

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

Specializace: Péče o krajinu

Katedra: Katedra rostlinné výroby a agroekologie

Vedoucí katedry: prof. Ing. Vladislav Čurn, Ph.D.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Dekompozice nadzemní biomasy travinného mokřadního porostu

Vedoucí diplomové práce: doc. RNDr. Hana Čížková, CSc.

Autor: Lucie Klimovičová

České Budějovice, listopad 2012

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem svoji diplomovou práci na téma „Dekompozice nadzemní biomasy travinného mokřadního porostu“ vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v plném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly, v souladu s uvedeným ustanovením zákon č. 111/1998 Sb., zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, 15. 11. 2012

Podpis:

Poděkování:

Nejvíce bych chtěla poděkovat paní Doc. RNDr. Haně Čížkové, CSc. za odborné vedení mé diplomové práce. Děkuji za veškeré rady při zpracování a vyhodnocování výsledků, za pomoc při odběrech, za zapůjčení literatury a zejména za její volný čas, který mi věnovala.

Anotace

Tato diplomová práce je součástí projektu GA ČR č. P504/11/1151 – Úloha rostlin v bilanci skleníkových plynů ostřicového slatiniště. V předkládané práci je řešeno téma dekompozice nadzemní části porostu v modelovém travinném mokřadu. Rychlost dekompozice byla studována na zaplavovaném území Mokřých Luk u Třeboně. Intenzita rozkladných procesů byla zjišťována pomocí metody opadových sáčků (litter-bags). Sáčky se sušinou byly umístěny v okolí automatické meteorologické stanice na čtyři náhodně vybraná místa. V rámci této práce jsou vyhodnoceny výsledky dvou pokusů.

Pro pokus č. 1 byly sáčky umístěny na lokalitu v dubnu roku 2009 a byly instalovány pouze ve svislé poloze a v jedné velikosti. V rámci tohoto pokusu se celkem provedlo 6 odběrů a celková doba expozice sáčků byla 2,5 roku. Během prvního roku ubylo celkem 18,37 % celkové sušiny a v průběhu druhého roku ubylo 13,05 % celkové sušiny. Hodnota LDR byla pro první rok 0,7227 a pro druhý rok 0,474. Pro 2. pokus byly opadové sáčky umístěny na lokalitu v listopadu 2010 a byly instalovány ve dvou polohách (svislá, vodorovná) a ve dvou velikostech (malé, velké). Vzorky byly odebrány ve dvou termínech a celková doba expozice opadových sáčků byla 1 rok. Celkové hodnota LDR za jeden rok byla pro sáčky ve svislé poloze 0,5212 a pro sáčky ve vodorovné poloze 1,0676.

Klíčová slova

mokřad, dekompozice, koloběh uhlíku, opadové sáčky, Mokré Louky

Annotation

The master's thesis is part of the project GA ČR č. P504/11/1151- Role of plants in the greenhouse gas budget of a sedge fen. This thesis deals with the decomposition of aboveground vegetation in a herbaceous wetland. The decomposition rate was established on the flooded part of the Wet Meadows near Třeboň. The rate of the decomposition processes was evaluated using the litter-bag method. Mesh bags filled with dry plant matter were located in the vicinity of the automatic meteorological station at four randomly selected sites. Values of the decomposition rate were assessed in two experiments.

In the first experiment the litter bags were fixed in April 2009. The litter bags were fixed in the vertical position and they had one size. Values of the decomposition rate were assessed for 6 sampling dates and the total exposure time was 2,5 years. The decrease of the total dry mass was 18,37 % in the first year and 13,05 % in the second year. The value of LDR was 0,7227 in the first year and 0,4740 in the second year. In the 2nd experiment the litter bags were fixed in November 2010. The litter bags were fixed in the vertical and horizontal position, respectively, and they were of two sizes (small, big). Values of the decomposition rate were assessed for 2 sampling dates and the total exposure time was one year. The total annual value of LDR was 0,5212 for the vertical bags and 1,0676 for horizontal bags.

Keywords

wetland, decomposition, carbon cycle, litter-bags, Wet Meadows

OBSAH

1. ÚVOD.....	7
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED.....	8
2.1 CHARAKTERISTIKA MOKŘADŮ	8
2.1.1 <i>Definice mokřadů</i>	8
2.1.2 <i>Vlastnosti mokřadních půd</i>	10
2.2 CHARAKTERISTIKA DEKOMPOZICE.....	13
2.2.1 <i>Definice</i>	13
2.2.2 <i>Charakteristika organické hmoty a půdní organické hmoty</i>	14
2.2.3 <i>Změny organické hmoty při rozkladu</i>	15
2.3 PLYNNÉ PRODUKTY DEKOMPOZICE	18
2.3.1 <i>Koloběh uhlíku</i>	19
2.4 SPECIFIKA DEKOMPOZICE V MOKŘADECH	22
3. POPIS STUDOVANÉ LOKALITY	25
3.1 TŘEBOŇSKO	25
3.2 MOKRÉ LOUKY U TŘEBONĚ.....	26
3.3 VÝZKUM EKOSYSTÉMU MOKRÝCH LUK.....	27
4. METODIKA	28
4.1 PRINCIPY METOD STUDIA DEKOMPOZICE.....	28
4.1.1 <i>Metoda opadových sáčků (litter-bags)</i>	29
4.2 POUŽITÁ METODIKA V RÁMCI VÝZKUMU NA LOKALITĚ MOKRÉ LOUKY.....	30
4.2.1 <i>Rozvržení pokusu a časový harmonogram instalace a odběrů vzorků</i>	30
4.2.2 <i>Příprava opadových sáčků</i>	32
4.2.3 <i>Umístění vzorků</i>	32
4.2.4 <i>Laboratorní rozbor</i>	32
4.2.5 <i>Výpočet rychlosti dekompozice</i>	33
4.2.6 <i>Zpracování dat</i>	33
5. VÝSLEDKY.....	34
5.1 POKUS Č. 1	34
5.1.1 <i>Vliv umístění sáčků s opadem na dekompoziční procesy</i>	34
5.1.2 <i>Rychlost dekompozice</i>	35
5.2 POKUS Č. 2	37
5.2.1 <i>Rychlost dekompozice</i>	37
6. DISKUZE.....	41
6.1 USPOŘÁDÁNÍ OPADOVÝCH SÁČKŮ	41
6.2 POROVNÁNÍ S VÝSLEDKY JINÝCH AUTORŮ.....	41
7. ZÁVĚR	44
8. POUŽITÁ LITERATURA.....	45
9. PŘÍLOHY.....	50

1. ÚVOD

Již několik desetiletí probíhají na lokalitě Mokré louky u Třeboně výzkumy, které se zabývají studiem tohoto území z hlediska fauny, flóry, meteorologických charakteristik a ekologických procesů.

Tato práce je součástí grantu GA ČR č. P504/11/1151 – Úloha rostlin v bilanci skleníkových plynů ostrčického slatiniště. Diplomová práce se zabývá tématem dekompozice ve vybraném modelovém mokřadu. V mokřadech se akumuluje velké množství uhlíku a studium mokřadních biotopů je v současné době v popředí zájmu převážně z hlediska koloběhu uhlíku v souvislosti s klimatickými změnami. V průběhu dekompozice, tedy rozkladných procesů, dochází k odbourávání odumřelé biomasy a současně k uvolňování oxidu uhličitého a metanu, které patří mezi skleníkové plyny.

Tématicky i metodicky tato práce navazuje na mou bakalářskou práci (Klimovičová, 2010). Cílem diplomové práce je zhodnotit rychlost dekompozice opadu z nadzemních částí rostlin pomocí metody opadových sáčků. Dílčími cíli práce bylo:

- a) Zjistit, jak se mění rychlost dekompozice opadu ve střednědobém časovém horizontu (do 2,5 roku).
- b) Porovnat rychlost dekompozice opadu mezi vzorky umístěnými do vrstvy stařiny a na povrch půdy.

2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Charakteristika mokřadů

2.1.1 Definice mokřadů

Mokřady patří mezi významné ekosystémy naší planety, ačkoliv byly po dlouhou dobu na okraji zájmu studia. Nacházejí se na všech kontinentech a ve všech klimatických pásmech. Zabírají plochu přibližně 2,5 milionu km², to znamená asi 6% z celkové plochy souše na Zemi (Mitch, Gosselink, 1993). Největší zastoupení mají v boreálním a tundrovém pásmu na severní polokouli (Archibold, 1995). Do 60. let patřily mokřady k nejméně doceněným ekosystémům, ale zároveň byly také velmi málo poznány (Williams, 1995). Mokřady lze chápat jako „biologické supermarkety“ díky jejich vysoké biologické rozmanitosti a rozsáhlé nabídce surovin. Také slouží jako tzv. „ledviny krajiny“, díky svým funkcím v hydrologickém a biogeochemických cyklech (Mitsch, Gosselink, 1993).

Mokřady zaujímají pozici mezi terestickým a vodním prostředím, proto mají vlastnosti přechodného ekosystému. Navíc se vyznačují vlastními unikátními vlastnostmi, které nejsou známy ani z jednoho typu těchto přilehlých prostředí (Patten, 1990). Stanovení hranic mokřadů je proto velmi obtížné, protože bývají součástí velkého kontinua rostlinných společenstev (Gopal et al., 1995).

Cowardin et al. (1979) definuje mokřady jako přechod mezi suchozemským a vodním prostředím, ve kterém se hladina vody vyskytuje na úrovni povrchu či v jeho těsné blízkosti. Mokřadní biotopy musí splňovat všechny tyto tři podmínky:

(1) Substrátem je hlavně půda hydrická.

(2) Vodní hladina vytváří vrstvu nad úrovní půdního substrátu nebo se vyskytuje v jeho úrovni či pod úrovní v průběhu vegetačního období. Tento jev se musí periodicky opakovat i v dalších letech.

(3) Podporuje alespoň po část roku růst hydrofyt. V dalších letech se však tato situace musí opakovat (Cowardin et al., 1979).

V Ramsarské úmluvě ve sbírce zákonů č. 396/1990 a článku 1.1 jsou mokřady definovány jako: „Území s močály, slatinami, rašeliníšti a vodami

přirozenými nebo umělými, trvalými nebo dočasnými, stojatými i tekoucími, sladkými, brakickými nebo slanými, včetně území s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje 6 metrů“ (www.ochranaprirody.cz).

Dle Keddyho (2010) jsou mokřady ekosystém, ve kterém v půdě dominují anaerobní procesy vznikající v důsledku zaplavení vodou. Tyto procesy vyvolávají adaptaci u živých organismů, zejména pak u kořenů rostlin, které se musí přizpůsobit záplavám. Tato definice má komplexní strukturu: Je zde příčina (zaplavení vodou), ta vyvolává nejbližší efekt (snížení hladiny kyslíku v půdě) a sekundární efekt (biota musí tolerovat zaplavení a adaptovat se mu a vzniklým anaerobním podmínkám) (Keddy, 2010).

Mokřady se liší v typech a mají značné rozdíly i mezi regiony. Rozdělují se na:

- (1) Mořské a pobřežní mokřady. Mokřady ovlivněné toky řek nacházející se v ústí řek, řek a moří a typy stanovišť jsou zde delty, bažiny a solné bažiny. Dále mangrovy, jejichž společenstva jsou velmi produktivní. Mokřadní biotopy neovlivněné toky řek, tj. otevřená pobřeží, která mohou obsahovat typy stanovišť lagun a mangrovové oblasti proložené bažinami a písčinami. Také se k nim řadí korálové útesy.
- (2) Vnitrozemské mokřady. V této kategorii lze rozlišovat typy stanovišť, které jsou sezónně nebo trvale pod vodou s významným či zanedbatelným prouděním vody. Řadí se mezi ně poříční mokřady v záplavových územích vodních toků a delt jako např. mokré louky, a lužní lesy, které jsou pravidelně zaplavovány povrchovou vodou v důsledku sezónních srážek. Dále mokřady napájené z podzemních vod a pramenišť s bylinnou i dřevinnou vegetací. K vnitrozemským mokřadům se stojatou vodou se řadí pobřežní zóny jezer, a rašeliniště, obklopující častou jezera a záplavová území vodních toků (Shine, Klemm, 1999).

V našich podmínkách řadíme k mokřadům obvykle rybníky a jejich litorál, mokré louky a prameniště, říční nivy včetně lužních lesů, rašeliniště, podmáčené smrčiny a umělé mokřady (Kender, 2000).

2.1.2 Vlastnosti mokřadních půd

Půdy mokřadních ekosystémů jsou odlišné od suchozemských. Hlavní činitel, který způsobuje tyto rozdíly, je vodní režim (Vymazal, 2004). Hydrické půdy jsou definovány jako půdy, které vznikly za podmínek nasycení, zaplavení nebo v průběhu vegetačního období došlo k rozvoji anaerobních podmínek v horní části půdního profilu (Lewis, 1995).

Hlavní faktory, které ovlivňují půdní strukturu, jsou půdní charakteristiky jako textura, obsah jílových minerálů, složení výměnných iontů a obsah organického uhlíku. Další faktory ovlivňující strukturu půdy jsou klima, biologické procesy, řízení a hloubka profilu (Kay, 1998). Chemické složení organických látek v půdě se skládá z frakce labilní a odolné. Labilní složku tvoří čerstvé rostlinné materiály, které se rychle rozkládají. Většina z labilních sloučenin je uložena blízko povrchu půdy a rozkládá se v období několika měsíců. Odolná frakce se skládá z huminových látek, které zůstávají po dlouhou dobu v půdě a hromadí se hlouběji v půdním profilu. Chemické složení organického materiálu je závislé na typu vegetace, ze které vznikl. Rostlinné zbytky dřevin obsahují složitější struktury (lignin a celulóza), které jsou pro mikroby hůře rozkladatelné, a tak se akumulují v půdě po delší dobu (Schlesinger, 1997).

Nadbytek vody mění fyzikální a chemické vlastnosti v půdě. Nejvýznamnější efekt zaplavení je izolace půdního systému od atmosférického kyslíku. Půdní systém se mění od aerobního a oxidačního na anaerobní a redukční (Vymazal 2004). Jednotlivé prvky vyskytující se v prostředí jsou charakteristické různou migrační schopností, která je závislá na hodnotách Eh. Hodnota Eh vyjadřuje obsah elektronů; čím je počet elektronů větší, tím se prostředí stává více redukční. Naopak nepřítomnost elektronů vytváří prostředí oxidační, které často bývá současně kyselé. Hodnota pH udává obsah protonů. Při vysokém počtu protonů je tedy prostředí kyselé a při nedostatku se stává alkalickým. Zaplavení půdy způsobuje zvýšení pH u kyselých půd a snížení pH u půd alkalických. V zaplavených půdách se tedy pH pohybuje v oblastech neutrálních hodnot (Drever, 1988).

V přírodních podmínkách je nejdůležitějším oxidačním činitelem kyslík, který se vyskytuje především v exogenní zóně. Pokles koncentrace kyslíku v půdě zvaný hypoxie způsobuje změny a vznikají redukční podmínky (Drever, 1988). V provzdušněné půdě jsou póry vyplněny vysokým obsahem kyslíku, který je snadno

doplňován rychlou difúzí z atmosféry (Vymazal, 2004). Kyslík je obsažen v převážné části půdního profilu. Převládají zde aerobní organismy, které získávají energii aerobní respirací, spotřebovávají kyslík a oxidují cukry na oxid uhličitý (Čížková, 2006). Kořeny rostlin mohou získat respirační kyslík z půdní atmosféry (Vymazal, 2004).

V půdách zaplavených vodou se vyskytuje kyslík pouze v tenké vrstvě na povrchu půdy (Čížková, 2006). Vyčerpání kyslíku v půdě biogeochemickými procesy je rozhodujícím činitelem v mokřadních půdách (Meronigal et al., 2004). Difúze póry zaplavenými vodou je velmi pomalá (Vymazal, 2004). Protože molekulární kyslík difunduje 10000 krát pomaleji ve vodě než ve vzduchu, mikrobiální metabolismus v nasycené půdě přednostně a rychleji využívá kyslík, než je možné ho difúzí nahradit. Systém se tak stává anaerobní (Meronigal et al., 2004). V anoxické (bezokyslíkaté) půdě kořeny rostlin získávají kyslík z interních zdrojů, tzn. z nadzemních částí rostlin (Vymazal, 2004). Tenká oxidovaná vrstva mokřých půd je charakteristická hnědou barvou. Vyskytují se v ní i další prvky v oxidované formě, kterými jsou např. železo ve Fe^{3+} , dusík ve formě NO_3^- a mangan ve formě Mn^{4+} (Čížková, 2006).

V hlubších vrstvách půdy a při dlouhodobém zaplavení půdy dochází k anoxii, neboli k naprostému nedostatku kyslíku (Kirk et al., 2003). Aerobní mikroorganismy snižují, až zastavují svojí aktivitu, a to již v hloubce několika milimetrů pod zaplaveným povrchem organické půdy. Aerobní organismy jsou nahrazovány organismy anaerobními (Čížková, 2006). Mikroorganismy mají schopnost využívat jako akceptory elektronů i jiné sloučeniny a převádět je do redukovaného stavu (Kirk et al., 2003). Využívají oxidované formy dusíku, síry, manganu a železa v procesu anaerobní respirace. Ta probíhá pouze za předpokladu, že z povrchové vrstvy pronikají oxidované formy dusíku, síry, manganu a železa nebo mokřad periodicky vysychá a tyto oxidované formy se redukují na NH_4^+ , Fe^{2+} , S^0 nebo S^{2-} a Mn^{2+} (Čížková 2006). V půdě se hromadí rozpuštěný CO_2 , který je produkován při anaerobní glykolýze v kořenech. Hodnota pH půd většinou roste a je neutrální (Kirk et al., 2003). Oblast neutrálního pH vytváří optimální podmínky pro anaerobní bakterie. Redukovaná podpovrchová vrstva je většinou zbarvena do modrošeda (Vymazal, 2004).

Všechny probíhající redoxní reakce obsahují oxidační činidlo, kterým je látka schopná přijímat elektron a redukční činidlo, tedy látku schopnou elektrony vydávat. Redoxní potenciál značící míru dostupnosti elektronů v roztoku se příliš nemění v případě, že je kyslík v systému obsažen. Po odčerpání kyslíku, který je rychle spotřebován mikrobiální respirací a chemickou oxidací, nastávají velké změny v redoxním potenciálu. Prvním půdním komponentem, který může být redukován ještě před úplným odčerpáním kyslíku, jsou dusičnany ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$). Následná redukce manganičitých sloučenin ($\text{Mn}^{4+} \rightarrow \text{Mn}^{2+}$) může probíhat současně s předchozí reakcí. Dále pokračují reakce železitých iontů na železnaté ($\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$), síranů na siričky ($\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{S}^{2-}$) a oxidu uhličitého na metan ($\text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4$). Větší rozsah redoxního potenciálu v zaplavených půdách je ve srovnání s aerobními půdami důležitý. Přírodní mokřadní systémy udržují širší rozsah redoxních reakcí než okolní suchozemské prostředí. Mokřady mají velký potenciál při přeměně živin a jiných materiálů a často jsou hlavním redukčním ekosystémem v krajině (Vymazal, 2004).

Mokřadní půdy jsou charakteristické svými procesy a podporují dominantní rostlinná společenstva, která jsou přizpůsobena k životu v nasycených půdách. Různé skupiny organismů se podílí na přeměnách prvků a organické hmoty. Jednotlivé skupiny jsou mezi sebou závislé. Činnost a produkty metabolismu jedné skupiny jsou důležité pro aktivitu skupiny další a jejich existence závisí na rovnováze mezi těmito skupinami. Hovoříme o anaerobním potravním řetězci. Pokud spotřeba oxidovaných forem prvků převažuje nad jejich přísunem, v půdě začínají převládat fermentační společenstva. Získávají energii ve fermentačních procesech a mohou vylučovat mnoho organických meziproductů (např. alkoholy, ketony, organické kyseliny). Tyto sloučeniny, které se v dobře provzdušněné půdě nevyskytují, mohou mít na rostliny toxické účinky dokonce i v malých koncentracích. Těmi jsou například krátké organické kyseliny jako mravenčí, máselná, octová, propionová, mléčná a další (Ponnamperuma, 1984). Rostlinná vegetace, která se vyskytuje na dlouhodobě zaplavené půdě, musí odolávat mnoha vnějším vlivům (Čížková, 2006).

2.2 Charakteristika dekompozice

2.2.1 Definice

Dekompozice neboli rozklad organické hmoty je důležitým mechanismem v biogeochemických cyklech živin. Z odumřelého organického materiálu dochází k uvolňování živin pro další růst vegetace (Kovářová, 1984). Uvolňování živin při rozkladu závisí na složení substrátu a mikrobiální aktivitě (Fenchel and Jorgensen, 1977). Rozklad organické hmoty může určit produktivitu a kvalitu vody v mokřadech (Reddy and D'Angelo, 1994). Produktem dekompozice je tzv. detritus neboli všechny typy organické hmoty vzniklé z rozkladu rostlinných, živočišných a mikrobiálních materiálů (Úlehlová, 1985). Většina organického materiálu se skládá z rostlinného komplexu polysacharidů jako celulóza a lignin, které jsou štěpeny vlivem různých extracelulárních enzymů na jednoduché monomery (Benner et al., 1984).

Rozklad organické hmoty probíhá postupně z komplexu složitých organických molekul na jednoduché organické a anorganické složky. Dekompozicí tedy rozumíme mechanický rozklad mrtvé rostlinné struktury, která je stále připojena k živému rostlinnému materiálu až do stádia humusu, ve kterém již není rozpoznatelný růst buněčné struktury. Přitom dochází k rozkladu organických molekul na CO₂, vodu a minerální látky (Dickinson and Pugh, 1974). Harrison a Mann (1975 in McLatchey and Reddy, 1998) uvádí, že 60-70% úbytku rostlinné organické hmoty záleží na enzymatické hydrolýze a uvolnění živin do systému. Tyto procesy zahrnují kombinaci louhování a fragmentace, extracelulární enzymatické činnosti a aerobní a anaerobní aktivitě heterotrofních mikroorganismů (McLatchey and Reddy, 1998).

Dle Úlehlové (1985) je veškerá organická hmota rozkládána dvěma základními heterotrofními procesy:

1. Mineralizace. Heterotrofní organismy využívají uhlík a biogenní prvky zčásti na stavbu svých těl a částečně je uvolňují jako zplodiny svého metabolismu v jednoduchých minerálních formách k novým koloběhům.
2. Humifikace. Rostlinné zbytky jsou řadou biochemických procesů přeměňovány v humus (složitě heteropolykondenzáty). Ten podmiňuje půdní úrodnost a vzniká tak energetická zásoba v půdě (Úlehlová, 1985).

Dle Satchella (1974 in Úlehlová, 1985) je dekompozice velmi dlouhý a složitý proces, jehož rychlostní konstanty se mění s povahou rozkládaného substrátu a s charakterem prostředí. Míra rozkladu organické hmoty a opětovného zpřístupnění živin v půdě se řídí řadou faktorů. Mezi tyto faktory patří: podmínky prostředí (teplota, pH a Eh), hydrologický režim, kvalita substrátu a dostupnost akceptorů elektronů (McLatchey and Reddy, 1998).

Dekompozice probíhá v několika úrovních: (1) rozvoj fytoplanní mikroflóry (jednobuněčné fotosyntetizující mikroorganismy); (2) kolonizace materiálů saprofytní mikroflórou; (3) rozmělnění a částečné strávení organických zbytků bezobratlými živočichy, přemístění a zvětšení povrchu organického materiálu bez velkých chemických změn; (4) nová kolonizace rozmělněných materiálů mikroorganismy, chemická degradace rostlinných pletiv a produkce složitých fenologických polymerů; (5) tvorba nových organominerálních komplexů (Úlehlová, 1985).

2.2.2 Charakteristika organické hmoty a půdní organické hmoty

„Organická hmota“ je definována jako soubor rostlinných a živočišných zbytků v různých fázích rozkladu, buněk a tkání půdních organismů, které jsou vizuálně rozpoznatelné. „Půdní organická hmota“ je definována jako organický materiál, který prošel stádiem rozkladu a humifikace, tedy procesem transformace a konverze organických zbytků na humus (Brady and Weil, 1999). Organický materiál, který se kumuluje v půdě i na jejím povrchu, se rozkládá různě dlouhou dobu. Doba rozkladu souvisí s původem materiálu, který může pocházet z autochtonních (ze sousedních) nebo alochtonních (velmi vzdálených) ekosystémů. Souvisí také s jeho chemickou stavbou a může se tak rozkládat několika dnů až několik set roků (Úlehlová, 1985). Na základě času úplné dekompozice se rozlišují tři hlavní skupiny půdní organické hmoty: aktivní (1-2 roky), pomalá (15-100 let) a pasivní (500-5000 let) (Brady and Weil, 1999).

Půdní organická hmota představuje největší terestrické zásoby uhlíku a energie. Množství uhlíku vázaného v půdě je 2x - 3x vyšší než množství uhlíku v nadzemní biomase rostlin. Hlavním zdrojem uhlíku v půdní organické hmotě jsou rostliny (primární producenti). Rostlinné zbytky a kořenové exudáty, které vstupují

jako organická hmota do půdy, jsou využívány půdními organismy jako zdroj uhlíku a energie. Odhad celkové světové zásoby organické hmoty v půdách se pohybuje okolo 1500 Gt C ($= 1,5 \cdot 10^{18}$ g C). Roční vstupy uhlíku do půdy se odhadují na $37,5 \cdot 10^9$ g C (Šantrůčková et al., 2005).

2.2.3 Změny organické hmoty při rozkladu

2.2.3.1 Rostlinná biomasa

Primární produkce je hlavním vstupem organického uhlíku do půdy. Čistou primární produkci tvoří nadzemní produkce (nadzemní části rostlin) a podzemní produkce (kořeny a kořenové výměšky), které slouží jako zdroj energie a živin pro půdní organismy (Šantrůčková, 2005). Primární produkce je nejbohatším zdrojem organické hmoty pro rozkladné procesy (Úlehlová, 1985).

Nadzemní části rostlin se vyskytují ve formě čerstvé, největší podíl je ve formě stařiny či opadu. Stařinu vytváří odumřelé části rostlin, které dosud mohou být ve spojení s mateřskou rostlinou. Opadem rozumíme mrtvou vegetaci na povrchu půdy, tvořenou různými taxony od jednobuněčných řas až po vyšší rostliny (Úlehlová, 1985). Rostlinný opad je převážně složen z 50 % celulózu, ze 30 % hemicelulózu, a z 15 % ligninem. Obsahuje také další látky, kterými jsou aminokyseliny, proteiny, minerální látky, pigmenty a vosky (Šantrůčková, 2005). Celulózu vytváří dlouhé polymerové řetězce a její rozklad je velmi obtížný (Úlehlová, 1985). Celulózu tvoří z 44,5 % uhlík, 49,3 % kyslík a 6,2 % vodík (Paul and Clark, 1996). Hemicelulóza je amorfni hmota, která se nachází okolo celulózových řetězců a rozkládá se rychleji. Lignin je tvořen z polymerů amorfni jader (Úlehlová, 1985).

Rostlinný materiál obsahuje asi 10% popele a má široký poměr C:N (Úlehlová, 1985). Různé organické materiály mají odlišné poměry C:N, a tím ovlivňují činnost mikroorganismů a následný rozklad. U organických materiálů s relativně vysokým poměrem C:N (větší než 30:1) dochází obecně k pomalejšímu rozkladu než u materiálu s nižším poměrem mezi C:N (McCauley et al., 2009). Minerální složení kolísá díky edafickým podmínkám a v průběhu ontogeneze, a to v obsahu dusíku, fosforu, draslíku a vápníku. V čerstvé biomase se vyskytují vyšší

koncentrace všech prvků až na obsah vápníku, který se naopak v opadu zvyšuje (Úlehlová, 1985).

U nižších rostlin neexistuje typická sezónní dynamika přeměny živých částí v opad, proces rozkladu je kontinuální. Obtížně se určuje hranice mezi živými, stárnoucími a mrtvými částmi rostlin. Naopak je tomu u vyšších rostlin, u kterých lze dobře určit přechod živé biomasy ve stařinu či opad a vegetace má výraznou sezónní dynamiku (Úlehlová, 1985).

Podzemní biomasa a její aktivita je úzce spjata s populacemi půdních organismů, které se podílejí na jejím rozkladu. Mikroorganismy osidlují rhizosféru (povrch kořenů), která poskytuje látkové a energetické zdroje ve formě živých, odumírajících či mrtvých pletiv nebo exudátů. Kořenovými exudáty obsahují řadu různých látek jako cukry, aminokyseliny, vitaminy, organické kyseliny a peptidy (Úlehlová, 1985). Přidáním energeticky bohatých látek do půdy, včetně látek vylučovaných kořeny rostlin, se stimuluje mikrobiální růst a aktivita mikroorganismů. Bakterie nejrychleji reagují na sloučeniny cukrů a škrobů. Houby a aktinomycety reagují aktivně i na rozklad odolnějších sloučenin, jako je celulóza (Brady and Weil, 1999). Obsah minerálních látek v podzemních orgánech je vyšší oproti nadzemním částem. Obsahují více popele a méně dusíku, draslíku a fosforu, který se zvyšuje s vlhkostí stanoviště. Obsah vápníku je v mokřadech a vlhkých stanovištích vyšší (Úlehlová, 1985).

2.2.3.2 Materiály živočišné

Materiál živočišný má oproti rostlinnému velmi malý poměr C:N a jeho rozklad je snadnější. Přísun mrtvé organické hmoty živočišného původu oproti rostlinnému je podstatně nižší. Avšak úplná mineralizace mnoha rostlinných produktů nastává až po úplném rozkladu živočišného produktu, jelikož tyto rostlinné produkty se začleňují do živočišných buněk. Největší rozdíly jsou v chemickém složení. Živočiškové obsahují chitin (podílí se na struktuře či kostře organismů). Živočišný materiál je také většinou bohatý na obsah bílkovin a aminokyselin (Úlehlová, 1985).

2.2.3.3 Mikrobiální zbytky

V mikroedafonu se v největším počtu vyskytují bakterie, význačnou skupinu tvoří nitrifikační a sírné bakterie. Další skupiny jsou sinice, řasy, většina hub a prvoků. Velikost organismů je menší než 0,2 mm. Bakterie, aktinomycety a houby patří mezi hlavní rozkladače organické hmoty v půdě (Ledvina et al., 2000).

Půdní mikroorganismy se podílí na dekompozici, ovlivňují biodegradaci a humifikaci organických zbytků několika způsoby: (1) produkcí enzymů rozkládajících komplexní látky do jednodušších sloučenin a polymerizujících sloučeniny pro tvorbu humusu; (2) zvětšováním povrchové plochy pro činnost mikroorganismů a rozměňováním organických zbytků; (3) zlepšením životních podmínek pro mikrobiální růst a interakce; (4) promícháváním organické hmoty ve svrchních vrstvách půdy (Tian et al., 1997).

Největší obrát v mikrobiálních proměnách organické hmoty se odehrává v horních vrstvách všech půd (Úlehlová, 1985). Aktinomycety hrají důležitou roli při rozkladu rostlinných a živočišných tkání a některých rezistentních sloučenin (celulóza, chitin). Houby se účastní procesů ve tvorbě humusu a při stabilizaci půdních agregátů a ve srovnání s bakteriemi mají vyšší toleranci k aciditě, proto se účastní hlavně při dekompozici organické hmoty v kyselějších půdách (Brady and Weil, 1999).

2.2.3.4 Humus

Humus je půdní organická hmota, která prošla procesem humifikace, při které probíhají reakce rozkladné i syntetické. Humusové látky se vyznačují významnou iontově výměnnou kapacitou (Kolář, 1997). Jejich hlavní význam je udržení živin v půdě, procesy sorpce a iontové výměny. Mineralizace je velmi pomalá, proto nejsou zdrojem energie pro půdní mikroedafon. Iontově výměnnými a sorpčními reakcemi lze vyjádřit kvalitu zhumifikované půdní organické hmoty (Ledvina et al., 2000).

Humus je směs komplexní a je výsledkem rozkladu všech typů biomasy tedy rostlinné, živočišné a mikrobiální. Tvoří nejstabilnější a nejrezistentnější část detritu.

Největší podíl tvoří nerozpustné, tmavě zbarvené látky: (1) huminové kyseliny, které jsou velmi rezistentní vůči rozkladu; (2) fulvokyseliny; (3) humin (Úlehlová 1985). Tyto látky jsou mikrobiálně velmi stabilní. Poločas mineralizace fulvokyselin je odhadován na 80 let, huminových kyselin na 3 000-6 000 let a huminů ještě více (Kolář, 1997).

2.3 Plynné produkty dekompozice

Obecně platí, že mezi všemi strukturními jednotkami ekosystému existují koloběhy minerálních prvků (Úlehlová, 1985). Koloběh živin popisuje pohyb uvnitř a mezi různými biotickými a abiotickými subjekty, v nichž se vyskytují živiny v rámci globálního prostředí (McLatchey and Reddy, 1998). Koloběhy představují systémy tzv. zásobníků a toků. Zásobníky představují ohraničené součásti ekosystémů (např. atmosféra, zelené rostliny, půda, mikroorganismy), do kterých vstupují jednotlivé prvky, setrvávají zde či se přeměňují a následně vystupují v často pozměněné formě. Zásoba prvků vyskytujících se v jednotlivých zásobnících se vyjadřuje v hmotnosti na jednotku plochy ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$, $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Toky značí přesun jednotlivých prvků mezi zásobníky. Vyjadřují se množstvím prvku nebo jeho hmotností na jednotku plochy za jednotku času ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$, $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$). Příkladem toků může být odběr jednotlivých prvků porostem pro potřeby růstu vegetace či uvolňování minerálních látek během dekompozice rostlinného materiálu (Úlehlová, 1985). Koloběh živin umožňuje velkou rozmanitost organismů a vede k vytvoření fyzikálních struktur a mechanismů, které regulují toky živin mezi složkami. Tyto struktury a procesy působí jako vyrovnávací paměti k omezení ztrát. Život na Zemi je tedy přísně regulován v efektivních cyklech a v dostupnosti živin. Ovšem díky lidské manipulaci těchto služeb jsou výrazně ovlivněny všechny ekosystémy. Například regulace klimatu je ovlivněna rozkladem a koloběhem živin na regionální či kontinentální úrovni, a to prostřednictvím uvolňování skleníkových plynů a vázání uhlíku v ekosystémech (McLatchey and Reddy, 1998).

Odum (1977 in Úlehlová, 1985) rozeznává dva typy koloběhů:

1. Sedimentární typy koloběhů. Základním zásobníkem je zemská kůra. Jsou typické pro koloběh fosforu a dalších minerálních prvků, které v rostlinném těle tvoří popeloviny (K, Na, Ca, Mg).

2. Plynné typy koloběhů. Základní zásobníkem je atmosféra a hydrosféra. Jsou charakteristické pro koloběh uhlíku a dusíku.

Jako výsledek organického rozkladu vstupují do atmosféry plynné emise CO₂, CH₄ a CO (včetně dalších plynů). Tyto plynné produkty vznikají také při trávení u zvířat nebo v případě zrychleného rozkladu, který se vyskytuje při požáru. Procesy vztahující se k převodu mezi anorganickými formami N vedou k emisím N₂, N₂O, NO, a NH₃. Fosfor nemá až tak významné plynné formy ve většině ekosystémů. Antropogenní činnost, kterou je například orba, hnojení, spalování fosilních paliv, záplavy, kanalizace, odlesňování a změny požárních režimů, změnilo velikost a vzájemný poměr emisí živin do atmosféry. To je hlavní příčinou současné změny klimatu a zhoršení kvality ovzduší (Lavelle et al., 2005).

Z koloběhu minerálních látek mají tedy klíčový význam koloběhy uhlíku a dusíku. Mokřady hrají velmi důležitou roli v celkové regulaci koncentrace CO₂ v atmosféře (Úlehlová, 1985).

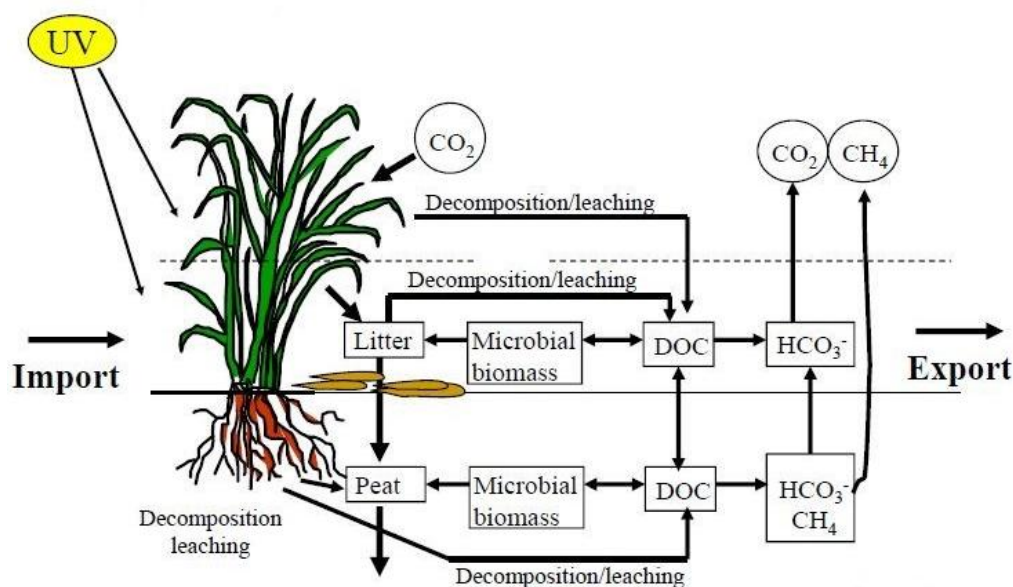
2.3.1 Koloběh uhlíku

Uhlík (C) tvoří základní složku veškeré organické hmoty. Celkové zásoby uhlíku jsou obrovské (více než 10¹⁶ t). Největší zásobárnou uhlíku je atmosféra, dále je vázán v sedimentech, oceánech, horninách a fosíliích (Úlehlová, 1985; Killham, 1994). Aktivním přeměnám podléhá uhlík vázaný v živých organismech, organické hmotě, v atmosféře a rozpuštěný ve vodě (Šantrůčková, 2005).

Hlavními procesy podílejícími se na koloběhu uhlíku (obr. č. 1) je fixace (pomocí fotosyntézy), dekompozice a respirace (Šantrůčková, 2005). Atmosférický oxid uhličitý (CO₂) je fotosyntézou převáděn do těl primárních producentů (Úlehlová, 1985). Primární produkce je hlavním vstupem organického uhlíku do půdy a velikost zásobníku uhlíku v půdě je závislá jak na primární produkci, tak na dekompozici organických materiálů v půdě (Schmiel et al., 1994). Rostlinná biomasa

může být začerstva využita člověkem či herbivory. Ve formě stařiny nebo opadu je osidlována mikroorganismy, které ji pomalu rozkládají (Úlehlová, 1985). Další vstupy jsou spojeny s antropogenní činností, např. ve formě aromatických uhlovodíků nebo pesticidů (Šantrůčková, 2005). Všechny biotické skupiny organismů při dýchání uvolňují oxid uhličitý. Ten je navrácen zpět do atmosféry, avšak jeho část může být v některých typech ekosystému vyřazena z koloběhu a ukládána v anorganické formě jako uhličitany. Jedná se o uložení ve formě humusu na povrchu půdy a v půdě, dále je v rozpuštěné formě exportován vodou jako uhličitany či organické látky (Úlehlová, 1985).

Zásoba organického uhlíku v půdě je přibližně 5 krát větší než zásoba uhlíku v atmosféře a v živých organismech (Killham, 1994). V případě porušení či ovlivnění koloběhu nějakého prvku lze předpokládat i změny v kolobězích ostatních živin. K takovým komplexním změnám vede např. globální oteplování, intenzivní obhospodařování, kácení lesů (Šantrůčková, 2001).



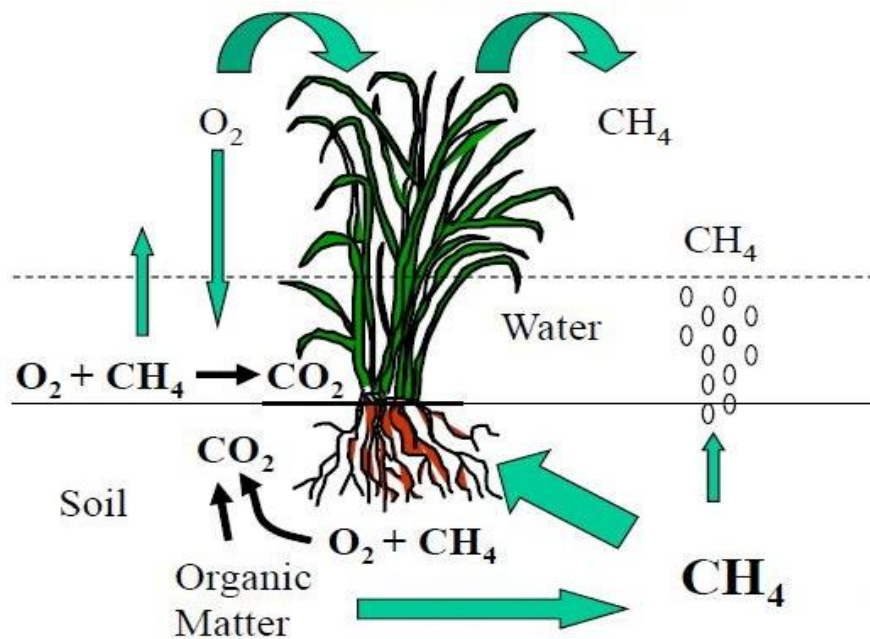
Obr. č. 1 Koloběh uhlíku v mokřadech (převzato, Reddy, 2008)

2.3.1.1 Specifika koloběhu uhlíku v mokřadech

V mokřadech se hromadí velké množství organické hmoty a jsou považovány za jeden z největších rezervoárů organického uhlíku na Zemi. Organické půdy obsahují asi 40% uhlíku v současné atmosféře. Intenzita hromadění je výsledkem

rovnováhy mezi primární produkcí a aktivitou heterotrofních organismů (Vymazal, 2004). Vstup CO₂ do mokřadních systémů je především prostřednictvím fotosyntézy. Mokřady přispívají také k uvolňování metanu (CH₄) do atmosféry, což přibližně představuje asi 25% ročních emisí metanu na Zemi. Většina metanu pochází z rozkladu organických látek. Přesné množství uvolněného metanu je obtížné určit vzhledem k velké variabilitě mezi mokřadními druhy, prostředím, typem půdy a procesy (Schlesinger, 1997). K uvolňování metanu dochází prostřednictvím difúze povrchem půdy, transportu rostlinami a ebulice („vybublávání“) (obr. č. 2). Difúzní rychlost O₂ ve vzduchu je vyšší než u CO₂. Naopak je tomu v půdách zaplavených vodou, kde difúze CO₂ probíhá 24 krát rychleji než difúze O₂. Důvodem je rychlost mineralizace organického uhlíku, která je díky podmínkám anoxie v zaplavených půdách nižší, nedochází tak k odstranění veškerého CO₂. V důsledku toho dochází k již zmíněnému vybublávání spolu s metanem a dalšími plyny, které je velmi důležité tam, kde není vegetace, zatímco v přítomnosti vegetace převládá interní transport rostlinami (Vymazal, 2004).

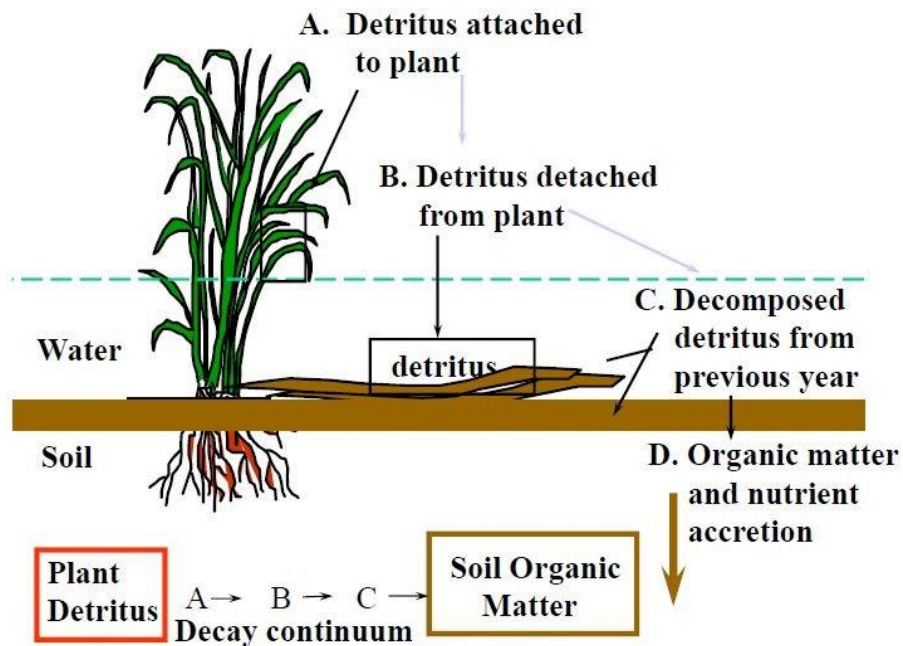
Mokřady jsou velmi důležité při celkové regulaci CO₂ v atmosféře. Akumulace uhlíku v mokřadech je velmi rozdílná vzhledem k různým klimatickým podmínkám, tedy přítomné teplotě, topografii a krajinnému postavení mokřadu, k hydrologickému režimu, vlhkosti půdy, pH, obsahu soli a morfologii mokřadu. Tyto faktory naznačují, že akumulace uhlíku v mokřadech je unikátní proces, který je ovlivněn mnoha proměnnými (Vymazal, 2004; Collins and Kuehl, 2001). K odlišnostem v rovnováze uhlíku dochází i v případě, že je mokřad nějakým způsobem narušen či odvodněn a může se zcela lišit od mokřadů nedotčených. V případě snížení hladiny vodního sloupce se kyslík dostane do vrstev nad vodou, tím dochází k urychlení dekompozice organické hmoty na jednoduché anorganické komponenty. V koloběhu uhlíku pak dochází k úniku CO₂ do atmosféry. Export uhlíku z porušených mokřadů je tak výrazně vyšší (Vymazal, 2004).



Obr. č. 2 Produkce metanu a oxidace v mokřadech (převzato, Reddy, 2008)

2.4 Specifika dekompozice v mokřadech

Mokřady jsou dynamické ekosystémy, vyznačující se přítomností vody v půdním profilu nebo nad povrchem půdy alespoň během části roku. Ve většině mokřadů dochází ke kolísání hladiny sezónně a tato vlastnost tvoří mokřady vysoce produktivním prostředím (Mitsch and Gosselink, 1993). Představují typického zástupce detritálního ekosystému (obr. č. 3). Detritus se vytváří dekompozicí z organismů a může být ve formě partikulární či rozpuštěné. Dle místa původu ho rozdělujeme na: (1) autochtonní detritus, který vzniká uvnitř mokřadního ekosystému a pochází převážně z vodní vegetace, z dřevin rostoucích v mokřadu apod.; (2) allochtonní detritus, který se vytváří vně systému a je přinášen hydrodynamickými procesy (záplavy, příliv), např. partikulární organická hmota, planktonní organizmy, částice živin, organické zbytky unášené větrem (Dvořák, 2002).



Obr. č. 3 Detritální ekosystém (převzato, Reddy, 2008)

Akumulace organických látek v mokřadních půdách závisí na poměru mezi vstupy organické hmoty (vyrobené in situ a ex situ) a výstupy (rozklad dle vlhkostních podmínek, eroze, hydrologie či jiných zdrojů půdního narušení). Produktivita v mokřadech se liší v závislosti na klimatu, vegetaci a typu mokřadu (Trettin and Jurgensen, 2003). Dekompozici podléhá v mokřadech velké množství rostlinného materiálu, který může mít funkci (1) mechanického podkladu. Pevné substráty (opad listů dřevin, dřevnaté části) jsou významné svojí schopností zadržovat živiny v mokřadu, vytváří tedy substrát pro dekompozitory. (2) Lehce rozložitelného substrátu, který má vyšší relativní kapacitu vázat živiny. Rychle uvolněné živiny mohou být během výluhu transportovány vodou uvnitř mokřadu či odplaveny mimo systém (Dvořák, 2002).

Rozklad je složitý proces, neboť zahrnuje aerobní a anaerobní procesy (Schlesinger, 1997). Anaerobní podmínky se vyskytují na povrchu dna pokrytého vodou v případě, že většina organického materiálu je v pokročilém stádiu rozkladu a difúze kyslíku z prostředí převyšuje nad jeho spotřebou. Dále nastávají anaerobní podmínky v hlubších vrstvách materiálu, ve kterých dochází k redukci sloučenin uhlíku, dusíku, síry, železa a manganu. Oxidovaná povrchová vrstva tvoří tzv. past

na železo, mangan a fosfáty a díky této vrstvě se omezuje transport těchto prvků do vodního sloupce (Dvořák, 2002).

Stratifikace sedimentu a jeho minerální poměr je určena erozí v okolí mokřadu, vrstvením materiálů s různým stupněm dekompozice a strukturou rostlinných společenstev (Dvořák, 2002). V mokřadních půdách dochází k nahromadění velkého množství organického materiálu, které slouží jako zásobárny uhlíku (Mitsch and Gosselink, 1993), díky tomu jsou jedním z nejučinnějších ekosystémů hromadících uhlík v půdě (Schlesinger, 1997).

Nejdůležitější faktory ovlivňující rychlost dekompozice jsou teplota, chemické složení materiálu, přístup kyslíku, chemismus okolního prostředí a druhové složení společenstev rozkradačů. Mokřady se vyznačují výraznými gradienty uvedených faktorů.

- (1) Hydrický gradient. Ovlivňuje rychlost dekompozice dvěma způsoby. (1) Přímo zaplavením vodou a (2) nepřímo tím způsobem, že zaplavení zpomaluje přísun kyslíku. Mohou tak nastat anaerobní podmínky, které zpomalují rychlost dekompozice díky méně efektivnímu využívání substrátu.
- (2) Prostorový gradient. Vzniká díky různorodosti substrátů, které zachycují minerální živiny a zapojují je do svých vnitřních koloběhů (Dykyjová a Květ, 1982).

3. POPIS STUDOVANÉ LOKALITY

3.1 Třeboňsko

Zájmová oblast Třeboňsko vyniká svými specifickými vlastnostmi a diferencovaností území. Třeboňsko představuje příklad kulturní krajiny, ve které se vzájemně propojují přírodní, polopřírodní a antropogenní ekosystémy (Jeník, 1983). Tato unikátní krajina byla rozhodujícím způsobem ovlivněna budováním rybníků ve středověku. Díky tomu hrají rybníky hlavní roli v hydrologickém systému Třeboňska a je zde zachována velká rozloha vodních a mokřadních biotopů. Složitá prostorová a biotopová mozaika je základním předpokladem pro ekosystémovou rozmanitost a druhovou pestrost (Pechar, 2000). Roku 1977 byla Třeboňská pánev přijata mezi biosférické rezervace UNESCO (Jeník, 1983).

Třeboňskou pánev obklopuje Českomoravská vrchovina, Novohradské hory a Šumava. Oblast patří půdním typem k podzolovaným a podzolovým půdám s oblastmi rašelinišť, které se nachází převážně na jihu a severu této pánve (Přibáň, 1978; Šebek, 1978). V okolí řeky Lužnice se vyskytují nívné půdy. Z vegetace na území převládají jehličnaté a smíšené lesy s borovicí, místy i s borovicí blatkou (Šebek, 1978). Z ohrožené flóry Čech roste na území CHKO Třeboňsko téměř 400 druhů, z nichž 104 patří mezi chráněné: 34 druhů kriticky, 34 silně a 35 z nich patří mezi ohrožené (Hátle et al., 2003). Z hlediska životního prostředí je Třeboňsko výrazně determinováno podnebím, které se v mnoha podrobnostech odlišuje od klimatu sousedních pahorkatin s obdobnou nadmořskou výškou i od klimatu nedaleké Budějovické pánve (Přibáň, 1978).

Třeboňsko vyniká svým obrovským reservoárem mokřadních rostlin a živočichů. Vysychavé mokřiny na těžkých půdách, vodní plochy, prameniště, slatiniště a rašeliniště daly vznik podmínkám pro vodní a bažinné rostliny a pro nepřeberné množství živočichů vázaných na tyto typy biotopů. Roku 1977 byla Třeboňská pánev přijata mezi biosférické rezervace UNESCO (Jeník, 1983).

3.2 Mokré Louky u Třeboně

Mokré Louky u Třeboně se nacházejí mezi rybníkem Rožmberk a městem Třeboní na ploše přibližně 450 ha. Mokré Louky prodělaly mnoho vodohospodářských změn, které se týkaly úpravy toků a odvodňování. Díky tomu se změnila i struktura původního rostlinného porostu. Byla vykácena rašelinná společenstva, jedliny, olšiny a vrbiny. Na jejich místě pak vznikly vlhké louky, které byly využívány například pro pastvu a travení. K častým rostlinným druhům patří např. *Carex vesicaria* (ostřice měchýřkatá), *Carex acuta* (ostřice štíhlá), *Molinia coerulea* (bezkolenc modrý), *Glyceria maxima* (zblochan vodní) a *Phalaris arundinacea* (chrastice rákosovitá). Mezické louky, tedy společenstva luk a pastvin na vlhkých až čerstvě vlhkých stanovištích, tvoří širokou obrubu Mokřých Luk (Jeník, 1983).

V současné době je území vyplněno několikametrovou vrstvou rašeliny na čtvrtohorních aluviálních sedimentech (www.lter.cz). Hydrologická síť byla upravena pomocí odvodňovacích systémů a úpravou toků (Jeník, 1983). Výška vody je tedy částečně regulována tímto systémem kanálů, které jsou spojeny s „Prostřední stokou“ (jeden z přítoků Rožmberka) (www.lter.cz). Zápavy zde téměř každoročně přicházejí na jaře, občas v létě a zimě, na podzim jen velmi zřídka (Květ, Jeník, 2002). Výška vodní hladiny v době záplav může překročit úroveň 2 m (www.lter.cz). Specifikem této oblasti je inverzní poloha, která je spojena s častým výskytem nízkých teplot v přízemní vrstvě (Květ, Jeník, 2002).

Na lokalitě Mokřých luk se nachází meteorologická stanice, kterou roku 1976 zřídili pracovníci Botanického ústavu ČSAV v její severní části. V roce 2003 převzal meteorologickou stanici Ústav ekologie krajiny AV ČR (v současné době CVGZ – Centrum výzkumu globální změny AV ČR). Roku 2004 byla v blízkosti původní stanice umístěna nová automatická meteorologická stanice se zařízením pro měření toku oxidu uhličitého (uhlíku) metodou vířivé kovariance. Stanice je umístěna v severní zamořenější části Mokřých luk. Oblast v jejím okolí byla naposledy kosena před rokem 1950. Od této doby je porost s dominantní ostřicí štíhlou (*Carex acuta* L.) nekosen. Ostřice štíhlá vytváří výrazné trsy (tzv. „bulty“) s volnými prostory („šlenky“). Struktura porostu je adaptací na kolísání vodní hladiny během roku (www.lter.cz).

3.3 Výzkum ekosystému Mokřých Luk

Na lokalitě Mokré Louky u Třeboně probíhají studie zabývající se procesy a vzájemnými vztahy v mokřadech již od 70. let 20. století. Výzkum byl koordinován pracovníky Botanického ústavu ČSAV (Květ et al., 2002) a od roku 1976 do současnosti se zde pravidelně měří základní meteorologické prvky. Na základě desetileté řady měření tak byla vypracovaná podrobná mikroklimatická charakteristika Mokřých Luk (Pokorný, 2000). Od roku 1980 je zde pozorována postupná eutrofizace lokality z kosené části mokřých luk, která je dosud hnojena kejdou. Eutrofizace se projevuje expanzí ruderálních druhů rostlin (kopřiva, chřastice a další) (www.lter.cz).

Od roku 2003 se výzkumem této lokality intenzivně zabývají pracovníci Ústavu systémové biologie a ekologie AVČR (nyní CVGZ AV ČR). Příklady výzkumů, které na lokalitě Mokřých luk probíhaly či jsou stále studovány: (1) Bilance uhlíku. Studium se zabývá koloběhem uhlíku i pro praktický dopad, tj. pro poznání dynamiky hlavních skleníkových plynů (oxidu uhličitého a metanu). (2) Úloha vegetace v provozu mokřadních ekosystémů. Výzkum se soustředí na funkce rostlinné vegetace mokřadů a mělkých vod a na toky energie, vody a látek v mokřadním ekosystému. (3) Trvale udržitelné užívání mokřadů a mělkých vod. Výzkum je zaměřen na užívání vhodného krajinného managementu, ochranou hydrologického režimu, zachováním charakteru vegetace apod. (4) Dlouhodobý ekologický výzkum - mikroklima Mokřých Luk, monitoring rybníků. Dochází k zaznamenání dlouhodobých datových řad v rámci monitorovacích programů. Sběr meteorologických dat probíhal nepřetržitě od roku 1976 do konce roku 2006. Každodenně byla zaznamenávána tato data: teplota a vlhkost vzduchu ve 2 m (24 hodinový průběh), denní maximální a minimální teplota vzduchu ve 2 m, množství a druh srážek, denní přízemní minimální teplota vzduchu, teploty půdy v hloubkách 30, 20, 10 a 5 cm, teplota povrchu půdy, teploty detritu ve 2 a 8 cm nad povrchem půdy a výšky hladiny spodní vody na stanici, ve volném porostu a v odvodňovací stočce. Od roku 2007 jsou všechna měření převedena na novou plně automatizovanou stanici (Klimovičová, 2010).

4. METODIKA

4.1 Principy metod studia dekompozice

Rychlost dekompozice lze měřit jak v terénních, tak v laboratorních podmínkách (Dvořák, 2002):

- (1) V terénu můžeme měřit rychlost ztráty hmoty, změny chemického složení materiálu, studovat společenstva dekompozitorů nebo přímo měřit rychlost tvorby produktů rozkladu organické hmoty (např. CO_2 a CH_4 , H_2S , NH_3 apod.)
- (2) Laboratorní studie mohou pomoci studovat některé procesy činnosti rozkladačů, avšak jejich zobecnění na přirozené podmínky je nesnadné. Příkladem je měření metabolismu dekompozitorů za řízených podmínek (teplota, živiny, režim plynů).

Studium rychlosti dekompozice rostlinných materiálů lze zkoumat různými metodami, které můžeme rozdělit na přímé a nepřímé (Úlehlová, 1989):

- (1) Přímé metody. Rychlost opadu se určuje z úbytku hmotnosti exponovaného materiálu za určité časové období (Wieder and Lang, 1982). Zahrnují např. metodu opadových sáčků (tzv. litter bag method), které jsou umístěny v půdě nebo na jejím povrchu (Úlehlová, 1989). Dále techniku připoutaného listu, stopovou metodu s využitím radioisotopů nebo stabilních izotopů, nebo použití drátěných kontejnerů s opadem (Šlajsová, 2009).
- (2) Nepřímé metody. K těmto metodám patří odhad rychlosti dekompozice ze sklizňových dat, metoda párových parcel, výpočet dekompoziční konstanty (Šlajsová, 2009). K nepřímým metodám patří také stanovení aktivity dekompozitorů, kterou můžeme měřit jako rychlost respirace, tedy spotřebu O_2 , nebo výdej CO_2 a CH_4 (Wieder and Lang, 1982).

4.1.1 Metoda opadových sáčků (litter-bag method)

Metoda opadových sáčků je využívána ke srovnání rychlostí rozkladu v terénních podmínkách. Metoda je vhodná ke studiu v přírodních podmínkách v odlišných typech stanovišť (Šlajsová, 2009).

K metodě se využívá sáčků, které jsou zhotoveny ze silonové sítě. Dle typu studia se volí velikost ok a tvar sáčků. Opadové sáčky jsou plněny opadem a navážka sušiny se nejčastěji pohybuje mezi 2-10g na jeden opadový sáček. Rostlinný opad by měl být v sáčku rozložen rovnoměrně. Na začátku zkoumaného pokusu se připraví velký počet vzorků, které se umístí v porostu. Podle účelu studia se stanoví rozmístění vzorků s opadem a postupné odebírání vzorků k analýzám dle délky expozice. Nejintenzivnější rozklad je v počátečních měsících, proto jsou vzorky zpočátku odebírány v kratších časových intervalech. S prodlužující se dobou expozice se mohou prodlužovat i časové úseky mezi odběry. Z odebraných vzorků se následně vybírá nerozložený opad ze sáčků, který je použit k dalším analýzám. Intenzitu rozkladu lze vyjádřit v % původní hmotnosti nebo jako relativní rychlost rozkladu (LDR) podle rovnice Wiegerta a Evanse (Tesařová, 1987).

Výhody této metody jsou: (1) Možnost studia průběhu rozkladu rostlinné opadu, a to včetně jeho chemických změn v průběhu doby expozice. (2) Porovnání rychlosti rostlinného opadu v různém prostředí ekosystému. Opadové sáčky lze umístit v porostu, na povrchu půdy nebo v různé hloubce půdního profilu. (3) Metodou je možné porovnat rychlost rozkladu různých druhů rostlin. Porovnávat je možné i jejich části (listy, stonky, kořeny). (4) Díky zvolené velikosti ok silonové sítě můžeme odhadnout podíl organismů mikro-, mezo- a makrofauny (Tesařová, 1987).

Nevýhody metody spočívají v tom, že: (1) Ve vzorcích s opadem vznikají jiné mikroklimatické podmínky. (2) Vyloučení některých organismů (žížaly či jiné skupiny bezobratlých) z rozkladu, díky nimž by v přirozeném porostu došlo k přemístování např. celých listů nebo jejich fragmentů do půdy. (3) Ve vrstvě stlačeného opadu v síťce se pravděpodobně udržuje vyšší vlhkost a nižší teplota a opad je méně provzdušněn než volně ležící opad. Rychlost opadu tedy může být nižší než u volně ležícího (Úlehlová, 1985).

Ke srovnávacím studiím či stanovení dynamiky rozkladných procesů v závislosti na stanovištních faktorech je výhodnější využití standardního materiálu místo rostlinného opadu, který má lehce a těžce rozpustné frakce. Jako modelový materiál se používá šňůra, plátno, filtrační papír, celofán, celulózový film nebo celulóza ve formě vaty. Tyto substráty se opět exponují po určenou dobu a po odebrání se měří plošně jejich úbytek nebo se váží (Úlehlová, 1989). Délka expozice je závislá na zvoleném materiálu (buničitá vata, filtrační papír) a na prostředí. Délka musí být zvolena tak, aby po vyjmutí z půdy byla část celulózy dosud nerozložena. Intenzita rozkladu může být opět vyjádřena jako LDR podle rovnice Wiegerta a Evanse nebo v % původní hmotnosti (Tesařová, 1987). Nevýhody a chyby při využití celulózy mohou nastat v případě: (1) Špatného načasování odběru vzorků, protože celulóza se rozkládá ve třech stádiích. Během prvního stádia je rozklad pomalý, ve druhém se zvyšuje a v této fázi by měl být vzorek odebrán, v průběhu třetího stádia dochází opět k útlumu (Tesařová, 1987). (2) Aktivita rozkladu celulózy je závislá na půdní vlhkosti, teplotě a vzrůstá s produktivitou porostu. Ve vodním prostředí může být rozklad vysoký, naopak nízký rozklad byl naměřen u travinných porostů na písčích (Úlehlová, 1985).

4.2 Použitá metodika v rámci výzkumu na lokalitě Mokrý louky

Rychlost dekompozice opadu byla studována metodou opadových sáčků (Tesařová, 1987). Výzkum byl rozdělen na dva pokusy. Oba pokusy probíhaly na modelové lokalitě Mokrý louky u Třeboně v okolí meteorologické stanice.

4.2.1 Rozvržení pokusu a časový harmonogram instalace a odběrů vzorků

Pro 1. pokus jsem vzorky umístila v polovině měsíce dubna 2009. Na lokalitu jsem instalovala celkem 96 opadových sáčků, které byly instalovány na 4 náhodně vybraná místa v přibližně stejné vzdálenosti od meteorologické stanice. Vzorky byly umístěny v jedné poloze a jedné velikosti (svislá - viz. 3.2.3. Umístění vzorků). V období 1. pokusu jsem provedla celkem 6 odběrů. Vzorky byly odebírány v intervalech 3, 7, 12, 19, 25 a 31 měsíců, tzn. celková doba expozice sáčků byla 2,5

roku. Pro jeden odběr se náhodně vybraly 4 sáčky z každého místa, to znamená celkově 16 vzorků (tab. č. 1).

Pro 2. pokus jsem umístila opadové sáčky na lokalitu v listopadu 2010. Na lokalitu jsem instalovala 96 nových opadových sáčků ve dvou polohách (vodorovná, svislá – viz. 3.2.3. Umístění vzorků, příloha č. 1) a ve dvou velikostech (malé, velké - viz. 3.2.3. Umístění vzorků). Vzorky instalované ve 2. pokusu jsem odebírala ve dvou termínech. Délka intervalů pro odběry byla 6 a 12 měsíců, tzn. že celková délka pokusu trvala 1 rok. Pro jeden odběr se náhodně vybraly 3 opadové sáčky ze svislé a vodorovné polohy z každého místa od obou velikostí, tedy po 12 vzorcích pro odběr (tab. č. 2).

Tab. č. 1 Pokus č. 1: Rozvržení instalace a odběrů opadových sáčků.

Zkratky použité v tabulce: VS - velikost sáčků, U - umístění, PM - počet míst, PO - počet opakování, Počet instal. Sáček- počet instalovaných sáčků, Počet odeb. Sáček- počet odebraných sáčků, Počet chyb. sáčků - počet chybějících sáčků, DE - délka expozice.

VS	U	Start pokusu	Konec pokusu	PM: A,B,C,D	PO	Počet instal. sáčků	Počet odeb. sáčků	Počet chyb. sáčků	DE (měs)	DE (dni)
velké	svislé	16.4.2009	21.7.2009	4	4	16	16	0	3	96
			20.11.2009	4	4	16	16	0	7	218
			30.4.2010	4	4	16	16	0	12	379
			9.11.2010	4	4	16	16	0	19	572
			6.5.2011	4	4	16	13	3	25	750
			3.11.2011	4	4	16	9	7	31	931

Tab. č. 2 Pokus č. 2: Rozvržení instalace a odběrů opadových sáčků.

Zkratky použité v tabulce: VS - velikost sáčků, U - umístění, PM - počet míst, PO - počet opakování, Počet instal. sáčků - počet instalovaných sáčků, Počet odeb. sáčků - počet odebraných sáčků, Počet chyb. sáčků - počet chybějících sáčků, DE - délka expozice.

VS	U	Start pokusu	Konec pokusu	PM: A,B,C,D	PO	Počet instal. sáčků	Počet odeb. sáčků	Počet chyb. sáčků	DE (měs)	DE (dni)
malé	vodorovné	9.11.2010	6.5.2011	4	3	12	4	8	6	178
			3.11.2011	4	3	12	11	1	12	359
velké			6.5.2011	4	3	12	7	5	6	178
			3.11.2011	4	3	12	8	4	12	359
malé	svislé		6.5.2011	4	3	12	12	0	6	178
			3.11.2011	4	3	12	10	2	12	359
velké			6.5.2011	4	3	12	9	3	6	178
			3.11.2011	4	3	12	8	4	12	359

4.2.2 Příprava opadových sáčků

Pro přípravu vzorků byla použita biomasa ostřice štíhlé, která byla odebrána na studované lokalitě na konci vegetační sezóny. Pro 1. pokus byla sušina odebrána počátkem listopadu 2008 a pro 2. pokus počátkem listopadu roku 2010. Biomasa byla vysušena při pokojové teplotě a navážena do připravených opadových sáčků.

Pro přípravu opadových sáčků byla použita umělá síťovina s otvory 1 mm. Pro 1. pokus jsem připravila sáčky velké (velikost 20x15cm) s navázkou 10 g vysušené biomasy. Pro 2. pokus jsem použila velikosti dvě. Sáčky malé (velikost: 20x7cm) s navázkou 5g sušiny a sáčky velké (velikost: 20x15cm) s navázkou 10 g sušiny.

4.2.3 Umístění vzorků

V okolí meteorologické stanice byla náhodně vybrána čtyři místa (značená A, B, C, D) (schéma v příloze č. 2). Vzorky jsem umístila na každé ze stanovišť ve dvou různých polohách (svislá, vodorovná). Důvodem byla větší variabilita možnosti zkoumání rychlosti opadu v různém rozmístění a také srovnání s jinými výzkumy.

Na každém ze stanovišť jsem umístila tyčky a na ně vlascem přivázala sáčky s opadem (svislá poloha) (viz. fotografie v příloze č. 3 a v příloze č. 4). Sáčky byly zavěšeny tak, aby sušina v nich umístěná kopírovala přirozené rozmístění stařiny na bultech ostřice štíhlé. Sáčky ve vodorovné poloze byly položeny do porostu na zem a přivázány plastovým motouzem k tyčkám, aby nedošlo k jejich ztrátě odplavením.

4.2.4 Laboratorní rozbor

Laboratorní sušina 1 g použitého rostlinného materiálu činila $0,9479 \pm 0,0053$ (průměr \pm směrodatná odchylka náhodného výběru, $n=5$; příloha č. 5).

S odebranými vzorky se dále pracovalo v laboratorních podmínkách. Odebrané sáčky s opadem jsem vysušila do konstantní hmotnosti v sušárně při 85°C. Následně jsem každý vzorek biomasy zvažila s přesností na 0,01g. Z těchto dat jsem dostala potřebné informace k určení úbytku celkové sušiny v opadových sáčcích.

Pro získání dalších dat jsem použila metodu ztráty žíháním. Použila jsem označené keramické kelímky, které jsem si nejprve vyžihala a zvažila na

analytických vahách s přesností na 0,0001g.. Do nich jsem nastříhala část sušiny ze vzorků, vysušila při teplotě 85°C a znovu zvažila. Takto připravené kelímky jsem zavíčkovala pomocí alobalu (obr. v příloze č. 6), později pomocí keramických víček (u alobalu je riziko poničení). Kelímky jsem dala vyžíhat v muflové peci při teplotě 450°C. Dále jsem takto připravené vzorky s popelovinou opět vysušila v sušárně při 85°C, zvažila a zaznamenala jejich hmotnosti. I pro tato vážení jsem použila váhy analytické. Sušina ve stavu před spálením obsahuje látky organické a také popeloviny tzn., že jejím zvážením jsem zjistila celkovou hmotnost sušiny. Po vyžíhání jsem zjistila hmotnost popelovin. Odečtením těchto hodnot jsem získala sušinu bezpopelnou, tzn. pouze hmotnost organické hmoty v rozkládajícím se materiálu.

4.2.5 Výpočet rychlosti dekompozice

Rychlost dekompozice jsem vyjádřila v % původní hmotnosti a jako hodnoty LDR ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$). Hodnotu LDR jsem získala podle rovnice Wiegerta a Evanse (Tesařová, 1987).

$$\text{Pro první interval: } LDR(g \cdot g^{-1} \text{ za den}) = \frac{\ln W_0 - \ln W_1}{t_1 - t_0}$$

$$\text{Pro druhý interval: } LDR(g \cdot g^{-1} \text{ za den}) = \frac{\ln W_1 - \ln W_2}{t_2 - t_1}$$

Výpočet se provádí pro každý interval zvlášť. Intervalem je myšlena doba mezi odběry. Např. pro první interval (doba od umístění opadových sáčků do prvního odběru) platí, že W_0 značí počáteční navážku a W_1 hmotnost opadu po expozici. Ve druhém intervalu (doba od prvního do druhého odběru) je W_1 hmotnost opadu při prvním odběru a W_2 je hmotnost opadu ve druhém odběru. Rovnice byla vypočítána pro bezpopelnou sušinu.

4.2.6 Zpracování dat

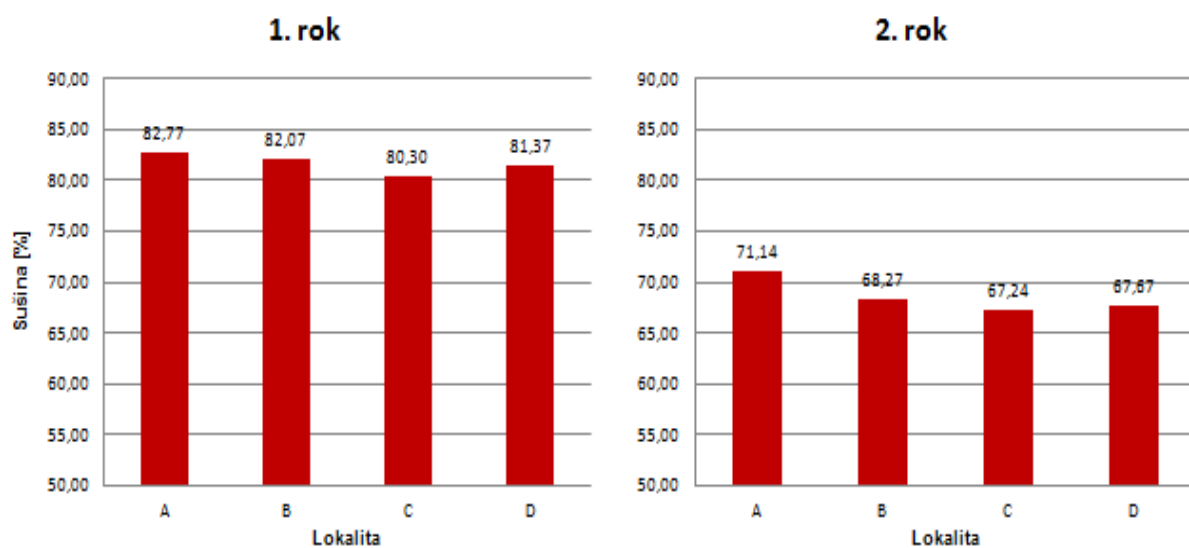
Data byla zpracována v programu Microsoft Excel. V programu byly zhotoveny grafické výstupy, tabulky, průměry, směrodatné odchylky apod. Data byla také vyhodnocena v programu Statistica 10 pro Windows, ve kterém byla použita Anova .

5. VÝSLEDKY

5.1 Pokus č. 1

5.1.1 Vliv umístění sáčků s opadem na dekompoziční procesy

Hmotnost celkové sušiny (% původní hmotnosti) v jednotlivých odběrech na zvolených lokalitách je znázorněna na grafu v příloze č. 7. Hmotnost celkové sušiny ve vzorcích na konci prvního a druhého roku je znázorněn na grafu č. 1. Během prvního roku ubylo celkem 18,37 % celkové sušiny a v průběhu druhého roku 13,05 % celkové sušiny. Během dvou let celkem ubylo 31,42 % celkové sušiny. Rozdíly mezi lokalitami byly velmi malé a nebyly statisticky průkazné (tab. č. 3).



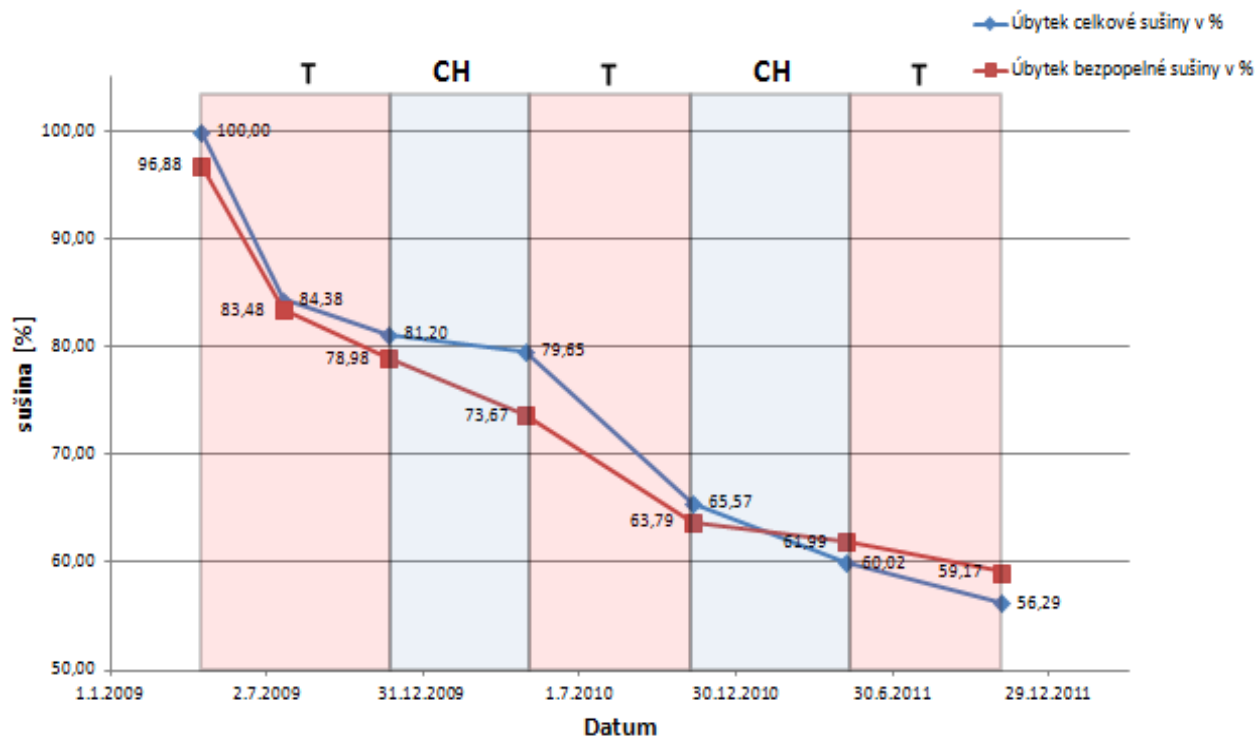
Graf č.1 Pokus č.1: Celková sušina na zvolených lokalitách (A, B, C, D) na konci prvního a druhého roku pokusu, vyjádřea v procentech počáteční celkové sušiny.

Tab. č. 3 Pokus č. 1: Analýza variance pro vliv faktorů na obsah bezpopelné sušiny (BPS) v době odběru a jejího procentického úbytku od počátku pokusu. F – testová statistika, p - hladina významnosti. Zkratkou BPS je chápána bezpopelná sušina v opadu, vyjádřená v % bezpopelné sušiny na počátku pokusu.

Faktor	Stupně volnosti	BPS %		Úbytek BPS %	
		F	p	F	p
lokalita	2	11,7304	0,0001	11,7304	0,0001
datum odběru	4	145,5460	<0,0000	145,5460	<0,0000
lokalita*datum odběru	14	2,1412	0,0213	2,1412	0,0213

5.1.2 Rychlost dekompozice

V rámci prvního pokusu, který navazoval na bakalářskou práci, jsem získala výsledky rychlosti dekompozice po dobu 2,5 let. Intenzita rozkladu rostlinného opadu, vyjádřená v % původní hmotnosti, je znázorněna na grafu č. 2 a v příloze č. 8. Změna obsahu bezpopelné sušiny během pokusu je graficky vyjádřena v příloze č. 5 a v tabulce v příloze č. 6. Úbytek bezpopelné sušiny během pokusu je graficky vyjádřen v příloze č. 7 a v tabulce v příloze č. 6. Z tabulky č. 3 je zřejmé, že staticky průkazný vliv na rychlost dekompozice mělo datum odběru neboli délka expozice opadových sáčků.



Graf č. 2 Pokus č. 1: Časový průběh hmotnosti celkové sušiny a bezpopelné sušiny v opadových sáčcích vyjádřený v % původní hmotnosti celkové sušiny. V grafu jsou vyznačena teplá (T; červená) a chladná (CH; modrá) období v průběhu pokusu.

Z celkové sušiny ubylo v prvním intervalu v průměru 16%, ve druhém 4%, ve třetím 0,5%, ve čtvrtém 14%, v pátém 6%, v šestém 4%. Z bezpopelné sušiny ubylo v prvním intervalu 13%, ve druhém 4,5%, ve třetím 5%, ve čtvrtém 10%, v pátém 2%, v šestém 2%.

Intenzita rozkladu celkové sušiny vyjádřená jako LDR ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$) je uvedena v tabulce č. 4. Z tabulky je zřejmé, že rychlost dekompozice byla během prvního intervalu nejrychlejší. To samé platí i pro první a druhý interval dohromady, kdy dekompozice probíhala v teplém období. Hodnota LDR byla pro první rok 0,7227 a pro druhý rok 0,474.

Tab. č. 4 Pokus č. 1: Hodnoty LDR zjištěné mezi jednotlivými odběry.

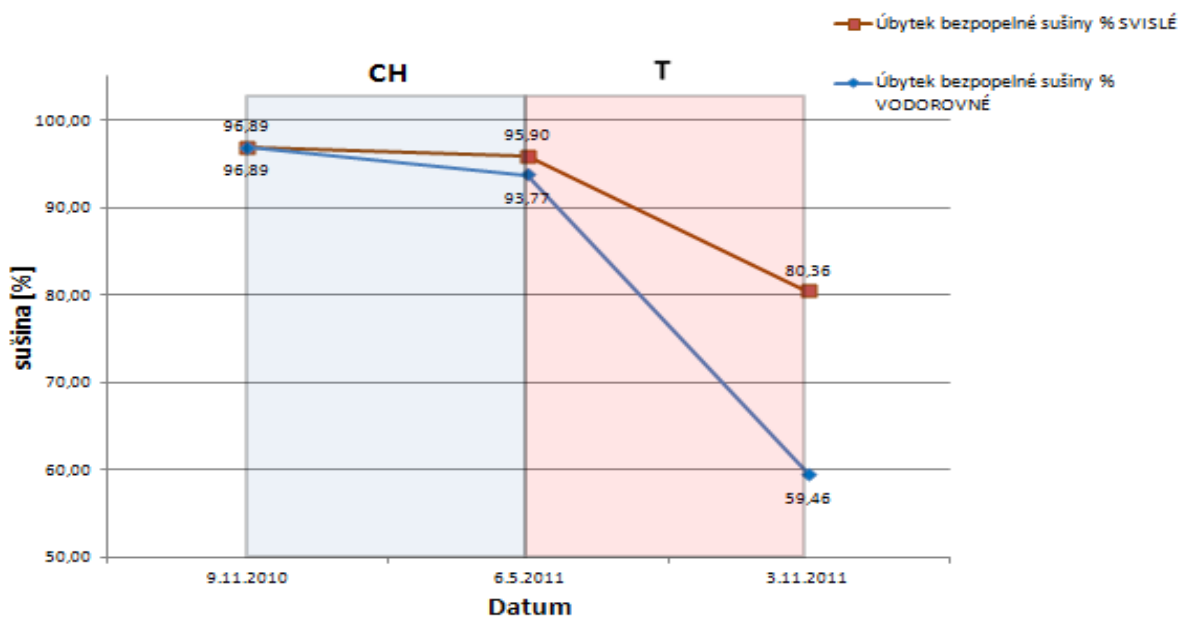
Datum expozice 16.4.2009	Intervaly	LDR [mg .g ⁻¹ den ⁻¹]		Teplé/chladné období
Datum odběru				
21.7.2009	1. interval	1,5507	0,9370	Teplé
20.11.2009	2. interval	0,4542		
30.4.2010	3. interval	0,4325		Chladné
9.11.2010	4. interval	0,7462		Teplé
6.5.2011	5. interval	0,1788		Chladné
3.11.2011	6. interval	0,0128		Teplé

Ze získaných dat je zřejmé, že intenzita rozkladu neprobíhala pro celou dobu expozice stejně. Změny v intenzitě rychlosti rozkladu jsou dobře pozorovatelné jak v grafu (graf č. 2), tak z hodnot LDR (tab. č. 4). V počátečních fázích byla rychlost dekompozice exponovaného opadu rychlejší než ve fázích následujících.

5.2 Pokus č. 2

5.2.1 Rychlost dekompozice

Očekávalo se, že rychlost dekompozice opadu mezi vzorky umístěnými do vrstvy stařiny (svíslá poloha) a na povrch půdy (vodorovná poloha) bude odlišná. Pokusem se prokázala odlišnost v rychlosti dekompozice a je znázorněna v grafu č. 3, dále v příloze č. 8 a v příloze č. 9.



Graf č.3 Pokus č. 2: Obsah bezpopelné sušiny v opadových sáčcích vyjádřený v % původní hmotnosti celkové sušiny pro sáčky ve svislé a vodorovné poloze. V grafu je vyznačeno teplé (T; červená) a chladné (CH; modrá) období v průběhu pokusu.

Vzorky umístěné na povrch půdy se rozkládaly rychleji. Z opadových sáčků umístěných ve svislé poloze ubylo z bezpopelné sušiny v prvním intervalu (chladné období roku) 1%, ve druhém intervalu (teplé období roku) 15,5%. V opadových sáčcích ve vodorovné poloze ubylo z bezpopelné sušiny v prvním intervalu (chladné období roku) 3% a ve druhém intervalu (teplé období roku) 34%. Změna obsahu bezpopelné sušiny po dobu expozice je graficky znázorněn v % (příloha č. 10) a úbytek bezpopelné sušiny je graficky znázorněn v % (příloha č. 11).

Intenzita rozkladu celkové sušiny vyjádřená jako LDR ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$) je uvedena v příloze č. 12 (vyjádřená zvlášť pro malé a velké sáčky) a v tabulce č. 5 (vyjádřená souhrnně pro malé a velké sáčky).

Tab. č. 5 Pokus č. 2: Hodnoty LDR vyjádřené v $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$ vyjádřené dohromady pro sáčky svislé a pro sáčky vodorovné.

Datum expozice 9.11.2010	Datum odběru	Interval	LDR [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$]	LDR celkem [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$]	Teplé/chladné období
Poloha sáčku					
Svislé	6.5.2011	1. interval	0,0577	0,5212	Chladné
	3.11.2011	2. interval	0,9771		Teplé
Vodorovné	6.5.2011	1. interval	0,1841	1,0676	Chladné
	3.11.2011	2. interval	1,9366		Teplé

Intenzita rozkladu pro bezpopelnou sušinu vyjádřená jako LDR ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$) v opadových sáčcích ve svislé poloze byla pro první interval 0,0577, pro druhý interval 0,9771 a celková hodnota pro oba intervaly dohromady 0,5212. Pro opadové sáčky ve vodorovné poloze byla hodnota v prvním intervalu 0,1841, ve druhém 1,9366 a celková hodnota dohromady byla 1,0676. Hodnota LDR potvrzuje rychlejší dekompozici v opadových sáčcích ve vodorovné poloze. Patrný je také rychlejší rozklad v teplém období během roku.

Pro druhý pokus se opět potvrdilo, že statisticky průkazný vliv na dekompozici mělo datum, tedy změny v čase. Naproti tomu lokalita neměla průkazný vliv na rychlost rozkladu exponovaného materiálu (tab. č. 6). Vzhledem k tomu, že vliv lokality nebyl průkazný, byla data ze všech lokalit pro další statistické analýzy sloučena. Další test (tab. č. 7) prokázal rozdíly v rychlosti dekompozice vlivem polohy sáčků (svislé nebo vodorovné). Velikost sáčků naopak neměla průkazný vliv.

Tab. č. 6 Pokus č. 2: Analýza variance pro vliv faktorů na obsah bezpopelné sušiny při odběru vzorku (v % počáteční bezpopelné sušiny) a její procentický úbytek od počátku pokusu, F – testová statistika, p - hladina významnosti.

	Stupně volnosti	BPS %		úbytek BPS %	
		F	p	F	p
lokalita	3	0,859	0,4672	0,8591	0,4672
datum odběru	1	73,743	0,0000	73,7433	0,0000
lokalita*datum odběru	3	1,465	0,2331	1,4646	0,2331

Tab. č. 7 Pokus č. 2: Analýza variance pro vliv faktorů na úbytek BPS %. F – testová statistika, p - hladina významnosti.

	Stupně volnosti	F	p
datum odběru	1	113,1256	0,0000
velikost: V/M	1	0,2324	0,6315
poloha: s/v	1	19,8826	0,0000
datum odběru * velikost: V/M	1	0,1379	0,7117
datum odběru * poloha: s/v	1	11,5736	0,0012
velikost: V/M * poloha: s/v	1	0,3815	0,5390
datum odběru * velikost: V/M * poloha: s/v	1	0,5533	0,4598

6. DISKUZE

6.1 Uspořádání opadových sáčků

Uspořádání opadových sáčků v 2. pokusu bylo zvoleno jak v poloze svislé, tak v poloze vodorovné. Opadové sáčky ve svislé poloze byly zvoleny z toho důvodu, aby jejich poloha odpovídala přirozenému růstu stařiny. Dekompoziční procesy mohly probíhat téměř tak, jak je tomu v přírodním prostředí. Můžeme předpokládat, že působení vnějších faktorů bylo téměř stejné jako na listy stařiny ostřice. V sáčcích umístěných ve vodorovné poloze, tedy na povrchu půdy, rozkladné procesy mohly být ovlivněny i jinými faktory, např. delší dobou zaplavení či odlišnými druhy organismů působících na rozklad. Předpokládali jsme, že sáčky umístěné ve vodorovné poloze se budou rozkládat rychleji. Odlišnost byla prokázána, hodnota LDR ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$) za dobu expozice 12 měsíců byla pro sáčky ve svislé poloze 0,52 a pro sáčky ve vodorovné poloze byla 1,07. Vzorky umístěné na povrch půdy se tedy rozkládaly rychleji a to z důvodu dostatečného zvlhčení, dekompozice tedy nebyla limitována nedostatkem vody. Naopak svislé sáčky umístěné ve stařině byly po většinu času proschlé (s výjimkou období po srážkách) a dekompozice byla proto více limitována vlhkostí.

6.2 Porovnání s výsledky jiných autorů

Porovnání výsledků v přírodních podmínkách s jinými studiemi je obtížné, protože není možné zaručit, aby faktory životního prostředí působily na různých lokalitách a v různých letech stejně či velmi podobně. Dále existuje mnoho metod studia pro výpočet rychlosti dekompozice, včetně modifikací v použité metodě, např. u metody opadových sáčků různá velikost ok či sledování rozkladu různého porostu (ostřicový, kukuřičný, lesní apod.).

Studie potvrzují, že výsledky měření rychlosti rozkladu rostlinného opadu metodou opadových sáčků je odlišná ve srovnání s jinými technikami. Wiegert and Evans (1964) uvádí, že rychlost rozkladu v opadových sáčcích byla ve srovnání s metodou párových plošek nižší. Rychlost rozkladu ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$) byla ve stejném

období ve stejném porostu v opadových sáčcích 0,3 a probíhala tedy o více než 1/4 pomaleji než v metodě párových plošek, kde se rychlost pohybovala okolo hodnoty 1,3. Wiegert a Evans (1964) dále uvádí, že rychlost dekompozice probíhá rychleji v lužních porostech než na pastvinách, a to díky dostatečné vlhkosti. Rochow (1974) ve své studii také potvrzuje, že rychlost rozkladu opadu ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$) byla větší v lužních oblastech, a to díky dostatečnému zvlhčení a hodnotu stanovil na 0,569, zatímco na pastvinách byla hodnota 0,204 (Singh and Gupta, 1977).

Zjištěné rychlost dekompozice ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$) pro některé typy porostu se pohybují dle Wiegerta a Evanse (1964) pro pastviny 8,4 - 1,3 a lužní porosty 13,6 - 1,8. Wiegert and McGinnis (1975) udává hodnoty rychlosti rozkladu pro kukuřičný porost 7,64 - 0,82 a pro ostřicový porost 7,71 - 0,63 (Singh and Gupta, 1977).

Některé příklady rychlosti dekompozice u různých typů travinných porostů, měřených v sítkách uvádějí, že rozklady rostlinného opadu probíhají rychleji na úrodnějších půdách a významnou roli hraje i klimatický režim. Bleak (1970) uvádí hodnotu 0,08 pro *Agropyron trachycaulum*, Tesařová (1977) uvádí hodnoty pro *Serratulo-Festucetum commutatae* 2-12, *Glycerietum maximae* 6-19 (Úlehlová, 1985).

Kovářová (1984) na lokalitě Mokřých Luk u Třeboně prováděla studii dekompozice též pomocí metody opadových sáčků. Opadové sáčky exponovala do 5ti různých stanovišť (ostřicový, travinný porost s dominantní třtinou šedavou a zblochanem vodním, posledním byl porost vrb). Rychlost rozkladu exponovaného materiálu a množství prvků N, P, K, Na, Ca a popela vyjádřila jako změnu obsahu v % původní hmotnosti příslušného prvku. Intenzitu rozkladu také vyhodnotila jako hodnotu LDR ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$) po prvních osmi měsících expozice a hodnoty byly v ostřicovém porostu 0,89; u třtinového porostu 1,06 a 1,02; ve zblochanové vegetaci 2,55 a ve vrbovém opadu 0,11. Hodnota LDR byla v 1. pokusu této práce za prvních 7 měsíců expozice 0,7, tedy velmi srovnatelná s výsledky Kovářové.

Kovářová (1984) určila, že u travinných porostů existují dvě fáze rychlosti rozkladu. Největší rychlost rozkladu dosahuje porost v průběhu prvních 8 měsíců expozice. V 1. pokusu se nejvyšší rychlost rozkladu v prvních měsících potvrdila. Příčinou je rozklad lehce dostupných organických látek, ke kterému dochází v prvotní fázi dekompozice. Dalším důvodem je umístění vzorků v letním teplém

období během vegetační sezóny. V 2. pokusu se opadové sáčky exponovaly do chladného období a rychlost dekompozice byla oproti letnímu období pomalá.

7. ZÁVĚR

Mokřady patří mezi významné ekosystémy naší planety, ačkoliv byly po dlouhou dobu na okraji zájmu studia. V mokřadech se hromadí velké množství organické hmoty a tvoří tak jeden z největších rezervoárů organického uhlíku na Zemi. Dekompozice je důležitou součástí biochemického cyklu živin, během které také dochází k uvolňování metanu (CH_4) a oxidu uhličitého (CO_2) do atmosféry.

Pro zjištění rychlosti dekompozice v přírodních podmínkách byla využita metoda opadových sáčků s rostlinným materiálem, které byly exponovány do porostu ostřice na lokalitě Mokré Louky u Třeboně. Výzkum probíhal ve dvou pokusech a instalace opadových sáčků byla pro 1. pokus v dubnu roku 2009 a pro 2. pokus v listopadu 2010. Sáčky byly instalované jak ve svislé rovině, aby co nejvíce kopírovaly přirozený rozklad ostřice a dále ve vodorovné rovině. V 1. pokusu bylo vyhotoveno celkem 6 odběrů. Hodnota LDR byla pro první rok 0,7227 a pro druhý rok 0,4740. V 2. pokusu byly vyhotoveny 2 odběry a hodnota LDR byla za rok pro sáčky ve svislé poloze 0,5212 a pro sáčky ve vodorovné poloze 1,0676. Dekompozice probíhala rychleji na povrchu půdy, protože vzorky nebyly limitovány nedostatkem vody. Rozdíl mezi sáčky velkými a malými nebyly statisticky průkazné. Rozdíly mezi lokalitami byly malé a jejich vliv na rychlost dekompozice nebyl statisticky průkazný. Vliv na intenzitu dekompozice mělo v obou pokusech datum, tedy délka expozice opadových sáčků.

8. POUŽITÁ LITERATURA

- ANONYMOUS. Ramsarská úmluva. Agentura ochrany přírody [online]. [cit. 2011-05-29]. Dostupné z:
<http://www.ochranaprirody.cz/index.php?cmd=page&id=3258>.
- ANONYMOUS. Mokrý louky u Třeboně. CZ-LTER: Long-Term Ecological Research Network [online]. 2010-2011 [cit. 2012-11-13]. Dostupné z:
http://www.lter.cz/index.php?option=com_content&view=category&layout=log&id=17&Itemid=10&lang=cs.
- ARCHIBOLD, O. W. Ecology of World Vegetation. 1st Ed. London [etc.]: Chapman, 1995. ISBN 04-124-4300-7. 510 p.
- BENNER, R., A.E. MACCUBBIN, R.E. HODSON. Anaerobic Biodegradation of the Lignin and Polysaccharide Components of Lignocellulose and Synthetic Lignin by Sediment Microflora. Applied and Environmental Microbiology. 1984, 47(5), pp. 998–1004.
- BRADY N., R. WEIL. The Nature and Properties of Soils, 12th Edition. 1999. Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River, NJ. 881p.
- CRONK, J., M. FENNESSY. Wetland Plants: Biology and Ecology. Boca Raton, Fla.: Lewis Publishers, 2001, 462 p. ISBN 15-667-0372-7.
- COLLINS, M.E., R.J. KUEHL. Organic matter accumulation in organic soils. In: VEPRASKAS, Edited by J.L. Richardson and M.J. VEPRASKAS. Wetland Soils Genesis, Hydrology, Landscapes, and Classification: Genesis, Hydrology, Landscapes, and Classification. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 2000, pp. 137-162. ISBN 1566704847.
- COWARDIN, L.M. Classification of Wetlands & Deepwater Habitats of the U. S. S. l.: Diane Pub Co, 1979, 131 p. ISBN 07-881-1416-6.
- ČÍŽKOVÁ, H. Faktory ovlivňující dynamiku porostů rákosu obecného v kulturní krajině. České Budějovice, 2006. Habilitační práce. Jihočeská univerzita.
- DICKINSON, C., G. PUGH. Biology of Plant Litter Decomposition. New York: Academic Press, 1974, 2 v, 146 p. ISBN 01221500151.
- DEMEK, J., et al. Zeměpisný lexikon ČSR: Hory a nížiny. Praha: Academia, 1987, 584 p.

- DREVER, J.I. *The Geochemistry of Natural Waters*. 2nd ed. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice Hall, 1988, 437 p. ISBN 01-335-1396-3.
- DVOŘÁK, J. Význam a průběh dekompozičních procesů v mokřadech. In KVĚT, J.; RAJCHARD, J. *Ekologie mokřadů*. 2004 [cit. 2010-04-15]. Dostupné z WWW: <http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/04/04.htm>.
- DYKYJOVÁ, D., J. KVĚT. Wetlands: Ecology and management: Mineral nutrient economy in wetlands of the Třeboň Basin Biosphere Reserve. In GOPAL, B., et al. *Proceedings of the 1st International Wetland Conference*. India: New Delhi, 1980, pp 325-355.
- FENCHEL, T.M, B.B. JORGENSEN. Detritus foodchains or aquatic ecosystems: the role of bacteria. *Advances in Microbial Ecology*. 1977, 1:1-58.
- GOPAL, B., M. SAH. Inventory and classification of wetlands in India. *Vegetation* 1995, 118: 39-48. ISSN 1573-5052.
- HOVORKA, F. Nadzemní produkce nesečeného mokřadního porostu. České Budějovice, 2010. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta.
- JENNY, H. *Factors of Soil Formation*. New York: McGraw-Hill, 1941, 281 p.
- JENÍK, J. Mokré Louky u Třeboně: modelová lokalita biosférického fondu. In JENÍK, J.; KVĚT, J. *Studia zaplavovaných ekosystémů u Třeboně*. Praha: Academia, 1983. 176 p.
- KAY, B.D. Soil structure and Organic Carbon. In LAL, R. *Soil Processes and the Carbon Cycle*. Boca Raton, Fla.: CRC Press, 1998, 171 p. *Advances in soil science* (Boca Raton, Fla.). ISBN 0-8493-7441-3.
- KEDDY, Paul A. *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2010, 497 p. ISBN 05-217-3967-5.
- KENDER, J. Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny. Praha: Ministerstvo životního prostředí, 2000, 220 p. ISBN 80-721-2148-0.
- KLIMOVIČOVÁ, L. Dekompozice nadzemní biomasy travinného mokřadního porostu. České Budějovice, 2010. Bakalářská práce. Jihočeské univerzita, Zemědělská fakulta.
- KILLHAM, K. *Soil Ecology*. New York: Cambridge University Press, 1994, pp. 89-106, 242. ISBN 0521435218.

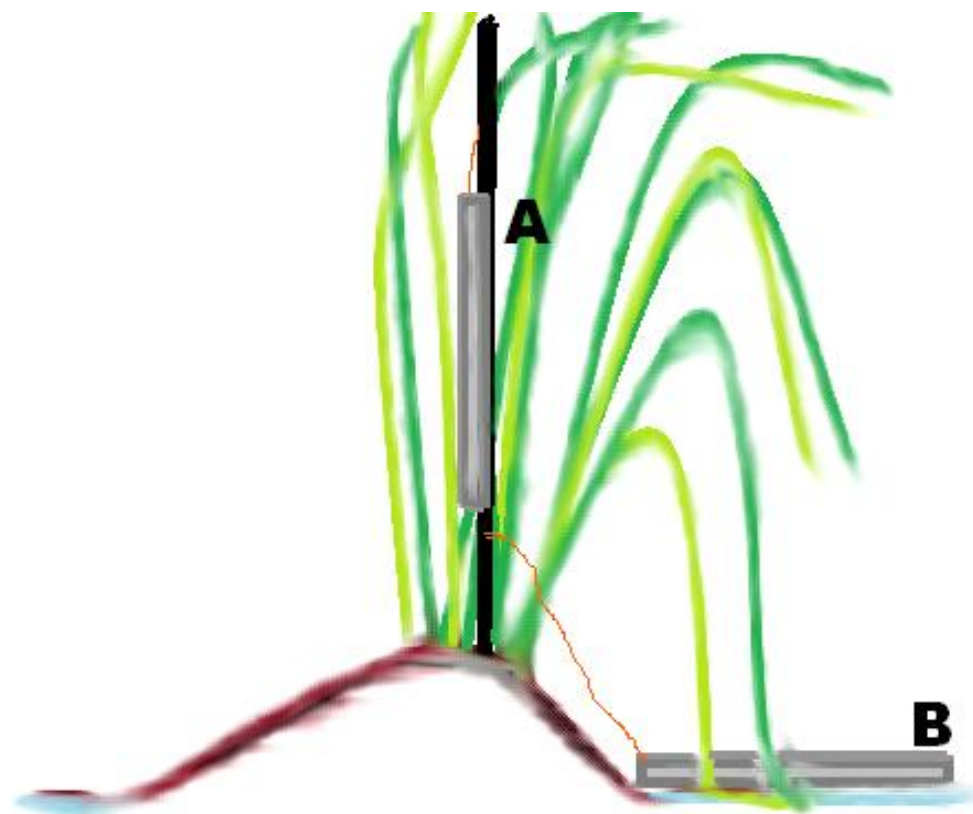
- KIRK, G.J.D., J.L. SOLIVAS, M.C. ALBERTO. Effect of flooding and redox conditions on solute diffusion in soil. *European Journal of Soil Science*. 2003, 54: 617-624.
- KOLÁŘ, L. Úloha organické hmoty v půdě (The effect of organic matter in soil). Proceeding from conference „Effect of organic fertilizers in contemporary agriculture“, CAU Prague, 1997, pp. 26-30. ISBN 80-213-0342-5
- KOVÁŘOVÁ, M. Changes of several characteristics of native litter during exposure in periodically flooded biotopes. *Folia Geobotanica Phytotaxonomica.*, 1984, 19: 257-277.
- KVĚT, J., J. JENÍK, L. SOUKUPOVÁ. Fresh Water Wetlands and Their Sustainable Future: a Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic. Boca Raton [Fla.]: Parthenon Pub. Group, 2002, 495 p. ISBN 18-507-0550-X.
- LANGMUIR, D. *Aqueous Environmental Geochemistry*. Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall, 1997, 600 p. ISBN 00-236-7412-1.
- LAVELLE, P., R. DUGDALE, R. SCHOLES. Nutrient cycling. In: HASSAN, Rashid M, R SCHOLES a Neville ASH. *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends : Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: Island Press, 2005, pp. 333-351. ISBN 1-55963-227-5.
- LEDVINA, R., J. HORÁČEK, M. ŠINDELÁŘOVÁ. *Geologie a půdoznalství*. České Budějovice, ZF JCU, 2000, 203 p.
- LEWIS, M.W. *Wetlands: Characteristics and Boundaries*. Washington, D.C.: National Academy Press, 1995, 307 p. ISBN 03-090-5134-7.
- McCAULEY, A., C. JONES, J. JACOBSEN. Soil pH and organic matter. *Nutrient Management Module No. 8*. 2009, 12 pp. [cit. 2012-12-19]. Dostupné z: <http://techsci.msun.edu/welch/ag204/soilpH.pdf>
- McLATCHEY, G.P., K.R. REDDY. Regulation of organic matter decomposition and nutrient release in a wetland soil. *Journal of Environmental Quality*. 1998, vol. 27, n. 5, pp. 1268-1274.
- MEGONIGAL, J.P., M.E. HINES, P.T. VISSCHER. Anaerobic metabolism: linkages to trace gases and aerobic processes. In: SCHLESINGER, W.H. (ed.). *Biogeochemistry*. Oxford, UK: Elsevier-Pergamon, 2004, pp. 317-424.

- MITSCH, W.J., G. GOSELINK. Wetlands. 2nd ed. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993, 722 p. ISBN 04-420-0805-8.
- PATTEN, B.C. Wetlands and Shallow Continental Water Bodies. The Hague: SPB Acad. Publ, 1990, 758 p.. ISBN 9051030460.
- PAUL, E.A., F.E. CLARK. Soil Microbiology and Biochemistry. London: Academic Press, 1996. 340 p.
- POKORNÝ, J., J. ŠULCOVÁ, M. HÁTLE. Třeboňsko 2000- Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech. Třeboň: Sborník přednášek- ENKI o.p.s., 2000. 344 p.
- PONNAMPERUMA, F.N. Effects of flooding on soils. In: PONNAMPERUMA, F.N. Flooding and Plant Growth. New York, USA: Academic Press, 1984, pp. 9–45.
- REDDY, K.R., E.M. D'ANGELO Soil process regulativ water quality in wetlands. In: MITSCH, W.J. Global Wetlands: Old World and New. New York: Elsevier, 1994, pp. 309-323. ISBN 0444814787.
- SHINE, C., C. KLEMM. Wetlands, Water, and the Law: Using Law to Advance Wetland Conservation and Wise Use. Gland, Switzerland: IUCN, 1999, 332 p. ISBN 28-317-0478-2.
- SCHIMEL, D.S., B.H. BRASWELL et al. Climatic, edaphic and iotic controls over storage and turnover of carbon in soils. Global Biogeochemical Cycles. 1994, 8: 279-293.
- PECHAR, L. Intenzifikace hospodaření a ekologická stabilita rybníků – klíčových vodních biotopů Třeboňské pánve. In: POKORNÝ, J. et al. Třeboňsko 2000: Ekologie a ekonomika po dvaceti letech. Třeboň: ENKI, o. p. s., Správa CHKO Třeboňsko a MaB, 2000, pp. 109-117.
- PŘIBÁŇ, K. Aspekty třeboňského klimatu. JENÍK, J., S. PŘIBIL. Ekologie a ekonomika Třeboňska. Třeboň: Botanický ústav ČSAV, 1978, pp. 71-76.
- RAMESH, R. Biogeochemistry of wetlands: carbon cycling processes. In: Wetland Biochemistry Laboratory [online]. 2008 [cit. 2012-11-13]. Dostupné z: <http://soils.ifas.ufl.edu/wetlands/teaching/Biogeo-PDF-files/Lecture-7-Carbon%20cycling%20processes%20%5BCompatibility%20Mode%5D.pdf>
- SCHLESINGER, W.H. Biogeochemistry: an Analysis of Global Change. 2nd ed. San Diego, Calif.: Academic Press, 1997, 588 p. ISBN 01-262-5155-X.

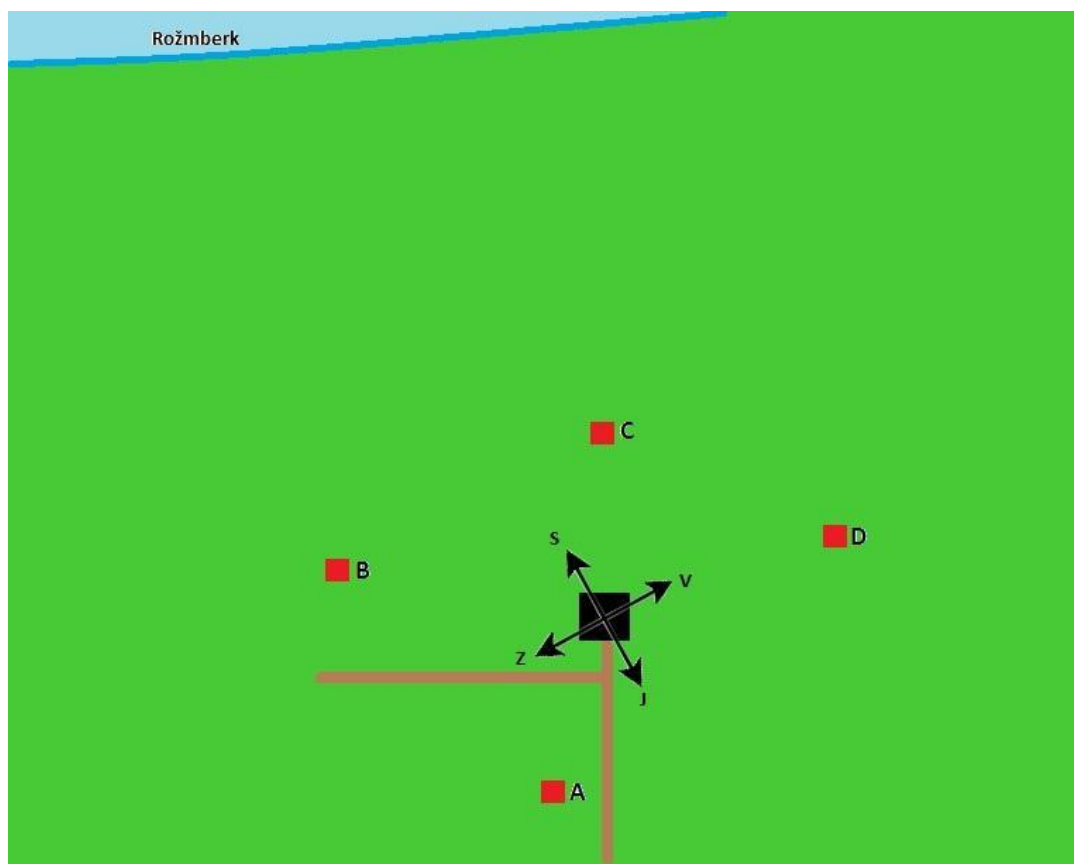
- SINGH, J.S., S.R. GUPTA. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems.. The Botanical Review. 1977, 43,4: 450-528.
- ŠANTRŮČKOVA, H., M.I. BIRD a D. ELHOTTOVA. Heterotrophic CO₂ fixation in soil. Microbial Ecology. 2005, 49: 1-8.
- ŠEBEK, O. Klima Třeboňska. In JENÍK, J., S. PŘIBIL. Ekologie a ekonomika Třeboňska. Třeboň: Botanický ústav ČSAV Třeboň, 1978, 470 p.
- ŠLAJSOVÁ, P. Rychlost dekompozice organické hmoty v půdách smrkových lesů na Šumavě. České Budějovice, 2009. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita, Přírodovědecká fakulta.
- TESAŘOVÁ, M. Stanovení rychlosti rozkladu rostlinného opadu metodou sáčků (litter bags). In: RYCHNOVSKÁ, M. Metody studia travinných ekosystémů. Praha: Academia, 1987, pp. 87-190.
- TIAN, G. et al. Soil faunamediated decomposition of plant residues under constrained environmental and residue quality conditions. In: CADISCH, G., K.E. GILLER. Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition. Wallingford, Oxon, UK: CAB International, 1997, pp. 125-134. ISBN 0851991459.
- TRENTIN, C.C., M.F. JURGENSEN. Carbon cycling in wetland forest soils. In: KIMBLE, J. The Potential of U.S. Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse effect. Boca Raton: CRC Press, 2003, pp. 311-331. ISBN 1566705835.
- ÚLEHLOVÁ, B. Rozkladači a rozkladné procesy v travinných ekosystémech. In RYCHNOVSKÁ, M.; BALÁTOVÁ, E.; ÚLEHLOVÁ, B; PELIKÁN, J. Ekologie lučních porostů. Praha: Academia, 1985, pp. 182-261.
- ÚLEHLOVÁ, B. Rozklad biomasy. In: DYKYJOVÁ, D. (eds.): Metody studia ekosystémů. Praha: Academia, Praha, 1989, pp. 523 - 554.
- VYMAZAL, J. Chemismus a biogeochemické cykly v mokřadech. In KVĚT, J.; RAJCHARD, J. (ed.) *Ekologie mokřadů.*, 2004 [cit. 2010-04-15]. Dostupné z WWW: <http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/03/03.htm>.
- WIEDER, R.K., G.E. LANG. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. Ecology. 1982, 63: 1636-1642.
- WILLIAM, M.L. Wetlands: Characteristics and Boundaries. Washington, D. C.: National Academy Press, 1995, 307 p. ISBN 03-090-5134-7.

9. PŘÍLOHY

Příloha č. 1. Rozložení opadových sáčků v pokusu. A označuje umístění ve svislé poloze, B označuje umístění ve vodorovné poloze.



Příloha č. 2. Schéma umístění opadových sáčků na lokalitě Mokré Louky u Třeboně. Červené body (značené A, B, C, D) charakterizují umístění opadových sáčků v okolí meteorologické stanice (středem probíhá směrová růžice).



Příloha č. 3. Opadové sáčky naplněné rostlinným materiálem.

Příloha č. 4. Umístění opadových sáčků do porostu ostřice (svislá poloha).



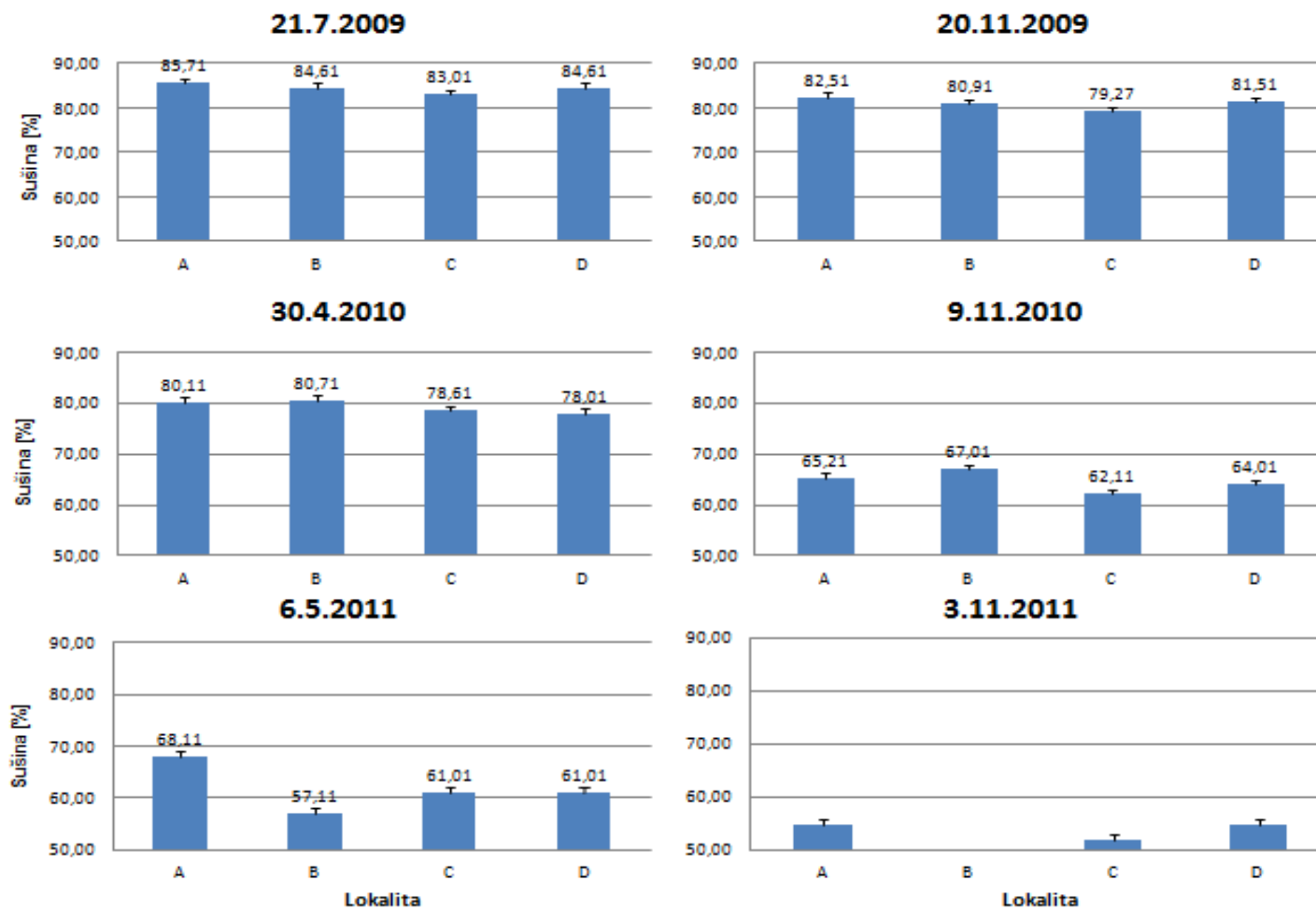
Příloha č. 5. Poměr hodnot sušiny opadu získaných při teplotě 85°C a pokojové teplotě (20°C).

	Opakování	Sušina při pokojové teplotě	Sušina při 85°C	Poměr sušin	Průměr	S.D.výběr
1. pokus	1	10,22	9,28	0,908	0,909	0,0017
	2	10,29	9,34	0,908		
	3	10,26	9,35	0,911		
	4	10,33	9,4	0,910		
2. pokus	1	5,06	4,61	0,911	0,911	0,0024
	2	10,11	9,18	0,908		
	3	10,09	9,22	0,914		
	4	10,12	9,22	0,911		

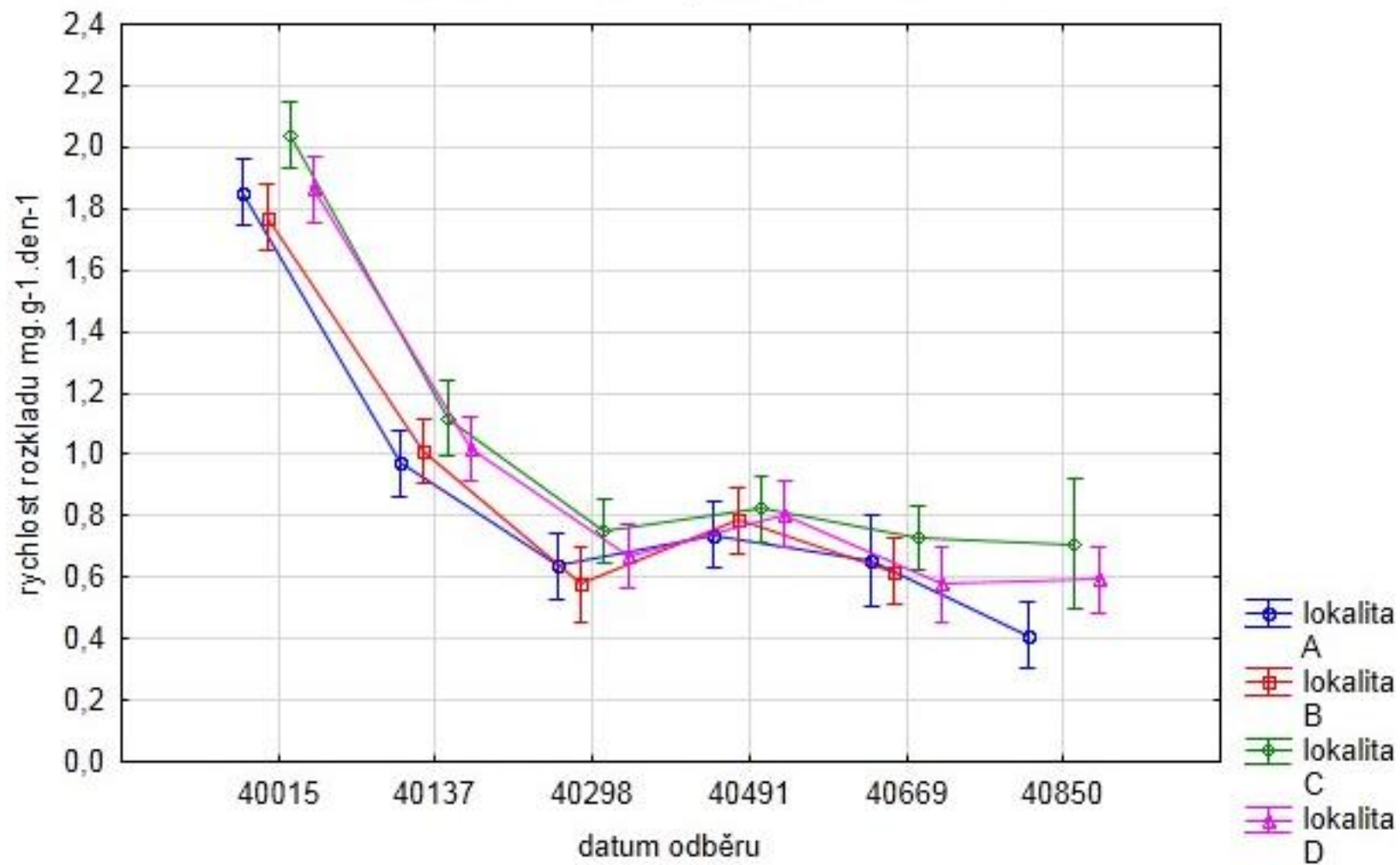
Příloha č. 6. Připravené keramické kelímky se sušinou.



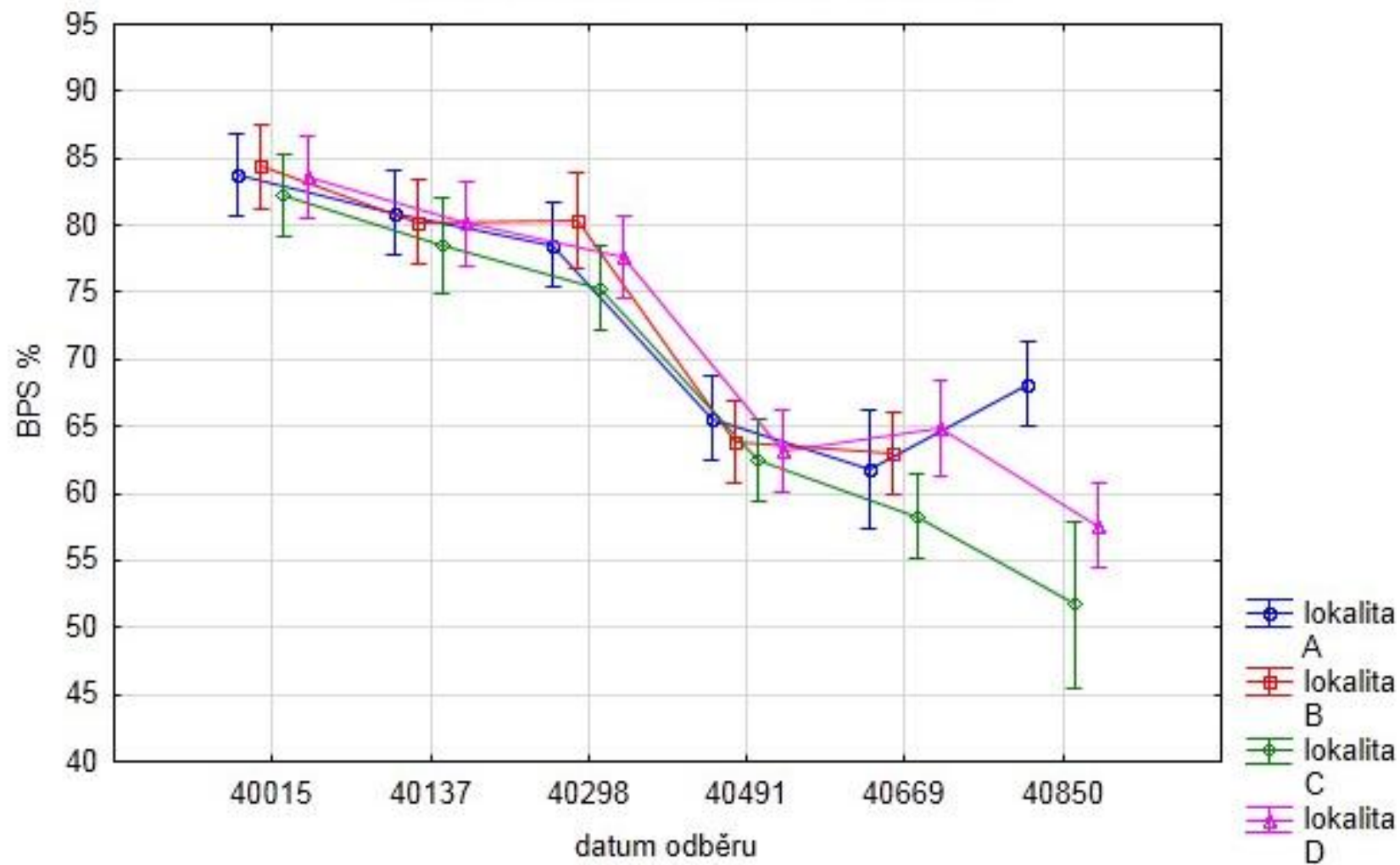
Příloha č.7 Pokus č.1: Celková sušina na zvolených lokalitách (A, B, C, D) v termínech jednotlivých odběrů, vyjádřená v procentech počáteční celkové sušiny.



Příloha č. 8 Pokus č. 1: Rychlost rozkladu dekompozice vyjádřená v $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$.



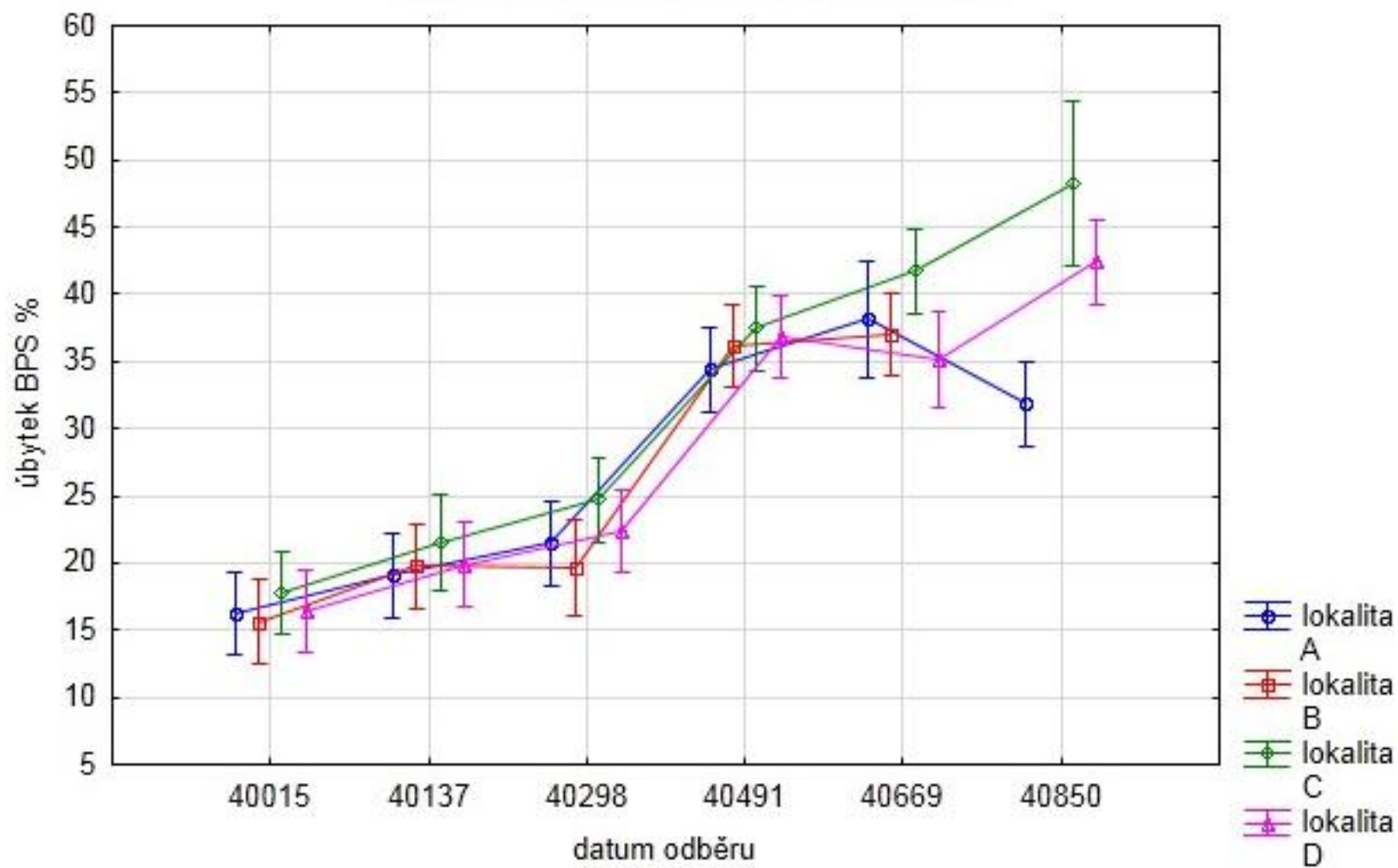
Příloha č. 5 Pokus č. 1: Množství bezpopelné sušiny vyjádřené v % v časovém průběhu pro exponovaný materiál.



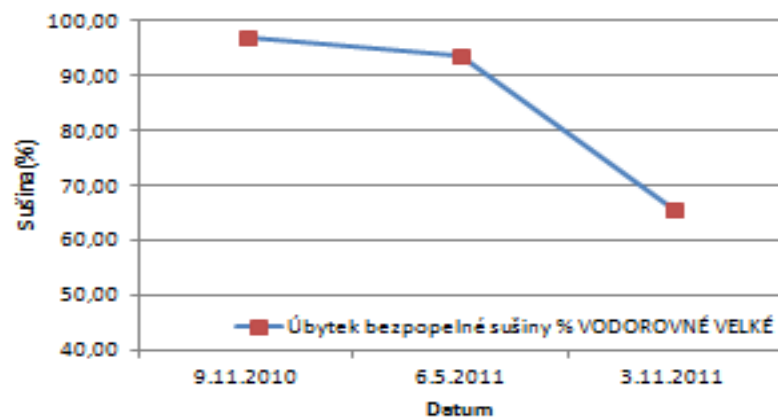
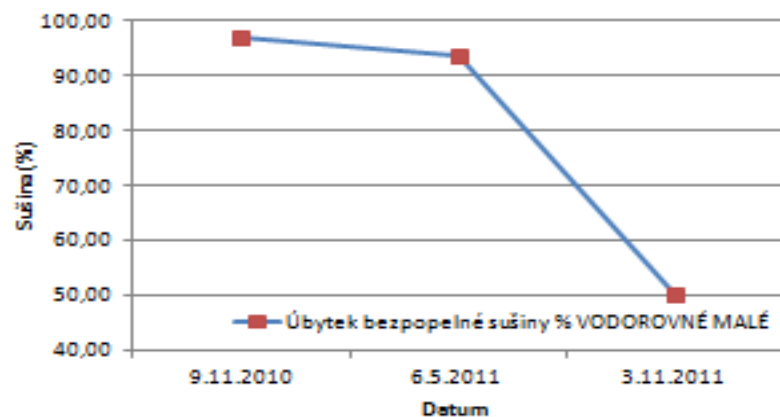
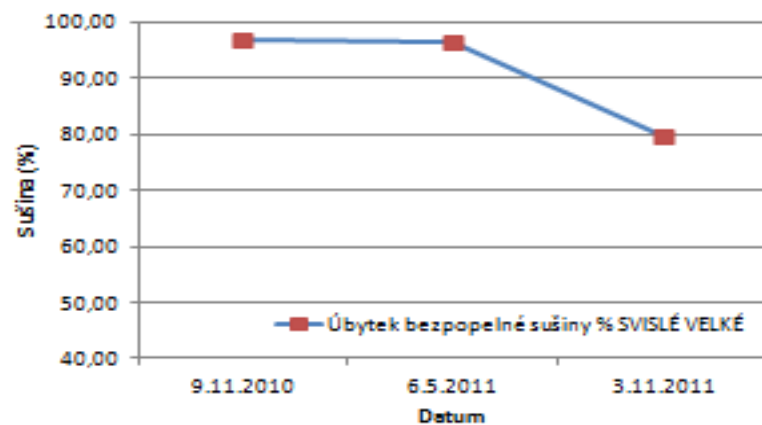
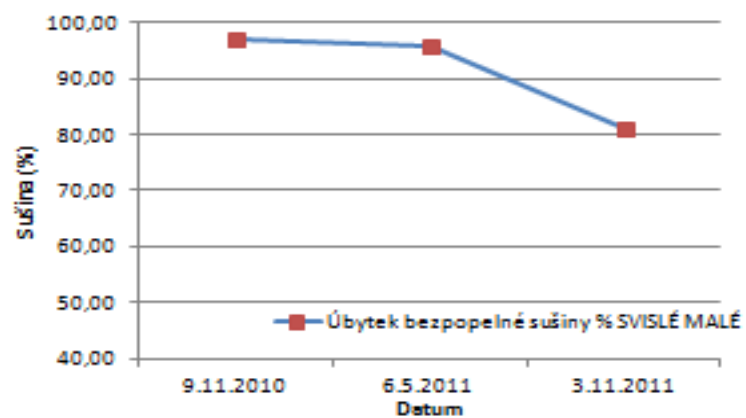
Příloha č. 6 Pokus č. 1: Hodnoty bezpopelné sušiny a jejího procentického úbytku v jednotlivých termínech.

Datum	BPS %		úbytek BPS %	
	Průměr	SD	Průměr	SD
21.7.2009	83,4829	1,3468	16,5171	1,3468
20.11.2009	80,0335	1,8105	19,9665	1,8105
30.4.2010	77,7942	2,4489	22,2058	2,4489
9.11.2010	63,7889	2,5012	36,2111	2,5012
6.5.2011	61,7905	6,3575	38,2095	6,3575
3.11.2011	61,6478	6,6538	38,3522	6,6538

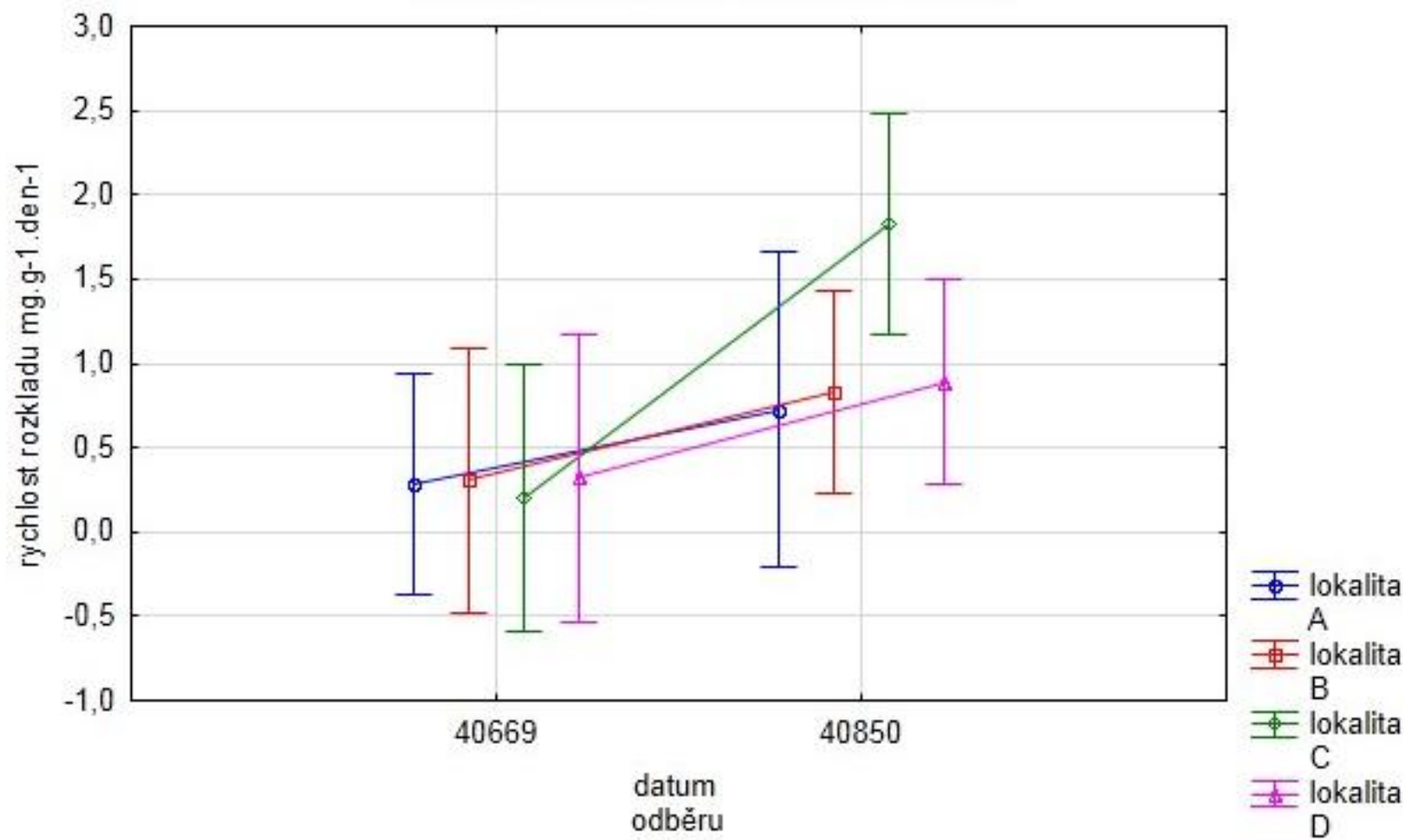
Příloha č. 7 Pokus č. 1: Úbytek bezpopelné sušiny vyjádřen v % v časovém průběhu exponovaného materiálu.



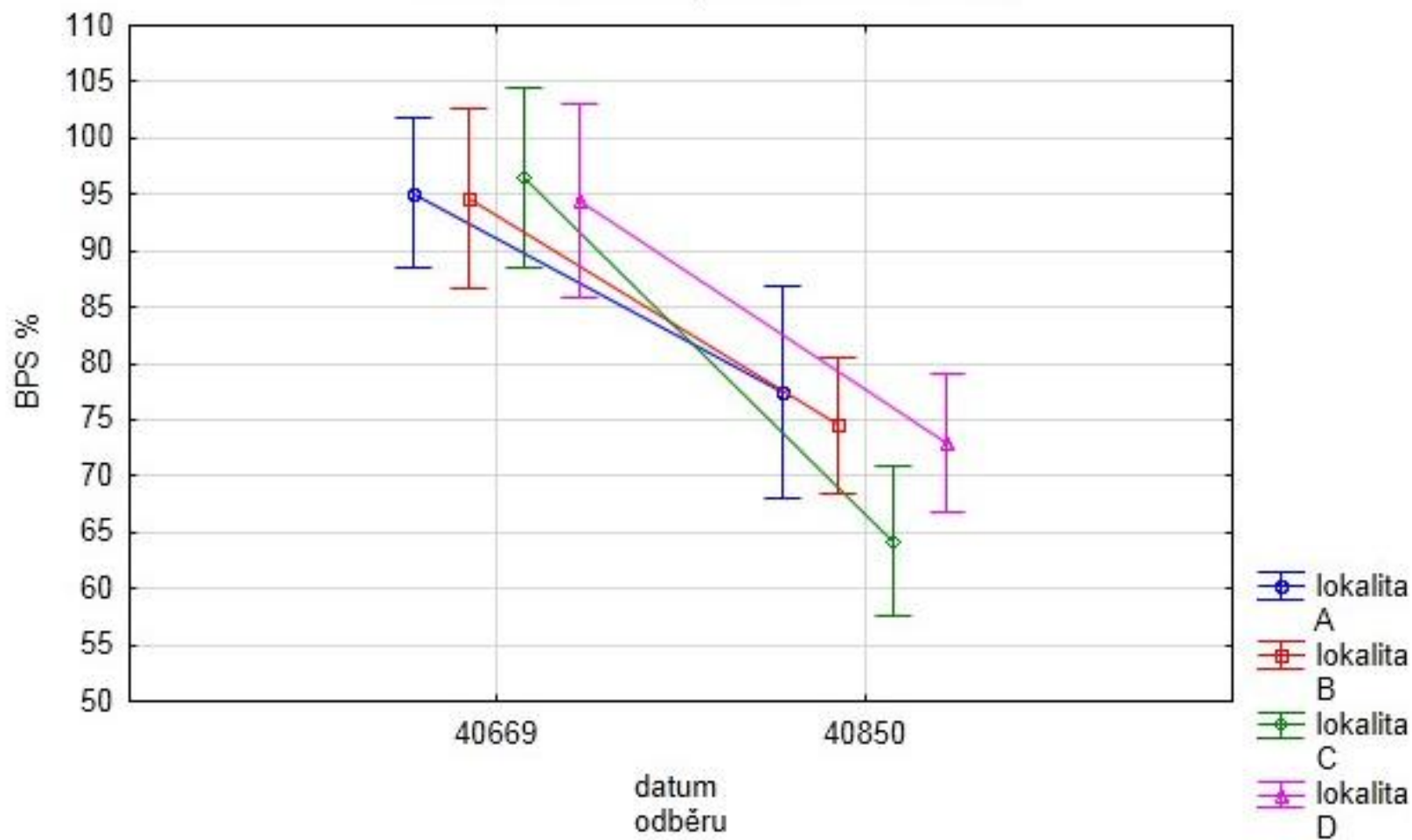
Příloha č. 8 Pokus č. 2: Rychlost rozkladu dekompozice vyjádřená v %.



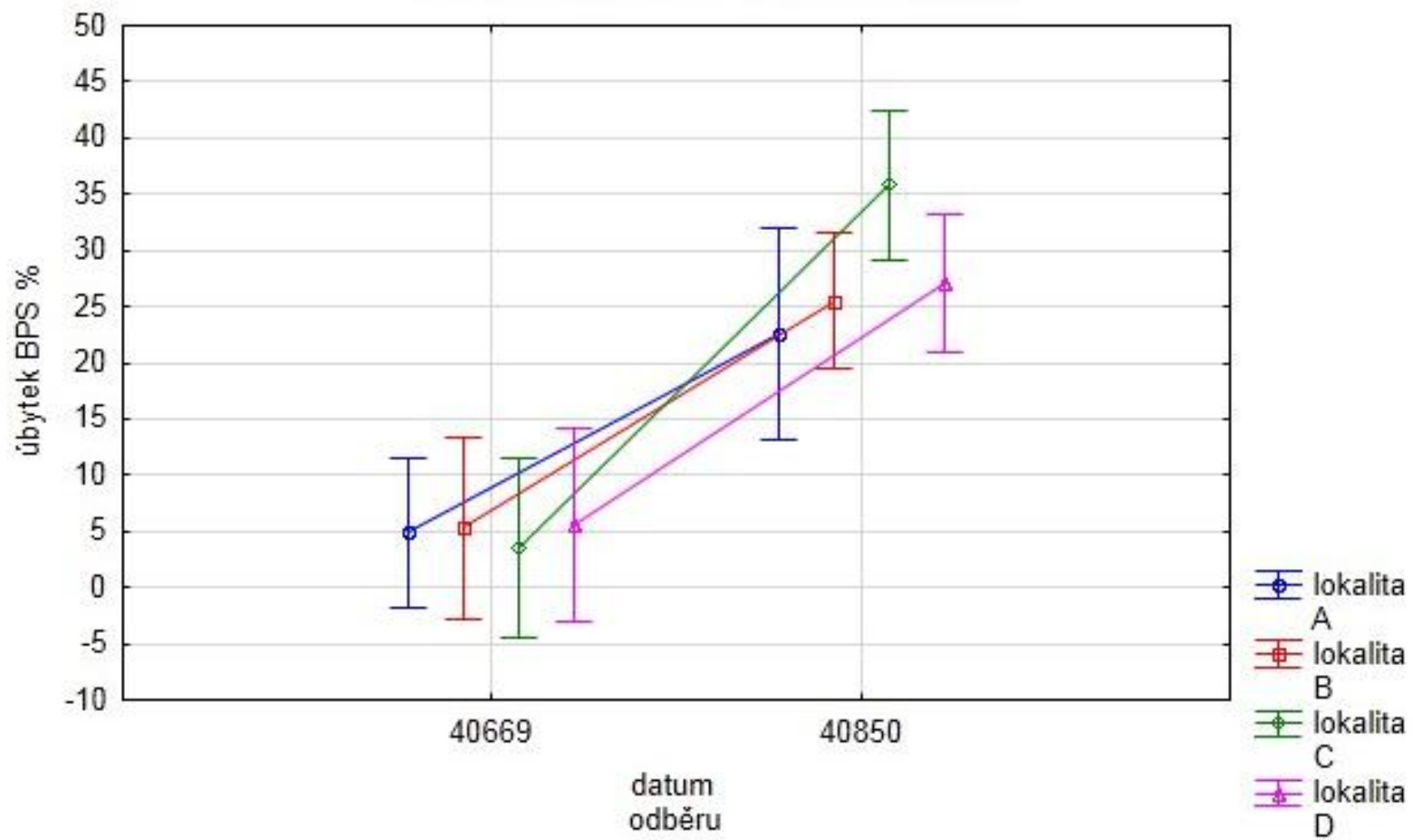
Příloha č. 9 Pokus č. 2: Rychlost rozkladu dekompozice vyjádřená v $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$.



Příloha č. 10 Pokus č. 2: Obsah bezpopelné sušiny vyjádřený v % v časovém průběhu pro exponovaný materiál.



Příloha č. 11 Pokus č. 2: Úbytek bezpopelné sušiny vyjádřený v % v časovém průběhu exponovaného materiálu.



Příloha č. 12 Pokus č. 2: Hodnoty LDR vyjádřené v $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$, vyjádřené zvlášť pro sáčky svislé malé/velké a vodorovné malé/velké.

Datum expozice 9.11.2010	Datum odběru	Interval	LDR [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$]	LDR celkem [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$]	Teplé/chladné období
Poloha sáčku/ velikost					
Svislé/malé	6.5.2011	1.interval	0,0624	0,5043	Chladné
	3.11.2011	2.interval	0,9388		Teplé
Svislé/velké	6.5.2011	1.interval	0,0322	0,5428	Chladné
	3.11.2011	2.interval	1,0449		Teplé
Vodorovné/ malé	6.5.2011	1.interval	0,1828	1,0512	Chladné
	3.11.2011	2.interval	1,9052		Teplé
Vodorovné/velké	6.5.2011	1.interval	0,1848	1,0884	Chladné
	3.11.2011	2.interval	1,9770		Teplé