

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Pedagogická fakulta

Katedra Biologie

Magisterská diplomová práce

**Vliv eutrofizace na poutání a mineralizaci uhlíku v půdách
mokrých luk**

Jitka Hospodková

vedoucí práce: Mgr. Eva Kaštovská, Ph.D.

České Budějovice 2009

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Pedagogická fakulta

Magisterská diplomová práce

2009

Hospodková J., 2009 Vliv eutrofizace na poutání a mineralizaci uhlíku v půdách mokřých luk. [Effect of eutrophication on carbon sequestration and mineralization in soils of wet meadows, Mgr. Thesis, in Czech]- str.38, Faculty of Education, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Zvýšený přísun živin do mokřadních ekosystémů může ovlivnit aktivitu společenstva dekompozitorů a cyklus uhlíku v půdě. Tato práce sledovala vliv hnojení na poutání a mineralizaci uhlíku v mokřadních půdách, které se lišily množstvím a kvalitou půdní organické hmoty. Studované lokality se nachází v CHKO Třeboňsko.

Annotation:

Increased nutrient input into wet-meadow ecosystems can affect activity of decomposers and carbon cycle in soil. This thesis observed the effect of fertilization on carbon sequestration and mineralization in soils of wet meadows, which differed in quantity and quality of soil organic matter. Studied locations are situated in the protected area Třeboňsko.

Prohlašuji, že jsem tuto práci vypracovala samostatně pouze za vedení Mgr. Evy Kaštovské, Ph.D. a použitím citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č.111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své magisterské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne 16.4.2009

.....

Poděkování:

Chtěla bych touto cestou vyjádřit své poděkování všem lidem, kteří mi pomohli při psaní této práce. Největší dík patří mé školitelce Mgr. Evě Kaštovské, Ph.D. za odborné rady, pomoc, věnovaný čas a trpělivost. Dále chci poděkovat pracovníkům Katedry biologie ekosystému, kteří se na výzkumu podíleli. V neposlední řadě děkuji rodině a mému příteli Lukáši Kodýmovi za všestrannou podporu a pomoc.

Obsah:

1. Úvod	4
2. Literární přehled	5
2.1. Globální cyklus uhlíku	5
2.2. Minerální a organické půdy	7
2.3. Půdní organická hmota (POH)	7
2.4. Dekompozice a mineralizace půdní organické hmoty	8
2.5. Půdní mikroorganismy	10
2.6. Vliv eutrofizace na cyklus C v suchozemském ekosystému	12
3. Cíle práce a hypotézy	14
4. Materiál a metodika	15
4.1. Odběrové lokality	15
4.2. Uspořádání experimentu	16
4.3. Odběry a úprava půdních vzorků	17
4.4. Stanovení extrahovatelného organického uhlíku a půdní mikrobiální biomasy	19
4.5. Stanovení rychlosti mineralizace POH	20
4.6. Stanovení rychlosti rozkladu celulózy v půdě	21
4.7. Statistické zpracování dat	22
5. Výsledky	23
5.1. Množství extrahovatelného organického uhlíku v půdě (EOC)	23
5.2. Mikrobiální biomasa (C_{mic})	25
5.3. Mineralizace půdní organické hmoty (V_{resp})	27
5.4. Rozklad celulózy	29
6. Diskuze	31
6.1. Vliv lokality	31
6.2. Vliv hnojení	32
6.3. Vliv času	33
7. Závěr	35
8. Literatura	36

1. Úvod

Vlivem lidské činnosti se zvětšuje množství a dostupnost živin, hlavně dusíku a fosforu, v ekosystémech. Tento jev se nazývá eutrofizace.

Předkládaná práce se zabývá studiem vlivu eutrofizace na luční ekosystémy v okolí tekoucích vod a rybníků v Třeboňské pánvi. Tyto travinné ekosystémy jsou charakteristické vysokým obsahem organické hmoty a představují tak významnou zásobárnu uhlíku, dusíku, fosforu a síry ve stabilních formách. Příčinou kumulace organické hmoty v těchto ekosystémech je občasné zaplavení a nízká kvalita rostlinného opadu. Tyto ekosystémy mají i další funkce jako regulaci vodního režimu v krajině, estetickou funkci a dále jsou místem, kde rostou chráněné druhy rostlin. Eutrofizace těchto luk je způsobená především splachy z okolních hnojených polí a také záplavami s vysokým obsahem dusíku a fosforu. Tento proces může ovlivnit množství i kvalitu půdní organické hmoty a následně může dojít k vymizení vzácných druhů rostlin a celkové změně charakteru vegetace. Ztráta půdní organické hmoty znamená ztrátu vázaného uhlíku a živin z ekosystému. Uhlík se pak uvolní zpět do atmosféry ve formě CO₂.

Ve své práci jsem se zaměřila na přímý vliv eutrofizace na půdní mikrobiální společenstvo a s tím spojené změny v rozkladu a mineralizaci organické hmoty v půdách mokřých luk. Pokusné plochy se nacházejí v CHKO Třeboňsko na lokalitách s minerální a organickou půdou. Na studovaných loukách byly v roce 2006 vytyčeny trvalé plochy. Od roku 2007 byla jejich eutrofizace simulována použitím minerálního hnojiva NPK v různém množství. Tato práce je součástí grantového projektu (GA ČR 526/06/0276).

2. Literární přehled

2.1. Globální cyklus uhlíku

Uhlík je jeden z nejdůležitějších prvků na Zemi. Tvoří anorganické i organické sloučeniny. Vyskytuje se v atmosféře, hydrosféře, biosféře a pedosféře. Mezi těmito systémy dochází k jeho neustálé výměně (Šimek, 2003).

Největším zásobníkem uhlíku na Zemi je **hydrosféra**, v níž je významné množství uhlíku uloženo hluboko v oceánu. Jedná se o 372 00 Gt C vázaného ve formě vápenatých sedimentů, který se do globálního cyklu uhlíku nezapojuje. Při povrchu oceánu je zadrženo pouze 920 Gt C, který se zde vyskytuje ve formě rozpuštěného anorganického i organického uhlíku, organického uhlíku v detritu a biomase (Šimek, 2003). Tento uhlík se do cyklu zapojuje, vypařováním a dýcháním se ho do atmosféry dostává asi 74 Gt (Obr.2.1.). V porovnání s oceány je v povrchových vodách zanedbatelné množství uhlíku. Fixují ho fotoautotrofní organismy, které přeměňují anorganický uhlík na organický, který se pak stává součástí biomasy rostlin a mikroorganismů (Šimek, 2003).

Menší množství uhlíku je kumulováno v **atmosféře**. Jedná se zhruba o 795 Gt C. Atmosféra absorbuje uhlík z povrchu oceánu, rostlinné a půdní respirace a vlivem lidské činnosti také uhlík, který se uvolňuje při spalování fosilních paliv, dříve neaktivního zdroje uhlíku (Obr.2.1.). Atmosférický uhlík je zdrojem pro primární producenty vodního a suchozemského ekosystému.

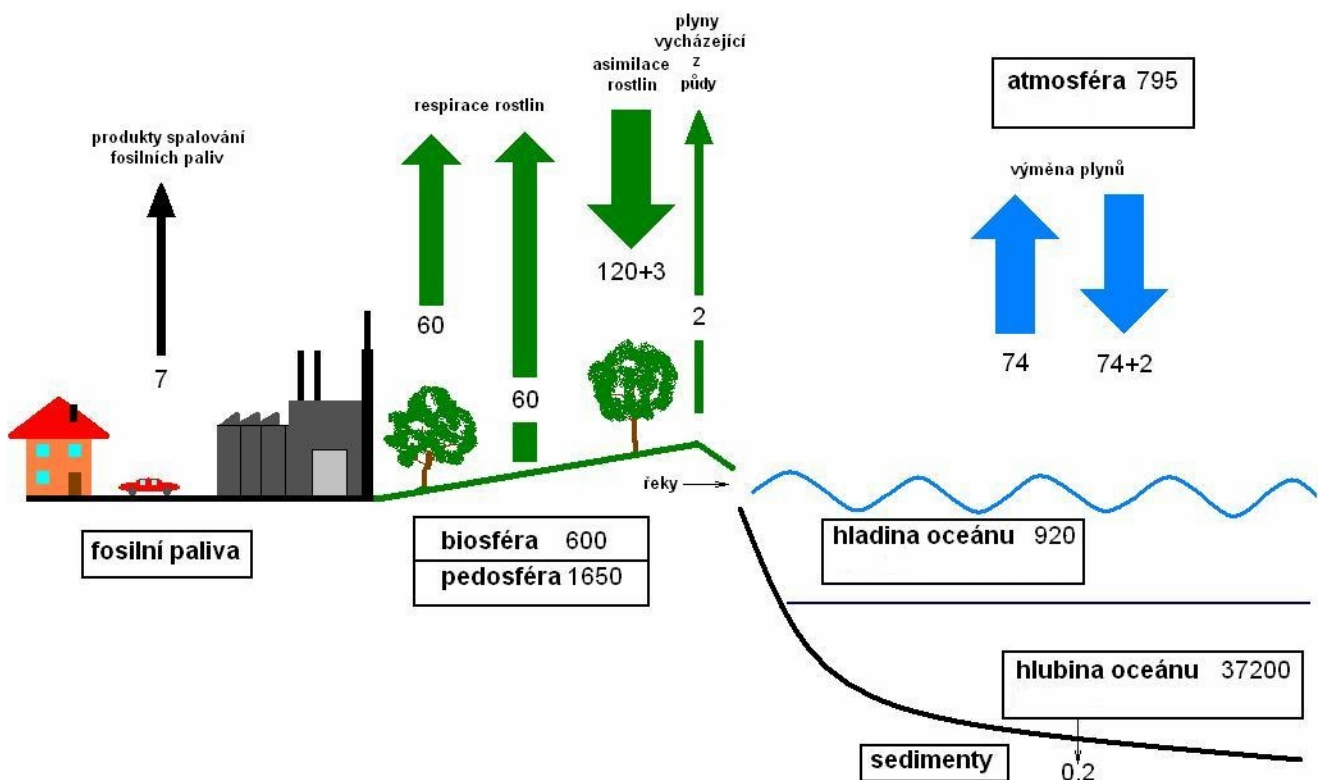
V **terestrickém ekosystému** je největší množství uhlíku nahromaděno v **půdě**, která obsahuje 1 650 Gt C. Oproti tomu v **biosféře** suchozemského ekosystému je vázáno pouze 600 Gt C (Obr.2.1.). Rostlinná biomasa je schopná zabudovat při fotosyntéze CO₂ do svého těla ve formě cukrů (Obr.2.1.). Rostliny ovšem skladují uhlík pouze dočasně. Po jejich odumření jsou rychle rozkládány a mineralizovány mikroorganismy a část fotosyntézou asimilovaného uhlíku tvoří půdní organickou hmotu (Gleixner a kol., 2001). Pro travinné ekosystémy například platí, že obsahují 10-13 kg C · m⁻². Z toho 97 % tvoří uhlík v podzemních částech rostlin a půdní organické hmotě a pouhé 3 % v nadzemní biomase (Tesařová v Rychnovské, 1993).

Za jediný rok vstupuje do půdy kolem $37,5 \cdot 10^9$ g C (Šantrůčková, 2001). Vstupy uhlíku do půdy můžeme rozdělit na primární a sekundární. Mezi primární se řadí odumřelá rostlinná biomasa (opad), rhizodepozice, plynné rostlinné metabolity a fixace CO₂

heterotrofním i autotrofním způsobem pomocí půdních mikroorganismů. Sekundárními způsoby obohacení půdy o uhlík jsou odumření živočišné hmoty a lidská činnost jako je organické hnojení (komposty, kejda) a vápnění (Šantrůčková, 2001).

V přirozených rozvinutých ekosystémech nedochází ke změnám obsahu uhlíku v půdě. Kolik uhlíku do půdy vstoupí, tolik je zmineralizováno. Výjimku tvoří půdy podmáčené, mladé nebo obhospodařované. V ekosystémech podmáčených a mladých je mineralizace pomalejší a dochází k hromadění půdní organické hmoty. Opakem jsou půdy intenzivně obhospodařované, kde dochází k ochuzování půdy o organickou hmotu (Šantrůčková, 2001).

Obr. 2.1. Globální cyklus uhlíku (upraveno podle Naegler a kol., 2006)



2.2. Minerální a organické půdy

Každá půda obsahuje složky minerální i organické. Podle toho, která složka převládá je dělíme na půdy organické a minerální. V **minerální půdě** je podíl organické složky menší než 20 až 30 % hmotnosti a půda je nasycená vodou méně než 30 dní v roce (Brady a Weil, 2002). Mají vyšší objemovou hmotnost a nízkou pórovitost (Brady a Weil, 2002). Minerální půdu zastupuje v této práci lokalita Hamr. Mezi **organické půdy** řadíme půdy s obsahem organické složky nad 20-30 % hmotnosti. Jsou důležitým zásobníkem uhlíku, kterého poutají téměř 20 % celosvětového množství. Obsahují i velké procento organického dusíku. Poměr C:N v organické půdě je kolem 20:1 (Brady a Weil, 2002). Bývají nasyceny vodou více jak 30 dní v roce. Díky tomu dochází pomalé mineralizaci organické hmoty. V porovnání s minerálními půdami mají tmavší zbarvení, nízkou objemovou hmotnost a vysokou pórovitost (Brady a Weil, 2002). Z mnoha zkoumaných lokalit odpovídají organické půdě Zábblatské louky.

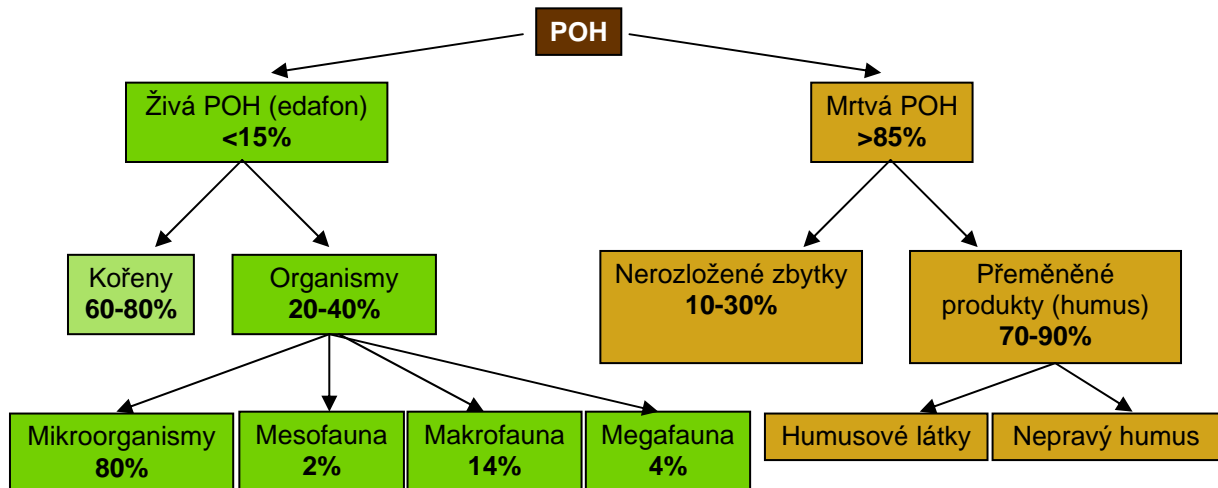
2.3. Půdní organická hmota (POH)

Půdní organická hmota je směsí organických látek různého chemického složení a komplexnosti, nacházejících se v různém stupni rozkladu. Je převážně rostlinného původu. Tomu odpovídá i její složení. Dělíme ji na živou a mrtvou složku, která významně převládá (Obr. 2.2.). **Mrtvou složku** tvoří nerozložené zbytky rostlin (celulóza, lignin a různé fenolické látky), živočichů a přeměněné produkty tzv. humus. Humus tvoří humusové látky (fulvokyseliny, huminové kyseliny a humin) a tzv. nepravý humus. Nepravý humus tvoří převážně polysacharidy (celulóza, hemicelulóza), ale i jednoduché cukry (glukóza), lignin, proteiny, tuky a vosky (Šantrůčková, 2001) (Obr. 2.2.). Humusové látky jsou nejkomplexnějším materiálem, který je nejodolnější k mikrobiálnímu rozkladu. Humus má pro půdní organickou hmotu velký význam. Čím je kvalitnější, tím je kvalitnější i půdní organická hmota.

Menší podíl půdní organické hmoty tvoří **živá složka**. Z organismů jsou v půdě nejvíce zastoupeny mikroorganismy (bakterie, houby, hlísti, prvoci). Ze zástupců mezofauny jsou zde roztoči, roupice, termiti, želvušky a chvostoskoci a z makrofauny jsou nejdůležitější dešťovky, členovci, měkkýši, imaga hmyzu, mnohonožky, stonožky, stinky, blešivci a brouci. Megafauna je tvořena obratlovci, např. hlodavci, hmyzožravci. Zatímco půdní

mikroorganismy jsou zodpovědné za dekompozici a mineralizaci organické hmoty a hrají roli v humifikačních procesech (viz níže), větší organismy mísí a drtí půdní hmotu, ovlivňují drenáž půdy a další její vlastnosti.

Obr. 2.2. Dělení půdní organické hmoty



Půdní organická hmota je nezbytnou součástí půdy a má velmi důležitou roli. Přispívá k rozvoji a růstu kořenů rostlin i edafonu, dává půdě barvu, zajišťuje iontovýměnnou schopnost půdy, ovlivňuje tvorbu půdních agregátů a fyzikální vlastnosti půdy (vodní, vzdušný a tepelný režim, snižuje soudržnost a přilnavost). Pomáhá zadržovat vodu v půdě, imobilizovat toxické látky, zvyšuje využitelnost hnojiv, chrání půdu před erozí. Půdní organická hmota je zásobárna C, N, S, P a dalších živin a její množství a kvalita určuje úrodnost půdy (Paul a Clark, 1996).

2.4. Dekompozice a mineralizace půdní organické hmoty

Dekompozice (rozklad) organické hmoty je přirozený biologický proces, kdy dochází k objemovým, chemickým a strukturním změnám organických látek. Rozklad začíná okamžitě po odumření rostlin a živočichů. Hlavní roli v něm mají mikroorganismy, ale účastní se jí také žížaly a zástupci mezofauny (roztoci, chvostoskoci, mravenci), bez nichž by dekompozice neproběhla. Jejich úkolem je rozdrtit a natrávit půdní organickou hmotu, čím se zvýší plocha povrchu organických látek. To je výhodné pro mikroorganismy, kteří mohou

organické látky kolonizovat a pomocí svých extracelulárních enzymů tyto látky dále štěpit (<http://www.fao.org/docrep/009/a0100e/a0100e05.htm#bm05.3>, 21.3.2009).

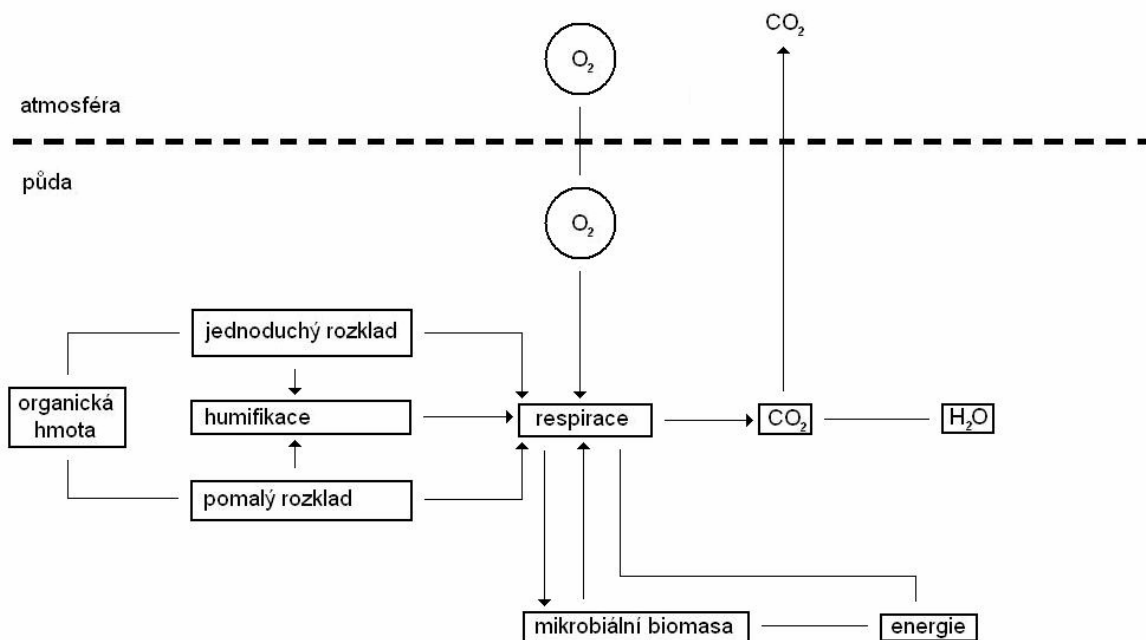
Nejprve jsou rozloženy nejjednodušší látky, jako jsou jednoduché cukry a aminokyseliny, bílkoviny, škroby. Během několika měsíců dochází k dekompozici složitějších látek např. hemicelulózy, celulózy a polymerů z buněčných stěn. Nejpomaleji jsou rozkládány fenolické látky a lignin, vosky a pigmenty. Jejich rozklad trvá několik let až několik desítek let (Šantrůčková, 2001). Důvodem je komplikovaná struktura těchto látek (<http://www.soilhealth.com/organic/>, 21.3.2009).

Mikroorganismy využijí rozkládanou látku k tvorbě vlastní biomasy či extracelulárních metabolitů. Mikrobiální produkty se dále chemickými reakcemi přeměňují na humus. Část rozkládané organické látky mikroorganismy využijí k získání energie dýcháním, při kterém se uvolňuje CO_2 a H_2O (Šantrůčková, 2001; Tesařová v Rychnovské, 1993) (Obr.2.3.). Tato úplná přeměna organických zbytků až na živiny se nazývá **mineralizace**. Živiny pro svou existenci využívají rostliny, živočichové a mikroorganismy, kteří je zabudovávají do své biomasy (vytváří organické látky). Tento proces se nazývá imobilizace a je opačným procesem než mineralizace (<http://www.fao.org/docrep/009/a0100e/a0100e05.htm#bm05.3>, 21.3.2009).

Rychlost dekompozice a mineralizace je ovlivněna podmínkami prostředí (teplota, vlhkost) a vlastnostmi půdy (pH, textura). Teplejší klima zvyšuje rozklad půdní organické hmoty v půdě, zatímco chladnější klima rozklad zpomaluje. Pomalejší rozklad nastává také při nízké nebo velmi vysoké vlhkosti půdy. Důležitá je také provzdušněnost půdy. V dobře provzdušněných půdách probíhá dekompozice a následná mineralizace POH rychleji než v půdách zamokřených nebo nedostatečně neprovzdušněných (Šantrůčková, 2001). Příčinou je to, že v dobře provzdušněných půdách se na rozkladu podílí aerobní organismy, které mají v porovnání s anaerobní organismy energeticky účinnější metabolismus. Proto jsou mokřady největším akumulátorem uhlíku v půdě (Paul a Clark, 1996). Rychlost dekompozice je závislá také na komplexnosti látek, které tvoří půdní organickou hmotu a schopností přítomných organismů rozkládat organické látky a interakcemi mezi organismy (Šantrůčková, 2001).

Pokud v půdě převládají procesy mineralizace nad imobilizací, půda je ochuzována o organickou hmotu, mění se struktura půdy a snižuje se její úrodnost. Pokud tento stav trvá delší dobu, dochází k degradaci půdy. Důsledkem převahy mineralizace nad imobilizací není pouze změna kvality a úrodnosti půdy, ale i zvýšené množství CO_2 uvolněného do ovzduší. V dnešní době bylo zjištěno, že se uvolňuje dvakrát více CO_2 než rostliny potřebují ke své existenci. Příčinou je kácení lesů a intenzivní obhospodařování půd (Šantrůčková, 2001).

Obr. 2.3. Průběh dekompozice a mineralizace půdní organické hmoty
(upraveno podle Young a kol.,2005)



2.5. Půdní mikroorganismy

Půdní mikroorganismy jsou nejvýznamnější živou složkou půdní organické hmoty. Spolu s odumřelými zbytky rostlin tvoří nestabilní část organické hmoty s rychlým obrátem. Ačkoli jejich biomasa tvoří méně než 5% POH, mají velký význam (Dalal, 1998). Účastní se dotváření půdní struktury, podílí se na tvorbě půdních agregátů, mění vodní a vzdušný režim půdy, pomáhají při degradaci cizorodých látek a chrání rostliny před různými patogeny. Jsou rychlým zdrojem uhlíku, dusíku, fosforu a síry pro rostliny, zajišťují koloběh těchto prvků v půdě a podílí se na tvorbě humusu (Dalal, 1998). Mineralizací POH zajišťují návrat uhlíku do atmosféry ve formě CO_2 , kde může být znovu využit primárními producenty (Šimek, 2003).

Půdní mikrobiální biomasu v přirozených ekosystémech tvoří z větší části **houby** (mikromycety), méně pak **bakterie** (15-50 %) (Tesařová v Rychnovské, 1993). V travinných ekosystémech se například podíl bakteriální ku celkové biomase pohybuje mezi 1,5 – 8 %

(Tesařová v Rychnovské, 1993) a roste s množstvím živin. Malý je podíl řas, prvoků a nematod (Šantrůčková 1993).

Rozmístění mikroorganismů v půdním profilu není stejné. Klesá s hloubkou půdy tak, jak klesá množství organické hmoty. Bylo zjištěno, že v hloubce do 15 cm se vyskytuje 80% mikroorganismů (Tesařová v Rychnovské, 1993). **Množství mikrobiální biomasy** je závislé také na množství a kvalitě půdní organické hmoty (Dalal, 1998), teplotě a vlhkosti půdy (Wardle a Parkinson, 1990; Alvarez a kol., 1995), pH, textuře půdy a lidských faktorech (obhospodařování a využití půd). Větší množství mikrobiální biomasy obsahují půdy přirozených ekosystémů (lesní a travinné) než obhospodařované půdy (Smith a Paul, 1990). Vhodnými zásahy jako je kosení, organické hnojení, střídání obilovin, zavlažování půd, které trpí nedostatkem vody lze zvýšit množství POH i mikrobiální biomasu ve svrchní části půdy. Naopak množství POH a mikrobiální biomasy snižuje například orba a intenzivní hnojení minerálními hnojivy (Dalal, 1998).

Stanovení množství mikrobiální biomasy v půdě je poměrně obtížné. Také je složité odhadnout množství mikrobiální biomasy, která se aktivně podílí na přeměnách organické hmoty v ekosystému (Tesařová v Rychnovské, 1993). Ke zjištění množství mikrobiální biomasy v půdě slouží několik metod. Dříve se používaly klasické metody založené na kultivaci mikroorganismů v živných médiích nebo mikroskopické metody, kdy je množství mikroorganismů počítáno přímo v půdním vzorku s pomocí různých barviv (Tesařová v Rychnovské, 1993). Dnes jsou preferovány metody založené na biochemických, chemických a fyziologických technikách. Mezi fyziologické metody patří metoda chloroformové fumigace a inkubace (CFI) (Jenkinson a Powlson, 1976) nebo substrátem indukovaná respirace SIR (Anderson a Domsch, 1978). Při biochemických metodách se stanovuje množství prvků (C, N, P, S) obsažené v biomase fumigačně-extrakční metodou (CFE) (Brookes a kol., 1985; Vance a kol. 1987; Hedley a Stewart, 1982; Saggart a kol. 1981) nebo specifické buněčné komponenty jako ATP, DNA, komponenty buněčných stěn (Jenkinson a kol, 1979; Eiland 1983; Webster a kol., 1984).

2.6. Vliv eutrofizace na cyklus C v suchozemském ekosystému

Eutrofizace je proces obohacování systému o živiny, zejména dusík a fosfor. Množství těchto živin v prostředí je ovlivněno řadou přirozených i nepřirozených procesů. Nepřirozená eutrofizace vzniká důsledkem nadměrného užívání organických i minerálních hnojiv obsahující fosfáty a dusíkaté látky, ale i suchou depozicí z atmosféry, kyselým deštěm a vypouštěním odpadních vod. Důsledkem eutrofizace je změna produkce, struktury a funkce ekosystému. Eutrofizace půd může druhotně způsobovat eutrofizaci vod. Deštěm dochází k vyplavování dusíku a fosforu z půd do povrchových vod, kde dochází k přemnožení planktonu, který vede ke vzniku vodního květu. Po odumření planktonu dochází ke snížení množství kyslíku ve vodě, hlavně u dna. Eutrofizace ohrožuje i kvality podzemních vod.

Dusík a fosfor jsou živinami, které limitují produkci rostlinné biomasy i mikrobiální aktivitu v půdě. K zvýšení jejich dostupnosti v půdě se používá hnojení živinami v anorganické i organické formě (rostlinný opad, prasečí kejda). Obohacení půdy o dusík a fosfor vede ke **zvýšení rostlinné produkce** (Henry a kol., 2005), a to zejména její nadzemní části (Saggar a kol., 1997; Bardgett a kol., 1999; Picek a kol., 2008). Hnojení **vylepšuje** také **C/N/P poměr v rostlinách** (Henry a kol., 2005; Manning a kol., 2008). Účinky hnojení mají také přímý vliv na **změny složení rostlinného společenstva** (Bardgett a kol., 1999). Při zvýšené koncentraci dusíku v půdě dochází k částečné ztrátě rostlinných druhů charakteristických nízkou náročností na dostupnost dusíku a zvyšuje se množství nitrofilních rostlin (Emmett, 2005). Při obohacení půd o dusík převládá proces nitrifikace, a nitráty jsou z půdy vyplavovány (Emmett, 2005; Picek a kol., 2008).

Studium změn v primární produkci ale nebylo náplní této diplomové práce. Mým úkolem bylo sledovat **přímý vliv eutrofizace na aktivitu mikrobiálního společenstva** a s tím spojené změny v dekompozici a mineralizaci půdní organické hmoty. Po zvýšení dostupnosti živin v půdě může dojít ke snížení rychlosti růstu mikroorganismů (Agren a kol., 2001) a poklesu mikrobiální imobilizace C a N (Emmett, 2005). Může se **změnit i mikrobiální biomasa** (Bardgett a kol., 1999). Mikroorganismy v hnojených půdách mají vyšší účinnost metabolismus (Saggar a kol., 1997). Dochází k ovlivnění enzymové aktivity, a tím se **zpomaluje rozklad komplexních látek** (ligninu a humusových látek) a **urychluje rozklad snadno dostupných látek** (glukóza, celulóza, škrob, atd.) (Fog, 1988; Agren a kol., 2001; Novák, Pokorná–Kozová a Apfelthaler, 1974). Tyto změny mohou být provázeny i

změnou ve **složení mikrobiálního společenstva**, většinou ve prospěch bakterií (Tesařová v Rychnovské, 1993).

Cykly všech prvků v půdě jsou navzájem propojeny. Zvýšená koncentrace N a P tak může významně ovlivnit cyklus uhlíku v ekosystému (Picek a kol., 2008). **Výsledný vliv eutrofizace na zásobu uhlíku v ekosystému může být pozitivní i negativní** (Conant a kol., 2005). Může tedy docházet jak k akumulaci uhlíku v půdě, (například Bowman a kol. (2002) zjistili, že zvýšené množství dusíku v půdě vede ke zvýšení zásob uhlíku v travinných ekosystémech), tak k úbytku POH vlivem zvýšené mineralizace.

3. Cíle práce a hypotézy

Cíle práce

- Ø Stanovit vliv hnojení na množství a aktivitu mikrobiální biomasy a s tím spojenou změnu rychlosti dekompozice a mineralizace půdní organické hmoty v půdách dvou lučních ekosystémů
 - a) Zhodnotit vliv lokality, který je daný odlišným rostlinným pokryvem a obsahem a kvalitou organické hmoty v půdě
 - b) Zhodnotit vliv množství dodaných živin (dvě různé dávky hnojení)
 - c) Zhodnotit časové změny měřených půdních parametrů na studovaných lokalitách

Hypotézy

- a) Hnojení by mělo mít větší vliv na cyklus uhlíku v organické půdě, protože organické půdy mají méně vhodný poměr C/N/P a mikrobiální aktivita je zde tedy více limitována dostupností živin.
- b) Čím větší množství hnojiva bylo do půdy použito, tím by měly být větší změny ve sledovaných parametrech.
- c) Získané hodnoty půdních parametrů by se měly během času lišit, což je způsobeno reakcí mikroorganismů na změny teploty (dekompozice celulózy měřená v terénu) a na změny ve vodním režimu a kvalitě dostupné organické hmoty v závislosti na primární produkci (u parametrů měřených v laboratoři).

4. Materiál a metodika

4.1. Odběrové lokality

Lokality, jejichž půdu jsem zkoumala, se jmenují Hamr (H) a Záblatské louky (Z). Nacházejí se v Třeboňské pánvi v Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko (Obr.4.1.). Regionálně jsou zařazeny do okresu Jindřichův Hradec. Jedná se o tzv. podmáčené louky neboli „mokré louky“. Tento typ ekosystému má v angličtině výraz „wet weadows“. Porovnání obou sledovaných lokalit z hlediska zeměpisného, fyzikálního a chemického obsahuje tabulka 4.1.

Tab. 4.1. Charakteristika studovaných lokalit. Zeměpisné souřadnice jsou získány ze systému WGS 84. Trofie půd byla stanovena na základě vegetačního pokryvu lokalit. Průměry a směrodatné odchylky jsou spočítány ze dvou hodnot u objemové hmotnosti a ze tří hodnot u obsahu organické hmoty. (upraveno podle Misařové, 2005)

Lokalita	Hamr	Záblatské louky
Nadmořská výška [m n.m.]	415	426
Zeměpisná šířka (severní)	49°09' 02"	49°06' 18"
Zeměpisná délka (východní)	14°46' 12"	14°39' 10"
Objemová hmotnost [g.cm ⁻³]	0,52±0,04	0,21±0,02
Obsah org. hmoty [%]	20±2	42±9
Obsah celkového C [%]	10±0,1	22±2,3
Obsah celkového N [%]	0,7±0,1	1,2±0,09
Poměr C: N	14,6	18,7
Obsah jílovitých částic [%]	12,5	22,5
Obsah písku [%]	15	0
Půdní druh	prachovitá hlína	prachovitá hlína
Kategorie půd podle trofie	eutrofní/mezotrofní	oligotrofní/mezotrofní
Kategorie půd podle SOM	minerální	organická
Dominantní druhy vegetačního pokryvu	<i>Glyceria maxima</i> <i>Carex acuta</i> <i>Carex vesicaria</i>	<i>Carex acuta</i> <i>Carex vesicaria</i>
Management lokality	kosená	kosená

Podmáčená louka nazvaná **Hamr** se nachází jihovýchodně od obcí Hamr a Val, v zaplavované nivě řeky Nežárky. Louka je pravidelně jednou až dvakrát ročně kosená. Je významná hlavně proto, že zde roste mnoho druhů ostřic s průvodními druhy litorálních rákosin (Chytrý a kol., 2001). Oproti lokalitě Záblatské louky pokrývá tuto plochu relativně

sušší typ porostů s přechodem k vlhčím pcháčovým loukám. Rostou zde porosty vysokých ostřic řádu *Magnocaricetalia*. Dominujícím druhem je *Carex acuta*, *Glyceria maxima*. Místy se vyskytují také *Carex vesicaria*, *Deschampsia caespitosa* a *Ranunculus repens*.

Lokalita **Záblatské louky** byla v roce 1994 vyhlášena Správou CHKO Třeboňsko jako přírodní rezervace. Důvodem je výskyt vlhkomilné luční a mokřadní vegetace o rozloze 180 ha. Rostou zde i chráněné a ohrožené druhy rostlin. Mezi ně patří violka slatinná (*Viola stagnina*), kaprad' hřebenitá (*Dryopteris cristata*), kaprad' osténkatá (*Dryopteris carthusiana*), ostřice prodloužená (*Carex elongata*), zevar vzpřímený (*Sparganium erectum*), zevar nejmenší (*Sparganium minimum*), bublinatka jižní (*Utricularia australis*), žebernatka bahenní (*Hottonia palustris*).

V 70. a 80. letech došlo k narušení louky vlivem aplikace prasečí kejdy. V současné době se její stav zlepšuje (Albrecht, 2003). Cílem současného plánu péče na období 2005-2014 je obnovit druhové bohatství lučních, mokřadních a litorálních porostů rybníčního ekosystému a zachování mozaiky biotopů ponechaných přirozenému vývoji a ploch s trvalou údržbou sečením. Na plochách sečených luk (cca 5,2 hektarů), kam spadá pokusná plocha, je vyloučeno hnojení a vápnění (http://portal.gov.cz/wps/portal/_s.155/14119?docid=1407, 21.3.2009). Obhospodařování luk není stálé, neboť bývají několikrát do roka zatopeny v závislosti na výšce hladiny přilehlého Záblatského rybníka. Lokalita je kosena pouze na sušších místech jednou až dvakrát ročně. Posečená hmota je odstraňována mimo území rezervace.

4.2. Uspořádání experimentu

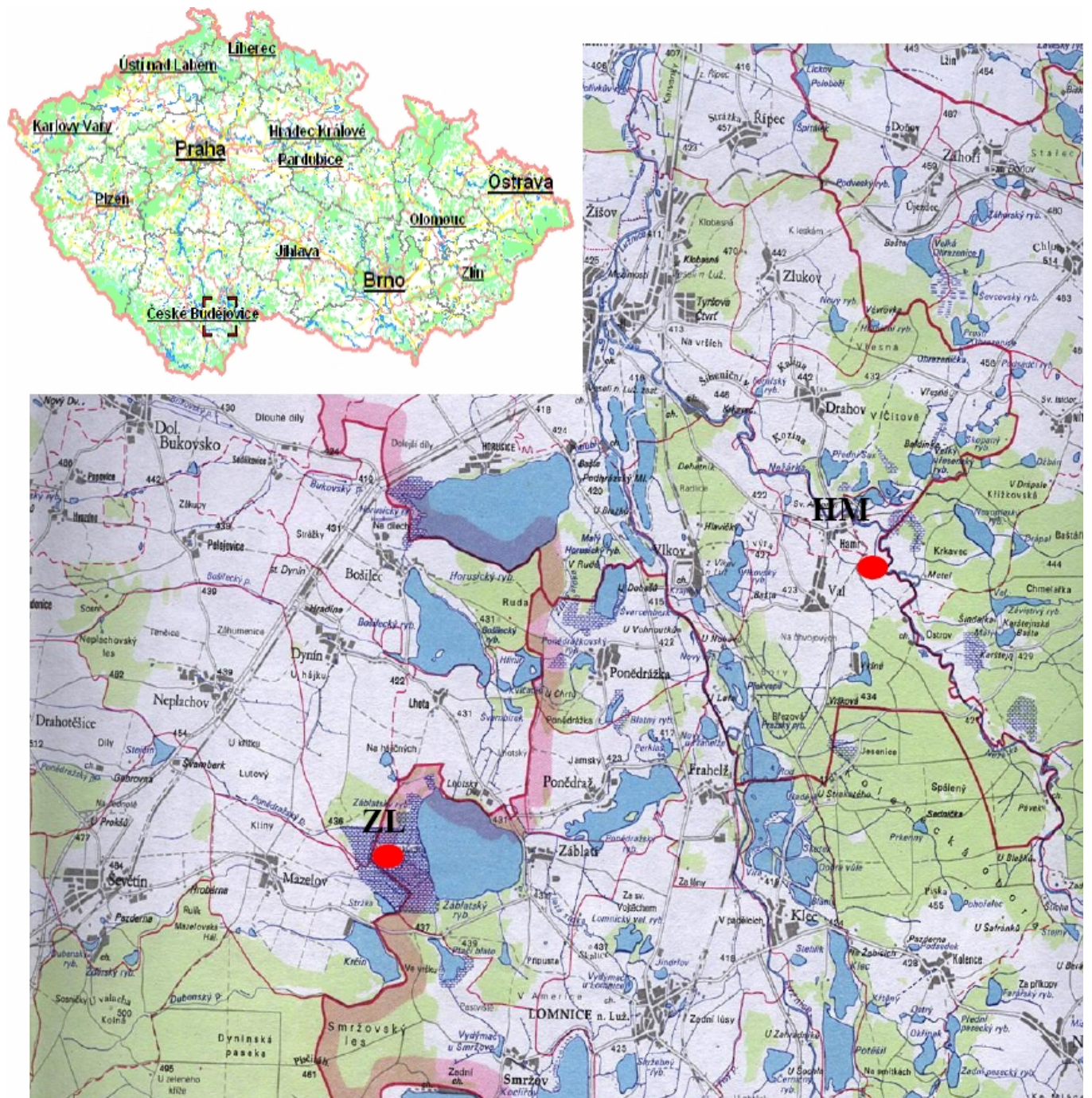
Na obou lokalitách byly v roce 2006 ohraničeny čtyři náhodné bloky. V každém bloku byly vymezeny tři plochy o rozměrech 3,5 x 3,5 m. V každém bloku je jedna plocha kontrolní neboli nehnojená (K), jedna plocha s vysokou dávkou hnojení (H), jedna plocha s nízkou dávkou hnojení (L). Mezi jednotlivými plochami je vzdálenost asi 1,5 m, tzv. pufrační zóna. Její hlavní funkcí je zamezit kontaminaci mezi jednotlivými variantami. Uspořádání pokusných ploch znázorňuje obrázek 4.2. Černá šipka znázorňuje pufrační zónu. V roce 2006 byla také provedena analýza heterogenity půdních vlastností a bylo zjištěno, že vytyčené plošky se ve sledovaných parametrech od sebe neliší. Poté bylo aplikováno hnojivo.

Jako hnojivo se používá granulované minerální hnojivo NPK (Lovofert Lovochemie). Hnojivo obsahuje 15 % dusíku (v podobě NO_3^- (43%), NH_4^+ (57%)), 15 % fosforu (jako P_2O_5) a 15 % draslíku (jako K_2O). Hnojivo bylo na plochy aplikováno jako vodný roztok dvakrát ročně, a to vždy v květnu a červenci. Varianta L byla hnojena $65 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, varianta H pak $300 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$.

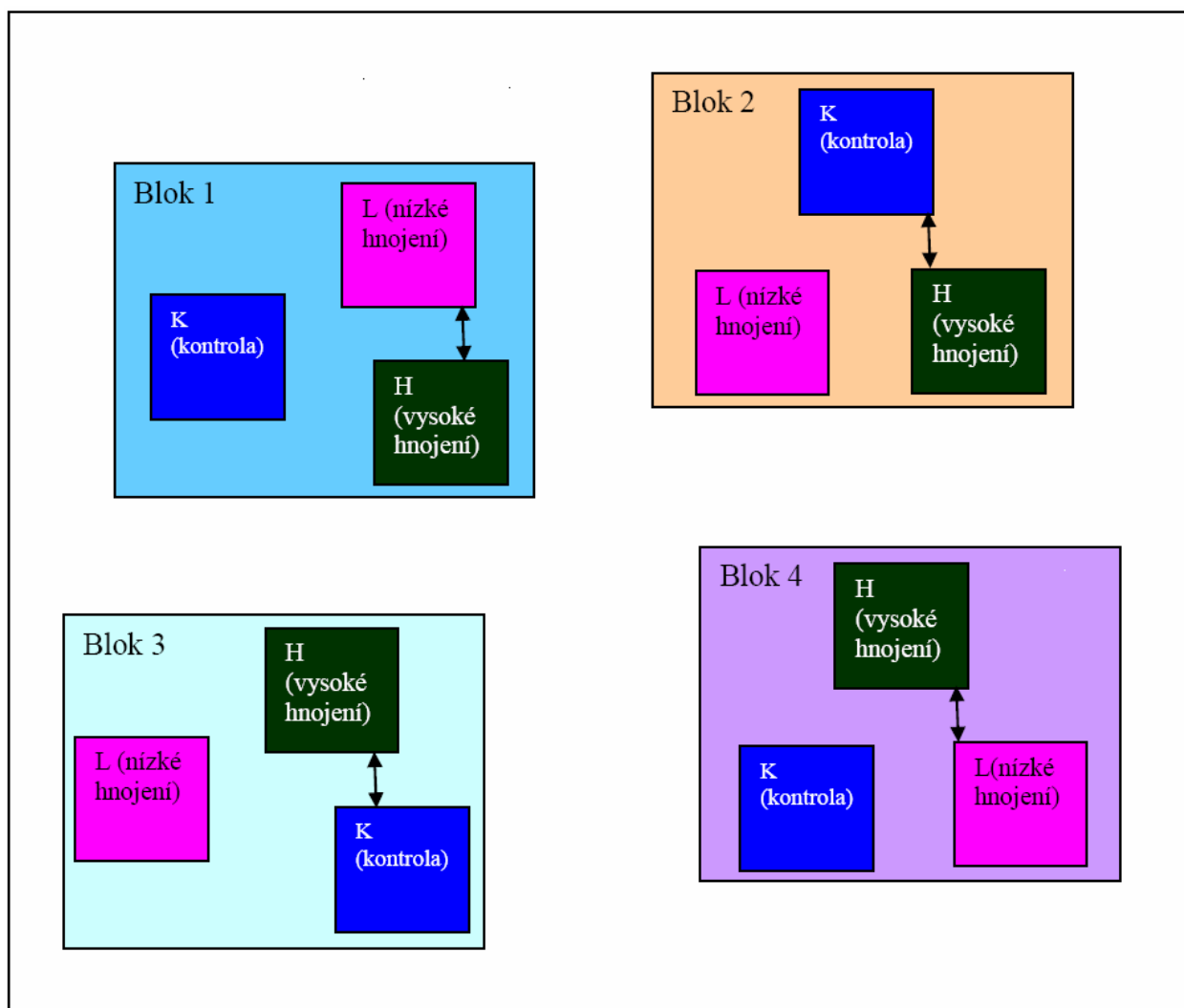
4.3. Odběry a úprava půdních vzorků

Půda ze studovaných lokalit byla odebrána v letech 2007 a 2008 vždy třikrát a to: 15.5.07, 24.7.07, 10.10.07 a 20.5.08, 21.7.08, 15.10.08. Jarní a letní odběry proběhly vždy asi týden po aplikaci hnojiva. Pomocí půdní sondy o průměru 5 cm bylo z každé plochy (12 na každé lokalitě) odebráno 10 vzorků z hloubky 5-30 cm. Vzorky ze stejné plochy byly již v terénu smíchány v jeden směsný vzorek. Druhý den po odběru jsme vzorky nasypali na síto o velikosti ok 5 mm. Odstranili jsme z nich kořínky a přesáli je. Takto upravené vzorky jsme přesypali do polyethylenových sáčků a uskladnili při teplotě 4°C v chladničce na dobu přibližně 3 týdnů. Poté byl ve vzorcích stanoven extrahovatelný organický uhlík, půdní mikrobiální biomasa a rychlost mineralizace půdní organické hmoty.

Obr. 4.1. Studované plochy na Třeboňsku (upraveno podle Nitkulincové, 2008).



Obr. 4.2. Uspořádání experimentu (upraveno podle Nitkulincové, 2008)



4.4. Stanovení extrahovatelného organického uhlíku a půdní mikrobiální biomasy

Extrahovatelný organický uhlík (EOC) byl stanoven jako uhlík extrahovaný z půdy pomocí 0,5 M síranu draselného. Mikrobiální biomasa byla stanovena fumigačně-extrakční metodou (Vance a kol., 1987), kdy působením par chloroformu (po dobu 24 hodin) dojde k porušení buněčných stěn přítomných organismů a k vyelití buněčné protoplasmy do půdního roztoku, čímž se zvýší množství organického uhlíku v půdním vzorku. Z rozdílu koncentrací organického uhlíku v půdních extraktech před (EOC) a po fumigaci (C_{fum}) parami

chloroformu a následné korekci pomocí přepočtového koeficientu se vypočte **množství uhlíku v mikrobiální biomase (C_{mic})**:

$$C_{mic} = (C_{fum} - EOC) / 0,38 \quad [\mu\text{g C g}^{-1} \text{ s. p.}]$$

C množství organického uhlíku ve fumigované (fum) a kontrolní (EOC) půdě přepočtený na gram suché půdy

0,38 přepočtový koeficient udávající účinnost extrakce mikrobiálního uhlíku (Vance a kol., 1987)

Přesný postup byl takový, že vzorky s 10 g půdy (fumigované a nefumigované) jsem extrahovala 40 ml 0,5 M K_2SO_4 po dobu 30 minut za stálého třepání. Extrakt jsem zfiltrovala a filtrát uchovávala zmražený. Analýza organického uhlíku probíhala na přístroji LiquiTOC II (Elementar, Německo). Vzorky jsem patřičně naředila destilovanou vodou (10-20x) a okyselila kyselinou chlorovodíkovou na pH asi 3,5. Principem měření koncentrace organického uhlíku v extraktu je detekce množství CO_2 , které se uvolní po spálení vzorku při 800°C, pomocí infračerveného detektoru.

4.5. Stanovení rychlosti mineralizace POH

Mineralizace půdní organické hmoty představuje ztrátu uhlíku z půdy ve formě CO_2 . Proto se také někdy označuje jako respirace půdních mikroorganismů a vypovídá o jejich celkové aktivitě. Metoda stanovení mineralizace uhlíku, kterou jsem použila, je založena na tom, že známé množství půdy je inkubováno v uzavřené nádobě. Na počátku a na konci inkubace se pomocí plynového chromatografu stanoví koncentrace CO_2 v plynném objemu nádoby. Jejich rozdíl je po přepočtu roven množství CO_2 vyprodukovaného půdními mikroorganismy neboli půdní respirací.

Postupovala jsem tak, že jsem do inkubačních nádobek navážila 10 g půdy a vložila je do termostatu, kde se inkubovaly při teplotě 20°C tři až čtyři dny bez zásahu, aby se ustálily. Poté jsem nádoby vzduchotěsně uzavřela gumovými a umělohmotnými zátkami spolu se třemi slepými stanoveními (nádobky bez půdy) a po 24 hodinové inkubaci jsem stanovila koncentraci CO_2 ve vzorcích pomocí plynového chromatografu. U každého vzorku jsem pak zjistila plynný objem nádoby tak, že jsem ji zvážila před a po naplnění vodou až po okraj hrdla.

Rychlost půdní respirace V_{resp} [$\mu\text{g C} - \text{CO}_2 \text{ g}^{-1}\text{hod}^{-1}$] jsem vypočítala následovně:

$$V_{\text{resp}} = 0,536 * [(c_{\text{CO}_2}(t1) - c_{\text{CO}_2}(t0)) * V_G / 1000 + 0,94 * p_{\text{CO}_2} * V_L] / (t * 10 \cdot s)$$

0,536 přepočítání z $\mu\text{l CO}_2$ na $\mu\text{g C-CO}_2$

c_{CO_2} koncentrace CO_2 ve slepém stanovení (t_0) a konci (t_1) inkubace [ppm]

V_G plynný objem nádoby [ml]

p_{CO_2} parciální tlak CO_2 ve vzorku [c_{CO_2} v ppm / 10^6]

V_L objem půdního roztoku ve vzorku [ml]

0,94 Bunsenův koeficient rozpustnosti CO_2 ve vodě při 20°C

t délka inkubace [hod]

10 navážka čerstvé půdy [g]

s suchá hmotnost 1 g půdy

4.6. Stanovení rychlosti rozkladu celulózy v půdě

Rychlost rozkladu celulózy jako modelového substrátu vypovídá o rychlosti dekompozice rostlinného opadu. Stanovovala jsem ji metodou opadových sáčků („litter bag“ metoda) (Rychnovská a kol., 1987, upraveno). Opadové sáčky jsem připravovala následovně. Celulózový filtrační papír o rozměrech 14 x 9 cm jsem zvážila na analytických vahách (hmotnost byla vždy asi 1 g), opatřila ho se kouskem alobalu, na který jsem lihovým fixem napsala číslo. Takto opatřené filtrační papíry jsem vložila do nylonových sítěk. Každou síťku jsem označila barevným provázkem, aby bylo možné je po inkubaci v půdě opět najít. Na každé zkoumané ploše jsem umístila vždy dvě sítěky pod vyryté drny, a to vodorovně do hloubky 8 - 10 cm tak, aby barevný provázek sítěky zůstal nad povrchem půdy. Sítěky jsem nechávala v půdě inkubovat různě dlouhou dobu podle předpokládané rychlosti rozkladu celulózy. V zimním období (říjen až duben) to bylo asi 190 dní, během vegetační sezóny potom 20-50 dní.

Po vyjmutí z půdy jsem sítěky nechala jeden den na vzduchu proschnout. Poté jsem z nich vyndala zbytky celulózy. Celulózu i s půdou, která na ní ulpěla a nedala se očistit, jsem pak vložila do předem zváženého žíhacího kelímku, který jsme opět zvážila. Množství ulpělé půdy jsem stanovila jako popeloviny spálením obsahu kelímku v muflonové peci při teplotě 450°C po dobu 5 hodin. Množství celulózy rozložené během inkubace jsem stanovila vázkově a přepočítala ho na **rychlost rozkladu celulózy [g C den^{-1}]** v daném období podle následujícího výpočtu:

$$V_C = [(m(t_0) - m(t_1) - m(p)) * 0,445] / t$$

m hmotnost celulózy před vložením do půdy (t₀) a po inkubaci (t₁) [g]

m(p) hmotnost popelovin po spálení v muflové peci [g]

0,445 přepočet na procentuální obsah uhlíku v celulóze

t délka inkubace v půdě [den]

4.7. Statistické zpracování dat

Statistické vyhodnocení dat jsem provedla v programu STATISTICA 8. Vliv lokality a hnojení jsem hodnotila pomocí dvoucestných testů variance pro opakovaná měření (Repeated measures ANOVA). U statisticky průkazných rozdílů jsem v textu uvedla hodnoty F statistiky a hladinu pravděpodobnosti p. K následnému mnohonásobnému porovnání jsem použila Tukey HSD test s hladinou pravděpodobnosti p<0,05. Grafy jsem zpracovala v programu Microsoft Office Excel.

5. Výsledky

5.1. Množství extrahovatelného organického uhlíku v půdě (EOC)

Množství EOC v půdách se pohybovalo v desítkách až stovkách $\mu\text{g C g}^{-1}$ a bylo v průměru asi dvojnásobné na lokalitě Záblatí než na Hamru, jak je patrné z tabulky 5.1. i obrázku 5.1. Tento rozdíl byl statisticky významný ($F = 484,7$; $p < 0,001$).

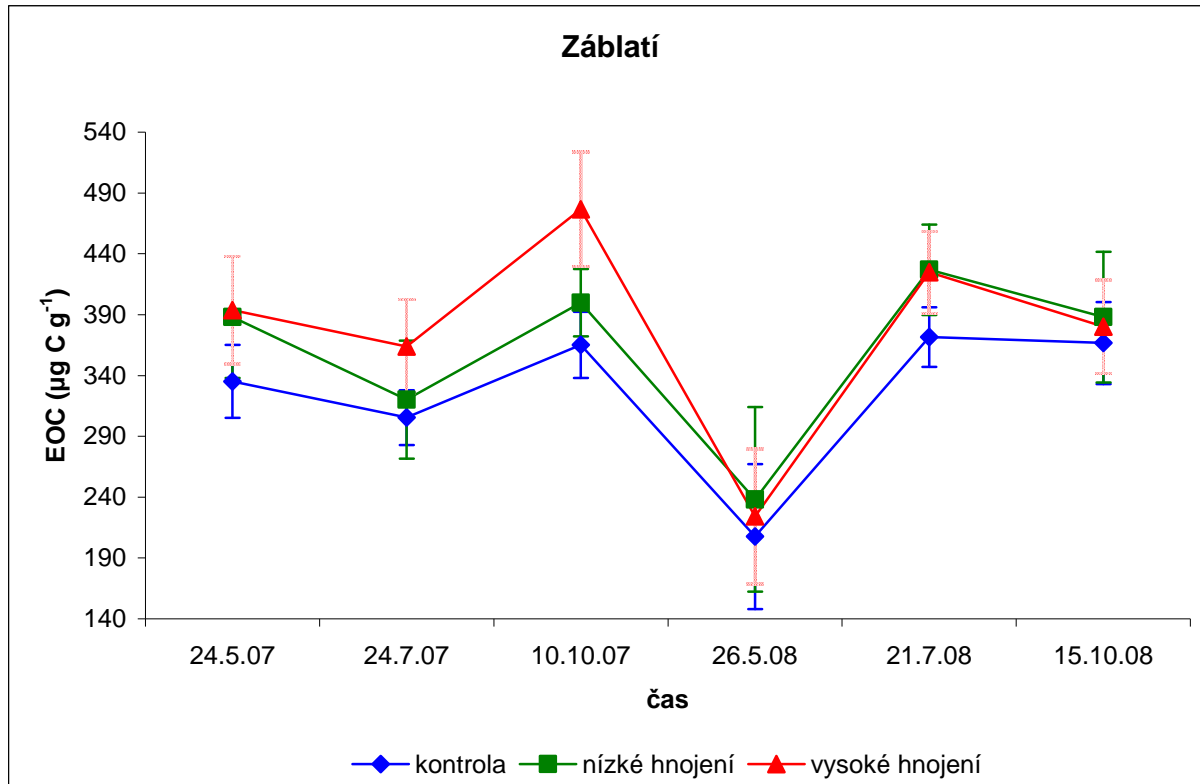
Průkazný byl také vliv hnojení ($F = 3,8$; $p = 0,042$). Výrazně se však projevil pouze v půdě na lokalitě Záblatí, kde jsem největší množství dostupného uhlíku naměřila na plochách vysoce hnojených a nejmenší ve variantách nehnojených (Tab. 5.1.). Na obrázku 5.1. je patrné, že v půdě kontrolních variant bylo množství EOC nejnižší v průběhu celých dvou let měření.

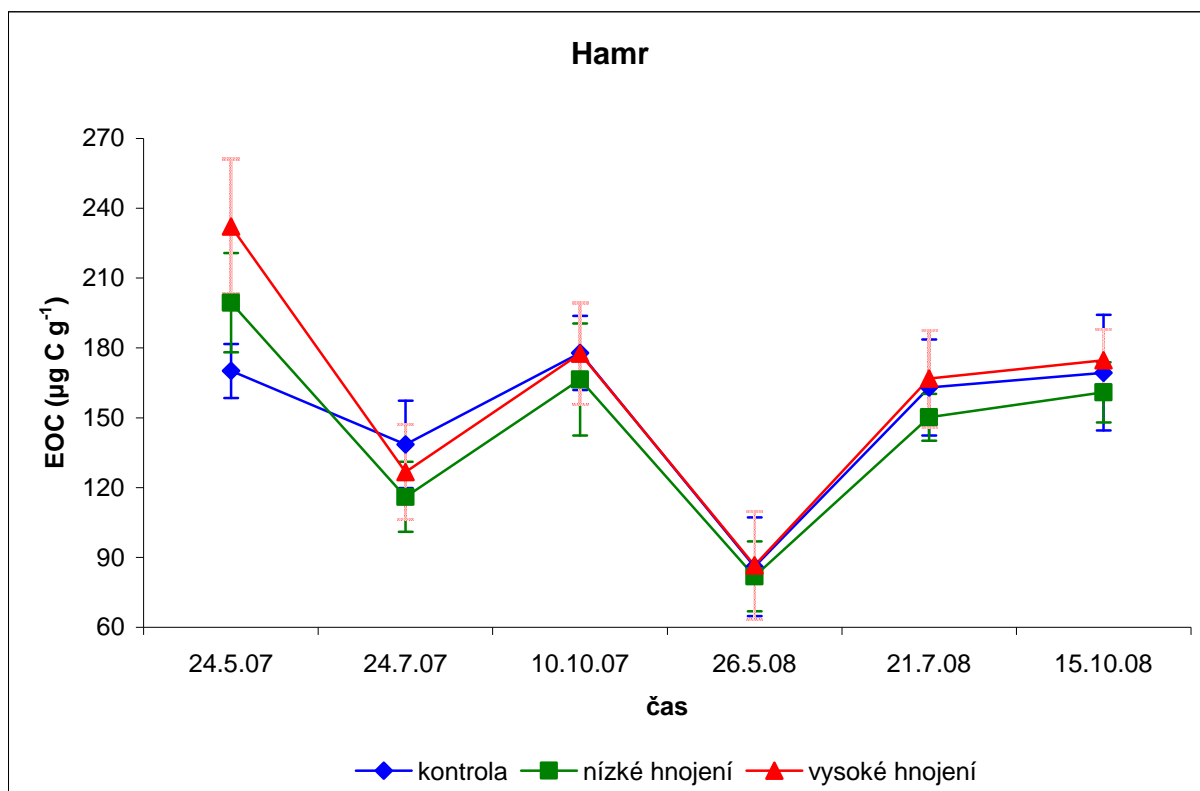
Množství EOC se rovněž měnilo v čase (Obr. 5.1.). Není zde však patrný žádný pravidelný sezónní průběh. Shodné na obou lokalitách je mírné zvýšení množství EOC na podzim 2007 oproti letním hodnotám. Nejnápadnější změnou je významný pokles koncentrací EOC na jaře 2008, ke kterému došlo také shodně na obou lokalitách. V průběhu roku se potom hodnoty vrátily zhruba na původní úroveň. Na lokalitě Hamr z průměru vybočuje také měření z jara 2007, kdy byly koncentrace EOC v obou hnojených variantách nejvyšší za celé sledované období (Obr. 5.1.).

Tab. 5.1. Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky (sd) extrahovatelného organického uhlíku (EOC), mikrobiální biomasy (Cmic), rychlosti mineralizace půdní organické hmoty (POH) a rychlosti rozkladu celulózy z let 2007 a 2008 v různě hnojených půdách Záblatí a Hamru. Statisticky odlišné hodnoty v rámci lokality jsou označeny různými písmeny ($p < 0,05$).

Lokalita	Hnojení	EOC ($\mu\text{g C g}^{-1}$)		Cmic ($\mu\text{g C g}^{-1}$)		Mineralizace POH ($\mu\text{g C g}^{-1} \text{ hod}^{-1}$)		Rozklad cel. ($\mu\text{g C g}^{-1} \text{ den}^{-1}$)	
		průměr	sd	průměr	sd	průměr	sd	průměr	sd
Záblatí	K	325,25 ^a	67,35	2482,54 ^a	496,66	1,91 ^a	0,38	4,45 ^a	3,33
	L	360,18 ^{ab}	81,33	2518,57 ^a	498,46	1,97 ^b	0,43	4,43 ^a	2,71
	H	377,19 ^b	88,89	2280,58 ^a	419,66	1,86 ^c	0,37	4,95 ^a	3,03
Hamr	K	150,83 ^a	36,92	1976,35 ^a	426,80	1,14 ^a	0,23	5,83 ^a	2,86
	L	145,83 ^a	41,38	1744,19 ^a	286,62	1,03 ^b	0,25	6,24 ^a	3,03
	H	160,76 ^a	50,26	1888,71 ^a	287,71	1,15 ^c	0,27	5,93 ^a	3,34

Obr. 5.1. Množství extrahovatelného organického uhlíku v půdách studovaných lokalit ve variantách kontroly (K), nízkého (L) a vysokého (H) hnojení v letech 2007-2008 (znázorněn průměr $n = 12$ a směrodatné odchylky).





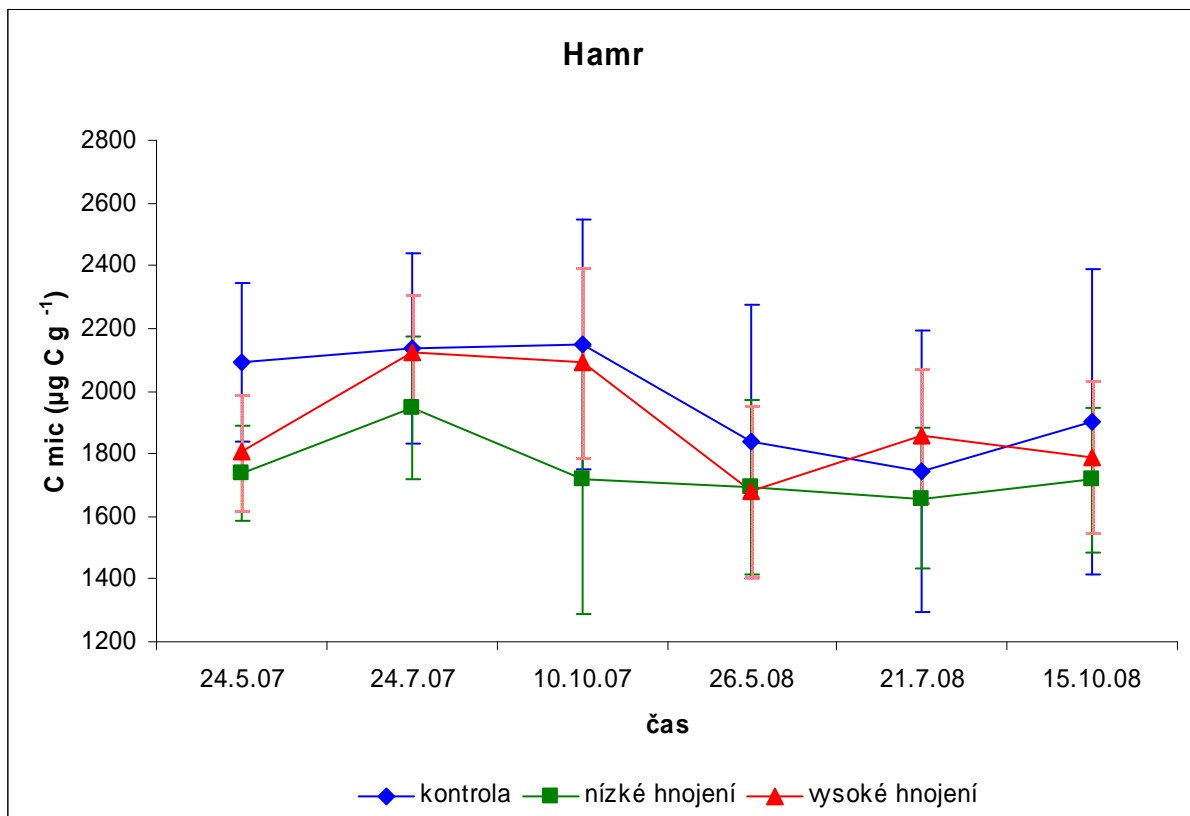
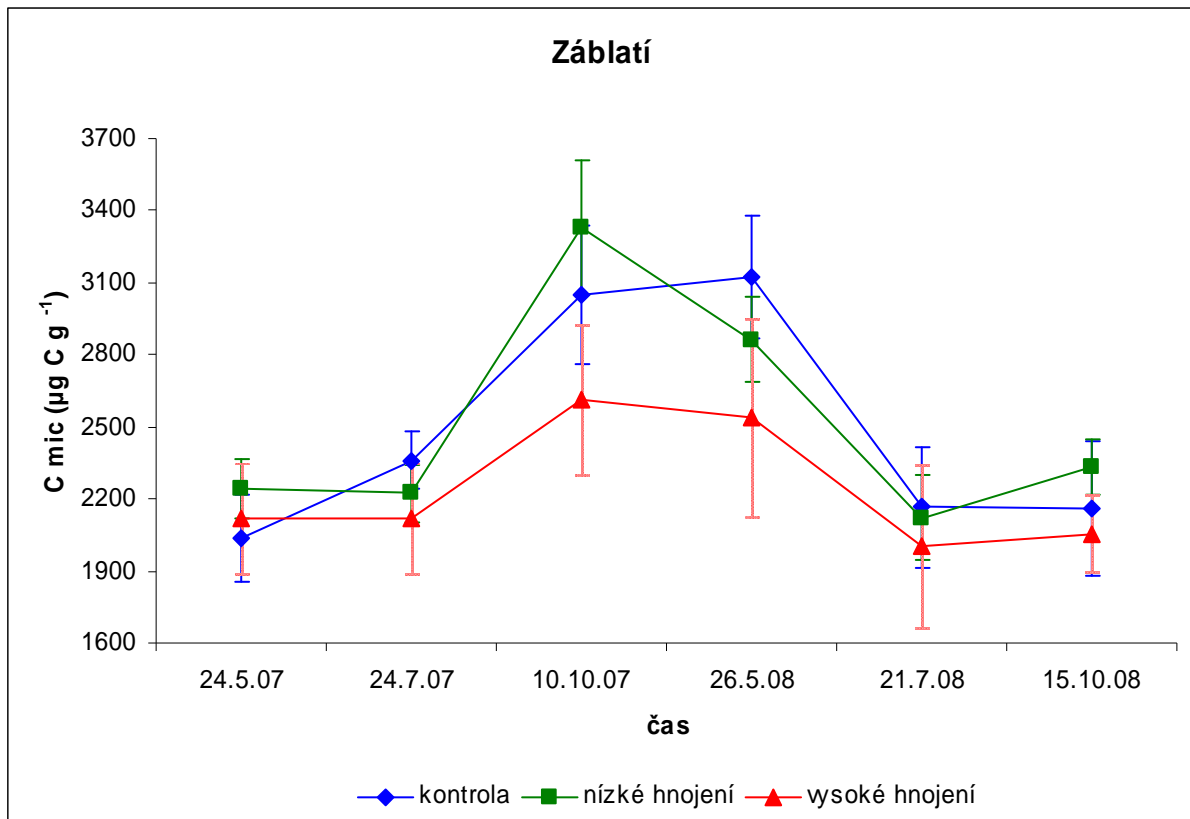
5.2. Mikrobiální biomasa (C_{mic})

Naměřené množství uhlíku v mikrobiální biomase (C_{mic}) se pohybovalo v tisících $\mu\text{g C g}^{-1}$ a bylo výrazně vyšší na lokalitě Záblatí než na Hamru, jak je vidět v tabulce 5.1. a na obrázku 5.2. Tento rozdíl byl statisticky průkazný ($F=38,1$, $p<0,001$).

Hnojení nemělo na C_{mic} žádný vliv (Tab. 5.1.).

Změna C_{mic} byla také zaznamenána v čase ($F = 17,9$, $p<0,001$) (Obr. 5.2.). Naměřené hodnoty na lokalitě Záblatí během roku kolísaly mnohem víc než na lokalitě Hamr. Největší hodnoty C_{mic} byly zjištěny na podzim 07 a jaře 08. Na lokalitě Hamr hodnoty C_{mic} během roku příliš nekolísaly, pouze v roce 08 byly v průměru vyšší, než v roce předcházejícím (Obr.5.2.).

Obr. 5.2. Množství uhlíku v mikrobiální biomase v půdách studovaných lokalit ve variantách kontroly (K), nízkého (L) a vysokého (H) hnojení v letech 2007-2008 (znázorněn průměr $n = 12$ a směrodatné odchylky).



5.3. Mineralizace půdní organické hmoty (V_{resp})

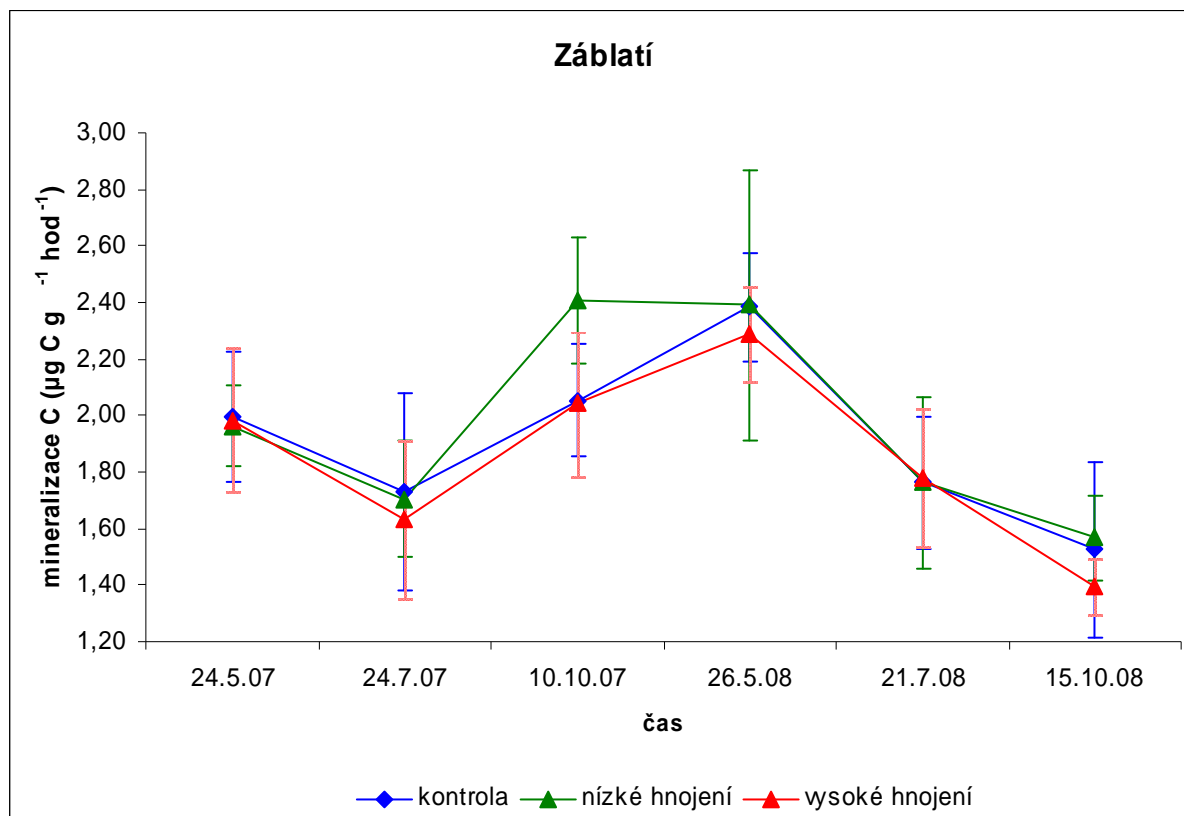
Rychlost mineralizace půdní organické hmoty (V_{resp}) se pohybovala v jednotkách $\mu\text{g C g}^{-1} \text{hod}^{-1}$, což je patrné v tab.5.1. i na obr.5.3. V_{resp} byla signifikantně vyšší v lokalitě Záblatí než na Hamru ($F=128,6$, $p < 0,001$)(Tab.5.1.).

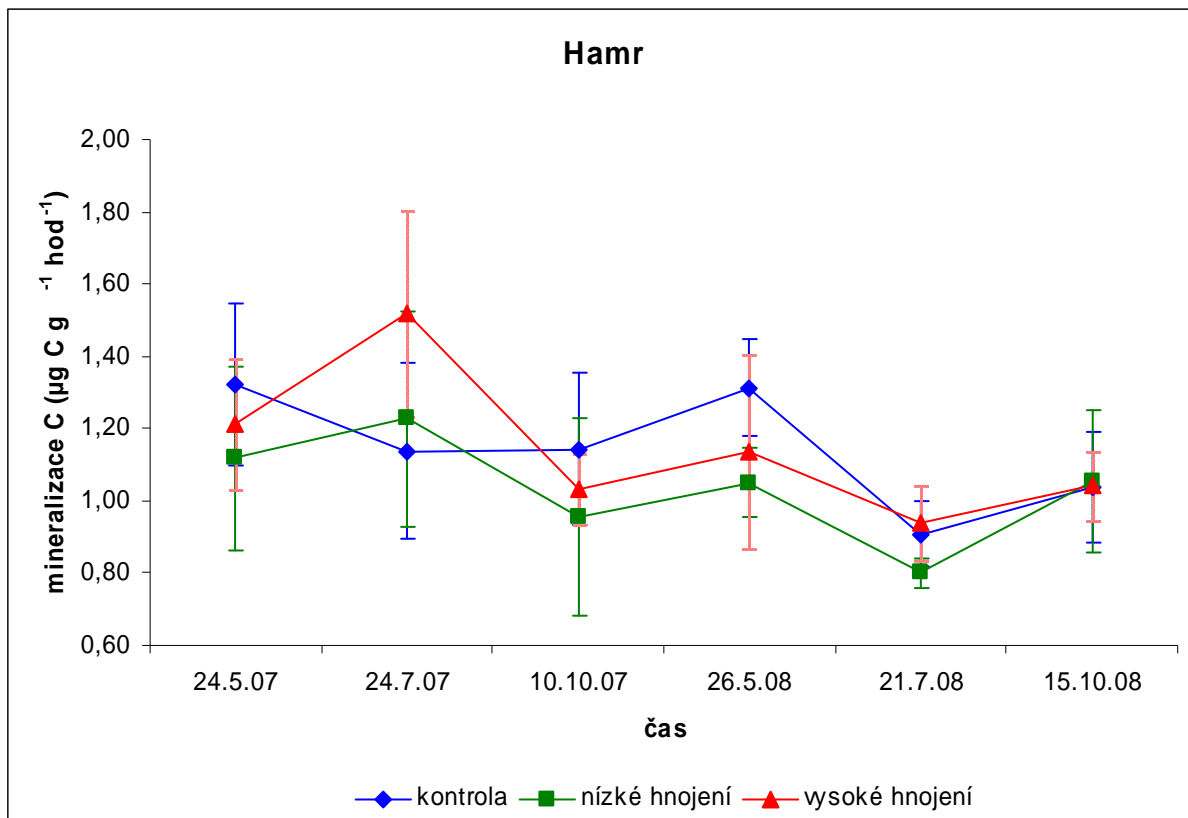
V_{resp} nebylo ovlivněno hnojením. (Tab.5.1.).

Změny V_{resp} jsou průkazné také v čase ($F = 32,0$, $p < 0,001$) (Obr.5.3.). Při porovnání obr. 5.2. a 5.3. je patrné, že průběh mineralizace půdní organické hmoty během obou let je podobný průběhu C_{mic} . Na lokalitě Záblatí byly hodnoty V_{resp} nejvyšší také na podzim 07 a na jaře 08. Na podzim 08 ale došlo k velmi významnému poklesu V_{resp} oproti naměřeným hodnotám C_{mic} . Na lokalitě Hamr byly zaznamenány průměrné hodnoty V_{resp} za rok 08 vyšší, jak v roce 07, což dokazuje podobný průběh jako u C_{mic} (Obr.5.2. a obr.5.3.)

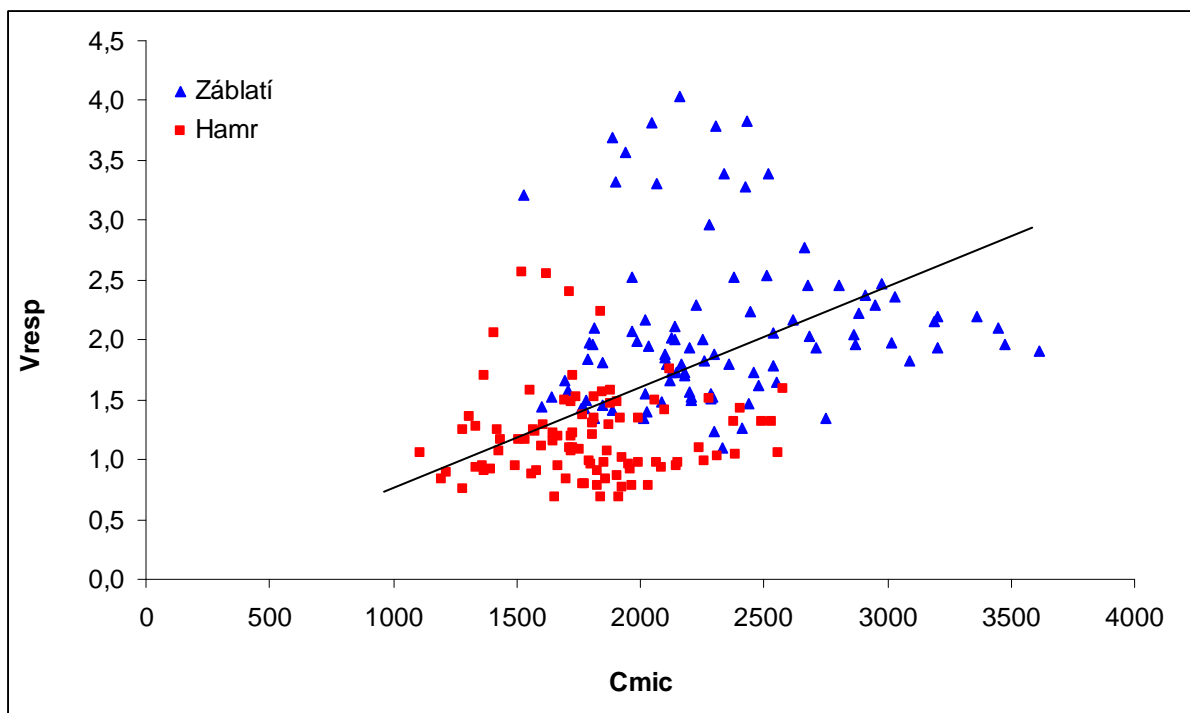
Při stanovení lineární korelace mezi mikrobiální biomasou a rychlostí mineralizace však bylo zjištěno, že vztah obou parametrů je sice průkazný, ale není příliš úzký (korelační koeficient $r = 0,39$, $p < 0,001$). Vše je patrné na obr. 5.4.

Obr. 5.3. Rychlost mineralizace půdní organické hmoty v půdách studovaných lokalit ve variantách kontroly (K), nízkého (L) a vysokého (H) hnojení v letech 2007-2008 (znázorněn průměr $n = 12$ a směrodatné odchylky).





Obr. 5.4. Vztah mezi mikrobiální biomasou a rychlostí mineralizace na lokalitě Záblatí a Hamr.



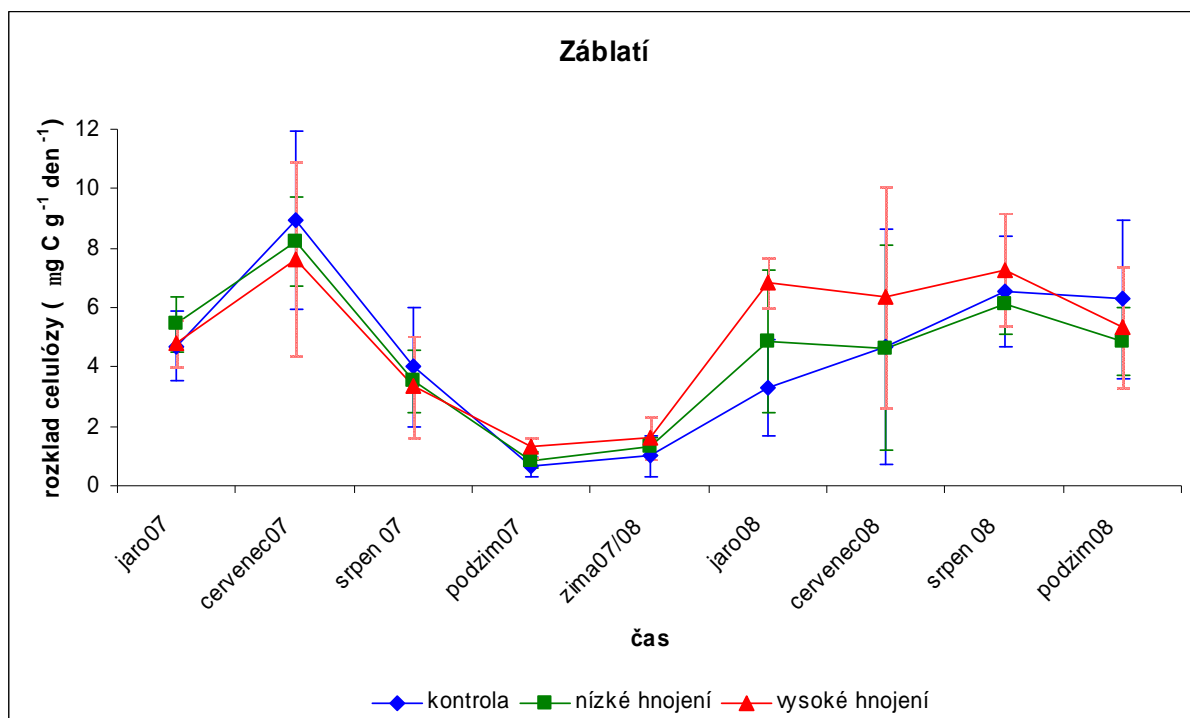
5.4. Rozklad celulózy

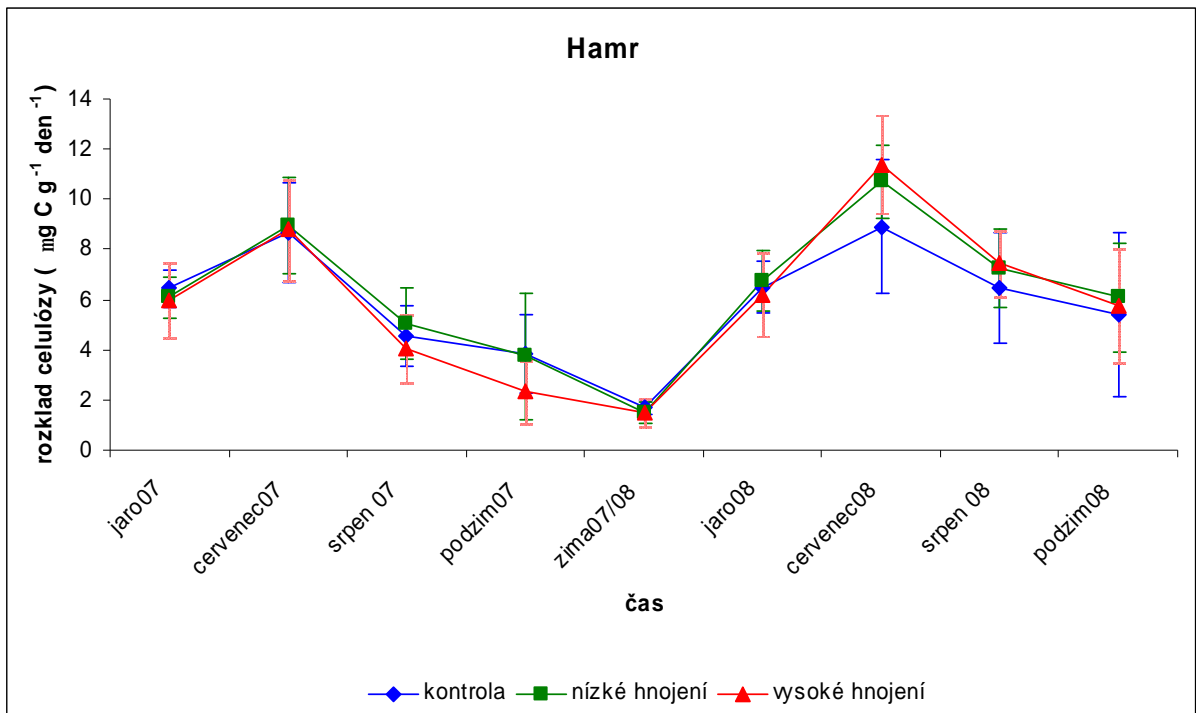
Rychlost rozkladu celulózy byla naměřena v jednotkách $\mu\text{g C g}^{-1} \text{den}^{-1}$ (Tab.5.1. i obr. 5.5.). Na lokalitě Hamr byl rozklad celulózy statisticky průkazně vyšší než na lokalitě Záblatí ($F=11,3, p=0,0035$)(Tab.5.1.).

Hnojení se na rychlosti rozkladu celulózy neprojevalo (Tab.5.1.).

Změny rychlosti rozkladu celulózy jsou průkazné v čase ($F = 90,7, p<0,001$) (Obr.5.5.). Z obrázku 5.5. je patrný pravidelný sezónní průběh. V červenci byla vždy naměřena nejvyšší rychlost rozkladu celulózy. Poté docházelo k jejímu postupnému snižování. Nejmenší rozklad celulózy v půdě byl zaznamenán v zimě. Následující rok na jaře se rychlost opět mírně zvýšila (Obr.5.5.).

Obr. 5.5. Rychlost rozkladu celulózy v půdách studovaných lokalit ve variantách kontroly (K), nízkého (L) a vysokého (H) hnojení v letech 2007-2008 (znázorněn průměr $n = 8$ a směrodatné odchylky).





6. Diskuze

Na sledovaných půdních charakteristikách se výrazně projevily vliv lokality a významné byly také jejich časové změny, zatímco hnojení průkazně ovlivnilo pouze jediný z měřených parametrů, a to množství extrahovatelného organického uhlíku.

6.1. Vliv lokality

Lokality Záblatí a Hamr se od sebe liší rostlinným pokryvem, množstvím a kvalitou půdní organické hmoty a vodním režimem - dobou zaplavení půdy. S těmito rozdíly souvisí i odlišnosti v množství a aktivitě jejich půdního mikrobiálního společenstva.

S množstvím půdní organické hmoty souvisí množství extrahovatelného organického uhlíku. Na Záblatí je množství POH vyšší, proto bylo v půdě zjištěno i větší množství EOC. Také množství mikrobiální biomasy bylo významně vyšší na lokalitě Záblatí. I to lze vysvětlit vyšším množstvím POH na lokalitě Záblatí (Tab. 4.1.). Je známo, že množství a kvalita půdní organické hmoty ovlivňuje množství mikrobiální biomasy v půdě a její aktivitu. Čím větší je množství půdní organické hmoty, tím je v ní více mikrobiální biomasy (Dalal, 1998). Mikrobiální biomasa běžně tvoří 2-6 % celkového organického uhlíku v půdě (Dalal, 1998). Na obou sledovaných lokalitách jsem zjistila menší podíl biomasy. Na lokalitě Hamr tvořil podíl mikrobiální biomasy 1 % organického uhlíku a na Záblatí pouze 0,5%. Důvodem je patrně vyšší kvalita půdní organické hmoty na lokalitě Hamr než Záblatí. Indikátorem lepší kvality POH může být její C/N poměr, který je nižší na Hamru (Tab.4.1.). Kvalita POH souvisí s rostlinným pokryvem. Lokalita Hamr má nižší C/N poměr rostlinného opadu v porovnání se Záblatím. Důvodem je rozdílný rostlinný pokryv na obou lokalitách. Ostřice (*Carex acuta*, *Carex vesicaria*), které rostou na obou lokalitách, ke svému životu nepotřebují mnoho živin, jsou oligotrofní. Jejich opad má vysoký C/N poměr, což je nevýhodné pro jeho rozklad. Na lokalitě Hamr je kromě ostřic významnou dominantou také Zbochan vodní (*Glyceria maxima*), který je poměrně náročný na množství dusíku v půdě. Jeho výskyt tedy indikuje vyšší dostupnost dusíku na lokalitě Hamr a jeho opad je kvalitnější než opad ostřic, má nižší C/N poměr.

S množstvím mikrobiální biomasy souvisí rychlost mikrobiální respirace (Píček a kol., 2008). To je důvod, proč byla zjištěna na lokalitě Záblatí větší rychlost mikrobiální respirace než na Hamru (Tab.5.1., obr.5.3.). Mikrobiální respirací se zjišťuje, kolik uhlíku mikroorganismy uvolní z půdy ve formě CO₂. Vypovídá o schopnosti organismů přeměnit

dostupnou organickou hmotu zpět na živiny (zmineralizovat POH). Za srovnatelných podmínek (vlhkostní a teplotních) by tedy byla rychlost mineralizace POH na lokalitě Záblatí vyšší než na Hamru.

Naopak, vyšší rychlost dekompozice celulózy byla naměřena na Hamru. To lze vysvětlit tím, že dekompozice byla stanovována přímo v terénu, kde byla mikrobiální aktivita ovlivněna nejen množstvím a kvalitou POH, ale také výraznými rozdíly ve vlhkosti půdy mezi lokalitami a přítomností rostlin. Jedním z důvodů pomalejší dekompozice POH na Záblatí bylo dlouhodobější zaplavení půdy této lokality (Obr.6.1.). V době zaplavení se uplatňují při rozkladu POH anaerobní organismy, jejichž metabolismus je méně účinný než u aerobních organismů (Šantrůčková, 2001). Vliv na rychlost dekompozice POH mohla mít také rozdílná dostupnost dusíku (Novák, Pokorná–Kozová a Apfelthaler, 1974; Fog, 1988), kdy na Hamru je dostupnost dusíku větší.

6.2. Vliv hnojení

Hnojení mělo statisticky průkazný vliv pouze na množství extrahovatelného organického uhlíku na lokalitě Záblatí. Zjistila jsem, že se zvyšující se dávkou hnojiva rostlo množství extrahovatelného organického uhlíku na lokalitě Záblatí (Tab.5.1., obr.5.1.). To lze vysvětlit tím, že pokud obohacujeme půdu hnojivem, kde je dusík ve formě aminoskupin, reagují aminoskupiny s některými látkami půdní organické hmoty (např. polysacharidy a produkty vznikající při rozkladu ligninu) za vzniku ve vodě rozpustných látek. Tím se zvýší množství extrahovatelného organického uhlíku. Tato reakce se nazývá Maillardova. Vzniklé látky jsou poměrně resistantní k rozkladu mikroorganismů a v půdě se mohou hromadit. Při zaplavení půdy vodou se vyplavují (Fog, 1988). Tak dochází ke ztrátám uhlíku z ekosystému. Na lokalitě Hamr se vliv hnojení neprojevil (Tab.5.1., obr.5.1.). Vysvětlení bohužel nemám.

V ostatních parametrech se objevily pouze drobné tendence vlivu hnojení. Na lokalitě Záblatí byl zjištěn pokles mikrobiální biomasy na místech nejvíce hnojených (Obr. 5.2.). Na Hamru se tento vliv neprojevil (Obr. 5.2.). Podle publikovaných prací je odpověď mikrobiální biomasy na přidávek dusíků je různá. Wardle (1992) ve své rešerši uvádí, že polovina studií zaznamenala nepatrný, krátkodobý nebo žádný vliv přídatku dusíku na mikrobiální biomasu, třetina její významné zvýšení a zbytek zmenšení mikrobiální biomasy. Mikrobiální biomasa se tedy nezdá být vhodným indikátorem změn v půdě po hnojení.

Další neprůkazný vliv hnojení jsem zaznamenala při stanovování dekompozice celulózy. Ve vegetační sezóně 08 (od dubna do srpna) byla stanovena nejrychlejší

dekompozice v místech největšího hnojení (Obr.5.5.). Totéž se projevilo na lokalitě Hamr, ale pouze v létě 08 (Obr. 5.5.). To je opět v souladu s výsledky jiných prací (Novák, Pokorná–Kozová a Apfelthaler,1974; Fog, 1988).

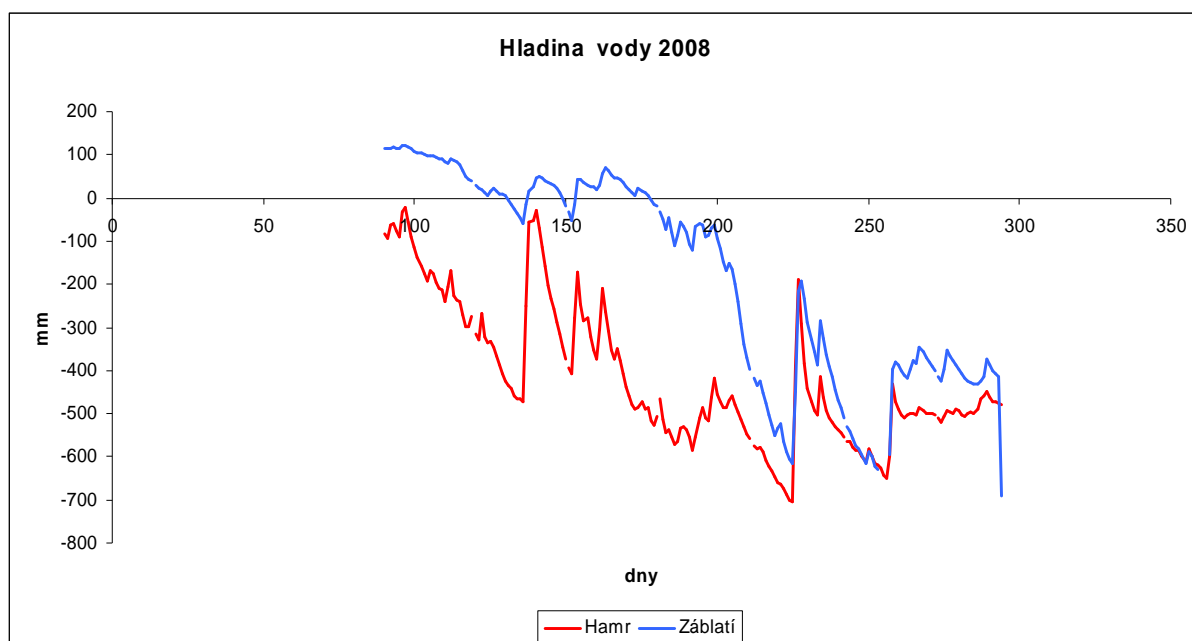
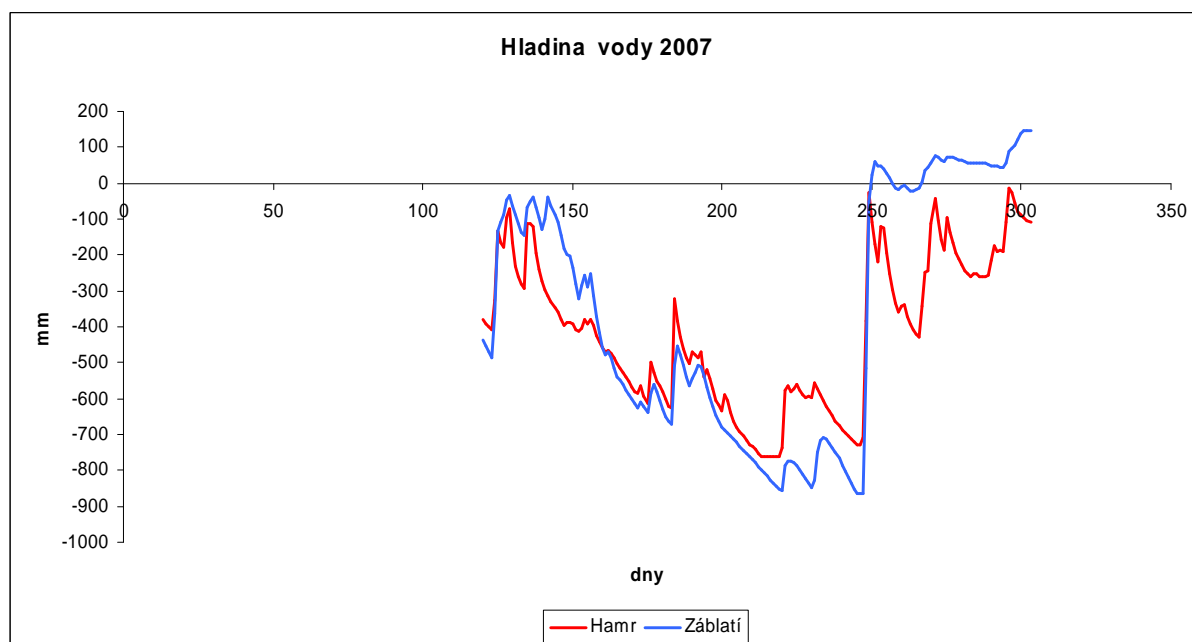
To, že se hnojení průkazně ovlivnilo pouze jeden sledovaný parametr, může být dáno krátkou dobou jeho používání. Hnojivo se používalo pouze tři roky.

6.3. Vliv času

Změny v čase jsou patrné ve všech měřených parametrech. Přímo souvisí se změnami teploty a vlhkosti půdy a také s primární produkcí, která ovlivňuje vstup organické hmoty do půdy.

Rychlost dekompozice celulózy byla jako jediný parametr měřená v terénu a její hodnoty ukazují závislost na teplotě. Při vyšších teplotách ve vrcholu vegetační sezóny probíhá rozklad rychleji než v jarních a zimních měsících (Obr.5.5.). Ostatní parametry byly měřeny v laboratoři při 20° C, proto jejich hodnoty nejsou přímo ovlivněny teplotou na lokalitě. Jsou závislé především na změně vlhkosti půdy a momentální dostupnosti substrátu pro mikroorganismy, která souvisí s růstem rostlin a měla by být vysoká zejména ve vrcholu vegetační sezóny. Vlhkost půdy výrazně ovlivnila půdní charakteristiky na lokalitě Záblatí. Na podzim 07 a jaře 08 byly odebírány půdy při zaplavení (Obr. 6.1.) a vlhkost půdy po prosátí byla tedy vyšší než při ostatních odběrech. V této době bylo na Záblatí zjištěno vysoké množství mikrobiální biomasy a rychlejší mineralizace uhlíku (Obr.5.2. a 5.3.) U Hamru nebyly zaznamenány takto velké výkyvy. Hodnoty se pohybovaly přibližně na stejné úrovni v obou letech měření (Obr.5.2. a 5.3.). Půda Hamru nebyla nikdy v době odběru zaplavena (Obr. 6.1.). Žádný z těchto parametrů neukazuje pravidelné sezónní kolísání.

Obr. 6.1. Vodní režim půd na lokalitě Záblatí a Hamr v roce 07 a 08 (data poskytnuta Tomášem Pickem).



7. Závěr

Na lokalitě Záblatí a Hamr jsem stanovovala množství extrahovatelného organického uhlíku, velikost půdní mikrobiální biomasy, rychlost mineralizaci půdní organické hmoty a rychlost dekompozice celulózy. Porovnávala jsem vliv lokality a sledovala jsem vliv hnojení minerálním hnojivem NPK na tyto parametry.

Ze změřených hodnot jsem došla k následujícím závěrům:

- Naměřené půdní charakteristiky se **významně lišily mezi lokalitami**. Bylo to dáno odlišným rostlinným pokryvem a s tím souvisejícím rozdílem v množství a kvalitě půdní organické hmoty (POH) a jiným vodním režimem půd.

Na lokalitě Záblatí je větší množství POH než na Hamru, proto půda Záblatí obsahovala vyšší množství extrahovatelného organického uhlíku a mikrobiální biomasy a v optimálních podmínkách zde probíhala rychlejší mineralizace POH. Dekompozice celulózy (měřena v terénu) byla na Záblatí nižší než na Hamru. Důvodem bylo delší zaplavení půdy na lokalitě Záblatí a horší dostupnost dusíku, daná horší kvalitou POH.

- Zjistila jsem také **výrazné časové změny**. U rychlosti dekompozice celulózy to byla především odpověď na měnící se teplotu půdy, ostatní parametry měřené v laboratoři byly ovlivněny hlavně různou vlhkostí půdy v jednotlivých odběrech.
- Hnojení mělo větší vliv na cyklus uhlíku v organické půdě (Záblatí) než v půdě minerální (Hamr), což je v souladu s první hypotézou. Hnojení statisticky průkazně zvýšilo množství extrahovatelného organického uhlíku v půdě na Záblatských loukách. Na téže lokalitě byl dále zaznamenán neprůkazný pokles mikrobiální biomasy na nejvíce hnojených plochách. Na Hamru žádné změny v důsledku hnojení nebyly prokázány. Na obou lokalitách byla také zaznamenána mírně vyšší rychlost dekompozice celulózy na hnojených plochách, a to na lokalitě Záblatí od dubna do srpna 08 a na lokalitě Hamr v létě 08. Důvodem **nízkého vlivu hnojení** je patrně krátká doba hnojení.

8. Literatura

Albrecht J., 2003: Českobudějovicko, In: Mackovič P., Sedláček M. (eds), Chráněná území ČR, svazek VIII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha

Alvarez R., Santanotoglia O.J., Garcia R., 1995: Effect of temperature on soil microbial biomass and its metabolic quotient in situ under different tillage systems. *Biology and Fertility of Soils* 19, 227-30

Agren G.I., Bosatta E., Magill A.H., 2001: Combining theory and experiment to understand effects of inorganic nitrogen on litter decomposition. *Oecologia* 128, 94-98

Anderson J.P.E. and Domsch K.H., 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10, 215-221

Bardgett R.D., Mawdsley J.L., Edwards S., Hobbs P.J., Rodwell J.S., Davies W.J., 1999: Plants species and nitrogen effects on soil biological properties of temperate upland grasslands. *Functional Ecology* 13, 650-660

Bouwman A.F., Boumans L.J.M., Batjes N.H., 2002: Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. *Global Biogeochem. Cycles* 16: art. no. -1058

Brady N.C. and Weil R.R., 2002: Nature and properties of soils. Thirteenth edition, Prentice Hall, New Jersey

Brookes P.C., Powlson D.S., Jenkinson D.S., 1985: Phosphorus in the soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 16, 169-175

Conant R. T., Paustian K., Grosso J. D., Parton W. J., 2005: Nitrogen pools and fluxes in grassland soils sequestering carbon. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71, 239-248,

Dalal R.C., 1998: Soil microbial biomass-what do the numbers really mean? *Australian Journal of Experimental Agriculture* 38, 649-665,

Eiland F., 1983: A simple method for quantitative determination of ATP in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 15, 665-670

Emmett B.A., 2005: Nitrogen Saturation of Terrestrial Ecosystems: Some Recent Findings and Their Implications for Our Conceptual Framework. *Water Air and Soil Pollution: Focus* 7, 99-109

<http://www.fao.org/docrep/009/a0100e/a0100e05.htm#bm05.3>, 21.3.2009

Fog K., 1988: The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. *Biological Reviews* 63, 433-462

- Gleixner G., Czimczik C. J., Kamer Ch., Lühker B., Schmidt M. W.I.**, 2001: Plant Compounds and Their Turnover and Stabilization as Soil Organic Matter, Global Biogeochemical Cycles in the Climate System, Academic Press, 201-205 pp.
- Hedley M.J. and Stewart J.W.B.**, 1982: Method to measure microbial biomass phosphorus in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 14, 377-385
- Henry F., Nguyen Ch., Paterson E., Sim A., Robin Ch.**, 2005: How does nitrogen availability alter rhizodeposition in *Lolium multiflorum* Lam. during vegetative growth? *Plant and Soil* 269, 181-191
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M. (eds)**, 2001: Katalog biotopů České republiky, Interpretativní příručka k evropským programům Natura 2000 a Smaragd, AOPK ČR, Praha
- Jenkinson D.S., Davidson S.A., Powlson D.S.**, 1979: Adenosine triphosphate and microbial biomass in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 11, 521-527
- Jenkinson, D.S. and 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
- Manning P., Saunders M., Bardgett R.D., Bonkowski M., Bradford M.A., Ellis R.J., Kandeler E., Marhan S., Tscherko D.**, 2008: Direct and indirect effects of nitrogen deposition on litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 688-698
- Misařová L.**, 2005: Obsah dusíku a rozklad organické hmoty v půdách zamokřených luk, Magisterská diplomová práce, Biologická fakulta JU, České Budějovice
- Naegler T., Ciais P., Rodgers K., Levin I.**, 2006: Excess radiocarbon constraints on air-sea gas exchange and the uptake of CO₂ by the oceans, *Geophys. Res. Lett.*, doi:10.1029/2005GL025408, in press
- Nitkulincová A.**, 2008: Vliv eutrofizace na emise skleníkových plynů z mokřých luk, Bakalářská diplomová práce, Biologická fakulta JU, České Budějovice
- Novák B., Pokorná-Kozová J., a Apfelthaler R.**, 1974: Der biochemische Einfluss der Düngung auf die Verwertbarkeit des Stickstoffs im Boden. *Zentralblatt für Bakterienkunde, Abteilung II*, 129, 390-404
- Paul E.A. and Clark F.E.** 1996: *Soil Microbiology and Biochemistry*, Academic Press, San Diego, 110-112 pp.
- Picek T., Kaštovská E., Edwards K., Zemanová K., Dušek J.**, 2008: Short term effects of experimental eutrophication on carbon and nitrogen cycling in two types of wet grassland. *Community Ecology* 9, 1-8
- http://portal.gov.cz/wps/portal/_s.155/14119?docid=1407, 21.3.2009
- Rychnovská M., Balátová-Tuláčková E., Zelená V., Makušová Z., Jakrllová J., Tesařová M., Fiala K., Gloser J., Bár I., Šimek M., Úlehlová B.**, 1987: *Metody studia travinných ekosystémů*, Academia Praha, 267 pp.

Saggar S., Bettany J.R., Stewart J.W.B., 1981: Measurement of microbial sulphur in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 13, 493-498

Saggar S., Hedley C., Mackay A.D., 1997: Partitioning and translocation of photosynthetically fixed ^{14}C in grazed hill pastures. *Biology and Fertility of Soils* 25, 152-158

Smith J.L. and Paul E.A., 1990: The significance of soil biomass estimations, In Bollog J.M. and Stotzky G. (ed): in soil biochemistry. Vol. 6. Marcel Dekker: New York, 357-96 pp.

<http://www.soilhealth.com/organic/>, 21.3.2009

Šantrůčková H., 1993: Mikrobiální biomasa jako ukazatel biologické aktivity půdy. *Rostlinná výroba* 39, 779-788.

Šantrůčková H., 2001: Ekologie půdy, Biologická fakulta JU v Českých Budějovicích, Ústav půdní biologie AV ČR, České Budějovice, 14-27 pp.

Šimek M., 2003: Základy nauky o půdě, 3.biologické procesy a cykly prvků, Biologická fakulta Jihočeské univerzity, České Budějovice, 17-42 pp.

Tesařová M., 1993: Micro-organisms in grassland ecosystems, In Rychnovská M. (ed): structure and functioning of seminatural meadows. Academia, Praha, 245-275 pp.

Vance E. D., Brookes P. C., Jenkinson D. S., 1987: An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 703-707

Wardle D. A., 1992: A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil, *Biological Reviews* 97, 321-358

Wardle D. A. and Parkinson D., 1990: Comparison of physiological techniques for estimating the response of the soil microbial biomass to soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry* 22, 817-823

Webster J. J., Hampton G. J., Leach P. R., 1984: ATP in soil: a new extractant and extraction procedure. *Soil Biology and Biochemistry* 16, 335-342

Young Chiu-Chung, Rekha P.D. a Arun A.B., 2005: What happens during composting? Food & Fertilizer Technology Center, Taiwan R. O. C.