizaci negativních dopadů lidské činnosti [59].

2.3.4. Edafon

Edafon, představuje společenstvo organismů, jež mají neoddelitelný vztah k půdě a ovlivňují její fyzikální, chemické i biologické vlastnosti. Současná klasifikace edafonu vychází zejména z dělení na mikroedafon (menší než 0,2 mm), mesoedafon (0,2 – 2 mm), makroedafon (2 mm – 2 cm) a megaedafon (nad 2 cm). Podle životních strategií lze edafon rozdělit na autotrofní a heterotrofní, ten dále na saprofyty, parazity a symbionty [3]. Do mikroedafonu patří bakterie, archea, houby, řasy, sinice i prvoci, kteří jsou zásadní pro mineralizaci organické hmoty a tvorbu humusu [62]. Mesoedafon zahrnuje drobné bezobratlé živočichy, například hlístice, roztoče či chvostoskoky, kteří regulují dynamiku mikrobiálních společenstev a přispívají k rozkladu organických látek. Makroedafon představují větší organismy, jako jsou žížaly, stonožky nebo pavouci, jejichž aktivita v podobě bioturbace je klíčová pro zlepšení struktury půdy a zvyšování její úrodnosti [63].

Role edafonu v půdotvorných procesech je nepopíratelná. Půdní organismy hrají zásadní roli při rozkladu organické hmoty, čímž dochází k tvorbě humusu, jež je nezbytný pro úrodnost půdy [64]. Aktivita edafonu dále přispívá k mineralizaci živin, například dusíku, fosforu či síry, a zajišťuje tak stálou dostupnost těchto prvků pro rostliny. Navíc, činnost větších půdních organismů, které mechanicky míchají půdu, podporuje vznik stabilních půdních agregátů, čímž se zvyšuje infiltrační schopnost půdy a snižuje riziko její eroze [63]. Biodiverzita edafonu je ovlivňována řadou faktorů, mezi něž patří chemické složení, zrnitost a obsah organické hmoty půdy, přičemž půdy s vyšším obsahem humusu podporují bohatší a aktivnější společenstva půdních organismů. Dále hrají významnou roli klimatické podmínky, jako jsou teplota a vlhkost půdy, kdy extrémní teploty nebo sucho mohou vést k redukci některých skupin organismů [62]. Nelze opomenout ani antropogenní vlivy, jako je intenzivní zemědělství, chemizace půdy a mechanické zásahy, které mohou vést ke značné degradaci půdního ekosystému

a tím i k narušení struktury edafonu [64]. Edafon představuje klíčovou složku půdního ekosystému, jehož správná funkce je nezbytná pro udržení zdravé a úrodné půdy. Rozklad organické hmoty, koloběh živin a zlepšování půdní struktury jsou procesy, na nichž se podílí činnost půdních organismů, a ty mají klíčový vliv na trvalou úrodnost a stabilitu půdy. Je třeba si uvědomit, že lidské zásahy mohou tyto procesy negativně ovlivnit, což má dlouhodobé důsledky pro životní prostředí. Další výzkum v oblasti edafonu a jeho interakcí s půdními procesy je proto nezbytný pro podporu udržitelného rozvoje zemědělství a ochranu životního prostředí [64, 62, 63].

2.3.5. Metody hodnocení půdní kvality

Téma hodnocení půdní kvality je zásadní pro udržitelné hospodaření s půdou a ochranu životního prostředí. Kvalita půdy odráží její schopnost podporovat ekosystémové funkce, zemědělskou produktivitu a biologickou rozmanitost. V posledních desetiletích se vědecká komunita intenzivně zabývá vývojem metod, které umožňují komplexní posouzení fyzikálních, chemických a biologických parametrů půdy. Díky tomu lze získat objektivní informace nezbytné pro tvorbu efektivních strategií managementu půdy [65].

Fyzikální vlastnosti půdy, jako jsou textura, struktura, hustota, vodní kapacita a infiltrační vlastnosti, hrají zásadní roli při hodnocení její kvality. Tyto faktory ovlivňují schopnost půdy zadržovat vodu, její provzdušnění i míru eroze. Metody jako sedimentační analýza, laserová difrakce či rentgenová difrakce umožňují podrobné určení velikostního rozložení částic a tím i celkového stavu půdní struktury [66].

Neméně důležité jsou chemické metody, zaměřující se na stanovení pH, obsahu organické hmoty a koncentrace živin, jako jsou dusík, fosfor a draslík. K jejich měření se využívají titrace, spektrofotometrie nebo chromatografické metody, které umožňují přesné stanovení vlastností půdy. Významnou roli hraje také měření kationtové výměnné kapacity, která poskytuje informace o schopnosti půdy vázat a uvolňovat živiny. Chemické parametry jsou klíčovým indikátorem dlouhodobé úrodnosti půdy a jejího potenciálu pro zemědělskou produkci [67].

Biologické hodnocení půdy se soustředí na její mikrobiální aktivitu, enzymatickou aktivitu a biodiverzitu. Tyto ukazatele vypovídají o „živosti“ půdního ekosystému a jeho schopnosti regenerace. Metody měření enzymatické aktivity, například pomocí dehydrogenázových nebo fosfatázových testů, poskytují přehled o mikrobiálním metabolismu. Analýza mikrobiálních biomarkerů pak přispívá k hodnocení stability a funkčnosti půdního prostředí. Tyto biologické parametry jsou často integrovány do celkových indexů půdní kvality, které pomáhají monitorovat její změny v čase [68].

S rostoucím důrazem na komplexní přístupy se v současnosti stále častěji využívají integrované metody hodnocení půdy. Ty kombinují fyzikální, chemické i biologické indikátory do jednotných indexů, které umožňují porovnávání půdních vlastností mezi různými lokalitami. Takové indexy poskytují ucelený pohled na půdní kvalitu, zajistit efektivní řízení a ochranu tohoto nezastupitelného přírodního zdroje a jsou nepostradatelným nástrojem při tvorbě environmentálních a zemědělských strategií [69].

Hodnocení půdní kvality je multidisciplinární proces, vyžadující použití různých metod a jejich vzájemnou integraci. Přesnost získaných dat závisí na vhodném výběru analytických postupů, jejich standardizaci a následném vyhodnocení [65].

2.4. Půdní (mikrobiální) respirace

2.4.1. Definice půdní respirace

Půdní respirace je klíčovým procesem v koloběhu uhlíku v ekosystémech, který odráží metabolickou aktivitu mikroorganismů, kořenů rostlin a edafonu. Tento proces spočívá v uvolňování oxidu uhličitého (CO₂) z půdy do atmosféry v důsledku rozkladu organické hmoty a dýchání kořenů. Půdní respirace je proto integrálním ukazatelem biologické aktivity půdy a jejího uhlíkového cyklu [70].

Půdní respirace se skládá ze dvou hlavních složek: autotrofické a heterotrofické respirace. Autotrofická respirace pochází z kořenů rostlin a jejich symbiotických mykorhizních hub, zatímco heterotrofická respirace vzniká činností mikroorganismů a půdní fauny, která rozkládá organickou hmotu [71]. Obě tyto složky jsou ovlivněny faktory, jako je teplota, vlhkost půdy, dostupnost substrátu a půdní struktura [72].

Důležitost půdní respirace spočívá v její roli v globálních uhlíkových tocích. Přibližně 60-80 % celkového toku CO₂ z pevninských ekosystémů do atmosféry pochází právě z půdy [73]. To z ní činí jeden z největších toků uhlíku na Zemi, který může být ovlivněn klimatickými změnami a antropogenními zásahy do ekosystémů [74].

2.4.2. Faktory ovlivňující půdní respiraci

Jak již bylo zmíněno výše v kapitole 2.4.1. půdní respirace představuje klíčový proces uhlíkového cyklu v ekosystémech a je ovlivněna řadou biotických i abiotických faktorů [75]. Mezi hlavní faktory ovlivňující půdní respiraci patří teplota, vlhkost půdy, obsah organické hmoty, půdní pH, dostupnost kyslíku a antropogenní vlivy.

Teplota je jedním z nejvýznamnějších faktorů regulujících půdní respiraci, přičemž existuje pozitivní korelace mezi teplotou půdy a rychlostí uvolňování CO₂ [72]. Zvýšení teploty stimuluje mikrobiální aktivitu a urychluje rozklad organické hmoty, což vede k intenzivnějšímu toku uhlíku do atmosféry [76]. Vliv teploty lze vyjádřit prostřednictvím teplotní citlivosti Q₁₀, která udává, jak se změní rychlost respirace při zvýšení teploty o 10 °C [77].

Dalším klíčovým faktorem je vlhkost půdy, která ovlivňuje dostupnost kyslíku pro aerobní mikroorganismy a transport živin [78]. Při optimální vlhkosti je mikrobiální aktivita maximální, zatímco v extrémně suchých podmínkách dochází k omezení biologických procesů, a naopak při nadměrném zavodnění se může objevit anaerobní respirace s produkcí metanu (CH₄) [79].

Obsah organické hmoty v půdě přímo ovlivňuje dostupnost substrátu pro mikroorganismy a tím i intenzitu půdní respirace [80]. Rozmanitost organického materiálu, jeho chemické složení

a poměr uhlíku k dusíku (C:N) hrají důležitou roli v rychlosti dekompozice a uvolňování CO₂ [81].

Dalším významným faktorem je půdní pH, které ovlivňuje složení mikrobiálních společenstev a enzymatickou aktivitu v půdě [82]. Neutrální a mírně kyselé půdy jsou obvykle spojeny s vyšší mikrobiální aktivitou než silně kyselé nebo alkalické půdy [83].

Dostupnost kyslíku v půdě je zásadní pro aerobní dýchání mikroorganismů a kořenových buněk. Při nedostatku kyslíku dochází k přechodu na anaerobní metabolismus, který má za následek produkci jiných plynných forem uhlíku, například metanu [84].

Antropogenní faktory, jako je zemědělské hospodaření, změny ve využívání půdy a aplikace hnojiv, mohou rovněž významně ovlivnit půdní respiraci [70]. Například aplikace dusíkatých hnojiv může stimulovat mikrobiální aktivitu a zvýšit dekompozici organické hmoty, zatímco zhutnění půdy způsobené mechanizací může omezit difuzi kyslíku a snížit aerobní respiraci [85].

2.4.3. Metody hodnocení půdní respirace

Hodnocení půdní respirace umožňuje posoudit celkový stav půdy a její schopnost podporovat rostlinnou produkci. Existuje několik metod měření půdní respirace, které se liší svou přesností, náročností a použitím v terénu či laboratoři.

Jednou z nejběžnějších metod je metoda uzavřené komory (closed chamber method), při níž se měří produkce CO₂ v uzavřeném prostoru nad půdním povrchem po určitou dobu. Tato metoda může využívat manuální odběr vzorků plynu následovaný plynovou chromatografií nebo infračervenou spektroskopií (IRGA) k analýze koncentrace CO₂ [86]. Lze však využít i méně sofistikovaného, avšak dostupnějšího principu, a to adsorpce plynu do kapaliny, kde se poté titračně stanovuje. Přesnost metody je ovlivněna velikostí komory, dobou inkubace a vnějšími podmínkami, jako je teplota a vlhkost.

V laboratorních podmínkách se často používá metoda inkubační, která spočívá v uzavření půdního vzorku v hermeticky uzavřené nádobě a měření koncentrace uvolněného CO₂ během určitého časového období. Tato metoda je vhodná pro standardizované podmínky a umožňuje srovnání různých typů půd [87]. Výhodou je přesná kontrola experimentálních podmínek, nevýhodou je však ztráta vlivu přirozených půdních procesů a interakcí s atmosférou.

Další možností je metoda otevřené komory (open chamber method), která umožňuje kontinuální měření výměny plynů mezi půdou a atmosférou. Tato metoda je často využívána v polních experimentech s využitím automatizovaných měřících systémů, které monitorují fluktuační koncentrace CO₂ v reálném čase [88]. Tato metoda poskytuje přesnější a kontinuální data, avšak její implementace je nákladnější.

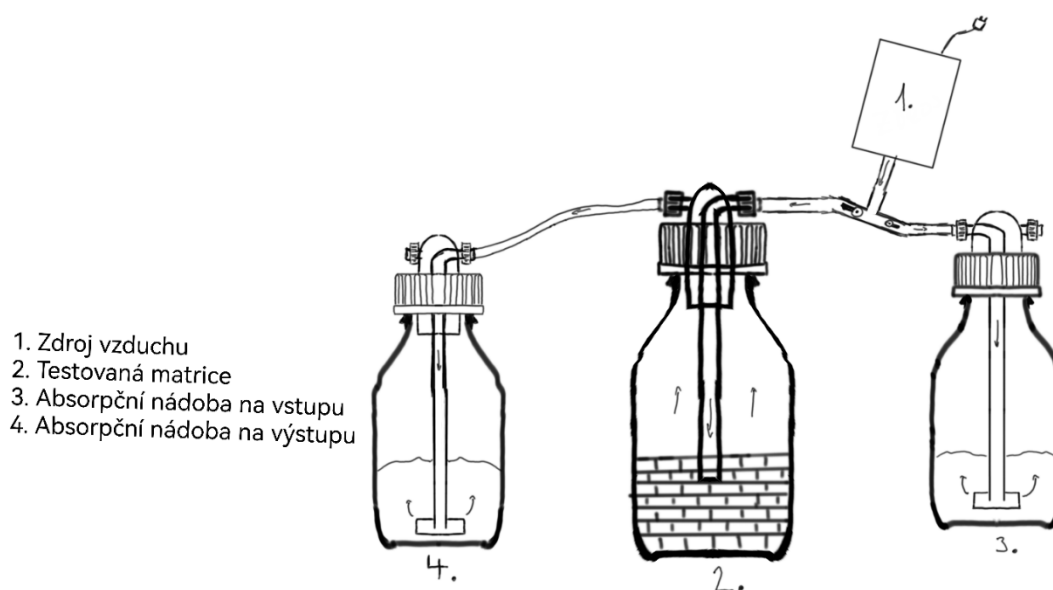
Pro kontinuální monitorování půdní respirace v terénu se využívají metody založené na použití infračervených senzorů nebo hmotnostní spektrometrie v terénu. Tyto přístupy umožňují vysoce přesné měření s minimálním narušením půdního prostředí, avšak vyžadují vysoké počáteční investice [89].

3. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

3.1. Návrh nádobového testu

3.1.1. Výběr typu nádobového testu

Nádobový test byl navržen s ohledem na požadavky normy OECD 217, která specifikuje vhodný objem a velikost testovacích nádob [90]. Pro kvantitativní zachycení oxidu uhličitého (CO_2) byla zvolena metoda podle normy ISO 16072, založená na jeho absorpci do roztoku hydroxidu sodného (NaOH) a následné titrací kyselinou chlorovodíkovou (HCl) [91]. Konstrukce testovací aparatury byla optimalizována tak, aby pomocí provzdušňovacího čerpadla zajistila úplné převedení produkovaného CO_2 do sorpčního roztoku bez úniku plynu.



Obrázek č. 2 Náčrt navrhovaného nádobového testu

Test využívá zachycení uvolněného oxidu uhličitého (CO_2) z nádoby s testovanou matricí (nádoba č.2) do alkalického roztoku hydroxidu sodného (NaOH) v nádobách č. 3 a 4, kde následně dochází k tvorbě uhličitanu sodného (Na_2CO_3). Kvantifikace množství vzniklého uhličitanu je následně provedena pomocí acidobazické titrace, což umožňuje přesné a reprodukovatelné stanovení půdní respirace v různých matricích. Důležitým parametrem také byla cenová a materiálová dostupnost a jednoduchost používání.

3.1.2. Volba zařízení a materiálů

Při návrhu nádobového testu pro stanovení půdní respirace byla volba zařízení a materiálů přizpůsobena požadavkům na přesnost měření, dostupnost komponent a snadnou manipulaci v laboratorních podmínkách.

Testovací nádoby byly zvoleny z borosilikátového skla o objemu 250 a 500 ml (značky SIMAX), které vykazuje chemickou odolnost vůči alkalickým i kyselým roztokům. Uzávěry byly vybaveny otvory pro průchod hadiček a utěsněny ventilkou, aby bylo zajištěno nepropustné uzavření systému.

Absorpční roztok tvořil 0,5M roztok hydroxidu sodného (NaOH), který sloužil k zachycení oxidu uhličitého (CO₂) produkovaného mikrobiální aktivitou v půdě. Vzniklý uhličitán sodný (Na₂CO₃) byl následně kvantifikován acidobazickou titrací pomocí 0,1M roztoku kyseliny chlorovodíkové (HCl).

Provzdušňování systému bylo zajištěno pomocí nízkotlakého čerpadla (značky SunSun CT), které zajišťovalo konstantní proudění vzduchu přes půdní vzorek a absorpční roztok. Použité hadičky byly vyrobeny z inertního materiálu (silikon), aby nedocházelo k interakcím s CO₂.

Respirace byla paralelně stanovena na dvou rozlišných půdních vzorcích, vzorek nativní půdy (NP) pojmenovaná jako vzorek půdy A jehož vlastnosti jsou uvedeny v tabulce číslo 2, a následně připravená uměle vytvořená půda (AR) podle postupu z kapitoly 3.2.1. pojmenovaná jako vzorek půdy B.

Tabulka č. 2 Vlastnosti nativní půdy

Druh půdy	pH půdy	WHC _{max} [%]	EC [mS·cm ⁻¹]
Hlinitá	6,88	44	0,287

Tabulka č. 3 používané matrice ve vzorcích

matrice	kontrola	1	2	3	4
c (hm. %)	0	5K	10K	5K+2,5B	10K+5B

Zkratky využitě pro popis matic byly vybrány: K pro čistírenský kal, B pro biochar.

3.1.3. Nastavení podmínek testu

Pro zajištění standardizovaných a reprodukovatelných výsledků bylo nastavení podmínek nádobového testu optimalizováno na základě určitých požadavků norem OECD 217, ISO 17155 a ISO 16072, s důrazem na simulaci přirozeného půdního prostředí [90, 92, 91].

Teplota inkubace byla nastavena na 22 ±2 °C, odpovídající laboratorním podmínkám a zároveň reflektuje teplotní rozmezí příznivé pro mikrobiální aktivitu. Inkubace probíhala pod LED lampami v intervalech 16/8 h denně kde jsou poměry dány světlo/tma pro co nejreálnější simulování přirozených podmínek.

Délka trvání byla nastavena na 24 dní, což poskytuje dostatečný časový rámec pro detekci mikrobiální respirace. Jednotlivá měření byla prováděna v třídenním intervalu po vhnání vzduchu přes systém po dobu 1,5 h s následnou titrací roztokem HCl za použití fenolftaleinu a methyloranže.

Vlhkost půdy byla upravena na 50 % maximální vodní kapacity (WHC_{max}), která byla stanovena předem gravimetrickou metodou. Tato úroveň zajišťuje optimální podmínky pro mikrobiální činnost bez rizika anaerobního prostředí.

Množství matrice použité v každé testovací nádobě činilo 100 g (suché hmotnosti), homogenizované a přesívání přes síto o velikosti 2 mm. Vzorky byly inkubovány bez přímého kontaktu s absorpčním roztokem, odděleny pomocí přívodní hadice.

Objem absorpčního roztoku NaOH byl nastaven na 50 ml 0,5M roztoku, což bylo dostatečné množství k úplnému zachycení uvolněného CO₂ během testovacího období.

3.2. Příprava prostředí

3.2.1. příprava umělé půdy

Pro potřeby testování půdní respirace byla použita umělá půda připravená podle metodiky OECD 220, která zajišťuje standardizované a reprodukovatelné složení půdního substrátu vhodného pro laboratorní testy s mikroorganismy [93].

Umělá půda (AR) se skládá ze tří hlavních složek:

10 % jemného rašelinového substrátu (předem upraveného – bez viditelných zbytků rostlin a s pH upraveným na hodnotu 5,5–6,0 pomocí CaCO₃),

20 % kaolinitické jílovité zeminy (např. bentonit),

70 % křemičitého písku (vymytého, sušeného a bez organických příměsí).

Jednotlivé složky byly zváženy a následně důkladně promíchány v suchém stavu v laboratorní míchačce pro dosažení homogenní směsi. Pomocí uhličitanu vápenatého (CaCO₃) bylo upraveno pH směsi na hodnotu 6,0 ± 0,5. Pro kontrolu bylo pH ověřeno po smíchání se stejným objemem 1 M KCl (poměr 1:5, hmotnost/objem) a promíchání po dobu 1 hodiny (viz kapitola 3.2.3.).

Takto připravená umělá půda byla následně zvlhčena destilovanou vodou na 50 % maximální vodní kapacity (WHC_{max}), jejíž hodnota byla stanovena předchozím postupem (viz kapitola 3.2.2). Homogenizovaná a zvlhčená půda byla použita pro všechny testovací nádoby, aby byly zajištěny konzistentní a srovnatelné podmínky v průběhu celého experimentu.

3.2.2. Stanovení maximální vodní kapacity směsi (WHC_{max})

Testovací prostředí je nutné upravit na 40–60 % maximální vodní kapacity (WHC_{max}), aby byly zajištěny vhodné podmínky pro mikrobiální aktivitu. Z tohoto důvodu bylo nezbytné stanovit WHC experimentálně. Stanovení probíhalo podle metodiky ISO 11274, upravené pro laboratorní podmínky [94].

Do předem zvážených skleněných válců byla navážena homogenizovaná a prosátá půda o hmotnosti 100 g (suchá hmota). Dno válců bylo opatřeno tkaninou, aby se zabránilo ztrátám půdního materiálu. Vzorky byly umístěny do misky s destilovanou vodou tak, aby hladina sahala přibližně k hornímu okraji válce. Nasycení půdy probíhalo po dobu 4 hodin.

Po uplynutí doby byly válce vyjmuty a přemístěny na vrstvu křemenného písku, kde setrvaly další 4 hodiny, aby došlo k odkapání přebytečné vody a stabilizaci vlhkostního obsahu. Následně byla zaznamenána hmotnost nasycené půdy.

Maximální vodní kapacita byla vypočítána podle následující rovnice 1:

$$WHC_{max} = \frac{S - T - D}{D} \quad [1]$$

kde:

- **S** – hmotnost nasyceného válce s půdou (g)
- **T** – hmotnost prázdného válce (g)
- **D** – hmotnost suché půdy (g)

3.2.3. Stanovení pH prostředí

Stanovení pH půdy je důležitým ukazatelem chemických vlastností půdního prostředí, které může významně ovlivnit mikrobiální aktivitu a průběh půdní respirace. V rámci experimentu bylo pH umělé půdy stanoveno podle metodiky ISO 10390, která definuje postup pro měření pH ve vodní suspenzi [95].

Do laboratorních kelímků byla navážena půda o hmotnosti 5 g (suchá hmota), ke které bylo přidáno 25 ml 1 M roztoku chloridu draselného (KCl). Poměr půda:KCl byl tedy 1:5, jak doporučuje norma ISO 10390 pro běžné půdy [95].

Vzorky se nechaly 5 minut intenzivně míchat a ponechány stát při laboratorní teplotě po dobu 1 hodiny, aby došlo k rovnováze mezi pevnou a kapalnou fází. Během této doby byly suspenze několikrát jemně promíchány.

Po uplynutí inkubační doby bylo pH suspenze měřeno pomocí kalibrovaného pH metru s kombinovanou skleněnou elektrodou. Měření probíhalo přímo v suspenzi, a to ihned po posledním promíchání. Kalibrace přístroje byla provedena pomocí pufrů pH 4,00, 7,00 a 10,00 bezprostředně před měřením.

Naměřená hodnota pH sloužila jako vstupní údaj pro interpretaci výsledků testu půdní respirace, neboť extrémně kyselé či zásadité prostředí může ovlivnit mikrobiální složení a aktivitu.

3.3. Optimalizace testu

3.3.1. Časová optimalizace absorpce CO₂

Za účelem stanovení optimální délky provzdušňování systému a výběru vhodné koncentrace absorpčního roztoku hydroxidu sodného (NaOH) byla provedena časová optimalizace absorpce CO₂. Cílem bylo zjistit, při jakém časovém intervalu dochází k účinnému zachycení uvolněného oxidu uhličitého a zda rozdílné koncentrace absorpčního roztoku ovlivňují efektivitu sorpce.

Test byl realizován ve dvou paralelních sériích s použitím 0,5M a 1M NaOH jako absorpčního média. V obou případech byl roztok vystaven působení CO₂ vznikajícího mikrobiální respirací v umělé půdě, přičemž proudění vzduchu bylo zajištěno nízkotlakým provzdušňovacím čerpadlem. Měření bylo provedeno ve čtyřech časových intervalech: 0,5 h, 1 h, 1,5 h a 2 h.

Po uplynutí daného intervalu byla koncentrace vzniklého uhličitanu sodného (Na_2CO_3) v absorpčním roztoku stanovena acidobazickou titrací pomocí 0,1M kyseliny chlorovodíkové (HCl) se dvěma indikátory – fenolftaleinem (pro stanovení přebytečného NaOH) a methylovaním (pro kvantifikaci veškerého uhličitanu).

Výsledky byly zaznamenány a vyneseny do grafu jako závislost množství vzniklého Na_2CO_3 na čase provzdušňování.

3.3.2. Optimalizace pomocí azidu

V rámci přípravy půdy byl proveden test půdní respirace, který měl za úkol prokázat výskyt živých mikroorganismů v připravené AP. Test byl realizován během devíti odběrových intervalů, přičemž byly zachovány totožné podmínky, jaké byly následně nastaveny pro finální nádobový test, tedy teplota inkubace 22 ± 2 °C, vlhkost půdy 50 % WHC_{max} , doba provzdušňování 1,5 h a použití 0,5M absorpčního roztoku NaOH.

Jako negativní kontrola byla použita shodná dávka umělé půdy, která byla před inkubací ovlhčena roztokem azidu sodného (NaN_3) o koncentraci odpovídající cílové vlhkosti 50 % WHC_{max} . Azid sodný je známý inhibitor mikrobiální aktivity, který blokuje enzymatické dráhy oxidace, a tím potlačuje biologickou produkci oxidu uhličitého (CO_2). Tímto přístupem bylo možné porovnat produkci CO_2 v AP a takto potvrdit její mikrobiální oživení s oproti A půdě, kde byla biologická aktivita potlačena chemickým způsobem.

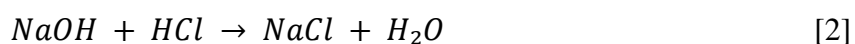
Odběry optimalizace pomocí azidu probíhaly v souladu s námi nastavenými podmínkami tedy odběr každý třetí den po dobu 27 dní. Následně byl proveden přepočítání vzniklého Na_2CO_3 na vyvinutý CO_2 a data byla vynesena do grafu závislosti vniku CO_2 na počtu dní měření.

3.4. Hodnocení půdní respirace

3.4.1. Warderova acidobazická titrace

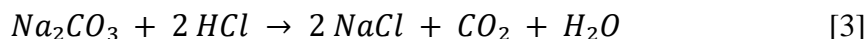
Pro vyhodnocování koncentrace CO_2 v roztoku NaOH byla vybrána metoda acidobazické titrace. Pro co nejpřesnější stanovení byla zvolena Warderova acidobazická titrace, jejíž princip spočívá ve dvojité titraci za pomoci indikátorů fenolftaleinu a následně methylovaním. Tato metoda umožňuje samostatně kvantifikovat přebytek nezreagovaného hydroxidu sodného (NaOH) i vzniklý uhličitan sodný (Na_2CO_3), který je výsledkem reakce CO_2 s NaOH.

Vzorek absorpčního roztoku o definovaném objemu (10 ml) byl nejprve titrován standardním roztokem 0,1M kyseliny chlorovodíkové (HCl) do odbarvení fenolftaleinu ($\text{pH} \approx 8,3$). Tato první fáze titrace slouží ke stanovení množství volného hydroxidu sodného podle rovnice 2:



Po zaznamenání spotřeby HCl do bodu ztráty růžového zbarvení byl do stejného vzorku přidán indikátor methylovaním a pokračovalo se v titraci do dosažení barevné změny na oranžovo-

růžovou (pH ≈ 4,4). Tato druhá fáze titrace odpovídá reakci kyseliny s uhličitanem sodným podle rovnice 3:



Na základě rozdílu mezi spotřebou HCl při druhé a první fázi titrace bylo možné spočítat množství CO₂, které bylo v absorpčním roztoku přítomno ve formě uhličitanu. Výsledné koncentrace byly přepočítány na množství CO₂ (mg) uvolněného během inkubace.

3.5. Stanovení aktivity dehydrogenázy

Stanovení enzymatické aktivity dehydrogenázy probíhalo podle postupu uvedeného v metodice ISO 23753-1. Tato metoda je založena na kolorimetrickém stanovení produktu 1,3,5-triphenylformazanu (TTF), který vzniká redukcí substrátu 2,3,5-triphenyltetrazoliumchloridu (TTC) mikrobiální enzymatickou aktivitou v půdě [96].

Při kontaktu TTC se živou mikrobiální biomasou dochází k jeho enzymatické redukci na červeně zbarvený TTF, který je následně extrahován a kvantifikován pomocí spektrofotometrického měření. Absorbance extraktu byla měřena při vlnové délce 485 nm.

Vzorky byly inkubovány při teplotě 25 ± 2 °C po dobu 24 hodin. K extrakci TPF byl použit aceton jako rozpouštědlo. Hodnoty absorbance byly porovnány s kalibrační křivkou připravenou ze standardních roztoků TPF a přepočteny na množství vzniklého formazanu v µg na gram sušiny půdy.

Postup:

Do skumavky se navázilo 5 g čerstvé půdy. Bylo přidáno 5 ml 0,5% roztoku TTC, který byl připravený rozpuštěním 1g TTC ve 200ml THAM (tris-[hydroxymetyl]-aminometan). Tento roztok byl připraven rozpuštěním 6,055g THAM v 500 ml destilované vodě a pomocí 0,5M HCl byla upravena hodnota pH na 7,6. Koncentraci TTC a hodnotu pH pro THAM ukazují tabulka č. 4

Tabulka č. 4 optimální hodnoty pH pufru THAM a koncentrace TTC

půda	pH půdy	TTC %	pH pufru
Písčítá (mírně humózní)	< 6	0,1–0,5	7,8
Hlinitá (humózní)	6–7	0,1–1	7,6
Jílovitá (humózní)	> 7	1–2	7,4

Takto připravené roztoky byly inkubovány při teplotě 25 °C po dobu 24 h. Po inkubaci následovala extrakce vzniklého TTF do acetonu. Do každé baňky bylo přidáno 25 ml acetonu a následně se provedla inkubace při teplotě 25 °C po dobu 2 h. Po extrakci byla suspenze TTF přefiltrována a následně byla změřena absorbance při vlnové délce 485nm.

4. VÝSLEDKY A DISKUZE

Cílem této práce bylo ověřit použitelnost nádobového testu mikrobiální respirace jako nástroje pro hodnocení půdní kvality. V rámci experimentu byly analyzovány dva vzorky půd s odlišnými charakteristikami a byla sledována intenzita mikrobiální respirace jako indikátor biologické aktivity a celkového zdravotního stavu půdy.

Získané výsledky ukazují na rozdíly v míře respirace mezi jednotlivými vzorky, což může odrážet množství obsahu organické hmoty v jednotlivých matricích, mikrobiální aktivity i případných vlivů antropogenní zátěže. Diskuse se dále zaměřuje na interpretaci těchto výsledků ve vztahu k půdní kvalitě, porovnání s literárními údaji a posouzení výhod a omezení této metody v kontextu rutinního monitoringu půd.

4.1. Vlastnosti testované matrice

4.1.1. Stanovení pH testovaných matric

Výsledky měření pH naznačují, že aplikace čistírenského kalu, případně v kombinaci s biocharem, měla vliv na reakci půdy, přičemž tento vliv se lišil v závislosti na použitém vzorku půdy.

U vzorku půdy A došlo ve srovnání s kontrolním vzorkem (pH = 6,80) k mírnému zvýšení pH při všech variantách s přidavkem kalu – nejvyšší hodnota byla zaznamenána při 10% přidavku kalu (pH = 7,07), zatímco při přidavku 10 % kalu a 5 % biocharu došlo k nepatrnému snížení (pH = 7,05). Obdobný trend byl zaznamenán i po ukončení experimentu období – pH dosahovalo nejvyšších hodnot (až 7,93) u varianty s 10% přidavkem kalu, což naznačuje, že aplikace kalu má alkalizující účinek, pravděpodobně v důsledku přítomnosti vápníku, hořčíku nebo amoniakálních forem dusíku v kalu.

Tabulka č. 5 Hodnota pH ve vzorku půdy A před a po konci testu

Vzorek půdy A	před testem	po testu
kontrola	6,80	7,19
5 % Kal	7,01	7,59
10 % Kal	7,07	7,93
5 % Kal+2,5 % Biochar	7,06	7,7
10 % Kal+5 % Biochar	7,05	7,41

V případě umělé půdy byl vývoj méně jednoznačný. Po aplikaci kalu (přídavek 5 %) došlo k mírnému snížení pH (6,72), zatímco vyšší dávka (10 %) způsobila nárůst pH na 7,00. Kombinace kalu s biocharem měla tendenci pH stabilizovat v rozmezí 6,88–6,90. Po inkubaci se však výrazně změnil charakter – přídavek 5 % kalu vedl k výraznému zvýšení pH (7,80), zatímco kontrola zůstala prakticky nezměněná (6,78).

Tabulka č.6 Hodnota pH ve vzorku půdy B před a po konci testu

Vzorek půdy B	před testem	po testu
kontrola	6,79	6,78
5 % Kal	6,72	7,8
10 % Kal	7,00	7,65
5 % Kal+2,5 % Biochar	6,9	7,45
10 % Kal+5 % Biochar	6,88	7,6

Tento nárůst pH může být vysvětlen několika faktory. Jedním z hlavních je intenzivní mineralizace organických látek, ke které docházelo během mikrobiální respirace. Během rozkladu organické hmoty mikroorganismy produkují vedle oxidu uhličitého i amoniak (NH_3), který může následně reagovat s vodou za vzniku amoniaku nebo amonných iontů (NH_4^+), čímž dochází k lokálnímu zásaditému posunu pH [97].

Dalším možným vysvětlením je spotřeba organických kyselin nebo uvolnění bazických kationtů (např. Ca^{2+} , Mg^{2+}) během biologických procesů, což může rovněž přispět k alkalizaci prostředí. V některých případech může být zvýšení pH také důsledkem omezené pufrací kapacity půdy, zejména u písčitých nebo degradovaných půd s nízkým obsahem organické hmoty [98].

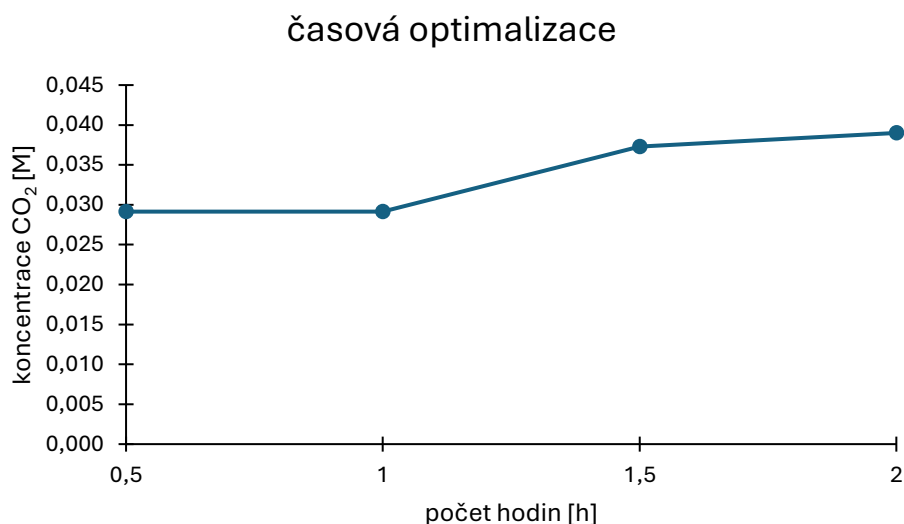
Pozorované změny pH potvrzují, že mikrobiální aktivita v rámci nádobového testu má vliv nejen na produkci CO_2 , ale i na chemické vlastnosti půdního prostředí, což podtrhuje význam komplexního hodnocení půdní kvality při použití této metody. Celkově lze konstatovat, že aplikace kalu zvyšuje pH půdy, což může pozitivně ovlivnit kyselé půdy. Přídavek biocharu měl v některých případech mírný pufrací účinek, avšak jeho vliv nebyl zcela konzistentní. Tyto výsledky odpovídají literárním poznatkům – např. podle Lloret et al. [99] může způsob stabilizace kalu a jeho chemické složení zásadně ovlivnit pH a mikrobiální rovnováhu půdy v závislosti na přítomnosti organických kyselin, které mohou snížit pH anebo na druhou stranu zvýšení pH mohou způsobovat vápenaté sloučeniny [99]. Pro přesné posouzení důvodu navýšení hodnoty pH by bylo třeba provést přesné stanovení jednotlivých složek daných matric.

4.2. Hodnocení půdní respirace

Pro celkové hodnocení půdní respirace je důležité zajistit výsledky optimalizací pro vyhodnocení hlavní části experimentu této práce.

4.2.1. Časová optimalizace

Z provedených experimentů vyplynulo, že koncentrace hydroxidu sodného (NaOH) má zásadní vliv nejen na celkové množství absorbovaného oxidu uhličitého (CO_2), ale také na dynamiku sorpčního procesu v čase. Při použití 0,5M roztoku NaOH bylo pozorováno, že množství absorbovaného CO_2 dosahuje ustálené hodnoty již přibližně po 1,5 hodině, což naznačuje, že sorpční kapacita tohoto roztoku byla v daných podmínkách relativně rychle vyčerpána. Tento výsledek ukazuje na možnost časové optimalizace procesu – při nižších koncentracích není nutné udržovat sorpci po delší dobu, neboť nedochází k dalšímu významnému záchytu CO_2 .



Obrázek č. 3 vývoj CO₂ v závislosti na čase

Na grafu je znázorněna závislost absorpce CO₂ v čase, která indikuje průběh provzdušňování systému, jehož cílem bylo získat čas po kterém zvládneme z nádobového testu (viz obr. č. 2) dostat do roztoku veškerý CO₂. Zpočátku dochází k rychlé absorpci CO₂, přibližně po 30 minutách se rychlost absorpce začíná zpomalovat, přičemž nejvýraznější změna probíhá v první hodině a půl. Po uplynutí dvou hodin měření již nárůst absorpce CO₂ nepředstavoval výraznou změnu, což naznačuje, že prodloužení doby měření nad tento časový úsek by již nepřineslo podstatné dodatečné informace pro posouzení respirační aktivity.

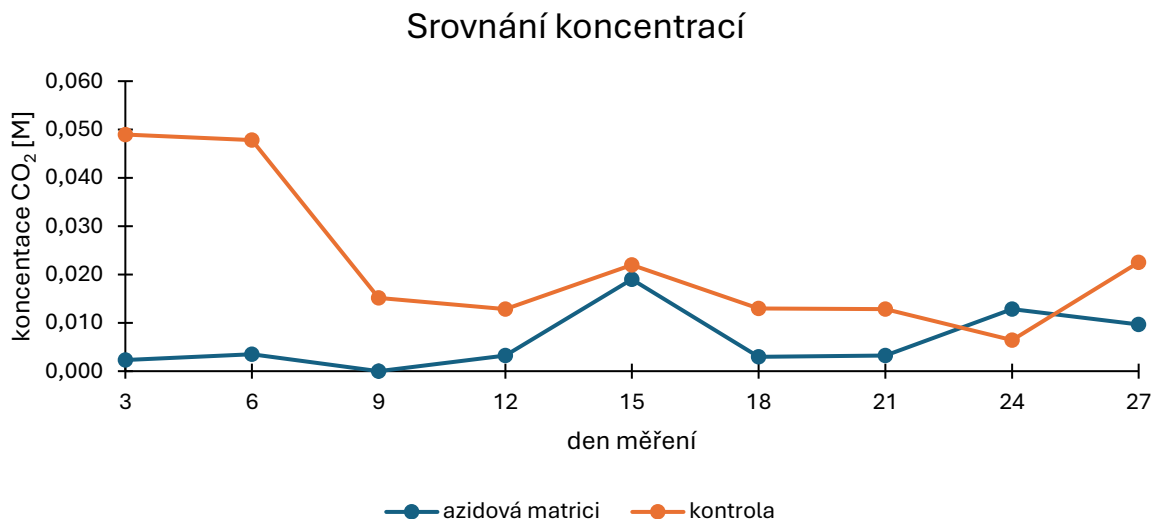
Naopak u 1M roztoku NaOH byl průběh absorpce odlišný. Hodnoty množství absorbovaného CO₂ dále rostly i po 1,5 hodině, což lze přičíst vyšší kapacitě tohoto roztoku k vázání oxidu uhličitého z okolního vzduchu. Vzhledem k tomu, že čerpadlo používané v experimentu nasává vzduch z okolí a negeneruje vlastní CO₂, je zřejmé, že do systému byl přiváděn pouze atmosférický oxid uhličitý, který je běžně přítomen v koncentracích kolem 400 ppm. Tento fakt je důležitý při interpretaci výsledků, protože ukazuje, že při vyšší koncentraci sorbentu může sorpce pokračovat i za hranicí 1,5 hodiny, a to v závislosti na přísunu CO₂ z okolního prostředí.

Tyto závěry jsou v souladu s literaturou, která uvádí, že vyšší koncentrace NaOH zvyšují kapacitu pro absorpci CO₂ a prodlužují dobu, po kterou je sorpce efektivní. Například studie Nugroho et al. [100] ukazuje, že zvýšení koncentrace NaOH vede k vyšší míře absorpce CO₂, přičemž rychlost absorpce je ovlivněna také průtokem plynu a kapalinovým poměrem L/V. Dále studie Park et al. [101] zkoumala vliv teploty na účinnost zachytávání CO₂ pomocí NaOH a zjistila, že i při vyšších teplotách zůstává účinnost zachytávání vysoká, což podporuje použití NaOH jako efektivního absorbentu CO₂ [100, 101].

4.2.2. Optimalizace azidem

Koncentrace vzniklého uhličitanu sodného v absorpčním roztoku byla stanovována acidobazickou titrací kyselinou chlorovodíkovou (HCl) po každém odběru, čímž bylo možné

kvantifikovat množství CO₂ uvolněného během testu v důsledku mikrobiální respirace. K ověření biologického původu detekovaného CO₂ byl souběžně sledován kontrolní vzorek s inhibítorem mikrobiální aktivity (azid sodný, NaN₃), který sloužil k potlačení metabolismu mikroorganismů.



Obrázek č. 4 srovnání koncentrací oxidu uhličitého v matricích s azidem a kontroly

Graf č. 3 ukazuje srovnání aktivity matrice s azidem oproti kontrole. Graf jasně demonstruje, že dominantní produkce CO₂ v půdě pochází z mikrobiální respirace, neboť v přítomnosti azidu, silného metabolického inhibitoru, je uvolňování CO₂ výrazně potlačeno. Oranžová křivka "Kontrola" ukazuje typický průběh mikrobiální aktivity s počátečním prudkým nárůstem a následným zpomalením produkce CO₂, což odráží vyčerpávání snadno dostupných substrátů. Naproti tomu modrá křivka "Matrice s azidem" s minimálním a stacionárním uvolňováním CO₂ funguje jako negativní kontrola, potvrzující, že měřené hodnoty CO₂ skutečně reprezentují biologické procesy (výkyvy během dnů 15 a 24 byly způsobeny nepřidáním roztoku azidu). Toto srovnání je důležité pro validaci experimentálních dat týkajících se vlivu různých látek na půdní mikrobiální aktivitu. Celkově graf poskytuje spolehlivý důkaz o biologickém původu měřeného CO₂ a ověřuje metodiku pro hodnocení půdní kvality.

Získané výsledky potvrdily, že experimentální podmínky byly vhodně nastavené pro detekci mikrobiální respirace. Ve vzorcích bez přítomnosti inhibitoru docházelo k systematickému nárůstu produkce CO₂, což odpovídá aktivnímu metabolismu mikroorganismů přítomných v substrátu. Tím bylo zároveň potvrzeno, že použitá uměle vytvořená půda obsahuje životaschopnou mikrobiální komunitu schopnou mineralizovat organické látky. Srovnání se vzorky, v nichž byla mikrobiální aktivita inhibována, jednoznačně prokázalo biologický původ uvolněného CO₂.

Dále se ukázalo, že metoda založená na absorpci CO₂ do roztoku NaOH a následné acidobazické titraci je dostatečně citlivá pro rozlišení aktivní a neaktivní půdy. Rozdíly mezi variantami byly konzistentní po celou dobu experimentu.

Získaná data jsou v souladu s předchozími studiemi, které hodnotí respirační aktivitu jako spolehlivý bioindikátor mikrobiální životaschopnosti. Například Zabaloy et al. [102] prokázali, že měření produkce CO₂ lze efektivně využít k hodnocení biologické kvality půdy a citlivosti mikrobiálních komunit na přítomnost kontaminantů. Význam zahrnutí kontrolních variant s inhibítorem zdůraznili také van Gestel et al. [103], kteří tento přístup použili k potvrzení biologického původu respirační aktivity v testovaných substrátech. Na základě těchto skutečností lze konstatovat, že použitá metodika je vhodným a environmentálně relevantním nástrojem pro hodnocení půdní kvality v rámci ekotoxikologických testů [102, 103].

4.2.3. Hodnocení respirace půdních směsí

Respirace byla paralelně stanovena na dvou rozlišných půdních vzorcích popsanych v kapitole 3.1.2.

Mikrobiální respirace je jedním z klíčových ukazatelů biologické aktivity a celkové kvality půdy, protože přímo odráží metabolickou činnost půdních mikroorganismů, rozklad organické hmoty a koloběh uhlíku v půdním ekosystému. V rámci této práce byl využit nádobový test mikrobiální respirace, který umožnil sledování produkce oxidu uhličitého (CO₂) jako indikátoru mikrobiální aktivity v časové posloupnosti.

Test probíhal po dobu 24 dní, přičemž měření byla prováděna ve třídenních intervalech. Množství produkovaného CO₂ bylo určováno pomocí Warderovy acidobazické titrace, jak je popsáno v kapitole 3.4.1. Výsledky byly vyjádřeny jako koncentrace uhličitanu sodného (Na₂CO₃) a následně přepočteny na odpovídající množství CO₂. Tato data byla dále využita pro stanovení denní intenzity půdní respirace na 100 g půdy dle rovnice č. 4.

Z výsledků vyplývá, že v půdním vzorku A i v umělé půdě (tedy půdním vzorku B) byl po přidání čistírenského kalu (K) a kombinace kal + biochar (B) pozorován na počátku experimentu zvýšený výskyt mikrobiální respirace. Tento nárůst lze vysvětlit náhlou dostupností snadno rozložitelných organických látek přítomných v kalu, které slouží jako substrát pro mikroorganismy. V několika případech, zejména u varianty Č+10 %K+5 %B, byla zaznamenána nejvyšší hodnota CO₂, což potvrzuje intenzivní mikrobiální aktivitu krátce po aplikaci.

V dalších fázích sledování však ve vzorcích s přidaným kalem a biocharem docházelo k postupnému poklesu respirace, zatímco kontrolní vzorky (bez přísad) vykazovaly relativně stabilní nebo mírně rostoucí respiraci (obr. č. 5 a č. 6). Tento jev může být vysvětlen vyčerpáním dostupného množství O₂ což mohlo teoreticky způsobovat pokles aktivity MO v kontrole (viz obr. č.5 a č.6). Ve vzorcích půd s příměsí kalu a biocharu postupný pokles mohl být způsoben mimo vyčerpání dostupného množství O₂ v testu i látky s inhibičními účinky přítomné v kalu nebo biocharu, např. těžkých kovů, amoniaku či polyaromatických uhlovodíků.

Po ukončení inkubačního období tedy každý třetí den z již zmíněných 24 dní (viz kapitola č. 3.1.3.) byl absorpční roztok NaOH kvantitativně odebrán a analyzován pomocí acidobazické titrace. Množství spotřebované HCl odpovídá množství CO₂, které bylo během testu

mikrobiálně uvolněno a převedeno na uhličitan sodný (Na_2CO_3). Následně byl proveden přepočít na půdní respiraci podle vzorce č. 4

Výsledky byly vyjádřeny jako:

$$\text{Půdní respirace} = \frac{m_{\text{CO}_2}}{m_{\text{půdy}} \cdot t} \quad [4]$$

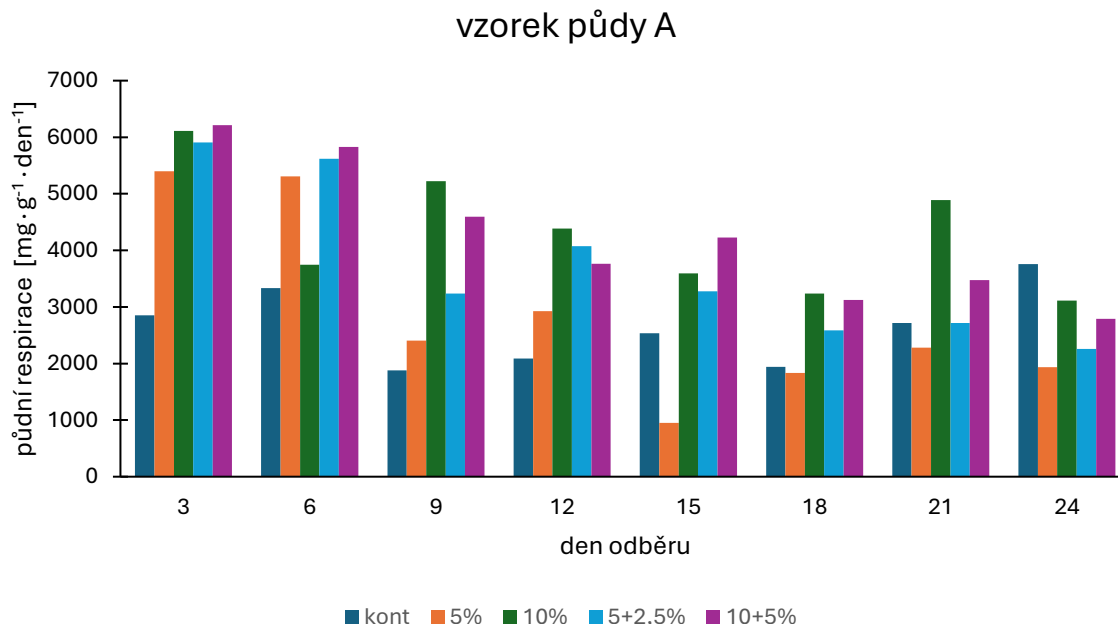
kde:

m_{CO_2} je celková hmotnost CO_2 uvolněné během testu [mg],

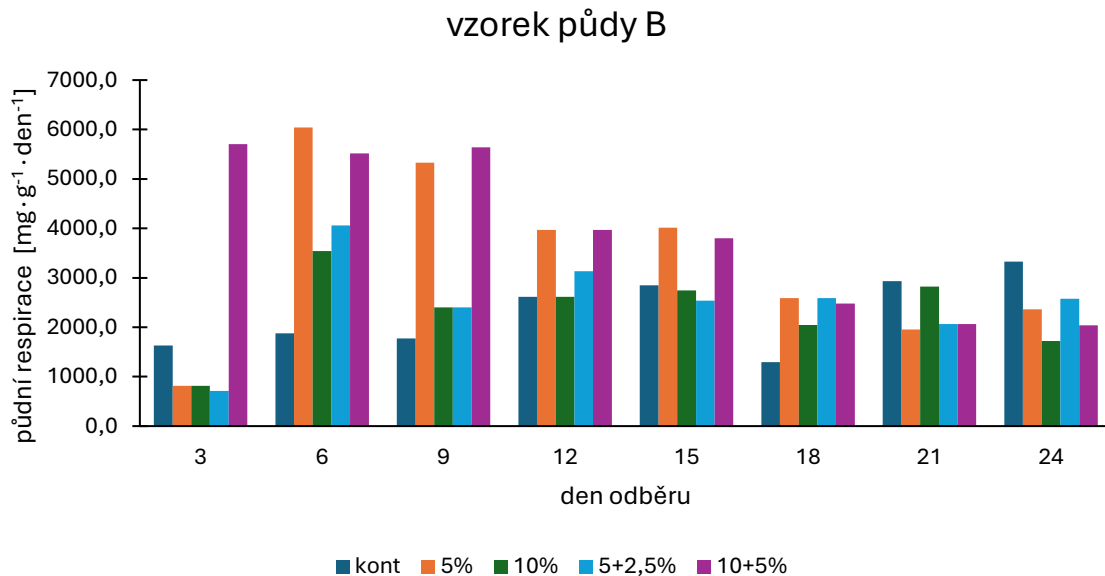
$m_{\text{půdy}}$ je hmotnost půdního vzorku [g],

t je délka testu [den]

Přepočít produkce CO_2 na hodnoty půdní respirace (viz rovnice č.4) ukázal, že zatímco kontrolní půdy si udržely relativní stabilitu mikrobiální aktivity v čase, obohacené varianty vykazaly větší dynamiku a následný pokles. Výsledky tak naznačují, že aplikace čistírenského kalu v kombinaci s biocharem může krátkodobě stimulovat půdní mikrobiotu, avšak v delším časovém horizontu může vést k jejímu narušení, popřípadě by mohlo doházet k rychlému namnožení, které se projevilo v prvním měření a následnému rychlému poklesu vlivem nedostatečných podmínek. Naměřené hodnoty nám ukazují nárůst půdní respirace u kontrolních vzorků, naopak pokles u vzorků obsahujících kal a biochar.



Obrázek č. 5 vývoj půdní respirace v nativní půdě přepočítán na $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$



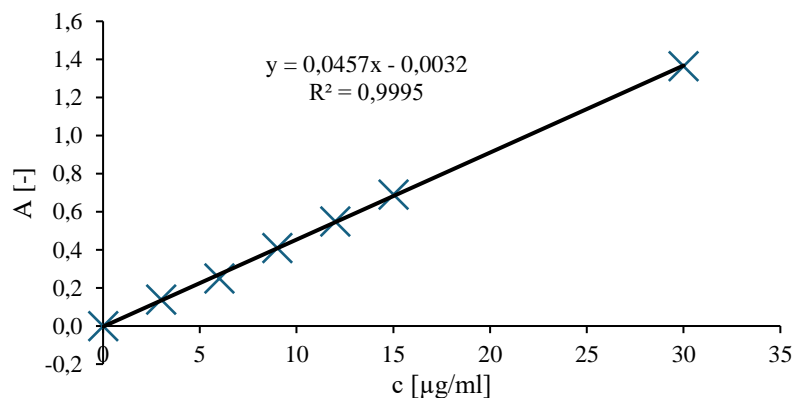
Obrázek č. 6 vývoj půdní respirace v artificiální půdě přepočítán na $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$

Tento vývoj je v souladu s poznatky Fernandese et al. [104] a Fliessbacha et al. [105], kteří upozorňují na možný stimulační, ale i stresový efekt aplikace kalu v závislosti na jeho složení a dávkování. Obdobně Lloret et al. [99] ukazují, že vliv kalu na půdní mikroorganismy závisí také na způsobu jeho stabilizace [99, 104, 105].

Z výše uvedeného vyplývá, že nádobový test je vhodným nástrojem pro zachycení krátkodobé odezvy mikrobiální aktivity na změny v půdním prostředí. V případě přidání kalu a biocharu je však nezbytné hodnotit i dlouhodobé dopady na mikrobiální rovnováhu a půdní zdraví.

4.3. Hodnocení dehydrogenázy

Na stanovení přesné koncentrace TTF ve vzorcích, bylo potřebné připravit kalibrační řadu. Zásobní roztok TTF o koncentraci 1g/l byl připraven rozpuštěním 1g TTF v acetonu v odměrné baňce o objemu 100 ml. Ze zásobního roztoku pak byla připravena koncentrační řada o koncentracích [$\mu\text{g}/\text{ml}$]: 0, 3, 6, 9, 12, 15, 30.



Obrázek č. 7 kalibrační křivka TTF

Ze získaných absorbancí extraktů jednotlivých vzorků byly stanoveny příslušné koncentrace TTF a tyto následně použity na výpočet aktivity dehydrogenázy, která se podle rovnice 5:

$$a_{DHG} = \frac{(c_S - c_B) \cdot V}{m \cdot dwt \cdot RT} \quad [5]$$

Kde:

c_S je koncentrace TTF vzorku [$\mu\text{g/ml}$],

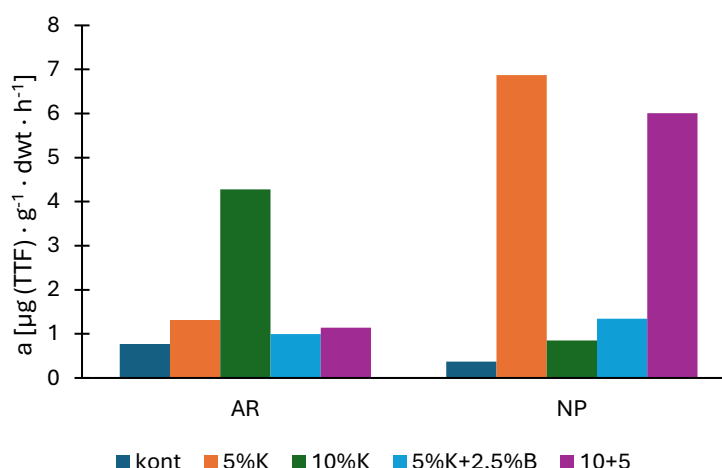
c_B je koncentrace TTF blanku [$\mu\text{g/ml}$],

V je objem roztoku [ml],

m je navážka půdy [g],

dwt je sušina půdy [-],

RT je čas inkubace [24h]



Obrázek č. 8 graf potenciální aktivity dehydrogenázy na koncentraci v půdních vzorcích A a B

Získané výsledky ukazují výraznější rozdíly mezi jednotlivými vzorky půd i jednotlivými variantami ošetření. U vzorku půdy B (AR) dosáhla nejvyšší enzymatickou aktivitu varianta s 10 % přídavkem kalu, zatímco nejnižší aktivita byla zaznamenána u kontrolního vzorku. To potvrzuje, že přídavek organického materiálu ve formě kalu podporuje růst a aktivitu mikroorganismů, jelikož poskytuje snadno dostupné substráty pro jejich metabolismus.

Naopak v případě vzorku půdy A (NP) byla nejvyšší aktivita dehydrogenáz pozorována u varianty s 5% přídavkem kalu, a to s výrazně vyšší hodnotou absorbance než u všech ostatních vzorků, včetně umělé půdy. Nejnižší aktivitu vykazovala kontrola bez přídavku kalu. Tyto

výsledky ukazují, že mírný přídavek kalu může výrazně stimulovat mikrobiální procesy, pravděpodobně díky zvýšené dostupnosti živin a organických látek.

Při vyšších dávkách kalu naopak ke zvýšení aktivity nedošlo, což může souviset s přítomností potenciálně toxických látek, jako jsou těžké kovy nebo amoniak, které se při vyšších koncentracích mohou negativně projevovat na mikrobiálním metabolismu. Tento trend potvrzuje, že vhodně zvolená dávka kalu může mít pozitivní vliv na biologickou aktivitu půdy, zatímco její překročení již nemusí přinášet další přínos a může vést k opačnému efektu.

Přídavek biocharu v kombinaci s kalem (5 % K + 2,5 % B a 10 % K + 5 % B) vedl ke snížení aktivity ve srovnání s přídavkem pouze kalu, a to u variant půd. Tato kombinace může mít pufrací efekt a může vázat dostupný organický uhlík či působit antimikrobiálně v závislosti na vlastnostech použitého biocharu (např. pH, redoxní vlastnosti, adsorpční kapacita). V případě umělé půdy se zdá, že 10% dávka kalu představuje nejefektivnější stimulant enzymatické aktivity, zatímco u přirozené půdy je vhodnější dávka nižší.

Tato zjištění korespondují se závěry Fernandese et al. [104], kteří rovněž popsali stimulační efekt kalu na půdní enzymy při nižších dávkách, ale upozornili na možný inhibiční vliv při nadměrné aplikaci. Podobně Lloret et al. [99] uvádějí, že vliv kalu na půdní mikroorganismy a enzymy závisí na jeho stabilizaci a kombinaci s dalšími organickými látkami. Můžeme tedy konstatovat, že aktivita dehydrogenáz potvrzuje vliv aplikace čistírenského kalu na půdní mikrofaunu [104, 99].

5. ZÁVĚR

V této bakalářské práci byl navržen a ověřen jednoduchý nádobový test půdní respirace umožňující stanovení mikrobiální aktivity v různých typech půd a takto i posouzení vlivu různých antropogenních vstupů do půdního prostředí na tuto aktivitu, která je zásadní pro půdní kvalitu. V našem případě byl posuzován vliv dvou matric, a to kalu a biocharu v množství 5 a 10% hm. v případě kalu a 2,5 a 5 hm. % v případě biocharu.

Výsledky prokázaly že přídavek 5–10 hm. % kalu může krátkodobě zvýšit aktivitu mikroorganismů, na základě vývoje CO₂ a aktivity dehydrogenázy. Vyšší dávky a kombinace s biocharem měly různý efekt, ale postupně vedly k poklesu respirace, což s největší pravděpodobností souviselo s inhibičními účinky. Vzorek půdy A (NP) reagovala na přídavky odlišně, než vzorek půdy B (AR) avšak k závěru testu se projevil podobný trend, a to pomalá inhibice, a tedy i pokles respirace ve vzorcích s přidaným kalem a biocharem oproti kontrole.

Výsledky naznačují, že aplikace čistírenského kalu má potenciál stimulovat mikrobiální aktivitu v půdě, přičemž značná účinnost byla pozorována u nižších koncentrací. Toto zjištění je významné pro udržitelné nakládání s kaly, jelikož poukazuje na možnost jejich využití jako zdroje organické hmoty a živin pro půdu, aniž by došlo k nežádoucímu potlačení mikrobiálních procesů při vyšších dávkách. Vliv biocharu se lišil, což naznačuje, interakce mezi ním, půdní matricí, pH a mikrobiálním společenstvem jsou mnohostranné a vyžadují další detailní výzkum pro plné pochopení jeho dlouhodobého působení a optimalizace jeho využití.

Tato práce ukázala, že nádobový test představuje praktický a efektivní nástroj pro rychlou a spolehlivou indikaci biologické aktivity půdy. Jeho jednoduchost a možnost kontrolovaného prostředí jej činí vhodným pro screeningové studie a pro ověřování vlivu různých látek na půdní ekosystémy. Tato metodika má proto značný potenciál pro uplatnění jak v akademickém výzkumu, tak v praktických aplikacích v zemědělství, například při monitoringu půdní úrodnosti.

Celkově byl nádobový test vyhodnocen jako časově i technicky nenáročná metoda pro sledování biologické kvality půdy. Pro budoucí výzkum by bylo vhodné zaměřit se na dlouhodobé studie vlivu biocharu a čistírenského kalu na půdní vlastnosti, včetně jejich stability v půdě a potenciálních dopadů na koloběh živin a složení mikrobiálního společenstva. Přínosné by mohla být i jejich souběžná aplikace, která by mohla vést k synergickým efektům a optimalizaci půdních procesů.

6. SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

- [1] VAN ES, Harold. A new definition of soil. *Csa News*. 2017, **62**(10), 20-21.
- [2] Definice půdy. *Ministerstvo životního prostředí* [online]. 2019 [cit. 2024-11-13]. Dostupné z: https://www.mzp.cz/cz/definice_pudy
- [3] *Základy pedologie a ochrany půdy*. Česká zemědělská univerzita v Praze, 2018. ISBN 978-800-213-2876-1.
- [4] Složení a typy půdy. *Geology Science* [online]. [cit. 2025-03-19]. Dostupné z: <https://cs.geologyscience.com/obory-geologie-a/sedimentologie/slo%C5%BEen%C3%AD-a-typy-p%C5%AFdy/>
- [5] Factors Affecting Soil Formation. *Soils Landcare Research* [online]. 2025 [cit. 2025-03-19]. Dostupné z: <https://soils.landcareresearch.co.nz/topics/understanding-soils/how-do-soils-form/factors-affecting-soil-formation>
- [6] *Produkční a mimoprodukční funkce půdy a její ochrana* [online]. 2001 [cit. 2025-02-25]. Dostupné z: <https://uroda.cz/produkni-a-mimoprodukni-funkce-pudy-a-jejich-ochrana/>
- [7] POSPÍŠILOVÁ, L, V VLČEK, V HYBLER, M HÁBOVÁ a J JANDÁK. Standardní analytické metody a kritéria hodnocení fyzikálních, agrochemických, biologických a hygienických parametrů půd. *FOLIA UNIVERSITATIS AGRICULTURAE ET SILVICULTURAE MENDELIANAE BRUNENSIS* [online]. 2016, **9**(3), 9-117 [cit. 2025-03-25]. ISSN 1803-2109. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/312495058_Standard_analytical_methods_and_evaluation_criteria_of_soil_physical_agrochemical_biological_and_hygienic_parameters_in_czech
- [8] *Rozhovor - Půda: živoucí poklad pod nohama* [online]. 2019 [cit. 2025-02-25]. Dostupné z: <https://www.eea.europa.eu/cs/signaly/signaly-2019/clanky/rozhovor-2013-puda-zivouci-poklad>
- [9] Textural Classification of Soil. *Cement & Concrete* [online]. 2021 [cit. 2025-03-25]. Dostupné z: <https://cementconcrete.org/geotechnical/textural-classification-of-soil/4186>
- [10] Čl. 1 bod 4 vyhlášky č. 400/2004 Sb., kterou se mění vyhláška Ministerstva zemědělství č. 275/1998 Sb., o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků, ve znění vyhlášky č. 477/2000 Sb. In: . 2004.

- [11] *Trojúhelníkový diagram zrnitosti půdy* [online]. In: . [cit. 2025-02-25]. Dostupné z: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/poboc/CB/runoff_cz/navmenu.php_tab_1_page_4.1.0.htm
- [12] DESHMUKH, K. K. Studies on chemical characteristics and classification of soils from Sangamner area, Ahmadnagar district, Maharashtra. *Rasayan Journal of Chemistry*. 2012, **5**(1), 74-85.
- [13] KUMAR, S, A IYER a S AGARWAL. Cotton Yield In Relation To Physicochemical Properties Of Cultivated Soil Of Rajkot Region. *International Journal of Advanced Engineering Technology*. 2011, **2**(3), 52–55.
- [14] KEKANE, SS, RP CHAVAN, DN SHINDE, CL PATIL a SS SAGAR. A review on physico-chemical properties of soil. *International journal of chemical studies*. 2015, **2015**(3.4), 29-32.
- [15] SOFFE, R. E. *The Agricultural Notebook*. 19. Blackwell Science, 1995. ISBN 978-0-632-03643-1.
- [16] TROEH, Frederick R. a Louis M. THOMPSON. *Soils and Soil Fertility*. 6. Ames, Iowa: Blackwell Publishing, 2005. ISBN 978-0-8138-0955-7.
- [17] ZHOU, Wei, Teng-Fei LV, Yong CHEN, Anthony P. WESTBY a Wan-Jun REN. Soil Physicochemical and Biological Properties of Paddy-Upland Rotation: A Review. *The Scientific World Journal* [online]. 2014, **2014**, 1-8 [cit. 2025-02-26]. ISSN 2356-6140. Dostupné z: doi:10.1155/2014/856352
- [18] ŠIMEK, Miroslav et al. Živá půda 8. Interakce půdních organismů a rostlin. *Živa* [online]. Academia, SŠČ AV ČR, 2021, **69 (107)**(3), 125-131 [cit. 2025-02-26]. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/2021-3/ziva-puda-8-interakce-pudnich-organismu-a-rostlin.html>
- [19] RICHES, D, I. J. PORTER, D. P. OLIVER, R. G. V. BRAMLEY, B. RAWNSLEY, J. EDWARDS a R. E. WHITE. Review: Soil biological properties as indicators of soil quality in Australian viticulture. *Australian Journal of Grape and Wine Research* [online]. 2013, **19**(3), 311-323 [cit. 2025-02-26]. Dostupné z: doi:10.1111/ajgw.12034.
- [20] VÝZKUMNÝ ÚSTAV MELIORACÍ A OCHRANY PŮDY, V. V. I. *Ochrana zemědělské půdy před erozí: Metodika 2024*. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, 2024. ISBN 978-80-7212-668-2.
- [21] LUO, Yunlong, Wenshan GUO, Huu Hao NGO, Long Duc NGHIEM, Faisal Ibney HAI, Jian ZHANG, Shuang LIANG a Xiaochang C. WANG. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of The Total Environment* [online]. 2014, **473-474**, 619-641 [cit. 2025-03-23]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2013.12.065

- [22] ROBINSON, Lindsey. Soil Conservation Methods. *VLSCI* [online]. 2023 [cit. 2025-03-03]. Dostupné z: <https://vlsci.com/blog/soil-conservation-methods/>
- [23] KRÁLOVÉHRADECKÝ KRAJ. Agrotechnická opatření. *Plán protipovodňové ochrany* [online]. 2014 [cit. 2025-03-01]. Dostupné z: https://mapy.khk.cz/ppo/index.html?agrotechnicka_opatreni.htm
- [24] Pěstování plodin a protierozní ochrana. *Agromanual.cz* [online]. 2024 [cit. 2025-03-01]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/technologie/pestovani-plodin-a-protierozni-ochrana>
- [25] RACEK, Jakub, Jan SEVCIK, Tomas CHORAZY, Jiri KUCERIK a Petr HLAVINEK. Biochar – Recovery Material from Pyrolysis of Sewage Sludge: A Review. *Waste and Biomass Valorization* [online]. 2020, **11**(7), 3677-3709 [cit. 2025-03-23]. ISSN 1877-2641. Dostupné z: doi:10.1007/s12649-019-00679-w
- [26] XIE, Qinglong, Peng PENG, Shiyu LIU, et al. Fast microwave-assisted catalytic pyrolysis of sewage sludge for bio-oil production. *Bioresource Technology* [online]. 2014, **172**, 162-168 [cit. 2025-03-23]. ISSN 09608524. Dostupné z: doi:10.1016/j.biortech.2014.09.006
- [27] CARR, Steve A., Jin LIU a Arnold G. TESORO. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research* [online]. 2016, **91**, 174-182 [cit. 2025-03-23]. ISSN 00431354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2016.01.002
- [28] SINGH, R.P. a M. AGRAWAL. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management* [online]. 2008, **28**(2), 347-358 [cit. 2025-03-26]. ISSN 0956053X. Dostupné z: doi:10.1016/j.wasman.2006.12.010
- [29] HOANG, Son A., Nanthi BOLAN, A.M.P. MADHUBASHANI, et al. Treatment processes to eliminate potential environmental hazards and restore agronomic value of sewage sludge: A review. *Environmental Pollution* [online]. 2022, **293** [cit. 2025-03-26]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2021.118564
- [30] TYTŁA, Malwina. Assessment of Heavy Metal Pollution and Potential Ecological Risk in Sewage Sludge from Municipal Wastewater Treatment Plant Located in the Most Industrialized Region in Poland—Case Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health* [online]. 2019, **16**(13) [cit. 2025-03-26]. ISSN 1660-4601. Dostupné z: doi:10.3390/ijerph16132430
- [31] BŘENDOVÁ, K., P. TLUSTOŠ, J. SZÁKOVÁ a M. BOHUNĚK. Využití biouhlí (biocharu) k úpravě půdních vlastností. *Biom.cz* [online]. 2015 [cit. 2025-04-12]. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyuziti-biouhli-biocharu-k-uprave-pudnich-vlastnosti>

- [32] XIANG, Ling, Shaoheng LIU, Shujing YE, et al. Potential hazards of biochar: The negative environmental impacts of biochar applications. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2021, **420** [cit. 2025-03-23]. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2021.126611
- [33] SPOKAS, Kurt. Biochar. *USDA Agricultural Research Service* [online]. 2025 [cit. 2025-03-23]. Dostupné z: <https://www.ars.usda.gov/midwest-area/stpaul/swmr/people/kurt-spokas/biochar/>
- [34] ČESKÁ REPUBLIKA. *Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů*. 2002. Ministerstvo vnitra ČR, 2001. Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-185>
- [35] ČESKÁ REPUBLIKA. *Vyhláška č. 437/2016 Sb., o zpracování údajů v registrech půdy*. 2016. 2016. Dostupné také z: <https://mze.gov.cz/public/portal/mze/legislativa/ostatni/vyhlaska-2016-437>
- [36] LEHMANN, Johannes a Stephen JOSEPH. *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*. 2nd edition. London: Routledge, 2015. ISBN 978-1-138-00076-7.
- [37] *Směrnice Rady 86/278/EHS ze dne 12. června 1986 o ochraně životního prostředí, zejména půdy, při využívání čistírenských kalů v zemědělství*. In: . 1986.
- [38] *Nařízení (EU) 2019/1009 Evropského parlamentu a Rady ze dne 5. června 2019, kterým se stanoví pravidla pro zpřístupnění hnojivých produktů EU na trhu*. In: . 2019.
- [39] *Směrnice 2008/98/ES Evropského parlamentu a Rady ze dne 19. listopadu 2008 o odpadech*. In: . 2008.
- [40] *Akční plán EU pro oběhové hospodářství*. In: . Brusel, 2020.
- [41] *Nařízení (ES) č. 1907/2006 Evropského parlamentu a Rady*. In: . 2006.
- [42] *Směrnice 2010/75/EU Evropského parlamentu a Rady ze dne 24. listopadu 2010 o průmyslových emisích (integrované prevenci a omezování znečištění)*. In: . 2010. Dostupné také z: <https://eur-lex.europa.eu>
- [43] KARLEN, D. L., M. J. MAUSBACH, J. W. DORAN, R. G. CLINE, R. F. HARRIS a G. E. SCHUMAN. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). *Soil Science Society of America Journal* [online]. 1997, **61**(1), 4-10 [cit. 2025-03-06]. ISSN 0361-5995. Dostupné z: doi:10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x

- [44] KARLEN, D. L., S. S. ANDREWS, B. J. WEINHOLD a J. W. DORAN. Soil quality: humankind's foundation for survival. *Journal of Soil and Water Conservation*. 2003, **58**(4), 171–179.
- [45] DORAN, J. W. a M. R. ZEISS. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*. 2000, **15**(1), 3-11.
- [46] MIJANGOS, I., R. PÉREZ, I. ALBIZU a C. GARBISU. Effects of fertilization and tillage on soil biological parameters. *Enzyme and Microbial Technology*. 2006, **40**(1), 100-106.
- [47] DORAN, J. W. a T. B. PARKIN. Defining and Assessing Soil Quality. In: DORAN, J. W. a T. B. PARKIN. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, 1994, s. 1-21. ISBN 9780891188070.
- [48] BLANCO, Humberto a Rattan LAL. *Principles of Soil Conservation and Management* [online]. Springer, 2010 [cit. 2025-03-07]. ISBN 978-1-4020-8709-7. Dostupné z: doi:10.1007/978-1-4020-8709-7
- [49] BRADY, N. C. *The nature and properties of soils*. 9. MacMillan Publishing Company, 1984. ISBN 978-0-02-946030-6.
- [50] SCHOENHOLTZ, S. H., H. VAN MIEGROET a J. A. BURGER. A review of chemical and physical indicators of soil quality: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*. 2000, **138**(1-3), 335-356.
- [51] STADDON, W. J., L. C. DUCHESNE a J. T. TREVORS. The role of microbial indicators of soil quality in ecological forest management. *The Forestry Chronicle* [online]. 1999, 1999-02-01, **75**(1), 81-86 [cit. 2025-03-13]. ISSN 0015-7546. Dostupné z: doi:10.5558/tfc75081-1
- [52] VEZZANI, Fabiane Machado a John MIELNICZUK. Overview of soil quality. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2009, **33**(4), 743-755. ISSN 0100-0683.
- [53] ZHOU, Wei, Teng-Fei LV, Yong CHEN, Anthony P. WESTBY a Wan-Jun REN. Soil Physicochemical and Biological Properties of Paddy-Upland Rotation: A Review. *The Scientific World Journal* [online]. 2014, **2014**, 1-8 [cit. 2025-03-17]. ISSN 2356-6140. Dostupné z: doi:10.1155/2014/856352
- [54] FRANCAVIGLIA, Rosa, Gianluca RENZI, Luigi LEDDA a Anna BENEDETTI. Organic carbon pools and soil biological fertility are affected by land use intensity in Mediterranean ecosystems of Sardinia, Italy. *Science of The Total Environment* [online]. 2017, **599-600**, 789-796 [cit. 2025-03-17]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.021
- [55] BAKHSHANDEH, Esmail, Rosa FRANCAVIGLIA a Gianluca RENZI. A cost and time-effective method to evaluate soil microbial respiration for soil quality assessment.

- Applied Soil Ecology* [online]. 2019, **140**, 121-125 [cit. 2025-03-17]. Dostupné z: doi:10.1016/j.apsoil.2019.04.023.
- [56] MADIGAN, Michael T. a Thomas D. BROCK. *Brock biology of microorganisms*. 14th edition. Boston: Pearson, c2015. ISBN 978-0-321-89739-8.
- [57] SMITH, J. a R. WILLIAMS. *Microbial Ecology: Fundamentals and Applications*. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. ISBN 9780521735855.
- [58] FISCHER, M. a P. D. SCHLOSS. Advances in microbial metagenomics. *Journal of Microbiological Methods*. 2009, **78**(3), 345-359.
- [59] DAVEY, M. E. a J. OLSON. Environmental Microbiology and Bioremediation. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 2012, **95**(2), 423-432. ISSN 0175-7598.
- [60] KLEIN, U. a K. MUELLER. *Modern Approaches in Microbial Biotechnology*. Berlin: Springer, 2018. ISBN 978-3-662-53932-1.
- [61] MADIGAN, Michael T. a Thomas D. BROCK. *Brock biology of microorganisms*. 14th edition. Boston: Pearson, c2015. ISBN 978-0-321-89739-8.
- [62] TUF, Ivan H. *Praktika z půdní zoologie*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2013. Skripta. ISBN 978-80-244-3479-7.
- [63] ŠARAPATKA, B. *Pedologie a ochrana půdy*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2014. ISBN 978-80-244-4030-2.
- [64] NOVÁK, V., V. KÁŠ a J. NOSEK. *Živěna půdní (edafon)*. ČSAZV, Československá akademie zemědělských věd, SZN, Státní zemědělské nakladatelství, 1959.
- [65] BRADY, Nyle C. a Ray R. WEIL. *The nature and properties of soils*. 14th ed. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice-Hall, 2008. ISBN 978-0-13-227938-3.
- [66] GEE, G. W. a D. OR. Particle-size analysis. In: DANE, J. H. a G. C. TOPP. *Methods of Soil Analysis, Part 4: Physical Methods*. 3. vydání. Madison, WI, USA: ASA and SSSA, 2002, s. 255-293. ISBN 978-0-89118-841-4.
- [67] SPARKS, D. L. a kol. *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods*. 3. vydání. Madison: ASA and SSSA, 1996. ISBN 978-08-9118-823-2.
- [68] INDERJIT. Experimental complexities in evaluating the allelopathic activities in laboratory bioassays: A case study. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2006, **38**(2), 256-262 [cit. 2025-04-01]. ISSN 00380717. Dostupné z: doi:10.1016/j.soilbio.2005.05.004
- [69] DORAN, John W. a Timothy B. PARKIN. Defining and Assessing Soil Quality. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment* [online]. Madison, WI, USA: Soil Science

Society of America and American Society of Agronomy, 2015, 2015-10-26, 1-21 [cit. 2025-04-01]. SSSA Special Publications. ISBN 9780891189305. Dostupné z: doi:10.2136/sssaspecpub35.c1

- [70] RAICH, J. W. a W. H. SCHLESINGER. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B* [online]. 1992, **44**(2), 81-99 [cit. 2025-04-02]. ISSN 0280-6509. Dostupné z: doi:10.1034/j.1600-0889.1992.t01-1-00001.x
- [71] HANSON, P.J., N.T. EDWARDS, C.T. GARTEN a J.A. ANDREWS. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* [online]. 2000, **48**(1), 115-146 [cit. 2025-04-03]. ISSN 01682563. Dostupné z: doi:10.1023/A:1006244819642
- [72] DAVIDSON, Eric A. a Ivan A. JANSSENS. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* [online]. 2006, **440**(7081), 165-173 [cit. 2025-04-02]. ISSN 0028-0836. Dostupné z: doi:10.1038/nature04514
- [73] BOND-LAMBERTY, Ben a Allison THOMSON. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature* [online]. 2010, **464**(7288), 579-582 [cit. 2025-04-03]. ISSN 0028-0836. Dostupné z: doi:10.1038/nature08930
- [74] LUO, Yiqi a Xuhui ZHOU. *Soil respiration and the environment*. Burlington: Elsevier, 2006. ISBN 978-0-12-088782-8.
- [75] SMITH, Pete, Joanna I. HOUSE, Mercedes BUSTAMANTE, et al. Global change pressures on soils from land use and management. *Global Change Biology* [online]. 2016, **22**(3), 1008-1028 [cit. 2025-04-02]. ISSN 1354-1013. Dostupné z: doi:10.1111/gcb.13068
- [76] LUO, Yiqi, Shiqiang WAN, Dafeng HUI a Linda L. WALLACE. Acclimatization of soil respiration to warming in a tall grass prairie. *Nature* [online]. 2001, 2001-10-11, **413**(6856), 622-625 [cit. 2025-04-02]. ISSN 0028-0836. Dostupné z: doi:10.1038/35098065
- [77] RYAN, Michael G. a Beverly E. LAW. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry* [online]. 2005, **73**(1), 3-27 [cit. 2025-04-02]. ISSN 0168-2563. Dostupné z: doi:10.1007/s10533-004-5167-7
- [78] CURIEL YUSTE, J., D. D. BALDOCCHI, A. GERSHENSON, A. GOLDSTEIN, L. MISSON a S. WONG. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. *Global Change Biology* [online]. 2007, **13**(9), 2018-2035 [cit. 2025-04-02]. ISSN 1354-1013. Dostupné z: doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01415.x
- [79] MOYANO, Fernando E., Werner L. KUTSCH a Corinna REBMANN. Soil respiration fluxes in relation to photosynthetic activity in broad-leaf and needle-leaf forest stands.

- Agricultural and Forest Meteorology* [online]. 2008, **148**(1), 135-143 [cit. 2025-04-02]. ISSN 01681923. Dostupné z: doi:10.1016/j.agrformet.2007.09.006
- [80] POST, Wilfred M., William R. EMANUEL, Paul J. ZINKE a Alan G. STANGENBERGER. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* [online]. 1982, **298**(5870), 156-159 [cit. 2025-04-02]. ISSN 0028-0836. Dostupné z: doi:10.1038/298156a0
- [81] CRAINE, Joseph M., Noah FIERER a Kendra K. MCLAUCHLAN. Widespread coupling between the rate and temperature sensitivity of organic matter decay. *Nature Geoscience* [online]. 2010, **3**(12), 854-857 [cit. 2025-04-02]. ISSN 1752-0894. Dostupné z: doi:10.1038/ngeo1009
- [82] ROUSK, Johannes, Philip C. BROOKES a Erland BÅÅTH. Contrasting Soil pH Effects on Fungal and Bacterial Growth Suggest Functional Redundancy in Carbon Mineralization. *Applied and Environmental Microbiology* [online]. 2009, 2009-03-15, **75**(6), 1589-1596 [cit. 2025-04-02]. ISSN 0099-2240. Dostupné z: doi:10.1128/AEM.02775-08
- [83] FIERER, Noah a Robert B. JACKSON. The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* [online]. 2006, 2006-01-17, **103**(3), 626-631 [cit. 2025-04-02]. ISSN 0027-8424. Dostupné z: doi:10.1073/pnas.0507535103
- [84] SCHLESINGER, William H. a Jeffrey A. ANDREWS. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry* [online]. 2000, **48**(1), 7-20 [cit. 2025-04-02]. ISSN 01682563. Dostupné z: doi:10.1023/A:1006247623877
- [85] SIX, J., E.T. ELLIOTT, K. PAUSTIAN a J. W. DORAN. Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils. *Soil Science Society of America Journal* [online]. 1998, **62**(5), 1367-1377 [cit. 2025-04-02]. ISSN 0361-5995. Dostupné z: doi:10.2136/sssaj1998.03615995006200050032x
- [86] ROCHETTE, P., R. L. DESJARDINS a E. PATTEY. Spatial and temporal variability of soil respiration in agricultural fields. *Canadian Journal of Soil Science* [online]. 1991, 1991-05-01, **71**(2), 189-196 [cit. 2025-04-02]. ISSN 0008-4271. Dostupné z: doi:10.4141/cjss91-018
- [87] ANDERSON, John P. E. Soil respiration. In: *Methods of Soil Analysis: Part 2* [online]. 2. vydání. Madison, WI, USA: ASA, SSSA, 1982, s. 831-871 [cit. 2025-04-02]. ISBN 9780891189770. Dostupné z: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c41>
- [88] PUMPANEN, Jukka, Hannu ILVESNIEMI a Pertti HARI. A Process-Based Model for Predicting Soil Carbon Dioxide Efflux and Concentration. *Soil Science Society of America Journal* [online]. 2003, **67**(2), 402-413 [cit. 2025-04-02]. ISSN 0361-5995. Dostupné z: doi:10.2136/sssaj2003.4020

- [89] SUBKE, Jens-Arne, Markus REICHSTEIN a John D TENHUNEN. Explaining temporal variation in soil CO₂ efflux in a mature spruce forest in Southern Germany. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2003, **35**(11), 1467-1483 [cit. 2025-04-02]. ISSN 00380717. Dostupné z: doi:10.1016/S0038-0717(03)00241-4
- [90] OECD. *Soil Microorganisms: Carbon Transformation Test*. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1787/9789264070240-en>
- [91] INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. *Soil quality - Laboratory methods for determination of microbial soil respiration*. 2002.
- [92] INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. *Soil quality — Determination of abundance and activity of soil microflora using respiration curves*. 2th.
- [93] OECD. *Test No. 220: Enchytraeid Reproduction Test*. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1787/9789264070222-en>
- [94] INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. *Soil quality — Determination of the water-retention characteristic — Laboratory methods*. 2th.
- [95] INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. *Soil, treated biowaste and sludge – Determination of pH*. 4th. 2021.
- [96] INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. *Soil quality — Determination of dehydrogenases activity in soils — Part 1: Method using triphenyltetrazolium chloride (TTC)*. 2th.
- [97] PAUL, Eldor Alvin a Serita D. FREY, ed. *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*. Fifth edition. Amsterdam: Elsevier, [2024]. ISBN 978-0-12-822941-5.
- [98] NIEMAN, Sara C. a Chris E. JOHNSON. Net Geochemical Release of Base Cations From 25 Forested Watersheds in the Catskill Region of New York. *Frontiers in Forests and Global Change* [online]. 2021, 2021-7-15, **4** [cit. 2025-05-23]. ISSN 2624-893X. Dostupné z: doi:10.3389/ffgc.2021.667605
- [99] LLORET, Eva, José A. PASCUAL, Eoin L. BRODIE, Nicholas J. BOUSKILL, Heribert INSAM, Marina Fernández-Delgado JUÁREZ a Marta GOBERNA. Sewage sludge addition modifies soil microbial communities and plant performance depending on the sludge stabilization process. *Applied Soil Ecology* [online]. 2016, **101**, 37-46 [cit. 2025-05-02]. ISSN 09291393. Dostupné z: doi:10.1016/j.apsoil.2016.01.002
- [100] NUGROHO, M. A., Y. B. SUSANTO, V. L. KAMILAH a R. PRAMESWARI. Carbon Dioxide (CO₂) Absorption Process Using Sodium Hydroxide (NaOH). *IPTEK Journal of Engineering*. 2023, **1**(9).

- [101] PARK, Se-In, Hyun-Jin PARK, Hye In YANG a Woo-Jung CHOI. Changes in CO₂ Absorption Efficiency of NaOH Solution Trap with Temperature. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer* [online]. 2017, 2017-12-1, **50**(6), 554-561 [cit. 2025-05-22]. ISSN 0367-6315. Dostupné z: doi:10.7745/KJSSF.2017.50.6.554
- [102] ZABALOY, María C., Jay L. GARLAND a Marisa A. GÓMEZ. An integrated approach to evaluate the impacts of the herbicides glyphosate, 2,4-D and metsulfuron-methyl on soil microbial communities in the Pampas region, Argentina. *Applied Soil Ecology* [online]. 2008, **40**(1), 1-12 [cit. 2025-05-22]. ISSN 09291393. Dostupné z: doi:10.1016/j.apsoil.2008.02.004
- [103] VAN GESTEL, C. A. M., A. M. F. VAN DIEPEN a E. E. VAN DER HOEK. Short-term and long-term effects of copper on the enchytraeid *Enchytraeus crypticus* in relation to bioavailability in the soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 1995, **3**(32), 226-234.
- [104] FERNANDES, Silvana Aparecida Pavan, Wagner BETTIOL a Carlos Clementi CERRI. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Applied Soil Ecology* [online]. 2005, **30**(1), 65-77 [cit. 2025-05-02]. Dostupné z: doi:10.1016/j.apsoil.2001.03.008
- [105] FLIESSBACH, A, R MARTENS a H REBER. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 1994, **26**(9), 1201-1205 [cit. 2025-05-02]. ISSN 00380717. Dostupné z: doi:10.1016/0038-0717(94)90144-9

7. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

7.1. Seznam použitých zkratek

Zkratka	Význam
AR	Artificiální půda (uměle připravený substrát)
B	Biochar
dwt	Dry weight – sušina vzorku
ISO	International Organization for Standardization
K	Čistírenský kal
NP	Nativní půda (přírodní půda)
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
RT	Reakční čas
TTC	2,3,5-Triphenyltetrazoliumchlorid
TTF	Triphenylformazan
WHC	Water Holding Capacity
WHC _{max}	Maximální vodní kapacita