



Fakulta zemědělská
a technologická
Faculty of Agriculture
and Technology

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH FAKULTA ZEMĚDĚLSKÁ A TECHNOLOGICKÁ

Katedra agroekosystémů

Diplomová práce

Vliv huminových kyselin na vybrané půdní charakteristiky

Autorka práce: Bc. Eva Klenotová

Vedoucí práce: Ing. Marek Kopecký, Ph.D.

České Budějovice
2023

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích dne

.....
Podpis

Abstrakt

Humínové látky, především pak humínové kyseliny, jsou řazeny mezi takzvané půdní pomocné látky, které pozitivně ovlivňují kvalitu půdy. Mezi významné zdroje humínových kyselin mimo jiné patří kompost, rašelina a leonardit. V rámci diplomové práce byly z těchto zdrojů humínové kyseliny vyizolovány a následně byl zkoumán jejich vliv na vybrané půdní charakteristiky, a to zejména obsah uhlíku v různých velikostních frakcích a množství vodostálých makroagregátů. Experiment byl veden formou nádobových vegetačních pokusů. Bylo zjištěno, že nejvyšší obsah organického uhlíku obsahoval leonardit, naopak nejmenší množství bylo nalezeno v kompostu. Byl prokázán vliv humínových kyselin na tvorbu makroagregátů, a to jak metodou suchého, tak i mokrého prosévání. Nejlepších účinků bylo dosaženo při aplikaci humínových kyselin z leonarditu a rašeliny. Ve všech variantách mokrého prosévání se pozitivně projevil vliv přítomnosti vegetace, což může být výsledkem synergického působení humínových kyselin a aktivity kořenů rostlin.

Klíčová slova: agregace; humínové kyseliny; kompost; leonardit; rašelina

Abstract

Humic substances, especially humic acids, are classified among the so-called soil auxiliary substances that positively affect the quality of the soil. As part of the diploma thesis, humic acids were isolated from these sources. Their influence on selected soil characteristics was investigated, particularly the carbon content in different size fractions and the number of water-resistant macroaggregates. The experiment was conducted in the form of pot vegetation experiments. It was found that the highest content of organic carbon contained leonardite. On the contrary, the smallest amount was found in the compost. The influence of humic acids on the formation of macroaggregates was demonstrated by the method of dry and wet sieving. The best effects were achieved when humic acids from leonardite and peat were applied. In all variants of wet sieving, vegetation had a positive impact on the macroaggregate formation, which may result from the synergistic effect of humic acids and the activity of plant roots.

Keywords: aggregation; humic acids; compost; leonardit; peat

Poděkování

Děkuji mnohokrát vedoucímu panu Ing. Markovi Kopeckému Ph.D., který mi svými odbornými znalostmi, dovednostmi a zapálením do oboru poskytl potřebnou motivaci k vytvoření této diplomové práce. Dále můj dík patří panu prof. Ing. Ladislavu Kolářovi, DrSc. za ochotu sdílet své obdivuhodné vědomosti a předávat cenné rady. Děkuji též všem odborným pracovníkům Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, zvláště z Katedry agroekosystémů, kteří mi pomohli rozvinout se v zemědělských oborech. Poděkování náleží i týmu studijního oddělení za administrativní pomoc. Závěrem bych ráda zmínila rodinu a přátele, kteří mi byli po celou dobu studia oporou.

Obsah

Úvod.....	8
1 Půda.....	9
1.1 Funkčnost a degradace půdy	9
1.2 Půdní uhlík	10
2 Anorganický podíl půdy.....	12
3 Organický podíl půdy.....	13
4 Vlastnosti půdy	15
4.1 Textura.....	15
4.2 Struktura	15
5 Půdní koloidy	17
6 Vznik huminových kyselin	20
6.1 Mineralizace	20
6.2 Humifikace	20
7 Humus	22
7.1 Vlastnosti a funkce	22
7.2 Humusové látky.....	23
7.2.1 Huminy.....	24
7.2.2 Fulvokyseliny	25
7.2.3 Huminové kyseliny	26
8 Zdroje huminových kyselin a jejich vliv na půdu.....	27
8.1 Kompost	27
8.2 Rašelina	28
8.3 Leonardit	28
9 Cíle a hypotézy.....	30
Dílčí cíle:.....	30

Hypotézy:	30
10 Materiál a metodika.....	31
10.1 Popis materiálu	31
10.1.1 Kompost	31
10.1.2 Rašelina	32
10.1.3 Leonardit	33
10.1.4 Zemina.....	34
10.1.5 Osivo	35
10.2 Příprava potřebných chemikálií.....	35
10.2.1 Roztok pro stanovení výměnného pH (0,01 mol.l ⁻¹ roztok chloridu vápenatého)	35
10.2.2 Roztok pro extrakci humusových kyselin (roztok hydroxidu sodného s pyrofosforečnanem sodným)	36
10.2.3 Roztok pro rozpuštění koagulovaných HK (0,05 mol.l ⁻¹ roztok hydroxidu sodného).....	36
10.3 Získání roztoků huminových kyselin.....	36
10.3.1 Preparace materiálů	36
10.3.2 Extrakce humusových kyselin (fulvokyselin a huminových kyselin)..	36
10.3.3 Koagulace huminových kyselin	36
10.3.4 Izolace huminových kyselin.....	37
10.4 Aplikace roztoků huminových kyselin	37
10.4.1 Stanovení obsahu organického uhlíku	37
10.4.2 Příprava aplikačních roztoků huminových kyselin	38
10.4.3 Vegetační nádobové pokusy	38
10.5 Agregátový rozbor	39
10.5.1 Stanovení metodou za sucha	39
10.5.2 Stanovení metodou za mokra	40
10.6 Stanovení vlivu huminových kyselin na tvorbu biomasy rostlin.....	40

10.7	Statistické zpracování	40
11	Výsledky a diskuse.....	41
11.1	Stanovení obsahu organického uhlíku	41
11.2	Stanovení stability půdních agregátů	45
11.3	Stanovení vlivu vegetace	48
11.4	Stanovení vlivu huminových kyselin na tvorbu biomasy rostlin.....	49
	Závěr	51
	Seznam použité literatury.....	52
	Seznam obrázků	62
	Seznam tabulek	63
	Seznam grafů.....	64
	Seznam použitých zkratk.....	65

Úvod

Půda je jednou z přírodních složek, bez které by na Zemi nebyla možná existence mnoha organismů, a to včetně člověka. Půda totiž plní tak specifické funkce, které ostatní složky přírody schopny plnit nejsou. Především umožňuje produkci rostlin (95 % všech potravin) a poskytuje prostor jak pro samotnou rostlinnou a živočišnou produkci, tak pro další antropogenní činnost.

Půda funguje jakožto komplexní celek, jehož složky jsou složitě provázány a jedna bez druhé je jen stěží schopna existence. Při porušení jedné z nich, a to třeba jen nepatrným způsobem, nezřídka dochází ke kolapsu celého systému. Změny mohou probíhat velmi pomalu, mít různé projevy nebo se vyskytovat rozptýleně, a tudíž se zdají být z pohledu lidského bytí bezvýznamné. Ovšem z hlediska zachování pro budoucí generace je nutno brát v potaz již malé projevy nestability. Vzhledem k tomu, že je půda zároveň velice těžko obnovitelným zdrojem, je ji potřeba chránit.

Jednou ze složek půdy, která hojnou měrou přispívá k její kvalitě, je humus. Ve své podstatě se jedná o směs humusových látek, jejichž důležitým znakem je projití humifikačními procesy, díky čemuž v porovnání s ostatními složkami půdy disponuje unikátními vlastnostmi. Pro člověka mají největší význam huminové kyseliny. Jejich využití je široké, od podpory zdraví člověka a zvířat přes průmysl až právě po zemědělství.

Vlivu huminových kyselin na půdu je věnována pozornost již dlouhou dobu, nicméně kvůli složitosti půdních procesů není zcela objasněn a je potřeba dalšího zkoumání. Jejich přínos spočívá především v ovlivňování půdní struktury, což je vzhledem k současnému stavu půd velmi významné. Navíc půdní struktura úzce souvisí s úrodností, která je se stále se zvyšujícím množstvím populace čím dál více pod tlakem.

Cílem diplomové práce je navázání na práci bakalářskou, jejímž výsledkem bylo potvrzení vlivu huminových kyselin na strukturu půdy, respektive vznik vodostálých agregátů, které podporují stabilní drobtovitou strukturu půd. Tato práce se v literárním přehledu hlouběji zabývá problematikou huminových kyselin, jejich vlivem na půdu a s tím souvisejícími tématy. Práce je rozšířena o porovnání různých zdrojů bohatých na huminové kyseliny (kompost, rašelina, leonardit). Navíc byly provedeny vegetační nádobové pokusy, což je důležitým předstupněm zkoumání před převodem celého konceptu do polních podmínek.

1 Půda

Půda je ústředním výzkumným tématem mnoha organizací. Na národní úrovni se jí zabývá Česká pedologická společnost či Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy (VÚMOP), na nadnárodní úrovni pak Organizace pro výživu a zemědělství (FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations) nebo Mezinárodní unie věd o půdě (IUSS – The International Union of Soil Sciences), která stanovila i Mezinárodní den půdy, a to na 5. prosince (Rejšek a Vácha, 2018). Definovat půdu lze mnoha způsoby. V širším slova smyslu tvoří půda takzvanou pedosféru, která je součástí suchozemských ekosystémů. Vzniká paralelním působením atmosféry, hydrosféry a biosféry na litosféru a zároveň s těmito složkami během své existence interaguje (Šantrůčková et al., 2018).

Jedna z nejkompexnějších definic popisuje půdu jakožto složitý polydisperzní třífázový systém. Slovo polydisperzní odkazuje na přítomnost půdních částic různých velikostí (Miko et al., 2019). Třemi fázemi jsou míněny složky různého skupenství – plynné, kapalná a pevná. Plynná složka tvoří přibližně 25 % obj. půdy, kapalná stejně tak a pevná pak 50 % obj. (Kolář et al., 2014). Složka plynná je reprezentována půdním vzduchem vyplňujícím půdní póry. Složení půdního vzduchu se diametrálně liší od vzduchu atmosférického. Jeho relativní vlhkost dosahuje 100% hodnot, obsah CO₂ je vyšší, naopak obsah O₂ nižší. Vyskytuje se v něm též metan, sirovodík, uhlovodíky, oxidy dusíku a síry. Kapalná složka je představována půdní vodou nacházející se v půdních pórech. Ve své podstatě se však nejedná o H₂O, ale o roztok organických a anorganických látek s koncentrací do 1 %. Obsah vody v půdě je velmi důležitý. Nelze opomenout ani pH, které je významnou charakteristikou půdního roztoku (Šimek et al., 2019). Pevná složka půdy je pak tvořena ze 45 % anorganickou a z 5 % organickou částí, čímž se dostává na rozhraní mezi neživou a živou přírodou (Kolář et al., 2014). Obě složky jsou blíže charakterizovány v kapitolách 2 a 3.

1.1 Funkčnost a degradace půdy

Půda má v přírodě řadu funkcí, které lze formálně dělit na produkční a mimoprodukční. Mezi produkční funkce patří jak jinak než produkce, a to nejen potravin, ale i dalších komodit, jako je například materiál pro průmysl. Zemědělsky využívaná půda zabírá celosvětově 12,6 % (Oertel et al., 2016) a umožňuje produkci 95 % všech potravin (Šimek et al., 2019). Mezi mimoprodukční funkce jsou pak řazeny všechny

ostatní neposkytující produkci (Šimek et al., 2020). Z hlediska ekosystémových služeb lze rozdělit funkce na podpůrné (tvorba půdy, oběh živin, produkce primární), zásobovací (produkce potravy, palivo, dřevo), regulační (čištění vody, regulace záplav) a kulturní (rekreační, vzdělávací, estetické) (Reid et al., 2005). Dle Bot a Benites (2005) je nejzásadnější funkcí půdy její úrodnost. Jedná se o vlastnost (někdy též označována jako schopnost) půdy, která poskytuje rostlinám nezbytné podmínky pro existenci po celou dobu jejich vegetace. Vyzdvihován je především význam vody a živin. V dané publikaci je ovšem též poukazováno na fakt, že se postupně centrem zájmu čím dál více stávají mimoprodukční funkce, zejména pak krajinnotvorná, stabilizační, případně hygienická.

Půda je významnou součástí suchozemského ekosystému, ve kterém funguje na několika úrovních (Šantrůčková et al., 2018). White et al. (1992) rozdělují suchozemský ekosystém na čtyři subsystémy, a to subsystém primární produkce (autotrofové a zelené rostliny), sekundární produkce (herbivoři a karnivoři), opadu – detritu (dekompozitori organické hmoty) a subsystém půdy, díky němuž dochází k zásobení dalších subsystémů vodou a živinami a poskytuje prostor pro látkové a energetické procesy.

Aby půda mohla vykonávat všechny funkce na adekvátní úrovni, je potřeba její zdravoti (Bot a Benites, 2005). Půda má sama o sobě obrovský biodegradační potenciál, tedy schopnost rozkladu velkého množství chemických látek, jako jsou například hnojiva, pesticidy, léčiva, kosmetika či drogistické zboží. Se vzrůstající degradací půdy ovšem tato schopnost výrazně klesá (Scow a Johnson, 2008). Stejně tak dochází ke snížení až ztrátě využitelnosti, a to jak na úrovni produkčních, tak mimoprodukčních funkcí. Mezi nejčastější příčiny degradace patří eroze (především vodní a větrná, méně sněhová), narušení půdní struktury (pedokompakce, pokles půdní organické hmoty), sucho, desertifikace, salinizace, kontaminace, kyselá dešť a snížení biodiverzity (Šarapatka a Hejátková, 2014). Nelze opomenout degradaci půd v závislosti na jejím záboru pro stavební a jiné účely (Šimek et al., 2020).

1.2 Půdní uhlík

Uhlík se v půdě nachází v několika formách. Takzvaná particulate organic matter (POM) je fragmentovaná půdní organická hmota. Obsahuje labilní frakce, a je tím pádem lehce rozložitelná a přístupná mikroorganismům. V případě agregace, tedy obalení fragmentů minerálními částicemi, vzniká takzvaná rekalitrantní půdní organická

hmota schopna pouze velmi pomalého rozkladu (Váchalová et al., 2016). Během rozkladu se stává půdní organická hmota inertní, jelikož obsah labilních látek se snižuje a mikroorganismy o ni nemají zájem. Na její vznik má vliv také přítomnost složitých komplexů obsahujících velice pevné vazby (Miko et al., 2019).

Vzhledem k různému původu, formě a neustálé dynamice není přesný obsah uhlíku v půdě znám (Šimek et al., 2019). Přesný obsah půdního organického uhlíku (C_{org}) není znám a různí autoři uvádějí jiná data. Horwath (2015) odhaduje celkový průměrný obsah uhlíku na 2 466 Pg, z čehož 1 526 činí C_{org} a 940 Pg uhlík anorganický (C_{anorg}). Z toho vyplývá, že v půdě se vyskytuje větší množství uhlíku než v atmosféře a biomase rostlin i živočichů dohromady, a půda se tak stává největší zásobárnou uhlíku v terestrických ekosystémech vůbec. K ukládání uhlíku v půdě dochází díky takzvané sekvestraci, tedy separaci uhlíku od jeho cyklu. Sekvestrace uhlíku v půdě je dlouhodobým jevem a uhlík je tak po tuto dobu imobilizován, tedy nezasahuje do dalšího uhlíkového cyklu (Chenu et al., 2019).

Obsah uhlíku v půdě je závislý na mnoha faktorech, například na podmínkách prostředí, především na teplotě a vlhkosti. Vyšší teplota půdy způsobuje rychlejší rozklad, tedy i menší obsah organické hmoty, zatímco větší vlhkost vede k vyššímu obsahu, jelikož půda není tolik aerována (Váchalová et al., 2016). Dalším faktorem je typ a druh půdy. Obsah uhlíku se liší dle zrnitostních frakcí, s čímž souvisí též změna obsahu dusíku, fosforu a vzájemných poměrů C:N:P. Poměr C:N v půdě činí okolo 20:1. Obsah uhlíku v půdě je též významně ovlivněn přítomností vegetace. Například trvalé travní porosty jsou typické vyšším obsahem uhlíku než půdy lesních porostů (Kubát, 1992). Neopomenutelným faktorem je vliv kultivace. V porovnání s takzvanými panenskými půdami, tedy půdami vzniklými v přirozených ekosystémech před agrotechnickými zásahy, vykazují půdy obdělávané nižší obsah uhlíku. Faktorem však není pouze absence či přítomnost kultivace, nýbrž i její intenzita a způsob, především pak použitá zemědělská technika a hnojení (Martens, 2000). Při hodnocení obsahu uhlíku je nutné brát v potaz též hloubku odběru. Povrchové horizonty obsahují uhlík v řádu jednotek % hm. (Eswaran et al., 2000). Logicky humusové horizonty vykazují větší množství C_{org} než horizonty minerální (Lavelle a Spain, 2001).

2 Anorganický podíl půdy

Anorganický, též minerální podíl, půdy je tvořen z částic různých velikostí od koloidů až po balvany. K jejich vzniku dochází zvětráváním matečné horniny, jejíž složení zároveň ovlivňuje rychlost a průběh zvětrávání. Dalšími významnými faktory je stupeň zvětrávání a klima (Šantrůčková et al., 2018).

Častými prvky v minerálním podílu jsou $O > Si > Al > Fe > C > Ca > Mg = Na > K > Ti$ (dle nejhojnějšího). Chemické prvky se většinou přirozeně neobjevují v čisté podobě, nýbrž ve sloučeninách, které se následně stávají součástí minerálů. Nejčastěji se vyskytujícími minerály jsou jílové minerály (hlinitokřemičitany), dále křemičitany, oxidy, hydroxidy, chloridy, fosforečnany, sírany a sulfáty. Rozpustné minerály, jako je sádrovec či halit, mohou přecházet do půdního roztoku. U některých pomaleji se rozpouštějících dochází k opětovnému vysrážení. Tento jev lze sledovat například u kalcitu (Šimek et al., 2019).

3 Organický podíl půdy

Organický podíl půdy je znám častěji pod názvem půdní organická hmota (POH). Obsah a složení POH jsou považovány za nejvýznamnější charakteristiky půdy. Mají vliv na výživu mikroorganismů, zadržování vody, stabilizaci agregátů či kationtovou výměnnou kapacitu. Vzhledem k tomu, že je POH mnohdy ve špatném stavu a snadno degraduje, je nutné věnovat jí náležitou pozornost (Jílková et al., 2021).

Obsah POH v půdě lze zvýšit několika způsoby. Jedním z nich je organické hnojení – dodání chlévského hnoje, zeleného hnojení nebo kompostu. Účinné je též pěstování rostlin s vysokým podílem posklizňových zbytků (Kolář et al., 2014). Dalším způsobem je minimalizace agrotechnických procesů. Půdní agregáty jsou stabilnější v oblastech původních půd než v půdách obhospodařovaných. Kultivace půd totiž vede ke zvýšenému rozpadu agregátů (Martens, 2000).

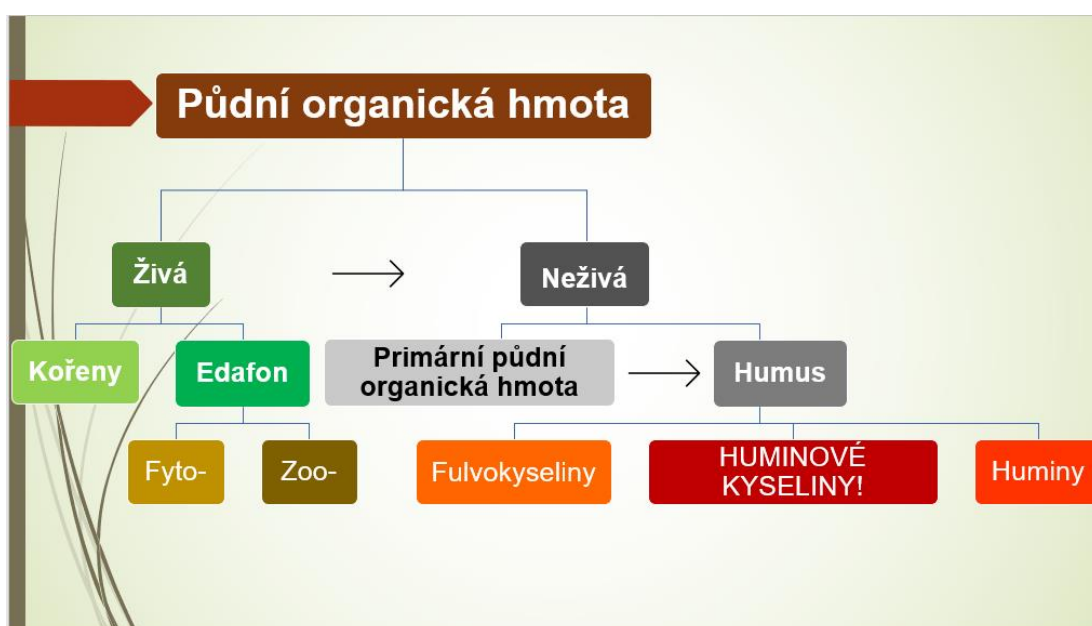
V půdě může nastat takzvaný priming effect. Jev byl popsán již v roce 1926, ale pojmenován až v roce 1953 (Bingemann et al., 1953). Jedná se o krátkodobou, ovšem významnou změnu v POH vyvolanou již malým zásahem do půdy. Důvodem je zvýšená činnost mikroorganismů započatá nejčastěji v důsledku dodání POH nebo kultivací půdy. Tyto zákroky totiž znamenají uvolnění labilního uhlíku, který mohou mikroorganismy spotřebovat, a tím pádem využít energii pro rozklad POH a další činnost (Kuzyakov et al., 2000).

Organickou hmotu v půdě lze formálně dělit na část živou a neživou. Část živá, též nazývaná edafon, je reprezentována fytoedafonem (rostlinným edafonem) a zooedafonem (živočišným edafonem) (White et al., 1992). Fytoedafon je tvořen ze 75 % vodou a z 25 % sušinou. Sušina je zastoupena hlavně uhlíkem, kyslíkem, vodíkem a popelovinami, v menším množství pak dusíkem, vápníkem, hořčíkem, draslíkem, fosforem a sírou (Brady a Weil, 1999). Zooedafon obsahuje podstatně větší množství dusíku (Berg a McClaugherty, 2008).

Edafon svou aktivitou pozitivním způsobem ovlivňuje hydrický, aerační a termický režim. Jeho působení probíhá jak na mechanické úrovni, kdy organismy svým pohybem „kultivují“ půdu, vytváří půdní strukturu a účastní se transportu látek, tak na úrovni chemické, kdy exsudáty ovlivňují mnoho půdních reakcí, jako je například zpřístupnění živin pro rostliny či přeměny POH (Miko et al., 2019). Některé živočichy lze zařadit mezi takzvané ekosystémové inženýry, tedy organismy, které svou činností zá-

sadně přeměňují životní prostředí (Podpěra, 2023). Mezi typické příslušníky patří zástupci žížal, jež organickými látkami na povrchu těla podporují přítomnost mikroorganismů (Šimek et al., 2020).

Část neživou lze dělit na primární půdní organickou hmotu (PPOH) a humus tvořený huminovými látkami, tedy huminy (H), huminovými kyselinami (HK) a fulvokyselinami (FK) (Kolář et al., 2011). V případě PPOH se jedná o odumřelou POH, a to v různém stupni rozkladu, která však neprošla procesy humifikace. Oproti tomu humus již prošel jak mineralizačními (částečně), tak humifikačními procesy (Kopecký et al., 2018). Výše popsané rozdělení organického podílu půdy shrnuje Obrázek 3.1. Kategorizace POH v tomto případě vychází z publikace Koláře et al. (2014).



Obrázek 3.1: Kategorizace půdní organické hmoty (upraveno dle Kolář et al., 2014)

4 Vlastnosti půdy

Jednotlivé složky půdy se méně či více podílejí na půdních vlastnostech, které lze formálně dělit na fyzikální, chemické a biologické. Mezi fyzikální je řazena textura, struktura, pórovitost, barva, hydrický, areační a termický režim. Samostatnou kapitolu tvoří technologické vlastnosti, konkrétně adheze, koheze, konzistence, pedokompakce, bobtnání, kornatění, hrudkovatění, smršťování, tření, prášení a další (Šimek et al., 2019). Mezi chemické vlastnosti patří složení půdy, ať již z hlediska elementárního, tak minerálního, dále složení půdního roztoku a půdního vzduchu. Na pomezí fyzikálního a chemického působení lze sledovat pH, půdní sorpci, půdní pufrovitost a oxidačně-redukční reakce, konkrétně takzvaný redox potenciál půdy. Mezi biologické vlastnosti jsou řazeny charakteristiky půdní bioty a s ní související procesy. Konkrétně se jedná například o stav a množství POH, počet a strukturu organismů. Z procesů pak o přeměny různých sloučenin. Na pomezí chemického a biologického lze sledovat působení enzymů, respiraci a takzvané biogeochemické cykly, tedy koloběhy látek, především pak koloběh uhlíku a dusíku (Rejšek a Vácha, 2018).

4.1 Textura

Textura čili zrnitost je definována jakožto velikostní zastoupení částic, jejíž posuzování probíhá na základě kategorického třídění (Brady, 1990). Nejčastěji celosvětově používanými klasifikačními systémy na frakcionaci částic je mezinárodní, americký a britský. V České republice je nejpoužívanější systém dle Kopeckého. Na základě stanovení podílu částic lze odvodit půdní druh. Nejčastěji využívanými nástroji jsou stupnice dle Nováka, trojúhelníkový diagram či Spirhanzlův klasifikátor (Němeček et al., 2011).

4.2 Struktura

Struktura půdy je určena množstvím, velikostí, tvarem, rozptýlením a shloučením půdních částic. Při jejím hodnocení je kladen důraz na velikost a tvar agregátů a jejich stabilitu, především pak vodostálost (Kopecký et al., 2018). Vznik půdní struktury je výsledkem mnoha faktorů. Mezi fyzikální faktory patří změny vlhkosti a teploty, kdy největší vliv má vysychání a zvlhčování, mrznutí a tání. Z chemických faktorů je podstatná přítomnost, či naopak absence určitých minerálů. Například jílové minerály,

sesquioxidy a kalcit vedou k agregaci půdních částic (Šimek et al., 2019). K biologickým faktorům je řazeno působení edafonu, který přispívá ke tvorbě struktury mísením a zpevňováním půdních částic (Miko et al., 2019).

Strukturní typ popisuje tvar a uspořádání půdních agregátů. V tvrzení, že nejlepší vlastnosti má drobtovitá struktura, panuje obecný soulad (Rejšek a Vácha, 2018). Další strukturní typy různí autoři kategorizují odlišně. Například Brady (1990) uvádí typ kulovitý (též zrnitý), deskovitý, polyedrický a prizmatický, který ještě dělí na hranolovitý a sloupkovitý. Strukturní stupeň popisuje rozlišitelnost jednotlivých agregátů. Stupně 0 dosahuje bezstrukturní půda s nerozlišitelnými agregáty, obvykle nacházející se u písku a jílu. Stupně 3 je označována půda strukturní s rozlišitelnými agregáty, typicky se objevující u drobtovité černozemě. Stupně 1 a 2 svými vlastnostmi odpovídají meznímu zařazení (Brady, 1990). Strukturní třída pak udává velikost agregátů v rámci strukturního typu. V zásadě lze rozlišit takzvané mikroagregáty, tedy agregáty o velikosti $<250 \mu\text{m}$, a makroagregáty, $>250 \mu\text{m}$ (Oades a Waters, 1991).

Významnou charakteristikou struktury půdy je též takzvaná pórovitost určená objemem pórů, tedy prostorem vyplněným vzduchem či vodou. Důležité je nejen množství pórů, ale též jejich velikost, tvar a distribuce. Pórovitost se liší dle lokality, konkrétně typu půdy a hloubky odběru (Lavelle a Spain, 2001). V povrchových horizontech póry obvykle tvoří 40–60 % obj. U lehkých půd se jejich množství pohybuje mezi 35–45 % obj., u středních 45–55 % obj. a u těžkých 50–70 % obj. Póry $>50 \mu\text{m}$ umožňující větší průsak vody jsou nazývány makropóry, póry o velikosti $<50 \mu\text{m}$ mikropóry (Rowell, 2014). Mikropóry reziduální, tedy zbytkové, udávají obsah vody v takzvaném bodu trvalého vadnutí. Jedná se o stav, kdy jsou mikropóry tak malé ($<0,2 \mu\text{m}$), aby zadržely vodu kapilárními silami, a následné vyschnutí půdy proto způsobí vadnutí rostlin. Mikropóry zásobní udávají množství pórů při odečtení objemu pórů reziduálních od celkového objemu mikropórů (Lavelle a Spain, 2001).

5 Půdní koloidy

Půdní koloidy lze definovat jakožto nejmenší částice s velkým relativním povrchem (Kolář et al., 2014). Dosahují velikosti v rozmezí 10^{-9} – 10^{-6} m (5 nm až 2 μ m), vnější povrch pak až $120 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$, vnitřní povrch $650 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ (Essington, 2004). Jedná se o nehomogenní soustavu tvořenou takzvanou dispergovanou látkou, též nazývanou fází, a disperzním prostředím. Dle interakcí těchto částí lze rozlišit několik druhů koloidů. Lyofobní koloidy jsou takové, kdy dispergovaná látka s disperzním prostředím nereaguje. V lyofilních koloidech naopak interakce látky a prostředí nastává. Pokud dochází k oběma projevům, tedy částečné netečnosti a částečné reaktivitě, jedná se o takzvané amphifilní koloidy. Tyto koloidy nejsou výjimkou a existuje jich velké množství. Příkladem může být mnoho organických sloučenin, jako jsou například některé aminokyseliny, fosfolipidy, syntetické detergenty a podobně. V případě, že disperzním prostředím je voda, jsou koloidy dle reaktivity označovány jako hydrofobní, respektive hydrofilní (Rejšek a Vácha, 2018).

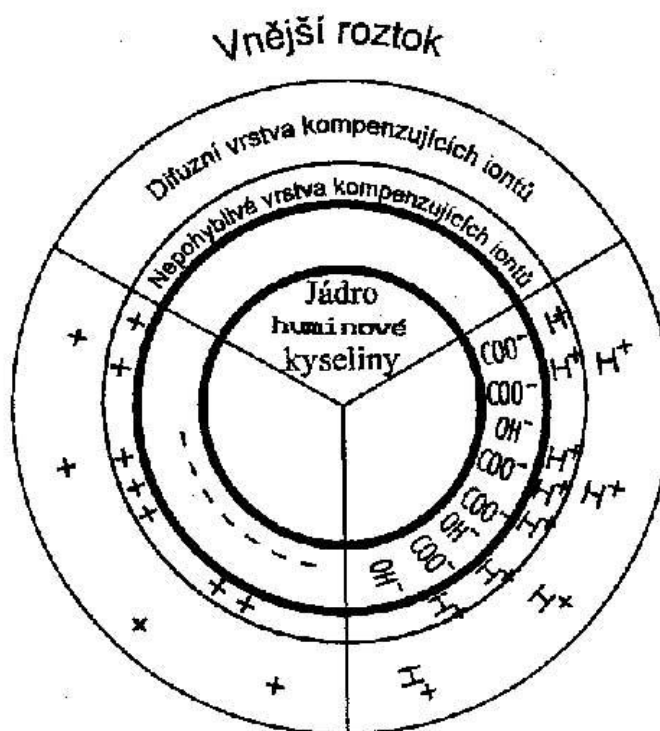
Půdní koloidy se mohou vyskytovat v půdě ve dvou formách, a to jakožto gel nebo sol. Gely jsou charakteristické tím, že mají vlastnosti pevných látek. Právě gely vznikají z lyofilních koloidů, takzvané koaguláty naopak z lyofobních. Soly, též nazývané lyosoly, v případě přítomnosti vody také hydrosoly, mají charakter kapalný, případně plynný (Šimek et al., 2019). K jejich vzniku dochází mnoha způsoby, a to kupříkladu koagulací, polymerací, polykondenzací, asociací či dispergací. Některé typy koloidů mohou přecházet z jedné formy do druhé (Ellis a Mellor, 1995).

Půdní koloidy lze dělit též na organické a minerální. Organické jsou tvořeny především uhlíkem, kyslíkem a vodíkem. Jejich náboj je závislý na pH půdy. Nejsou krystalické. Minerální koloidy vznikají zvětráváním primárních minerálů za vzniku sekundárních minerálů. Jednou ze skupin jsou hlinitokřemičitany, zvané též aluminosilikáty, typické pro většinu půd mírného pásu. Jsou tvořeny především kyslíkem, křemíkem a hliníkem. Mají záporný náboj, krystalickou mřížku a několik vrstev, dle nichž lze rozlišit směsné minerály – vermikulity, chlority, smektity, illity, kaolinity, sepiolity-attapulgitu, alofany a imogolity (Rowell, 2014). Druhou skupinou minerálních koloidů jsou amorfní jíly typické pro vulkanické prostředí. Jejich náboj závisí na pH. Další skupinou koloidů jsou oxidy a hydroxidy železa a hliníku, při jejichž zvětrávání dochází k uvolňování křemíku za vzniku sesquoxidů a oxyhydroxidů. Jsou typické pro

půdy subtropů a tropů. Jejich vlastnosti se pohybují na pomezí krystalických a amorfních struktur a náboj závisí na pH prostředí (Šantrůčková et al., 2018).

Soubor půdních koloidů vytváří takzvaný půdní sorpční komplex (Kolář et al., 2011). Mezi půdními koloidy dochází k mnoha složitým reakcím. Největší množství se jich odehrává mezi pevnou a kapalnou látkou. Látky, jejichž náboj závisí na pH půdy (to znamená, že při nízkém pH se vyskytuje malý negativní náboj, při vysoké hodnotě pH se naopak zvyšuje), mají z hlediska půdních vlastností dynamický vliv.

Základem koloidní částice je takzvaná koloidní micela (Šimek et al., 2019). Její podobu lze vidět na Obrázku 5.1.



Obrázek 5.1: Koloidní micela (Richter, 2004)

Povrch koloidu má v půdách mírného pásma obvykle negativní náboj, méně pozitivní. Výsledný, takzvaný permanentní, náboj koloidu se odvíjí od součtu pozitivních a negativních nábojů. Některé látky nesou jak pozitivní, tak negativní náboj. Nazývají se variabilní náboje. Jedná se například o jílové minerály, konkrétně kaolinity, dále sesquioxidy, alofan a humusové látky. Jejich principem je disociace OH skupin (Brady, 1990). Schopnost poutání iontů s opačným nábojem je podstatná pro mnoho půdních reakcí a fyzikální a chemické charakteristiky půd (Martens, 2000).

Jednou z nejdůležitějších funkcí koloidů je schopnost koagulace, při které dochází k přeměně solů v gel. Ve své podstatě se jedná o shlukování koloidních částic, tedy

agregaci. Může být podpořena půdním roztokem o vysoké koncentraci, přítomností dvojmocných iontů, jako Ca^{2+} a Mg^{2+} , a trojmocných iontů, Fe^{3+} a Al^{3+} . Opačný proces, tedy přechod gelu v sol, kdy dochází k rozpadu agregátů, je nazýván peptizace. Může být podpořen půdním roztokem o nízké koncentraci a přítomností iontů NH_4^+ a Na^+ . Další funkcí koloidů je sorbce a desorbce iontů (Ellis a Mellor, 1995), která umožňuje výživu rostlin i mikroorganismů a práci s cizorodými látkami (Šimek et al., 2019). Koloidy ovlivňují půdotvorné procesy, jako je soloncování a illimerizace. Dále mají vliv na pH, koncentraci iontů, kapilaritu, technologické vlastnosti, hydrický, aerační a termický režim (Sparks, 1995).

6 Vznik huminových kyselin

Pro vznik huminových kyselin je zásadní průběh dvou procesů – mineralizace a humifikace. U různých výchozích látek probíhají reakce rozdílným způsobem lišícím se v rychlosti a složitosti (Miko et al., 2019). K nejsnazším procesům dochází u triviálních látek, jednodušších cukrů a škrobu, zatímco složitěji probíhají například u celulózy či hemicelulózy, tuků a vosků. Zcela nejsložitější jsou u ligninů (Wei et al., 2019).

6.1 Mineralizace

Mineralizace má dvojí podobu, a to primární a sekundární. Primární mineralizací je míněn proces rozkladu biomasy. Během sekundární mineralizace dochází k rozkladu humusu. Obecně lze říct, že rozklad POH probíhá následovně. Nejprve jsou složité polymerní látky rozkládány na jednodušší monomerní látky extracelulárními enzymy mikroorganismů, živočichů a rostlin. Další průběh procesu je závislý na podmínkách prostředí, především na přítomnosti, respektive absenci, kyslíku. Při aerobním rozkladu dochází ke vzniku CO_2 , H_2O , většího množství energie a biomasy, při anaerobním rozkladu pak CO_2 , CH_4 , H_2 , organických kyselin, alkoholů, ovšem menšího množství energie i biomasy (Wagner a Wolf, 1998). Proces je nazýván mineralizací z toho důvodu, že jsou při něm produkovány i minerální látky, jako je dusík, síra, fosfor, vápník, hořčík a draslík.

Vzniklé produkty mohou být absorbovány na povrch koloidů, imobilizovány biotou, přijaty rostlinami jakožto výživa, odplaveny vyluhováním nebo vypařeny do atmosféry (Rejšek a Vácha, 2018). Jen u menší části proběhne humifikace. Němeček et al. (1990) uvádějí, že u půd na našem území podléhá humifikaci maximálně 30 % organických látek.

6.2 Humifikace

Humifikace je velmi složitým souborem procesů, jehož variabilita je závislá na vstupním materiálu, podmínkách prostředí a rozkladných činitelích, například na množství mikroorganismů, charakteru vylučovaných látek a podobně (Rejšek a Vácha, 2018).

Původně oddělené teorie průběhu humifikace byly nahrazeny myšlenkou, že se ve skutečnosti jedná o teorie, z nichž ani jedna není správná, nýbrž že probíhají všechny zároveň a navzájem se ovlivňují (Honsa, 2004). Dle Gobat et al. (2004) humifikaci

v zásadě tvoří tři nejhlavnější humifikační procesy, a to takzvaná humifikace zděděného, dále humifikace zesložít'ováním a humifikace mikroorganismy. V případě humifikace zděděného se nejedná o pravou neosyntézu, ale pouze o jednoduché zesložít'ování. Probíhá na základě vedlejších produktů mineralizace. Je založena na oddělení minerální a persistentní části tvořené uhlíkatými látkami (celulózou a hemicelulózou, ligniny, tuky, vosky či bílkovinami), přičemž persistentní složky jsou nadále vbudovány do humusojílových komplexů. Humifikace zesložít'ováním spočívá ve zvyšování stupně chemické složitosti prostřednictvím polykondenzace. Nutno podotknout, že se nejedná o dříve zmiňovanou polymerizaci (řetězení), nýbrž polykondenzaci (stupňování). Vstupními látkami jsou fenoly, polysacharidy či polypeptidy. Poslední zmiňovanou teorií je humifikace mikroorganismy. Vyzdvihována je především aktivita bakterií, které absorbují rozpuštěné organické látky, imobilizují je, přemění v látky nové a vyloučí zpět do půdního prostředí.

7 Humus

7.1 Vlastnosti a funkce

Produkty humifikace jsou takzvané humusové látky, souhrnně řečeno humus. Dle vlastností, především pak dle stability vůči rozkladu, lze humusové látky dělit (od nejstabilnější po nejlabilnější) na huminy (H), huminové kyseliny (HK) a fulvokyseliny (FK) (Kolář et al., 2011). Na základě znalosti průběhu reakcí a výchozích produktů je možné humus definovat jakožto směs vysokomolekulárních organických látek hnědé až černé barvy vznikající rozkladem a následnou syntézou a mající významné vlastnosti pro půdu a rostliny (Šimek et al., 2019).

Někteří autoři nejsou v definici humusu tak striktní a do této půdní složky řadí i jiné organické látky. Proto je možné v odborné literatuře nalézt i obecnější popis humusových látek. Například Miko et al. (2019) uvádějí, že v závislosti na množství humusu a poměru humusových látek lze půdy rozdělit na tři hlavní humusové typy. Kyselý, též zvaný surový, humus, je sorpčně nenasycený, tvořený převážně HK a FK. Jeho pH se pohybuje do 5,7 a v půdním profilu je značně mobilní. V rámci terminologie lesních půd odpovídá takzvanému moru vyskytujícímu se v prostředí se zvýšeným obsahem ligninů a fenolů. Dále neutrální humus je sorpčně nasycený, tvořený především humany a ulmany. Jedná se o smíšenou formu humusu, svými vlastnostmi nacházejícímu se na pomezí kyselého a zásaditého humusu. Při jeho vzniku se uplatňují z velké části exkrementy organismů, a je proto též nazýván humusem koprogenním. V půdním profilu je značně imobilní. V lesních půdách odpovídá moderu. Posledním typem je alkalický, neboli sladký, humus tvořený velkým množstvím HK. Jeho pH se pohybuje nad 8,3 a v půdním profilu je mobilní. V lesních půdách je označován jako mul (Miko et al., 2019).

Humus má takzvanou kationtovou výměnnou kapacitu (KVK), která je definována jakožto součet nábojů náležících výměnných kationtům, jež mohou být adsorbovány danou půdou (Šimek et al., 2019). Tato schopnost spočívá ve výměně iontů bez změny elektrického náboje, čímž se liší od sorpce, kde dochází k výměně molekul za změny elektrického náboje. Organické látky PPOH tak mohou provádět sorpci, ale kvůli absenci koloidní micely nejsou schopny KVK. Se zvyšováním obsahu humusu v půdě se zvyšuje poutání živin. V porovnání s jílovými minerály se jedná o schopnost šestkrát až sedmkrát větší. Výsledkem KVK je tedy zásobení půdy živinami, ovlivnění živinných koloběhů a odolání vůči vyplavení živin (Kolář et al., 2014).

Humus je též schopen takzvané chelatace, tedy tvorby vazeb s ionty kovů a následného vytvoření chelátového komplexu (Stevenson, 1999). Díky tomu dochází ke zpřístupnění minerálních živin pro rostliny, které se navíc uvolňují pomalu a nedochází k jejich vyplavování. Na principu chelatace je založeno i vyvázání těžkých kovů z půdy pomocí humusu (Rejšek a Vácha, 2018).

Vytváření vazeb mezi humusovými a jílovými koloidy je základem pro tvorbu správné půdní struktury, která má vliv především na fyzikální a technologické vlastnosti půdy. Významnou součástí je ovlivnění půdních režimů (hydrického, aeračního i termického) díky zachycování a zasakování srážek, regulaci výparu a tepelné izolaci (Šimek et al., 2019). Výsledkem je pak půda lépe odolávající negativním jevům, především pak erozi a pedokompakci (Kolář et al., 2006).

Při poklesu obsahu humusu v půdě dochází ke snížení, případně úplné ztrátě, její funkčnosti projevující se například sníženou produkční schopností, náchylností k erozi a pedokompakci, přítomností většího obsahu dusičnanů nebo omezením asanace (Kolář et al., 2014). Zvýšení obsahu humusu v půdě je založeno na podpoření správného stavu půdy, respektive procesu humifikace. Mezi obecné zásady patří dodržování technických opatření a doporučené agrotechniky, využívání alternativních a půdoochranných metod zpracování půdy, pestré osevní postupy, pěstování meziplodin, používání zeleného hnojení, vracení biomasy do půdy, vápnění a omezení vstupů chemických látek (Šimek et al., 2020). Při aplikování postupů podporujících obsah humusu v půdě je též nutno brát v potaz podmínky prostředí (von Lützow et al., 2006). Je známo, že ke zvýšení obsahu organické hmoty v půdě vede používání organických hnojiv. Nicméně při zohlednění podmínek prostředí lze dojít k závěru, že velmi dobrý obsah organické hmoty u písčitých půd vyskytujících se v teplém klimatu může být považován za velice nedostačující u půd písčitých v klimatu chladném. Nutno tedy zmínit obecný princip, že maximální množství organické hmoty je řízeno kontrolními mechanismy fungujícími na úrovni půda – rostlina – klima (Kolář et al., 2014).

7.2 Humusové látky

Jak již bylo řečeno, mezi humusové látky jsou řazeny H, HK a FK. Dříve byly do kategorie humusových látek přidávány též hymatomelanové kyseliny. Nyní se již samostatně nevydělují, jelikož se došlo k závěru, že se jedná o HK rozpustné v ethanolu

(Váchalová et al., 2016). Rejšek a Vácha (2018) uvádějí, že by měly být i nadále považovány za samostatnou skupinu, jelikož narozdíl od kruhové struktury HK obsahují strukturu síťovanou. Obvykle jsou zmiňovány též humáty, tedy soli FK a HK (Pettit, 2004).

Humusových látek je obrovské množství, jsou velice složité a různě reagují. Z tohoto důvodu nelze od sebe jednotlivé látky izolovat (Kolář et al., 2014). Možné je pouze rozřídění do skupin dle molekulové hmotnosti. Přesto však rozdělení činí potíže, a to především na rozhraní HK a FK. Huminové kyseliny s velkou molekulovou hmotností se sice zásadně liší od FK s nízkou molekulovou hmotností, ovšem HK o nižší molekulové hmotnosti mohou být podobné FK s vyšší molekulovou hmotností. Za působení stejných podmínek se tedy mohou HK chovat stejně jako FK a naopak (Kopecký et al., 2016). Sutton a Sposito (2005) upozorňují též na problém blízkého nahloučení více FK do složitých struktur, které mohou působit jakožto jedna HK. HK jsou díky svým proměnlivým vlastnostem považovány za polydisperzní látky (Pettit, 2004).

Nejen molekulová hmotnost, ale též struktura humusové látky určuje její vlastnosti, jako je reaktivita, mobilita, rozložitelnost či rozpustnost. Humusové látky jsou řazeny mezi aromatické uhlovodíky, kdy základ molekuly tvoří benzenové jádro z 6 uhlíků uspořádaných do kruhu a na něj jsou dle specifikace pro jednotlivé humusové látky navázány další řetězce (Rejšek a Vácha, 2018). Frekvence výskytu fenolických a karboxylových skupin závisí na stáří a stupni rozkladu. Přítomnost karboxylových skupin se pak zvyšuje nejen se stupněm humifikace, ale též s hloubkou odběru vzorku (Klavins a Purmalis, 2013). Gieguzynska et al. (2009) podotýkají, že stavba HK se proměňuje v závislosti na změnách ročního období a vlivem kultivace. Molekula humusové látky se může vázat na jílové částice za tvorby takzvaných humusojílových komplexů, a to pomocí van der Waalsových sil, vodíkových můstků nebo iontových vazeb (Miko et al., 2019).

7.2.1 Huminy

Huminy jsou humusovými látkami, které nejsou příliš dobře prozkoumány (Pettit, 2004). Jejich původ též není zcela znám. Někteří autoři je považují za produkty vznikající během reakce HK s minerálními koloidy, jiní je pokládají za adsorpční organominerální komplexy HK (Šimek et al., 2018). Je však jisté, že vzniklé látky mají vysokou molekulovou hmotnost pohybující se v rozmezí od $1 \cdot 10^5$ do $1 \cdot 10^7$ Da (Pettit,

2004). Nelze je rozpustit při jakémkoli pH. Jedná se o látky ze skupiny humusových látek nejsložitější, a tedy i nejhůře rozložitelné. Poločas rozkladu je odhadován na více jak tisíciletí. Z lidského hlediska jsou proto považovány za stabilní (Brady a Weil, 1999) a též bývají nezdědka označovány za přechod ke zcela nereaktivnímu humusovému uhlí (Šimek et al., 2018). Z humusových látek jsou nejtmaší, až černé barvy. Obsahují velké množství minerálního popela.

Vzhledem ke svým vlastnostem nemají pro zemědělství v porovnání s dalšími humusovými látkami přílišný význam, a nejsou tedy ani součástí výpočtu stupně humifikace S_H (Kolář et al., 2014).

7.2.2 Fulvokyseliny

Fulvokyseliny vznikají spojením malých molekul především hydrofilního charakteru (Šimek et al., 2019). Vzniklé látky mají nejčastěji molekulovou hmotnost pohybující se v rozmezí 1.10^3 do 1.10^4 Da (Pettit, 2004). Lze je rozpustit ve vodě za všech podmínek pH, v anorganických kyselinách, hydroxidech a roztocích hydrolyticky alkalických solí. Z humusových látek jsou nejjednodušší, a tím pádem nejsnáze rozložitelné. Poločas rozkladu se pohybuje v rámci desetiletí (Vaněk et al., 2010). Typická je pro ně světle hnědá barva. Jejich složení a tvar jsou variabilní. Základ tvoří aromatická jádra, na která se navazují karboxylové, hydroxylové, fenolické a methoxylové skupiny. Obsahují především uhlík (až 49 %), kyslík (též až 49 %), vodík (až 6 %) a dusík (až 5 %) (Kolář et al., 2014).

Z důvodu vysokého obsahu kyselých skupin ovlivňují pH půdy. Přítomnost karboxylových skupin způsobuje vysokou KVK, jejíž hodnota je oproti HK až dvojnásobně vyšší, a ovlivňuje nasorbování minerálních látek na svůj povrch (Pettit, 2004). Následně se látky díky velkému množství labilních frakcí stávají značně mobilními. Navíc jim malá velikost molekul umožňuje vstup do rostlinných tkání. Z tohoto důvodu bývají FK součástí foliárně aplikovaných hnojiv (Humaty.cz, 2021). Významnou schopností je též chelatace, kdy FK dokážou vytvářet vazby s kovy a umožňují tak přeměnu fosforu na formy přístupné pro rostliny z jinak nepřístupných forem. Dále svou přítomností významně ovlivňují především první fázi procesu podzolizace (Kolář et al., 2014).

7.2.3 Huminové kyseliny

Vývoj studií HK byl od počátku komplikovaný. Původní teorie pracovala s myšlenkou, že se v půdě vyskytuje jen malé množství humusových kyselin, v extrémních případech pouze jedna. Mluvílo se o kyselině krenové, případně apokrenové, které jsou dnes řazeny mezi FK.

Firma Merck vyizolovala HK ze zahradního kompostu a zjistila, že v nich bylo obsaženo 58 % uhlíku. Tato hodnota byla od té doby používána k přepočtu uhlíku oxidovatelného za mokra (C_{ox}) na humus (Váchalová et al., 2016). Nutno podotknout, že tento výpočet je dodnes hojně používán, nicméně je chybný, jelikož C_{ox} v organické hmotě nepatří pouze humusu, nýbrž veškeré POH (Kopecký et al., 2018).

Huminové kyseliny vznikají spojením především hydrofobních molekul (Šimek et al., 2019). Vzniklé látky mohou mít molekulovou hmotnost přesahující $1 \cdot 10^5$ Da. Nelze je rozpustit v kyselinách (Šimek et al., 2019). Poločas rozkladu se pohybuje v rámci staletí (Vaněk et al., 2010). Typická je pro ně tmavohnědá až šedočerná barva (Sutton a Sposito, 2005). Základ tvoří aromatická jádra, na která se navazují karboxylové, hydroxylové a methoxylové skupiny (Pettit, 2004). Obsahují především uhlík (až 65 %), dále kyslík (až 39 %), H (až 6 %) a dusík (až 5 %) (Kolář et al., 2014).

Vzhledem k tomu, že se HK nachází na pomezí huminů a FK, jsou svými vlastnostmi zcela unikátní a považovány za nejkvalitnější složku humusu (Stevenson, 1999). Díky iontovýměnné kapacitě a chelataci HK tvoří vazby se stopovými minerálními prvky, které následně uvolňují pro rostliny. Tato schopnost je potvrzena u více než 60 prvků (Pettit, 2004). Huminové kyseliny dokážou též vytvářet vazby s jílovými agregáty, čímž dochází ke vzniku humusojílových, někdy též mylně nazývaných organominerálních, komplexů důležitých pro tvorbu správné půdní struktury (Kolář et al., 2014). Využívání HK v zemědělské praxi by umožnilo zlepšení kvality půdy obecně. Nejen půdy degradované, ale též půd, které mají přirozeně nižší kvalitu, tedy půdy písčité a jílovité. Díky tomu by mohlo dojít k rozšíření ploch tolik potřebných zemědělských půd (Chesworth, 2008).

8 Zdroje huminových kyselin a jejich vliv na půdu

Arthur et al. (2011) vysvětlují, že HK získané z různých zdrojů mají odlišně vlastnosti, a tedy i účinky. Nejedná se jen o porovnání různých materiálů jako například kompost – rašelina – leonardit, ale o rozdíly i v rámci jedné skupiny zdrojů HK, kupříkladu různých kompostů. Autoři sledovali rozdíl mezi kompostem zahradním, ovocným, zeleninovým a houbovým. Aggelides a Londra (2000) dokonce uvádějí zlepšení schopnosti zadržení vody u hlinitých půd po přidání kompostu z čistírenských kalů, pilin a komunálního odpadu. Velké specifikace lze sledovat u HK pocházejících z rašeliny, jejichž struktura se velmi odlišuje od ostatních zdrojů HK kvůli přítomnosti značného množství bezligninových složek obsažených v rostlinách rodu rašeliník. Rašelina je mnohdy označována za materiál nacházející se svými vlastnostmi na přechodu mezi živou a neživou POH. Při jejím vzniku jsou rozloženy látky labilní (například sacharidy či aminokyseliny), zatímco současně vznikají stabilní aromatické látky. Je však známo, že tyto aromatické látky se u rašelinných HK objevují mnohem méně, než je tomu ve strukturách HK půd (Klavins a Purmalis, 2013).

8.1 Kompost

Jedním z významných zdrojů HK je kompost. Ke vzniku tohoto organického hnojiva dochází takzvaným kompostováním, tedy přeměnou organického odpadu na kompost za přítomnosti vzduchu a mikroorganismů. Ve své podstatě se jedná o biologickou redukci organického odpadu na humusové látky (Arthur et al., 2011). V zemědělství je kompostování jednou z nejrozšířenějších a zároveň nejstarších (počátek pravděpodobně před více než 5000 lety v Číně) technologií využívaných k recyklaci organického odpadu. Navíc byla zachována jeho původní podoba a dochází pouze ke zdokonalování (Stentiford a Sánchez-Monedero, 2016).

Kompost je využíván nejen ke hnojení zemědělské půdy, ale i zahrad, rekreačních a dalších ploch, za účelem jejich zkvalitnění. Přidáním POH tak odchází k úpravě pH, zlepšení struktury půdy (objemová hmotnost, celková pórovitost) (Curtis a Claassen, 2009) a ovlivnění půdních režimů – termického (vedení tepla), aeračního (provzdušnění), hydrického (zadržování a vyplavování vody) a výživného (cyklus živin) (Weber et al., 2007).

Hnojení kompostem je závislé především na zásobení půdy živinami (určených půdními rozbory) a druhu pěstované plodiny. Doporučené dávky se pohybují mezi 30

až 50 t.ha⁻¹ při frekvenci jedenkrát za tři roky. U druhů náročných na živiny lze zvolit dávky vyšší, u druhů méně náročných se může dávkování pohybovat na hranici doporučeného minimálního množství. Kompost je důležitý především pro první tratě, kdy je potřebná dávka hnojiva obvykle vyšší. Hnojivo by mělo být aplikováno na podzim a následně zapraveno do půdy (Kera.cz, 2023).

8.2 Rašelina

Významným zdrojem HK je též rašelina. Jedná se o materiál charakterem mezi původní biomasou a fosilním materiálem (uhlím), kterým by se stalo při působení vhodných podmínek (Caillé et al., 2007). Sušina odumřelého organického materiálu v sedimentech by měla tvořit minimálně 30 % hmotnosti (Chapman et al., 2017). Objemová hmotnost rašeliny se pohybuje mezi 0,05 a 0,26 g.cm⁻³ (Lindsay, 2010). Vzhledem k tomu, že se rašelina tvoří velmi pomalu (fosilní), ale zároveň stále ke vzniku dochází (obnovitelná), je dle systému Integrované prevence a omezování znečištění (IPPC – Integrated Pollution Prevention and Control) zařazována do speciální kategorie „rašelina“ (Caillé et al., 2007).

Rašelina nemá využití pouze v zemědělství a zahradnictví, ale též v lesnictví. Do půdy je zapravována za účelem dodání POH, ovlivnění struktury půdy, půdních režimů, upravení pH i omezení chorob. Doporučené dávkování se pohybuje mezi 30–70 t.ha⁻¹, přičemž má být rašelina smíchána s původní zeminou v poměru 1:1 a následně vzniklý substrát vydatně zalit (Raselina.cz, 2023).

8.3 Leonardit

Dalším významným zdrojem HK je leonardit. Jedná se o sedimenty obohacené o HK. Leonardit vzniká oxidací lignitu (Akinremi et al., 2000; Turgay et al., 2010), během níž dochází k ovlivnění alifatických skupin (David et al., 2014) a zároveň zabudování dalších hydroxylových, karboxylových, nitro- a aminoskupin (Vlčková et al., 2009). Tyto chemické přeměny způsobují, že je výsledný leonardit křehčí než samotný lignit (Turgay et al., 2010), a tedy i méně vhodný jakožto palivo. Leonardit patří z hlediska energetického využití do skupiny takzvaných nízkohodnotných uhlí (Demirbas, 2002), někdy též označovaných jako nebilanční (Little et al., 2014). Jeho celosvětové zásoby jsou odhadovány přibližně na 500 mld t (Lee et al., 2017). Nutno dodat, že k čerpání leonarditu dochází i jako součást těžby hnědého uhlí, kde je chápán jakožto výmět.

Tudíž je třeba nalézt vhodný způsob jeho „likvidace“ a využití pro zemědělství se zdá být dobrým řešením (Lee et al., 2017).

Potenciál je spatřován v úpravě půdy prostřednictvím kondicionérů (Demirbas, 2002) a ovlivňování růstu a vývoje rostlin pomocí stimulátorů vyrobených na bázi leonarditu (Dudley et al., 2001). Reynolds et al. (1995) současně upozorňují na souběžnou dostatečnou minerální výživu. Během pozitivního působení HK byla totiž zároveň zjištěna vyšší potřeba makronutrientů rostlinou, a to především Fe, Zn, Cu a Mn (Chen a Aviad, 1990). Výhodou je, že struktura HK v leonarditu se podobá HK vyskytujícím se běžně v zemědělských půdách, tudíž by docházelo k přidání přirozené složky a půda by tak byla schopna s leonarditem efektivně pracovat, tzn. naplno využít jeho potenciál (Akimbekov et al., 2020; Ece et al., 2007; Verlinden et al., 2009). Navíc může být leonardit využíván v surové formě a není tudíž potřeba markantních úprav, což zlepšuje ekonomickou stránku problematiky (Akinremi et al., 2000).

Obsah HK v leonarditu se významně liší. Uvádí se rozmezí 25–85 % HK. Zatímco celkový obsah HK v půdách se pohybuje od 1–5 % (Dong et al., 2009; Fong et al., 2006; Oliviella et al., 2011). V případě nízkého množství HK v leonarditu je pravděpodobnější, že zbytek tvoří toxické látky (například těžké kovy a popel), což není vzhledem k jejich negativním účinkům žádoucí (Higarden.cz, 2023). Dle Jin et al. (2018) a Zhou et al. (2019) při použití leonarditu se 70% obsahem HK doporučená dávka činí 110 kg.ha⁻¹.

Vliv produktů z HK irkutského leonarditu spočívá v dodání huminových látek do půdy. Edafon při přísunu C_{org} začne vytvářet zvýšené množství cukrů, které vede k nárůstu energie a schopnosti vyšší aktivity – následuje ovlivnění struktury půdy a stimulační růstu rostlin. Dávkování se liší dle obsahu HK a dalších charakteristik produktu či způsobu aplikace. Leonardit je nutné dávkovat pravidelně z důvodu optimalizace poměru C:N (10:1) a vyrovnané výživy pro mikroorganismy a rostliny. Pozitivní efekt se obvykle projevuje do 5 dní od prvního použití (Humaty.cz, 2021).

9 Cíle a hypotézy

Dílčí cíle:

1. Izolovat huminové kyseliny z různých zdrojů (kompost, rašelina, leonardit).
2. Stanovit obsah organického uhlíku v původních zdrojích a vzniklých roztocích huminových kyselin.
3. Aplikovat roztoky o dané dávce a koncentraci huminových kyselin na půdní vzorky (neoseté / oseté).
4. Provést agregátový rozbor metodami za sucha a za mokra.
5. Stanovit obsah organického uhlíku v různých velikostních frakcích půdních vzorků.
6. Vyhodnotit vliv huminových kyselin na agregaci půdy a účinky různých zdrojů porovnat.

Hypotézy:

1. Aplikace roztoku huminových kyselin povede k vyšší agregaci půdy.
2. K intenzivnější agregaci bude docházet u osetých půdních vzorků, jakožto výsledek synergických účinků huminových kyselin a činnosti kořenů rostlin.

10 Materiál a metodika

10.1 Popis materiálu

K analýze vlivu HK na vybrané půdní charakteristiky byly zvoleny zdroje, u nichž je znám vysoký obsah huminových látek, konkrétně kompost, rašelina a leonardit. Důvodem je, aby získání čistých HK proběhlo na detekovatelné úrovni a výsledek byl zřetelnější, a tedy i jednoznačněji vyhodnotitelný. Zároveň se jedná o zdroje, které je možné lépe využít v zemědělské praxi, a to jak z agrotechnického, tak ekonomického hlediska. Zvolené zdroje v původním (tzn. surovém neupraveném) stavu lze vidět na Obrázku 10.1.



Obrázek 10.1: Zdroje HK – kompost, rašelina, leonardit (zleva)

10.1.1 Kompost

Vzhledem k faktu, že v domácích podmínkách vyrobený kompost má vždy jiné vlastnosti, byl pro účely výzkumu vybrán jakožto zdroj HK kompost kupovaný, u něhož lze předpokládat, že se jedná o reprezentativní vzorek. Kompost pochází konkrétně od výrobce Kera Green s.r.o. sídlícího na adrese Skaštice 150, 767 01 Skaštice.

Kompost, který byl použit pro výzkum, byl čistě přírodním produktem, neobsahoval přidané živiny a neměl upraveno pH. Dle doporučení výrobce byl produkt před analýzou skladován na chráněném místě tak, aby nedošlo ke zhoršení jeho vlastností, tzn. chráněn před klimatickými vlivy. Vlastnosti produktu deklarované na obalu jsou uvedeny v Tabulce 10.1.

Produkt zároveň musí splňovat zákonem stanovené limity požadované na obsahové látky, zde konkrétně na rizikové prvky. Obsah rizikových prvků v kompostu je uveden v Tabulce 10.2.

Tabulka 10.1: Vlastnosti kompostu (zdroj – obal produktu)

Vlastnost (jednotka)	Hodnota
Vlhkost (% hm.)	30–60,0
Spalitelné látky ve vysušeném vzorku (%)	Min. 25,0
Celkový N jako N přepočtený na vysušený vzorek (%)	Min. 0,6
pH	7,0–9,5
Poměr C:N	Max. 30:1
Nerzložitelné příměsi (% hm.)	Max. 5,0

Tabulka 10.2: Obsah rizikových prvků v kompostu (mg.kg⁻¹ sušiny) (zdroj – obal produktu)

Rizikový prvek	Obsah (mg.kg ⁻¹ sušiny)
Kadmium	2,0
Olovo	100,0
Rtuť	1,0
Arsen	20,0
Chrom	100,0
Molybden	20,0
Nikl	50,0
Měď	150,0
Zinek	600,0

10.1.2 Rašelina

Rašelina pochází od firmy Rašelina a.s., konkrétně z jedné z jejích poboček, a to ze Zahradního centra Soběslav sídlícího na adrese Na Pískách 488, 392 01 Soběslav. Firma vychází z bohatosti Jihočeského kraje na rašelinu a uplatňuje ji jak v produktech zemědělských, tak kosmetických.

Rašelina, která byla použita pro výzkum, byla čistě přírodním produktem, neobsahovala přidané živiny a neměla upraveno pH. Dle doporučení výrobce byl produkt před analýzou skladován na chráněném místě tak, aby nedošlo ke zhoršení jeho vlastností, tzn. chráněn před klimatickými vlivy. Vlastnosti produktu deklarované na obalu jsou uvedeny v Tabulce 10.3.

Tabulka 10.3: Vlastnosti rašeliny (zdroj – obal produktu)

Vlastnost (jednotka)	Hodnota
Vlhkost (% hm.)	45,0–65,0
Spalitelné látky ve vysušeném vzorku (%)	Min. 60,0
pH	3,0–5,0
Příměsi – dřevité (% hm.)	Max. 5,0

Produkt zároveň musí splňovat zákonem stanovené limity požadované na obsahové látky, zde konkrétně na rizikové prvky. Obsah rizikových prvků v kompostu je uveden v Tabulce 10.4.

Tabulka 10.4: Obsah rizikových prvků v rašelině (mg.kg⁻¹ sušiny) (zdroj – obal produktu)

Rizikový prvek	Obsah (mg.kg⁻¹ sušiny)
Kadmium	1,0
Olovo	100,0
Rtuť	1,0
Arsen	20,0
Chrom	100,0
Molybden	5,0
Nikl	100,0
Měď	50,0
Zinek	300,0

10.1.3 Leonardit

Leonardit pochází od pana Matěje Přesličky z firmy Humáty s.r.o. se sídlem na adrese Lesov 149, 36001 Sadov. Firma se zabývá prodejem produktů z Irkutského leonarditu uplatňujících se v zemědělství, farmaceutickém i kosmetickém průmyslu.

Leonardit, který byl použit pro výzkum, byl čistě přírodním produktem, neobsahoval přidané živiny a neměl upraveno pH. Materiál byl před analýzou skladován na chráněném místě tak, aby nedošlo ke zhoršení jeho vlastností, tzn. chráněn před klimatickými vlivy. Leonardit, který byl použit pro výzkum, byl čistě přírodním produktem, neobsahoval přidané živiny a neměl upraveno pH.

10.1.4 Zemina

Zemina použitá v laboratorním pokusu byla odebrána v obci Malovičky (souřadnice 49.097137, 14.232155). Dle půdních map se jedná o oblast nacházející se ve 411 m n. m. s převažujícím půdním typem pseudeglojem modálním.

Nejprve byla zemina zbavena hrubých nečistot a usušena v termostatu při teplotě 60 °C do konstantní hmotnosti. Dále byla deglomerována na jemnozem s velikostí částic <2000 µm prostřednictvím půdního mlýnu Fritsch Pulversette 8 (skelet byl odstraněn). U vzniklé jemnozemi byl proveden základní zrnitostní rozbor dle sedimentační metody, kterou popsal Casagrande (1934). Nejčastěji využívané metody vyhodnocení půdního druhu v České republice na základě získaných dat jsou shrnuty v Tabulce 10.5.

Tabulka 10.5: Stanovení půdního druhu na základě nejvíce používaných metod vyhodnocení

Metoda vyhodnocení	Půdní druh
Novákova stupnice	Písčitohlinitý
Trojúhelníkový diagram	Písčitá hlína
Spirhanzlův klasifikátor	Písek hlinitý

Dále bylo u vzniklé jemnozemi stanoveno aktivní a výměnné pH. Pro stanovení aktivního pH bylo do plastové lahvičky naváženo 10 g jemnozemi, ke které bylo přidáno 25 ml převařené demineralizované vody. Lahvička byla umístěna na horizontální třepače Edmund Bühler GmbH SM-30 CONTROL po dobu 60 min. Aktivní $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ bylo změřeno prostřednictvím zkalibrovaného pH metru SI Analytics LAB875P s elektrodou BlueLine 14 pH IDS.

Pro stanovení výměnného pH bylo do plastové lahvičky naváženo 10 g jemnozemi, která byla zalita 50 ml $0,01 \text{ mol.l}^{-1}$ chloridu vápenatého (CaCl_2). Lahvička byla umístěna na horizontální třepače po dobu 60 min. Výměnné $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ bylo změřeno prostřednictvím zkalibrovaného pH metru SI Analytics LAB875P s elektrodou BlueLine 14 pH IDS. Výsledky stanovení jsou shrnuty v Tabulce 10.6.

Tabulka 10.6: Hodnoty pH půdy před aplikací roztoků HK

Metoda stanovení	Hodnota pH	Vyhodnocení
$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	6,88	Slabě kyselá
$\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$	6,29	Slabě kyselá

V původní zemině byl rovněž stanoven obsah TOC prostřednictvím přístroje Primacs Series SLC Skalar Analyzer. Metoda je blíže popsána v kapitole 10.4.1. Obsah TOC činil v POM $2,19 \pm 0,03$ a ve frakci $< 50 \mu\text{m}$ $2,55 \pm 0,01$.

10.1.5 Osivo

Vzhledem k tomu, že jedním z cílů bylo zkoumání vlivu HK z různých zdrojů na půdu za přítomnosti vegetace, byl výzkum rozšířen o vegetační nádobové pokusy. Jakožto modelová rostlina byla vybrána pšenice setá (*Triticum aestivum* L.), odrůda Johnson. Osivo bylo získáno darem od soukromého zemědělce p. Soukupa. Lze ho vidět na Obrázku 10.2.



Obrázek 10.2: Osivo *Triticum aestivum* L., odrůda Johnson

10.2 Příprava potřebných chemikálií

10.2.1 Roztok pro stanovení výměnného pH ($0,01 \text{ mol.l}^{-1}$ roztok chloridu vápenatého)

Roztok chloridu vápenatého (CaCl_2) o koncentraci $0,01 \text{ mol.l}^{-1}$ byl připraven rozpuštěním $1,4701 \text{ g CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ v demineralizované vodě. Následně byl objem dopraven na 1000 ml .

10.2.2 Roztok pro extrakci humusových kyselin (roztok hydroxidu sodného s pyrofosforečnanem sodným)

Roztok hydroxidu sodného (NaOH) s pyrofosforečnanem sodným ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$) byl připraven rozpuštěním 4 g NaOH se 44,6 g $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$ v demineralizované vodě. Následně byl objem dopraven na 1000 ml.

10.2.3 Roztok pro rozpuštění koagulovaných HK (0,05 mol.l⁻¹ roztok hydroxidu sodného)

Roztok hydroxidu sodného (NaOH) o koncentraci 0,05 mol.l⁻¹ byl připraven rozpuštěním 2 g hydroxidu sodného v demineralizované vodě. Následně byl objem dopraven na 1000 ml.

10.3 Získání roztoků huminových kyselin

10.3.1 Preparace materiálů

Nashromážděné zdroje HK popsané výše (kompost, rašelina, leonardit) byly usušeny v termostatu při teplotě 60 °C do konstantní hmotnosti, nahrubo rozdrceny a prosety sítem s velikostí ok 250 µm.

10.3.2 Extrakce humusových kyselin (fulvokyselin a huminových kyselin)

Na analytické váze Sartorius ISO 9001 bylo naváženo 20 g vzorku kompostu, který byl převeden do Erlenmeyrovy baňky o obsahu 1000 ml a přelit 400 ml roztoku hydroxidu sodného a pyrofosforečnanu. Následně byla Erlenmeyrova baňka zazátkována kvůli možnému působení atmosférického CO₂, ručně promíchána a ponechána v klidu.

Po 24 hod. byly vzorky opět promíchány. Následně byla provedena filtrace přes papírový skládaný filtr, který byl i se zachyceným obsahem zlikvidován. Do filtrátu přešly HK a FK, čímž bylo docíleno jejich extrakce.

10.3.3 Koagulace huminových kyselin

Filtrát s humusovými kyselinami byl zahřát na teplotu 60 °C ve vodní lázni. Z promíchaného filtrátu skleněnou tyčinkou bylo odpipetováno 50 ml výluhu do kádinky. Při současném měření pH prostřednictvím zkalibrovaného pH metru SI Analytics LAB875P s elektrodou BlueLine 14 pH IDS byla do filtrátu po kapkách přidávána

96% kyselina sírová za účelem okyselení na pH 2,5–3. U kompostu bylo hodnoty dosaženo po přidání 0,3 ml (u rašeliny též 0,3 ml, u leonarditu 0,6 ml), čímž došlo ke koagulaci HK. Směs byla promíchána skleněnou tyčinkou. Erlenmeyrovy baňky byly umístěny do termostatu na dobu 30 min při teplotě 60 °C a následně ponechány v klidu.

10.3.4 Izolace huminových kyselin

Za 24 hod. byla potvrzena acidita roztoku prostřednictvím lakmusového papírku a nemusela být tudíž přidána další kyselina sírová. Obsah Erlenmeyrovy baňky byl převeden na skládaný filtrační papír, na kterém se zachytily sražené HK, přičemž FK zůstaly ve filtrátu, jež byl následně zlikvidován. Filtrační papír byl vložen do kádinky a přelit 0,05 mol·l⁻¹ roztokem hydroxidu sodného. Působení zásaditého roztoku mělo za následek opětovné rozpuštění HK, a tedy jejich uvolnění z filtračního papíru, čímž vznikl roztok HK. Objem byl doupřaven 0,05 mol·l⁻¹ roztokem hydroxidu sodného na 100 ml.

Výše uvedený postup (viz kapitola 10.3) byl zopakován u všech dalších vybraných zdrojů HK (rašelina, leonardit).

10.4 Aplikace roztoků huminových kyselin

10.4.1 Stanovení obsahu organického uhlíku

Stanovení obsahu C_{org} bylo provedeno prostřednictvím přístroje Primacs Series SLC Skalar Analyzer. Zařízení disponuje dvěma oddělenými pecemi. V první peci je stanoven obsah všech forem uhlíku. Dokonalé spálení zajišťuje přivedení proudu čistého kyslíku. Oxidace vzorku probíhá za teploty přesahující 1100 °C, přičemž je veškerý uhlík vzorku převeden na CO₂. Množství tohoto plynu je následně měřeno pomocí infračerveného detektoru. Jelikož dochází ke spálení všech forem uhlíku přítomných ve vzorku, je zjištěná hodnota označována jako TC (total carbon). V druhé peci je stanoven obsah anorganických forem uhlíku. Při této analýze je využíváno okyselení vzorku prostřednictvím 20% kyseliny orthofosforečné. Poněvadž tentokrát dochází ke stanovení obsahu anorganických forem uhlíku přítomných ve vzorku, je zjištěná hodnota označována jako IC (inorganic carbon).

Rozdíl mezi zjištěnými hodnotami TC – IC udává celkový obsah organického uhlíku TOC (total organic carbon). Analýza každého stanovení byla provedena v 5 opakováních.

10.4.2 Příprava aplikačních roztoků huminových kyselin

Nejprve byly roztoky HK zředěny demineralizovanou vodou na stejnou koncentraci TOC (0,38 %). Následně bylo z každého roztoku prostřednictvím pipety odebráno 15 ml do kádinky, ve které byl obsah doupraven na 2000 ml demineralizovanou vodou. Výsledná koncentrace TOC v každém roztoku posléze činila 0,0029 %. Daná koncentrace byla zvolena dle doporučení na ředění náhodně vybraného komerčně vyráběného produktu na bázi HK.

10.4.3 Vegetační nádobové pokusy

Pro každou variantu byl založen nádobový pokus. Na plastové misce bylo rovnoměrně rozprostřeno 4000 g vysušené jemnozemi. Povrch byl rozdělen na dvě poloviny, kdy každá zaujímal 600 cm². Jedna polovina byla ponechána bez osetí, druhá byla oseta. Hloubka výsevu činila 3 cm. V každé variantě bylo vyseto přesně 24 semen. Výsevek byl stanoven tak, aby odpovídal množství 2.10⁵ g.ha⁻¹. Takto byly založeny nádobové pokusy pro každou variantu (kompost, rašelina, leonardit) a také varianta kontrolní, kde místo roztoku HK byla aplikována demineralizovaná voda.

Bezprostředně poté byl na celou plochu prostřednictvím ručního rozprašovače aplikován roztok o koncentraci 0,0029 % TOC a dávce 25 ml. Pro podporu vyklíčení osiva a zároveň udržení stejných podmínek, byly všechny varianty zavlaženy 100 ml demineralizované vody. Vlhčení dále probíhalo dle potřeby až do ukončení pokusu.

Celkem vzniklo 6 variant + 2 kontrolní (3 roztoky HK – kompost, rašelina, leonardit + kontrola – voda), přičemž byl roztok aplikován jak na půdu bez osetí, tak s osetím. Varianty jsou shrnuty v následující Tabulce 10.6.

Tabulka 10.7: Přehled variant aplikací roztoků HK

Označení varianty	Zdroj roztoku HK	Osetí
A	Kompost	Ne
B	Kompost	Ano
C	Rašelina	Ne
D	Rašelina	Ano
E	Leonardit	Ne
F	Leonardit	Ano

Pokus byl ukončen 31 dní od vysetí. Stav při zakládání pokusu a během vegetace lze pozorovat na Obrázcích 10.3 a 10.4.



Obrázek 10.4: Stav při zakládání porostu



Obrázek 10.3: Stav během vegetace

10.5 Agregátový rozbor

Významnou částí POH je takzvaná partikulární organická hmota (POM). Vyskytuje se v půdních částicích odpovídajících velikosti 53–2000 μm a separuje se proséváním (Cotrufo et al., 2019; Yu et al., 2022). V diplomové práci byla kvůli absenci síta s velikostí ok 53 μm metoda oddělení POM upravena na velikostní frakci 50–2000 μm . Zbývající zemina a její organická hmota spadá do frakce <50 μm .

Agregátové rozbory byly provedeny po ukončení vegetačního pokusu (31 dní po založení) a po následném vysušení půdy při 60 °C do konstantní hmotnosti.

10.5.1 Stanovení metodou za sucha

Stanovení stability půdních agregátů metodou za sucha bylo provedeno prostřednictvím prosévačky Fritsch Analysette 3 Pro. Vzorek o hmotnosti 100 g byl pomocí síta s průměry ok 250 μm frakcionován na mikro- a makroagregáty po dobu 1 min. a amplitudě 1,5 mm.

Následně byly frakce odděleně zváženy prostřednictvím analytické váhy Sartorius ISO 9001, přičemž výsledná hmotnost byla přepočtena na zastoupení frakcí v procentech. Rozbor každé z variant byl proveden ve třech opakováních.

10.5.2 Stanovení metodou za mokra

Vzorek byl převeden do vodní lázně na 1 hod. takovým způsobem, aby demineralizovaná voda ovlhčovala filtrační papír umístěný pod ním a následně i samotný vzorek.

Vzhledem k tomu, že pracoviště nedisponuje prosévačkou určenou pro metodu za mokra, bylo stanovení stability půdních agregátů provedeno ručně. Nejprve bylo síto o průměru ok 250 μm ponořeno na dno nádoby s hladinou vodního sloupce 5 cm, aby nedocházelo k přetékání vody přes okraj a vyplavení agregátů horem. Poté bylo vytaženo nad hladinu a ponecháno ve stabilní poloze 3 s. Ponoření a vytažení bylo provedeno celkem desetkrát po sobě.

Následně bylo síto se vzorkem usušeno v termostatu při teplotě 105 °C do konstantní hmotnosti. Vychladnutý vzorek byl zvážen prostřednictvím analytické váhy Sartorius ISO 9001. Množství půdy, které zůstalo na sítu, odpovídalo vodostálým agregátům, přičemž výsledná hmotnost byla přepočtena na zastoupení frakcí v procentech. Každá z variant byla provedena ve třech opakováních.

10.6 Stanovení vlivu huminových kyselin na tvorbu biomasy rostlin

Po ukončení vegetačního nádobového pokusu byly rostliny vyjmuté ze zeminy zbaveny zbytků anorganických částic pomocí proudu vody a usušeny v termostatu při teplotě 60 °C do konstantní hmotnosti. Poté byly zváženy prostřednictvím analytické váhy Sartorius ISO 9001. Protože v jednotlivých variantách vzešel odlišný počet rostlin a aby byly z hodnocení vyloučeny extrémní hodnoty (nejmenší a největší rostliny), bylo z každé varianty hodnoceno 10 rostlin, které byly nejbližší průměru dané varianty.

10.7 Statistické zpracování

Výsledky byly statisticky zpracovány v programu STATISTICA (verze 12, TIBCO Software Inc., USA). Byla použita analýza rozptylu (ANOVA). K porovnání výsledků posloužil Tukeyův test dosahu, takzvaný Tukey HSD (honestly significant difference) test. Pro tvorbu grafů byl využit také tabulkový procesor Microsoft Excel.

11 Výsledky a diskuse

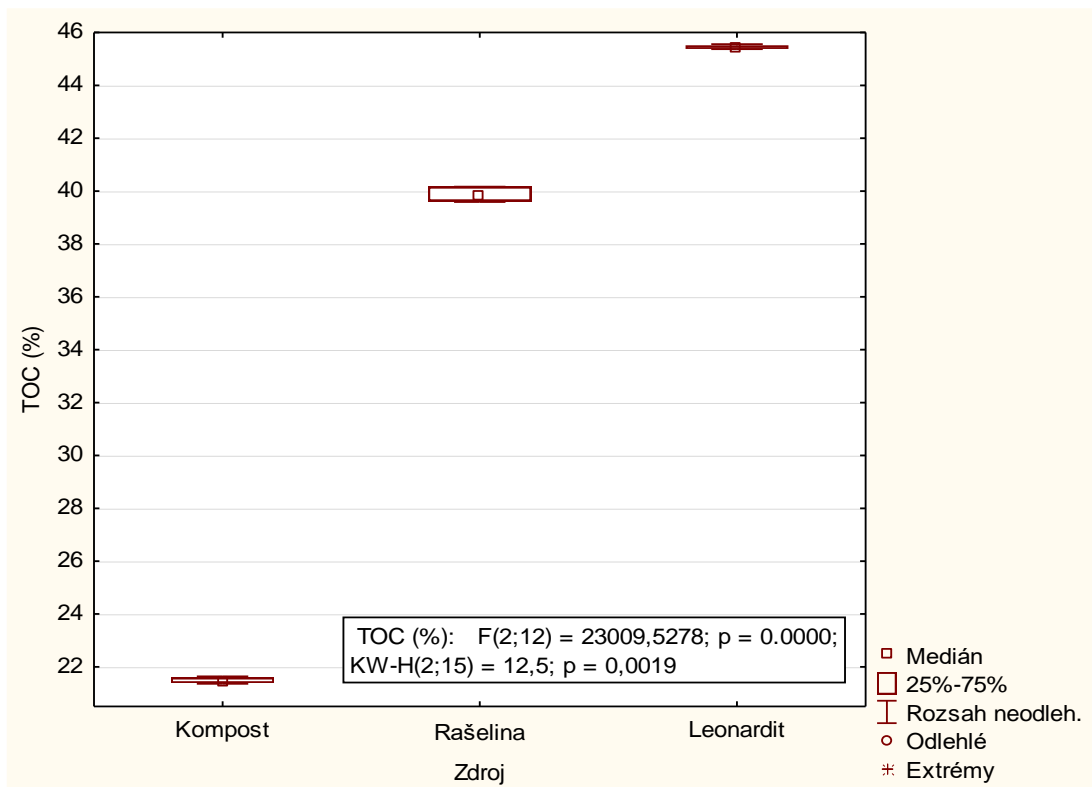
V rámci výsledků byl vyhodnocen vliv HK na vybrané půdní charakteristiky. Konkrétně se jednalo o TOC v POM a frakci $<50 \mu\text{m}$, tvorbu makroagregátů a produkci rostlinné biomasy. Jakožto zdroje byly vybrány materiály, které jsou na huminové látky bohaté – kompost, rašelina a leonardit. Akinremi et al. (2000) upozorňuje, že množství studií týkajících se HK z různých zdrojů a jejich vlivu na půdní charakteristiky, je nedostačující. Arthur et al. (2011) navíc doplňuje, že výsledky mnohých studií jsou nejednoznačné. Proto byly v diplomové práci diskutovány indikátory kvality půdy hovořící o půdních vlastnostech, konkrétně obsah TOC (v původních zdrojích, v původních roztocích HK a ve frakcích půdy 2000–50 μm a $<50 \mu\text{m}$) a vliv HK na agregaci. Při posuzování výsledků byl též brán v úvahu vliv vegetace.

11.1 Stanovení obsahu organického uhlíku

Nejprve byl stanoven obsah TOC v původních materiálech, ze kterých byly následně vyzolovány HK. Z Grafu 11.1 je patrné, že nejvyšší obsah TOC byl stanoven u leonarditu ($45,44 \pm 0,08$), nižší u rašeliny ($39,87 \pm 0,25$) a nejnižší u kompostu ($21,48 \pm 0,11$). Schobert (2017) uvádí, že obsah TOC u leonarditu se pohybuje mezi 60–70 % a závisí na vlhkosti suroviny. V případě tohoto pokusu byly materiály vysušeny do konstantní hmotnosti, přesto nebyl zjištěn tak vysoký obsah TOC, jak autor uvádí.

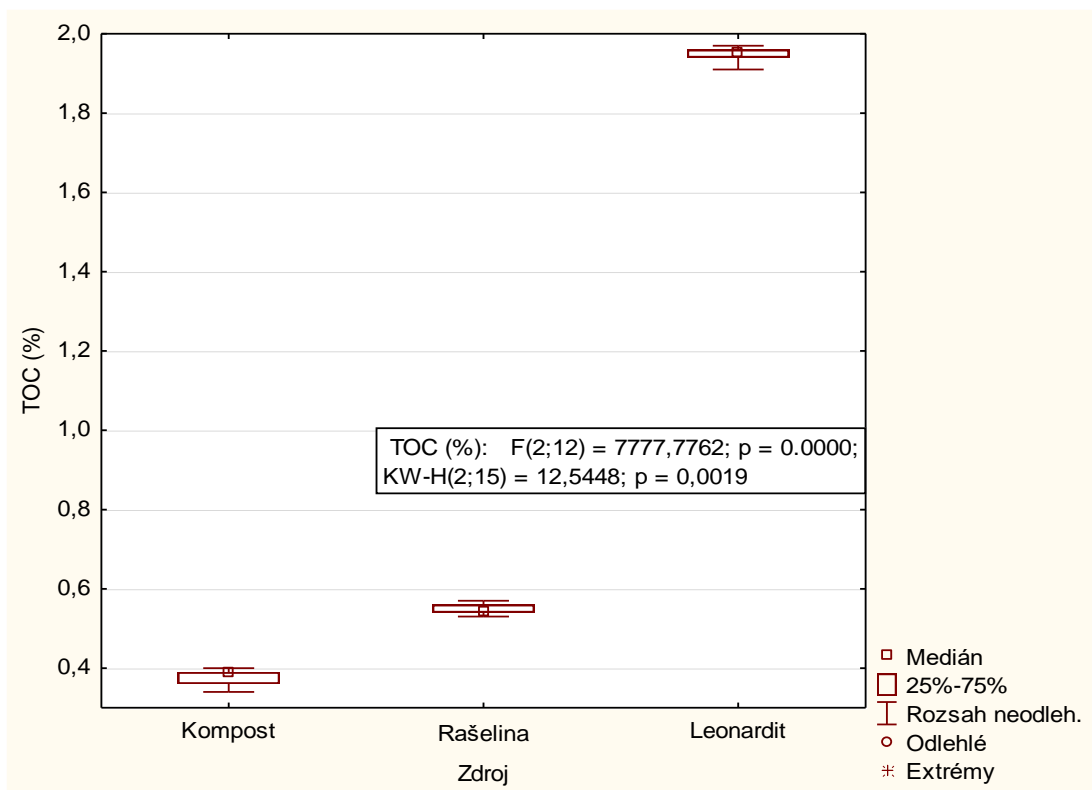
Podobně tomu bylo i u rašeliny. Chambers et al. (2011) uvádějí, že řada publikací hovoří o 50% TOC v rašelině. Zároveň ale dodávají, že toto číslo je velmi proměnlivé, a tedy spíše orientační. Lourenco et al. (2022) naopak citují řadu autorů, podle kterých rašelina obsahuje mnohem menší podíl TOC. Fabrizio et al. (2009) analyzovali obsah TOC v kompostu a zjistili, že obsahuje 19,89 %. To je téměř shodná hodnota s kompostem použitým v tomto experimentu.

Ze surových materiálů byly vyzolovány HK, které zůstaly rozpuštěné v získaných roztocích. Z Grafu 11.2 je patrné, že obsah TOC v těchto roztocích odpovídá obsahu TOC v původních zdrojích, tzn. nejvyšší obsah TOC byl stanoven u leonarditu ($1,95 \pm 0,02$), nižší u rašeliny ($0,55 \pm 0,01$) a nejnižší u kompostu ($0,38 \pm 0,02$).



Poznámka: V rámečku je znázorněno vyhodnocení Kruskal-Wallisova testu a F testu (ANOVA)

Graf 11.1: Obsah TOC v původních zdrojích



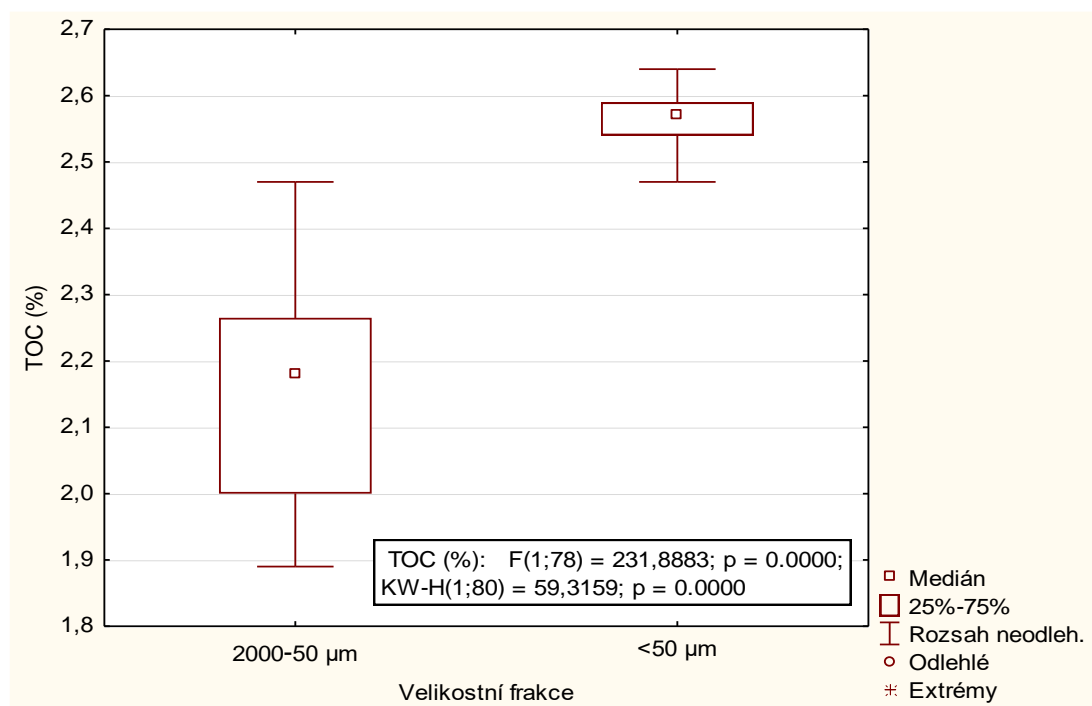
Poznámka: V rámečku je znázorněno vyhodnocení Kruskal-Wallisova testu a F testu (ANOVA)

Graf 11.2: Obsah TOC v původních roztocích huminových kyselin

Rajan et al. (2010) porovnali 24 indikátorů kvality půdy (např. elektrickou vodivost, zamokření, množství mikroagregátů, dehydrogenázovou aktivitu atd.), z nichž vyhodnotili obsah TOC jako nejlepší. Též Li et al. (2019) označuje obsah TOC za významný indikátor kvality půdy, a to společně s obsahem celkového organického dusíku TON (total organic nitrogen).

Oproti tomu Pikul et al. (2007) považuje obsah TOC za méně důležitý a upřednostňuje obsah vodostálých makroagregátů. Fließbach et al. (2007) upozorňují, že spolehlivost TOC jakožto indikátoru je závislá na způsobu hospodaření. Dvacet jedna let trvající studie prokázala větší sensitivitu na změny TOC v šetrnějších způsobech hospodaření než v intenzivních.

Právě obsah TOC ve dvou velikostních frakcích a také podpora tvorby makroagregátů vlivem aplikace HK byly předmětem tohoto experimentu. Organický materiál o velikosti částic 2000–50 μm odpovídá frakci POM (Cotrufo et al., 2019; Yu et al., 2022). Dle Sequeira et al. (2011) je POM významným indikátorem kvality půdy. Graf 11. 3 znázorňuje srovnání množství POM a množství TOC v jemné velikostní frakci (<50 μm).



Poznámka: V rámečku je znázorněno vyhodnocení Kruskal-Wallisova testu a F testu (ANOVA)

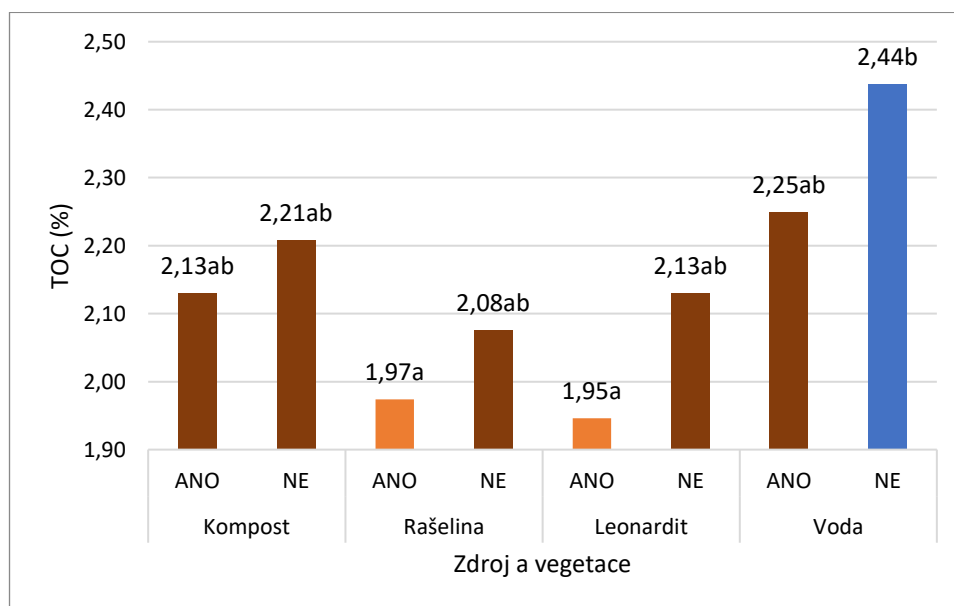
Graf 11.3: Obsah TOC ve frakcích půdy 2000–50 μm a <50 μm

Z Grafu 11. 4 je patrné, že nejvyšší obsah TOC v POM byl zaznamenán u kontrolní varianty, přičemž rozdíl mezi nejvyšší (2,44±0,03) a nejnižší (1,95±0,04) hodnotou (varianta s leonarditem, osetá) byl relativně velký. I přesto se POM jako senzitivní

indikátor nejeví. Odlišuje se v podstatě jen již zmíněná kontrolní varianta neosetá od osetých variant leonarditu a rašeliny.

Sharifi et al. (2008) uvádějí, že změny v obsahu POM se projevují zejména po agrotechnických zásazích. Například Besnard et al. (1996) uvádí, že obsah TOC v POM se rapidně snižuje především v prvních sedmi letech kultivace půdy, pak nastává stabilizace, přičemž volná POM biodegraduje s rychlostí 8 % / rok a okludovaná pouze 3 % / rok. Během kultivace totiž dochází k periodickému narušení agregátů, a tím pádem odhalení chráněné POM. Tento pokus byl velmi krátký a agrotechnické zásahy byly vyloučeny. To může být důvodem nízké senzitivity daného ukazatele.

Přestože rozdíly v rámci variant zdrojů HK nebyly mezi osetou a neosetou půdou příliš významné, vždy byl zjištěn vyšší obsah POM ve variantě bez osetí. Jedním z důvodů, proč ve variantách s vegetací byla ve všech případech zjištěna nižší hodnota, může být spotřeba uhlíku rostlinou, která ho využívá pro fyziologické procesy, mimo jiné pro tvorbu sacharidů (Humaty.cz, 2021). Kubát (1992) též uvádí, že obsah TOC v půdě je ovlivněn druhem rostliny vyskytující se na místě lokality.

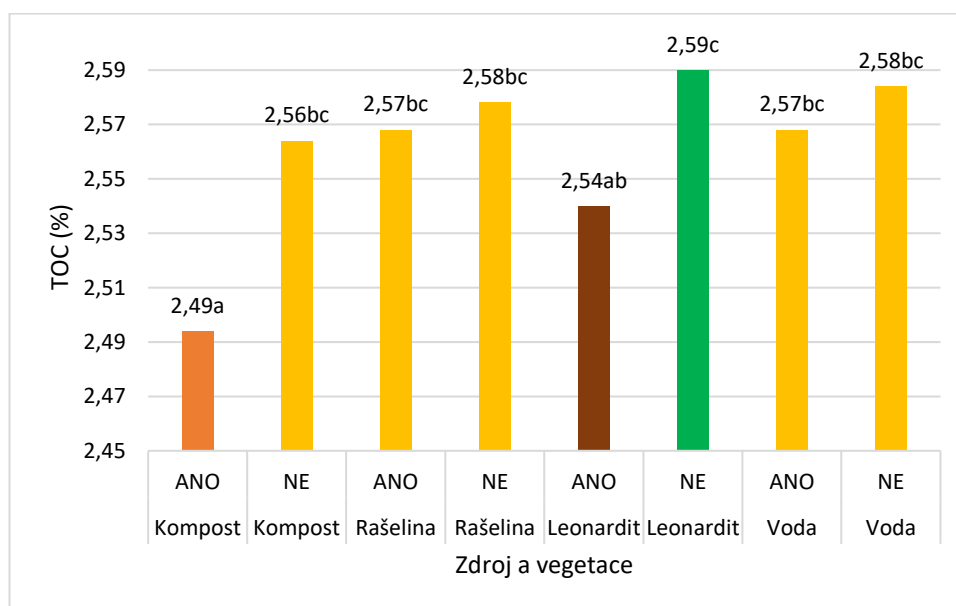


Poznámka: Tukeyův HSD test; Homogenní skupiny, alfa = ,05000; PČ = ,03247, sv = 32,000; vyhodnocení testu je znázorněno pomocí odlišných písmen a barev

Graf 11.4: Obsah TOC v frakci 2000–50 µm

V Grafu 11.5 je znázorněn obsah TOC v rámci velikostní frakce <50 µm. Výsledky v dané velikostní frakci jsou odlišné, i když trend nižšího obsahu TOC ve variantách s osetím byl zachován. Rozdíly nejsou velké, mezi nejnížší (2,49±0,02) a nejvyšší (2,59±0,01) hodnotou je rozdíl zhruba 0,1 % TOC, přesto je tento rozdíl statisticky

průkazný. Rozdíly v obsazích TOC v rámci jemné frakce půdy (<50 μm) se tak v tomto krátkém experimentu jeví jako citlivější indikátor než změny v rámci POM.



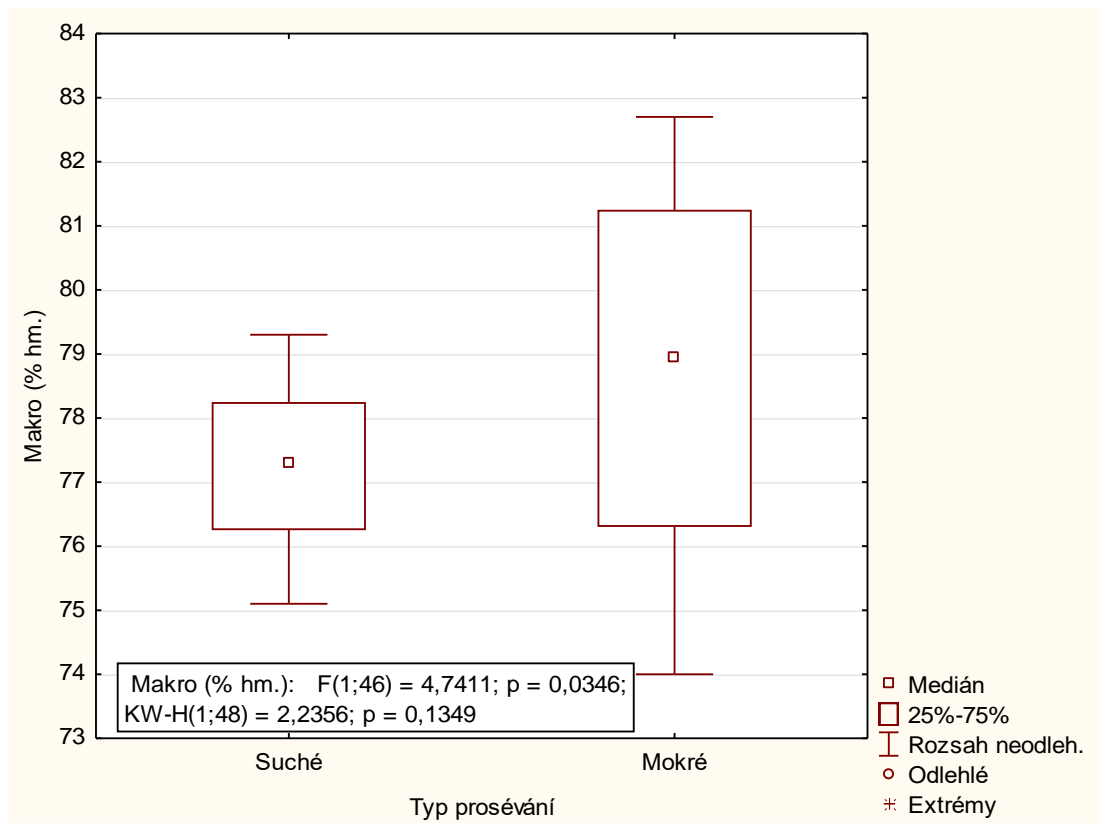
Poznámka: Tukeyův HSD test; Homogenní skupiny, alfa = ,05000; PČ = ,00058, sv = 32,000; vyhodnocení testu je znázorněno pomocí odlišných písmen a barev

Graf 11.5: Obsah TOC ve velikostní frakci <50 μm

11.2 Stanovení stability půdních agregátů

Jelikož POH obsahuje různě odolné frakce, včetně labilních, jejich perzistence závisí na stabilizačních mechanismech. Jedním z nich je prostorové umístění (Besnard et al., 1996), které je významné především u frakce POM. V případě, že je POM součástí agregátu, jedná se o takzvanou okludovanou POM, která je lépe chráněna před biodegradací. Její ochrana je založena buď na absorpci nebo sekvestraci uvnitř agregátu, čímž se stává nedostupnou pro okolní prostředí, včetně mikroorganismů (Van Veen a Kuikman, 1990). V případě, že se POM nachází mimo agregát, před biodegradací chráněna není a dochází snadno k jejímu rozkladu. I z tohoto důvodu je tedy agregace půdy žádoucí.

Vliv aplikovaných roztoků na tvorbu makroagregátů (>250 μm) byl testován metodami prosévání za sucha i za mokra. Graf 11.6 znázorňuje porovnání výsledků obou metod. Jak je možné vidět, medián množství makroagregátů (vyjádřený hmotnostními procenty) byl vyšší u mokrého prosévání. Hlušičková a Lhotský (1994) uvádějí jakožto hranici strukturní půdy min. 60 % hm. agregátů stanovených metodou za mokra, proto je možné půdu označit za strukturní. Z grafu je dále patrné, že při stanovení metodou mokrého prosévání byly výsledky více rozptýlené oproti metodě suchého prosévání.

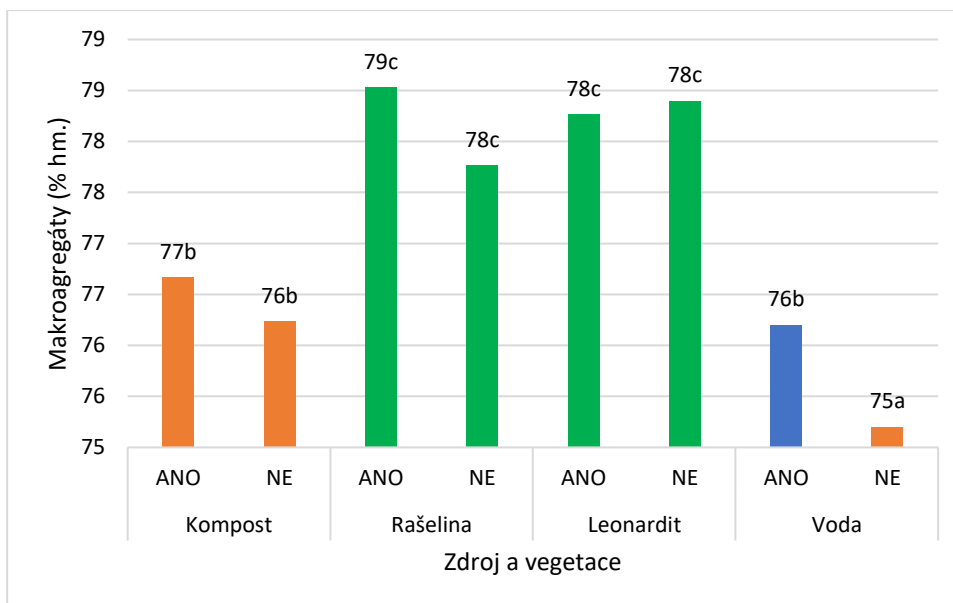


Poznámka: V rámečku je znázorněno vyhodnocení Kruskal-Wallisova testu a F testu (ANOVA)

Graf 11.6: Srovnání metod suchého a mokrého prosévání z hlediska stanovení množství makroagregátů

Již mikroagregáty musí vykazovat jistou úroveň stability, aby se mohly sdružovat do makroagregátů (Oades a Waters, 1991). V makroagregátech je však POH více koncentrována, a proto jsou známkou dobré stability půdy (Yamashita et al., 2006). Stabilita je založena na dvou základních mechanismech, a to přítomnosti fyzikálně-chemických sil a organominerálních komplexů (Llorente et al., 2010).

Množství makroagregátů lze určit i metodou suchého prosévání. Výsledky tohoto rozboru jsou znázorněny v Grafu 11. 7. Absolutně nejmenší množství makroagregátů bylo zjištěno v kontrolní variantě bez osetí. Naopak aplikace roztoků z rašeliny a leonarditu měla na tvorbu makroagregátů pozitivní vliv.



Poznámka: Tukeyův HSD test; Homogenní skupiny, alfa = ,05000; PČ = ,09833, sv = 16,000; vyhodnocení testu je znázorněno pomocí odlišných písmen a barev

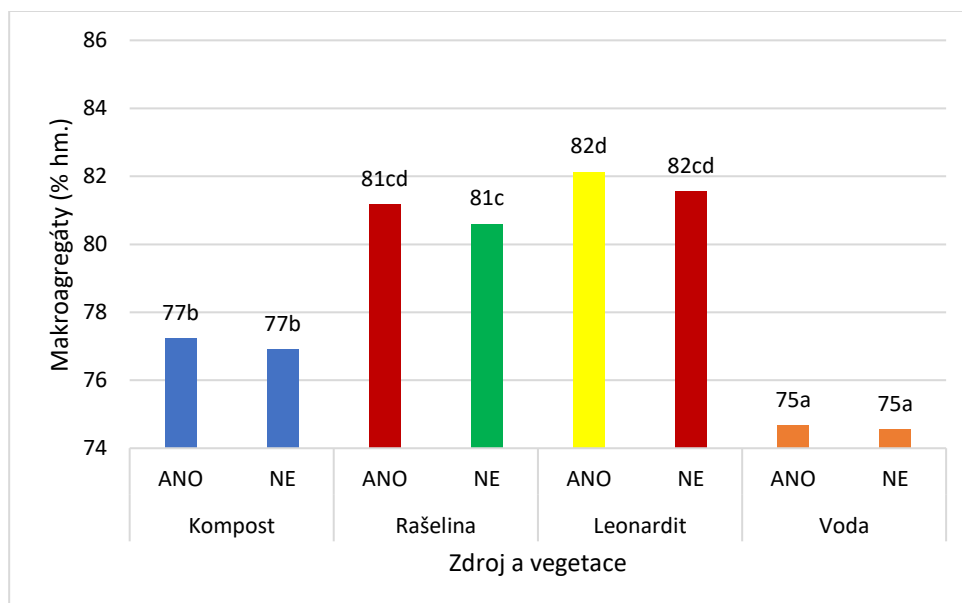
Graf 11.7: Množství makroagregátů (200–250 µm), metoda suchého prosévání

Pikul et al. (2007) považuje za nejvýznamnější indikátor kvality půdy přítomnost vodostálých agregátů, které jsou schopny odolávat rozplavení. V tomto případě se jedná o pravé půdní agregáty. Oproti tomu nepravé půdní agregáty jsou založeny na náhodném sloučení a ničivému působení vody podléhají. Mají za následek vznik půdní krusty, což vede ke snížení retence a zvýšení eroze půdy (Badorreck et al., 2013).

Z Grafu 11.8, jež znázorňuje množství makroagregátů stanovených metodou mokrého prosévání, je patrné, že HK podpořily vznik agregátů u všech variant. Byla tak potvrzena Hypotéza č. 1. Největší vliv na tvorbu vodostálých makroagregátů měly HK leonarditu za přítomnosti vegetace. Akimbekov et al. (2020) potvrzují vliv HK pocházejících z leonarditu na fyzikální, chemické i biologické vlastnosti půdy. Dále je zřejmé, že HK z různých zdrojů ovlivňují tvorbu vodostálých makroagregátů různou intenzitou, což též potvrzuje Valla (1992). Vedle často zmiňovaného vlivu na půdní strukturu a edafon (Little et al., 2014) zmiňují Tahir et al. (2011) například zvýšení sorpční schopnosti půdy, Nardi et al. (2002) dynamiku dusíku v půdě a Sevedbagheri (2010) činnost enzymů. Nelze opomenout ani zlepšení minerální výživy a zásobování mikroprvky (Ece et al., 2007; Vlčková et al., 2009).

V porovnání s dalšími zdroji HK vykazoval kompost nižší vliv na tvorbu makroagregátů, nicméně Arthur et al. (2011) potvrzují pozitivní vliv kompostu na fyzikální vlastnosti půdy. Dle Leroy et al. (2008) může aplikace kompostu díky obsahu HK

zlepšit vlastnosti i u půd nekvalitních, což bylo zjištěno výzkumem zahrnujícím aplikaci kombinovaného kompostu (zahradního, zeleninového a ovocného) na písčitou půdu o nízké kvalitě. Annabi et al. (2007) pak zdůrazňují především zvýšenou agregaci půdy po přidání kompostu.



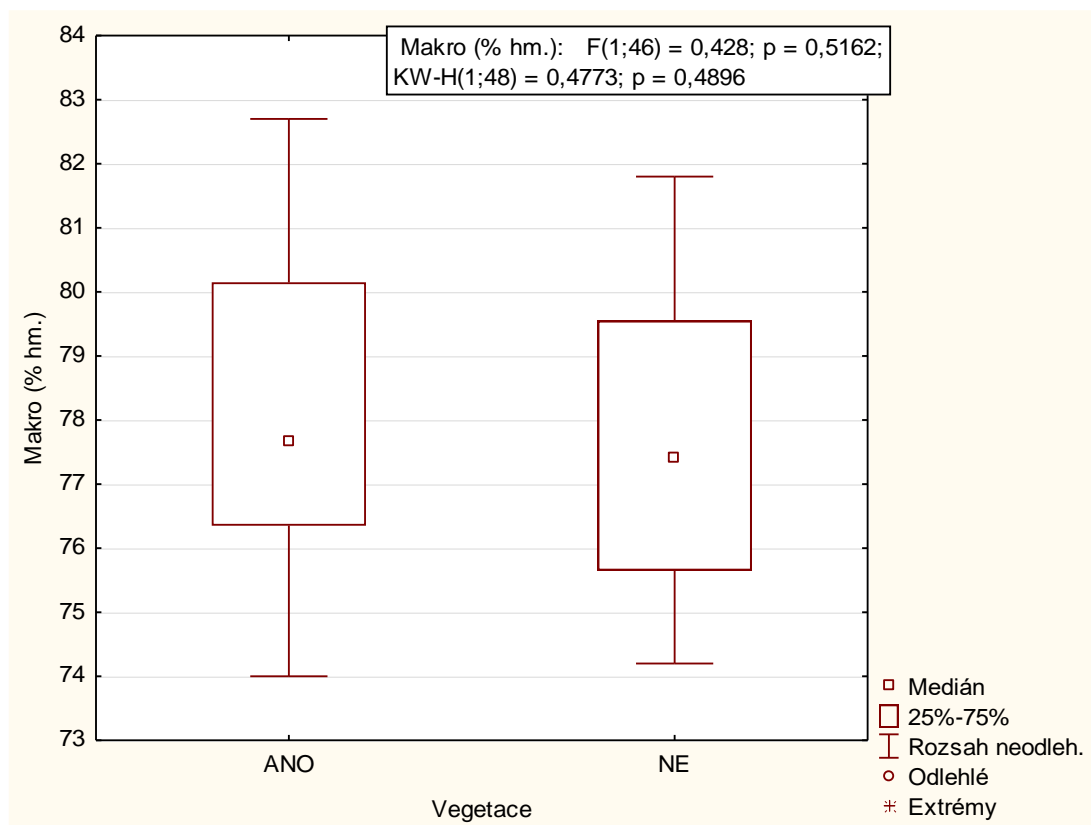
Poznámka: Tukeyův HSD test; Homogenní skupiny, alfa = ,05000; PČ = ,25375, sv = 16,000; vyhodnocení testu je znázorněno pomocí odlišných písmen a barev

Graf 11.8: Množství makroagregátů (2000–250 µm), metoda mokrého prosévání

11.3 Stanovení vlivu vegetace

Z předchozích výsledků je patrný trend, že k vyšší tvorbě makroagregátů došlo v případě přítomnosti vegetace, což by podporovalo Hypotézu č. 2. Pravděpodobně se jedná o výsledek synergických účinků HK a aktivity kořenů rostlin. Přesto, jak je možné vidět na Grafu 11.9, není rozdíl mezi osetými a neosetými variantami na dané hladině významnosti průkazný.

Dodáním HK do půdy dochází ke zvýšení produkce sacharidů rostlinou. Následně má rostlina více energie pro intenzivnější vegetaci a produkci tmelivých látek (Humaty.cz, 2021). Tmelicí agens jsou látky podporující stabilitu půdních agregátů. Patří mezi ně například právě HK, dále exsudáty vylučované kořeny a edafonem, jílové minerály, cementační látky či sesquioxidy (Forge et al., 2003). Vliv tmelících látek na půdní vlastnosti, především pak na strukturu půdy, potvrzují mimo jiné Igbini et al. (2010), Puglisi et al. (2013), Sekhohola a Cowan (2017).



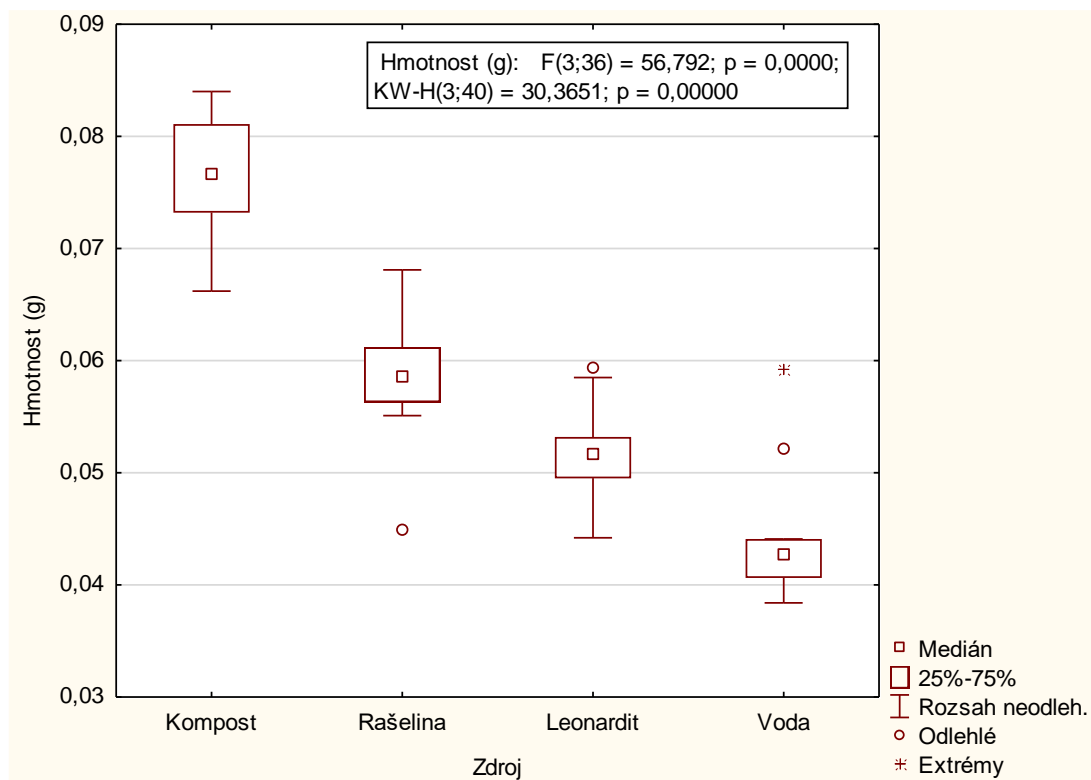
Poznámka: V rámečku je znázorněno vyhodnocení Kruskal-Wallisova testu a F testu (ANOVA)

Graf 11.9: Srovnání vlivu vegetace z hlediska stanovení množství makroagregátů

11.4 Stanovení vlivu huminových kyselin na tvorbu biomasy rostlin

Z Grafu 11.10 je patrné, že HK v dané dávce a koncentraci měly vliv na tvorbu biomasy rostlin. V grafu je znázorněna průměrná hodnota jedné rostliny v různých variantách. V porovnání s kontrolní variantou ($0,04 \pm 0,01$) byl největší účinek zaznamenán u kompostu ($0,08 \pm 0,01$), dále u rašeliny ($0,06 \pm 0,01$) a nejméně u leonarditu ($0,05 \pm 0,00$).

Seyedbagheri et al. (2012) a Van Trump et al. (2011) potvrzují, že HK mají pozitivní účinky na podporu růstu, ochranu a výnosy rostlin. Little et al. (2014) prokázali vliv HK získaných z leonarditu na zvýšení úrody brambor. Pozitivní vliv HK na růst rostlin byl zjištěn též u dalších zemědělských plodin napříč druhy, jako je kukuřice (Tan a Nopamornbodi, 1979), okurka (Rauthan a Schnitzer, 1981), réva vinná (Reynolds et al., 1995) či bavlna (Brownell et al., 1987).



Poznámka: V rámečku je znázorněno vyhodnocení Kruskal-Wallisova testu a F testu (ANOVA); Tukeyův HSD test; Homogenní skupiny, $\alpha = ,05000$; $P\check{C} = ,00322$, $sv = 36,000$; vyhodnocení testu je znázorněno pomocí odlišných písmen a barev

Graf 11.10: Vliv aplikovaných látek na tvorbu biomasy rostlin

Objevují se i negativní názory na HK a jejich vliv na rostliny. Huminové kyseliny totiž podporují vaznost těžkých kovů, což může být jak pozitivní, tak negativní. Záleží mimo jiné na obsahu prvků (i stopových) v půdě (Kurková et al., 2004; Martyniuk a Więckowska, 2003). Příčinou mohou být také takzvané ligandy, které zabraňují přístupnosti mikroživin rostlinám (Ayuso et al., 1996; Rauthan a Schnitzer, 1981). Nardi et al. (2002), Seyedbagheri et al. (2012) a Suh et al. (2014) upozorňují, že růst rostlin se též liší v závislosti na dávkování a koncentraci HK. Dle Ayuso et al. (1996), Rauthan a Schnitzer (1981) a Reynolds et al. (1995) mohou nadměrné koncentrace HK růst inhibovat. Na toto riziko poukazují i Dudley et al. (2001) v případě použití HK z leonarditu. Současně je doporučují aplikovat v kombinaci s hnojivy.

Při hodnocení zjištěných výsledků je nutné brát v potaz aplikační dávku a koncentraci roztoků HK. Je možné, že při jejich změně by mohlo být dosaženo jiných výsledků. Proto by bylo zapotřebí dalších podrobnějších výzkumů.

Závěr

V rámci diplomové práce byl zkoumán vliv huminových kyselin získaných z kompostu, rašeliny a leonarditu na vybrané půdní charakteristiky. Konkrétně byla práce zaměřena na sledování obsahu organického uhlíku, podpory agregace půdy a stimulace růstu rostlin po aplikaci roztoků huminových kyselin. V první fázi experimentu bylo zjištěno, že z původních surovin obsahoval nejvyšší obsah organického uhlíku leonardit (45,44 %), nižší rašelina (39,87 %) a nejnižší kompost (21,48 %). Připravené roztoky měly koncentrace uhlíku následující: leonardit 1,95 %, rašelina 0,55 %, kompost 0,38 %. Tyto roztoky byly naředěny na stejnou koncentraci (0,0029 %).

Založeno bylo celkem osm nádobových pokusů (s osetím pšenice), na něž bylo aplikováno 25 ml daného roztoku. Na šest variant byly aplikovány připravené roztoky huminových kyselin (kompost oseto a neoseto, rašelina oseto a neoseto, leonardit oseto a neoseto), na dvě varianty pouze voda (kontrola oseto a neoseto). Zemina použitá pro experiment byla podrobena základní zrnitostní analýze (dle Nováka půdní druh písčitohlinitý) a stanovení pH (slabě kyselé).

Bylo zjištěno, že větší množství organického uhlíku je obsaženo v jemné půdní frakci (<50 μm) v porovnání s velikostní frakcí 2000–50 μm . Vliv jednotlivých roztoků a vegetace na množství organického uhlíku v různých velikostních frakcích nebyl jednoznačný, a není tedy možné získané výsledky zobecnit. Jednoznačně však byl potvrzen vliv huminových kyselin na podporu tvorby makroagregátů. V tomto ohledu se pozitivně projevil především vliv huminových kyselin z leonarditu a rašeliny. Ovšem i aplikace roztoku huminových kyselin z kompostu měla příznivý vliv na tvorbu vodostálých makroagregátů. Současně na roztok vyrobený z huminových kyselin kompostu nejlépe reagovaly zaseté rostliny. Hmotnost fytomasy z této varianty byla nejvyšší ze všech.

Přínos dané diplomové práce spočívá v rozšíření počtu odborných prací týkajících se huminových kyselin. Je třeba vyzdvihnout obrovský potenciál využití huminových kyselin v zemědělské praxi, jelikož je možné jejich pozitivní účinky sledovat i při relativně nízkých koncentracích. Další studium těchto látek je tedy více než vhodné. Příhodné by bylo převést výzkum z laboratoře do reálných polních podmínek. Přínosné by bylo rovněž rozšíření výzkumu o studium vztahů na úrovni huminové kyseliny – rostliny – mikroorganismy.

Seznam použité literatury

1. Aggelides, S. M. a Londra, P. A. (2000). Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource Technology*, 71(3):253–259.
 2. Akimbekov et al. (2020). The effect of leonardite-derived amendments on soil microbiome structure and potato yield. *Agriculture*, 10(5):147.
 3. Akimbekov, N. et al., (2020). Lignite biosolubilization by *Bacillus* sp. RKB 2 and characterization of its products. *Geomicrobiology Journal*, 37:255–261.
 4. Akinremi, O. O. et al. (2000). Response of canola, wheat and green beans to leonardite additions. *Canadian Journal of Soil Science*, 80:437–443.
 5. Annabi, M. et al. (2007). Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. *Soil Science Society of America Journal*, 71(2):413–423.
 6. Arthur, E. et al. (2011). Amending a loamy sand with three compost types: impact on soil quality. *Soil Use and Management*, 27(1):116–123.
 7. Ayuso, M.T. et al (1996). Stimulation of barley growth and nutrient absorption by humic substances originating from various organic materials. *Bioresource Technology*, 57:251–257.
 8. Badorreck, A. et al. (2013). Morphology of physical soil crust and infiltration patterns in an artificial catchment. *Soil & Tillage Research*, 129:1–8.
 9. Berg, B. a McClaugherty, C. (2008). *Plant litter. decomposition, humus formation, carbon sequestration*. 2. vydání. Springer-Verlag, Berlin. ISBN-13 978-3540749226.
 10. Besnard, E. et al. (1996). Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *European Journal of Soil Science*, 47(4):495–503.
 11. Bingemann, C. W. et al. (1953). The effect of the addition of organic materials on the decomposition of an organic soil. *Soil Science Society of America Journal*, 17:34–38.
 12. Bot, A. and Benites, J. (2005). *The importance of soil organic matter – Key to drought-resistant soil and sustained food and production*. FAO Soils Bulletin, Rome. ISBN 92-5-105366-9.
 13. Brady N. C. a Weil R. R. (2000). *The nature and properties of soils*. 13. vydání, Prentice Hall, New Jersey. ISBN 0-13-016763-0.
-

-
14. Brady, N. C. (1990). *The nature and properties of soils*. 10.vydání, MacMillan, New York. ISBN 978-0029461594.
 15. Brady, N. C. a Weil, R. R. (1999). *The nature and properties of soils*. 12. vydání, Prentice Hall, New Jersey. ISBN-13 978-0-13-227939-0.
 16. Brownell, J.R. et al. (1987). Crop responses from two new leonardite extracts. *Science of The Total Environment*, 62:492–499.
 17. Caillé, A. et al. (2007). *2007 Survey of Energy Resources – Executive Summary*. London. ISBN 0-946121-26-5.
 18. Casagrande, A. (1934). *Die Aräometer-Methode zur Bestimmung der Kornverteilung von Böden und anderen Materialien*. Springer-Verlag, Berlin.
 19. Cotrufo, M. F., Ranalli, M. G., Haddix, M. L., Six, J., a Lugato, E. (2019). Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 12(12):989–994.
 20. Curtis, M. J. a Claassen, V. P. (2009). Regenerating topsoil functionality in four drastically disturbed soil types by compost incorporation. *Restoration Ecology*, 17(1):24–32.
 21. David, J. et al. (2014). The physico-chemical properties and biostimulative activities of humic substances regenerated from lignite. *Springerplus*, 3:156.
 22. Demirbas, A. (2002). Humic acid derivatives (HAD) from low rank turkish brown coals. *Energy Sources*, 24:127–133.
 23. Demirbas, A. et al. (2006). Humic substances and nitrogen-containing compounds from low rank brown coals. *ChemInform*, 28(4):341–351
 24. Dong, L et al. (2009). Humic acids buffer the effects of urea on soil ammonia oxidizers and potential nitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, 41:1612–1621.
 25. Dudley, J. B. et al. (2001). Leonardite and fertilizer levels influence tomato seedling growth. *Hortscience*, 36(5):913–915.
 26. Ece, A. et al. (2007). The effects of leonardite applications on climbing bean (*Phaseolus vulgaris* L.) yield and the some soil properties. *Journal of Agronomy*, 6(3):480–483.
 27. Ellis, S. a Mellor, A (1995). *Soils and environment*. Routledge, London. ISBN: 978-0415068888.
 28. Essington, M. E. (2004). *Soil and water chemistry: An integrative approach*. CRC Press LLC, Boca Raton. ISBN 978-0849312588.
-

-
29. Eswaran H. et al. (2000). Global soil C resources. In: Lai R. et al. (Eds.), *Soils and global change*. Lewis, Boca Raton, pp. 27–43. ISBN 978-1566701181.
 30. Fabrizio, A. et al. (2009). Effect of compost application rate on carbon degradation and retention in soils. *Waste Management*, 29(1):174–179.
 31. Fließbach, A. et al. (2007). Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1–4): 273–284.
 32. Fong, S. S. et al. (2006). Characterization of the coal derived humic acids from Mukah, Sarawak as soil conditioner. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 17:582–587.
 33. Forge, T. A. (2003). Effects of organic mulches on soil microfauna in the root zone of apple: implications for nutrient fluxes and functional diversity of the soil food web. *Applied Soil Ecology*, 22(1):39–54.
 34. Gieguzynska, E. et al. (2009). Compositional differences between soil humic acids extracted by various methods as evidenced by photosensitizing and electrophoretic properties. *Chemosphere*, 75.8:1082–1088.
 35. Gobat, J.-M. et al. (2004). *The living soil: fundamentals of soil science and soil biology*. Enfield:Science Publishers, New Hampshire. ISBN 1-57808-210-2.
 36. Golchin, A. et al. (1995). The effects of cultivation on the composition of organic-matter and structural stability of soils. *Australian Journal of Soil Research*, 33(6):975–993.
 37. Higarden.cz (2023). *Slovník pojmů – Leonardit*. [online] [cit. 8. 1. 2023]. Dostupné z: [Leonardit - Higarden.cz](https://www.higarden.cz/leonardit)
 38. Hlušičková, J. a Lhotský, J. (1994). *Ochrana půdní struktury před technogenní degradací*. Metodiky Ústavu zemědělských a potravinářských informací, Praha.
 39. Honsa I. (2008). Vybrané kapitoly z pedologie pro chemiky. *Bulletin*, 7(3):1–55.
 40. Horwath, W. (2015). Carbon cycling: the dynamics and formation of organic matter. In: Paul, E. A. (Ed.). *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*. 4. vydání, Elsevier, Amsterdam, pp. 339–382.
 41. Humaty.cz (2021). *O humátech*. [online] [cit. 3. 1. 2023]. Dostupné z: <https://www.humaty.cz/o-humatech>
-

-
42. Chambers, F. M. et al. (2011). Methods for determining peat humification and for quantifying peat bulk density, organic matter and carbon content for palaeostudies of climate and peatland carbon dynamics. *Mires and Peat*, 7(7):1–10.
43. Chapmann et al. (2017). Refining pedotransfer functions for estimating peat bulk density. *Mires and Peat*, 19:23.
44. Chen, Y. a Aviad., T. (1990). Effects of humic substances on plant growth, p. 161–186. In: MacCarthy, P., Clapp, C. E., Malcolm, R. L., Bloom, P. R. (Eds.). *Humic substances in soil and crop sciences: Selected readings*. American Society of Agronomy, Madison, pp. 161–186. ISBN-13 978-0891181040.
45. Chenu et al. (2019). Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, 188:41–52.
46. Chesworth, W. (2008). *Encyclopedia of soil science*, Springer, Dordrecht, ISBN 978-1-4020-5127-2.
47. Igbinigie, E. E. et al. (2010). Phyto-bioconversion of hard coal in the *Cynodactylon* / coal rhizosphere. *Biotechnology Journal*, 5:292–303.
48. Jandák, J. et al. (2014). *Vliv půdních pomocných látek na fyzikální a chemické vlastnosti půdy*. Mendelova univerzita v Brně, Brno. ISBN 978-80-7375-986-5.
49. Jílková, V. et al. (2021). *Organická hmota nad zlato*. Středisko společných činností AV ČR, v.v.i., Praha. ISBN 978-80-200-3294-2.
50. Kera.cz (2023). *Produkty*. [online] [cit. 3. 1. 2023]. Dostupné z: <https://www.kera.cz/produkty/>
51. Klavins, M. a Purmalis, O. (2013). Properties and structure of raised bog peat humic acids. *Journal of Molecular Structure*, 1050:103–113.
52. Kolář L. et al. (2006). Soil Organic Matter and its Stability in Aerobic and Anaerobic Conditions. *Soil & Water Research*, 1(2):57–64.
53. Kolář L. et al. (2011). Relationships between quality and quantity of soil labile fraction of the soil carbon in Cambisols after liming during a 5-year period. *Plant, Soil and Environment*, 57(5):193–200.
54. Kolář, L. et al. (2014). *Kniha a humusu, kvalita půdy, primární organická půdní hmota a humus*. Zemědělská a ekologická regionální agentura, o.s., Náměšť nad Oslavou. ISBN 978-80-87226-34-6.
-

-
55. Kopecký, M. et al. (2016). The new method of determination of the quantity and quality of primary soil organic matter and humus. In: *Proceedings from International conference soil-the non-renewable environmental resource*. Mendelova univerzita v Brně, Brno, pp. 135–142. ISBN 978-80-7509-413-1.
56. Kopecký, M. et al. (2018). The Importance of Soil Organic Matter. In: *Proceeding Book from Orgatrop 2017 – International conference on organic agriculture in the tropics*. Univesitas Gadjah Mada, Yogyakarta, pp. 128–135. ISBN 978-979-8678-32-5.
57. Kubát, J. (1992). Developments in agricultural and managed-forest ecology – Humus, its structure and role in agriculture environment. In: *Proceedings of the 10th symposium Humus et planta*. Elsevier, Amsterdam, pp. 1–201. ISBN 0-444-88980.
58. Kurková, M.; Klika, Z.; Kliková, C.; Havel, J. (2004). Humic acids from oxidized coals I. Elemental composition, titration curves, heavy metals in HA samples, nuclear magnetic resonance spectra of HAs and infrared spectroscopy. *Chemosphere*, 54:1237–1245.
59. Kuzyakov, Y. et al. (2000). Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 32:1485–1498.
60. Lavelle, P. a Spain, A. V. (2001). *Soil ecology*. Kluwer academic Publishers, Dordrechts. ISBN-13 978-1402004902.
61. Lee, S. et al. (2017). Upgrading and advanced cleaning technologies for low-rank coals. In: Luo, Z. a Agraniotis, M. (Eds). *Fuel and Chemical Production*. Woodhead Publishing, Duxford, pp. 73–92. ISBN 978-0-08-100895-9.
62. Leroy, B. (2008). The quality of exogenous organic matter: short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions. *Soil Use and Management*, 24(2):139–147.
63. Lindsay, R. (2010). *Peatbogs and carbon: A critical synthesis to inform policy development in oceanic peat bog conservation and restoration in the context of climate change*. University of East London, London.
64. Little, K.R. et al. (2014). Do lignite-derived organic amendments improve early-stage pasture growth and key soil biological and physicochemical properties? *Crop and Pasture Science*, 65:899–910.
-

-
65. Llorente, M. et al. (2010). Storage of organic carbon and black carbon in density fractions of calcareous soils under different land uses. *Geoderma*, 159(1–2):31–38.
66. Lourenco, M. et al. (2022). Peat definitions: A critical review. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, <https://doi.org/10.1177/03091333221118353>
67. Martens, D. A. (2000). *Management and crop residue influence soil aggregate stability*. *Journal of Environmental Quality*, 29:723–727.
68. Martyniuk, H.; Więckowska, J. (2003). Adsorption of metal ions on humic acids extracted from brown coals. *Fuel Processing Technology*, 84:23–36.
69. Miko, L. et al. (2019). *Život v půdě. Příručka pro začínající půdní biology*. 1. vydání. Lipka – školské zařízení pro environmentální vzdělávání Brno, Brno. ISBN 978-80-88212-17-1.
70. Nardi, S. et al. (2002). Physiological effects of humic substances on higher plants. *Soil Biology and Biochemistry*, 34:1527–1536.
71. Němeček, J. et al. (1990). *Pedologie a paleopedologie*. Academia, Praha. ISBN 80-200-0153-0.
72. Němeček, J. et al. (2011). *Taxonomický klasifikační systém půd*. 2. upravené vydání. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha. ISBN 978-80-213-2155-7.
73. Oades, J.M. a Waters, A.G. (1991). Aggregate hierarchy in soils. *Australian Journal of Soil Research*, 29:815–828.
74. Oertel, C. et al. (2016). Greenhouse gas emissions from soils – a review. *Geochemistry*, 76(3):327–352.
75. Olivella, M. et al. (2011). Geochemical characterization of a spanish leonardite coal. *Archives of Mining Sciences*, 56:789–804
76. Pettit, R. E. (2004). Organic matter, humus, humate, humic acid, fulvic acid and humin: their importance in soil fertility and plant health. *CTI Research*, 10:1–7.
77. Pikul, J. L. et al. (2007). Particulate organic matter and water-stable aggregation of soil under contrasting management. *Soil Science Society of America Journal*, 71(3):766–776.
-

-
78. Podpěra, J. (2023). *NEZkreslená věda*. [online] Otevřená věda [cit. 1. 2. 2022]. Dostupné z: <https://www.otevrenaveda.cz/export/sites/otevrenaveda/.content/files/metodicke-listy/S06E07-Ekosystemy.pdf>
79. Puglisi, E. et al. (2013). Rhizosphere microbial diversity as influenced by humic substance amendments and chemical composition of rhizodeposits. *Journal of Geochemical Exploration*, 129:82–94.
80. Rajan, K., et al. (2010). Soil organic carbon—the most reliable indicator for monitoring land degradation by soil erosion. *Current science*, 99(6):823–827.
81. Raselina.cz (2023). *Produkty*. [online] [cit. 5. 1. 2023]. Dostupné z: <https://www.raselina.cz/cs/produkty/>
82. Rauthan, B.S. a Schnitzer, M. (1981). Effects of a soil fulvic acid on the growth and nutrient content of cucumber (*Cucumis sativus*) plants. *Plant and Soil*, 63:491–495.
83. Reid, W. V. et al. (2005). *Ecosystem assessment ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington DC. ISBN 1-59726-040-1.
84. Rejšek, K. a Vácha, R. (2018). *Nauka o půdě*. Agriprint, Olomouc. ISBN 978-80-87091-82-1.
85. Reynolds, A.G. et al. (1995). Gro-Mate soil amendment improves growth of greenhouse-grown ‘Chardonnay’ grapevines. *HortScience*, 30:539–542.
86. Richter, R. (2004). *Multimediální učební texty z výživy rostlin*. [online] Mendelu [cit. 11. 12. 2023]. Dostupné z: <https://www.otevrenaveda.cz/export/sites/otevrenaveda/.content/files/metodicke-listy/S06E07-Ekosystemy.pdf>
87. Rowell, D. L. (2014). *Soil science – methods and application*. Routledge, London.
88. Scow, K. M. a Johnson, C. R. (2008). Effect of sorption on biodegradation of soil pollutants. *Advances in Agronomy*, 58:1–56.
89. Sekhohola, L. M. a Cowan, A. K. (2017). Biological conversion of low-grade coal discard to a humic substance-enriched soil-like material. *International Journal of Coal Science & Technology*, 4:183–190.
90. Senesi N. a Miano, T. M. (1994). Humic substances in the global environment and implications on human health. In: *Proceedings of the 6th international meeting of the international humic substances society*. Elsevier, Amsterdam, pp. 3–25. ISBN: 0-444-89593-0.
-

-
91. Sequeira, C. H. et al. (2011). Evaluation of potentially labile soil organic carbon and nitrogen fractionation procedures. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(2):438–444.
 92. Seyedbagheri, M. M. et al. (2012). Yields of potato and alternative crops impacted by humic product application BT. In: He, Z. Larkin, R. a Honeycutt, W. (Eds.). *Sustainable potato production: Global case studies*. Springer, Dordrecht, pp. 131–140. ISBN 978-94-007-4104-1.
 93. Sharifi, M. et al. (2008). Response of potentially mineralizable soil nitrogen and indices of nitrogen availability to tillage system. *Soil Science Society of America Journal*, 72(4):1124–1131.
 94. Schobert, H. (2017). Introduction to low-rank coals: Types, resources, and current utilization. In: Luo, Z. a Agraniotis, M. (Eds). *Fuel and chemical production*. Woodhead Publishing, Duxford, pp. 3–21. ISBN 978-0-08-100895-9.
 95. Sparks, D. L. (1995). *Environmental soil chemistry*. Academic Press, San Diego. ISBN 978-0-12-656446-4.
 96. Stentiford, E. a Sánchez-Monedero, M.A (2016). Past, present and future of composting research. *Acta Horticulturae*, 1146:1–10.
 97. Stevenson, F. J. a Cole, M. A. (1999): *Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. 2. vydání. John Wiley & Sons Inc., New Jersey, pp. 429. ISBN 978-0-471-32071-5.
 98. Suh, H.Y. et al. (2014). Tuber growth and quality of potato (*Solanum tuberosum* L.) as affected by foliar or soil application of fulvic and humic acids. *Horticulture, Environment, and Biotechnology*, 55:183–189.
 99. Sutton, R. a Sposito, G. (2005). *Molecular structure in soil humic substances: the new view*. *Environmental Science & Technology*, 39(23):9009–9015.
 100. Šantrůčková, H. et al. (2018). *Ekologie půdy*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice. ISBN 978-80-7394-695-1.
 101. Šarapatka, B. a Hejátková, K. (2014). *Degradace půdy a desatero zásad pro ochranu její kvality*. ZERA - Zemědělská a ekologická regionální agentura, o.s., Náměšť nad Oslavou. ISBN 978-80-87226-33-9.
 102. Šimek, M. et al. (2019). *Živá půda (2): Ekologie, využívání a degradace půdy*. Academia, Praha. ISBN 978-80-200-2976-8.
-

-
103. Šimek, M. et al. (2020). *Bez půdy to nepůjde*. Biologické centrum Akademie věd ČR, Ústav půdní biologie, České Budějovice. ISBN 978-80-86668-59-8.
104. Tahir, M.M. et al. (2011). Lignite-derived humic acid effect on growth of wheat plants in different soils. *Pedosphere*, 21:124–131.
105. Tan, K.H. (2015). *Humic matter in soil and the environment: principles and controversies*. 2. vydání. CRC Press – Taylor & Francis Group, Abingdon. ISBN-13 978-1482234459
106. Tan, K.H. a Nopamornbodi, V. (1979). Effect of different levels of humic acids on nutrient content and growth of corn (*Zea mays* L.). *Plant and Soil*, 51:283–287.
107. Turgay, O.C. et al. (2010). Effect of humic deposit (leonardite) on degradation of semi-volatile and heavy hydrocarbons and soil quality in crude-oil-contaminated soil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 170:45–58.
108. Váchalová, R. et al. (2016). *Primární organická půdní hmota a humus, dvě složky půdní organické hmoty*. Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Nitra. ISBN 978-80-552-1467.
109. Valla, M. (1992). Humic substances, their structure, chemical and physical properties. In: Kubát, J. (Ed.). *Humus, its structure and role in agriculture and environment*. Elsevier, Amsterdam, pp. 171–173. ISBN: 0-444-88980-9.
110. Van Trump, J.I. et al. (2011). Humic acid-oxidizing, nitrate-reducing bacteria in agricultural soils. *MBio*, 2:44–11.
111. Van Veen, J. A. a Kuikman, P. J. (1990). Soil structural aspects of decomposition of organic matter by microorganisms. *Biogeochemistry*, 11:213–223.
112. Vaněk, V. et al. (2010). Úloha organické hmoty v půdě. In: *Sborník z konference: Racionální použití hnojiv*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, pp. 16–25. ISBN 978-80-213-2983-6.
113. Verlinden, G. Et al. (2009). Application of humic substances results in consistent increases in crop yield and nutrient uptake. *Journal of Plant Nutrition*, 32:1407–1426.
114. Vlčková Z. et al. (2009). Lignite pre-treatment and its effect on bio-stimulative properties of respective lignite humic acids. *Soil Biology and Biochemistry*, 41:1894–1901.
-

-
115. Von Lützow, M. et al. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science*, 57(4):426–445.
116. Wagner, G. H. a Wolf, D. C. (1999). Carbon transformations and soil organic matter formation. In: Sylvia, D. M., Fuhrmann, J. J., Hartel, P. G. a Zuberer, D. A. (Eds.), *Principles and applications of soil microbiology*, Prentice Hall, New Jersey, pp. 218–258. ISBN-13 978-0130941176.
117. Weber J. et al. (2007). Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(6):1294–1302.
118. Wei, S. (2022). A comprehensive review on biomass humification: Recent advances in pathways, challenges, new applications, and perspectives. *Renewable and sustainable energy reviews*, 170:112984.
119. White, L. D. et al. (1992). *Environmental systems. An introductory text*. 2. vydání. Chapman and Hall, London, pp. 616. ISBN 978-0412471407.
120. Yamashita, T. et al. (2006). Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: effect of land use. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(11):3222–3234.
121. Yu, W., Huang, W., Weintraub-Leff, S. R. a Hall, S. J. (2022). Where and why do particulate organic matter (POM) and mineral-associated organic matter (MAOM) differ among diverse soils?. *Soil Biology and Biochemistry*, 172:108756.
122. Zhou, L. et al. (2019). Structural characteristics of humic acids derived from Chinese weathered coal under different oxidizing conditions. *PLOS One*, 14:0217469.
-

Seznam obrázků

Obrázek 3.1: Kategorizace půdní organické hmoty (upraveno dle Kolář et al., 2014)	14
Obrázek 5.1: Koloidní micela (Richter, 2004).....	18
Obrázek 10.1: Zdroje HK – kompost, rašelina, leonardit (zleva)	31
Obrázek 10.2: Osivo <i>Triticum aestivum</i> L., odrůda Johnson.....	35
Obrázek 10.3: Stav během vegetace	39
Obrázek 10.4: Stav při zakládání porostu	39

Seznam tabulek

Tabulka 10.1: Vlastnosti kompostu (zdroj – obal produktu)	32
Tabulka 10.2: Obsah rizikových prvků v kompostu (mg.kg^{-1} sušiny) (zdroj – obal produktu).....	32
Tabulka 10.3: Vlastnosti rašeliny (zdroj – obal produktu)	33
Tabulka 10.4: Obsah rizikových prvků v rašelině (mg.kg^{-1} sušiny) (zdroj – obal produktu).....	33
Tabulka 10.5: Stanovení půdního druhu na základě nejvíce používaných metod vyhodnocení	34
Tabulka 10.6: Hodnoty pH půdy před aplikací roztoků HK	34
Tabulka 10.7: Přehled variant aplikací roztoků HK.....	38

Seznam grafů

Graf 11.1: Obsah TOC v původních zdrojích	42
Graf 11.2: Obsah TOC v původních roztocích huminových kyselin.....	42
Graf 11.3: Obsah TOC ve frakcích půdy 2000–50 μm a $<50 \mu\text{m}$	43
Graf 11.4: Obsah TOC v frakci 2000–50 μm	44
Graf 11.5: Obsah TOC ve velikostní frakci $<50 \mu\text{m}$	45
Graf 11.6: Srovnání metod suchého a mokrého prosévání z hlediska stanovení množství makroagregátů	46
Graf 11.7: Množství makroagregátů (2000–250 μm), metoda suchého prosévání....	47
Graf 11.8: Množství makroagregátů (2000–250 μm), metoda mokrého prosévání... 48	
Graf 11.9: Srovnání vlivu vegetace z hlediska stanovení množství makroagregátů .	49
Graf 11.10: Vliv aplikovaných látek na tvorbu biomasy rostlin	50

Seznam použitých zkratk

C_{anorg} – anorganický uhlík

C_{org} – organický uhlík

C_{ox} – uhlík oxidovatelný za mokra

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (Organizace pro výživu a zemědělství)

FK – fulvokyseliny

H – huminy

HK – huminové kyseliny

IC – inorganic carbon (anorganický uhlík)

IPPC – Integrated Pollution Prevention and Control (Integrovaná prevence a omezení znečištění)

KVK – kationtová výměnná kapacita

POH – půdní organická hmota

POM – particulate organic matter (částicová organická hmota)

PPOH – primární půdní organická hmota

TC – total carbon (celkový uhlík)

TOC – total organic carbon (celkový organický uhlík)

TON – total organic nitrogen (celkový organický dusík)

VÚMOP – Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
