

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

**Vznik půdní organické hmoty v orných půdách ČR v
závislosti na druhu plodiny a dostupnosti živin.**

Diplomová práce

Bc. Jan Šmejkal

Školitelka: doc. Mgr. Eva Kaštovská, PhD.

České Budějovice 2022

Šmejkal, J., 2022: Vznik půdní organické hmoty v orných půdách ČR v závislosti na druhu plodiny a dostupnosti živin. [Soil organic matter development in arable soil of the Czech Republic as affected by crop species and nutrient availability. Mgr. thesis, in Czech] – 41 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Abstract:

Decomposition of crop residues of three common crop species in soil was studied in incubation experiment. Effects of nutrient (N, P) addition to crop residues and of the amount of residue added on the decomposition dynamics were evaluated using soil respiration measurement during the incubation period as well as soil organic matter characterization in soils after the incubation.

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

V Českých Budějovicích 8. 12. 2022.

.....

Bc. Jan Šmejkal

Poděkování

Chtěl bych poděkovat své školitelce Evě Kaštovské za vedení práce a za víc trpělivosti, než bych si zasloužil. Dále patří dík kolegům z Půdní skupiny katedry Biologie Ekosystémů, kteří mi velmi pomohli v laboratoři a při práci na plynovém chromatografu. V neposlední řadě chci poděkovat své rodině za dlouhodobou podporu ve studiu a kolegyni Darině Heřmanovské za rady ohledně práci v R.

Obsah

Úvod	1
Půdní organická hmota	3
Zdroje POH.....	3
Složení POH	4
Stabilizace POH.....	5
Specifika orných půd	7
Opatření ke zvýšení zásob POH v orných půdách	10
Metodika.....	12
Výběr plodin pro experiment.....	12
Odběr posklizňových zbytků	12
Odhad množství posklizňových zbytků	13
Odběr půdy	14
Stanovení pH, suché hmotnosti a obsahu organické hmoty v půdě.....	14
Stanovení obsahu C, N a P v biomase posklizňových zbytků	15
Uspořádání inkubačního experimentu	15
Měření rychlosti mineralizace C a výpočet celkové ztráty C z půdy.....	17
Rozbor půdy po skončení inkubace	18
Statistické vyhodnocení dat	19
Výsledky.....	20
Respirace půdy a celková mineralizace C	20
Mikrobiální biomasa a její C:N poměr	25
Živiny v půdním roztoku	26
Diskuse	29
Velikost přídatku jako nejvýznamnější faktor určující aktivitu půdy.....	29
Významná role interakce velikosti přídatku a jeho „kvality“ v jeho následných přeměnách v půdě.....	30
Hnojení nepodpořilo ukládání C v půdě	31
Závěr.....	32
Literatura	33
Příloha – Tabulka výsledků lineárních modelů	41

Úvod

Půda je dynamický přírodní útvar, který vznikl ze zvětralé zemské kůry za působení fyzikálních, chemických a biologických dějů, zejména prostřednictvím živých organismů. Dlouhodobě umožňuje existenci suchozemských ekosystémů i rozvoj lidské civilizace (Šantrůčková et al., 2018). Půda je prostředí, ze kterého rostliny čerpají vodu a živiny a díky tomu vytváří primární produkci, která je zdrojem potravy pro člověka a další organismy a také zdrojem dalších surovin, např. léčiv, vláken a materiálů pro energetické účely (Murphy et al., 2015).

Produkce rostlinné biomasy je ale jen jednou z přirozených funkcí půd. Mezi další, mimoprodukční funkce (také nazývané ekosystémové služby), patří regulace globálního i lokálního klimatu, čištění vody a regulace vodního cyklu či dekompozice biomasy a recyklace živin. Tyto funkce souvisejí se stavem (kvalitou, zdravím) půdy, který úzce souvisí např. se stavem společenstva půdních organismů, půdní strukturou a především s obsahem půdní organické hmoty (Adhikari et Hertemink, 2016).

Předmětem této práce jsou zemědělské půdy, jejichž primární funkcí je funkce produkční. Cílem jejich managementu by mělo být udržení a zlepšení obsahu a kvality půdní organické hmoty, které zajistí trvale udržitelnou zemědělskou produkci i správné fungování mimoprodukčních funkcí půdy. Obsah organické hmoty v zemědělských půdách ale vlivem nevyvážené bilance jejich vstupů a výstupů dlouhodobě klesá (Riley et Bakkegard, 2006; Guillaume et al., 2021). Dlouhodobé intenzivní využívání půdy vede ke ztrátě organické hmoty, způsobené především jejím zvýšeným rozkladem a erozí půdy (Balesdent et al., 2000). Vstupy organické hmoty, která je přirozeným zdrojem pro tvorbu stabilní půdní organické hmoty, jsou přitom při konvenčním způsobu hospodaření omezené. Jejich budoucí nárůst je, vzhledem ke stagnaci či snižování stavů hospodářských zvířat, a tedy i produkce statkových hnojiv, nepravděpodobný. Statková hnojiva také často nacházejí uplatnění v bioplynových stanicích, takže se množství aplikované na půdu může ještě snížit. Je tedy třeba efektivně využívat přirozený a v místě dostupný zdroj organické hmoty – posklizňové zbytky a vedlejší produkty pěstovaných plodin.

Přeměna posklizňových zbytků na stabilní půdní organickou hmotu je z velké části zprostředkována půdními mikroorganismy (Kallenbach et al., 2016). Růst mikrobiální biomasy je ale řízen nejen zásobeností půdy uhlíkem a jeho kvalitou (biochemickým složením), ale i dostupností živin, především makroprvků N a P (Kirkby et al., 2013). Pro vyvážení nevhodného poměru uhlíku a živin v potravě mikroorganismy využívají dostupné

živiny z půdního prostředí. Pokud je jich však z pohledu potřeby vytváření mikrobiální biomasy nedostatek, přeměna vstupující rostlinné biomasy v mikrobiálním metabolismu není efektivní a dochází ke ztrátám „přebytečného, nevyužitelného“ uhlíku mineralizací (Manzoni et al., 2018). Zvýšení dostupnosti živin pro mikroorganismy jejich dodáním v podobě rozumných dávek minerálních hnojiv spolu s posklizňovými zbytky je dostupné opatření, které může podpořit růst mikrobiální biomasy a zlepšit tak efektivitu využití posklizňových zbytků při tvorbě stabilní půdní organické hmoty (Kirkby et al., 2016). V ní vázané živiny jsou chráněny před ztrátou vyplavováním a rostlinám mohou být zpřístupněny postupně prostřednictvím rozkladu.

Cílem této práce je podat přehled o mechanismech stabilizace půdní organické hmoty v orných půdách a pro podmínky ČR otestovat vliv množství a přihnojení posklizňových zbytků tří běžných plodin na půdní mikrobiální společenstvo, proces dekompozice a stabilizaci půdní organické hmoty v půdě. Výsledkem by měla být identifikace podmínek (množství vstupů posklizňových zbytků a dostupnost živin) vedoucích ke zlepšení efektivity tvorby a akumulace půdní organické hmoty z posklizňových zbytků.

Půdní organická hmota

Půdní organická hmota (POH) je složka půdy, která je živého původu. Jde o směs organických látek vzniklých rozkladem těl rostlin, živočichů, mikroorganismů nebo jejich metabolitů. Půdy nejčastěji obsahují jen několik hmotnostních procent POH, která je soustředěna především ve svrchních částech půdního profilu (Blume et al., 2016). Obsah POH se pohybuje v rozmezí od <1 % v chudých písčitých půdách do 60–80 % v rašelinných a jiných organických půdách (Šantrůčková et al., 2018; Mulder et al., 2005). Zemědělské půdy v České republice obsahují 0,3–4,8 % organického uhlíku (MZe ČR, 2018), tedy přibližně 0,5–8,2 % POH (přepočten podle Valla et al., 2000).

I přes malý relativní obsah ve většině půd je POH zásadní pro ekologické funkce půdy. Zlepšuje fyzikální vlastnosti – snižuje objemovou hmotnost půdy, zvyšuje pórovitost a udržuje stabilní půdní strukturu. Tím pozitivně ovlivňuje vodní retenční kapacitu, snižuje ohrožení půdy vodní erozí a zajišťuje lepší podmínky pro růst kořenů (Hoffland et al., 2020). Obsah POH také souvisí s kationtovou výměnnou kapacitou a pufrací schopností půdy, organická hmota samotná je zásobárnou uhlíku a živin. Navíc dokáže sorbovat živiny z dodávaných průmyslových hnojiv a snižovat tak jejich ztráty vyplavením (Rojas et al., 2013).

Celosvětový odhad zásoby organického uhlíku v půdách je 1550 Gt (Ontl et Schulte, 2012). To představuje přibližně dvojnásobek uhlíku obsaženého v atmosféře a trojnásobek uhlíku uloženého v biomase rostlin (Duarte-Guardia et al., 2020). Půda je tak globálně největším zásobníkem uhlíku v suchozemských ekosystémech (Post et al., 1982). Díky své schopnosti ukládat CO₂ ze vzduchu ve formě POH, ale také uvolňovat zpět do atmosféry v podobě CO₂ a CH₄, dvou významných skleníkových plynů, má půda důležitou roli v tvorbě klimatu (Lal et al., 2004).

Zdroje POH

Hlavními zdroji POH jsou odumřelé nadzemní a podzemní části rostlin (opad) a směs organických látek uvolňovaných živými kořeny (rhizodepozice). Rostlinný opad se od kořenových exudátů výrazně liší chemickým složením i dynamikou vstupu do půdy. Kvalita, množství i časová distribuce opadu je mezi ekosystémy různá – je závislá na klimatu, který určuje převládající vegetaci, velikost primární produkce a střídání ročních období (Mathews, 1997). V podmínkách mírného pásu je opad převážně tvořen fotosynteticky aktivními částmi rostlin – listy, které opadávají na konci vegetační doby. S listy pravidelně odumírá také část

podzemní biomasy a spolu tvoří opad – přísun primární organické hmoty na povrch půdy a do půdního profilu (Paul, 2016).

Převažující složkou opadu rostlin jsou strukturální látky: celulóza (~50 %) a hemicelulózy (~20 %), lignin (~15 %), dále organické kyseliny, proteiny, a sekundární metabolity. Chemické složení rostlinného opadu je variabilní a silně závislé na druhu rostliny (Šantrůčková et al., 2018). Další významný vstup uhlíku do půdy představuje rhizodepozice, která průměrně tvoří asi 20–40 % uhlíku asimilovaného fotosyntézou (Hütsch et al., 2002; Pausch et Kuzyakov, 2017). Rhizodepozice spolu s kořeny, označovaná jako podzemní produkce (uhlík alokovaný pod zem a představující potenciální vstup do půdy) může představovat 15–35 % primární produkce u jednoletých (Farrar et al., 2003) a 56–69 % u vytrvalých rostlin (Swinnen et al., 1994). Rhizodepozice je směsí různě složitých organických látek. Její podstatnou složkou jsou kořenové exudáty, které se skládají převážně z cukrů, aminokyselin a organických kyselin rozpustných ve vodě (Pausch et Kuzyakov, 2017). Jejich složení je velmi proměnlivé v závislosti na růstové fázi rostliny (Tang et al., 2021), aktuálních podmínkách v půdě, např. dostupnosti vody (Ulrich et al., 2022) i na části kořene či hloubce, ve které se nachází (Dennis et al., 2010). Kořenové exudáty jsou významným prvkem cyklu uhlíku. Jsou rychle absorbovány mikroorganismy a dodávají jim energii potřebnou k rozkladu hůře dostupné organické hmoty a zpřístupňování živin. Většina z nich je rozložena na CO₂ a v půdě jich zůstává pouze přibližně 4 % (Pausch et Kuzyakov, 2017).

V zemědělských systémech jsou významným zdrojem vstupujícího uhlíku také organická hnojiva. Roční produkce trusu skotu čítá přibližně 1,3 t suché hmotnosti na dobytčí jednotku (500 kg hmotnosti zvířete podle vyhlášky č. 377/2013 Sb.). Při ustájení a využití podestýlky vzniká hnůj, který se aplikuje na ornou půdu typicky v množství 20–60 t·ha⁻¹ přibližně jednou za tři roky podle osevního postupu (Křen et Dušková, 2015). Průměrně se na půdu v ČR aplikují asi čtyři tuny statkových hnojiv na ha za rok (ČSÚ, 2022). Při častém využívání organických hnojiv mohou dodávané vstupy organické hmoty na zemědělské půdě odpovídat posklizňovým zbytkům plodin (strniště, sláma), kterých bývá řádově několik tun sušiny na hektar (Bielek et Jurčová, 2010).

Složení POH

Půdní organická hmota je různorodá skupina látek, které prochází přeměnami v půdě a setrvávají zde po různě dlouhou dobu. Primární organická hmota představuje nepřeměněný

vstupní organický materiál – substrát, který se teprve stane potravou půdních rozkladačů (viz kapitola Zdroje POH). Za přeměněnou organickou hmotu jsou považovány organické zbytky ve všech stádiích rozkladu, mikrobiální biomasa i produkty dlouhodobých procesů stabilizace organické hmoty v půdě. Většina POH (~90 %) je pasivní a zahrnuje přeměněnou a stabilizovanou organickou hmotu a jen asi 10 % představuje aktivní, právě se rozkládající organický materiál včetně biomasy půdních organismů, jejich enzymů a další produktů (Ondrasek et al., 2019). Celková biomasa půdních organismů (mikroflóry a fauny), tedy živá složka, představuje asi 7 % POH, z čehož většina (~70 %) připadá na půdní mikroflóru (bakterie, houby a řasy), která má pro rozklad organické hmoty největší význam (Miko et al., 2019). Součástí POH jsou i exkrementy půdních organismů. Po průchodu trávicím traktem je potrava zbavena snadno stravitelných látek a živin, proto se exkrementy půdní makrofauny a mezofauny velmi pomalu rozkládají a vytváří tzv. artropodový moder, který se může akumulovat a tvořit zoogenní organické horizonty (Němeček et al., 2001).

Podrobnější dělení POH na definované zásobníky je vždy závislé na účelu, za kterým se organická hmota studuje. Nejčastější je dělení podle stupně přeměny a mechanismu stabilizace, vzhledem k tomu, jaký má zvyšování zásob POH význam v udržení kvality půd a potenciálně i v mírnění dopadu klimatických změn (Lal, 2004). Tomu se snaží přizpůsobit i laboratorní metody, které nejčastěji rozdělují organickou hmotu na gradientu snadno rozložitelná – stabilizovaná (Abramoff et al., 2018) nebo identifikovat zásobníky uhlíku podle mechanismu stabilizace (von Lützow et al., 2007).

Stabilizace POH

Stabilizace POH je souhrnný název pro mechanismy, které chrání organickou hmotu proti dalšímu rozkladu a umožňují její dlouhodobější setrvání v půdě.

Humus, jak se stabilní půdní organická hmota tradičně nazývá, je definován jako produkt biotických i abiotických reakcí, které v půdě probíhají (humifikace). Na základě metody alkalické extrakce (původní metoda: Archard, 1786) se tradičně humus dělí na fulvokyseliny, huminové kyseliny a humin, z nichž humin představuje nejstabilnější formu organické hmoty. Jde o chemicky stabilizovanou, dále již téměř nerozložitelnou formu POH, tvořenou organickými makromolekulami. Modernější metody ale upozorňují na nejasnou chemickou definici těchto humusových látek, jejichž struktura může být artefaktem alkalické extrakce. Alkalická extrakce a poměr jednotlivých humusových frakcí se používá k popisu

chemické stability POH i v současnosti (Jakab et al., 2022), ale s rozvojem poznání dalších stabilizačních mechanismů se tento pohled stal předmětem kritiky a postupně se od něj i od humusového názvosloví spíše ustupuje (Kleber et Lehmann, 2019).

Přesto je zřejmé, že chemické složení vstupního materiálu má pro stabilitu a setrvání v půdě svůj význam. Chemická odolnost vůči rozkladu, rekalcitance, je způsobená obsahem těžko rozložitelných organických látek v organické hmotě, která do procesu rozkladu vstupuje. Příkladem tzv. primární rekalcitance může být vysoký obsah ligninu v dřevitých částech rostlin. Sekundární rekalcitance je způsobena látkami, které v organické hmotě vznikly biologickými nebo chemickými přeměnami v půdě (Dungait et al., 2012). Předpoklad, že hůře rozložitelné látky mají a priori lepší potenciál ke stabilizaci se ale nepotvrzuje vždy a za významnější je považována spíše odolnost vůči rozkladu získaná během přeměn probíhajících v půdě (Angst et al., 2021, von Lützow et al., 2007).

Za jeden z nejdůležitějších dlouhodobých stabilizačních mechanismů POH je v současnosti považována vazba na minerální částice jílu. Týká se směsi organických molekul vzniklých postupným rozkladem, které chemicky interagují s aktivními povrchy minerálních částic. Z toho většina (50–75 %) POH je navázána na jílové částice < 2 μm, 20–40 % na částice prachu o velikosti 2–62 μm a jen asi 10 % POH je vázáno na větší minerální částice (Christensen, 2001; von Lützow et al., 2007). Stabilizace a množství vázané POH je nicméně silně ovlivněno fyzikálními vlastnostmi konkrétních jílových minerálů (Kleber et al., 2004; von Lützow et al., 2007).

Velký význam je přikládán také stabilizaci POH způsobené jejím ukrytím (uzavřením) uvnitř půdních agregátů. Jejich vnitřní prostředí je nedostupné rozkladačům, je chráněno před půdními enzymy a někdy i před přístupem vzduchu. Úlomky POH, například odumřelé kořenové vlásky nebo části buněk mikroorganismů, ale třeba i fragmenty rostlinného opadu, se mohou takto konzervovat při vzniku půdních agregátů (Verchot et al., 2011). Tvorbu agregátů významně stimuluje mikrobiální aktivita a velký podíl hub v mikrobiálním společenstvu (Rashid et al., 2016.). Díky tomuto mechanismu stabilizace POH v půdních agregátech mohou mít bezorebné způsoby hospodaření, kde je narušení půdní struktury při zpracování půdy menší, lepší potenciál k sekvestraci uhlíku (Six et al., 2000). Dlouhodobé pokusy pěstování plodin bezorebnými technologiemi ukazují zvýšení zásoby POH ve svrchní části půdního profilu (Haddaway et al., 2017; Stockfish et al., 1999). Po zavedení orby do těchto systémů ale dochází k rychlému rozkladu organické hmoty, což ukazuje na zpřístupnění nashromážděných uhlíkatých látek, chráněných půdní strukturou během období s šetrnější úpravou půdy (Koch et Stockfish, 2006).

Mechanismy stabilizace ale nefungují odděleně. Příkladem může být biomasa půdní mikroflóry. Buněčné stěny odumřelých bakterií a jejich fragmenty jsou vůči rozkladu chráněny chemicky, obklopením jinou nerozloženou POH nebo ukrytím v půdním agregátu. Některé biomolekuly v cytoplazmě nebo vzniklé rozkladem odumřelých buněk mohou být po rozpadu buňky sorbovány na minerální částice (Miltner et al., 2012). Podobně tak kořeny mají relativně vysoký obsah rekalitrantních látek jako je lignin a suberin, zároveň ale kořenové vlásky snadno pronikají dovnitř půdních agregátů. Některé látky obsažené v kořenových exudátech navíc mají dobrý předpoklad pro interakci s jílovými minerály (Rasse et al., 2005).

Kapacita půdy pro ukládání stabilizovaného uhlíku je omezena. Stabilizaci vazbou na jílové minerály limituje zastoupením jílové frakce a vlastnosti jílových minerálů. Jíl zároveň ovlivňuje tvorbu agregátů, které umožňují fyzikální ochranu před rozkladem. Proto je limit saturace uhlíkem vždy ovlivněn charakterem půdy. V praxi zároveň proti stabilizaci uhlíku fungují mechanismy, které podporují rozklad (narušování půdní struktury orbou), proto se vliv saturace uhlíkem projevuje spíše v experimentech s bezorebným způsobem hospodaření, které podporují fyzikální protekci POH uvnitř agregátů (Stewart et al., 2007).

Specifika orných půd

Zemědělské hospodaření na půdách významně ovlivňuje velkou část jejich vlastností. V půdním prostředí jsou díky opakovaným zásahům, např. při přípravě půdy orbou, častější náhlé změny v dostupnosti kyslíku, vody, živin, potravy půdních organismů, ale i ve stavbě půdní struktury (uspořádání pórů a agregátů). Faktorů zasahujících do ekologie orných půd je několik a velká část z nich přímo nebo nepřímo souvisí s jejich degradací:

- disturbance orbou a další úpravou půdy,
- dodávání živin organickými a minerálními hnojivy, vápnění a aplikace pesticidů,
- sklizeň velké části primární produkce,
- omezené vstupy organické hmoty.

Během všech způsobů zpracování půdy dochází k nakypření svrchních vrstev půdy, při některých se navíc vrchní horizont převrací, což zajišťuje rovnoměrné rozmístění POH a živin v ornici. Provzdušnění půdy umožňuje zrychlený rozklad organické hmoty (Křen et al., 2015). Mechanicky rozrušeny jsou částečně i půdní (makro)agregáty, čímž se zpřístupní organická hmota, která byla uvnitř agregátu uzavřena a chráněna před rozkladem. Narušení

půdní struktury orbou navíc zvyšuje ohroženost půdy vůči utužení podorničí, které vyvolává řadu fyzikálních degradačních faktorů (Holland, 2004). Orba také zasahuje populace půdního edafonu – zpravidla snižuje jeho početnost a druhovou diverzitu. Mění strukturu půdních pórů a tím i životní prostředí organismů, převrácení horizontu ornice navíc podporuje vysychání a vystavuje půdní organismy predaci (Chan, 2001).

Pravidelné hnojení průmyslovými hnojivy udržuje v půdě vysokou hladinu živin, které mohou být v přirozených ekosystémech limitující (N a P). Výrazně tak ovlivňuje cykly živin v půdě, často tak, že potlačuje jejich přirozené přeměny prostřednictvím organismů. Např. hnojení minerálními hnojivy omezuje vytváření arbuskulární mykorhizy (Gryndler et al., 2006), aplikace dusíku snižuje jeho fixaci bakteriemi (Bahulikar et al., 2021; Smercina et al., 2019). Hnojení má dlouhodobě také významný vliv na abundanci i diverzitu většiny skupin půdních organismů (Guo et al., 2020; Sandor et al., 2016). Minerální hnojiva ve formě solí mohou podporovat utužení půdy zasolením podorničí (Malhi et al., 2012).

Vápnění orných půd, které se používá k úpravě pH a sorpčního komplexu, má velký vliv na biologické i chemické půdní procesy, např. podporuje růst bakterií, a tím i mineralizaci POH, potlačuje ale rozvoj hub, s negativním dopadem na tvorbu makroagregátů a stabilizaci POH v nich. Skupiny půdní fauny jsou vápněním ovlivněny většinou pozitivně (žížaly, nematoda; Holland et al., 2018).

Organická hnojiva (nejčastěji hnůj, kejda a kompost) jsou oproti minerálním považována za obecně prospěšná. Kromě živin (především N a P v minerální a organické formě) dodávají i organickou hmotu spolu s mikroorganismy. Obohacují tak půdní mikrobiální společenstvo (Ye et al., 2021).

Zásadní vliv na půdní organismy mají některé prostředky na ochranu rostlin – pesticidy. Část z nich kromě cílového organismu negativně ovlivňuje i další volně žijící živočichy a mikroorganismy. Velká část těchto přípravků přímo inhibuje aktivitu některých půdních enzymů, čímž ovlivňuje rozklad a přeměny živin i organické hmoty (Jat et al., 2021).

Zdroje primární organické hmoty jsou ve srovnání s přirozenými ekosystémy zpravidla nižší. Většina primární produkce – hlavního (např. zrno obilnin) a často i vedlejšího (sláma) produktu je sklizena (Alonso et al., 2012). I při ponechávání slámy obilovin na místě je její množství snižováno šlechtěním krátkostébelných odrůd (Lalić et al., 2005). Podle analýzy inventáře půd v Německu (více než 27 tis. lokalit) se celkové množství vstupů opadu mezi ornou půdou a trvalými travními porosty neliší. V travních porostech je

ale průměrně o 40 % větší vstup uhlíku z kořenů (Jacobs et al., 2020), které mají zpravidla jiné chemické složení a větší potenciál k tvorbě stabilní POH (Rasse et al., 2005).

Opatření ke zvýšení zásob POH v orných půdách

Hospodaření na orné půdě cílená na zlepšení stavu POH se zaměřují na několik různých přístupů:

- omezení narušení půdy,
- zvýšení vstupů uhlíku,
- podpora procesů stabilizace.

Sníženou disturbanci půdy zajišťují systémy s redukovanou orbou. Nižší intenzita zpracování lépe zachovává půdní strukturu a umožňuje ochranu POH uvnitř agregátů (Hati et al., 2021). Zároveň se sníží stupeň mechanického poškození půdní fauny (Chan, 2001). Měřitelný efekt na zásobu uhlíku ale bezorebné systémy (no-till) vykazují jen při jejich dlouhodobém trvalém využívání (Six et al., 2004). Zvýšení koncentrace uhlíku se ale často projevuje při povrchu a zásoba uhlíku v celém profilu se oproti konvenčnímu hospodaření dlouhodobě nemění (Haddaway et al., 2017). No-till vede pravděpodobně pouze ke změně distribuce POH v půdním profilu a jeho význam z hlediska sekvestrace uhlíku je nejasný (Luo et al., 2010).

Dodávání zdrojů organické hmoty je nejjednodušším a nutným opatřením pro udržení zásoby POH v orných půdách. Navracení slámy spolehlivě vede ke zvýšení koncentrace půdní organického uhlíku, průměrně ale jen asi o 13 % (pro období 15 let; Liu et al., 2014). Organická hnojiva, jako je kompost a hnůj, mohou mít až řádově větší efekt (Triberti et al., 2008, Zhang et al., 2014). Aplikace kompostu a hnoje v těchto experimentech byla 2,8 a 6,8 t·ha⁻¹·rok⁻¹, respektive. V České republice ale nejsou tato hnojiva v takových množstvích všude dostupná. V roce 2021 se ve Středočeském, Ústeckém a Jihomoravském kraji aplikovalo méně než 2 t hnoje· ha⁻¹ (ČSÚ, 2022).

Další postupy mohou směřovat k podpoře přeměn dodané organické hmoty v půdě a její dlouhodobé stabilizaci. Jedním z nejdůležitějších činitelů stabilizace POH je půdní mikrobiální biomasa (Miltner et al., 2012). Kromě přímých důkazů odhalujících zbytky mikrobiálních buněčných stěn vázaných na jílových částicích získaných mikroskopováním (Miltner et al., 2012) na to ukazuje podobnost jejího prvkového složení (C:N:P) se složením stabilizované POH vázané na jílové frakci (Kirkby et al., 2013). Poměr C:N:P je u mikroorganismů v daném biotopu z důvodu udržení homeostázy poměrně stálý. Mezi biotopy se v určitém rozsahu mění a odráží např. strukturu (složení) mikrobiálního společenstva nebo ekologické podmínky v půdě (Cleveland et Liptzin, 2007).

Pro optimální růst mikroorganismů by měl být poměr C:N:P v potravě stálý, avšak vyšší než mikrobiální v biomase tak, aby pokryl potřeby C pro růst i získání energie. Uhlík je stejně jako N a P využíván pro stavbu těla, ale na rozdíl od těchto prvků slouží heterotrofním organismům také jako zdroj energie a během metabolismu je mineralizován v procesu respirace. Potřeba uhlíku (v poměru k N a P) je dána účinností využití uhlíku (carbon use efficiency = CUE) v mikrobiálním metabolismu, která je vyjádřena jako poměr C zabudovaného do biomasy a C asimilovaného organismem. Biomasa posklizňových zbytků, které mikroorganismy v orných půdách rozkládají, je nejčastěji relativně bohatá na uhlík vůči obsahu N a P, které mohou být zabudovány do biomasy (vysoký poměr C:N a C:P). Další dostupné živiny mohou mikroorganismy osmoticky získávat z půdního roztoku. Nejsou-li však živiny dostupné v takových množstvích, aby pokryly potřebu danou stechiometrií buňky, dochází ke snížení efektivity využití substrátu a uhlík, který již není možné využít pro růst, je mineralizován na CO₂ (Manzoni et al., 2017).

Chemické složení posklizňových zbytků je poměrně variabilní. Liší se v závislosti na druhu plodiny i na části rostliny (Tab. 1). Průměrný poměr C:N v posklizňových zbytcích konkrétní plodiny proto závisí na zastoupení nadzemní a podzemní biomasy, které se mezi plodinami liší (Thiébeau et al., 2021) a které zároveň závisí na způsobu hospodaření (zaorávka slámy versus odvezení slámy).

Tab. 1: Poměry C:N [mol·mol⁻¹] v posklizňových zbytcích tří plodin získané z literatury. Hodnoty označené hvězdičkou jsou vypočítány z C:N nadzemních a podzemních částí podle jejich poměru pro danou plodinu.

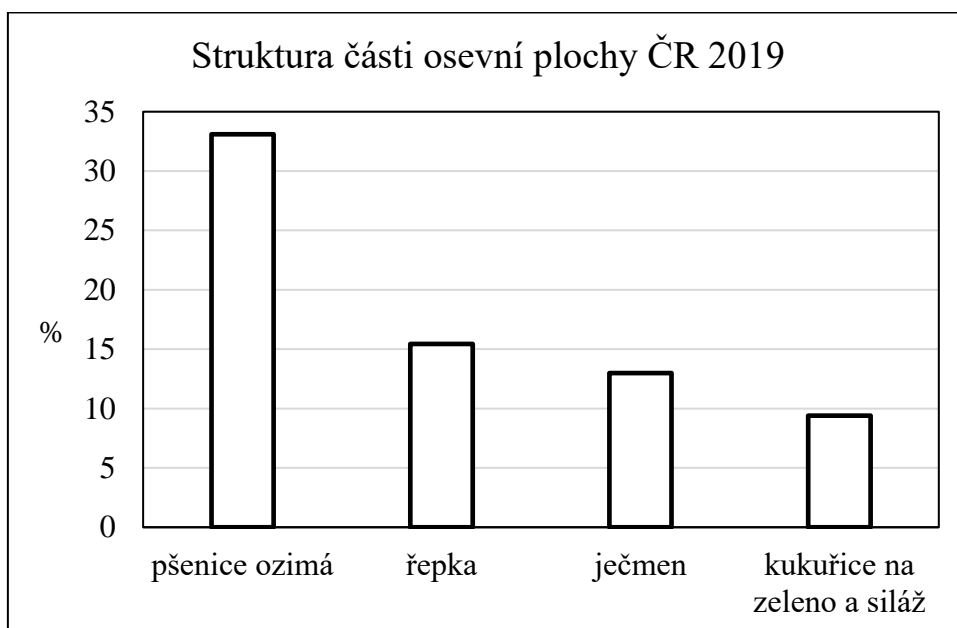
Plodina	Kořeny	Sláma	Zbytky spolu	Citace zdroje
Ječmen	60,3	43,9	*44,5	Semenov et al., 2019
Kukuřice	79,7	36,3	*73,1	Nourbakhsh, 2006
Řepka	49,7	60,9	*60,6	Soon et Arshad, 2002

Mikrobiální potenciální CUE (nelimitovaná kvalitou substrátu) dosahuje v laboratorních podmínkách až 62 % (Saifuddin et al., 2019), v půdě se pohybuje spíše okolo 26 % (Sinsabaugh et al., 2016). Přibližně 74 % z organismy asimilovaného uhlíku je spotřebováno jako zdroj energie a z půdy se uvolňuje respirací v podobě CO₂.

Metodika

Výběr plodin pro experiment

Struktura osevních ploch v České republice se během let příliš nemění. Naprostou většinu ploch zaujímají obiloviny, dále řepka a kukuřice (ČSÚ, 2019; Obr. 1). Pro inkubační experiment byly vybrány tři ze čtyř nejběžnějších plodin: řepka olejná (*Brassica napus*, L.), ječmen setý (*Hordeum vulgare*, L.) a kukuřice setá (*Zea mays*, L.).



Obr. 1: Struktura části osevní plochy ČR. Čtyři nejběžnější plodiny pro rok 2019. Zpracováno podle ČSÚ (2019).

Odběr posklizňových zbytků

Rostlinné zbytky jsem odebral během léta a podzimu 2020 za účelem odhadu množství posklizňových zbytků typických pro danou plodinu a získání materiálu pro založení inkubačního experimentu.

Posklizňové zbytky ozimé řepky jsou tvořeny celou rostlinou kromě semen. Odběr jsem proto provedl těsně před strojovou sklizní porostu v červenci 2020. Z plochy 60×60 cm vyznačené pomocí vzorkovacího čtverce (Obr. 2) jsem pomocí nůžek odebral nadzemní části rostlin. Z čtverce jsem dále odebral opad ležící na povrchu půdy. Pro odběr kořenů jsem plochu nakypřil pomocí rycích vidlí a kořenový systém jsem odebral i s ulpělou půdou, kterou jsem v laboratoři odstranil opakovaným promýváním ve vodě. Vše jsem provedl ve třech opakováních. Rostlinné zbytky jsem nastříhal nůžkami, sušil do konstantní hmotnosti při 60 °C a zvážil.

Posklizňové zbytky ječmene setého jsem odebral na strništi po sklizni obdobným způsobem jako u řepky (Obr. 2).



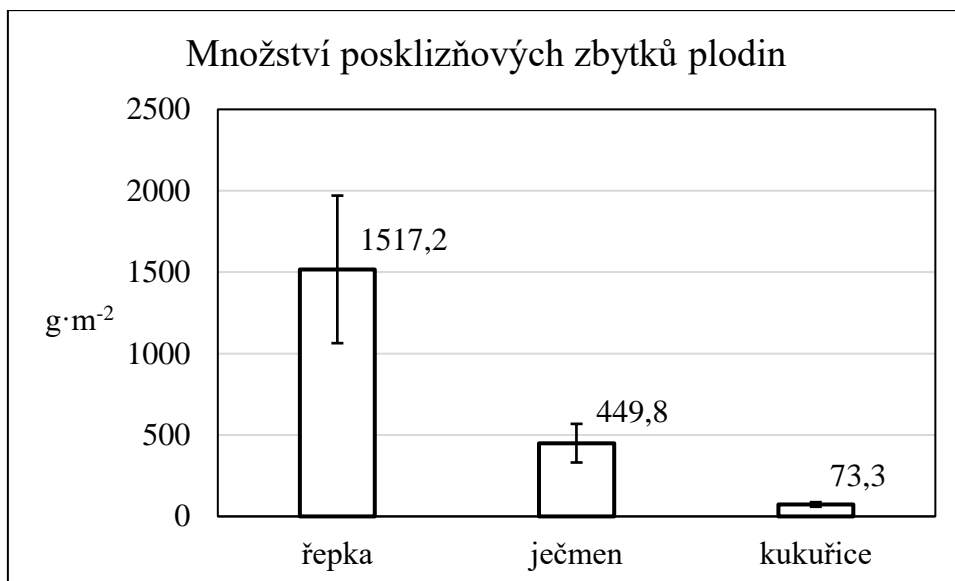
Obr. 2: Odběr nadzemní části posklizňových zbytků ječmene setého (*Hordeum vulgare* L.) ze vzorkovacího čtverce o straně 60 cm.

U kukuřice seté pěstované na siláž jsem odebral šest jednotlivých náhodně vybraných rostlin. Po prokypření půdy jsem vždy odebral zbytek stébla i s kořenovým systémem, který jsem v laboratoři očistil od půdy a vzorky zpracoval stejně jako u předchozích plodin.

Po usušení jsem nastříhané posklizňové zbytky zvážil a nadrtil pomocí střížného mlýnu Retch SM 100 na kusy <6 mm. Materiál byl až do založení inkubačního experimentu skladován v neprodyšných samouzavíratelných LDPE sáčcích při teplotě 4 °C.

Odhad množství posklizňových zbytků

Ze suché hmotnosti vzorků nadzemní a podzemní biomasy jednotlivých plodin jsem odhadl průměrné množství posklizňových zbytků na m². U řepky a ječmene jsem použil množství biomasy z odběrového čtverce o definované ploše. U kukuřice jsem množství posklizňových zbytků vypočítal z průměrné hmotnosti zbytků z jedné rostliny a rozteče řádků a průměrné vzdálenosti rostlin v řádku zjištěných přímo v terénu, které činily 75×15 cm. Odhady průměrného množství posklizňových zbytků jednotlivých plodin jsou v Obr. 3.



Obr. 3: Průměrné množství posklizňových zbytků jednotlivých plodin [g·m⁻²]. Znáznorněn je průměr (řepka a ječmen: n=3; kukuřice: n= 6) a směrodatná odchylka průměru.

Odběr půdy

Půdu pro inkubační experiment jsem odebral v prosinci roku 2020 v katastrálním území Haklovy Dvory (48.99322 N, 14.43031 E). Půda na vybraném pozemku spadá podle systému bonitovaných půdně ekologických jednotek (BPEJ) do kódu 5.53.01, což odpovídá půdnímu typu pseudoglej, subtyp pelický (Němeček et al., 2001; Novotný et al., 2013). Na pozemku byla v roce 2020 pěstována ozimá pšenice a po sklizni a úpravě strniště podmínkou ležela půda ladem. Odběr jsem načasoval tak, aby půda byla bez porostu a nedávné aplikace hnojiv, čímž jsem omezil vliv těchto faktorů na průběh inkubačního experimentu.

Půdu jsem odebral z 5 míst vzdálených od sebe několik metrů pomocí rýče z hloubky cca 0–10 cm a vytvořil směsný vzorek o hmotnosti asi 4 kg. Půdu jsem po odběru přesel přes síto o velikosti ok 5 mm, zbavil ji kořenů a zbytků rostlin. Do založení experimentu byla půda skladována za přirozené vlhkosti při 4 °C v neprodyšném LDPE sáčku.

Stanovení pH, suché hmotnosti a obsahu organické hmoty v půdě

Aktivní pH půdy jsem stanovil v suspenzi půdy s destilovanou vodou v poměru 1:5. Aktivní pH jsem změřil pomocí pH metru se skleněnou elektrodou po třech hodinách třepání půdní suspenze a cca 30minutové sedimentaci. Suchou hmotnost půdy jsem stanovil ihned po odběru a prosetí rozdíl hmotností vzorku před a po vysušení do konstantní hmotnosti při 105 °C po dobu asi čtyř hodin.

Pro základní stanovení obsahu organických látek jsem použil metodu ztráty žíháním. Vzorky půdy jsem spaloval v žáruvzdorných keramických kelímcích v muflové peci při teplotě 550 °C po dobu čtyř hodin. Obsah organické složky (C_{LOI}) jsem vypočítal ze změny hmotnosti před a po spalování a vyjádřil v %. Stanovení jsem provedl vždy ve třech opakováních.

Půda použitá pro experiment měla následující základní vlastnosti: suchou hmotnost $81,6 \pm 0,06$ %; pH_{H_2O} $6,67 \pm 0,02$; C_{LOI} $5,2 \pm 0,5$ %.

Stanovení obsahu C, N a P v biomase posklizňových zbytků

Část suchého vzorku posklizňových zbytků každé plodiny jsem umlel v korundové mlecí nádobě s pomocí kulového mlýnu MM 400 (Retch, Německo). Celkový obsah C a N byl stanoven spálením 3–4 mg vzorku v cínové kapsli při teplotě 980 °C s pomocí CN analyzátoru Vario MICRO cube (Elementar, Německo).

Fosfor v rostlinné biomase byl stanoven metodou podle Kopáčka et al. (2001) rozkladem analytu v silné kyselině. Celkové množství P bylo následně měřeno s pomocí analyzátoru FIA Lachat QC8500 (Lachat Instruments, Milwaukee, Wisconsin, USA).

Stejným způsobem byly stanoveny i obsahy C, N a P v pomletém vzorku půdy. Výsledky analýzy půdy (Tab. 2) jsem použil pro navržení parametrů inkubačního experimentu.

Tab. 2: Obsahy prvků C, N a P (hmotnostní %) v půdě a rostlinných zbytcích.

Prvek v %	Půda	Řepka	Kukuřice	Ječmen
C	2,26	42,7	42,8	42,2
N	0,23	1,79	0,66	0,57
P	0,09	0,12	0,05	0,06

Uspořádání inkubačního experimentu

Založil jsem experiment, jehož cílem bylo porovnat tvorbu/mineralizaci půdní organické hmoty po přidavku posklizňových zbytků z hlediska 1) jednotlivých plodin 2) množství přidávaných posklizňových zbytků a 3) vlivu přidávaných živin N a P, které by mohly limitovat přeměnu rostlinných zbytků půdními mikroorganismy.

V prvním případě (1) jsem porovnával vliv přídatku posklizňových zbytků, které se vzájemně lišily chemickým složením (Tab. 2). Ve druhém případě (2) jsem porovnával tři různé přídatky posklizňových zbytků.

- **Přirozený přídavek** je vypočten z množství posklizňových zbytků (Obr. 3). Tento přídavek je specifický pro danou plodinu a reprezentuje skutečné množství posklizňových zbytků, které po plodině v běžných podmínkách zůstává. Pro řepku, ječmen a kukuřici byl přirozený přídavek 19,3 mg; 6,1 mg a 2,2 mg posklizňových zbytků, respektive, na g suché půdy.
- **Standardizovaný přídavek malý** je pro všechny zkoumané plodiny stejný. Byl nastaven tak, aby teoreticky odpovídal množství C v půdní mikrobiální biomase, což u orných půd představuje nejčastěji <5 % z celkového obsahu organického uhlíku (Anderson et Domsch, 1989). Přídavek byl vypočten jako 0,05násobek celkového obsahu organického uhlíku v půdě (zjištěného na CN analyzátoru) a odpovídá 1,5 mg suchých posklizňových zbytků na g suché půdy.
- **Standardizovaný přídavek velký** je opět pro všechny zkoumané plodiny stejný, představuje přibližně množství posklizňových zbytků při jejich úplném ponechání a odpovídá 18,5 mg suchých posklizňových zbytků na gram suché půdy.

Do půdy jsem přidával drcené posklizňové zbytky v odpovídajících množstvích, které jsem vždy promísil s půdou. Tímto postupem jsem simuloval podmínku, která se po sklizni plodiny provádí. Při ní dochází k zapravení a promísení posklizňových zbytků s půdou do hloubky 10 cm.

Ve třetím případě (3) jsem testoval vliv přídatku živin spolu s posklizňovými zbytky v odpovídajících množstvích, které by mohly podpořit tvorbu mikrobiálně přeměněné stabilní organické hmoty (Kirkby et al., 2013; Kirkby et al., 2016). Cílem přidání živin bylo „vylepšení“ stechiometrického poměru prvků C:N:P v půdě obohacené rostlinnými zbytky tak, aby mikrobiální růst nebyl omezen nedostatkem N a P potřebných pro stavbu buněk. Podle (Kirkby et al., 2016) jsem postupoval následovně: Předpokládal jsem, že 30 % C z přidávané rostlinné biomasy může být zabudováno do mikrobiální biomasy a zbylých 70 % se prodýchá. Živiny jsem tedy přidal tak, abych upravil molární poměr C:N:P v rostlinných zbytcích (vůči zbylým 30 % C) na 50:12:1. Tento poměr přibližně odpovídá průměrnému poměru C:N:P v mikrobiální biomase v zemědělských půdách (Xu et al., 2013) a v mikrobiálně přeměněné stabilizované půdní organické hmotě (Kirkby et al., 2016). Zásoby

živin v použité půdě přitom nebyly brány v potaz. Živiny jsem přidával ve formě roztoků KNO_3 a KH_2PO_4 . Aby nebyly výsledky ovlivněny limitací mikrobiálních procesů sírou, která v experimentu nebyla řešena, přidával jsem síru v roztoku K_2SO_4 v poměru C:S = 70 podle Kirkby et al. (2013) stejným způsobem jako u sledovaných prvků.

Při výpočtu množství přidávaných živin jsem postupoval následovně: Na základě změřených koncentrací prvků C, N a P v posklizňových zbytcích jsem přidavek živin N a P vypočítal tak, aby byl molární poměr 30 % C:N:P v rostlině roven stechiometrickému poměru 50:12:1 (Kirkby et al. 2013) podle vzorce (1).

$$\frac{0,3C_B}{N_B + N_A} = r_N \quad (1)$$

kde C_B je látkové množství C v přidavku biomasy posklizňových zbytků plodiny, N_B je látkové množství daného prvku v přidavku biomasy posklizňových zbytků plodiny, N_A je látkové množství daného prvku přidané v roztoku a r_N je výsledný poměr C a daného prvku (C:N = 12; C:P = 50).

U řepky byl přirozený poměr C:N v biomase = 8,4 a tedy nižší než požadovaný poměr. Řepka byla proto hnojena pouze fosforem a sírou. Množství a poměry přidávaných živin v kontrolní hnojené variantě odpovídají variantě s přirozeným přidavkem ječmene (6,1 mg·g⁻¹ suché půdy).

Experiment jsem založil na začátku února 2020. Půdu ($60 \pm 0,05$ g) jsem navážil do 300ml skleněných lahví se šroubovacím uzávěrem a gumovým septem a ponechal při 20 °C přibližně 48 h. Poté jsem do každé lahve přidal posklizňové zbytky v odpovídajícím množství a ovlhčil buď 5 ml destilované vody (nehnojená varianta) nebo 5 ml roztoku živin ve složení specifickém pro danou plodinu a velikost přidavku. Všechny varianty byly založeny ve třech opakováních. Inkubace při teplotě 20 °C trvala celkem 123 dnů (17 týdnů).

Měření rychlosti mineralizace C a výpočet celkové ztráty C z půdy

Během dlouhodobé inkubace jsem opakovaně měřil rychlost respirace půd jako měřítko mikrobiální aktivity po přidavku rostlinných zbytků, jejich postupné dekompozice a ztráty C z půdy.

Celkem 28krát jsem měřil rychlost akumulace CO_2 uvnitř lahve (headspace) s inkubovanou půdou pomocí plynového chromatografu s tepelně vodivostním detektorem

(GC-TCD, Agilent, USA). Frekvence měření koncentrace CO₂ byla následující: 1×denně (1. týden po přidání rostlinných zbytků); 3×týdně (během 2. týdne); 2×týdně (mezi 3. a 10. týdnem) a 1×týdně (od 11. do 23. týdne inkubace). Po každém měření jsem lahev otevřel a vyvětral pod proudem vzduchu pokojového ventilátoru přibližně 15 sekund a opět plynotěsně uzavřel.

Rychlost mineralizace C vyjádřenou jako produkci CO₂ na gram suché půdy za hodinu jsem počítal vždy pro období inkubace trvající od uzavření nádob do okamžiku měření koncentrace CO₂. Oxid uhličitý vyprodukovaný heterotrofním metabolismem půdních organismů je uvnitř lahve přítomný jak v plynné formě, tak rozpuštěný v půdním roztoku. Rozpuštěná forma je kvůli uhličitánové rovnováze významná zejména u půd s pH>4,5, což byl případ mnou použité půdy (pH = 6,7). Celkový nárůst koncentrace CO₂ za sledované období je vyjádřen podle rovnice (2),

$$\Delta CO_2 = CO_{2(g)} - CO_{2(g)BLANK} + CO_{2(aq)} - CO_{2(aq)t-1} \quad (2)$$

kde ΔCO_2 je celková změna (produkce) CO₂; $CO_{2(g)}$ je CO₂ v plynném objemu vzorku, $CO_{2(g)BLANK}$ je pozadřová koncentrace CO₂ zjištěná ze vzorku vzduchu v místnosti při větrání; $CO_{2(aq)}$ je CO₂ rozpuštěný v půdním roztoku v podobě H₂CO₃ a HCO₃⁻; $CO_{2(aq)t-1}$ je koncentrace rozpuštěného CO₂ vždy pro předcházející termín měření. Poslední člen rovnice jsem použil jako korekci nadhodnocení výpočtu o CO₂ rozpuštěný v půdním roztoku, který se během větrání z roztoku neuvolní.

Celkovou ztrátu C z půdy rozkladem jsem vypočítal jako součet množství CO₂ vyprodukovaného v jedné lahvi za celou dobu trvání experimentu.

Rozbor půdy po skončení inkubace

Po skončení inkubace byla půda včetně přidaných posklizňových zbytků z každého vzorku rozvážena a použita na následující analýzy.

Stanovení C a N mikrobiální biomasy

Ve vzorcích byl stanoven obsah C and N vázaný v mikrobiální biomase půdních mikroorganismů fumigačně-extrakční metodou (Jenkinson et Powlson, 1976). Ke stanovení bylo použito 2 × 5g půdy z každé láhve. Jeden vzorek byl zpracován ihned a druhý po

24hodinové fumigaci v parách chloroformu stabilizovaného amylenem v exikátoru a následném důkladném odstranění chloroformu opakovaným odvětráním vzorku.

Oba vzorky byly extrahovány 20 ml 0,5M K₂SO₄ na horizontální třepače po dobu 30 min. Půdní suspenze byla poté centrifugována a filtrována přes skleněný filtr za sníženého tlaku. Filtráty byly skladovány v mrazicím boxu. Koncentrace organického C a celkového N v roztoku byla stanovena pomocí analyzátoru TOC-L, s jednotkou TNM-L (Shimadzu, Japonsko). Množství C a N v mikrobiální biomase bylo vypočteno jako rozdíl v jejich koncentracích ve fumigovaném a nefumigovaném vzorku. Výsledek byl upraven násobením korekčními faktory $K_C = 0,45$ (Vance et al., 1987) a $K_N = 0,54$ (Joergensen, 1995) které zohledňují efektivitu extrakce dusíkatých a uhlíkatých látek z půdy. Množství C a N (C_{bio} a N_{bio} , respektive v mikrobiální biomase) bylo vyjádřeno na gram suché půdy.

Stanovení přístupných živin

Ke stanovení bylo použito 4 g půdy z každé lahve. Vzorek byl extrahován 40 ml destilované vody na horizontální třepače po dobu 60 min a poté centrifugován a filtrován přes skleněný filtr za sníženého tlaku. Z vodného výluhu byly stanoveny přístupné živiny NH₄⁺, NO₃⁻ a PO₄³⁻ pomocí analyzátoru FIA Lachat QC8500. Výslednou koncentraci přístupných živin jsem vyjádřil na g suché půdy.

Statistické vyhodnocení dat

Vliv množství posklizňových zbytků, druhu plodiny a přihnojení jsem testoval v pokusu se dvěma faktory (**rostlina**: řepka, ječmen, kukuřice; **hnojení**: hnojeno, nehnojeno) a jednou kontinuální proměnnou (přídavek posklizňových zbytků v mg·g⁻¹ suché půdy). Pro testování dat pokusných skupin jsem použil lineární model s hlavními efekty a interakcemi. Před vlastním testováním jsem ověřoval homogenitu variancí vstupních dat pomocí Bartlettova testu. V případě nevyhovění předpokladu homogenity variancí ($p < 0,05$) jsem data pro danou proměnnou transformoval přirozeným logaritmem (\log_e). Modely jsem zjednodušoval vyřazením nejvyšší interakce v případě $p \gg 0,05$ a porovnáním modelů ověřoval změnu v průkaznosti výsledku. Normální rozdělení residuí modelů jsem ověřoval Shapiro-Wilkovým testem. Výsledky lineárních modelů jsou uvedeny v Tab.4 na konci práce.

Pro testování jsem použil program R (verze 4. 2. 1, R Core team, 2022).

Výsledky

Respirace půdy a celková mineralizace C

Dynamika respirace v průběhu prvních 41 dnů inkubace

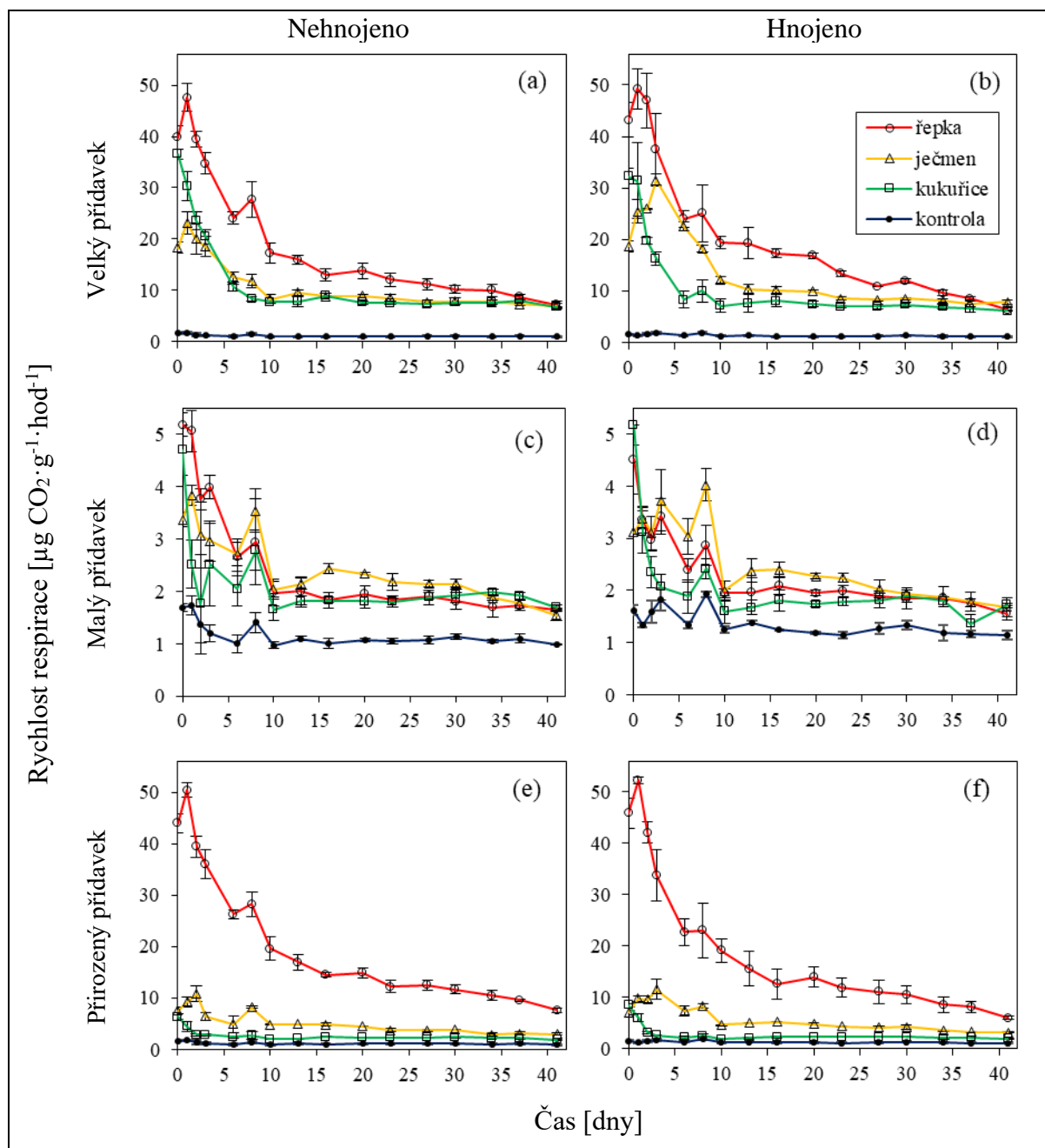
V průběhu prvních cca 40 dní probíhala nejintenzivnější dekompozice rostlinných zbytků v půdě, během níž se nejvíce projevíly rozdíly způsobené jejich odlišným složením. Proto se nejprve zaměřuji na popis dynamiky respirace půd v tomto období.

Rychlost respirace půd s přidavkem posklizňových zbytků byla oproti kontrolní variantě během prvních 41 dní inkubace vždy vyšší, nezávisle na plodině, výši přídatku i hnojení (Obr. 4). Rychlost respirace závisela především na velikost přídatku – velký přídatek způsobil vyšší rychlost respirace půdy než přídatek malý (Obr. 4 a, b versus c, d). Podobně tomu bylo i ve variantě s přirozeným přídatkem, kdy rychlost respirace rostla s velikostí přirozeného přídatku posklizňových zbytků plodin v pořadí kukuřice ($2,2 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$), ječmen ($6,1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$), řepka ($19,3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$) (Obr. 4 e, f).

Významně se v počáteční fázi inkubace projevil také druh plodiny. Ovlivnil počáteční rychlosti respirace i její dynamiku, která je indikátorem průběhu dekompozice přidané rostlinné biomasy. Nejvyšší rychlost respirace na samém počátku inkubace u standardizovaných (velkých a malých) přídatků měly varianty s řepkou (Obr. 4 a–c). U velkého přídatku přetrvávala vyšší rychlost respirace půd s řepkou oproti ostatním dvěma druhům plodin 30 dní (Obr. 4 a, b), u malého přídatku v nehnojené půdě pak 5 dní (Obr. 4. c). Půdy s přídatkem posklizňových zbytků řepky a kukuřice dosahovaly nejvyšších rychlostí respirace ihned během prvního nebo druhého dne po přídatku, a poté výrazně poklesly, zatímco u přídatku ječmene se nejvyšší rychlost respirace objevovala spíše později, mezi druhým a pátým (někdy i desátým) dnem (Obr. 4). Dynamiku respirace v počátcích inkubace ovlivnilo také hnojení, což se nejvíce projevílo u ječmene (Obr. 4 a–d). U variant s ječmenem došlo mezi prvním a desátým dnem inkubace ke zvýšení rychlosti respirace oproti nehnojené variantě v případě velkého i malého přídatku, v druhém případě pak díky tomu byla rychlost respirace u ječmene v hnojené půdě v těchto dnech vyšší v porovnání s ostatními variantami (Obr. 4 d). Pro řepku a kukuřici není takový efekt patrný (Obr. 4 a–d).

Na dynamice respirace půdy v prvních 41 dnech inkubace se projevíla také interakce mezi druhem plodiny a velikostí přídatku posklizňových zbytků. Ve variantě s velkým přídatkem jsou rozdíly mezi druhy posklizňových zbytků velmi zřetelné (půda s řepkou má

vyšší rychlost respirace než půdy s ječmenem a kukuřicí), u malého přídávku rozdíl tak jasný a jednoznačný není (Obr. 4 a–d).



Obr. 4: Porovnání průběhu rychlosti respirace v nehnojených (a, c, e) a hnojených (b, d, f) půdách s různě velkými přídávky posklizňových zbytků řepky, ječmene a kukuřice v porovnání s kontrolou během prvních 41 dní z celkových 123 dní inkubace. Zobrazen je vždy průměr ($n = 3$) a \pm směrodatná odchylka průměru. Přídávky suchých posklizňových zbytků na gram suché půdy byly následující: Malý = 1,5 mg pro všechny plodiny; Velký = 18,5 mg pro všechny plodiny; Přirozený: řepka = 19,3 mg; ječmen = 6,1 mg; kukuřice = 2,2 mg.

Průměrná bazální rychlost respirace v druhé polovině doby inkubace

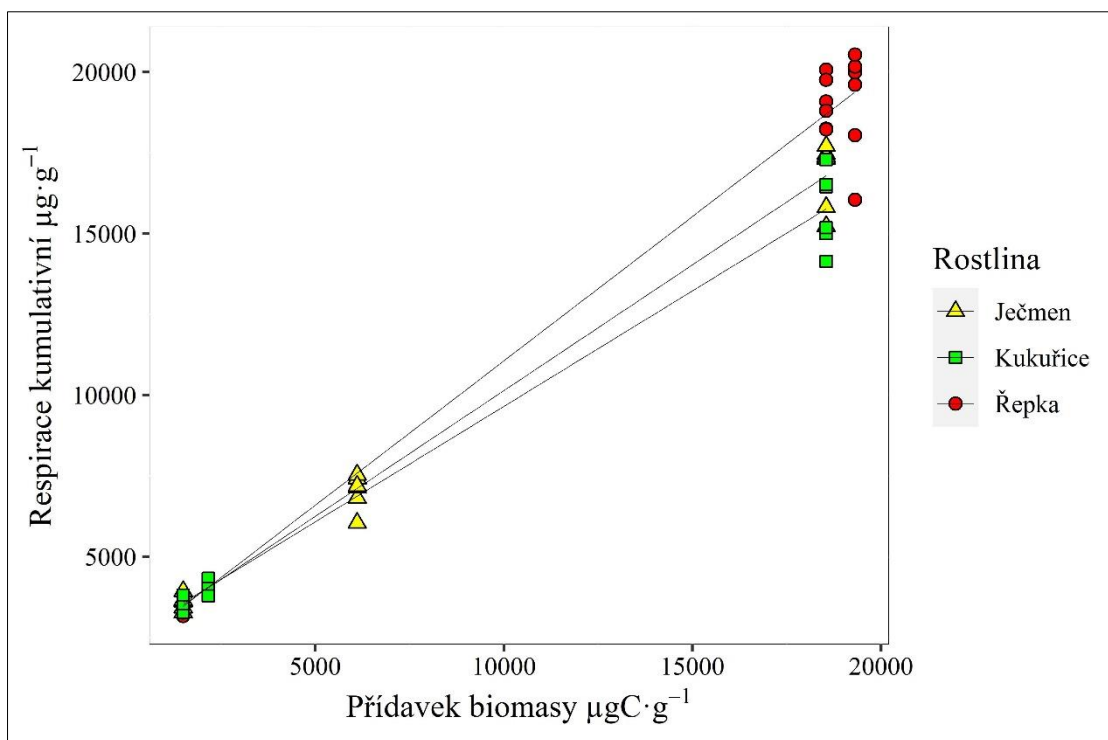
V období po 40. dni inkubace (den 42–123) už rychlosti respirace půd ve všech variantách stagnovaly nebo jen mírně klesaly (neukázáno). Proto jsem půdy charakterizoval průměrnou rychlostí bazální respirace (Tab. 3). U velkého přídávku řepky, kde byla rychlost respirace zpočátku nejvyšší, došlo po 40. dnu inkubace k jejímu poklesu pod úroveň půd s kukuřicí a ječmenem (jak ukazuje už Obr. 4 a, b). Na konci inkubace byla proto tato varianta charakterizována nejnižší rychlostí respirace půdy, zatímco varianty s kukuřicí a ječmenem měly rychlost respirace vyšší a srovnatelnou (Tab. 3). Půdy s malým přídávkem dýchaly srovnatelnou rychlostí bez ohledu na druh plodiny a hnojení. U přirozeného přídávku odpovídala rychlost respirace velikosti přídávku: nejvyšší rychlost dosáhla varianta s řepkou, nižší varianta s ječmenem a nejnižší varianta s kukuřicí.

Tab. 3: Průměrná rychlost respirace [$\mu\text{g CO}_2\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{hod}^{-1}$] v období 42.–123. den inkubace. Hodnoty představují průměr ($n = 36$) \pm směrodatnou odchylku průměru. Přídávky posklizňových zbytků: Malý = 1,5 mg pro všechny plodiny; Velký = 18,5 mg pro všechny plodiny; Přirozený: řepka = 19,3 mg; ječmen = 6,1 mg; kukuřice = 2,2 mg. Varianta Kontrola je bez přídávku posklizňových zbytků.

Přídavek	Velký přídavek		Malý přídavek		Přirozený přídavek	
	Hnojeno	Nehnojeno	Hnojeno	Nehnojeno	Hnojeno	Nehnojeno
Řepka	3,1 \pm 1,4	3,8 \pm 1,7	1,2 \pm 0,4	1,2 \pm 0,4	3,5 \pm 1,5	4,1 \pm 1,9
Ječmen	5,0 \pm 1,8	5,8 \pm 1,2	1,2 \pm 0,4	1,1 \pm 0,2	2,0 \pm 0,6	2,0 \pm 0,7
Kukuřice	4,8 \pm 1,2	5,5 \pm 1,2	1,3 \pm 0,4	1,4 \pm 0,4	1,4 \pm 0,4	1,4 \pm 0,4
Kontrola	0,9 \pm 0,2	1,1 \pm 0,2				

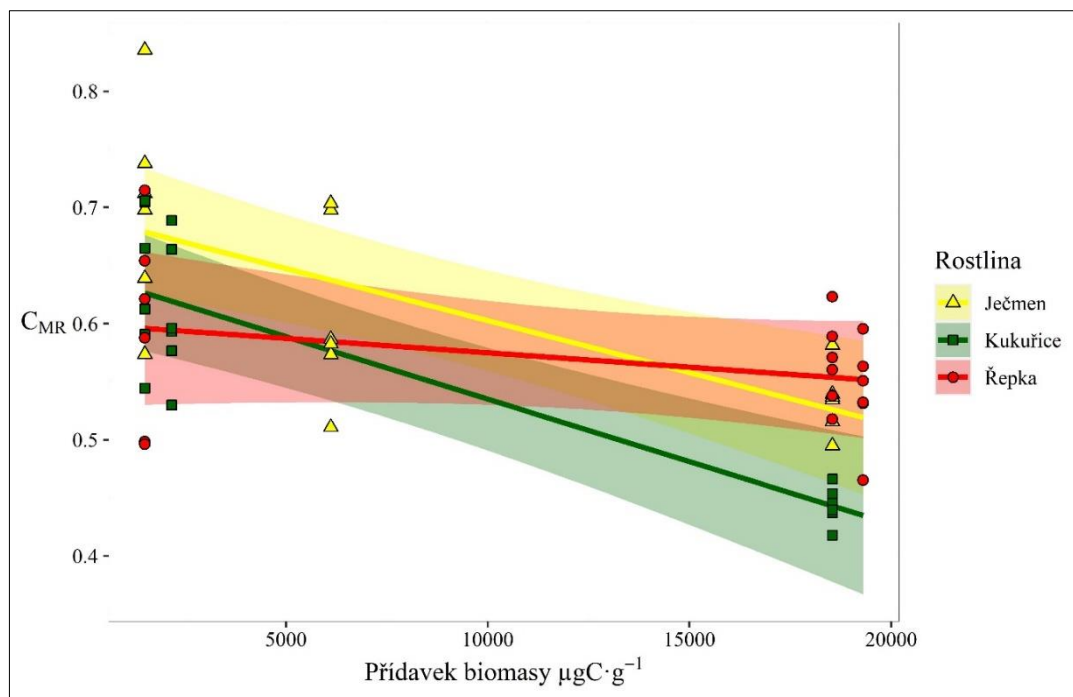
Celková a relativní ztráta C z půd za dobu inkubace

Kumulativní respirace, reprezentující celkovou ztrátu C z půdy mineralizací na CO₂ za dobu inkubace (123 dní), rostla s velikostí přídávku posklizňových zbytků (Tab. 4, Obr. 5). Závisela také na druhu rostliny a především na interakci rostlina:přídavek (lineární model, $p = 0,005$), jak naznačuje odlišný sklon regresních přímek v Obr. 5. Nejvyšších ztrát C dosahovala půda s řepkou, dále s ječmenem a nejnižších půda s kukuřicí a rozdíly byly zřetelné zejména pro velký přídavek (Obr. 5). Hnojení, ačkoli ovlivnilo průběh dekompozice v počáteční fázi (Obr. 4), nemělo na celkovou ztrátu C z půd průkazný vliv (Tab. 4).

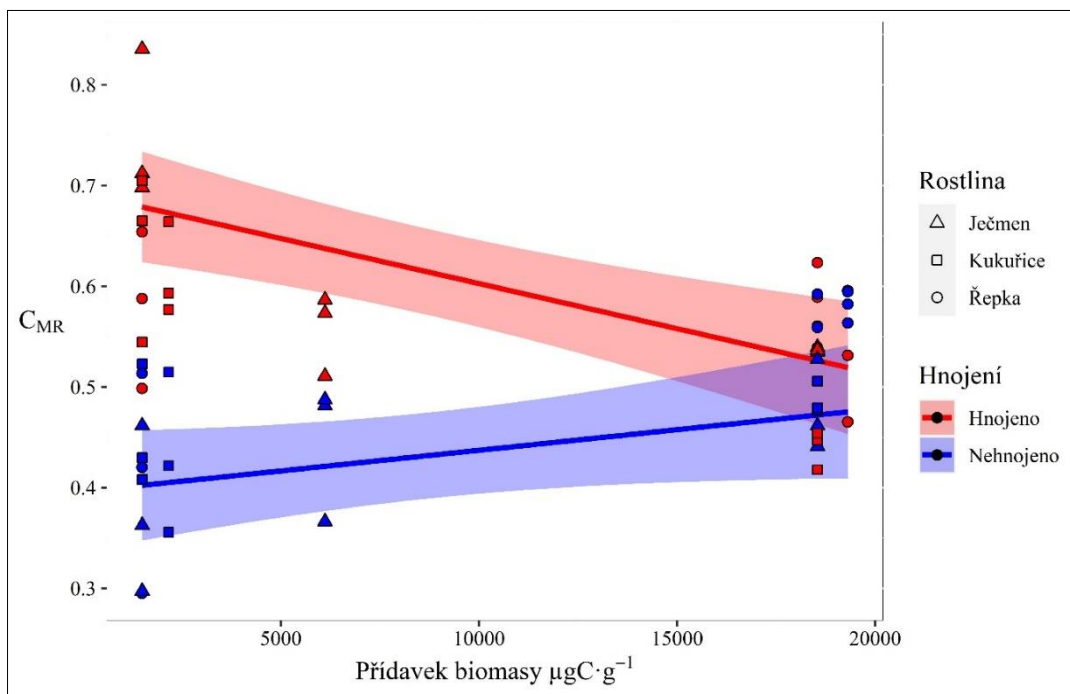


Obr. 5: Závislost kumulativní respirace za dobu 123 dní inkubace na velikosti přídavku posklizňových zbytků. Datové body jsou proloženy přímkou lineární regrese pro druhy rostlin nezávisle na hnojení.

Ztráty uhlíku z půdy jsem vyjádřil také relativně vzhledem k množství uhlíku přidaného do půd ve formě posklizňových zbytků. Podíl mineralizovaného uhlíku ($C_{MR} = (C_{\text{resp.kumul.}} - C_{\text{resp.kumul.kontrola}}) / C_{\text{přídavek}}$) se průměrně pohyboval od 45 do 68 %, především v závislosti na druhu rostliny, velikosti přídavku a jejich interakci (Tab. 4, Obr. 6). Průměrný podíl mineralizovaného C z řepky byl na velikosti přídavku závislý jen velmi slabě – mezi malým a velkým přídavkem se hodnota C_{MR} téměř nezměnila a zůstala na cca 59 %. To znamená, že asi 40 % C přidaného v biomase řepky zůstávalo v půdě bez ohledu na výši přídavku (Obr. 6). Pro další plodiny hodnota C_{MR} s rostoucím přídavkem klesala a rostl tedy podíl C uloženého v půdě, a to srovnatelným tempem. Podíl prodýchaného uhlíku se u kukuřice snížil mezi malým a velkým přídavkem z 62 na 45 % a u ječmene z 68 na 55 % (Obr. 6). Velikost přídavku měla tedy větší vliv na jejich přeměny a další osud u posklizňových zbytků s horším živinovým složením (kukuřice, ječmen; Tab. 2). Ve výsledku v případě malého přídavku zůstalo nejvíce C v půdě z řepky, a to asi 40 %, zatímco v případě nejvyššího přídavku to bylo z kukuřice, a to asi 55 %. Při přirozeném přídavku, který odpovídá množství posklizňových zbytků v běžné praxi (řepka = $19,3 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$; ječmen = $6,1 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$; kukuřice = $2,2 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) se relativní ztráta uhlíku mez plodinami neliší (Obr. 6).



Obr. 6: Závislost podílu mineralizovaného uhlíku z přidaných zbytků (C_{MR}) za období 123denní inkubace na velikosti přídavku posklizňových zbytků. Body představují částečná residua modelu, přímky představují predikci hodnoty C_{MR} pro jednotlivé rostliny, zvýrazněné oblasti ukazují 95% konfidenční interval.

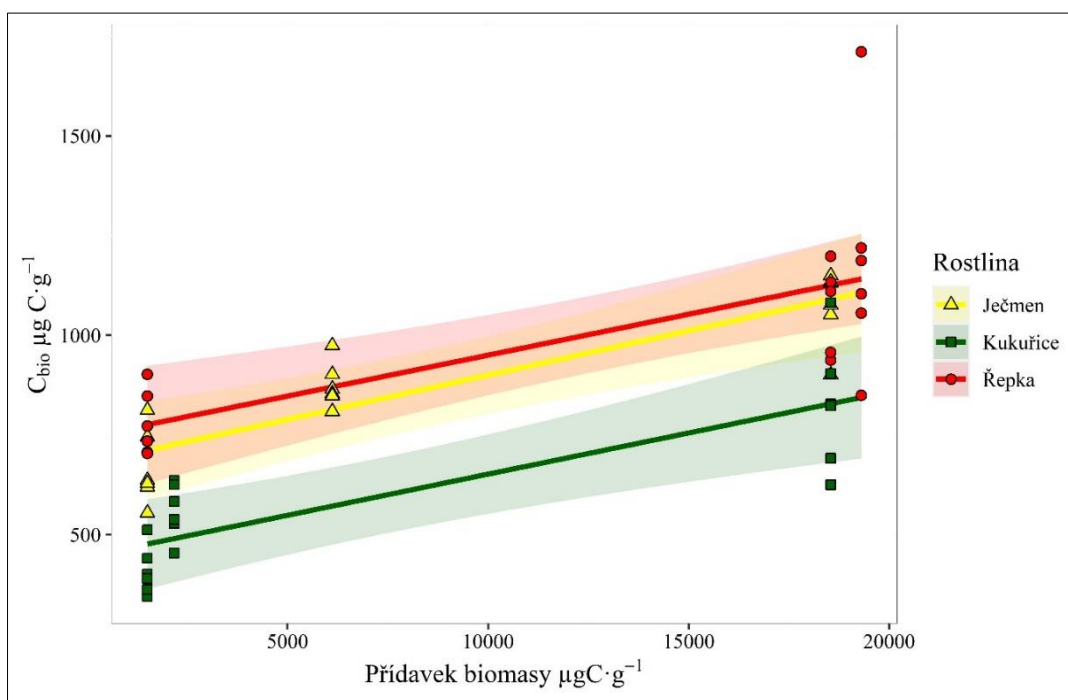


Obr. 7: Závislost podílu uhlíku mineralizovaného respirací (C_{MR}) za období 123denní inkubace na velikosti přídavku posklizňových zbytků. Body představují částečná residua modelu, přímky představují predikci hodnoty C_{MR} pro faktor hnojení, zvýrazněné oblasti ukazují 95% konfidenční interval.

Relativní ztráty C z půdy ovlivnilo také hnojení v interakci s velikostí přídatku (Tab. 4). Z Obr. 7 je patrný vliv hnojení u malých přídatků, kdy hnojené varianty ztrácí relativně více C (mají vyšší C_{MR}) než nehnojené (Obr. 7). U řepky a kukuřice byl tento rozdíl v C_{MR} 18 procentních bodů, u ječmene 30 procentních bodů. U velkého přídatku nejsou rozdíly způsobené hnojením průkazné (Obr. 7).

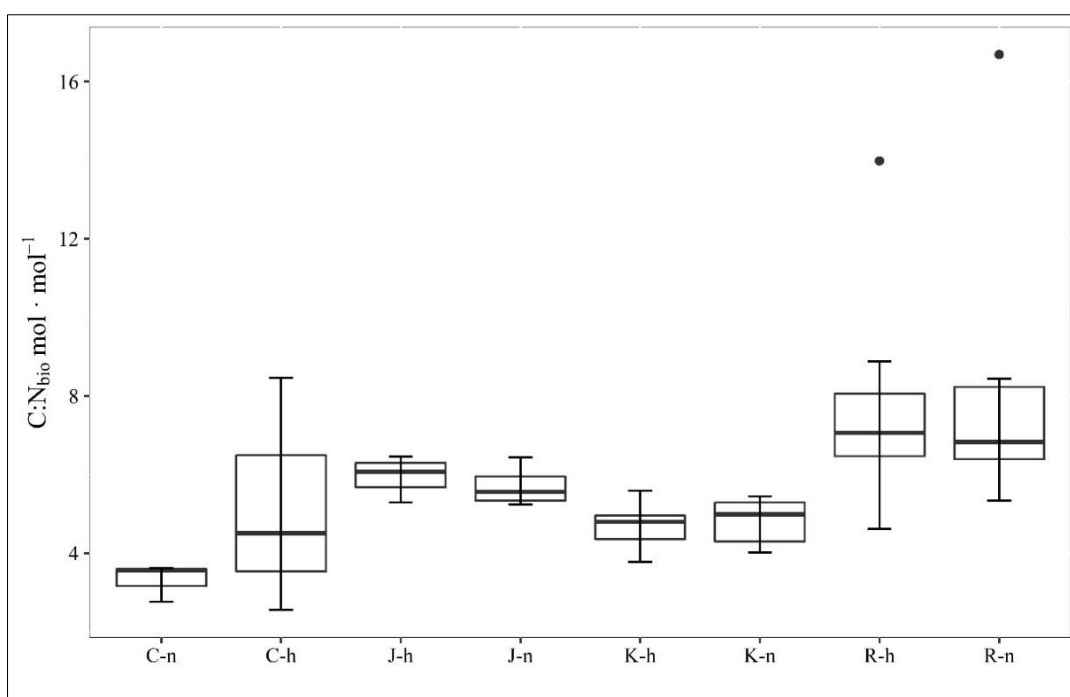
Mikrobiální biomasa a její C:N poměr

Uhlík mikrobiální biomasy (C_{bio}) stanovený po skončení inkubace (123 dnů) reprezentuje velikost mikrobiálního společenstva. Mikrobiální biomasa byla vždy vyšší v půdách s přídatkem posklizňových zbytků než v kontrolních variantách (hnojená kontrola $C_{bio} = 304,4 \pm 55,9 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, nehnojená kontrola $C_{bio} = 340 \pm 55,8 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$). Nárůst mikrobiální biomasy byl přímo úměrný velikosti přídatku a nejvíce C_{bio} tedy měly půdy s největším množstvím přidaných posklizňových zbytků (Obr. 8). Mikrobiální biomasa byla zároveň závislá na druhu plodiny, kdy nejvíce C_{bio} obsahovaly půdy s přídatky ječmene a řepky, méně pak půdy s kukuřicí (Obr. 8). Přihnojení půd nemělo na množství C_{bio} průkazný vliv (Tab. 4).



Obr. 8: Závislost koncentrace uhlíku mikrobiální biomasy (C_{bio}) v půdách s přídatkem posklizňových zbytků po skončení 123denní inkubace na velikosti přídatku posklizňových zbytků. Body představují částečná residua modelu, přímky představují predikci hodnoty C_{bio} pro jednotlivé druhy rostlin, zvýrazněné oblasti ukazují 95% konfidenční interval.

Přídavek posklizňových zbytků vedle mikrobiální biomasy samotné zvýšil také její C:N poměr ($C:N_{bio}$) proti kontrolní nehnojené variantě (oproti hnojené kontroly byly nárůsty $C:N_{bio}$ neprůkazné) (Obr. 9). Poměr $C:N_{bio}$ nebyl závislý na velikosti přídávků posklizňových zbytků, ale lišil se mezi druhy plodin, ze kterých posklizňové zbytky pocházely (Obr. 9, Tab. 4). Nejvyšší $C:N_{bio}$, tedy dusíkem nejbohatší mikrobiální biomasu měla půda s přídávkem řepky, nižší pak s ječmenem a nejnižší půda s kukuřicí (Obr. 9). Na dusík nejchudší mikrobiální biomasu tedy měly půdy, kam jsem přidal dusíkem nejbohatší plodinu a naopak (Tab. 2). Hodnota $C:N_{bio}$ nezávisela na přihnojení (Obr. 9, Tab. 4).



Obr. 9: Molární poměry C:N v mikrobiální biomase ($C:N_{bio}$) půd po 123 dnech inkubace ve srovnání s kontrolními půdami. $C:N_{bio}$ v půdách s různými druhy posklizňových zbytků byly nezávislé na velikostech přídávku, jsou tedy zobrazeny mediány napříč všemi velikostmi přídávku. Zobrazen je medián (půdy s posklizňovými zbytky: $n = 9$; kontroly: $n = 3$), horní a dolní kvartil, minimum a maximum. Body představují odlehlé hodnoty větší než 1,5násobek mezikvartilového rozpětí. **R** = řepka, **J** = ječmen, **K** = kukuřice, **C** = kontrola; **h** = hnojeno, **n** = nehnojeno.

Živiny v půdním roztoku

Živiny obsažené ve vodném výluhu půdy představují jejich nejmobilnější formy s největším potenciálem ke ztrátě vyplavením v nepřítomnosti plodiny. V naprosté většině variant se koncentrace živin v půdních roztocích půd s přídávky posklizňových zbytků nelišily od nehnojených kontrolních půd, v některých případech byly i nižší. Naměřené koncentrace dusičnanů a fosforečnanů na konci inkubace byly oproti přidávaným množstvím řádově

vyšší (Obr. 10 a–d; přídavek vždy $<0,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Detailně jsou situace pro jednotlivé vodou extrahovatelné živiny popsány níže.

Fosforečnany

Po skončení inkubace obsahovaly kontrolní hnojené půdy vždy vyšší koncentrace fosforečnanů než nehnojené (Obr. 10 a, b). Koncentrace fosforečnanů v půdách s přídavky posklizňových zbytků byly závislé na velikosti přídavku posklizňových zbytků. U malého přídavku byly koncentrace fosforečnanů v nehnojených i v hnojených půdách vždy nižší než u kontrolní nehnojené varianty, zatímco hnojená půda obsahovala výrazně více fosforečnanů rozpustných ve vodě (Obr. 10 a). V případě velkého přídavku se koncentrace fosforečnanů v nehnojených variantách nelišily od nehnojené kontroly. Hnojené varianty půd s jednotlivými druhy rostlin pak obsahovaly větší množství fosforečnanů než nehnojené varianty (neprůkazně v případě kukuřice), ovšem úroveň hnojené kontroly přesáhla jen půda s přídavkem živinami bohaté řepky (Obr. 10 b.). U přirozeného přídavku koncentrace fosforečnanů kopírovaly velikost přirozeného přídavku (řepka>ječmen>kukuřice) s podobnými trendy (hnojeno>nehnojeno; není zobrazeno).

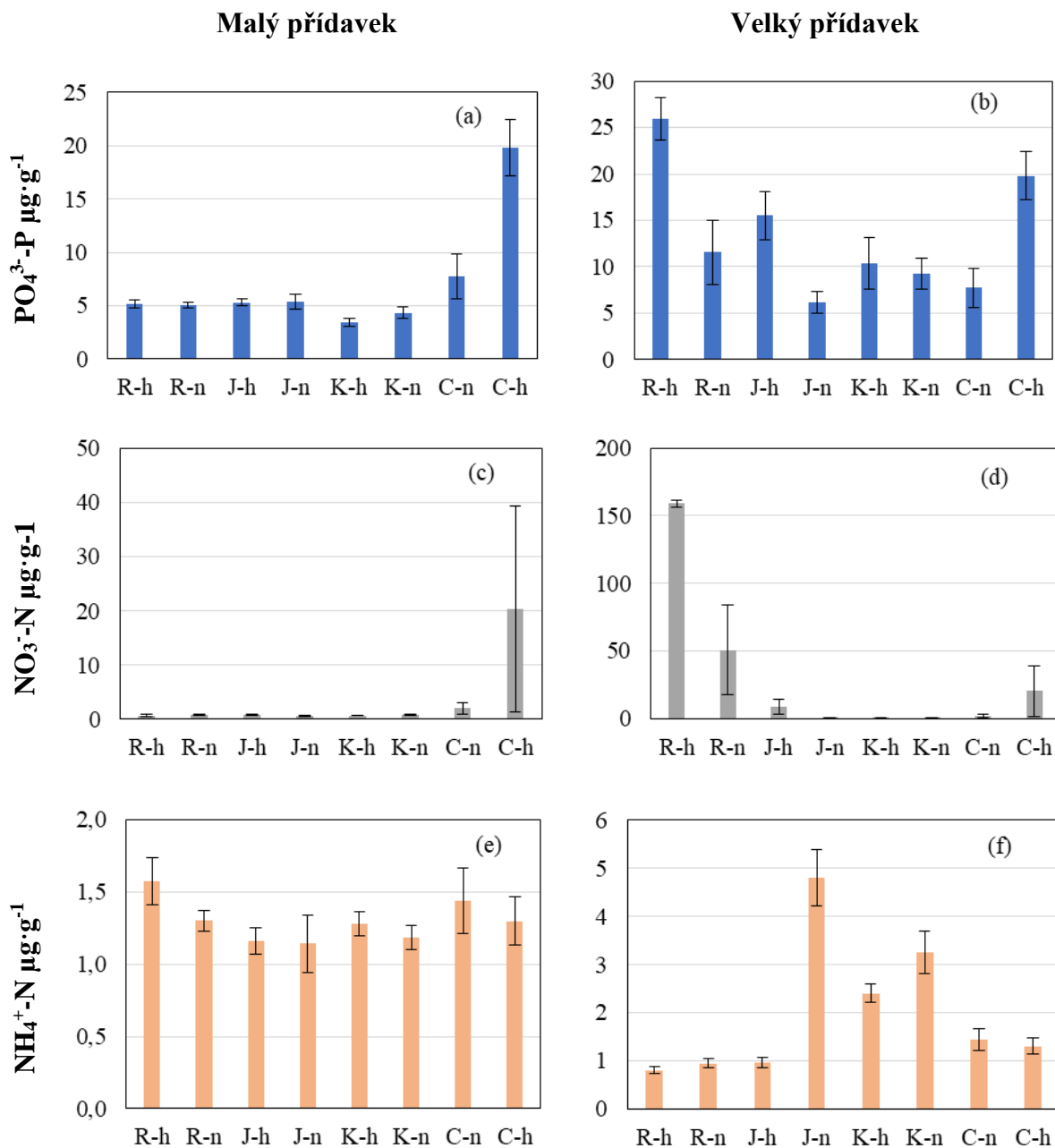
Dusičnany

Koncentrace dusičnanů ve vodném výluhu v hnojených i nehnojených půdách s malým přídavkem zbytků byla vždy nižší než nehnojená kontrolní varianta. Průměrná koncentrace dusičnanů v hnojené kontrole však byla několikanásobně vyšší (Obr. 10 c). Také v případě hnojených i nehnojených půd s velkým přídavkem zbytků byly koncentrace dusičnanů srovnatelné s kontrolami, s výjimkou hnojené i nehnojené půdy s vysokým přídavkem živinami bohaté řepky (Obr. 10 d). V případě přirozeného přídavku reagovala koncentrace dusičnanů obdobně: obě kontrolní varianty přesáhla pouze půda s řepkou, jejíž přídavek ($19,3 \text{ mg C}\cdot\text{g}^{-1}$) je srovnatelný se standardizovaným velkým přídavkem ($18,4 \text{ mg C}\cdot\text{g}^{-1}$, nezobrazeno). Řepka přitom kvůli přirozeně vysokému obsahu dusíku v biomase nebyla dusičnany přihnojena (viz kap. Metodika, Uspořádání inkubačního experimentu).

Amonný N

V půdách s malým přídavkem zbytků, bez ohledu na hnojení, byly koncentrace srovnatelné s oběma kontrolními variantami (Obr. 10 e). V případě velkého přídavku pak měly nezávisle na hnojení půdy nejnižší koncentrace amonného N půdy s řepkou a srovnatelně s nimi také hnojená varianta s ječmenem. Nehnojené půdy s ječmenem a kukuřicí pak obsahovaly vždy

více amonného N než hnojené varianty a tyto koncentrace přesahovaly i množství naměřená v kontrolních variantách. Největší množství amonných iontů měla varianta s ječmenem bez přihnojení. (Obr. 10 f)



Obr. 10: Koncentrace P ve formě fosforečnanů (a, b), N ve formě dusičnanů (c, d) a amonného N (e, f) ve vodném výluhu půd po skončení 123denní inkubace v půdách s malým a velkým přídávkem. Zobrazen je průměr ($n = 3$) a \pm směrodatná odchylka průměru. Přídatky posklizňových zbytků na g suché půdy: malý přídavek = $1,5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, velký přídavek = $18,5 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$. **R** = řepka, **J** = ječmen, **K** = kukuřice, **C** = kontrola; **h** = hnojeno, **n** = nehnojeno.

Diskuse

Velikost přídatku jako nejvýznamnější faktor určující aktivitu půdy

Přidané množství (velikost přídatku) posklizňových zbytků bylo nejvýznamnějším faktorem pro rychlost rozkladu a jejich další osud v půdě, a zároveň pro biomasu půdního mikrobiálního společenstva a jeho aktivitu. Při větších přídatcích bylo půdní mikrobiální společenstvo lépe zásobené substrátem než v případě menších přídatků. To se projevilo vyššími rychlostmi respirace v počáteční fázi rozkladu přidaných zbytků (Obr. 4) a zároveň také vyšší kumulativní respirací (ztrátou C) po 123 dnech inkubace. Tento výsledek byl očekávaný a je ve shodě s prací Schneckera et al. (2019), kteří pozorovali pozitivní lineární závislost celkové ztráty C na velikosti přídatku rostlinné biomasy, žita a pšenice (v rozsahu 2,5–50 mg C·g⁻¹).

Velikost přídatku posklizňových zbytků, a pozorovaná aktivita půdy, souvisela s nárůstem biomasy mikrobiálního společenstva. Velikost mikrobiálního společenstva na konci inkubace, reprezentovaná hodnotou C_{bio}, byla přímo úměrná velikosti přídatku vstupního substrátu (Obr. 8). Jsem si vědom, že hodnota C_{bio} změřená po 123 dnech inkubace půdy s posklizňovými zbytky nevypovídá o celkové narostlé biomase půdních mikroorganismů, ale spíše o aktuálním stavu společenstva na konci inkubace. Podle Schneckera et al. (2019) dosahuje mikrobiální biomasa svého maxima většinou krátce po začátku inkubace (7–20. den) a poté stagnuje nebo klesá, pouze výjimečně (především v případě malých přídatků posklizňových zbytků) dosahuje vyšších hodnot až na konci inkubace. Podle průběhů rychlostí respirace (Obr. 4) a značné délky inkubace v našem případě předpokládáme, že nejvyšší C_{bio} bychom stanovili také v počáteční fázi inkubace (do 40 dní). Mikrobiální biomasa může být významným zdrojem stabilní půdní organické hmoty (Miltner et al., 2012). Důležitá je v tomto ohledu celkově narostlá a následně odumřelá biomasa (nekromasa), která může být stabilizována vazbou na jemné půdní částice (Miltner et al., 2012). Důležitá je rychlost obratu biomasy, která není stálá a lze ji běžnými metodami jen těžko stanovit. Určitou představu o dynamice růstu a obratu mikrobiálního společenstva by nám dalo stanovení C_{bio} vícekrát v průběhu inkubace, případně využití dalších metod k jeho charakterizaci. Přesto je vyšší rychlost respirace na počátku inkubace spolu s vyššími hodnotami C_{bio} na konci inkubace indikátorem rychlejší tvorby biomasy a nekromasy, a proto také lepšího potenciálu pro tvorbu zásob stabilnější POH, v půdách s vyššími přídatky posklizňových zbytků.

Významná role interakce velikosti přídatku a jeho „kvality“ v jeho následných přeměnách v půdě

Kvalita posklizňových zbytků, vyjádřená zde poměrem C:N, určuje jejich rozložitelnost (Heikkinen et al., 2021). Na rozdílnou rozložitelnost mezi biomasou použitých posklizňových zbytků ukazuje také různě vysoká aktivita půdy na začátku inkubace (Obr. 4). Podle očekávání byla nejvyšší v půdách s přídatkem řepky, která má nejnižší poměr C:N (Tab. 2). Zároveň byla biomasa řepky mikroorganismy využívána s podobnou efektivitou v případě malých i velkých přídatků (nejméně u ní klesaly relativní ztráty C respirací při rostoucím přídatku, C_{MR} ; Obr. 6). U zbylých plodin, u ječmene a kukuřice, byl rozklad pravděpodobně omezený jejich horší rozložitelností, indikovanou vyššími poměry C:N oproti řepce (Tab. 2), nižšími rychlostmi respirace na počátku inkubace (Obr. 4) a v případě kukuřice také významně nižší mikrobiální biomasou v půdě s přidávanými kukuřičnými zbytky (Obr. 8). Právě v případě velkých přídatků kukuřičných zbytků do půdy také došlo k nejvýznamnějšímu poklesu v relativních ztrátách C při jejím rozkladu ve srovnání s malým přídatkem (C_{MR} ; Obr. 6). To spíše než na efektivnější využití kukuřičné biomasy přidané ve velkém množství ukazuje na omezenou kapacitou společenstva rozkladačů (s nízkou biomasou oproti ostatním dvěma plodinám, Obr. 8), kteří nestačili velké množství rostlinných zbytků během 123 dní inkubace rozložit a přeměnit. Některé sledované parametry jako nízká vytvořená mikrobiální biomasa, i přesto poměrně vysoký C_{MR} a jeho významný pokles při velkých přídatcích, indikují, že kukuřičné zbytky byly nejhůře využitelným substrátem v mikrobiálním metabolismu, ačkoli jejich C:N poměr i obsah P byl srovnatelný s biomasou ječmene (Tab. 2). Z mých výsledků plyne, že pokud se do půdy zapraví velké množství hůře rozložitelných zbytků (v mém případě kukuřice oproti ostatním dvěma plodinám), tento velký vstup nepřispěje k významnějšímu oživení půdy a pravděpodobně také nebude provázen rychlejší a efektivnější tvorbou nekromasy jako potenciálního zdroje stabilní POH.

Samotný přídatek posklizňových zbytků, ale také jejich rozdílná kvalita ovlivnily také charakter mikrobiálního společenstva, který se projevil jako rozdílný C:N v mikrobiální biomase (CN_{bio}). Původní mikrobiální společenstvo kontrolních půd bez přídatku mělo velmi nízký $C:N_{bio}$, u hnojené kontroly došlo k neprůkaznému nárůstu a rozkolísání (Obr. 9). Přídatek posklizňových zbytků vedl ve všech případech vedle nárůstu mikrobiální biomasy také ke zvýšení poměru $C:N_{bio}$ oproti nehnojené kontrole (Obr. 9). Tento nárůst $C:N_{bio}$ je pravděpodobně spojen s významnou dominancí hub, typickou pro společenstva rozkladačů

rostlinných materiálů vstupujících do půdy (Malik et al., 2016), které také mají většinou vyšší poměr C:N než bakterie (Zhang et Elser, 2017). Na $C:N_{bio}$ přitom neměla vliv ani velikost přídatku, ani hnojení, pouze druh přidaných zbytků. Kvalita posklizňových zbytků tedy určuje strukturu mikrobiálního společenstva během jejich rozkladu (Baumann et al., 2009). Překvapivě nejvyšší $C:N_{bio}$ měly půdy s přídatkem řepkových posklizňových zbytků s nejnižším poměrem C:N, typické také vysokou mikrobiální biomasou, efektivním využitím substrátu a stálou efektivitou jeho využití bez ohledu na výši přídatku (Obr. 6).

Hnojení nepodpořilo ukládání C v půdě

Na rozdíl od ostatních prací (Fang et al., 2019; Kirkby et al., 2013; Kirkby et al., 2016), které doporučují vyváženým přihnojením vyrovnat živinové požadavky půdních mikroorganismů při dekompozici uhlíkem bohatých rostlinných zbytků a zvýšit tak efektivitu tvorby biomasy a nekromasy, jsem nezjistil žádný pozitivní vliv hnojení na ukládání uhlíku v půdě. Některé výsledky spíše ukazují opak. Vliv hnojení se projevil v počátečních fázích inkubace, kdy hnojení urychlilo nejen rozklad, ale i mineralizaci přidaných zbytků, a to zejména v případě ječmene (Obr. 4). Výsledkem pak bylo navýšení relativních ztrát C mineralizací C_{MR} v případě malých přídatků u všech plodin (Obr. 7). V případě řepky a kukuřice to bylo jen o několik procentních bodů, ale v případě ječmene, jehož biomasa se v případě malého přídatku v půdě ukládala už tak nejméně efektivně, byl tento negativní vliv hnojení poměrně výrazný. Z mých dat nevyplývá, že by přídatek živin nějakým způsobem podpořil tvorbu mikrobiální biomasy, která je pro stabilizaci POH stěžejní (Miltner et al., 2012). U velkých přídatků hnojení nemělo na dynamiku rozkladu, ani na výsledné množství mineralizovaného (či naopak uloženého uhlíku) vliv.

Koncentrace živin naměřená v půdách po inkubaci byla o několik řádů vyšší, než byl přídatek živin u hnojených variant. Navíc byla často srovnatelná u hnojených a nehnojených variant (Obr. 10). To ukazuje, že vodou extrahovatelné živiny pocházely z půdních roztoku a z rozkladu posklizňových zbytků a přídatek živin formou hnojení spolu s posklizňovými zbytky byl oproti těmto hodnotám zanedbatelný. V mnoha případech byly navíc ve variantách s přídatkem posklizňových zbytků naměřeny nižší koncentrace živin oproti variantám kontrolním bez přídatků, a to i v případě hnojených variant (Obr. 10 a–c, s výjimkou velkých přídatků řepky), což ukazuje na imobilizaci živin původně přítomných v půdním roztoku (a přidaných přihnojením) v mikrobiální biomase a jejich nerozpustných

produktech během dekompozice. Zároveň se ukazuje, že přihnojení společně s aplikací rostlinných zbytků do půdy má zanedbatelný vliv na případné vyplavování živin z půdy.

Z dat nevyplývá, že by přihnojením docházelo k nadbytečné ztrátě živin z půdy, ale neprokázal se ani pozitivní efekt na stabilizaci posklizňových zbytků v půdě. V provozních podmínkách by tedy přihnojení spojené s aplikací posklizňových zbytků studovaných plodin nebylo efektivní.

Závěr

Nejdůležitější pro vznik půdní organické hmoty z posklizňových zbytků je jejich dostatečné množství, které zajistí růst mikrobiální biomasy, skrze jejíž aktivitu – postupný rozklad a/nebo zabudování do biomasy se půdní organická hmota stabilizuje. Kvalita těchto vstupů určuje rychlost přeměn a efektivitu, s jakou se posklizňové zbytky ukládají v půdě a případně následně stabilizují. Z testovaných plodin má nejlepší potenciál pro tvorbu mikrobiální biomasy a stabilizované POH řepka, která v reálných podmínkách zanechává velké množství kvalitních posklizňových zbytků. Z jejích posklizňových zbytků po 123 dnech inkubace zůstalo přibližně 40 %, přičemž její přítomnost v půdě zároveň významně podpořila mikrobiální biomasu, která je jedním z indikátorů dobrého stavu půdy. Reálné množství posklizňových zbytků (strniště) je oproti řepce u ječmene třetinové a u kukuřice dokonce dvacetkrát menší. Z nich se v půdě kvůli horší kvalitě (horšího živinového poměru z hlediska potřeb mikrobiálního metabolismu) zachovalo zhruba jen 35 %, ostatní uhlík byl mineralizován. I při navýšení množství ponechaných posklizňových zbytků u těchto dvou plodin se kvůli nižší efektivitě přeměny řepce nevyrovnají a jejich potenciál ke stabilizaci nezvýší ani současné přihnojení. Přihnojení se neukázalo jako opatření vedoucí k efektivnějšímu ukládání stabilizované POH v zemědělské půdě.

Literatura

- ABRAMOFF, R. et al. (2018). The Millennial model: in search of measurable pools and transformations for modelling soil carbon in the new century. *Biogeochemistry*, 135, 51–71.
- ADHIKARI, K., HARTEMINK, A. E., (2016). Linking soil to ecosystem services – A global review. *Geoderma*, 262, 101–111.
- ALONSO, I., WESTRON, K., GREGG, R., MORECROFT, M. (2012) Carbon storage by habitat: Review of the evidence of the impacts of management decisions and condition of carbon stores and sources. *Natural England*, ISSN 1754-1956.
- ANDERSON, T. H., DOMSCH, K. H. (1989). Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 21(4), 471–479.
- ANGST, G., MUELLER, K. E., NIEROP, K. G. J., SIMPSON, M. J. (2021). Plant or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 156, 108189.
- ARCHARD, F. K. (1786). Chemische Untersuchung des Torfs. *Chemische Annalen für die Freunde der Naturlehre, Arzneygelährtheit, Haushaltungskunst und Manufacturen*, 2, 391–403.
- BAHULIKAR, R. A., SRINIVASA, R. C., TORRES-JEREZ, I., MOSALI, J. BENNETZEN, J. L., UDVARDI, M. (2021), Nitrogen Fertilization Reduces Nitrogen Fixation Activity of Diverse Diazotrophs in Switchgrass Roots. *Phytobiomes Journal*, 5, 80–87.
- BALESDENT, J., CHENU, C., BALABANE, M. (2000). Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research*, 53, 215–230.
- BAUMANN, K., MARSCHNERP., SMERNIK, R. J., BALDOCK, J. A. (2009). Residue chemistry and microbial community structure during decomposition of eucalypt, wheat and vetch residues. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 1966–1975.
- BIELEK, P., JURČOVÁ, O. (2010). *Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia poľnohospodárskych pôd*. Druhé doplnené vydanie. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy. ISBN 978-80-89128-80-8.
- BLUME H. P. et al. (2016). *Soil Science*. Berlín: Springer, 617p. ISBN 978-3-642-30942-7.
- BROOKES, P. C., KRAGT, J. F., POWLSON, D. S., JENKINSON, D. S. (1985). CHLOROFORM FUMIGATION AND THE RELEASE OF SOIL NITROGEN: THE

- EFFECT OF FUMIGATION TIME AND TEMPERATURE. *Soil Biology and Biochemistry*, 17, 831–835.
- CLEVELAND, C. C., LIPTZIN, D. (2007). C:N:P stoichiometry in soil: is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass ? *Biogeochemistry*, 85, 235–252.
- ČSÚ. (2019) *Osevní plochy zemědělských plodin* [online]. Praha: Český statistický úřad, 25. 11. 2019 [citace 7.11. 2021]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/13-zemedelstvi-mrtn8qi7tz>.
- ČSÚ (2022) *Spotřeba hnojiv za hospodářský rok*. [online]. Praha: Český statistický úřad, 21. 2. 2022 [citace 21. 10. 2022]. Dostupné z: <https://vdb.czso.cz/vdbvo2/faces/cs/index.jsf?page=statistiky&katalog=30840>
- DENNIS, P. G., MILLER, A. J., HIRSCH, P. R. (2010). Are root exudates more important than other sources of rhizodeposits in structuring rhizosphere bacterial communities? *FEMS Microbial Ecology*, 72, 313–327.
- DUARTE-GUARDIA, S. et al. (2020). Biophysical and socioeconomic factors influencing soil carbon stocks: global assessment. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 25, 1129–1148.
- DUNGAIT, J. A. J., HOPKINS, D. W., GREGORY, A. S. WHITMORE, A. P. (2012). Soil organic matter turnover is governed by accessibility nor recalcitrance. *Global Change Biology*, doi: 10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x
- FANG, Y. et al. (2019). Balancing nutrient stoichiometry facilitates the fate of wheat residue-carbon in physically defined soil organic matter fractions. *Geoderma*, 354, 113883.
- FARRAR, J., HAWES, M., JONES, D., LIDOW, S. (2003). HOW ROOTS CONTROL THE FLUX OF CARBON TO THE RHIZOSPHERE. *Ecology*, 84(4), 827–837.
- GRYNDLER, M., LARSEN, J., HRŠELOVÁ, H., ŘEZÁČOVÁ, V., GRYNDLEROVÁ, H., KUBÁT, J. (2006). Organic and mineral fertilization, respectively, increase and decrease the development of external mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi in a long-term field experiment. *Mycorrhiza*, 16, 159–166.
- GUILLAUME, T., BRAGAZZA, L., LEVASSEUR, C., LIBOHOVA, Z., SINAJ, S. (2021). Long-term soil organic carbon dynamics in temperate cropland-grassland systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 302, 107184.
- GUO, Z. et al. (2020). Fertilization regime has greater effect on soil microbial community structure than crop rotation and growth stage in an agroecosystem. *Applied Soil Ecology*, 149, 103510.

- HADDAWAY, N.R. et al. (2017). How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence*, 6:30.
- HATI, K. M. et al. (2021). 50 years of continuous no-tillage, stubble retention and nitrogen fertilization enhanced macro-aggregate formation and stabilisation in a Vertisol. *Soil & Tillage Research*, 214, 105163.
- HEIKKINEN, J. et al. (2021). Chemical composition controls the decomposition of organic amendments and influences the microbial community structure in agricultural soils. *Carbon management*, 12(4), 359–376.
- HOFFLAND, E., KUYPER, T. W., COMANS, R. N. J., CREAMER, R. E. (2020). Eco-functionality of organic matter in soil. *Plant and Soil*, 455, 1–22.
- HOLLAND, J. M. et al. (2018). Liming impacts on soils, crops and biodiversity in the UK: A review. *Science of the Total Environment*, (610–611), 316–332
- HOLLAND, J.M. (2004). The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103, 1–25.
- HÜTSCH, B. W., AUGUSTIN, J., MERBACH, W. (2002). Plant rhizodeposition - an important source for carbon turnover in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 165, 397–407.
- CHAN, K.Y. (2001). An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity — implications for functioning in soils. *Soil and Tillage Research*, 57, 179-191.
- CHRISTENSEN, B. T., (2001). Physical fractionation of soil and structural functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, 52, 345–353.
- JACOBS, A., POEPLAU, C., WEISER, C., FARHION-NITSCHKE, DON. A. (2020). Exports and inputs of organic carbon on agricultural soils in Germany. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 118, 249–271.
- JAKAB, G. et al. (2022). Soil organic matter characterisation using alkali and water extraction, and its relation to soil properties. *Geoderma Regional*, 28, e00469.
- JAT, M., DOHLING, P. N. K., AHUJA, A., SINGH, J. (2021). EFFECTS OF PESTICIDES ON SOIL ECOSYSTEM SERVICES AND PROCESSES. *Indian Journal of Entomology*, Ref. No. e20360.
- JENKINSON, D. S., POWLSON, D. S., (1976). THE EFFECTS OF BIOCIDAL TREATMENTS ON METABOLISM IN SOIL – V. A METHOD FOR MEASURING SOIL BIOMASS. *Soil Biology and Biochemistry*. 8, 209–213.

- JOERGENSEN, R. G., (1995). The Fumigation-Extraction Method to Estimate Soil Microbial Biomass: Extraction with 0,01 M CaCl₂. *Agribiological Research*. 48, 3–4.
- KALLENBACH, C. M., FREY, S. D., GRANDY, A. S. (2016). Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. *Nature Communications*, 7, 13630.
- KIRKBY, C. A. et al., (2013). Carbon-nutrient stoichiometry to increase soil carbon sequestration. *Soil Biology and Biochemistry*. 60, 77–86.
- KIRKBY, C. A., RICHARDSON, A. E., WADE, L. J., CONYERS, M., KIRKEGAARD, J. A. (2016). Inorganic Nutrients Increase Humification Efficiency and C-Sequestration in an Annually Cropped Soil. *PLOS One*. 11(5), 0153698.
- KLEBER, M., LEHMANN, J. (2019). Humic Substances Extracted by Alkali Are Invalid Proxies for the Dynamics and Functions of Organic Matter in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 48, 207–216.
- KLEBER, M., MERTZ, C., ZIKELI, S., KNICKER, H., JAHN, R. (2004). Changes in surface reactivity and organic matter composition of clay subfractions with duration of fertilizer deprivation. *European Journal of Soil Science*, 55, 381–391.
- KOCH, H.J., STOCKFISH, N. (2006). Loss of soil organic matter upon ploughing under a loess soil after several years of conservation tillage. *Soil and Tillage Research*, 86, 73–83.
- KOPÁČEK, J., BOROVEC, J., HEJZAR, J., PORCAL, P., (2001). SPECTROPHOTOMETRIC DETERMINATION OF IRON, ALUMINUM, AND PHOSPHORUS IN SOIL AND SEDIMENT EXTRACTS AFTER THEIR NITRIC AND PERCHLORIC ACID DIGESTION. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 32(9–10), 14314–1443.
- KŘEN, J., DUŠKOVÁ, S. (2015). *Systémy rostlinné výroby*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, Agronomická fakulta. 86p, ISBN 978-80-7509-203-8.
- KŘEN, J., NEUDERT, L., PROCHÁZKOVÁ, B., SMUTNÝ, V., HŮLA, J., (2015). *OBEČNÁ PRODUKCE ROSTLINNÁ – 2. ČÁST*, Zpracování půdy, Herbologie. Brno: Mendelova Univerzita v Brně, Agronomická Fakulta, 152p, ISBN 978-80-7509-327-1.
- LALIĆ, A., KOVAČEVIĆ, J., NOVOSELOVIĆ, D., DRENZNER, G. BABIĆ, D., LAL, R. (2004). Soil Carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123, 1–22.
- LIU, C., LU., M., JUN, C., LI, B., FANG, C. (2014). Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 20, 1366–1381.

- LUO, Z., WANG, E., SUN, O. J. (2010). Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, 224–231.
- MALHI, S. S., NYBORG, M., GODDARD, T., PUURVEEN, D. (2012). Long-Term Tillage, Straw Management, and Nitrogen Fertilization Effects on Organic Matter and Mineralizable Carbon and Nitrogen in Black Chernozem soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42(20), 2679–2690.
- MALIK, A. A. et al. (2016). Soil Fungal:Bacterial Ratios Are Linked to Altered Carbon Cycling. *Frontiers in Microbiology*, 7, 1247.
- MANZONI, S., ČAPEK, P. MOOSHAMMER, M., LINDAHL, B. D., RICHTER, A., ŠANTRŮČKOVÁ, H. (2017). Optimal metabolic regulation along resource stoichiometry gradients. *Ecology Letters*, 20, 1182–1191.
- MANZONI, S. et al., (2018). Reviews and syntheses: Carbon use efficiency from organisms to ecosystems – definitions, theories, and empirical evidence. *Biogeosciences*. 15, 5929–5949.
- MATHEWS, E. (1997). Global litter production, pools, and turnover times: Estimates from measurement data and regression models. *Journal of Geophysical Research*, 102(D15), 18 771–1880.
- MIKO, L., ŠANTRŮČKOVÁ, H., ZÁHORA, J. (2019). *Život v půdě*. Brno: Lipka – školské zařízení pro environmentální vzdělávání, 240p, ISBN978-80-88212-17-1.
- MILTNER, A., BOMBACH, P., SCHMIDT-BRÜCKEN, B., KÄSTNER, M. (2012). SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry*. 111: 41–55.
- MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ ČESKÉ REPUBLIKY. (2018). Situační a výhledová zpráva – Půda. Praha. ISBN 978-80-7434-476-3.
- MULDER, C., VAN WAZEL, A. P., VAN WIJNEN, H. J. (2005). Embedding soil quality in the planning and the management use. *International Journal of Biodiversity Science & Management*. 1(2), 77–84.
- MURPHY, B. (2015). Key soil functional properties affected by soil organic matter – evidence from published literature. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 25, 012008.
- NĚMEČEK, J., ROHOŠKOVÁ, M., MACKŮ, J., VOKOUN, J., VAVŘÍČEK, D., NOVÁK, P., (2001). *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze a Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., 78p, ISBN 80-238-8061-6.

- NOURBAKSH, F. (2016). Fate of carbon and nitrogen from plant residue decomposition in calcareous soil. *Plant, Soil and Environment*, 52(3), 137–140.
- NOVOTNÝ, I. et al., (2013). *Metodika mapování a aktualizace bonitovaných půdně ekologických jednotek*. Čtvrté přepracované a doplněné vydání Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., 172p, ISBN 978-80-87361-21-4.
- ONDRASEK, G., BEGIĆ, H., ZOVKO, M., FILIPOVIĆ, L., MERIÑO-GERGICHEVICH, C., SAVIĆ, R., RENGEL, Z. (2019). Biogeochemistry of soil organic matter in agroecosystems & environmental implications. *Science of the Total Environment*. 658, 1559–1573.
- ONTL, T. A., SCHULTE, L. L. (2012). Soil Carbon Storage. *Nature Education Knowledge*. 3(10), 35.
- PAUL, E. A. (2016). The nature and dynamics of soil organic matter: Plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. *Soil Biology & Biochemistry*, 98, 109–126.
- PAUSCH, J., KUZYAKOV, Y. (2017). Carbon inputs by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale. *Global change biology*. 24 1–12.
- POST, W. M., EMANUEL, W. R., ZINKE, P. J., STANGENBERGER, A. G. (1982). Soil carbon pools and world life zones. *Nature*. 298, 156–159.
- RASHID, M. I., MUJAVAR, L. H., SHAHZAD, T., ALMEELBI, T., ISMAIL., I. M. I., OVES, M. (2016). Bacteria and fungi can contribute to nutrient bioavailability and aggregate formation in degraded soils. *Microbiological Research*, 183, 26–41.
- RASSE, D. P., RUMPEL, C., DIGNAC, M. F. (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269, 641–356.
- R CORE TEAM (2022). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation. for Statistical Computing*, Vídeň, Rakousko. dostupné z: <https://www.R-project.org/>.
- RILEY, H., BAKKEGARD, M. (2006). Declines of soil organic matter content under arable cropping in southeast Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Cestion B – Soil and Plant Science*. 56, 217–223.
- ROJAS, R., MORILLO, J., USERO, J., DELGADO-MORENO, L., GAN, J. (2013). Enhancing soil sorption capacity of an agricultural soil by addition of three different organic wastes. *Science of the Total Environment*, 458–460, 614–623.
- SAIFUDDIN, M., BHATNAGAR, J. M., SEGRÈ, D., FINZI, A. C. (2019). Microbial Carbon use efficiency predicted from genome-scale metabolic models. *Nature Communications*, 10, 3568.

- SANDOR, M., BRAD, T., MAXIM, A., SANDOR, V., ONICA, B. (2016). The Effect of Fertilizer Regime on Soil Fauna. *Bulletin UASVM series Agriculture*, 73(2), 12445.
- SEMENOV, V. M., PAUTOVA, N. B., LEBEDAVALA, T. N., KHROMYCHKINA, D. P., SEMENOVA, N. A., LOPES DE GERENYU, V. O. (2019). Plant Residue Decomposition and Formation of Active Organic Matter in the Soil of the Incubation Experiments. *Eurasian Soil Science*, 10, 1172–1184.
- SCHNECKER, J., BOWLES, T., HOBBIE, E. A., SMITH, R. G., GRANDY, A. S. (2019). Substrate quality and concentration control decomposition and microbial strategies in a model soil system. *Biogeochemistry*, 144, 47–59.
- SINSABAUGH, R. L. et al. (2016). Stoichiometry of microbial carbon use efficiency in soils. *Ecological Monographs*, 86(2), 172–189.
- SIX, J., ELLIOTT, E. T., PAUSTIAN, K. (2000). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*, 32, 2099–2103.
- SIX, J., OGLE, S. M., BREIDT, F. J., CONANT, R. T., MOSIER, A. R., PAUSTIAN, K. (2004). The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. *Global Change Biology*, 10, 155–160.
- SMERCINA, D. N., EVANS, S. E., FRIESEN, M. L., TIEMANN, L. K. (2019). To Fix or Not To Fix: Controls on Free-Living Nitrogen Fixation in the Rhizosphere. *Applied and Environmental Microbiology*, 85, e02546-18.
- SOON, Y. K., ARSHAD, M. A. (2002). Comparison of the decomposition and N and P mineralization of canola, pea and wheat residues. *Biology and Fertility of Soils*, 36, 10–17.
- STEWART, C. E., PAUSTIAN, K., CONANT, R. T., PLANTE, A. F., SIX, J. (2007). Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry*, 86, 19–31.
- STOCKFISH, N., FORSTREUTER, T., EHLERS, W. (1999). Ploughing effects on soil organic matter after twenty years of conservation tillage in Lower Saxony, Germany. *Soil and Tillage Research*, 52, 91–101.
- SWINNEN J, VAN VEEN, J. A., MERCKX, R. (1994). ¹⁴C pulse-labelling of field-grown spring wheat: an evaluation of its use of rhizosphere carbon budget estimations. *Soil Biology and Biochemistry*, 26 (2), 161–170.
- ŠANTRŮČKOVÁ, H., KAŠTOVSKÁ, E., BÁRTA, J., MIKO, L., TAJOVSKÝ, K. (2018). *Ekologie půdy*. České Budějovice: Episteme, 2018. 260p, ISBN 978-80-7394-695-1.
- ŠIMEK, M. et al. (2019). *Živá půda 1, Biologie půdy*. Praha: Academia. ISBN 978-80-200-2976-8.

- TANG, L., ZHAN, M., SHANG, C., YUAN, J., YIBING, W., QIN, M. (2021). Dynamics of root exuded carbon and its relationships with root traits of rapeseed and wheat. *Plant, Soil and Environment*. 67 (6), 317–323.
- THIÉBEAU, P., JENSEN, L. S., FERCHAUD, F., RECOUS, S. (2021). Dataset of biomass and chemical quality of crop residues from European areas. *Data in Brief*, 37, 107227.
- TRIBERTI, L., NASTRI, A., GIORGANI, G., COMELLINI, F., BALDONI, G., TODERI, G. (2008). Can mineral and organic fertilization help sequester carbon dioxide in cropland? *European Journal of Agronomy*, 29, 13–20.
- ULRICH, D. E. et al. (2022). Root exudate composition reflects drought severity gradient in blue grama (*Bouteloua gracilis*). *Scientific Reports*. 12, 12581.
- VALLA, M. (2000). Pedologické praktikum. Praha: Česká zemědělská univerzita, 151p. ISBN 8021309148.
- VANCE, E. D., BROOKES, P. C., JENKINSON, D. S., (1987). An extraction method for measuring soil microbial C. *Soil Biology and Biochemistry*. 19 (6), 703–707.
- VERCHOT, L. V., DUTAUR, L., SHEPHERD, K. D., ALBRECHT, A. (2011). Organic matter stabilization in soil aggregates: Understanding the biochemical mechanisms that determine the fate of carbon inputs in soils. *Geoderma*, 161, 182–193.
- VON LÜTZOW, M. et al. (2007). SOM fractionation methods: Relevance of functional pools and stabilization mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry*, 39, 2183–2207.
- Vyhláška č. 377/2013 Sb. Verze 3 (15. 8. 2017). Vyhláška o skladování a způsobu používání hnojiv. Sbírká zákonů.
- XU, X., THORNTON, P. E., POST, W. M. (2013). A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*. 22, 737–749.
- YE, G. et al. (2021). Manure application increases microbiome complexity in soil aggregate fractions: Results of an 18-year field experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 307, 107249.
- ZHANG, H., DING, W., HE, X., YU, H., FAN, J., LIU, D. (2014). Influence of 20-year of Organic and Inorganic Fertilization on Organic Carbon Accumulation and Microbial Community Structure of Aggregates in an Intensively Cultivated Sandy Loam Soil. *PLOS One*, 9(3), e92733
- ZHANG, J., ELSER, J. J. (2017). Carbon:Nitrogen:Phosphorus Stoichiometry in Fungi: A Meta-Analysis. *Frontiers in Microbiology*, 8, 1281.

Příloha – Tabulka výsledků lineárních modelů

Tab. 4: Výsledky testů lineárního modelu pro dva faktory (rostlina, hnojení) a jednu kontinuální proměnnou (přídavek posklizňových zbytků) a jejich interakce). Zobrazeny jsou stupně volnosti (df), hodnoty testové statistiky F a dosažená hladina významnosti (p). C_{bio} = C mikrobiální biomasy, $PO_4^{2-}-P = P$ ve formě fosforečnanů, Resp. kumul. = kumulativní respirace C za dobu inkubace (123 dnů), C_{MR} = podíl C z posklizňových zbytků mineralizovaný respirací, $C:N_{bio}$ = podíl $C:N$ v mikrobiální biomase. Všechny vstupní hodnoty byly v $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ suché půdy, \log_e naznačuje logaritmickou transformaci dat.

		Rostlina	Hnojení	Přídavek	Rostlina: hnojení	Rostlina: přídavek	Hnojení: přídavek	Rostlina: přídavek: Hnojení	Rezidua
log_e Resp. kumul.	df	2	1	1	2	2	1		44
	F	156,708	0,185	2819,150	2,506	6,103	0,457		
	p	<0,001	0,669	<0,001	0,093	0,005	0,503		
log_e C_{bio}	df	2	1	1	2	2	1		42
	F	39,329	0,504	75,314	1,311	0,927	0,093	1,682	
	p	<0,001	0,482	<0,001	0,280	0,404	0,762	0,198	
C_{MR}	df	2	1	1	2	2	1		44
	F	1,184	0,323	42,362	5,466	4,942	34,474	1,184	
	p	0,316	<0,001	0,572	0,012	0,008	<0,001	0,316	
log_e C:N_{bio}	df	2	1		2				43
	F	31,005	0,014		31,005				
	p	<0,001	0,906		<0,001				